

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

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

*Faculté des Sciences et de la technologie*

*Département génie de l'environnement*

# *Mémoire*

*Présenté pour obtenir*

**LE DIPLOME DE MASTER**

**FILIERE : Génie des procédés.**

**Spécialité : Génie des procédés de l'environnement.**

Par

- **Maroua Houmour**
- **Rami Moumeni**

*Intitulé*

*Utilisation de la technologie électro-microbienne Pour la diminution de la charge polluante des eaux usées domestiques de la STEP Bordj Bou Arreridj*

*Soutenu le : 21/06/2025*

*Devant le Jury composé de :*

<i>Nom &amp; Prénom</i>	<i>Grade</i>	<i>Qualité</i>	<i>Etablissement</i>
M.BEMAKHMOUF	MCB	Président	Univ-BBA
M.DILMI	MCA	Encadreur	Univ-BBA
M.BAHOUL	Pr	Examineur	Univ-M'sila
M.A.HALLATI	Pr	Co-promoteur	Univ-BBA
M.K.REBAI	MASTER	membre invité	Univ-BBA

*Année Universitaire 2024/2025*

# Remerciements

*Au terme de ce travail, je tiens à exprimer ma profonde gratitude à toutes les personnes qui ont contribué, de près ou de loin, à la réalisation de ce mémoire.*

*Je tiens à remercier tout particulièrement mon encadrant, « Mr. Dilmi Abdelkader », pour son accompagnement précieux, ses conseils avisés, sa disponibilité et sa bienveillance tout au long de ce travail. Sa rigueur scientifique et son soutien ont grandement contribué à la réussite de ce mémoire.*

*. Mes remerciements les plus sincères vont également à « Mr. Khalil », pour son soutien constant, ses orientations pertinentes et sa présence motivante durant mon parcours*

*J'exprime aussi toute ma reconnaissance à « Mr. Hallati » et « Mr. Bahloul », pour leurs encouragements, leurs conseils utiles et leur encadrement pédagogique tout au long de ma formation.*

*Je remercie également l'ensemble des enseignants du département de Génie de l'Environnement à l'Université Mouhamed El Bachir El Ibrahimi, pour la qualité de leur enseignement et leur appui académique.*

*Enfin, je tiens à remercier mes collègues, amis et camarades de promotion pour leur soutien moral, leurs échanges enrichissants et leur précieuse présence durant cette aventure académique.*

# *Dédicaces*

*Je dédie ce mémoire tout d'abord à ma chère mère et à mon cher père, pour leur amour infini, leurs sacrifices, leur patience et leur soutien inébranlable.*

*À toute ma famille, pour leur présence rassurante et leurs encouragements constants tout au long de mon parcours.*

*À mes amis, pour les moments partagés, leur gentillesse et leur compréhension.*

*Et tout particulièrement à Lamis, mon amie la plus proche, pour sa sincérité, son soutien sans faille et sa présence précieuse dans ma vie. Ta confiance m'a donné la force d'avancer. Merci du fond du cœur.*

*Avec tout mon amour et ma reconnaissance*

*Maroua*

# Dédicaces

*Je dédie ce mémoire à mon cher père, mon modèle de sagesse, de force et de persévérance.*

*Merci pour tes conseils, ta patience, et pour avoir toujours cru en moi, même quand je doutais.*

*À ma chère mère, pour son amour inconditionnel, sa tendresse et son soutien quotidien qui m'ont porté tout au long de ce parcours.*

*À mes amis, pour leur présence fidèle, leurs encouragements sincères et les moments de joie partagés.*

*Merci à chacun de vous, du fond du cœur.*

*Avec toute ma gratitude,*

**RAMI**

## Résumé

La pollution des eaux usées domestiques représente un défi environnemental majeur en Algérie, notamment dans les villes en croissance rapide comme Bordj Bou Arreridj. Face aux limites des procédés classiques de traitement, ce mémoire étudie l'efficacité de la technologie électro-microbienne, un procédé novateur combinant activité microbienne et réactions électrochimiques, pour réduire la charge polluante des eaux usées.

L'étude a été menée à l'échelle pilote sur des échantillons d'eaux usées issues de la STEP de Bordj Bou Arreridj. Les résultats ont montré une amélioration significative des performances de traitement, avec des taux élevés de réduction de la DCO, DBO5 et des matières en suspension. Cette technologie offre également des perspectives intéressantes en termes de faible consommation énergétique et de valorisation potentielle de l'énergie produite.

Ce travail confirme que la technologie électro-microbienne constitue une solution prometteuse pour améliorer la qualité des eaux traitées, tout en répondant aux enjeux environnementaux, économiques et énergétiques.

### Abstract

Domestic wastewater pollution represents a major environmental challenge in Algeria, particularly in rapidly growing cities such as Bordj Bou Arreridj. Faced with the limitations of conventional treatment processes, this thesis investigates the efficiency of electro-microbial technology—a novel process combining microbial activity and electrochemical reactions—to reduce the pollutant load in domestic wastewater.

The study was carried out on a pilot scale using wastewater samples from the Bordj Bou Arreridj wastewater treatment plant (WWTP). Results demonstrated significant improvements in treatment performance, with high removal rates of COD, BOD5, and suspended solids. This technology also offers promising potential for low energy consumption and energy recovery.

The findings confirm that electro-microbial systems represent a promising alternative to enhance treated water quality while addressing environmental, economic, and energy concerns.

### ملخص

مصادر التلوث البيئي في الجزائر، خاصةً في المدن التي تشهد نموًا سكانيًا سريعًا مثل برج بوعرييريج. ونظرًا للقيود التي تواجهها تقنيات المعالجة التقليدية، تهدف هذه المذكرة إلى دراسة فعالية التقنية الكهرو-ميكروبية كحل مبتكر يجمع بين النشاط الميكروبي والتفاعلات الكهروكيميائية لتقليل الحمولة الملوثة لمياه الصرف الصحي.

تم تنفيذ الدراسة على مستوى محطة التجريب باستخدام عينات من مياه الصرف الصحي لمحطة المعالجة ببرج بوعرييريج. وقد أظهرت النتائج تحسنًا ملحوظًا في كفاءة المعالجة، حيث تم تسجيل نسب إزالة عالية لكل من الطلب الكيميائي على الأوكسجين (DCO)، والطلب البيولوجي على الأوكسجين (DBO5)، والمواد العالقة. كما تتميز هذه التقنية بانخفاض استهلاكها للطاقة، مع إمكانية استرجاع الطاقة المنتجة.

تُثبت هذه الدراسة أن التقنية الكهرو-ميكروبية تُعدّ خيارًا واعدًا لتعزيز جودة المياه المعالجة، مع الاستجابة للتحديات البيئية والاقتصادية والطاقوية في آن واحد.

# TABLE DES MATIERES

Remerciements

Résumé

Introduction Générale.....	1
----------------------------	---

## PREMIERE PARTIE SYNTHESE BIBLIOGRAPHIQUE

### CHAPITRE I: GENERALITES SUR LES EAUX USEES

I Introduction.....	6
I.2 Origine des eaux usées .....	6
I.2.1. Eaux usées domestiques .....	6
I.2.2. Eaux usées industrielles.....	7
I.2.3. Eaux usées de pluie .....	8
I.2.4. Les eaux usées d'origine agricole.....	8
I.3. Les pollutions des eaux usées .....	9
I.3.1. Polluants biologiques.....	10
I.3.2. Polluants physique.....	10
I.4. Caractéristiques physico-chimiques et bactériologiques des eaux usées .....	10
I.4.1. Caractéristiques physico-chimiques .....	11
I.4.2. Caractéristiques bactériologiques .....	15
I.5. Paramètres microbiologique .....	17
I.5.1. Recherche des bactéries et champignons .....	17
I.5.2. Recherche de Pseudomonas aeruginosa .....	17
I.5.3. Recherche des bactéries aérobies .....	17
I.5.4. Les micro-algues et protozoaires.....	17
I.6. Procédés d'épurations des eaux usées .....	18
I.7. Paramètres essentiels pour le choix d'une technologie de traitement des eaux Usées .	18
I.8. Etapes de traitement des eaux usées .....	19
I.8.1. Les procédés physiques .....	19
I.8.2. Procédés physico-chimiques.....	21
I.8.4. Lits bactériens.....	22
I.9. Les stations d'épuration à boues activées.....	23
I.9.1 Définition de boue activée.....	23
I.9.2 Dégrilleur.....	23
I.9.3 Déssableur .....	24
I.9.4 Le dégraissage-déshuilage.....	25

I.9.5 Composants d'une unité biologique .....	25
I.9.6 Bases de dimensionnement d'un procédé par boue activée .....	25
I.9.7 Epaissement des boues résiduaires .....	26
I.9.8 Lits De Séchage .....	26
I.9.9 La théorie de l'épuration par boue activée .....	26
I.10. Conclusion .....	27

## **CHAPITRE II: TRAITEMENT DE L'EAU USEE PAR LA TECHNOLOGIE D'ELECTROLYSE**

### **MICROBIENNE**

II.1. Introduction .....	32
II.2. Principe de fonctionnement d'un réacteur d'électrolyse microbienne.....	32
II.3. La bioanode : .....	34
II.3.1. Mécanismes de transfert d'électrons entre les substrats et l'anode :.....	34
II.3.1.1. Oxydation abiotique de composés issus du métabolisme bactérien : .....	34
II.3.1.2. Transfert électronique via des médiateurs.....	35
II.3.2. Constitution des biofilms électroactifs : cultures pures vs. Communautés mixtes ...	38
II.3.3. Matériaux supports de bioanodes .....	40
II.3.4. La cathode : siège de l'électrosynthèse microbienne .....	41
II.3.5. Membranes .....	41
II.4. Couplage de la production d'hydrogène avec le traitement des eaux usées.....	42
II.4.1. Technologies électro-microbiennes pour la valorisation des résidus d'assainissement .....	42
II.4.2. Valorisation des biodéchets.....	42
II.5 Conception des électrolyseurs microbiens : .....	43
II.5.1 Réacteurs à simple ou double compartiment : .....	43

## **DEUXIEME PARTIE**

### **CHAPITRE III : Etude expérimentale**

III.1. Introduction: .....	48
III.2. Echantillonnage .....	48
III.2.1. Importance du prélèvement .....	48
III.2.2. Matériel utilisé .....	48
III.2.3. Méthodologie de prélèvement.....	48
III.2.3. Transport et conservation des échantillons .....	49
III.3. Méthodes d'analyses des eaux usées de la STEEP de BBA .....	49
III.3.1. Température (T) : .....	49

III.3.2. Potentiel hydrogène (pH) :	49
III.3.3. Conductivité électrique (CE) :	50
III.3.4. Turbidité.....	51
III.3.5. Matières en suspension (MES) :	52
III.3.7. Demande chimique en oxygène (DCO).....	55
III.3.8. Concentration en nitrites (NO <sub>2</sub> <sup>-</sup> ).....	56
III.3.9. Concentration en nitrates (NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> ).....	57
III.3.10. Concentration en azote ammoniacal (NH <sub>3</sub> -N).....	58
III.3.11. Matériel et Méthodes d'analyses bactériologiques des eaux usées de la STEEP ...	59
III.4. Mesure du courant électrique (en volts) généré par la pile à combustible microbienne.....	66

## **CHAPITRE IV : Résultats et discussions**

IV.1. Introduction.....	70
IV.2. Analyse des paramètres physico-chimique des eaux usées à l'entrée de la station d'épuration de BBA.....	71
IV.2.1. La température(T) :	71
IV.2.1.2. Potentiel d'hydrogène (pH) .....	71
IV.2.3. La conductivité électrique .....	71
IV.2.4. La turbidité .....	72
IV.2.5. Salinité.....	72
IV.2.6. TDS (Total Dissolved Solids).....	73
IV.2.7. Demande biochimique en oxygène (DBO <sub>5</sub> ).....	74
IV.2.8. Demande chimique en oxygène DCO .....	74
IV.2.9. Nitrate .....	75
IV.2.10. Nitrites .....	76
IV.2.11. L'analyse bactériologique des eaux usées avant traitement :.....	76
IV.3. Analyse des paramètres physico-chimique des eaux usées après traitement par les procédés électromicrobienne.....	80
IV.3.1. Température.....	80
IV.3.2. Potentiel d'hydrogène (PH) .....	81
IV.3.3. La turbidité .....	83
IV.3.4. Salinité.....	84
IV.3.5. TDS (Total Dissolved Solids).....	85
IV.3.6. Demande biochimique en oxygène (DBO <sub>5</sub> ).....	86
IV.3.7. Demande chimique en oxygène DCO .....	87
IV.3.8. Nitrate .....	89
IV.3.9. Nitrite.....	90
IV.3.10. L'analyse bactériologique des eaux usées après traitement :.....	91

IV.3.10.1. Coliforme fécaux à 44°C .....	91
IV.4. Suivi du comportement électrochimique des microorganismes .....	93
<b>Conclusion Générale</b> .....	96

## LISTE DES FIGURES

Figure	Page
<b>Figure 1.1</b> : le circuit des eaux usées domestiques [1].	7
<b>Figure.I.2</b> : eaux usées industriel [2].	8
<b>Figure. I. 3</b> : eaux usées de pluie [3].	8
<b>Figure. I 4</b> : eaux usées agricole [4]	9
<b>Figure.I.5</b> : prétraitement	19
<b>Figure.I.6</b> : étape de dégrillage	20
<b>Figure.I.7</b> : étape de dessablage	21
<b>Figure.I.8</b> : décantation	22
<b>Figure.I.9</b> : lits bactériens	23
<b>Figure II.1</b> : Schéma de principe du fonctionnement d'une CEM	33
<b>Figure II.2:</b> Transfert d'électrons à l'anode via l'oxydation des produits de la fermentation [3]	35
<b>Figure II.3:</b> Transfert d'électrons à l'anode via les médiateurs artificiels [3]	36
<b>Figure II. 4</b> : Transfert électronique via des médiateurs endogènes. Deux	37
<b>Figure II.5</b> : Schéma des différents mécanismes impliqués dans le transfert d'électrons : (A) Transfert indirect via des médiateurs ou des produits de fermentation ; (B) transfert direct via les cytochromes ; (C) transfert direct via des pilis conducteurs [3].	38
<b>Figure II.6:</b> Deux mécanismes de transfert possibles: A= via les cytochromes membranaires; B= via les pilis ou «nanowires» conducteurs [3]	39
<b>Figure II.7</b> : Etapes de formation d'un biofilm microbien. Schématique (gauche) et par Observations au microscope électronique à balayage et microscope confocal (droite). [10]	40
<b>Figure II.8.</b> Mécanisme de fonctionnement d'une CEM. [13]	41
<b>Figure II.9:</b> Membrane [14]	42
<b>Figure.II.10</b> : Electrolyseur microbien simple compartiment	43
<b>Figure II.11</b> : Dispositif à deux compartiments ou cellule « en H » [17]	44
<b>Figure III.1</b> : mesure du pH	50
<b>Figure.III.2</b> : mesure de la conductivité des eaux usées par un conductimètre	51
<b>Figure.III.3</b> : mesure Turbidité	52
<b>Figure.III.4</b> : mesure de l'OD	53
<b>Figure.III.5</b> : mesure le DBO5	54
<b>Figure.III.6</b> : mesure de la DCO	56
<b>Figure.III.7</b> : préparation de solution de nitrite	57
<b>Figure.III.8</b> : préparation de solution de $\text{NO}_3^-$	58
<b>Figure.III.9</b> : mesure $\text{NO}_3^-$	58
<b>Figure.III.10</b> : préparation de PCA	60
<b>Figure.III.11</b> : Tubes de culture stériles contenant du PCA pour analyses microbiologiques	60
<b>Figure.III.12</b> : préparation de milieu Rothe	62
<b>Figure. III. 13</b> : préparation de milieu de lits Key Lecture	63
<b>Figure. III. 14</b> : test de lits Key	63

<b>Figure.III.15</b> : préparation de milieu	<b>64</b>
<b>Figure. III.16</b> : milieu préparé pour test fécaux	<b>64</b>
<b>Figure.III.17</b> : test de CF	<b>65</b>
<b>FigureIII.18</b> : les deux électrodes utilisées dans le montage(A) L'anode(B) cathodes	<b>66</b>
<b>Figure.IV.1.</b> Température de l'eau usée avant et après traitement	<b>81</b>
<b>Figure.IV.2.</b> pH de l'eau usée avant et après traitement	<b>82</b>
<b>Figure.IV.3.</b> Conductivité de l'eau usée avant et après traitement	<b>83</b>
<b>Figure.IV.4.</b> Turbidité de l'eau usée avant et après traitement	<b>84</b>
<b>Figure.IV.5.</b> Salinité de l'eau usée avant et après traitement	<b>85</b>
<b>Figure.IV.6.</b> TDS de l'eau usée avant et après traitement	<b>86</b>
<b>Figure.IV.7.</b> DBO <sub>5</sub> de l'eau usée avant et après traitement	<b>87</b>
<b>Figure.IV.8.</b> DCO de l'eau usée avant et après traitement	<b>88</b>
<b>Figure.IV.9.</b> Nitrate de l'eau usée avant et après traitement	<b>89</b>
<b>Figure.IV.10.</b> Nitrite de l'eau usée avant et après traitement	<b>91</b>
<b>Figure.IV.11.</b> Variation de l'intensité du courant en fonction du temps pour un électrolyseur microbienne	<b>94</b>

## LISTE DES TABLEAUX

<b>Tableau</b>	<b>Page</b>
<b>Le tableau I.1</b> : représente les paramètres physico-chimiques des eaux usées	<b>15</b>
<b>Tableau I.2</b> : Recherche de bactérie et champignons. [26]	<b>17</b>
<b>Tableau.IV.1.</b> Résultats de dénombrement des coliformes fécaux à 44 °C :	<b>77</b>
<b>Tableau.IV.2.</b> Résultats de dénombrement de la flore totale aérobie mésophile (FTAM),	<b>78</b>
<b>Tableau.IV.3</b> Résultats de dénombrement de coliformes fécaux à 44 °C avant et après traitement	<b>91</b>
<b>Le tableau.IV.4.</b> Résultats de la Flore Totale Aérobie Mésophile (FTAM) à 22 °C avant et après traitement	<b>92</b>
<b>Tableau.IV.5.</b> Résultat du suivi du courant électrique sur cinq jours	<b>93</b>

## **LISTE DES ABREVIATIONS**

**DBO5:** Demande biochimique en oxygène pendant 5jours.

**DCO:** Demande chimique en oxygène.

**MES:** matières en suspension.

**PH:** Potentiel hydrogène.

**T:** température.

**UV-visible:** ultra-violet visible.

**FTAM :** flore totale aérobie mésophile.

**CF :** coliforme fécaux.

**CT :** coliforme totaux.

**MVS :** Matières volatiles en suspension.

**CE :** La conductivité électrique.

**MMS :** Matières minérales en suspension.

**OD :** Oxygène dissous.

**CEM :** cellule d'électrolyse microbienne.

**EA:**électroactif.

**TEM :** technologies électro-microbiennes.

**ESM :** électro synthèse microbienne.

**SF :** Streptocoques fécaux.

**CSR :** Clostridium sulfito-réductrices.

**NTU :** Nephelometric Turbidity Unités.

# **INTRODUCTION GÉNÉRALE**

L'eau est une ressource essentielle à la vie, mais sa disponibilité en qualité et en quantité suffisante est de plus en plus menacée. Parmi les principaux facteurs de pollution hydrique, les rejets d'eaux usées domestiques occupent une place importante. Ces eaux, issues des activités quotidiennes des ménages, contiennent une charge organique élevée ainsi que divers polluants chimiques et biologiques, susceptibles d'altérer l'équilibre des écosystèmes aquatiques et de nuire à la santé publique.

Face à cette problématique, les stations d'épuration des eaux usées (STEP) constituent une réponse technique indispensable. Cependant, les technologies classiques de traitement, bien que largement utilisées, présentent certaines limites. Elles sont souvent énergivores, peu efficaces face à certains polluants spécifiques, et coûteuses à maintenir. Par conséquent, le besoin de développer des procédés plus performants, durables et économiquement viables devient une priorité.

Dans ce cadre, la technologie électro-microbienne émerge comme une alternative prometteuse. Ce procédé novateur repose sur la synergie entre des micro-organismes électro actifs et des systèmes électrochimiques. Il permet non seulement la dégradation de la matière organique, mais aussi la génération d'un courant électrique ou l'optimisation de réactions d'oxydoréduction. Cette technologie pourrait donc répondre efficacement aux défis liés au traitement des eaux usées, en alliant performance environnementale et potentiel énergétique.

La station d'épuration de Bordj Bou Arreridj, comme de nombreuses installations similaires en Algérie, fait face à des défis croissants : augmentation du volume des eaux usées à traiter, fluctuations de la charge polluante, exigences environnementales plus strictes. Il devient alors nécessaire d'envisager des solutions innovantes pour améliorer la qualité des eaux traitées, réduire les coûts d'exploitation et garantir la conformité aux normes en vigueur.

Dans ce contexte, ce mémoire a pour objectif principal d'étudier l'efficacité de la technologie électro-microbienne dans la réduction de la charge polluante des eaux usées domestiques traitées par la STEP de Bordj Bou Arreridj. Il s'agira notamment de :

Concevoir et mettre en œuvre un système pilote électro-microbien ;

Évaluer ses performances en matière de réduction de la demande chimique en oxygène (DCO), de la demande biologique en oxygène (DBO5), et d'autres paramètres polluants ;

Comparer les résultats obtenus avec ceux du procédé classique utilisé dans la STEP ;

Analyser la faisabilité d'une intégration de cette technologie à plus grande échelle.

Ce travail repose sur plusieurs hypothèses de recherche :

- La technologie électro-microbienne permet une dégradation plus efficace de la charge organique que les procédés biologiques classiques ;
- Son intégration dans le système de traitement existant est possible sans transformation lourde de l'infrastructure ;
- Elle représente une solution économiquement avantageuse à long terme, notamment grâce à sa faible consommation énergétique.

Pour atteindre ces objectifs, une méthodologie expérimentale sera adoptée. Elle comprendra la réalisation d'analyses physico-chimiques des eaux brutes et traitées, la mise en place d'un réacteur électro-microbien à l'échelle pilote, et l'évaluation des rendements de traitement selon différents paramètres.

Ce mémoire s'articule autour de **deux grandes parties complémentaires**, visant à explorer à la fois le cadre théorique du traitement des eaux usées et l'approche innovante basée sur l'électrolyse microbienne :

- ❖ **Le premier chapitre** est consacré à une **étude générale des eaux usées**.
- ❖ **Le second chapitre** est dédié au **traitement des eaux usées par la technologie d'électrolyse microbienne (EM)**.
- ❖ Enfin, une **partie expérimentale** viendra compléter l'analyse théorique, basée sur les travaux réalisés en stage, afin d'illustrer par des résultats concrets les performances et les perspectives offertes par cette approche innovante.

**PREMIERE PARTIE**

**SYNTHESE**

**BIBLIOGRAPHIQUE**

**CHAPITRE I:  
GENERALITES SUR  
LES EAUX USEES**

## I Introduction

L'augmentation de la population mondiale, l'urbanisation rapide ainsi que le développement industriel et agricole ont entraîné une production croissante d'eaux usées. Ces eaux, issues de diverses activités humaines, contiennent des substances polluantes susceptibles de nuire gravement à l'environnement et à la santé publique si elles sont rejetées sans traitement préalable. De ce fait, la gestion et le traitement des eaux usées sont devenus un enjeu majeur pour la protection des ressources en eau et des écosystèmes.

Les eaux usées présentent une grande diversité en termes de composition et d'origine, ce qui nécessite une connaissance approfondie de leurs caractéristiques pour déterminer les procédés de traitement appropriés. Leur traitement vise à éliminer ou à réduire la charge polluante avant tout rejet ou réutilisation.

Ce chapitre présente un cadre général sur les eaux usées en abordant leur origine, leurs différentes formes, les types de pollutions qu'elles renferment ainsi que leurs caractéristiques physico-chimiques et biologiques. Il met également en lumière les principales étapes et procédés de traitement conventionnels, en particulier ceux appliqués dans les stations d'épuration.

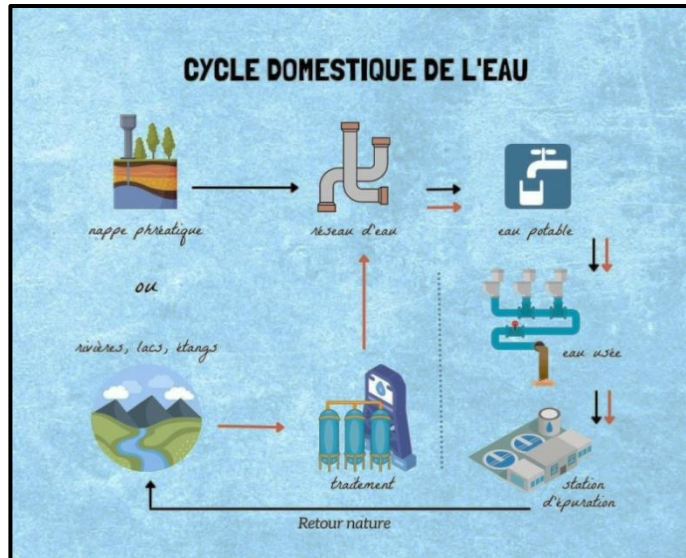
### I.2 Origine des eaux usées

Les eaux usées désignent toutes les eaux qui ont été modifiées par l'action humaine, qu'elle soit domestique, industrielle, agricole ou autre. Lorsqu'elles ne sont pas adéquatement traitées, elles représentent une source significative de pollution pour les environnements naturels. L'analyse des diverses sources d'eaux usées aide à mieux appréhender leur composition, leur incidence potentielle sur l'environnement et les besoins en termes de traitement. Il est aussi crucial de classer les effluents pour ajuster les technologies de traitement, y compris des méthodes novatrices telles que l'électro-microbiologie, en fonction des caractéristiques spécifiques des effluents à traiter.

#### I.2.1. Eaux usées domestiques

Les eaux usées domestiques proviennent des différents usages de l'eau au sein des habitations. Elles sont principalement chargées en polluants organiques. On distingue deux catégories :

- Les eaux ménagères, issues des salles de bains et des cuisines, qui contiennent généralement des détergents, des graisses, des solvants ainsi que divers débris organiques.
- Les eaux Vannes, provenant des toilettes, qui renferment des matières organiques azotées et des germes fécaux [1].



**Figure 1.1 :** le circuit des eaux usées domestiques [1].

## I.2.2. Eaux usées industrielles

Les eaux industrielles désignent l'ensemble des rejets liés à une utilisation de l'eau à des fins non domestiques. Leur composition est très variée et dépend directement de la nature de l'activité industrielle concernée. En plus de contenir des matières organiques, azotées ou phosphorées, ces eaux peuvent renfermer des substances toxiques telles que des solvants, des micropolluants organiques, des hydrocarbures, des produits chimiques (acides, bases...), des métaux lourds (comme le mercure ou le cadmium), des molécules de synthèse (notamment des pesticides), des éléments radioactifs ou encore de la chaleur issue des procédés de refroidissement. Cette liste n'est pas exhaustive tant la diversité des polluants est grande. Ces eaux ne peuvent être mélangées aux eaux domestiques qu'à condition de ne plus représenter de danger pour les réseaux de collecte ni de perturber le fonctionnement des stations d'épuration [2].



**Figure.I.2 : eaux usées industriel [2].**

### **I.2.3. Eaux usées de pluie**

Les eaux pluviales désignent les eaux provenant du ruissellement des toitures, terrasses, parkings et voies de circulation. Elles sont généralement destinées à être rejetées dans le milieu naturel [3].



**Figure. I. 3 : eaux usées de pluie [3].**

### **I.2.4. Les eaux usées d'origine agricole**

L'agriculture constitue une source importante de pollution des eaux, notamment en raison de l'apport d'engrais, de pesticides et d'oligoéléments. Elle est à l'origine de la majorité des pollutions diffuses. Les eaux provenant des terres agricoles, chargées en nitrates et en phosphates sous forme ionique ou en quantités excessives, ne sont pas toujours retenues par le sol ni absorbées par les plantes. Ce surplus est entraîné par le ruissellement, provoquant un enrichissement en matières azotées et phosphatées des nappes phréatiques superficielles, ainsi que des eaux des cours d'eau et des retenues [4].



**Figure. I 4** : eaux usées agricole [4]

### **I.3. Les pollutions des eaux usées**

La pollution de l'eau correspond à une altération physique, chimique, biologique ou bactériologique de ses propriétés naturelles, provoquée par les activités humaines. Cette dégradation perturbe la vie aquatique, nuit aux usages de l'eau et déséquilibre les écosystèmes. Elle résulte notamment du rejet d'eaux usées issues de nos activités domestiques (nettoyages, lavage, évacuation des excréments, etc.), mais aussi des secteurs industriel et agricole, indispensables à la production de biens et d'aliments.

Depuis nos habitations, nous contribuons à cette pollution en déversant, parfois à notre insu et en quantités variables, divers polluants : matières fécales, papier toilette, sable, terre, déchets alimentaires, graisses, détergents, cosmétiques, médicaments, germes pathogènes, hormones, biocides (eau de Javel, pesticides, herbicides), micro plastiques, fibres textiles et nanomatériaux. Les eaux usées sont classées en deux catégories principales : les eaux grises, qui proviennent d'activités domestiques comme le lavage des mains, de la vaisselle ou les douches et qui sont relativement peu polluées ; et les eaux noires, qui contiennent des polluants plus complexes, tels que les matières fécales ou certains déchets industriels.

Les eaux de pluie ruisselant sur des surfaces imperméables sont également sources de pollution. Elles peuvent transporter des hydrocarbures, des particules issues de l'usure des pneus ou des freins, ainsi que des résidus d'herbicides utilisés pour l'entretien des zones pavées ou dallées.

Les établissements tels que les hôpitaux, écoles, commerces, hôtels, restaurants, laboratoires, ainsi que les artisans (coiffeurs, boulangers, bouchers, etc.) génèrent également des eaux usées contenant des substances professionnelles spécifiques pour des raisons techniques ou sanitaires.

En milieu agricole, l'usage inapproprié d'engrais et de pesticides contamine les nappes phréatiques par infiltration ainsi que les cours d'eau par ruissellement.

Enfin, les industries, selon leurs procédés de fabrication et l'utilisation de l'eau, produisent des eaux usées riches en matières organiques, sels, hydrocarbures, métaux, biocides, micropolluants et divers produits chimiques [5].

### I.3.1. Polluants biologiques

la pollution biologique de l'eau est causée par la présence de matières organiques susceptibles de fermenter sous l'action de bactéries. Elle se manifeste par une forte contamination bactérienne. Parmi les principaux organismes pathogènes qui se développent ou sont véhiculés dans l'eau, on retrouve les bactéries, les virus, les parasites, les champignons et les algues .[5]

### I.3.2. Polluants physique

Trois principaux agents de pollution de l'eau sont : la température, les matières solides en suspension et la radioactivité.

➤ **Température** : Une élévation de la température de l'eau entraîne une augmentation de la demande en oxygène, tandis que la teneur en oxygène dissous diminue, ce qui perturbe l'équilibre biologique du milieu aquatique.

➤ **Matières solides en suspension** : Ces particules augmentent la turbidité de l'eau, ce qui limite la pénétration de la lumière et nuit à la photosynthèse des organismes aquatiques.

➤ **Radioactivité** : Elle peut provenir de sources naturelles ou de contaminations liées à des retombées atmosphériques (comme celles causées par des explosions nucléaires), des champs de rayonnement industriels, ou encore de rejets accidentels issus de centrales nucléaires .[5]

## I.4. Caractéristiques physico-chimiques et bactériologiques des eaux usées

Les eaux usées varient considérablement selon leur origine qu'elle soit domestique, industrielle, agricole ou hospitalière. Elles contiennent un large éventail de substances, à la fois sous forme dissoute et en suspension, ainsi qu'une grande diversité de micro-organismes, dont certains peuvent être pathogènes. En fonction de leurs caractéristiques physiques, chimiques et biologiques, les polluants présents dans les eaux usées peuvent être regroupés en quatre grandes catégories :

Les micro-organismes : Bactéries, virus, parasites, champignons... Certains sont inoffensifs, tandis que d'autres peuvent représenter un danger pour la santé humaine et l'environnement.

Les matières en suspension : Il s'agit de particules solides non dissoutes (sable, boues, déchets organiques) qui augmentent la turbidité de l'eau et peuvent obstruer les canalisations ou perturber le fonctionnement des stations d'épuration.

Les éléments traces minéraux ou organiques : Métaux lourds (plomb, mercure, cadmium), hydrocarbures, solvants, pesticides... Ces substances, souvent issues d'activités industrielles ou agricoles, sont toxiques même à faibles concentrations.

Les substances nutritives : Essentiellement l'azote (nitrates, ammoniac) et le phosphore (phosphates), responsables de phénomènes d'eutrophisation des milieux aquatiques, provoquant une croissance excessive des algues et un appauvrissement en oxygène. [6]

### **I.4.1. Caractéristiques physico-chimiques**

#### **I.4.1.1 Température**

La température constitue un facteur écologique essentiel dans les milieux aquatiques. Une augmentation de celle-ci peut provoquer une perturbation significative de la vie aquatique, un phénomène connu sous le nom de pollution thermique. En effet, la température influence directement de nombreux processus biologiques, notamment les réactions de nitrification et de dénitrification, qui sont fondamentales pour le cycle de l'azote dans les écosystèmes aquatiques. [6]

#### **I.4.1.2 Le Potentiel d'Hydrogène PH**

Le pH de l'eau reflète son niveau d'acidité ou d'alcalinité, en lien avec sa concentration en dioxyde de carbone ( $\text{CO}_2$ ) et le degré de minéralisation globale. Il constitue un paramètre essentiel, notamment pour évaluer l'agressivité de l'eau à l'égard des matériaux des canalisations, qu'elle peut corroder si son pH est trop bas. Les normes recommandent un pH compris entre 6,5 et 8,5 pour garantir une eau équilibrée et non corrosive. La mesure du pH doit impérativement être effectuée sur le terrain, soit à l'aide d'un pH-mètre, soit par méthode colorimétrique, afin d'obtenir une lecture fiable et immédiate. [7]

#### **I.4.1.3 La turbidité**

La turbidité de l'eau résulte de la diffusion de la lumière, qui est déviée dans toutes les directions par la présence de particules en suspension. Ces particules, responsables de l'aspect trouble de l'eau, peuvent avoir des origines très diverses : érosion des roches, ruissellement de matières minérales ou organiques issues du sol, ou encore rejets d'eaux usées domestiques ou industrielles contenant des substances solides non dissoutes. La turbidité est

donc un indicateur important de la qualité de l'eau et peut influencer la vie aquatique en réduisant la pénétration de la lumière nécessaire à la photosynthèse. [7]

### **I.4.1.4 Les matières en suspension (MES)**

Les matières en suspension (MES) représentent la fraction de la pollution constituée de particules non dissoutes, qu'elles soient d'origine organique (MVS) ou minérale (MMS).

Elles constituent un indicateur clé du niveau de pollution d'un effluent, qu'il soit urbain ou industriel.

La concentration en MES peut être estimée par la formule suivante :

$$\text{MES} = 70 \% \text{ MVS} + 30 \% \text{ MMS}.$$

#### **● Matières volatiles en suspension (MVS)**

Les MVS correspondent à la fraction organique de MES. Elles sont déterminées par calcination de MES à une température de 525°C pendant 2 heures. La perte de masse entre la dessiccation initiale à 105°C (élimination de l'eau) et la calcination correspond à la "perte au feu", exprimée en mg/L, qui représente la quantité de matière organique volatile présente dans l'eau.

#### **● Matières minérales en suspension (MMS)**

Les MMS constituent la fraction minérale de MES. Elles sont obtenues après évaporation totale de l'eau, et forment ce qu'on appelle l'extrait sec. Cet extrait contient à la fois les matières solides en suspension et les matières solubles comme les chlorures, phosphates, et autres sels minéraux.

Une concentration élevée de MMS augmente la turbidité de l'eau, réduit la pénétration de la lumière, et par conséquent, diminue la productivité biologique des cours d'eau. Ce déficit en lumière affecte la photosynthèse des végétaux aquatiques, réduisant ainsi la production d'oxygène dissous, essentiel à la vie aquatique. Ce phénomène est aggravé en présence d'une forte charge organique, qui consomme de l'oxygène lors de sa dégradation biologique.

### **I.4.1.5 La conductivité électrique (CE)**

La conductivité électrique d'une eau correspond à la conductance mesurée entre deux électrodes métalliques en platine, d'une surface de 1 cm<sup>2</sup> chacune et espacées de 1 cm. Elle représente l'inverse de la résistivité électrique.

La conductivité permet d'évaluer le niveau de minéralisation de l'eau, ce qui en fait un bon indicateur de son origine.

L'unité utilisée est le siemens par mètre (S/m), avec les équivalences suivantes :  
 $1 \text{ S/m} = 10^4 \mu\text{S/cm} = 10^3 \text{ ms/cm}.$ [8]

### I.4.1.6. Odeur

Une odeur résulte d'un mélange complexe de composés chimiques présents dans l'air, que nous inhalons et que notre système olfactif détecte, analyse et interprète. Elle se distingue par trois caractéristiques principales : sa qualité, son intensité et son acceptabilité. Les eaux usées, riches en matières organiques dissoutes ou en suspension ainsi qu'en composés azotés, soufrés et phosphorés, peuvent être à l'origine d'odeurs désagréables. Ces émissions peuvent être directes, par libération de composés très volatils, ou indirectes, à la suite de processus biologiques de fermentation en conditions réductrices. [9]

### I.4.1.7 Couleur

La couleur de l'eau dépend des substances qu'elle contient, qu'elles soient dissoutes ou en suspension colloïdale. Une eau colorée est généralement peu attrayante pour les usages domestiques, notamment pour la consommation, car elle suscite des doutes sur sa potabilité. Une teinte grise dans les eaux usées provient en général des rejets domestiques, tandis qu'une couleur noire signale une décomposition partielle de la matière organique. D'autres teintes peuvent révéler la présence de rejets issus d'activités industrielles. [1]

### I.4.1.8 La demande biochimique en oxygène (DBO<sub>5</sub>)

La Demande Biologique en Oxygène sur 5 jours (DBO<sub>5</sub>) représente la quantité d'oxygène consommée par les micro-organismes pour dégrader les matières organiques présentes dans un échantillon d'eau, au cours d'une incubation de cinq jours.

La mesure s'effectue à l'aide d'un DBO-mètre et les résultats sont exprimés en milligrammes d'oxygène par litre (mg O<sub>2</sub>/L). L'échantillon est placé dans une enceinte thermostat à 20 °C, en présence d'air. Les micro-organismes utilisent l'oxygène contenu dans le volume d'air situé au-dessus de l'échantillon, et la diminution de cet oxygène est mesurée par un dispositif basé sur le principe hydrostatique, généralement via le déplacement d'un niveau de mercure. [10]

### I.4.1.9. La demande chimique en oxygène (DCO)

Représente la quantité d'oxygène nécessaire pour oxyder, par voie chimique, l'ensemble de la matière organique présente dans l'eau, qu'elle soit biodégradable ou non. Cette oxydation s'effectue à l'aide de bichromate de potassium à une température de 150 °C, et la DCO est exprimée en mg O<sub>2</sub>/L. Le rapport DCO/DBO permet d'évaluer le coefficient de biodégradabilité d'un effluent et d'en identifier l'origine. [11]

En général :

- Pour les eaux usées urbaines : **DCO = 1,5 à 2 fois la DBO<sub>5</sub>** ;
- Pour l'ensemble des eaux résiduaires : **DCO = 1 à 10 fois la DBO<sub>5</sub>** ;

- Pour les eaux usées industrielles : **DCO** > 2,5 fois la **DBO5**.

Une relation empirique permet d'estimer la concentration en matière organique (**MO**) à partir de la **DBO5** et de la **DCO**, selon la formule suivante :

$$\text{MO} = (2 \times \text{DBO5} + \text{DCO}) / 3 \quad \text{Eq.I.1}$$

### I.4.1.10 Oxygène dissous (O D)

La solubilité de l'oxygène dans l'eau dépend de plusieurs facteurs : la température, la pression partielle de l'oxygène dans l'air, ainsi que la salinité de l'eau. Une fois dissous, l'oxygène conserve ses propriétés oxydantes, intervenant soit par des réactions chimiques, soit par des échanges électroniques, ce qui joue un rôle essentiel dans les phénomènes de corrosion. En général, la concentration d'oxygène dissous dans l'eau ne dépasse pas 10 mg/L [17].[1]

### I.4.1.11 La biodégradabilité (DCO/DBO5)

La biodégradabilité d'un effluent reflète sa capacité à être décomposé ou oxydé par les micro-organismes impliqués dans les processus de traitement biologique des eaux. Elle est généralement exprimée à l'aide d'un coefficient K, défini par le rapport  $K = \text{DCO} / \text{DBO}_5$ .

Ce coefficient permet d'évaluer le degré de biodégradabilité :

- **K < 1,5** : l'effluent contient majoritairement des substances facilement biodégradables ;
- **1,5 < K < 2,5** : les matières sont modérément biodégradables ;
- **2,5 < K < 3** : les substances sont peu biodégradables ;
- **K > 3** : les composés sont considérés comme non biodégradables.

Un coefficient K élevé indique la présence probable de substances inhibant l'activité bactérienne, telles que les métaux lourds, les détergents, les phénols ou les hydrocarbures.

La valeur de ce coefficient oriente le choix de la méthode de traitement : un effluent biodégradable sera traité par voie biologique, tandis qu'un effluent peu ou non biodégradable nécessitera un traitement physico-chimique. [11]

### I.4.1.12. Nitrite $\text{NO}_2^-$

Les ions nitrites ( $\text{NO}_2^-$ ) représentent une étape intermédiaire dans la transformation de l'ammonium ( $\text{NH}_4^+$ ) en nitrates ( $\text{NO}_3^-$ ). Ce processus est assuré par des bactéries nitrifiantes, notamment les Nitrosomonas, qui oxydent l'ammonium en nitrites lors d'une réaction appelée nitratisation, exigeant une importante consommation d'oxygène. Par ailleurs, les nitrites peuvent également résulter de la réduction bactérienne des nitrates, un phénomène connu sous le nom de dénitrification. Les nitrites sont hautement toxiques pour les organismes

aquatiques, même à très faibles concentrations, et leur toxicité s'intensifie avec l'élévation de la température. [12]

### I.4.1.13. Nitrates ( $\text{NO}_3^-$ )

Les nitrates représentent le stade final de l'oxydation de l'azote organique dans le milieu aquatique. Ils sont produits par l'action de bactéries nitrifiantes, notamment les Nitrobacter, qui oxydent les nitrites en nitrates. Bien que les nitrates ne soient pas directement toxiques, des concentrations élevées favorisent la prolifération des algues, contribuant ainsi à l'eutrophisation des écosystèmes aquatiques. Leur impact dépend toutefois de leur potentiel à être réduits à nouveau en nitrites. [12]

### I.4.1.14. le phosphore

Le phosphore, bien qu'étant un métalloïde essentiel à la vie aquatique, se présente sous sa forme la plus simple : l'ortho phosphate. Sa présence dans les eaux naturelles résulte de plusieurs sources, notamment la composition géologique des sols traversés, la dégradation de matières organiques, ainsi que l'usage de détergents. Une part importante du phosphore organique provient également des déchets issus du métabolisme des protéines, qui sont éliminés par l'organisme humain sous forme de phosphates dans les urines. [13]

**Tableau I.1 représente les paramètres physico-chimiques des eaux usées**

Paramètre	Eaux usées étudiées
pH	5,16
Conductivité (mS)	10,8
MES (mg/l)	4531
DCO (mg/l)	45300
Chlorures (mg/l)	5175,12
Ortho phosphates (mg/l)	68,31
Ammonium (mg/l)	500,12

## I.4.2. Caractéristiques bactériologiques

### I.4.2.1. Les coliformes totaux et fécaux

Le terme « coliformes » désigne un ensemble d'espèces bactériennes appartenant à la famille des Enterobacteriaceae. Selon la définition établie par l'Organisation internationale de normalisation (ISO), les coliformes sont des bactéries en forme de bâtonnets, non sporulées, à Gram négatif, oxydase négatif, anaérobies facultatives. Elles sont capables de se développer en présence de sels biliaires ou d'autres agents tensioactifs aux propriétés inhibitrices similaires, et de fermenter le lactose (et parfois le mannitol) en produisant de l'acide et des aldéhydes en 48 heures, à des températures comprises entre 35 et 37 °C.

Les coliformes sont d'un grand intérêt microbiologique car un grand nombre d'entre eux sont abondamment présents dans les excréments des animaux à sang chaud. À ce titre, ils constituent des indicateurs précieux de contamination fécale.

Les coliformes dits fécaux, ou thermo-tolérants, se distinguent par leur capacité à fermenter le lactose à une température plus élevée, soit 44 °C. Parmi eux, *Escherichia coli* est une espèce emblématique, car elle vit exclusivement dans le tube digestif des êtres humains et des animaux. Sa détection est donc particulièrement significative en tant qu'indicateur de pollution fécale. [14]

### **I.4.2.2 .Les streptocoques fécaux**

Les streptocoques fécaux sont des bactéries sphériques ou ovoïdes, à Gram négatif, qui se présentent sous forme de chaînettes. Elles ne produisent pas de spores et se développent en condition anaérobie, à une température de 44 °C et à un pH de 9,6.

La détection des streptocoques fécaux constitue un indicateur complémentaire à celui des coliformes thermo-tolérants pour confirmer la présence d'une contamination d'origine fécale. [14]

### **I.4.2.3 .Les clostridium sulfito-réductrices**

Ces bactéries sont reconnues comme des indicateurs de pollution fécale. Leurs formes sporulées, plus résistantes que les formes végétatives, permettent de détecter une contamination ancienne. Les *Clostridium sulfito-réducteurs* sont des micro-organismes d'origine à la fois fécale et tellurique. Ils sont présents dans le sol, les eaux, ainsi que dans le tube digestif de l'homme et des animaux. Certains d'entre eux, comme *Clostridium perfringens*, peuvent être responsables de gastro-entérites. [15]

### **I.4.2.4.Les helminthes**

Les helminthes sont des parasites intestinaux que l'on retrouve fréquemment dans les eaux usées. Dans les effluents urbains, la concentration en œufs d'helminthes peut varier de 10 à 1000 unités par litre. Leur dénombrement dans les eaux usées traitées revêt une importance majeure, notamment dans le cadre de la réutilisation de ces eaux à des fins agricoles. [14]

### I.5. Paramètres microbiologique

#### I.5.1. Recherche des bactéries et champignons

Tableau I.2 : Recherche de bactérie et champignons. [15]

Micro-organismes recherche	Milieu de culture	Température	Temps
Clostridium sulfito réducteur	Gélose de VF	46°C	72H
Coliformes totaux et coliformes fécaux	Bouillon BCPL	37°C	24H
Escherichia coli	Gélose Mac conkey	37°C	24H
Germes aérobie	Gélose de TGEA	30°C	24H
Lactobacille	Gélose de MRS	37°C	72H
Levure et moisissure	Gélose de sabouraud	37°C	24H à 72H
Pseudomonas aeruginosa	Gélose de King A, King B	37°C	24H
Streptocoque lactique	Gélose de M17	37°C	24H

#### I.5.2 .Recherche de Pseudomonas aeruginosa

Pseudomonas aeruginosa est une bactérie en forme de bacille, à Gram négatif, possédant l'enzyme oxydase et capable de produire de l'ammoniac à partir de l'acétamide. On la retrouve fréquemment dans l'environnement hospitalier, notamment sur le matériel médical ou chirurgical, ainsi que dans certaines solutions d'antibiotiques. Cette bactérie est particulièrement pathogène et présente une résistance élevée à de nombreux antibiotiques. Pour cette raison, la réglementation impose qu'aucune trace de Pseudomonas aeruginosa ne soit détectée dans 100 ml d'eau conditionnée destinée à la consommation .[15]

#### I.5.3 Recherche des bactéries aérobies

Dans le cadre de cette méthode, le terme « micro-organismes » désigne des organismes tels que les bactéries, les levures et les moisissures, capables de se développer en conditions anaérobies, lorsque l'analyse est réalisée conformément à la méthode prescrite. [15]

#### I.5.4 .Les micro-algues et protozoaires

Un examen microscopique est réalisé dans le cadre de la recherche de micro-algues et de protozoaires présents dans les eaux usées à analyser. Pour cela, nous avons observé un échantillon d'eau usée conservé à température ambiante dans un flacon hermétiquement fermé, exposé à la lumière dans une zone aseptique pendant plusieurs jours, afin de favoriser le développement de ces micro-organismes. [15]

### I.6. Procédés d'épurations des eaux usées

En fonction du niveau de pollution à éliminer et des procédés utilisés, plusieurs étapes de traitement des eaux usées peuvent être mises en œuvre : le prétraitement, le traitement primaire et le traitement secondaire. Dans certains cas, notamment lorsque les eaux épurées doivent être rejetées dans un milieu particulièrement sensible, un traitement tertiaire est également nécessaire.

Une station d'épuration comprend généralement une phase de prétraitement, destinée à éliminer les éléments les plus grossiers. Cette étape inclut le dégrillage pour retenir les déchets solides de grande taille, suivi d'une flottaison ou d'une décantation pour extraire les sables et les graisses. Ensuite vient le traitement primaire, consistant en une décantation prolongée permettant de réduire la charge en matières en suspension (MES).

Le traitement secondaire repose sur des procédés physico-chimiques et/ou biologiques visant à éliminer la matière organique dissoute. Il est souvent suivi d'une phase de clarification, c'est-à-dire une décantation supplémentaire pour affiner l'épuration. En fonction de la sensibilité du milieu récepteur, un traitement complémentaire ciblant les nitrates et les phosphates peut être requis.

Il existe également des procédés dits extensifs, comme le lagunage, qui associent des mécanismes biologiques, physiques et naturels pour assurer l'épuration des eaux usées de manière plus écologique. [11]

### I.7. Paramètres essentiels pour le choix d'une technologie de traitement des eaux Usées

Le choix d'une technologie de traitement des eaux usées doit prendre en compte plusieurs paramètres essentiels, notamment :

- Les exigences du milieu récepteur ;
- Les caractéristiques physico-chimiques des eaux usées (DBO, DCO, MES, etc.) ;
- Les conditions climatiques locales telles que la température, l'évaporation et le vent ;
- La disponibilité et les contraintes du site ;
- Les aspects économiques, incluant les coûts d'investissement et d'exploitation ;
- La facilité d'exploitation, de gestion et de maintenance des installations. [16]

### I.8. Etapes de traitement des eaux usées

#### I.8.1. Les procédés physiques

Le prétraitement regroupe un ensemble d'opérations physiques et mécaniques visant à extraire les éléments indésirables présents dans l'eau brute. Son objectif principal est d'éliminer les particules les plus grossières susceptibles de perturber les étapes de traitement suivant. [17]



Figure.I.6 : étape de dégrillage

##### I.8.1.1. Le dégrillage

Le dégrillage constitue la première étape du prétraitement des eaux usées. Son objectif principal est d'éliminer les déchets volumineux susceptibles de gêner les étapes suivantes du traitement. L'efficacité de cette opération dépend de l'espacement entre les barreaux du dégrilleur utilisé. On distingue trois types de dégrillage en fonction de cet écartement :

- **Le pré-dégrillage**, avec un espacement des barreaux compris entre 30 et 100 mm ;
- **Le dégrillage moyen**, dont l'espacement varie de 10 à 30 mm ;
- **Le dégrillage fin**, caractérisé par un espacement inférieur à 10 mm [18]



**Figure.I.6** : étape de dégrillage

### **I.8.1.2. La dilacération**

Cette opération, principalement utilisée dans les ERU (Eaux Résiduaires Urbaines), consiste à fragmenter les matières solides transportées par l'eau afin de faciliter leur passage vers les étapes suivantes du traitement. L'objectif est de réduire les contraintes liées à l'évacuation et à la gestion des déchets issus du dégrillage, tout en espérant une légère augmentation du volume de biogaz produit lors de la digestion. Toutefois, la dilacération présente des limites en pratique : elle peut entraîner l'agglomération de fibres déchiquetées avec des graisses, provoquant ainsi des obstructions dans les pompes et les conduites. De plus, elle nécessite un entretien régulier en raison de la sensibilité de l'équipement. Pour ces raisons, cette méthode est aujourd'hui rarement recommandée. Elle peut cependant être utilisée en alternative au dégrillage fin dans le traitement des boues, grâce à un dilacérateur fonctionnant sous pression, capable d'assurer le niveau de finesse requis. [19]

### **I.8.1.3. Le dessablage**

Le dessablage vise à éliminer les particules minérales telles que les sables, graviers et autres éléments de diamètre supérieur à 0,2 mm présents dans les eaux usées. Cette étape permet de prévenir l'accumulation de dépôts dans les canalisations et de protéger les pompes ainsi que les équipements contre l'usure par abrasion .[20]



**Figure.I.7** : étape de dessablage

### **I.8.1.4. Degraissage-deshuilage**

Le déshuilage correspond à une séparation liquide-liquide, tandis que le dégraissage consiste en une séparation solide-liquide, à condition que la température de l'eau soit suffisamment basse pour que les graisses se solidifient. Ces deux procédés ont pour objectif d'éliminer les corps gras présents dans les eaux usées, car ceux-ci peuvent perturber l'efficacité du traitement biologique en aval. Lorsqu'elle est inférieure à 30 °C, la température de l'eau permet de retenir environ 80 % des matières grasses .[21]

### **I.8.2. Procédés physico-chimiques**

#### **I.8.2.1 Traitement primaire**

Élimination des solides organiques et inorganiques décantables, ainsi que des matières flottantes, à l'aide de procédés physiques ou physico-chimiques. [22]

##### **• La décantation**

Il s'agit de l'élimination des matières en suspension par sédimentation, en s'appuyant uniquement sur l'action de la gravité. [22]

##### **• La décantation primaire**

La décantation primaire vise à réduire la charge des traitements biologiques ou chimiques ultérieurs en éliminant une partie des particules en suspension, généralement inférieures à 0,2 mm de diamètre. Pour cela, l'eau est lentement acheminée dans un bassin où les particules sédimentées sont régulièrement raclées et aspirées. L'efficacité de ce procédé dépend principalement du temps de séjour et de la vitesse ascensionnelle. À une vitesse ascensionnelle de 1,2 m<sup>3</sup>/h, ce traitement permet de retirer 40 à 60 % des matières en suspension (MES), 10 à 30 % des virus, 50 à 90 % des helminthes et moins de 50 % des kystes de protozoaires. [22]

### • La décantation secondaire

Il s'agit de la phase de clarification, qui intervient après la décantation primaire et vise à éliminer les floccs résiduels. Durant les étapes de décantation, les micro-organismes et les micropolluants sont majoritairement éliminés par la sédimentation des matières en suspension (MES), sur lesquelles ils sont adsorbés. [22]



Figure.I.8 : décantation

### I.8.2.2. La coagulation-floculation

La couleur et la turbidité des eaux de surface sont principalement dues à la présence de particules extrêmement fines, appelées colloïdes. En raison de leur très faible vitesse de sédimentation, leur élimination ne peut se faire par simple décantation.

C'est pourquoi la coagulation et la floculation sont mises en œuvre pour les éliminer. La coagulation vise à déstabiliser les colloïdes ainsi que les particules fines en suspension, en neutralisant leurs charges électrostatiques responsables des forces de répulsion. Cette étape nécessite l'ajout d'un réactif chimique, appelé coagulant, qui favorise leur agglomération.

Elle agit également par adsorption sur certaines substances dissoutes et les macromolécules organiques hydrophiles en suspension stable. La floculation intervient ensuite pour regrouper les particules déstabilisées en micro floccs, puis en floccs plus volumineux et décantables. Ce processus peut être optimisé par l'ajout d'un second réactif, appelé floculant ou adjuvant de floculation. [23]

### I.8.4. Lits bactériens

Les lits bactériens constituent une méthode de traitement biologique aérobie reposant sur une biomasse fixée. Il s'agit de réacteurs biologiques dans lesquels les micro-organismes

se développent sous forme de biofilm à la surface d'un matériau support inerte, laissant de larges espaces libres pour la circulation de l'air.

Les eaux usées s'écoulent par gravité sur ce biofilm microbien, tandis que l'aération se fait naturellement grâce à l'air circulant dans les interstices du matériau support. Le lit bactérien est généralement constitué de pouzzolane (roche d'origine volcanique) ou de matériaux plastiques. [24]



**Figure.I.9** : lits bactériens

### **I.9. Les stations d'épuration à boues activées**

#### **I.9.1 Définition de boue activée**

Les boues sont définies comme un mélange d'eau et de matières solides, séparé des différentes eaux qui les contiennent par des procédés naturels ou artificiels. Les boues d'épuration proviennent du traitement des eaux usées, tandis que les boues d'épuration urbaines sont issues du traitement des eaux domestiques générées par les activités des particuliers, ainsi que, dans certains cas, par les rejets industriels après un prétraitement obligatoire. Ces boues se présentent sous forme d'un liquide de couleur marron à grise, contenant des particules constituées de micro-organismes ainsi que de débris végétaux et minéraux. L'étude des micro-organismes présents et des interactions qu'ils établissent entre eux permet de mieux comprendre les mécanismes de l'épuration biologique. [20]

#### **I.9.2 Dégrilleur**

##### ➤ **Grille manuelle :**

Les grilles manuelles sont constituées de barreaux droits en acier, de section cylindrique ou rectangulaire. Elles sont principalement utilisées dans les petites stations d'épuration,

généralement pour des populations inférieures à 2 000 équivalents-habitants (EH). Lorsque le débit des effluents est élevé, les barreaux sont inclinés entre 60° et 80° par rapport à l'horizontale afin de faciliter l'écoulement.

Le nettoyage de ces grilles est effectué manuellement, de manière quotidienne.

### ➤ Grille mécanique

Il s'agit de grilles à nettoyage automatique, utilisées dans les stations d'épuration de taille moyenne à grande, généralement pour des capacités supérieures à 2 000 équivalents-habitants (EH).

Elles peuvent se présenter sous deux formes : droite ou courbe (en quart de cercle).

### ➤ Grilles courbes :

Composées de barreaux plats, elles sont utilisées pour des profondeurs de canal comprises entre 0,5 et 1,8 mètre.

### ➤ Grilles droites :

Généralement inclinées à 90° par rapport à l'horizontale, voire positionnées verticalement, elles conviennent aux canaux de grande profondeur, allant de 2 à 3 mètres.

L'espacement entre les barreaux varie généralement de 40 à 60 mm. [25]

## I.9.3 Déssableur

### ➤ déssableur rectangulaire à couloir

Il s'agit de déssableurs à couloir simple, constitués de canaux rectangulaires à section élargie. La vitesse d'écoulement  $y$  est maintenue inférieure à 0,3 m/s, afin d'éviter le réentraînement des particules solides par le courant.

### ➤ déssableur à couloir à vitesse constante

Ces déssableurs présentent l'inconvénient d'être sensibles aux variations journalières de débit, ce qui peut entraîner la remise en suspension des particules déjà déposées.

### ➤ déssableur rectangulaire aéré

Dans ce type de déssableur, l'insufflation d'air provoque un mouvement rotatif de l'eau, ce qui permet :

- La décantation des particules de sable, tandis que la matière organique reste en suspension,
- Le détachement de la matière organique adhérent aux grains de sable, grâce à l'effet de tourbillonnement,
- Un rafraîchissement des eaux, dû à l'apport d'oxygène. [25]

### I.9.4 Le dégraissage-déshuilage

#### ➤ **Dégraisseur et dessableur séparés :**

Cette configuration est préconisée lorsque les eaux brutes présentent une charge exceptionnelle en graisses et huiles. Elle permet un traitement plus adapté et efficace de chaque polluant.

#### ➤ **Dessableur-dégraisseur combiné :**

Dans ce cas, les deux fonctions sont regroupées dans un même ouvrage, mais le débit d'air requis diffère pour le dessablage et le dégraissage, ce qui peut réduire l'efficacité globale. Le dégraissage et la récupération des graisses s'effectuent dans une zone calme, tandis que les boues décantables glissent le long des parois inclinées de l'ouvrage et sont renvoyées vers la zone d'aération. [47][25]

### I.9.5 Composants d'une unité biologique

L'installation d'une station d'épuration fonctionnant par boues activées comprend, après les étapes de prétraitement et de traitement primaire, les éléments suivants :

- **Un bassin d'aération** : où les eaux usées sont mises en contact avec une biomasse bactérienne chargée de dégrader les matières organiques.

- **Un clarificateur** : qui permet de séparer l'eau épurée des boues activées (micro-organismes).

- **Un système de recirculation des boues** : destiné à renvoyer une partie des boues issues du clarificateur vers le bassin d'aération, afin de maintenir une concentration optimale de micro-organismes pour garantir l'efficacité du traitement.

- **Un dispositif d'oxygénation** : qui assure l'apport en oxygène nécessaire à l'activité biologique de la biomasse dans le bassin d'aération.

- **Un dispositif de brassage** : destiné à optimiser le contact entre les micro-organismes et la matière organique (leur "nourriture"), à prévenir la formation de dépôts au fond du bassin, et à favoriser une bonne diffusion de l'oxygène. [26]

### I.9.6 Bases de dimensionnement d'un procédé par boue activée

Le dimensionnement d'une station d'épuration par boues activées, qu'elle traite des effluents industriels ou urbains, nécessite la prise en compte de plusieurs paramètres essentiels, à savoir :

- Le volume du bassin d'aération ;
- Les besoins en oxygène de la biomasse ;
- La quantité de boues excédentaires produites ;

- Les propriétés de décantation de la biomasse épuratrice ;
- Les conditions de fonctionnement de l'installation. [25]

### **I.9.7 Epaissement des boues résiduaires**

L'épaissement a pour objectif de réduire le volume des boues en extrayant une partie de l'eau qu'elles contiennent, afin de faciliter les étapes de traitement ultérieures. Dans une démarche de préservation de l'environnement et de réduction de la consommation de réactifs au sein de la station, l'épaissement gravitaire constitue une solution privilégiée par rapport à l'épaissement mécanique utilisant des polymères. [25]

### **I.9.8 Lits De Séchage**

Ce procédé consiste à répartir les boues à déshydrater sur une surface drainante constituée de plusieurs couches de graviers et de sables de granulométries variées, à travers lesquelles s'écoule l'eau interstitielle.

Les lits de séchage sont installés sous serre, ce qui permet de profiter de l'évaporation naturelle tout en l'accéléran grâce à l'effet des rayons solaires.

Une variante de ce procédé consiste à placer les lits de séchage sous couvert végétal, permettant ainsi de limiter l'influence des conditions climatiques. En plus de favoriser le séchage, ce système offre une solution de stockage temporaire des boues. Il s'avère particulièrement adapté aux stations d'épuration desservant des collectivités de moins de 5 000 équivalents-habitants. [25]

### **I.9.9 La théorie de l'épuration par boue activée**

Le procédé consiste à favoriser le développement d'une culture bactérienne dispersée sous forme de flocons dans un bassin aéré et agité, appelé bassin d'aération, alimenté en eaux usées à traiter. Le brassage permet d'éviter la sédimentation des particules et d'assurer une homogénéité entre les flocons bactériens et les eaux usées, formant ainsi une liqueur mixte. L'aération, réalisée à l'aide d'air ou d'un gaz enrichi en oxygène, a pour objectif de dissoudre l'oxygène dans la liqueur mixte afin de satisfaire les besoins des bactéries aérobies responsables de l'épuration. Après un temps de contact suffisant, cette liqueur est dirigée vers un clarificateur, également appelé décanteur secondaire, où l'eau épurée est séparée des boues. Une partie de ces boues est recyclée vers le bassin d'aération afin de maintenir une concentration adéquate en bactéries épuratrices, tandis que l'excédent est dirigé vers le traitement des boues. [25]

### I.10. Conclusion

Le premier chapitre a permis de poser les bases fondamentales relatives aux eaux usées, en abordant leur origine, leurs caractéristiques, ainsi que les différents types de pollution qu'elles peuvent engendrer. Nous avons distingué les eaux usées domestiques, industrielles, agricoles et pluviales, tout en identifiant les principaux polluants biologiques, physiques et chimiques. L'analyse des paramètres physico-chimiques, bactériologiques et microbiologiques ainsi que les normes de rejets a permis de mieux cerner les exigences liées à la gestion des eaux usées.

Par ailleurs, les différentes méthodes d'épuration, qu'elles soient physiques, chimiques ou biologiques, ont été explorées, avec un accent particulier sur les stations à boues activées, qui constituent l'une des solutions les plus répandues pour le traitement des eaux usées. Ce chapitre constitue ainsi un socle essentiel pour comprendre les enjeux liés au traitement des eaux usées et oriente logiquement vers l'étude plus spécifique des technologies innovantes, telle que l'électrolyse microbienne, qui fera l'objet du chapitre suivante.

### Références

- [1] Amrouni, H., & Labaci, S. (2016). *Contribution à l'évaluation des paramètres de traitement des eaux usées domestiques de la STEP Est de la commune de Tizi-Ouzou* (Doctoral dissertation, Université Mouloud Mammeri).
- [2] KADI, M. L., & MEDIANI, A. (2017). *Traitement des eaux usées industrielles de la raffinerie de SBAA Adrar* (Doctoral dissertation, Université Ahmed Daria-ADRAR).
- [3] Rejsek, M. (2002). *Dictionnaire de pédologie: science du sol et de ses composantes*. INRA Editions
- [4] Boukharri, H. (2020). *Etude physico-chimique des eaux usées traitées de la STEP de Draa El MIZAN pour des fins de valorisation agricole* (Doctoral dissertation, Université Mouloud Mammeri).
- [5] Abdelmadjid, N. O. U. R. (2007). *TRAITEMENT BIOLOGIQUE DES EAUX USEES PAR LES BACTERIES ANAEROBIES BUTYRIQUES (CLOSTRIDIUM BUTYRICUM) QUI PRODUISENT DE L'HYDROGENE*.  
Dissertation, Université KASDI-MERBAH Ouargla).
- [6] NAOUI, Z., & MAROUF Raouda, S. *Évaluation de la qualité physico-chimique des eaux usées de la ville d'Ouargla (Cas de STEP de Saïd OTBA, Ouargla), et traitement de ces eaux par charbon actif* (Doctoral
- [7] De Villers, J., Esquilin, M., & Yourassowsky, C. (2005). *Qualité physico-chimique et chimique des eaux de surface: cadre général*. Fiche, 2, 158-162.
- [8] Rodier, J., Legube, B., & Merlet, N. (2005). *L'analyse de l'eau : eaux naturelles, eaux résiduaires, eau de mer* (9<sup>e</sup> éd.). Dunod.
- [9] Paillard, H., Guibaud, G., & Dagot, C. (1989). *Les odeurs des eaux résiduaires : origines, caractérisation et traitement*. Techniques et Documentation - Lavoisier.
- [10] Baumont, S. (1997). *Pollution des eaux : aspects, diagnostic et traitement*. Paris : Éditions Lavoisier.
- [11] Metahri, M. S. (2012). *Élimination simultanée de la pollution azotée et phosphatée des eaux usées traitées par des procédés mixtes: cas de la STEP est de la ville de Tizi Ouzou* (Doctoral dissertation, Université Mouloud Mammeri).
- [12] Gharbi Inas, G. N. (2019). *Étude physico-chimique par boue activée et par électrocoagulation-Application aux eaux usées de Guelma*.
- [13] Nectaire Lié Nyamsi T: *Effets des rejets d'une usine de traitement de la cellulose sur la qualité des eaux du Ntsomo: Étude hydrologique et biologique du cours d'eau*, Hydrobiologie et environnement, DEA : Université de Yaoundé, 2004.
- [14] TFYECHÉ, L. *Suivi de la qualité physico-chimique et bactériologique des eaux usées d'Ouargla au cours de leur traitement* (Doctoral dissertation).

- [15] 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).
- [16] MEHAMMEDIA Ammar, T. T. K. (2020). Evaluation de l'efficacité de la station d'épuration des eaux usées (STEP) de Guelma.
- [17] Saadi, M., & Lahmar, F. (2018). Évaluation de l'efficacité de la station d'épuration de GUELMA (N-EST ALGERIE). *Mémoire de master, Université Badji Mokhtar-Annaba*.
- [18] MOULIN, S., RECHELS, D. R., & STANKOVIC, M. (2013). Traitement des eaux usées. *Centre d'Enseignement et de*.
- [19] <https://www.suezwaterhandbook.fr/procedes-et-technologies/pretraitements/degrillage-tamisage-dilaceration/dilaceration> le dimanche 11 mai 2025 à 22 :18
- [20] Ahlem, H., & KACHA, A. (2019). Etude de la microflore bactérienne de la boue activée dans la station d'épuration des eaux usées de Sidi Marouane (Doctoral dissertation, Abdelhafid boussouf university Centre mila).
- [21] CHAHRAZED, M. L. L. M. B. (2021). Etude de redimensionnement des ouvrages de la station d'épuration des eaux usées de la ville de Bordj Bou Arreridj (Doctoral dissertation, Faculté des Sciences et Technologies).
- [22] Lounici Amani, M. L. (2022). Etude de la performance de la station d'épuration de Bordj Bou Arreridj (Doctoral dissertation).
- [23] Sabiha, M. M., & Kahina, M. O. TRAITEMENT D'UN EFFLUENT DE L'ENIEM PAR COAGULATION-FLOCCULATION.
- [24] Josep P., 2002, « Station d'épuration : dispositions constructives pour améliorer leur fonctionnement et faciliter leur exploitation ».
- [25] Koudache, S. (2013). Conception de la station d'épuration par boues activées de la ville de Sidi Lakhdar (w. Mostaganem) (Doctoral dissertation).
- [26] Ghammit, A. (2015). Dimensionnement de la station d'épuration à boues activées du groupement Azzaba (w. Skikda) (Doctoral dissertation).

**CHAPITRE II:  
TRAITEMENT DES  
EAUX USEES PAR  
LA TECHNOLOGIE  
D'ELECTROLYSE  
MICROBIENNE**

## **II.1. Introduction**

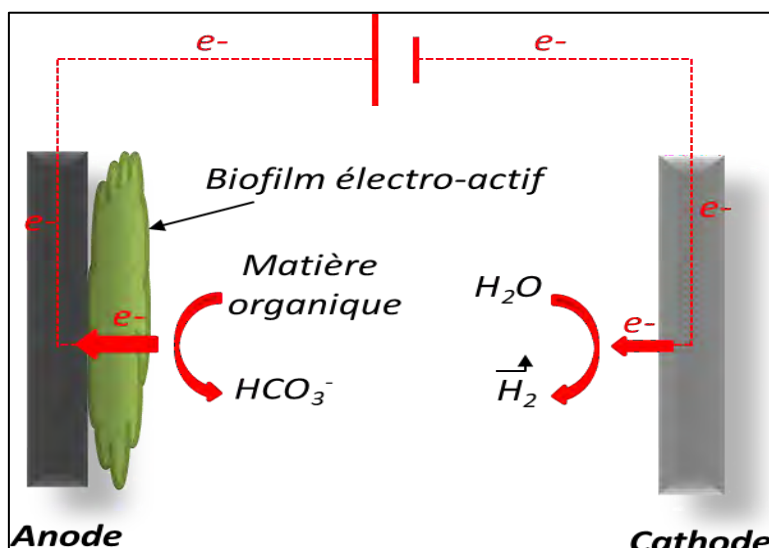
La gestion durable des eaux usées constitue aujourd'hui un défi majeur dans le contexte mondial de la transition écologique. Face à la pression croissante sur les ressources en eau et à la nécessité de limiter les émissions de gaz à effet de serre, les technologies conventionnelles de traitement atteignent leurs limites. C'est dans ce cadre que les technologies bioélectrochimiques, en particulier l'électrolyse microbienne, émergent comme des alternatives novatrices et prometteuses. Elles offrent une approche intégrée permettant simultanément la dépollution des effluents et la valorisation énergétique des déchets organiques.

L'électrolyse microbienne repose sur l'utilisation de microorganismes électroactifs capables de catalyser des réactions d'oxydo-réduction à l'interface d'électrodes. Ces microorganismes oxydent les matières organiques présentes dans les eaux usées à la bioanode, générant des électrons qui transitent vers la cathode, où ils peuvent être utilisés pour produire des composés d'intérêt, notamment de l'hydrogène ou d'autres bio-produits. Ainsi, ces systèmes permettent non seulement de traiter les eaux usées, mais aussi de récupérer de l'énergie sous différentes formes, dans une logique d'économie circulaire et de valorisation des déchets.

Ce chapitre vise à présenter de manière détaillée le fonctionnement des réacteurs d'électrolyse microbienne, en commençant par les principes fondamentaux du procédé. Il mettra en lumière le rôle central de la bioanode et de la cathode, les mécanismes de transfert d'électrons impliqués, ainsi que les matériaux utilisés pour optimiser les performances du système. Par la suite, une attention particulière sera portée aux différentes configurations de réacteurs, aux types de compartiments utilisés, ainsi qu'aux stratégies de couplage entre traitement des eaux usées et production d'hydrogène. Enfin, nous aborderons les perspectives offertes par ces technologies pour la valorisation des résidus d'assainissement et des biodéchets, contribuant ainsi au développement de procédés de traitement plus propres, plus efficaces et plus durables.

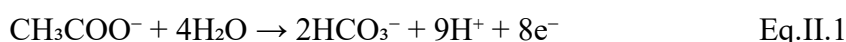
## **II.2. Principe de fonctionnement d'un réacteur d'électrolyse microbienne**

La différence fondamentale entre l'électrolyse de l'eau classique (abiotique) et l'électrolyse microbienne réside dans la réaction se produisant à l'anode. Dans un électrolyseur abiotique, l'eau est oxydée en oxygène moléculaire. En revanche, dans une cellule d'électrolyse microbienne (CEM), la matière organique contenue dans le milieu aqueux est oxydée par un biofilm électroactif (EA) présent à la surface de l'anode



**Figure II.1 :** Schéma de principe du fonctionnement d'une CEM

La réaction anodique peut être représentée, à titre d'exemple, à l'aide de l'ion acétate comme molécule modèle :



À la cathode, une réduction de l'eau a lieu, produisant du dihydrogène selon la réaction :



En couplant ces deux demi-réactions, on obtient l'équation globale suivante :



Cette réaction présente une potentielle thermodynamique de seulement 0,17 V à pH 7, soit environ sept fois moins que celui de l'électrolyse classique de l'eau (1,23 V). Cela illustre le fort potentiel des CEM en matière de réduction de la consommation énergétique pour la production d'hydrogène.

Par ailleurs, l'apport en matière organique servant de substrat pour les micro-organismes peut provenir directement d'effluents à traiter, tels que les eaux usées domestiques. Ainsi, les CEM présentent un double avantage : elles permettent à la fois le traitement des eaux usées et la production d'hydrogène à faible coût énergétique

La tension appliquée à la cellule ( $U_{\text{cell}}$ ) influe directement sur la quantité d'énergie consommée. Elle dépend de plusieurs paramètres et s'exprime comme suit :

$$U_{\text{cell}} = E'_a - E'_c + \eta_a - \eta_c + \sum R_i \cdot I_i \quad \text{Eq. II.4}$$

Où :

-  $E'_a$  et  $E'_c$  sont les potentiels d'équilibre anodique et cathodique, déterminés via l'équation de Nernst :

$$E' = E^0 + (RT / nF) \ln ([\text{Ox}] / [\text{Red}]) \quad \text{Eq.II.5}$$

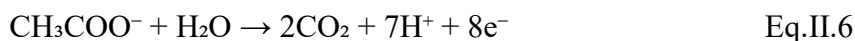
-  $\eta_a$  et  $\eta_c$  sont les surtensions anodiques et cathodique nécessaires pour surmonter les limitations cinétiques.

- Le terme  $\sum R_i \cdot I_i$  représente les pertes ohmiques (effet Joule), liées à la résistance de l'électrolyte, aux matériaux du système, et à la présence éventuelle de bulles de gaz aux électrodes.

Ces différents facteurs influencent directement le rendement global de la CEM.

### **II.3. La bioanode :**

Les bioanodes jouent un rôle clé dans les systèmes bioélectrochimiques en assurant l'oxydation des substrats organiques. Lorsqu'un composé comme l'acétate est dégradé au niveau de l'anode, cette réaction biologique conduit à la libération de protons ( $H^+$ ) et d'électrons ( $e^-$ ). Par exemple :



(via l'activité de biofilms électroactifs)

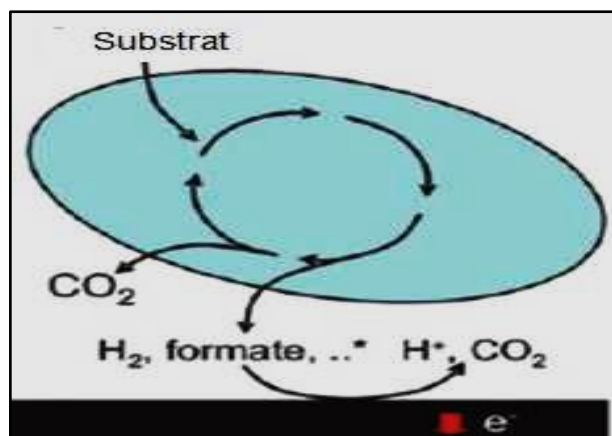
Les électrons ainsi générés sont ensuite captés par l'anode, transitent à travers le matériau conducteur de l'électrode, et sont dirigés vers la cathode via un circuit externe, permettant la génération d'un courant électrique. [1]

#### **II.3.1. Mécanismes de transfert d'électrons entre les substrats et l'anode :**

Dans les systèmes biologiques, les micro-organismes sont capables d'oxyder divers substrats organiques, générant des électrons à l'intérieur de leurs cellules. Ces électrons sont ensuite impliqués dans un ensemble de réactions biochimiques au sein de la chaîne respiratoire, jusqu'à leur transfert final vers un accepteur d'électrons extracellulaire. Habituellement, cet accepteur est une molécule soluble, telle que l'oxygène, bien que d'autres molécules comme les acides organiques, les nitrates, les sulfates ou certains oxydes métalliques puissent également jouer ce rôle [2].

##### **II.3.1.1. Oxydation abiotique de composés issus du métabolisme bactérien :**

L'oxydation abiotique des produits de fermentation bactérienne, comme l'hydrogène, l'éthanol, le formate et l'ammonium, a été étudié principalement avant la découverte des propriétés électroactives des biofilms. Ces métabolites peuvent être oxydés à l'anode dans des conditions anaérobies pour éviter des processus biologiques aérobies indésirables. L'oxydation abiotique à l'anode nécessite souvent un catalyseur minéral, tel que le platine, pour faciliter les réactions [3]



**Figure II.2:** Transfert d'électrons à l'anode via l'oxydation des produits de la fermentation [3]

Cependant, l'efficacité de ce processus est limitée par la désactivation des catalyseurs, due à l'adsorption de certains composés. Afin de surmonter cette contrainte, des avancées ont été réalisées en recouvrant les électrodes de platine avec des polymères conducteurs, comme la polyaniline, ce qui permet d'augmenter les densités de courant. Des électrodes recouvertes de carbure de tungstène, un électrocatalyseur moins coûteux, ont permis d'améliorer encore la performance [4]

Des donneurs d'électrons autres que les acides organiques et l'hydrogène, comme le couple sulfate/sulfure, sont également étudiés. Les bactéries sulfato-réductrices présentes dans les sédiments réduisent le sulfate en sulfure, qui peut ensuite être oxydé à l'anode pour générer des électrons. Toutefois, ce processus présente une faible efficacité, car l'oxydation du sulfure libère moins d'électrons que nécessaire pour maintenir le cycle de réaction [2]

### II.3.1.2. Transfert électronique via des médiateurs

Certaines bactéries non fermentaires nécessitent l'intervention de médiateurs électrochimiques pour assurer le transfert des électrons vers l'anode. Ces médiateurs sont des molécules capables d'alterner entre une forme oxydée et une forme réduite de manière répétée. Lorsqu'ils sont sous leur forme oxydée, ils peuvent traverser la membrane cellulaire, capter les électrons produits à l'intérieur de la cellule, puis ressortir sous forme réduite. Une fois à l'extérieur, ils se réoxydent à la surface de l'anode en y transférant les électrons collectés. [2]

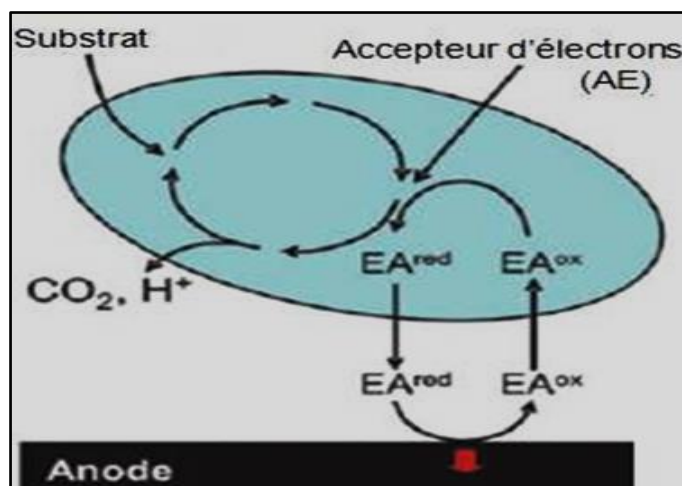


Figure II.3: Transfert d'électrons à l'anode via les médiateurs artificiels [3]

### II.3.1.2.1. Médiateurs redox artificiels (médiateurs exogènes) :

Les médiateurs artificiels, également appelés exogènes, sont des composés chimiques ajoutés au milieu de culture pour faciliter le transfert d'électrons entre les bactéries et l'anode. Parmi les plus étudiés figurent les phénazines, les flavines, les quinones, l'antraquinone-2,6-disulfonate (AQDS), le rouge neutre et certaines phenothiazines [2]

Ces molécules, sous leur forme oxydée, pénètrent dans les cellules bactériennes pour y capter les électrons générés lors du métabolisme. Une fois réduites, elles ressortent de la cellule et se réoxydent à la surface de l'anode, libérant ainsi les électrons et bouclant le cycle redox.

Pour être efficaces, ces médiateurs doivent remplir plusieurs critères : une bonne solubilité dans l'électrolyte, une stabilité chimique dans ses deux formes (oxydée et réduite), un potentiel redox adapté, ainsi qu'une capacité à traverser la membrane bactérienne sans interférer avec les processus cellulaires. En outre, ils ne doivent pas s'adsorber à la surface de l'électrode ni sur les membranes cellulaires [5]

Malgré leur rôle important dans les premières recherches, l'utilisation des médiateurs exogènes est aujourd'hui très limitée. Leur toxicité pour certaines souches bactériennes, leur instabilité dans le temps et les faibles densités de courant qu'ils génèrent (souvent inférieures à 100  $\mu\text{A}/\text{m}^2$ ) en font des solutions peu viables à grande échelle [2]

### II.3.1.2.2. Bactéries produisant leurs propres médiateurs (médiateurs endogènes) :

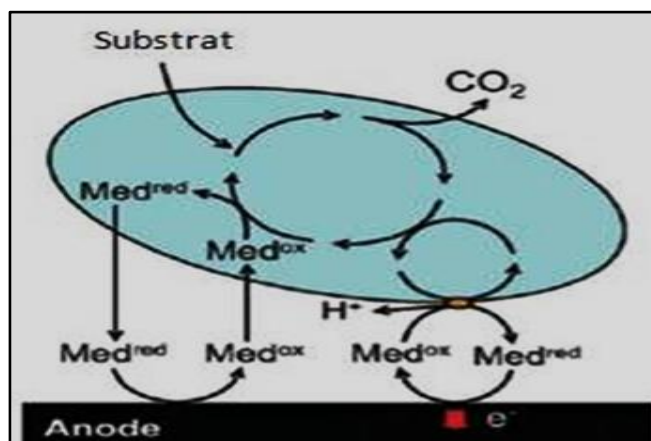
Certaines bactéries possèdent la capacité de synthétiser leurs propres médiateurs électrochimiques, appelés médiateurs endogènes. Ce phénomène est observé notamment chez des bactéries vivant dans des milieux pauvres en accepteurs d'électrons solubles, comme l'intérieur de biofilms épais où l'oxygène ne diffuse que difficilement [6].

Le mécanisme de transfert électronique est similaire à celui des médiateurs artificiels : le médiateur endogène capte les électrons à l'intérieur de la cellule puis les transfère à l'anode après s'être oxydé. Toutefois, la biosynthèse de ces composés est coûteuse en énergie pour la bactérie. Pour que cela soit rentable, chaque molécule synthétisée doit participer à de nombreux cycles redox [2]

L'identification précise de ces médiateurs reste complexe, mais certains composés comme la pyocyanine et l'ACNQ (2-amino-3-carboxy-1,4-naphthoquinone) ont été confirmés comme jouant ce rôle dans certains types de bactéries Newman, [7]

Deux hypothèses sont proposées quant au mode de transfert des électrons :

Soit le médiateur pénètre dans la cellule pour récupérer les électrons, Soit les électrons sont transférés via un composant de la membrane, tandis que le médiateur reste à l'extérieur



**Figure II. 4 :** Transfert électronique via des médiateurs endogènes. Deux mécanismes redox possibles: via les protéines externes membranaires (cytochromes) ou via les couples redox du périplasma ou du cytoplasme [3]

### II.3.1.2.3. Transfert électronique direct

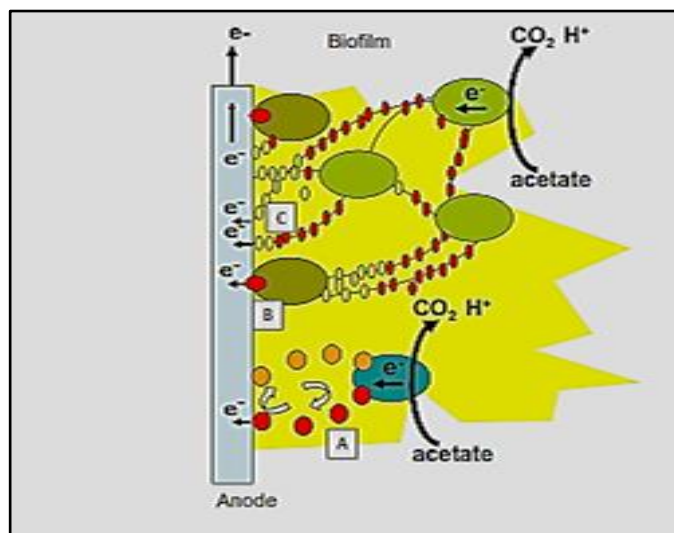
Le transfert électronique direct correspond à un mécanisme dans lequel les bactéries transfèrent les électrons à l'anode sans l'aide de médiateurs solubles. Ce processus repose sur un contact direct entre la membrane cellulaire et l'électrode, ce qui permet aux électrons générés lors du métabolisme bactérien d'être transférés directement à l'anode.

Des études ont montré que certaines bactéries possèdent à leur surface des protéines redox, notamment des cytochromes, capables de faciliter ce transfert. Ce mode de transfert est cependant limité à la première couche de cellules adhérant à l'électrode.

Pour compenser cette limitation, certaines bactéries développent des structures conductrices appelées pilis ou nanofils. Ces filaments agissent comme des ponts électriques, permettant aux bactéries situées plus loin de l'anode de participer également au transfert

d'électrons. Cela favorise la formation de biofilms électroactifs épais et améliore significativement la production de courant.

Ce mécanisme, bien que prometteur, reste encore peu compris dans sa totalité en raison de la complexité des systèmes microbiens impliqués et de la difficulté à identifier précisément les molécules responsables du transfert. [3]



**Figure II.5** : Schéma des différents mécanismes impliqués dans le transfert d'électrons : (A) Transfert indirect via des médiateurs ou des produits de fermentation ; (B) transfert direct via les cytochromes ; (C) transfert direct via des pilis conducteurs [3].

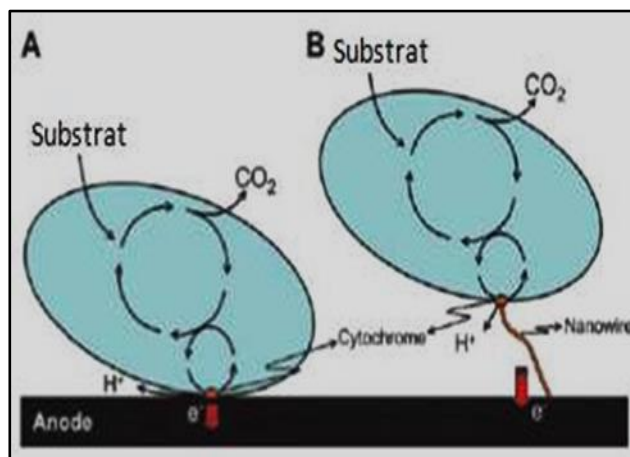
### II.3.2. Constitution des biofilms électroactifs : cultures pures vs. Communautés mixtes

Les biofilms électroactifs peuvent être constitués soit à partir de cultures bactériennes pures, soit à partir de communautés microbiennes mixtes. Bien que les cultures pures offrent un environnement expérimental plus contrôlé et facilitent l'étude des mécanismes biologiques, elles présentent plusieurs limites : leur capacité de dégradation est restreinte à une gamme réduite de substrats organiques, elles nécessitent des conditions stériles, et leur mise en œuvre est coûteuse. Elles sont donc principalement utilisées à des fins de recherche en laboratoire.

À l'inverse, les communautés mixtes, souvent issues d'environnements naturels comme les eaux usées ou les boues de stations d'épuration, sont plus adaptées aux applications industrielles. Ces communautés offrent une grande diversité métabolique, ce qui permet la dégradation d'un large éventail de composés organiques. Elles sont également plus robustes, capables de s'ajuster aux variations des conditions opérationnelles. [8]

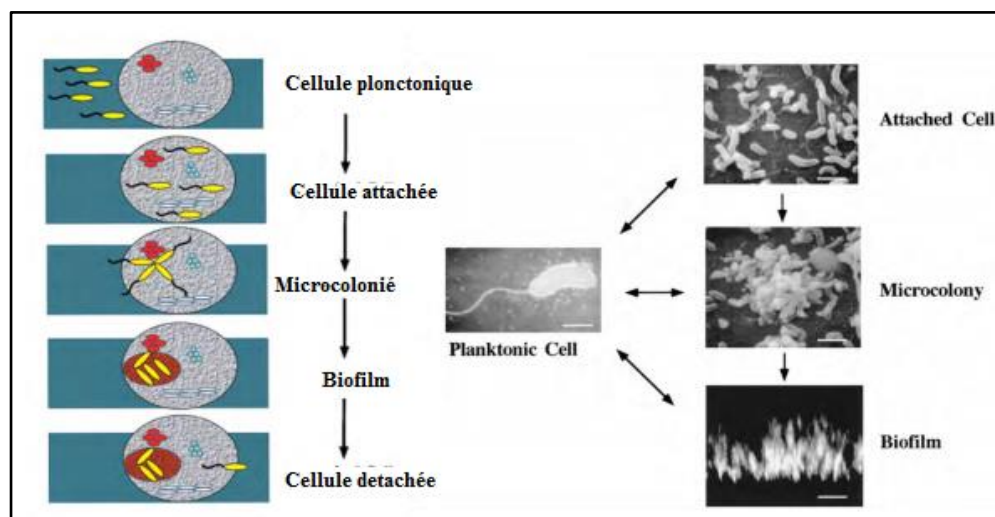
Cependant, l'utilisation de communautés mixtes complique l'identification précise des micro-organismes impliqués dans la production de courant. La composition de ces

communautés évolue dans le temps, ce qui rend l'analyse génétique et fonctionnelle plus difficile. Malgré cela, les interactions synergiques entre espèces permettent souvent une meilleure efficacité de conversion énergétique et une réduction des pertes électrochimiques, favorisant ainsi de meilleures performances globales dans les Piles à Combustible Microbiennes [9]



**Figure II.6:** Deux mécanismes de transfert possibles: A= via les cytochromes membranaires; B= via les pilis ou «nanowires» conducteurs [3]

La formation d'un biofilm bactérien est un phénomène spontané. Les bactéries se déplacent librement dans le milieu aqueux et s'attachent aux surfaces qu'elles rencontrent par liaisons de Van der Waals ou électrostatiques. Ces liaisons étant fragiles, certaines bactéries se décrochent de la surface. Les bactéries restantes sécrètent des polysaccharides et des protéines renforçant les interactions avec la surface et rendant l'adhésion irréversible. Les bactéries entament ensuite la division cellulaire et forment des micro-colonies qui vont croître, donnant une structure tridimensionnelle au biofilm. Une fois le biofilm arrivé à maturation, un équilibre s'établit entre la division cellulaire et le décrochage des bactéries suite à des carences en nutriment ou des stress liés à l'environnement (Figure II.7) [10]



**Figure II.7 :** Etapes de formation d'un biofilm microbien. Schématique (gauche) et par Observations au microscope électronique à balayage et microscope confocal (droite). [10]

### II.3.3. Matériaux supports de bioanodes

Dans le cadre de l'élaboration de bioanodes performantes, un soin particulier a été apporté à la mise en œuvre des matériaux supports permettant d'intégrer les surfaces actives (notamment en or) au sein des réacteurs électrochimiques. Deux principaux types de supports ont été utilisés : un dispositif en Téflon et un support en circuit imprimé (PCB).

#### • Support en Téflon

Le premier dispositif employé pour fixer les surfaces d'or consiste en un support en Téflon spécialement conçu. La surface active en or est insérée dans une niche du support, délimitée par un joint périphérique. Cette niche est fermée hermétiquement par un second élément du dispositif, laissant une ouverture de 1 cm<sup>2</sup> exposée au milieu liquide. La connexion électrique avec le potentiostat est assurée par un ressort en contact avec la surface conductrice. Cependant, ce système présente certaines limites : la connectique est instable, l'installation est complexe, et une mauvaise connexion peut induire des problèmes de résistivité. Ces inconvénients ont conduit à l'adoption d'un système plus fiable.

#### • Support en PCB (Circuit imprimé) :

#### • Support en PCB (Circuit imprimé)

Le second dispositif est basé sur un support en circuit imprimé (PCB), offrant une connectique plus stable et plus adaptée aux conditions expérimentales. Ce support mesure 7 × 1,8 cm et comporte plusieurs plots de soudure reliés à des fils de cuivre. La surface d'or est fixée au support et reliée électriquement par micro-soudures. Une couche de silicone biocompatible est appliquée afin de restreindre la surface active exposée à 1 cm<sup>2</sup>. Ce système

garantit une meilleure étanchéité, une stabilité accrue de la connexion et une mise en œuvre plus fiable dans les réacteurs anaérobies. [11]

### II.3.4. La cathode : siège de l'électrosynthèse microbienne

La cathode constitue un élément central dans le fonctionnement des systèmes d'électrosynthèse microbienne (CEM).

Dans ce procédé, des bactéries électroactives transfèrent les électrons issus de l'oxydation de composés organiques à l'anode vers la cathode, où ces électrons sont utilisés pour des réactions de réduction, comme la production de dihydrogène.

Ce mécanisme repose sur l'activité de micro-organismes capables d'interagir directement avec des électrodes solides, sans accepteur d'électrons soluble. Ces interactions biologiques à la cathode permettent la conversion d'énergie électrique en molécules chimiques valorisables [12].

Pour limiter au maximum la surtension due à cette réaction, il est nécessaire de choisir un matériau d'électrode ayant des propriétés catalytiques. Le platine est, par exemple, un matériau fréquemment utilisé sous forme de dépôt sur un matériau support mais du fait de son coût très important il ne représente pas une solution viable pour un projet à l'échelle industrielle. L'utilisation d'acier inoxydable est une alternative à plus faible coût déjà utilisée dans certains réacteurs pilotes,

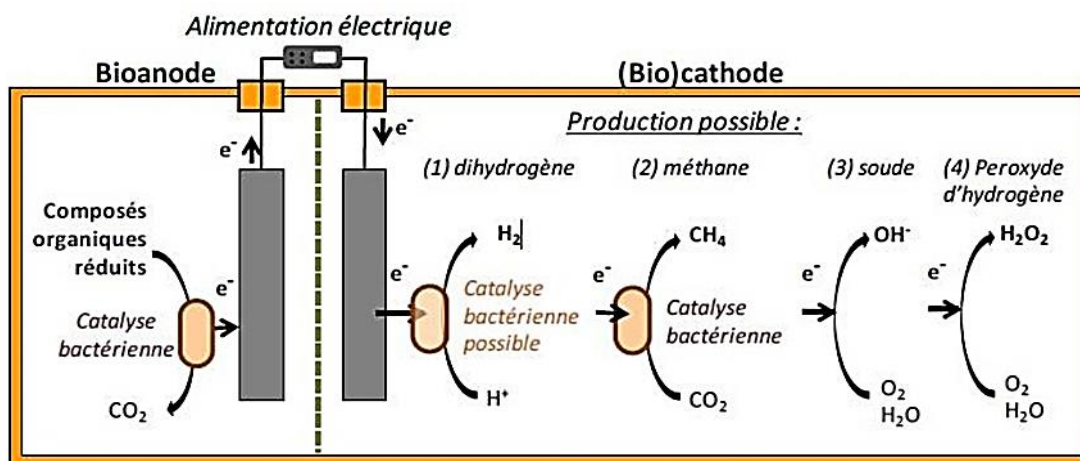
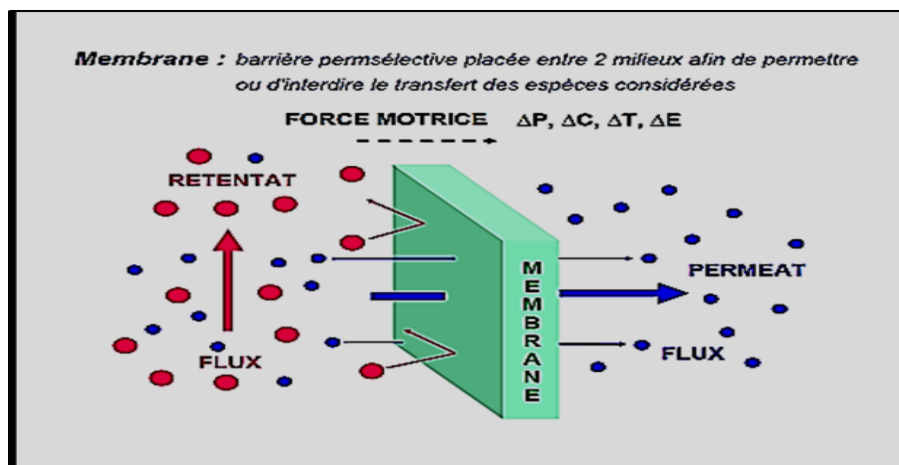


Figure II.8. Mécanisme de fonctionnement d'une CEM. [13]

### II.3.5. Membranes

Il est souvent nécessaire d'ajouter un séparateur dans le réacteur. Celui-ci peut simplement avoir pour but de séparer les gaz formés aux électrodes : à l'anode majoritairement du CO<sub>2</sub> mais aussi des sous-produits gazeux comme H<sub>2</sub>S et NH<sub>3</sub> et à la cathode du H<sub>2</sub>. D'une part, cela évite d'avoir à séparer le mélange de gaz à la sortie du

réacteur et d'autre part, cela empêche qu'une partie de l'hydrogène produit réagisse spontanément avec le  $\text{CO}_2$  pour former du  $\text{CH}_4$ ) [14]



**Figure II.9:** Membrane [14]

## **II.4. Couplage de la production d'hydrogène avec le traitement des eaux usées**

### **II.4.1. Technologies électro-microbiennes pour la valorisation des résidus d'assainissement**

Les technologies électro-microbiennes (TEM), notamment les cellules électro-microbiennes (CEM), représentent une avancée significative dans le domaine du traitement des eaux usées. Elles exploitent l'activité métabolique de micro-organismes électroactifs pour générer un courant électrique ou produire de l'hydrogène tout en assurant la dégradation de la matière organique.

Dans le contexte de la valorisation des résidus d'assainissement, ces systèmes permettent la récupération simultanée de ressources : énergie sous forme d'hydrogène, nutriments (azote, phosphore) et eau traitée.

Le principe repose sur une bioanode, où les bactéries oxydent la matière organique contenue dans les eaux usées, couplée à une cathode qui favorise la réduction de protons en hydrogène.

Les CEM s'intègrent ainsi dans une logique d'économie circulaire, en transformant les boues activées ou les effluents domestiques en vecteurs énergétiques exploitables. [15]

### **II.4.2. Valorisation des biodéchets**

Les biodéchets, issus des déchets organiques domestiques, agroalimentaires ou agricoles, constituent une ressource énergétique non négligeable. Intégrés dans les systèmes électro-microbiens, ils peuvent servir de substrat alternatif ou complémentaire aux eaux usées pour augmenter la production de biohydrogène.

La co-digestion électro-microbienne de ces déchets favorise une synergie microbienne et chimique, améliorant le rendement de dégradation organique et la densité de courant générée. De plus, l'utilisation de biodéchets permet de valoriser des flux souvent peu exploités, tout en réduisant leur impact environnemental.

Des études récentes ont montré que certains substrats, riches en sucres ou en acides gras volatils, favorisent le développement de biofilms électroactifs robustes, optimisant ainsi la production d'hydrogène au sein des CEM.

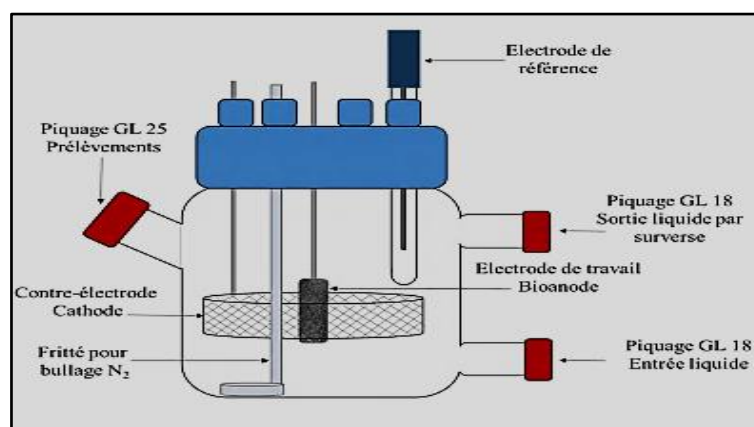
En intégrant les biodéchets dans une stratégie de traitement combiné, on maximise à la fois la réduction de la charge organique et la récupération d'énergie [16].

## **II.5 Conception des électrolyseurs microbiens :**

La conception d'un électrolyseur microbien est un facteur déterminant pour optimiser la performance des systèmes d'électro synthèse microbienne (ESM). Cette conception concerne notamment l'architecture du réacteur, la nature des électrodes, la distance inter-électrodes, et la présence éventuelle de membranes ou séparateurs. Deux grands types de réacteurs peuvent être distingués selon leur architecture : les réacteurs à un compartiment et ceux à deux compartiments.

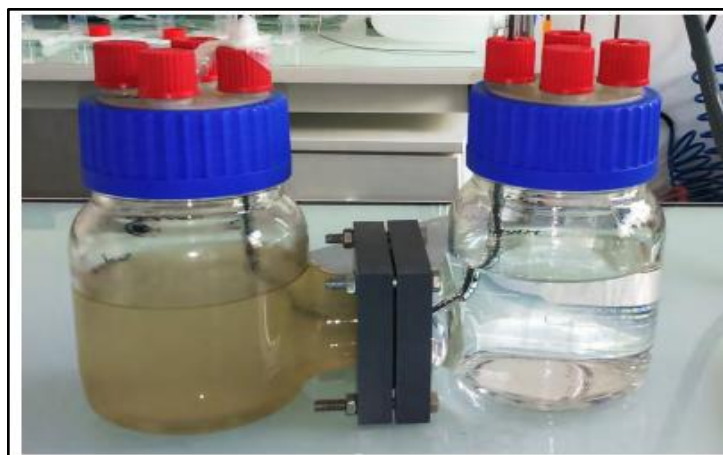
### **II.5.1 Réacteurs à simple ou double compartiment :**

Les réacteurs à simple compartiment (Figure II.9) ne contiennent qu'une seule chambre, sans séparation physique entre l'anode et la cathode. Bien que ce design permette de réduire les pertes ohmiques, il présente un inconvénient majeur : le mélange des gaz produits à l'anode ( $\text{CO}_2$ ,  $\text{CH}_4$ ) et à la cathode ( $\text{H}_2$ ), rendant la séparation des produits plus difficile.



**Figure.II.10 :** Electrolyseur microbien simple compartiment

Les réacteurs à double compartiment (Figure II.10) sont divisés en deux chambres séparées par une membrane échangeuse de cations (souvent Nafion 117). Cette configuration est largement utilisée en ESM pour éviter les réactions croisées entre les produits des électrodes et limiter les pertes par méthanisation ou recombinaison des gaz [16].



**Figure II.11 :** Dispositif à deux compartiments ou cellule « en H » [17]

La géométrie du réacteur influence significativement les performances électrochimiques. Historiquement, des cellules en forme de H, composées de deux flacons de verre reliés par une membrane, ont été utilisées. Cependant, ces systèmes souffrent d'une chute ohmique importante liée à une grande distance inter-électrodes (jusqu'à 15 cm), entraînant une résistance électrolytique élevée [17].

Pour pallier ces limitations, plusieurs configurations ont été développées :

- Cellules parallélépipédiques : elles permettent un montage compact et une meilleure étanchéité. La cellule C1, en Téflon, avec une membrane de 74,32 cm<sup>2</sup> et un espacement de 10 cm entre les électrodes, a été utilisée dans le cadre expérimental. Malgré une bonne recirculation, cette cellule présentait des fuites de gaz, ce qui a limité son efficacité.

- Cellules cylindriques en forme de H : comme la cellule C2, ces réacteurs sont simples à concevoir et présentent une bonne étanchéité. Ils restent courants malgré une plus grande résistance ohmique due à une surface membranaire plus petite. Cette géométrie permet aussi une agitation efficace grâce à des agitateurs magnétiques.

- Cellules cubiques ou circulaires : bien qu'elles soient moins détaillées dans ce mémoire, ces formes permettent de minimiser l'espacement inter-électrodes et d'optimiser la surface active, en particulier lorsque l'une des électrodes est limitante. Elles peuvent être utilisées avec ou sans séparateur, selon les objectifs du procédé [17].

*Reference :*

- [1] : Emma Roubaud. (2019). Technologie électro-microbienne pour le traitement des eaux usées couplé à la récupération d'hydrogène. Génie des procédés. Institut National Polytechnique de Toulouse - INPT, Français. NNT : 2019INPT0091 . tel-04169416
- [2]: Lovely, D. R. (2006). Microbial fuel cells: novel microbial physiologies and engineering approaches. *Current Opinion in Biotechnology*, 17(4), 327-332.
- [3]: Schroder, U., et al. (2003). Title of the article. *Journal Name*, Volume(Issue), Pages.
- [4]: Rosenbaum, M., et al. (2006). Title of the article. *Journal Name*, Volume(Issue), Pages
- [5] : Shukla, A.K., Suresh, P., Berchmans, S., & Rajendran, A. (2004). Biological Fuel Cells and Their Applications. *Current Science*, 87(4), 455–468.
- [6]: Rabaey, K., et al. (2004). Bioelectrochemical systems: from extracellular electron transfer to biotechnological application. *Biotechnology Letters*, 26(9), 667–675
- [7] Hernandez, M.E., & Newman, D.K. (2001). Extracellular electron transfer. *Cellular and Molecular Life Sciences*, 58(11), 1562–1571.
- [8]: Logan, B. E., & Regan, J. M. (2006). Electricity-producing bacterial communities in microbial fuel cells. *Trends in Microbiology*, 14(12), 512–518
- [9]: Nevin, K. P., Richter, H., Covalla, S. F., Johnson, J. P., Woodard, T. L., Orloff, A. L., Jia, H., Zhang, M., & Lovley, D. R. (2008). Power output and coulombic efficiencies from biofilms of *Geobacter sulfurreducens* comparable to mixed community microbial fuel cells. *Environmental Microbiology*, 10(10), 2505–2514.

# DEUXIEME PARTIE

**CHAPITRE III :**  
**ETUDE**  
**EXPÉRIMENTALE**

### III.1. Introduction:

Pour évaluer l'efficacité du traitement des eaux usées par électrolyse microbienne, il est essentiel d'appliquer une démarche méthodique et rigoureuse. Cette partie présente l'ensemble des techniques utilisées pour la collecte, la conservation et l'analyse des échantillons d'eaux usées. Elle détaille également le montage de la pile microbienne, les méthodes de mesure des paramètres physico-chimiques et bactériologiques, ainsi que les dispositifs mis en place pour suivre la production d'électricité. L'ensemble de ces étapes permet d'obtenir des données fiables sur l'évolution de la pollution et la performance du système de traitement.

### III.2. Echantillonnage

#### III.2.1. Importance du prélèvement

Le prélèvement d'un échantillon d'eau constitue une étape cruciale pour garantir la qualité et la représentativité des analyses ultérieures. Toute erreur à ce niveau peut compromettre l'interprétation des résultats.

#### III.2.2. Matériel utilisé

Les prélèvements ont été réalisés à l'aide de flacons en verre borosilicaté, de préférence neufs, bouchés avec des bouchons en émeri ou en polyéthylène/ téflon. Avant usage, les flacons ont été :

- lavés soigneusement,
- rincés à l'eau distillée,
- trempés dans l'eau distillée pendant une heure,
- puis séchés.

Pour les analyses microbiologiques, une stérilisation rigoureuse a été assurée afin d'éviter toute contamination.

#### III.2.3. Méthodologie de prélèvement

Chaque flacon a été rincé trois fois avec l'eau à analyser. Ils ont été remplis jusqu'au bord, sans bulle d'air, afin de prévenir toute altération. Les prélèvements ont été réalisés mensuellement, de mars 2025 à mai 2025, afin de prendre en compte les variations saisonnières et les fluctuations de charge polluante.

### III.2.3. Transport et conservation des échantillons

Les échantillons d'eaux usées ont été prélevés dans des flacons en verre de 500ml, puis conservés à 4 °C dans une glacière, conformément aux recommandations relatives à la conservation et la manipulation des échantillons. [1]

### III.3. Méthodes d'analyses des eaux usées de la STEEP de BBA

Afin d'évaluer le degré de pollution des eaux usées de la STEEP, nous avons eu recours à plusieurs méthodes d'analyse, incluant des analyses physico-chimiques et bactériologiques. Celles-ci ont porté sur les principaux paramètres indicateurs de la qualité des eaux usées. Les échantillons recueillis ont été soumis aux mesures suivantes :

#### III.3.1. Température (T) :

A été mesurée en laboratoire à l'aide d'un thermomètre. La valeur affichée a été relevée directement et exprimée en degrés Celsius (°C).

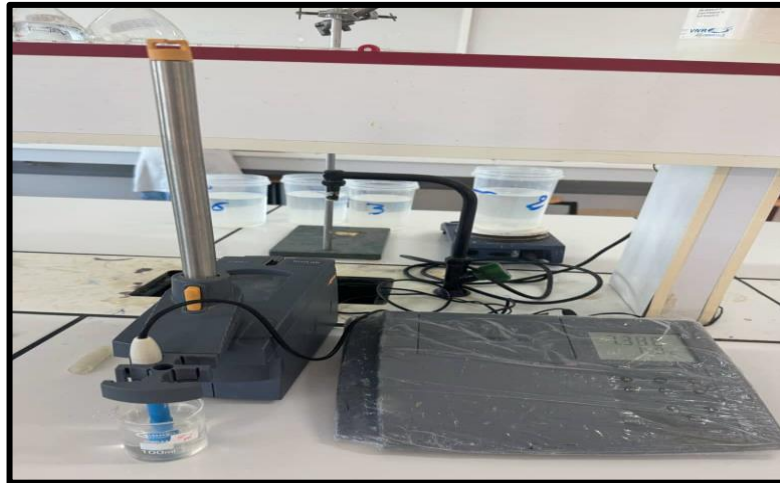
#### III.3.2. Potentiel hydrogène (pH) :

##### • Principe :

La mesure du pH est réalisée à l'aide d'un pH-mètre, instrument basé sur la différence de potentiel électrique entre deux électrodes : une électrode de verre sensible aux ions hydrogène ( $H^+$ ) et une électrode de référence, toutes deux immergées dans la même solution. Le potentiel mesuré est directement lié à l'activité des ions  $H^+$  présents dans le milieu.

##### ✚ Mode opératoire :

- Étalonner l'appareil à l'aide de solutions tampons de pH connu.
- Introduire l'échantillon d'eau à analyser dans un bécher propre.
- Plonger les électrodes dans la solution en veillant à ce qu'elles soient bien immergées.
- Attendre la stabilisation de la valeur affichée, puis relever le pH mesuré. [1]



**Figure III.1** : mesure du pH

### III.3.3. Conductivité électrique (CE) :

- **Principe**

La conductivité électrique permet d'évaluer de façon rapide, quoiqu'approximative, la minéralisation globale d'un échantillon d'eau. Elle est déterminée à l'aide d'un conductimètre, qui mesure la capacité de l'eau à conduire un courant électrique en fonction de la concentration en ions dissous.

#### **✚ Mode opératoire**

**Étalonnage de l'appareil** : Effectuer l'étalonnage du conductimètre à l'aide de solutions étalons de conductivité connue.

**Prélèvement de l'échantillon** : Verser un volume approprié de l'eau à analyser dans un bécher propre.

**Mesure** : Immerger la sonde du conductimètre dans l'échantillon et attendre la stabilisation de la valeur affichée.

**Lecture et unité** : Relever la conductivité exprimée en micro siemens par centimètre ( $\mu\text{S}/\text{cm}$ ).

[2]

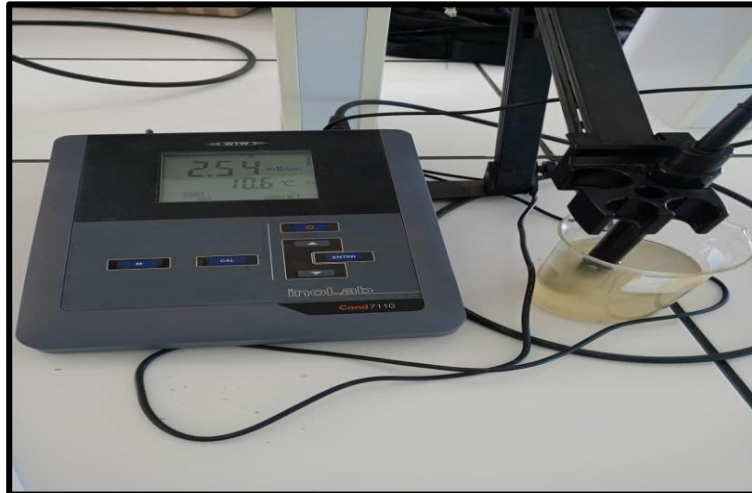


Figure.III.2 : mesure de la conductivité des eaux usées par un conductimètre

### III.3.4. Turbidité

- **Principe**

La turbidité est une mesure de la capacité d'une eau à diffuser la lumière, en raison de la présence de particules en suspension (argile, matières organiques, micro-organismes, etc.). Elle est donc un indicateur indirect de la concentration en matières solides fines. La mesure repose sur l'intensité de la lumière diffusée à un angle de  $90^\circ$  par rapport à un faisceau lumineux projeté dans l'échantillon, selon le principe de la **néphélométrie**. Elle est exprimée en **unités NTU** (Nephelometric Turbidity Unités).

#### ✚ Mode opératoire

1. **Étalonnage de l'appareil**

- Étalonner le turbidimètre à l'aide de solutions standards fournies par le fabricant (généralement 0 NTU et 20 ou 100 NTU).

2. **Préparation de l'échantillon**

- Agiter doucement l'échantillon afin d'homogénéiser la suspension sans créer de bulles d'air.
- Verser l'échantillon dans une cuvette propre, en évitant les traces de doigts ou les gouttes à l'extérieur.

3. **Mesure**

- Placer la cuvette dans le compartiment de mesure du turbidimètre.
- Attendre la stabilisation de la lecture puis relever la valeur affichée en NTU.

**Remarque :** Une eau claire présente une faible turbidité ( $<1$  NTU), tandis qu'une eau trouble dépasse souvent les 5 NTU. [2]



**Figure.III.3** : mesure Turbidité

### III.3.5. Matières en suspension (MES) :

- **Principe**

Les matières en suspension sont isolées soit par filtration des effluents faiblement chargés, soit par centrifugation des solutions, puis séchées jusqu'à évaporation complète de l'eau. La quantification des MES est ensuite réalisée à l'aide d'un spectrophotomètre, et les résultats sont exprimés en milligrammes par litre (mg/L).

#### **Mode opératoire**

##### **1. Étalonnage de l'appareil**

Calibrer le spectrophotomètre selon les instructions du fabricant.

##### **2. Sélection du programme**

Choisir le programme référencé « MES » (numéro 630) et régler la longueur d'onde à 810 nm.

##### **3. Préparation du blanc**

Verser 25 ml d'eau distillée dans une cuvette pour obtenir la référence (blanc).

- Insérer le blanc dans le spectrophotomètre et ajuster l'affichage à 0 mg/L.

##### **4. Préparation de l'échantillon**

Verser 25 ml de l'échantillon (eau épurée ou usée) dans une deuxième cuvette.

##### **6. Mesure**

Placer la cuvette contenant l'échantillon dans le spectrophotomètre.

Lire directement la concentration en MES indiquée sur l'afficheur (mg/L). [1]

### 7. Oxygène dissous (OD)

#### ✚ Principe

L'oxygène dissous est un paramètre clé des milieux aquatiques, puisqu'il conditionne les processus biologiques et le métabolisme des organismes. Sa concentration est mesurée à l'aide d'un oxymètre, qui quantifie la teneur en  $O_2$  présente dans l'échantillon.

#### 8. Mode opératoire

**Mise en service de l'oxymètre** : Allumer l'appareil et vérifier son bon fonctionnement selon le manuel du fabricant.

**Préparation de l'électrode** : Rincer soigneusement l'électrode à l'eau distillée pour éliminer toute trace de contaminants.

**Prélèvement de l'échantillon** : Verser l'eau à analyser (épurée ou usée) dans un bécher propre.

**Mesure** : Immerger l'électrode dans l'échantillon, en veillant à ce qu'elle soit complètement submergée, puis attendre que la valeur se stabilise.

**Lecture des résultats** : Relever directement la concentration en oxygène dissous affichée par l'oxymètre, généralement exprimée en milligrammes par litre (mg/L). [1]

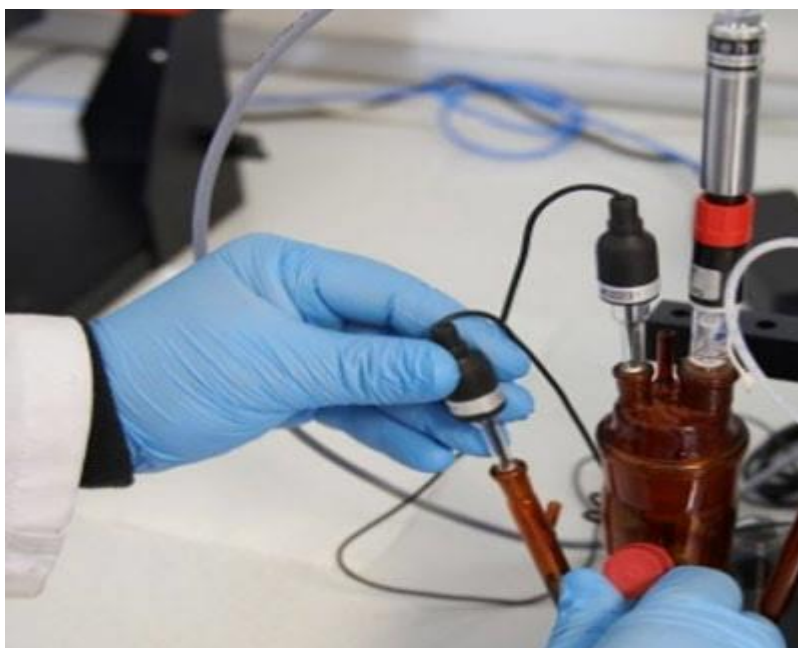


Figure.III.4 : mesure de l'OD

### III.3.6. demande biochimique en oxygène sur 5 jours (DBO<sub>5</sub>)

#### • Principe

La DBO<sub>5</sub> correspond à la quantité d'oxygène consommée par les micro-organismes pour dégrader la matière organique d'un échantillon d'eau, maintenu à une température constante

de 20 °C pendant une durée de 5 jours, conformément à la convention standard .La mesure est réalisée à l'aide d'un DBO-mètre.

### ✚ Mode opératoire

#### 1. Étalonnage de l'appareil

○ Sélectionner la gamme adaptée : 700 mg/L pour l'eau brute (entrée) et 350 mg/L pour l'eau épurée (sortie).

#### 2. Préparation des échantillons

- Dans deux flacons en verre brun munis d'un barreau magnétique, verser respectivement :
  - 95 mL d'échantillon d'eau brute
  - 160 mL d'échantillon d'eau épurée

#### 3. Addition de la base

○ Placer un agitateur magnétique dans chaque flacon, puis ajouter quelques gouttes de NaOH ou KOH (idéalement de l'hydroxyde de lithium) afin d'absorber le CO<sub>2</sub> libéré durant l'oxydation biologique.

#### 4. Incubation

- Fermer hermétiquement les flacons et les positionner dans le DBO-mètre.
- Incuber à 20 °C pendant 5 jours.

#### 5. Lecture des résultats

○ À l'issue de l'incubation, relever directement la consommation d'oxygène affichée par l'appareil, exprimée en milligrammes d'O<sub>2</sub> par litre (mg O<sub>2</sub>/L). [3]



Figure.III.5 : mesure le DBO5

### III.3.7. Demande chimique en oxygène (DCO)

- **Principe**

La DCO correspond à la quantité d'oxygène nécessaire pour oxyder, à chaud, les substances oxydables (organiques ou minérales, biodégradables ou non) présentes dans un échantillon d'eau. Cette réaction est réalisée en milieu acide à 150 °C pendant 2 heures, en présence d'un excès d'agent oxydant. La quantité d'oxygène utilisée est ensuite déduite de la mesure de l'oxydant résiduel par voie photométrique

- ✚ **Mode opératoire**

- 1. Étalonnage de l'appareil**

- Choisir la gamme haute (0–1500 ppm) pour l'eau brute et la gamme basse (0–150 ppm) pour l'eau épurée.

- 2. Préparation du blanc**

- Prélever 2 mL d'eau distillée dans un tube contenant le réactif DCO.

- 3. Préparation des échantillons**

- À l'aide d'une pipette jaugée de 2 mL, prélever 2 mL d'échantillon (eau brute ou épurée) dans deux autres tubes de réactif DCO.

- 4. Réaction d'oxydation**

- Fermer hermétiquement les tubes, puis les placer dans le réacteur DCO à 150 °C pendant 2 heures.

- 5. Lecture des résultats**

- Laisser refroidir les tubes, puis mesurer l'absorbance résiduelle à l'aide d'un photomètre ou d'un spectrophotomètre.
- Convertir l'absorbance en concentration de DCO, exprimée en mg O<sub>2</sub>/L. [3]

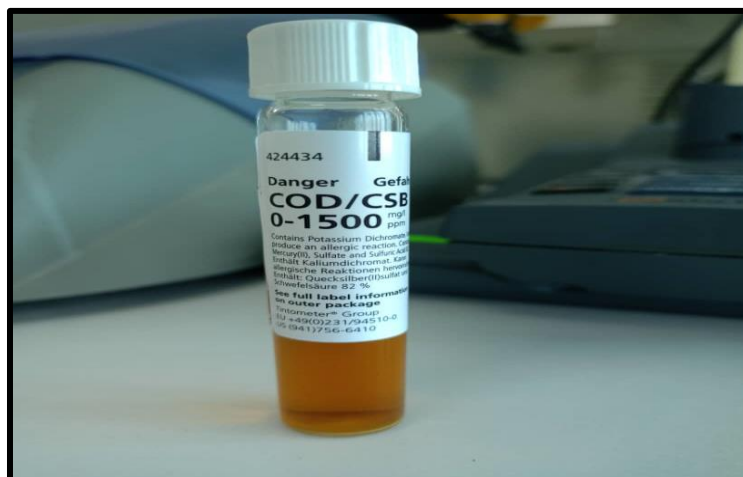


Figure.III.6 : mesure de la DCO

### III.3.8. Concentration en nitrites ( $\text{NO}_2^-$ )

- **Principe**

La détermination des nitrites dans les eaux brute et épurée repose sur une méthode colorimétrique automatisée. La réaction entre les ions nitrites et le réactif NitriVer3 produit une coloration rose dont l'intensité, mesurée à 507 nm à l'aide d'un spectrophotomètre, est proportionnelle à la concentration en  $\text{NO}_2^-$  dans une gamme de 0 à 0,3 mg/L

- ✚ **Mode opératoire**

#### 1. Étalonnage du spectrophotomètre

- Calibrer l'appareil selon les instructions du fabricant, en utilisant des solutions étalons appropriées.

#### 2. Préparation du blanc

- Prélever 10 ml d'eau distillée dans une cuvette pour obtenir le blanc de référence.

#### 3. Préparation des échantillons

- Dans deux autres cuvettes, verser 10 mL d'échantillon (eau brute et eau épurée) et ajouter deux sachets de réactif NitriVer3.

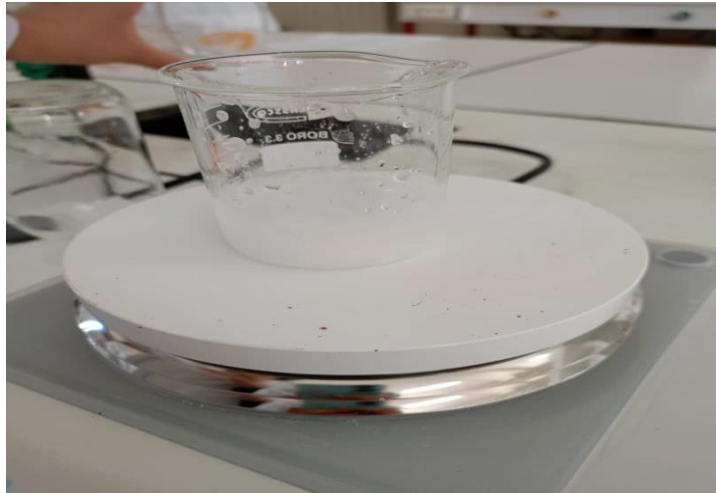
#### 4. Réaction colorimétrique

- Agiter doucement les cuvettes, puis laisser reposer 20 minutes à l'abri de la lumière pour permettre la coloration complète.

#### 5. Lecture des résultats

- Placer successivement le blanc puis les échantillons dans le spectrophotomètre.
- Relever l'absorbance à 507 nm, la concentration en nitrites ( $\text{mg NO}_2^-/\text{L}$ ) étant déterminée directement par comparaison avec la courbe d'étalonnage.

**Remarque :** La coloration rose observée confirme la présence de nitrites. [4]



**Figure.III.7** : préparation de solution de nitrite

### III.3.9. Concentration en nitrates ( $\text{NO}_3^-$ )

- **Principe**

La quantification des nitrates dans les eaux brute et épurée s'effectue par filtration, puis par méthode colorimétrique. La réaction chimique avec le réactif NitraVer5 génère une teinte jaune dont l'intensité, mesurée à 400 nm à l'aide d'un spectrophotomètre, est proportionnelle à la concentration en  $\text{NO}_3^-$ .

- **Mode opératoire**

1. **Étalonnage de l'appareil**

- Calibrer le spectrophotomètre selon les recommandations du fabricant et les solutions étalons adaptées.

2. **Préparation du blanc**

- Verser 25 mL d'eau distillée dans une cuvette pour établir la référence.

3. **Préparation des échantillons**

- Filtrer l'échantillon si nécessaire.
- Dans deux cuvettes distinctes, verser 10 mL d'eau brute et 10 mL d'eau épurée, puis ajouter deux sachets de réactif NitraVer5.

4. **Réaction colorimétrique**

- Agiter doucement chaque cuvette, puis laisser reposer 15 minutes à l'abri de la lumière pour que la réaction se complète.

5. **Lecture des résultats**

- Insérer d'abord le blanc, puis les échantillons dans le spectrophotomètre.

Relever l'absorbance à 400 nm et en déduire la concentration en nitrates ( $\text{mg NO}_3^-/\text{L}$ ) à partir de la courbe d'étalonnage. [2]

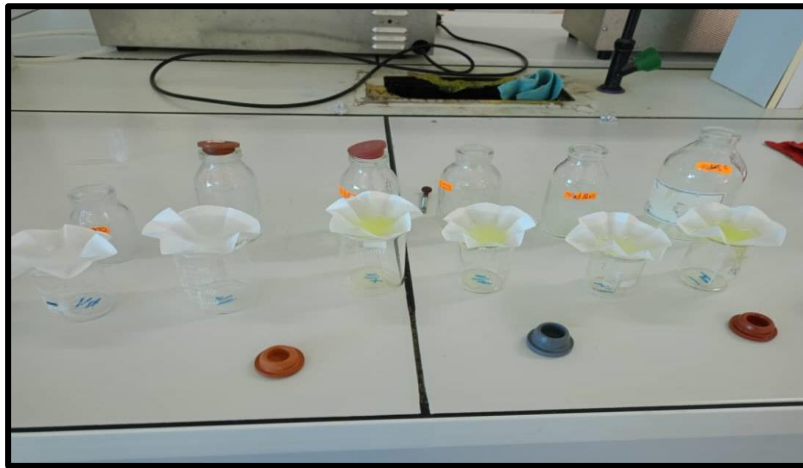


Figure.III.8 : préparation de solution de  $\text{NO}_3^-$



Figure.III.9 : mesure  $\text{NO}_3^-$

### III.3.10. Concentration en azote ammoniacal ( $\text{NH}_3\text{-N}$ )

#### • Principe

La quantification de l'azote ammoniacal dans les eaux brutes (entrée) et épurées (sortie) repose sur la méthode colorimétrique salicylate–cyanurate. Le réactif salicylate réagit avec les ions ammonium pour former un complexe coloré, stabilisé ensuite par le cyanurate.

L'intensité de la coloration verte obtenue est proportionnelle à la concentration en ammoniac et est mesurée à l'aide d'un spectrophotomètre.

#### ✚ Mode opératoire

##### 1. Étalonnage de l'appareil

Calibrer le spectrophotomètre en fonction des solutions étalons fournies par le fabricant.

##### 2. Préparation du blanc

- Verser 10 mL d'eau désionisée dans une cuvette.

○ Ajouter une pochette de réactif salicylate et une pochette de réactif cyanurate, puis mélanger.

### 3. Préparation des échantillons

○ Filtrer les échantillons si nécessaire.

○ Pour chaque échantillon (eau brute et eau épurée) :

○ Prélever 10 mL d'échantillon et le verser dans une cuvette.

1. Ajouter une pochette de réactif salicylate, mélanger et appuyer sur la touche « Shift 5 » de l'appareil pendant 3 min.

2. Ajouter une pochette de réactif cyanurate, mélanger et appuyer sur « Shift 5 » pendant 15 min.

### 4. Lecture des résultats

○ Insérer la cuvette du blanc puis celles des échantillons dans le spectrophotomètre.

○ Relever l'absorbance, la concentration en  $\text{NH}_3\text{-N}$  étant déterminée directement à partir de la courbe d'étalonnage.

**Remarque :** La coloration verte confirme la présence d'azote ammoniacal.[5] 4.

### III.3.11. Matériel et Méthodes d'analyses bactériologiques des eaux usées de la STEEP

Les analyses bactériologiques des différents échantillons d'eaux usées brutes ont pour objectif principal d'évaluer la contamination d'origine fécale. Elles consistent notamment en :

#### A. La détection des coliformes totaux (CT)

##### • Principe

Selon les normes internationales, les micro-organismes reviviscibles regroupent l'ensemble des bactéries, levures et moisissures capables de se multiplier et de former des colonies visibles sur ou dans un milieu de culture donné, lorsque les conditions d'incubation spécifiées sont respectées

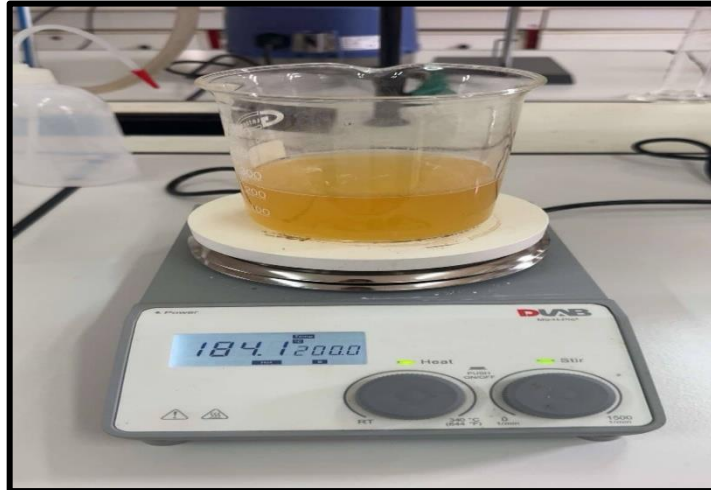
##### ✚ Mode opératoire

À partir de l'échantillon d'eau à analyser :

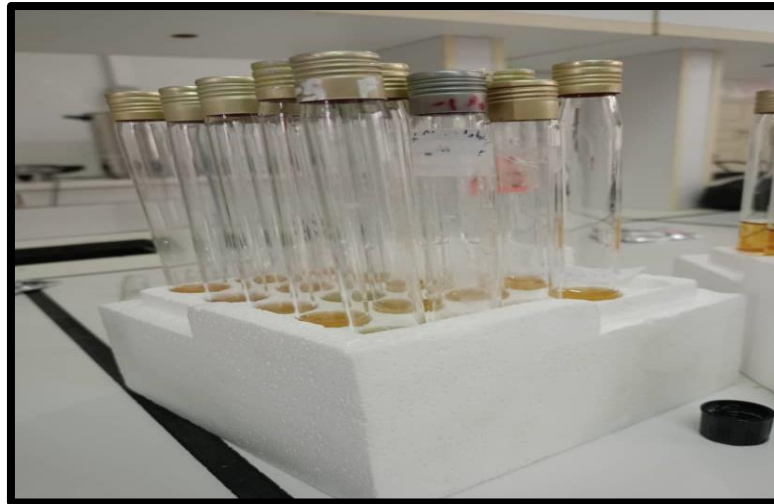
• Prélever deux aliquotes de 1 mL et les répartir dans deux boîtes de Pétri stériles préalablement numérotées.

• Ajouter environ 15 mL de gélose PCA (Plate Count Agar) fondue mais refroidie à  $\sim 45^\circ\text{C}$  dans chaque boîte.

• Mélanger délicatement par des mouvements circulaires pour assurer une répartition homogène, puis laisser la gélose solidifier.



**Figure.III.10** : préparation de PCA



**Figure.III.11** : Tubes de culture stériles contenant du PCA pour analyses microbiologiques

### **Incubation et lecture**

- Retourner les boîtes de Pétri.
- Incuber une série à 37 °C pendant 24 à 48 heures (bactéries mésophiles).
- Incuber l'autre série à 22 °C pendant 72 heures (bactéries psychotropes).
- Lire les résultats toutes les 24 h et compter les colonies développées.

### **Expression des résultats**

Le nombre total de colonies est exprimé en germes reviviscibles par millilitre d'échantillon (UFC/mL ou germe/mL). [6]

### B. Clostridium sulfito-réductrices (CSR)

- **Principe**

Les Clostridium sulfito-réducteurs sont des bactéries anaérobies sporulées indicatrices d'une contamination fécale ancienne. Leur mise en évidence repose sur leur capacité à réduire les sulfites en sulfures, entraînant la formation de colonies noires en présence de fer.

- ✚ **Mode opératoire**

1. relever 1 ml de l'échantillon d'eau dans deux tubes à essai stériles.
2. Soumettre les tubes à un traitement thermique à 80 °C pendant 10 minutes afin d'éliminer les formes végétatives et ne conserver que les spores bactériennes (choc thermique).
3. Refroidir immédiatement les tubes sous un jet d'eau froide (refroidissement brutal).
4. Ajouter ensuite environ 15 mL de gélose TSN (Trypose Sulfite Néomycine contenant du sulfite de sodium et de l'alun de fer).
5. Homogénéiser doucement, puis laisser la gélose solidifier.
6. Incuber les tubes à 37 °C pendant 48 heures, en effectuant une première lecture après 16 à 24 heures.

- ✓ **Lecture et interprétation**

- La présence de colonies noires de taille significative dans la gélose indique un résultat positif pour Clostridium sulfito-réducteurs.
- Le dénombrement s'exprime en UFC/mL (unités formant colonies par millilitre).

**Remarque :** Après 48 heures d'incubation, certaines gélose peuvent devenir entièrement noires, rendant le dénombrement impossible. [2].

### C. Streptocoques fécaux (SF)

- **Principe**

Le dénombrement des streptocoques fécaux, également appelés entérocoques ou streptocoques du groupe D, s'effectue généralement en parallèle de celui des coliformes fécaux, les méthodes étant similaires à l'exception des milieux de culture utilisés

Les streptocoques fécaux sont des cocci à Gram positif, de forme sphérique ou ovoïde, se présentant souvent en chaînes. Ces bactéries sont catalase-négatives et possèdent l'antigène du groupe D. Elles peuvent se développer à 37 °C pendant 24 à 48 heures sur des milieux sélectifs contenant de l'azoture de sodium Leur dénombrement s'effectue en milieu liquide par la méthode du Nombre le Plus Probable (NPP), en utilisant deux types de bouillons de culture :

- **Le milieu Rothe** pour le test de présomption.

- Le milieu Eva Litsky pour le test de confirmation.

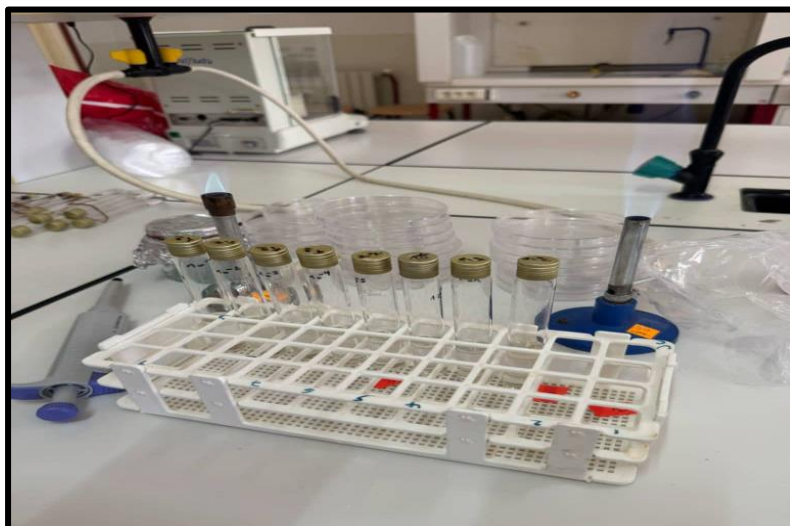
### ✚ Mode opératoire

#### a. Test de présomption (milieu Rothe) :

1. Prélever 1 mL d'eau homogénéisée à analyser et l'introduire de manière aseptique dans un tube contenant 9 mL de milieu Rothe, obtenant une dilution  $10^{-1}$ .
2. Prélever 1 mL du mélange précédent pour l'inoculer dans un second tube contenant également 9 mL de milieu Rothe, pour obtenir la dilution  $10^{-2}$ .
3. Répéter l'opération pour obtenir 5 dilutions successives, en triplicat, soit 15 tubes au total.
4. Incuber tous les tubes à 37 °C pendant 24 à 48 heures.

#### ✓ Lecture :

- Les tubes montrant une turbidité microbienne sont considérés présumés positifs et doivent être soumis au test de confirmation. [7]



**Figure.III.12** : préparation de milieu Rothe

#### A. Test de confirmation (milieu Eva Litsky)

Ce test vise à confirmer la présence de streptocoques fécaux du groupe D, détectés au cours du test de présomption.

#### ✓ Protocole :

1. Après agitation des tubes présumés positifs issus du test de présomption (milieu Rothe), prélever quelques gouttes de chaque tube à l'aide d'une pipette Pasteur stérile.
2. Ensemencer ces gouttes dans des tubes contenant le milieu Eva Litsky, spécifiquement sélectif pour les streptocoques du groupe D.
3. Incuber les tubes à 37 °C pendant 24 à 48 heures.



**Figure. III. 13 :** préparation de milieu de lits Key Lecture

- L'apparition d'un trouble microbien dans le tube indique la confirmation de la présence de streptocoques fécaux.
- Il est également possible d'observer une précipitation colorée au fond du tube (pastille violette), traduisant une fixation du colorant par les bactéries, ce qui a la même signification que le trouble.

Le nombre de streptocoques fécaux est ensuite déterminé à l'aide de la table de calcul du Nombre le Plus Probable (NPP). [8]



**Figure. III. 14 :** test de lits Key

### D. Des coliformes fécaux (CF)

- **Principe**

Les coliformes fécaux sont des bactéries Gram négatives en forme de bâtonnets, facultativement anaérobies, capables de fermenter le lactose à  $44 \pm 0,5$  °C en produisant gaz et acide en moins de 24 à 48 heures. Ils sont considérés comme des indicateurs spécifiques de

contamination fécale d'origine humaine ou animale, car ils proviennent principalement du tube digestif des homéothermes.

La recherche se fait par méthode du Nombre le Plus Probable (NPP), en milieu liquide, généralement au lactose bile ou au milieu de Lauryl-Sulfate, suivi d'une confirmation à température élevée (44 °C) sur milieu sélectif comme EC (Escherichia coli medium).

### Mode opératoire

#### 1. Préparation des dilutions :

- À partir de l'échantillon homogénéisé, transférer 1 ml dans trois séries de tubes contenant 9 ml de bouillon lactose (Lauryl-Sulfate ou lactose bile) pour obtenir des dilutions  $10^{-1}$ ,  $10^{-2}$ , etc.

#### 2. Test de présomption :

- Incuber à 37 °C pendant 24 h. Les tubes produisant gaz sont considérés comme présomptivement positifs.



Figure.III.15 : préparation de milieu

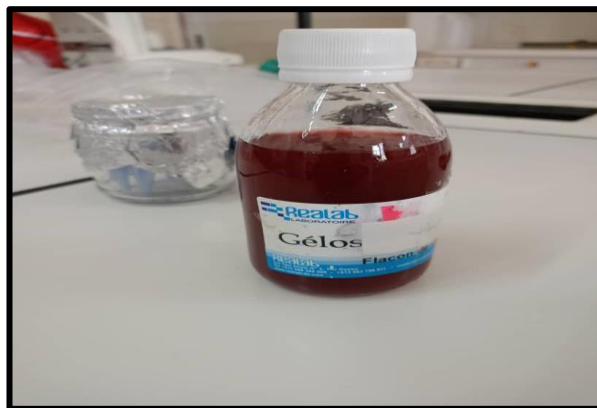


Figure. III.16 : milieu préparé pour test fécaux

### E. Test de confirmation (spécifique aux CF) :

- Transférer le contenu des tubes présomptivement positifs dans de nouveaux tubes contenant le milieu EC (Escherichia coli).
- Incuber à  $44 \pm 0,5$  °C pendant 24 h dans un bain-marie ou une étuve réglée.
- L'apparition de gaz dans le tube indique un test positif pour les coliformes fécaux.

#### ✓ Expression des résultats :

- Le résultat est exprimé en Nombre le Plus Probable (NPP) par 100 ml d'échantillon, en se référant à la table de McCrady ou équivalent. [1]

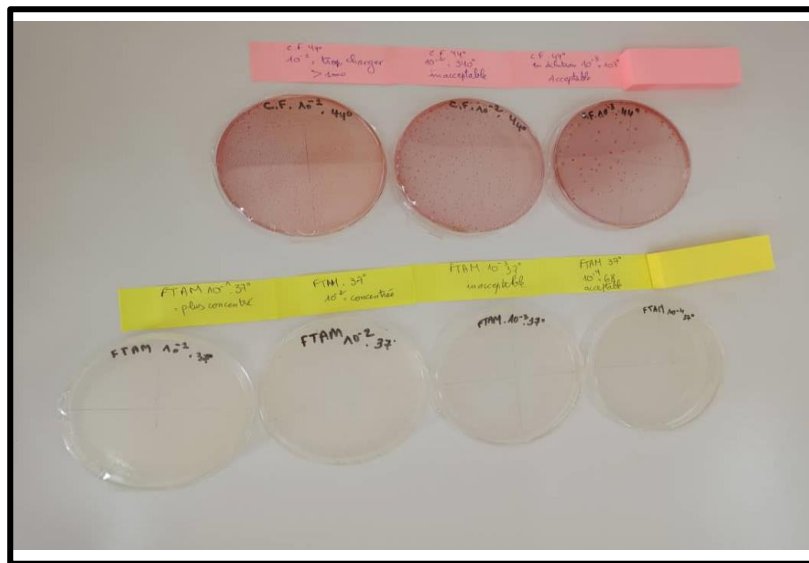


Figure.III.17 : test de CF

### 5. Préparation de l'électrolyseur microbienne pour le traitement des eaux usées

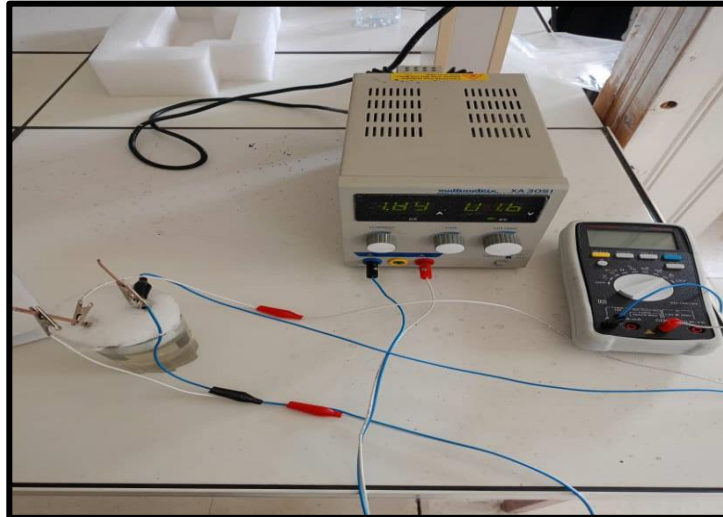
La mise en place du système nécessite l'utilisation de deux électrodes, préparées comme suit :

#### a) Anode :

Sous conditions stériles, la mousse de carbone est découpée en six morceaux adaptés à la surface de la base du bocal utilisé. Chaque morceau est ensuite relié à un fil conducteur en titane, assurant la connexion électrique (voir Figure 26 (A)).

#### b) Cathode :

La plaque de cuivre est découpée en petits morceaux d'environ 3 cm de long et 1 cm de diamètre. Chaque morceau est soudé à l'extrémité d'un fil de titane à l'aide d'un fer à souder. L'ensemble ainsi obtenu constitue la cathode (voir Figure (B)).



**Figure III.18** : les deux électrodes utilisées dans le montage (A) L'anode (B) cathodes

### III.4. Mesure du courant électrique (en volts) généré par la pile à combustible microbienne

La tension produite par la pile à combustible microbienne (MFC) est mesurée à l'aide d'un multimètre ou d'un voltmètre numérique connecté aux deux électrodes (anode et cathode). Cette mesure permet d'évaluer l'activité électrogène des micro-organismes présents dans le système.

### *Référence*

- [1] Rodier, J., Legube, B., Merlet, N., & coll. (2009). *L'analyse de l'eau : eaux naturelles, eaux résiduaires, eau de mer* (9e éd.). Paris, France : Dunod.
- [2] AFNOR. (1994). *Qualité de l'eau – Dosage de la conductivité électrique* (Norme NF T90-008). Paris, France : AFNOR.
- [3] Ouali, M. (2001). *Analyse physico-chimique des eaux usées* (1<sup>re</sup> éd.). Paris, France : Tec & Doc.
- [4] Lesavre, M. (2007). *Techniques d'analyse physico-chimique de l'eau* (2<sup>e</sup> éd.). Paris, France : Lavoisier.
- [5] AFNOR. (2000). *Qualité de l'eau – Dosage de l'ammonium. Partie 2 : méthode spectrophotométrique au bleu d'indophénol* (Norme NF T90-015-2). Paris, France : AFNOR.
- [6] ISO. (2006). *Microbiologie de l'eau — Méthode pour le dénombrement des micro-organismes revivifiables — Comptage des colonies à 22 °C et à 37 °C* (ISO 6222:1999). Genève : Organisation internationale de normalisation.
- [7] Galaf, M. (2003). *Microbiologie des eaux : indicateurs de contamination et méthodes de détection*. Casablanca : Éditions Universitaires.
- Labres, B. (2008). *Les streptocoques fécaux comme indicateurs de pollution : étude des milieux de culture*. Paris : Lavoisier.
  - Rodier, J. (1996). *L'analyse de l'eau : eaux naturelles, eaux résiduaires, eau de mer* (8e éd.). Paris : Dunod.
- [8] Rodier, J. (1996). *L'analyse de l'eau : eaux naturelles, eaux résiduaires, eau de mer* (8<sup>e</sup> éd.). Paris : Dunod.

**CHAPITRE IV :**  
**RÉSULTATS ET**  
**DISCUSSIONS**

### IV.1. Introduction

En dehors de leurs applications potentielles en tant que biocapteurs, les cellules électro microbiennes CEM pourraient trouver leurs débouchés dans le traitement des eaux usées.

L'utilisation de déchets à l'anode permet d'assurer une double fonction : produire un flux d'électrons tout en intensifiant les procédés de traitement des effluents par accélération de la dégradation de la matière organique. En dehors de l'abattement de la DCO (Demande Chimique en Oxygène), les CEM peuvent aussi permettre de traiter les nitrates, les sulfures, ou encore de récupérer le cuivre dans les eaux usées.

Une Cellule microbienne a le potentiel de convertir les eaux usées organiques en hydrogène et en produits chimiques à valeur ajoutée telles que le méthane, l'éthanol et le peroxyde d'hydrogène. Par rapport à d'autres méthodes conventionnelles, les CEM offrent un rendement élevé en H<sub>2</sub> avec un faible apport d'énergie de 0,4 à 0,5 V. Les principaux composants d'une CEM sont similaires à ceux du processus d'électrolyse, c'est-à-dire les électrodes d'anode et de cathode, membrane semi-perméable, les microbes électro chimiquement actifs et le bloc d'alimentation. Plusieurs types d'eaux usées, telles que les eaux usées agricoles, domestiques et industrielles, peuvent être utilisés. Dans le cas de notre travail, l'eau utilisée est une eau domestique pris au niveau de la STEEP de Bordj Bou Arreridj. Le procédé électro microbienne utilise des micro-organismes exo-électrogènes, transféreurs d'électrons extracellulaires, capables de donner ou d'absorber des électrons. Dans une cellule d'électrolyse les bactéries actives oxydent la matière organique et produisent des électrons, des protons et du dioxyde de carbone. Toutefois, les eaux usées sont un mélange complexe de divers types de polluants et leur composition dépend fortement de la source de la génération et les micro-organismes utilisés dépendent fortement du substrat présent dans les eaux usées.

Le but de notre travail est d'évaluer les performances du système d'électrolyse microbienne appliqué au traitement des eaux usées qui a été conduit à travers une série de paramètres physico-chimiques et bactériologiques, mesurés avant et après traitement. L'analyse comparative de ces données permet de juger de l'efficacité du procédé, tant sur le plan de l'épuration organique que sur celui de la désinfection.

### IV.2. Analyse des paramètres physico-chimique des eaux usées à l'entrée de la station d'épuration de BBA

#### IV.2.1. La température(T) :

La température est un paramètre important pour le bon fonctionnement:

- Des Systèmes d'épuration dans la mesure où il peut influencer de différentes manières sur :
- La solubilité des sels et des gaz. Ce phénomène est particulièrement important dans le cas de l'oxygène.
- Aussi plus l'eau est chaude plus la concentration de saturation de l'oxygène devra diminuer.

La valeur de la température de l'eau brute enregistrée pendant le mois d'avril est 16,86 °C. Cette valeur varie en fonction de l'heure de prélèvement et des conditions météorologiques. L'augmentation de la température au cours du temps est influencée par la température de l'air. A noter qu'une augmentation de la température ne favorise pas le développement des bactéries mésophiles par conséquent contribue à la réduction de la pollution microbiologique. Elle joue un rôle important aussi dans la dégradation de la matière organique par oxydation et minéralisation. Selon l'OMS, la température enregistrée est inférieure à 30°C (la norme), donc la valeur de température de l'eau brute de la STEEP de BBA est conforme aux normes.

#### IV.2.1.2. Potentiel d'hydrogène (pH)

Dans le domaine de l'eau le pH joue un rôle primordial à la fois :

- Dans la propriété physico-chimique (acidité, alcalinité, agressivité).
- Dans les processus biologiques donc certains exigent des limites très étroites de PH.
- Dans l'efficacité de certains traitements : coagulation, adoucissement, contrôle de corrosion, chloration.

La valeur de pH de l'eau brute enregistrée pendant le mois d'avril est de 7.35. A noter que les valeurs pH des eaux utilisées pour l'irrigation des cultures devraient être comprises entre 6 et 7 car à ces valeurs la solubilité de la plupart des microéléments est optimale (**Peterson, 1999**). Selon l'OMS, les valeurs de pH comprises entre 6,5-9 sont acceptables, le pH enregistré de l'eau brute de la STEEP de BBA 7.35 est conforme avec les normes.

#### IV.2.3. La conductivité électrique

La conductivité de l'eau inverse de la résistivité est proportionnelle à la concentration en minéraux dissous dans l'eau, plus une eau aura une conductivité importante plus une eau comportera de sels minéraux.

La valeur de conductivité électrique de l'eau brute enregistrée pendant le mois d'avril est 1655  $\mu\text{S}/\text{cm}$ . La mesure de la conductivité fournit une indication de la concentration ionique et apprécier la quantité des sels dissous dans l'eau, donc de sa minéralisation. Il dépend de la température, de la concentration et types d'ions présents. Une CE supérieure à 2000  $\mu\text{S}/\text{cm}$  fait considérer une eau comme difficilement utilisable en irrigation. Pratiquement la valeur de CE enregistrée est inférieure la norme de l'OMS (2000 $\mu\text{S}/\text{cm}$ ).

### IV.2.4. La turbidité

La turbidité est une mesure de la capacité d'une eau à diffuser la lumière, en raison de la présence de particules en suspension (argile, matières organiques, micro-organismes, etc.). Elle est donc un indicateur indirect de la concentration en matières solides fines. La valeur de turbidité de l'eau brute enregistrée pendant le mois d'avril est de 195 NTU. Une turbidité de 195 NTU indique :

- Une charge importante en matières en suspension (MES), colloïdes, particules organiques/inorganiques.
- Un niveau de pollution important, typique des eaux usées **non traitées** ou **faiblement traitées**.

Il est à noter qu'une turbidité élevée peut conduire à la :

- Détérioration de la qualité visuelle de l'eau (eau trouble).
- Risque de prolifération microbienne, car les particules peuvent protéger les bactéries des désinfectants.
- Problèmes pour les traitements ultérieurs : les boues activées, la filtration ou la désinfection sont moins efficaces à haute turbidité.

En conclusion, d'après les normes ; on note que Les **eaux usées brutes** (avant traitement) peuvent avoir une turbidité qui varie entre **100 et plusieurs centaines de NTU**, selon leur origine (domestique, industrielle, mixte). Par conséquent la valeur enregistrée est conforme aux normes.

### IV.2.5. Salinité

La **salinité des eaux usées** exprime la **concentration de sels dissous** ( $\text{Na}^+$ ), potassium ( $\text{K}^+$ ), sulfates ( $\text{SO}_4^{2-}$ ), etc), présent dans ces eaux. Elle est généralement mesurée en **grammes par litre (g/L)** . Une salinité trop élevée peut inhiber les micro-organismes des stations d'épuration.

- **Sur l'environnement** : si l'eau est rejetée dans la nature, elle peut affecter les sols et la faune/flore aquatique.

- **Sur la réutilisation** : une eau trop salée ne peut pas être réutilisée pour l'irrigation ou certains usages industriels. La valeur de salinité de l'eau brute enregistrée pendant le mois d'avril est de 1g/l. Une salinité de **1 g/L** dans les eaux usées correspond à une conductivité électrique d'environ **1 000  $\mu\text{S/cm}$** , ce qui est considéré comme une eau **faiblement salée**. Cette valeur est bien en deçà des seuils limites fixés pour la réutilisation des eaux usées traitées en Algérie, notamment pour l'irrigation agricole.

La norme algérienne **N°17683** définit les spécifications physico-chimiques et biologiques des eaux usées épurées destinées à des fins agricoles, municipales et industrielles. Selon les directives de la **FAO (1985)**, les eaux d'irrigation sont classées en fonction de leur conductivité électrique (CE) :

**$CE \leq 750 \mu\text{S/cm}$**  : eau de qualité excellente pour l'irrigation.

•  **$750 \mu\text{S/cm} < CE \leq 2\,250 \mu\text{S/cm}$**  : eau de qualité bonne à modérée.

•  **$2\,250 \mu\text{S/cm} < CE \leq 5\,000 \mu\text{S/cm}$**  : eau de qualité médiocre.

•  **$CE > 5\,000 \mu\text{S/cm}$**  : eau de qualité très médiocre, déconseillée pour l'irrigation.

En conclusion Une conductivité de **1 000  $\mu\text{S/cm}$**  (soit 1 g/L de salinité) place l'eau dans la catégorie **bonne à modérée**, ce qui est généralement acceptable pour l'irrigation de cultures tolérantes au sel, sous réserve d'une gestion appropriée.

### IV.2.6.TDS (Total Dissolved Solids)

Le **TDS des eaux usées** représente la **somme des matières inorganiques et organiques** dissoutes dans l'eau, **qui ne peuvent pas être éliminées par simple filtration**.

Ces substances incluent principalement :

- Des **sels minéraux** (comme les chlorures, sulfates, nitrates),
- Des **métaux lourds** (plomb, cuivre, zinc, etc.),
- Des **matières organiques dissoutes**,
- Des **ions** (comme le calcium, le magnésium, le sodium, le potassium).

Le TDS est généralement exprimé en **mg/L (milligrammes par litre)**.

- Il est mesuré souvent par **conductivité électrique**, car les solides dissous affectent la capacité de l'eau à conduire l'électricité.

Un **TDS élevé** dans les eaux usées peut être **nocif pour les milieux aquatiques** ou pour le **traitement de l'eau**. Il peut indiquer une **pollution chimique ou organique** importante. Le TDS est un **paramètre de surveillance réglementaire** dans de nombreux pays, notamment pour le rejet dans l'environnement ou le recyclage de l'eau. La valeur de salinité de l'eau brute enregistrée pendant le mois d'avril est de 717 mg/l.

Selon L'OMS Les valeurs de TDS varient souvent entre 300 et 1 200 mg/L, donc 714 mg/L est une valeur moyenne acceptable.

### En résumé

Une valeur de **714 mg/L de TDS** dans des eaux usées est **tout à fait courante**, mais cela **nécessite un traitement** avant rejet ou réutilisation.

C'est un indicateur utile pour évaluer :

- L'efficacité d'un système de traitement.
- La potentielle pollution des milieux récepteurs.
- La possibilité de réutilisation (agriculture, usage industriel, etc.).

### IV.2.7. Demande biochimique en oxygène (DBO<sub>5</sub>)

La DBO<sub>5</sub> (Demande Biologique en Oxygène sur 5 jours) est un indicateur clé de la pollution organique des eaux usées. Elle mesure la quantité d'oxygène nécessaire aux micro-organismes pour dégrader la matière organique biodégradable présente dans l'eau, sur une période de 5 jours à 20°C. La valeur de **DBO<sub>5</sub>** de l'eau brute enregistrée pendant le mois d'avril est de 182 mg/l. Une DBO<sub>5</sub> de 183 mg/L est **très élevée** comparée aux normes usuelles. Pour comparaison :

- ✓ Eaux usées domestiques brutes : typiquement entre **200 et 400 mg/L**.
- ✓ Eaux usées traitées : généralement **< 30 mg/L (normes OMS)** en sortie.

Cette valeur suggère une **forte charge organique**, typique d'une eau usée **non traitée** ou insuffisamment traitée. Cela signifie que si cette eau était rejetée directement dans le milieu naturel, elle consommerait une grande quantité d'oxygène, risquant de provoquer une **asphyxie du milieu aquatique** (zones mortes, mortalité des poissons, etc.) , Risque d'eutrophisation, de développement d'algues, et de perturbation des écosystèmes aquatiques.

### En résumé :

La DBO<sub>5</sub> de **183 mg/L** indique une eau **fortement chargée en matière organique**, typique d'eaux usées **non traitées**. Cette valeur souligne l'importance d'un **traitement biologique approprié** avant tout rejet pour éviter une dégradation du milieu naturel.

### IV.2.8. Demande chimique en oxygène DCO

La DCO (Demande Chimique en Oxygène) des eaux usées est un paramètre clé utilisé pour mesurer la quantité de matière organique dans l'eau qui peut être oxydée par des agents chimiques, généralement en utilisant du dichromate de potassium dans un milieu acide. Elle permet ainsi d'estimer la pollution organique présente dans les eaux usées. La valeur de **DCO** de l'eau brute enregistrée pendant le mois d'avril est de 704 mg/l. Une DCO de 704 mg/L est

relativement élevée, ce qui suggère que les eaux usées en question contiennent une quantité importante de matière organique. En règle générale, les eaux usées domestiques non traitées ont une DCO qui varie entre 200 et 600 mg/L. Si l'on dépasse 600 mg/L, cela indique un niveau de pollution plus important, nécessitant probablement un traitement avancé.

Selon les normes environnementales, une valeur de DCO inférieure à 150 mg/L est généralement considérée comme acceptable pour les eaux rejetées dans les milieux récepteurs, telles que les rivières ou les lacs. Une valeur de 704 mg/L dépasse largement cette limite, indiquant que l'eau nécessite un traitement efficace avant d'être rejetée.

Si cette eau est rejetée sans traitement ou si elle est insuffisamment traitée, elle pourrait nuire à la qualité de l'eau dans les milieux récepteurs. En effet, une DCO élevée peut entraîner une consommation excessive d'oxygène dissous dans l'eau, ce qui peut étouffer la vie aquatique, nuire à la biodiversité et perturber les écosystèmes.

**En résumé :** Une DCO de 704 mg/L dans des eaux usées indique un fort niveau de pollution organique, ce qui nécessite des mesures de traitement appropriées pour réduire cette valeur avant tout rejet dans l'environnement.

### IV.2.9. Nitrate

On observe que les valeurs des nitrates d'un échantillon des eaux usées obtenues d'après les analyses, à l'entrée, les teneurs en nitrates avant traitement est de 8 mg/l. Ce résultat montre que la concentration en nitrates dans les eaux usées avant traitement est de 8 mg/l, ce qui est inférieur à la norme de rejet algérienne, fixée à 10 mg/l. La teneur mesurée (8 mg/l) respecte déjà les normes environnementales algériennes, même avant le traitement. Cela suggère que la pollution par les nitrates est relativement faible dans cet échantillon d'eaux usées. Le traitement des eaux usées ne sera donc pas fortement sollicité pour la réduction des nitrates, ce qui peut être vu comme un avantage économique et environnemental.

Bien que conforme, une concentration de 8 mg/l reste proche de la limite réglementaire (10 mg/l). En cas de variations saisonnières ou industrielles, elle pourrait rapidement dépasser le seuil. La présence de nitrates, même à faible dose, peut avoir un impact environnemental, notamment sur l'eutrophisation des milieux aquatiques si les rejets sont constants ou massifs

### **En résumé**

La qualité des eaux usées en entrée est **relativement bonne** du point de vue des nitrates. Cependant, il est **important de maintenir une surveillance régulière** pour éviter tout dépassement futur et garantir un rejet conforme et respectueux de l'environnement.

### IV.2.10. Nitrites

Le résultat de l'analyse indique que la teneur en nitrites à l'entrée de la station d'épuration est de 0,09 mg/L, ce qui est inférieur à la norme algérienne de rejet, fixée à 0,1 mg/L. Même avant traitement, les eaux usées respectent déjà la norme nationale en vigueur pour les nitrites. Cela indique une pollution nitritée relativement faible à la source. Les nitrites ( $\text{NO}_2^-$ ) sont des composés azotés intermédiaires, souvent issus de la transformation de l'ammoniac ou de la dégradation de matières organiques azotées. Leur faible concentration ici suggère :

- ✓ Soit une origine des eaux usées peu chargée en composés azotés,
- ✓ Soit un début de nitrification déjà amorcé en amont (par exemple, dans le réseau d'égout ou lors du transport)

Le faible taux de nitrites à l'entrée facilite le travail du système de traitement biologique, qui peut ainsi se concentrer davantage sur d'autres polluants (ammoniac, matières organiques, etc.). Cela peut aussi signifier que le traitement en place aura une marge confortable pour respecter les normes en sortie.

Même si les niveaux sont faibles ici, il est important de poursuivre les contrôles réguliers car les concentrations en nitrites peuvent varier en fonction de l'origine des eaux usées, des conditions d'exploitation du réseau, ou d'événements ponctuels (déversements, pluies, etc.).

### IV.2.11. L'analyse bactériologique des eaux usées avant traitement :

L'analyse bactériologique a pour but la recherche et le dénombrement des germes existant dans les échantillons d'eau à analyser. Il faut signaler qu'un examen bactériologique ne peut être interprété que s'il est effectué sur un échantillon correctement prélevé dans un récipient stérile, selon un mode opératoire précis évitant toutes les contaminations accidentelles, correctement transporté au laboratoire et analysé sans délai ou après une courte durée de conservation dans des conditions satisfaisantes.

Le principe général des techniques des analyses bactériologiques des eaux consiste à ensemercer une quantité connue d'eau à analyser sur un milieu de culture adapté, solide ou liquide. On suppose que, pendant l'incubation, chaque microorganisme présent se développe pour donner soit une colonie visible sur un milieu solide, soit des changements d'apparence dans un milieu liquide essentiellement un trouble de celui-ci. Les milieux solides (gélés) :

- C'est des milieux liquides auxquels on ajoute un agent de solidification tel que l'agar (1.5-2%).

- Les milieux solides peuvent être conditionnés en boîtes de Pétri ou en tube à essai (gélose en culot, gélose en pente).

- La croissance se fait par l'apparition des colonies.

En raison de la diversité des espèces bactériennes, virales et parasitaire, des germes test vont être analysés qui représenteront par la suite l'aspect microbiologique de ces eaux. Une analyse complète de l'eau brute a été effectuée en se basant sur la recherche et le dénombrement des paramètres suivants :

- ✓ Les coliformes totaux et les coliformes fécaux ;
- ✓ Staphylocoques pathogène ;
- ✓ La flore aérobie mésophile totale ;
- ✓ La recherche et le dénombrement des Clostridium sulfite-réducteurs.

### IV.2.11.1. Coliforme fécaux à 44°C

Les résultats obtenus concernent le **dénombrement des coliformes fécaux à 44 °C** dans une **eau usée**, exprimé en **UFC/mL (Unités Formant Colonie par millilitre)** à différentes dilutions **décimales** sont exprimées dans le tableau.IV1:

**Tableau.IV.1.** Résultats de dénombrement des coliformes fécaux à 44 °C :

Dilution	Coliformes fécaux (UFC/mL)
10 <sup>-1</sup>	> 1000
10 <sup>-2</sup>	340
10 <sup>-3</sup>	107

- ✓ Les coliformes fécaux sont des indicateurs de pollution d'origine fécale. Leur présence en grand nombre indique une contamination biologique importante. Ici, les concentrations sont élevées même à des dilutions importantes, ce qui montre que l'eau est fortement contaminée.
- ✓ On observe une diminution progressive du nombre d'UFC avec l'augmentation du facteur de dilution, ce qui est attendu dans une analyse microbiologique correcte.
- ✓ On peut dire pour une dilution 10<sup>-1</sup> la valeur est trop élevée pour être comptée précisément.
- ✓ On retient généralement les valeurs comprises entre 30 et 300 colonies pour les calculs fiables, donc les dilutions 10<sup>-2</sup> et 10<sup>-3</sup> sont plus pertinentes.

### En résumé sur la qualité de l'eau :

- ✓ Ces résultats indiquent une eau usée brute, non traitée. L'eau est non conforme à toute norme d'utilisation (irrigation, etc.). Une étape de Traitement secondaire et tertiaire et

microbiologique est indispensable avant tout rejet dans le milieu naturel ou réutilisation.

**IV.2.11.2. La flore totale aérobie mésophile (FTAM)**

Les résultats concernent la **flore totale aérobie mésophile (FTAM)**, un indicateur microbiologique qui mesure la quantité de micro-organismes capables de se développer à 37°C (température du corps humain) en présence d'oxygène. Elle permet d'évaluer la charge microbienne de notre échantillon d'eau usée sont représentés dans le **tableau.IV.2**

**Tableau.IV.2.** Résultats de dénombrement de la flore totale aérobie mésophile (FTAM),

<b>Dilution</b>	<b>Observation</b>	<b>Interprétation</b>
<b>10<sup>-1</sup></b>	Très chargée	La concentration en bactéries est très élevée, la dilution n'a pas suffi à réduire la densité microbienne à un niveau mesurable. L'eau usée est fortement contaminée.
<b>10<sup>-2</sup></b>	Moins chargée	La dilution a permis de réduire la charge, mais elle reste importante. On reste dans une zone de forte contamination.
<b>10<sup>-3</sup></b>	Inacceptable	Cela signifie que le dénombrement n'est pas fiable : trop de colonies (non isolables), ou au contraire aucune croissance significative (selon contexte). Dans ce cas, on peut supposer une mauvaise lisibilité du résultat ou une variabilité des données.
<b>10<sup>-4</sup></b>	68 UFC/ml	Ce résultat est lisible et quantifiable. On estime donc la <b>concentration d'origine</b> à environ <b>6,8 × 10<sup>4</sup> UFC/ml</b> (68 × 10 <sup>4</sup> ), ce qui reste une charge microbienne élevée pour une eau usée.

On peut dire que l'eau est fortement contaminée : la présence massive de bactéries aérobies mésophiles à faible dilution (10<sup>-1</sup>, 10<sup>-2</sup>) est typique des eaux usées brutes. **la dilution à 10<sup>-4</sup>** : permet un dénombrement fiable (68 UFC), ce qui suggère que les dilutions précédentes n'étaient pas encore assez faibles pour un comptage précis.

**En résumé**

Les résultats montrent une **forte contamination microbienne**, typique des eaux usées. La seule dilution permettant un comptage exploitable est 10<sup>-4</sup>, avec 68 UFC, ce qui suggère une concentration initiale élevée en germes aérobies mésophiles. Cela confirme que l'eau analysée nécessite un traitement avant toute réutilisation ou rejet dans le milieu naturel.

### IV.2.11.3. Flore Totale Aérobie Mésophile (FTAM) à 22 °C

Les résultats concernant la **Flore Totale Aérobie Mésophile (FTAM)** à 22 °C dans d'échantillon d'eau usée montrent une **très forte contamination microbiologique**, et leur évolution en fonction des dilutions nous permet de dire :

✓ **Pour une dilution  $10^{-1}$  (fortement chargé) :**

Cela signifie qu'à peine diluée, l'eau usée contient une très grande quantité de bactéries aérobies mésophiles, ce qui est typique d'une eau fortement polluée (eaux usées domestiques brutes, industrielles, etc.).

✓ **Pour une dilution  $10^{-2}$  (moins chargé) :**

Après dilution 100 fois ( $10^{-2}$ ), la charge bactérienne reste présente mais devient plus facilement quantifiable, ce qui peut être utile pour les analyses microbiologiques. Cela indique toutefois que la contamination est encore importante.

✓ **Pour une dilution  $10^{-3}$  (inacceptable) :**

Le terme « inacceptable » ici peut faire référence à la densité de colonies sur la boîte de Pétri : soit trop nombreuses pour être comptées, soit l'aspect des colonies empêche une lecture claire. Cela suggère une **saturation de croissance bactérienne**, même après une dilution de 1000 fois.

✓ **Pour une dilution  $10^{-4}$  (présence de 108 UFC/mL) :**

Si à une dilution  $10^{-4}$ , on observe  $10^8$  UFC/mL (Unités Formant Colonie), cela signifie que la concentration initiale était de l'ordre de  $10^{12}$  UFC/mL, ce qui est extrêmement élevé. Cela dépasse largement les normes pour tout type d'eau réutilisable ou rejetée dans le milieu naturel.

#### En résumé

Ces résultats indiquent que :

- L'eau usée analysée est extrêmement polluée sur le plan microbiologique.
- La densité bactérienne est bien au-delà des seuils d'acceptabilité, que ce soit pour un rejet environnemental ou un usage quelconque.
- L'évolution des résultats avec les dilutions montre une charge microbienne exponentielle, qui ne se stabilise que très tardivement (vers  $10^{-4}$ ), signe d'une contamination massive. Un traitement préalable (physico-chimique, biologique ou par désinfection) est indispensable avant tout rejet ou réutilisation.

### IV.2.11.4. Coliforme totaux à 37°C

Les résultats concernent le **dénombrement des coliformes totaux à 37°C** dans une eau usée, selon différentes dilutions. Sont les suivantes :

✓ **Pour une dilution  $10^{-1}$  (très chargée)**, Cela signifie que la densité bactérienne est très élevée à cette dilution. Les boîtes de pétri sont probablement surchargées (trop de colonies pour être comptées). Cela indique une **forte contamination** initiale de l'eau usée en coliformes totaux.

✓ **Pour une dilution  $10^{-2}$  (moins chargée)**, il y a moins de colonies visibles, ce qui est logique puisque la dilution est plus grande. Cela montre que les coliformes sont encore présents en grande quantité, mais le comptage commence à être possible.

✓ **Pour une dilution  $10^{-3}$  (160 UFC/mL)**, cette dilution donne un résultat quantifiable et dans la plage idéale de comptage (30 à 300 UFC). Cela permet d'estimer la concentration initiale en coliformes totaux dans l'échantillon d'eau usée.

**Pour une dilution  $10^{-4}$  (faible)**, très peu ou pas de colonies observées. Cela confirme que la dilution est trop importante pour un comptage optimal.

À partir de la dilution  $10^{-3}$  avec **160 UFC/mL**, on peut estimer la concentration initiale (avant dilution) en multipliant :

$$160 \text{ UFC/ml} \times 10^3 = 1,6 \times 10^5 \text{ UFC/ml}$$

Donc, la concentration de coliformes totaux dans l'eau usée brute est d'environ 160 000 UFC/ml, ce qui est **très élevé** et caractéristique d'une pollution fécale importante.

### IV.3. Analyse des paramètres physico-chimique des eaux usées après traitement par les procédés électromicrobienne

#### IV.3.1. Température

La valeur de la température de l'eau usée enregistrée après traitement par électrolyse électromicrobienne est de 15 ° C. La température de 14 °C est généralement **conforme aux normes de rejet** dans les milieux naturels (rivières, lacs), qui exigent que la température des eaux rejetées ne perturbe pas significativement l'écosystème aquatique.

Une température de **14 °C** indique que le procédé d'électrolyse électro-microbienne **n'a pas** généré une élévation significative de température, ce qui est généralement positif. Cela signifie que le traitement est **énergétiquement modéré**, avec peu de dégagement thermique, ce qui peut être un **avantage en termes de consommation d'énergie**. À **14 °C**, l'activité microbienne est **ralentie** par rapport à une température optimale (qui se situe souvent autour de **25 à 35 °C** pour les bactéries mésophiles). Cela pourrait **réduire l'efficacité biologique** du traitement si la température n'est pas régulée.

La température influence les **réactions électrochimiques** : à basse température, les cinétiques de transfert d'électrons peuvent être **plus lentes**. Cela signifie qu'un

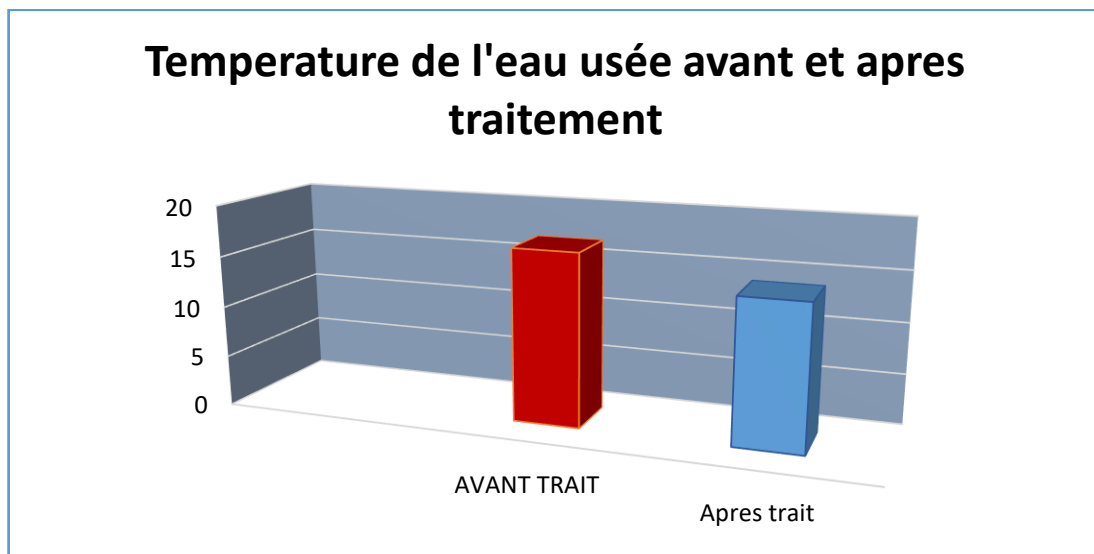
fonctionnement à 14 °C peut **nécessiter un ajustement du courant** ou du temps de traitement pour conserver la performance.

### En résumé :

La température de 14 °C après traitement par électrolyse électro-microbienne indique un **procédé à faible dégagement thermique**, mais elle soulève des questions sur :

- L'**efficacité biologique** à cette température,
- La **cinétique des réactions électrochimiques**,
- Et l'**adaptabilité du système** à différents climats ou saisons.

Il serait pertinent de comparer ce résultat à la température de l'eau avant traitement, ainsi qu'à la performance globale du procédé (rendement d'élimination des polluants).



**Figure.IV.1.** Température de l'eau utilisée avant et après traitement

### IV.3.2. Potentiel d'hydrogène (PH)

La valeur pH de l'eau utilisée enregistrée après traitement par électrolyse microbienne est de 7,17.

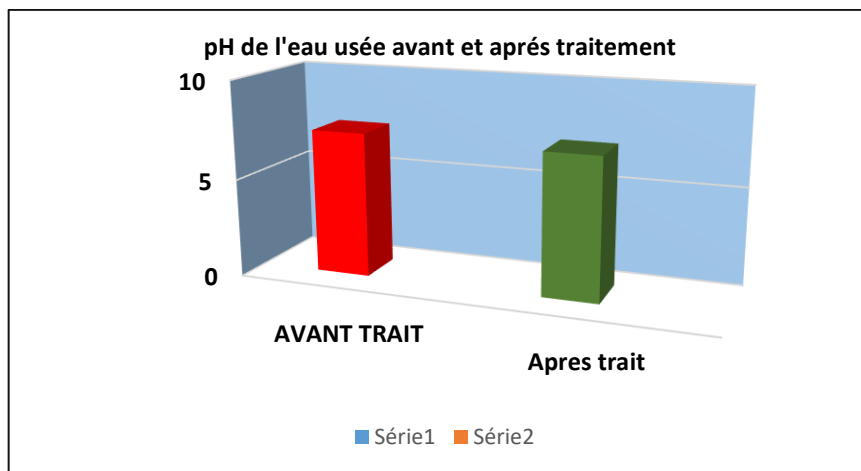
La valeur de 7,17 est proche de la neutralité (pH 7), ce qui signifie que l'eau utilisée, après traitement, ne présente pas une acidité ou une alcalinité excessive. Cela peut être vu comme un résultat positif du traitement, car l'eau traitée n'est ni trop acide ni trop basique, ce qui peut être plus compatible avec l'environnement et les systèmes biologiques.

Un pH proche de la neutralité est généralement favorable pour les écosystèmes aquatiques. Les variations extrêmes de pH (trop acides ou trop basiques) peuvent perturber les organismes aquatiques, tandis qu'un pH modéré comme celui-ci est généralement moins nocif pour la vie aquatique.

L'électrolyse microbienne, qui est une technique impliquant des microbes pour dégrader les polluants dans l'eau, pourrait avoir contribué à stabiliser le pH. En fonction des conditions et des microbes utilisés, l'électrolyse peut produire des gaz ou des composés qui influencent le pH, mais cette valeur indique que les produits de réaction sont probablement bien équilibrés.

### En résumé

La valeur de pH de 7,17 est un bon signe du traitement de l'eau usée, indiquant que l'eau traitée est proche de la neutralité, ce qui est souvent souhaitable tant pour l'environnement que pour des applications ultérieures. Toutefois, il serait utile de vérifier d'autres paramètres (comme les concentrations de métaux lourds, de produits chimiques résiduels ou de micro-organismes) pour s'assurer de l'efficacité globale du traitement.



**Figure.IV.2.** pH de l'eau usée avant et après traitement

### La conductivité (C) :

La valeur de la conductivité de l'eau usée enregistrée après traitement par électrolyse microbienne est de 1535  $\mu\text{S}/\text{cm}$ .

Une conductivité de 1535  $\mu\text{S}/\text{cm}$  après traitement par électrolyse microbienne semble relativement modérée, mais elle reste élevée par rapport aux normes. Cela signifie que le traitement a réduit une partie des polluants.

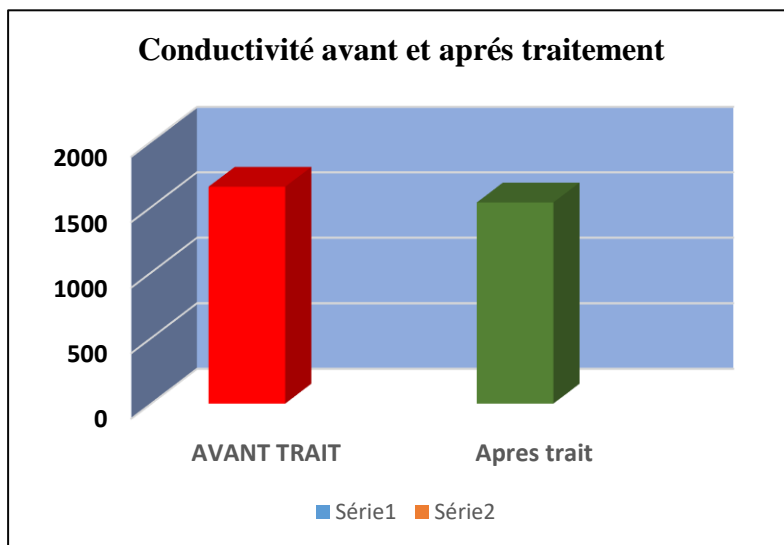
L'électrolyse microbienne est une technologie qui utilise des micro-organismes pour transformer des substances organiques en produits chimiques utiles (souvent des gaz comme l'hydrogène, ou des produits réducteurs). Ce traitement peut avoir un effet sur la réduction des polluants organiques, mais il ne garantit pas nécessairement une élimination totale des sels dissous ou des ions.

Pour des telles valeurs de conductivité, l'eau peut être utilisée dans des applications spécifiques (comme l'irrigation, l'industrie), des limites précises de conductivité sont fixées.

Par exemple, pour l'irrigation, une conductivité de 1500  $\mu\text{S}/\text{cm}$  est souvent acceptable, mais elle peut être problématique pour certaines cultures sensibles.

### En résumé

Le résultat montre que le traitement par électrolyse microbienne a été partiellement efficace pour abaisser la conductivité de l'eau, mais une conductivité de 1535  $\mu\text{S}/\text{cm}$  reste encore relativement élevée des usages sensibles. Des traitements complémentaires pourraient être nécessaires pour atteindre des niveaux de conductivité compatibles avec les normes environnementales et de santé.



**Figure.IV.3.** Conductivité de l'eau utilisée avant et après traitement

### IV.3.3. La turbidité

La valeur de la turbidité de l'eau utilisée enregistrée après traitement par électrolyse microbienne est de 18.9 NTU.

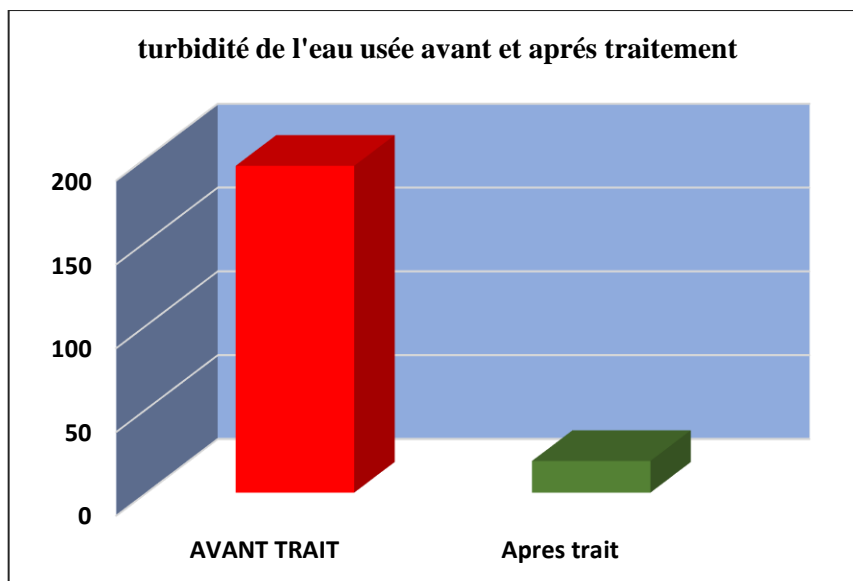
Les résultats indiquent une réduction significative de la turbidité de l'eau après traitement par électrolyse microbienne. Une réduction de la turbidité à 18.9 NTU montre une amélioration notable de la qualité de l'eau, elle indique que l'électrolyse microbienne a eu un impact positif en réduisant la turbidité. L'électrolyse microbienne semble être un procédé efficace pour éliminer certaines particules en suspension et potentiellement d'autres contaminants microbiens.

La réduction de la turbidité de 195 NTU à 18.9 NTU correspond à une réduction d'environ 90%, ce qui est un excellent résultat. Cela suggère que l'électrolyse microbienne a non seulement permis de réduire la charge particulaire, mais elle pourrait également avoir contribué à éliminer des contaminants organiques ou microbiens liés à la turbidité.

### En résumé

Ces résultats montrent que le traitement par électrolyse microbienne est prometteur pour réduire la turbidité de l'eau usée. Toutefois, pour des applications dans des contextes où une qualité d'eau très élevée est nécessaire, il serait essentiel de compléter ce traitement avec des étapes supplémentaires, comme la filtration ou la désinfection. La surveillance de paramètres microbiens et chimiques supplémentaires serait aussi importante pour s'assurer de la sécurité de l'eau traitée.

En résumé, l'électrolyse microbienne semble être une méthode efficace pour réduire la turbidité de l'eau usée, mais des tests supplémentaires seraient nécessaires pour évaluer l'efficacité à long terme et son impact sur la qualité sanitaire de l'eau traitée.



**Figure.IV.4.** Turbidité de l'eau usée avant et après traitement

### IV.3.4. Salinité

La valeur de la salinité de l'eau usée enregistrée après traitement par électrolyse microbienne est de 0,95 g/l. Les résultats présentés montrent une légère diminution de la salinité de l'eau usée après traitement par électrolyse microbienne, passant de 1 g/L à 0,95 g/L, soit une réduction de 5 %.

Une baisse de 0,05 g/L peut sembler minime, mais elle est significative si elle est reproductible et mesurée avec précision. Cela suggère que le procédé d'électrolyse microbienne a un certain effet sur la salinité, bien qu'il ne s'agisse pas de sa fonction principale.

Les hypothèses possibles expliquant cette baisse peuvent être soit une précipitation de certains ions : L'électrolyse peut induire des réactions chimiques qui font précipiter certains sels, les retirant de la phase aqueuse, soit absorption ou fixation sur la biomasse : Les

microorganismes peuvent capturer ou échanger certains ions, comme les  $\text{Na}^+$ ,  $\text{Cl}^-$ , ou d'autres cations/anions présents, ou encore un effet de dilution ou évaporation non pris en compte : La variation pourrait aussi être due à des facteurs extérieurs comme l'évaporation ou une dilution accidentelle pendant le processus expérimental.

### En résumé

Le traitement par électrolyse microbienne semble entraîner une légère réduction de la salinité de l'eau usée, probablement en raison de réactions physico-chimiques ou biologiques impliquant les ions dissous. Bien que modeste, cet effet pourrait contribuer à améliorer la qualité de l'eau traitée, mais des études complémentaires sont nécessaires pour en comprendre les mécanismes exacts et en confirmer la portée.

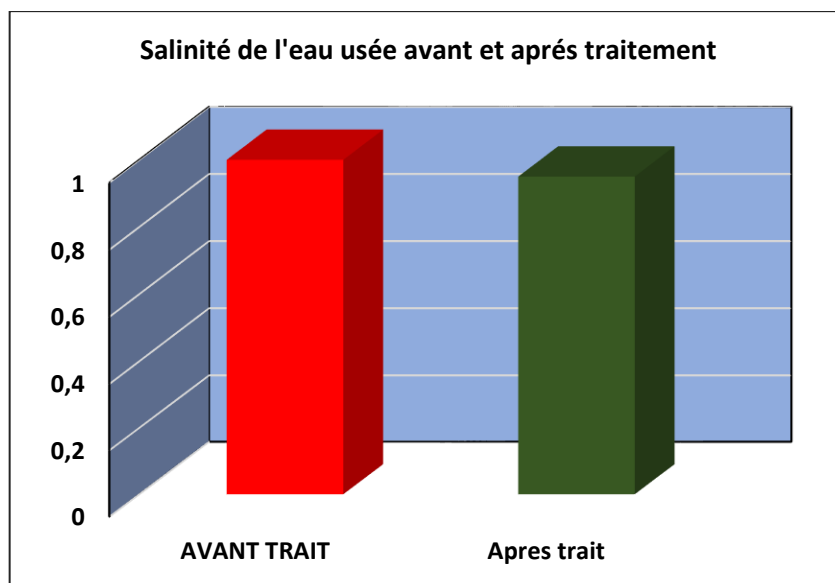


Figure.IV.5. Salinité de l'eau usée avant et après traitement

### IV.3.5.TDS (Total Dissolved Solids)

La valeur de la **TDS** de l'eau usée enregistrée après traitement par électrolyse microbienne est de 7 mg/l.

Les résultats indiquent une réduction significative de la **TDS (Total Dissolved Solids)** de l'eau usée, passant de **717 mg/L** avant traitement à **7 mg/L** après traitement par **électrolyse microbienne**. Cette diminution peut être expliquée par une réduction de la concentration totale de solides dissous dans l'eau, incluant des sels, minéraux, et autres substances dissoutes. Avant le traitement, avec une valeur de **717 mg/L**, l'eau est relativement chargée en solides dissous. Cela peut résulter de contaminants tels que des sels minéraux, des métaux, des résidus organiques, et des composés chimiques présents dans les eaux usées.

Après traitement, la valeur de **7 mg/L** montre une diminution de plus de 99% des solides dissous. Cette réduction est très impressionnante et indique que le traitement par électrolyse microbienne a été extrêmement efficace pour éliminer une grande partie de ces solides, y compris potentiellement des ions, des matières organiques, et des sels solubles.

L'**électrolyse microbienne** est une technologie innovante qui combine les principes de l'électrolyse et des processus biologiques. Elle utilise des micro-organismes pour dégrader ou transformer les contaminants dans l'eau. En présence d'un courant électrique, ces micro-organismes peuvent dégrader des matières organiques complexes et précipiter certains sels ou métaux, réduisant ainsi la **TDS**. L'électricité joue un rôle clé en favorisant la réaction redox qui permet de séparer les éléments dissous de l'eau.

Dans ce contexte, il semble que l'électrolyse microbienne ait efficacement réduit la concentration de **solides dissous**, particulièrement les **polluants solubles**. Ce processus peut éliminer des contaminants comme les ions métalliques, les substances organiques dissoutes, et les sels solubles qui contribuent à la **TDS**.

### En résumé

Les résultats montrent que le traitement par électrolyse microbienne est très efficace pour réduire la **TDS** de l'eau usée, ce qui améliore grandement la qualité de l'eau. Toutefois, pour une évaluation complète, il serait pertinent d'analyser d'autres paramètres de qualité et de vérifier l'efficacité à long terme du système.

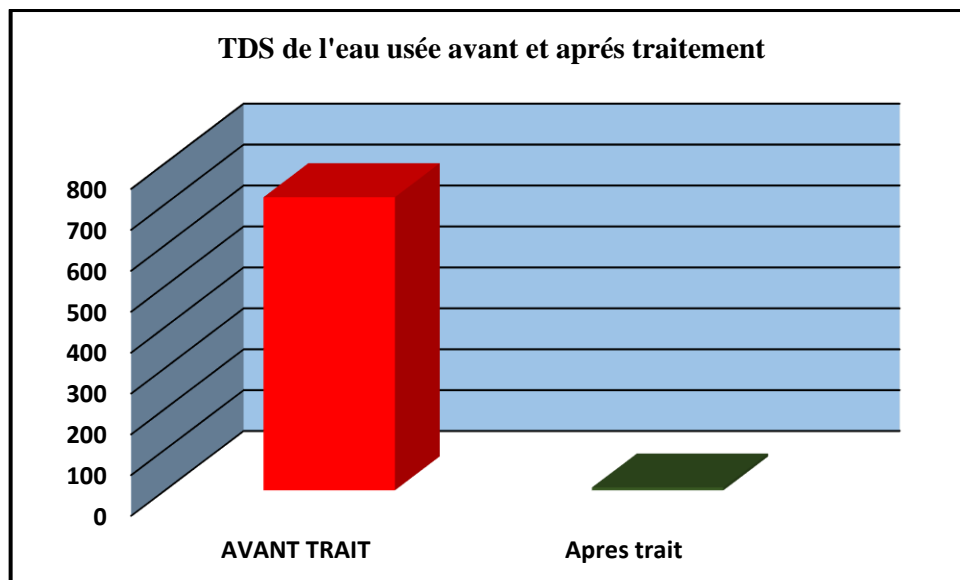


Figure.IV.6. TDS de l'eau usée avant et après traitement

### IV.3.6. Demande biochimique en oxygène (DBO<sub>5</sub>)

La valeur de la **DBO<sub>5</sub>** de l'eau usée enregistrée après traitement par électrolyse microbienne est de 15 mg/l.

• Les résultats indiquent une **réduction significative de la DBO<sub>5</sub>** (Demande Biologique en Oxygène sur 5 jours) après traitement de l'eau usée par **électrolyse microbienne**, passant de **183mg/L à 15 mg/L**. Cela peut expliquer que cette eau usée après traitement indique une **charge organique nettement inférieure**, correspondant à une **eau partiellement épurée**. En général, une DBO<sub>5</sub> < 25 mg/L est souvent exigée pour le rejet dans le milieu naturel, selon les normes environnementales locales.

La technologie utilisée semble très performante pour dégrader la matière organique biodégradable. Les microorganismes présents dans les biofilms électroactifs oxydent la matière organique en produisant des électrons, ce qui favorise une double action : **épuration** et éventuellement **production d'électricité**.

Une DBO<sub>5</sub> de 15 mg/L indique une eau **largement conforme** aux normes de rejet dans de nombreux pays.

### En résumé

Les résultats démontrent que le traitement par **électrolyse microbienne est très performant**, permettant une réduction de plus de 90 % de la DBO<sub>5</sub>. Cela confirme son potentiel comme **alternative innovante et durable** aux méthodes conventionnelles de traitement des eaux usées.

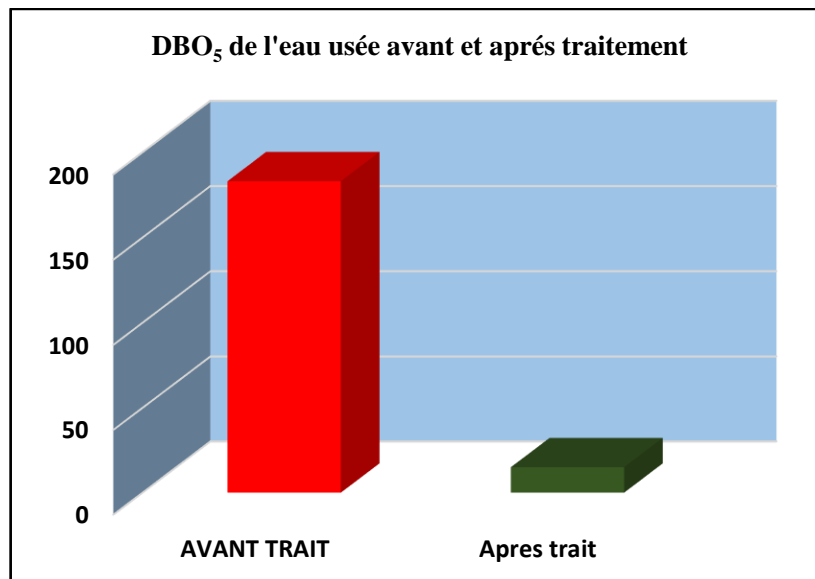


Figure.IV.7. DBO<sub>5</sub> de l'eau usée avant et après traitement

### IV.3.7. Demande chimique en oxygène DCO

La valeur de la **DCO** de l'eau usée enregistrée après traitement par électrolyse microbienne est de 95mg/l.

Les résultats présentés montrent une réduction significative de la DCO (Demande Chimique en Oxygène) de l'eau usée avant et après le traitement par électrolyse microbienne.

Cela est probablement dû qu'avant traitement, une DCO élevée de 704 mg/L indique que l'eau usée contient une quantité importante de matières organiques susceptibles de consommer de l'oxygène pendant le processus de dégradation chimique. Cette valeur est généralement considérée comme élevée pour des eaux usées domestiques ou industrielles.

Après traitement la DCO a diminué à 95 mg/L. Cette baisse est significative, avec une réduction de plus de 86% (704 mg/L → 95 mg/L). Cela indique que l'électrolyse microbienne a été efficace pour décomposer une grande partie des substances organiques présentes dans l'eau usée, réduisant ainsi la pollution organique.

Une réduction aussi importante de la DCO suggère que la méthode d'électrolyse microbienne a été particulièrement efficace pour réduire la charge organique. Cette méthode pourrait avoir permis de dégrader des composés organiques complexes en produits plus simples et moins polluants.

La DCO restante de 95 mg/L, bien que bien inférieure à la valeur initiale, pourrait encore être considérée comme relativement élevée selon les normes de qualité de l'eau (en particulier pour des applications comme la réutilisation de l'eau ou le rejet dans les milieux aquatiques). En fonction des exigences locales, une réduction supplémentaire pourrait être nécessaire pour atteindre les normes environnementales.

### En résumé

Les résultats montrent une efficacité remarquable du traitement par électrolyse microbienne, mais il pourrait être nécessaire de poursuivre le traitement pour atteindre des niveaux encore plus bas de DCO, selon les exigences spécifiques de la réglementation en vigueur.

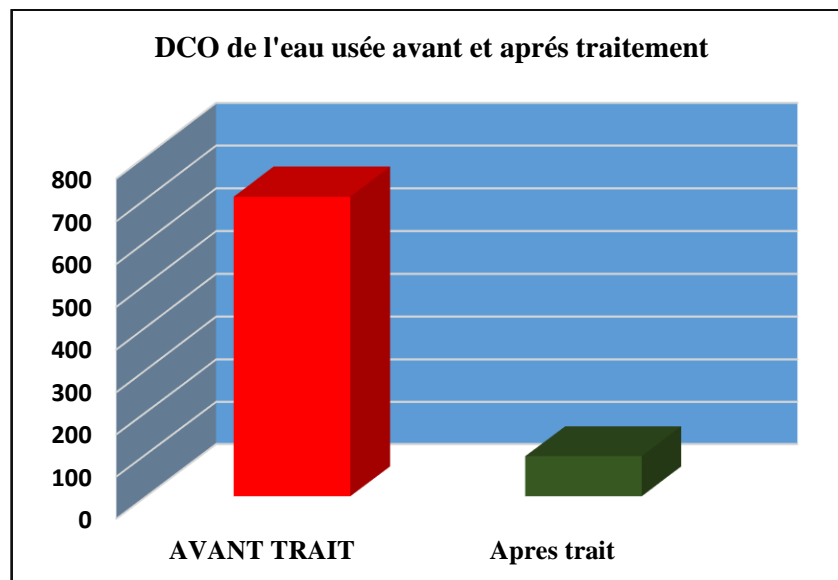


Figure.IV.8. DCO de l'eau usée avant et après traitement

### IV.3.8. Nitrate

On observe que les valeurs des nitrates d'un échantillon des eaux usées obtenues d'après les analyses après traitement par électrolyse microbienne la valeur est de 5 mg/L

Ce résultat montre une réduction efficace des nitrates après traitement des eaux usées par électrolyse microbienne, même si les valeurs initiales étaient déjà inférieures à la norme de rejet algérienne. Cette valeur est inférieure à la limite réglementaire algérienne, fixée à 10 mg/L, ce qui signifie que l'eau est déjà conforme avant traitement du point de vue des nitrates. Le traitement par électrolyse microbienne a permis de réduire la concentration de 3 mg/L, soit une réduction de 37,5 %.

Même si la valeur initiale respecte la norme, cette réduction supplémentaire est bénéfique car elle diminue davantage la charge polluante.

Par conséquent, la technique d'électrolyse microbienne s'avère efficace pour l'élimination partielle des nitrates, ce qui montre son potentiel dans le traitement des eaux usées.

Cela démontre aussi que ce procédé pourrait être particulièrement utile dans des cas où les concentrations initiales seraient supérieures aux normes, ou dans une optique de réutilisation de l'eau, où des normes plus strictes peuvent s'appliquer (eau potable, irrigation, etc.).

#### **En résumé :**

Le traitement a permis une **amélioration de la qualité de l'eau**, même si celle-ci était déjà dans les normes. Ce résultat met en évidence l'intérêt de l'électrolyse microbienne comme **technologie complémentaire ou préventive**, permettant d'assurer une qualité optimale des rejets dans l'environnement ou pour des usages futurs.

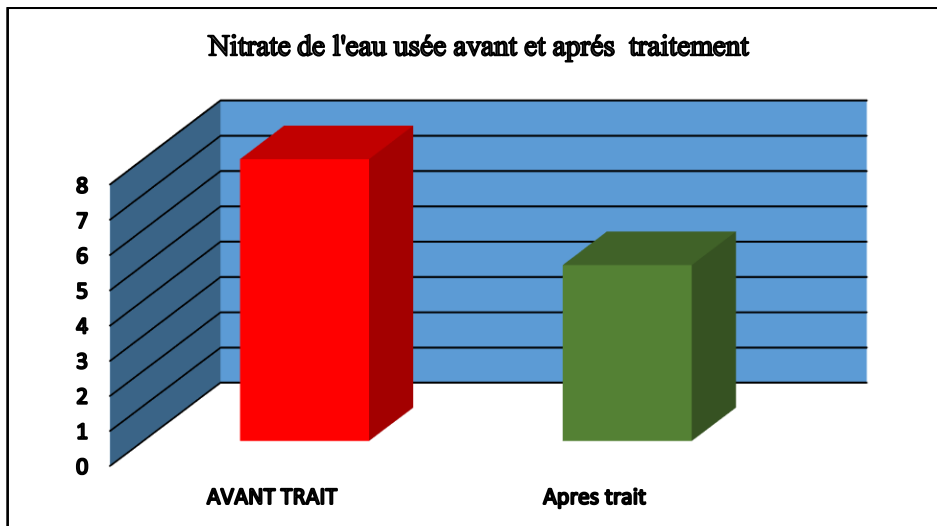


Figure.IV.9. Nitrate de l'eau usée avant et après traitement

#### IV.3.9. Nitrite

On n'observe que les valeurs des nitrites d'un échantillon des eaux usées obtenues après traitement par électrolyse microbienne la valeur devienne 0,05 mg/l. Ce résultat met en évidence une amélioration de la qualité de l'eau usée après traitement, bien que l'échantillon analysé respecte déjà la norme de rejet algérienne avant traitement (inférieur à 0,1 mg/l).

Les analyses montrent que la concentration en nitrites dans l'eau usée à l'entrée est de 0,09 mg/L, une valeur inférieure à la limite réglementaire algérienne de 0,1 mg/L. Cela indique que même sans traitement, l'effluent est conforme à la réglementation en vigueur concernant les nitrites. Après traitement par électrolyse microbienne, la concentration en nitrites diminue davantage pour atteindre 0,05 mg/L.

La réduction de la concentration en nitrites de 0,09 mg/L à 0,05 mg/L montre que le procédé d'électrolyse microbienne est efficace pour éliminer une partie des nitrites, même si la concentration initiale était déjà faible.

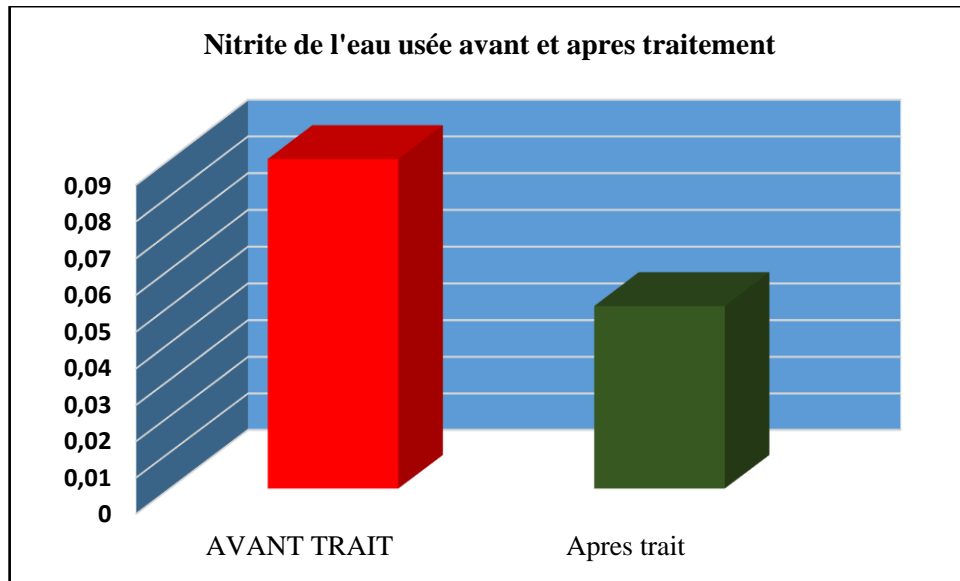
Bien que le traitement ne soit pas indispensable pour respecter la norme dans ce cas précis, il permet d'améliorer la qualité de l'eau, ce qui est particulièrement important si l'eau traitée est destinée à un usage sensible (irrigation, rejet dans un milieu naturel fragile, etc.).

La diminution des nitrites est bénéfique car les nitrites sont des composés **toxiques** pour la faune aquatique et peuvent favoriser l'eutrophisation. Leur réduction renforce donc la protection de l'environnement.

#### En résumé :

Ce résultat confirme que l'électrolyse microbienne est une méthode prometteuse pour le traitement des eaux usées, même lorsque les concentrations en polluants sont faibles. Elle

permet d'optimiser la qualité de l'eau au-delà des exigences réglementaires, ce qui est un avantage en matière de gestion durable des ressources en eau.



**Figure.IV.10.** Nitrite de l'eau usée avant et après traitement

**IV.3.10. L'analyse bactériologique des eaux usées après traitement :**

**IV.3.10.1. Coliforme fécaux à 44°C**

Les concentrations en coliformes fécaux à 44 °C dans des eaux usées après traitement par électrolyse microbienne, pour différentes dilutions. Sont les suivantes :

- ✓ Dilution  $10^{-1}$  : 750 UFC/mL
- ✓ Dilution  $10^{-2}$  : 155 UFC/mL
- ✓ Dilution  $10^{-3}$  : 68 UFC/mL

On note une réduction nette du nombre de coliformes fécaux après traitement, ce qui montre que l'électrolyse microbienne a un effet désinfectant, bien qu'il ne soit pas total voir

**Tableau.IV.3** Résultats de dénombrement de coliformes fécaux à 44 °C avant et après traitement

Dilution	Avant traitement (UFC/mL)	Après traitement (UFC/mL)	Réduction approximative
$10^{-1}$	>1000	750	>25 %
$10^{-2}$	340	155	~54 %
$10^{-3}$	107	68	~36 %

La réduction la plus forte est observée à  $10^{-2}$ . Cela peut s'expliquer par la capacité du traitement à agir plus efficacement à des concentrations intermédiaires, où les

microorganismes ne sont ni trop concentrés ni trop dilués. Les coliformes fécaux restent présents en quantité significative après traitement. Cela signifie que l'électrolyse microbienne seule ne permet pas une désinfection complète et pourrait nécessiter une étape complémentaire. L'efficacité ne montre pas une réduction exponentielle forte, ce qui est souvent recherché pour une désinfection (réduction de 90 % ou plus).

**En résumé**

Le traitement par électrolyse microbienne permet une réduction partielle des coliformes fécaux, mais n'est pas suffisant à lui seul pour atteindre des seuils sanitaires acceptables selon les normes de rejet ou de réutilisation des eaux usées.

**IV.3.10.2. Flore Totale Aérobie Mésophile (FTAM) à 22 °C**

L'évolution de la **Flore Totale Aérobie Mésophile (FTAM) à 22 °C** dans les **eaux usées après traitement par électrolyse microbienne**, en fonction de différentes dilutions est la suivante :

- ✓ **Dilution 10<sup>-1</sup>** : Inacceptable → Encore trop contaminée à faible dilution
- ✓ **Dilution 10<sup>-2</sup>** : Chargé → Réduction de la charge mais reste importante
- ✓ **Dilution 10<sup>-3</sup>** : Plus chargé → Indique que la charge diminue plus lentement qu'attendu
- ✓ **Dilution 10<sup>-4</sup>** : 43 UFC/mL → Fortement réduite (acceptable pour certains usages)

**En conclusion** : Le traitement par électrolyse microbienne a permis une réduction significative de la charge bactérienne (de 10<sup>8</sup> à 43 UFC/mL à 10<sup>-4</sup>), mais l'efficacité reste limitée aux fortes dilutions. Aux dilutions plus faibles (10<sup>-1</sup> et 10<sup>-2</sup>), la charge bactérienne reste problématique. Il serait utile d'optimiser les paramètres du procédé électrolytique (durée, intensité, électrodes, pH, etc.) pour améliorer la désinfection.

**Le tableau.IV.4.** Résultats de la Flore Totale Aérobie Mésophile (FTAM) à 22 °C avant et après traitement

<b>Dilution</b>	<b>Avant traitement (UFC/ml ou appréciation)</b>	<b>Après traitement (UFC/ml ou appréciation)</b>
10 <sup>-1</sup>	Très chargé	Inacceptable
10 <sup>-2</sup>	Chargé	Chargé
10 <sup>-3</sup>	Inacceptable	Plus chargé
10 <sup>-4</sup>	10 <sup>8</sup> UFC/mL	43 UFC/mL

**IV.3.10.3. Coliforme totaux à 37°C**

Ces résultats montrent l'évolution de la **charge en coliformes totaux à 37°C** dans les eaux usées **avant et après un traitement par électrolyse microbienne**. Voici une **analyse commentée et structurée** de ces résultats :

- ✓ **Dilution 10<sup>-1</sup>** : Très chargée

- ✓ **Dilution  $10^{-2}$**  : Chargée
- ✓ **Dilution  $10^{-3}$**  : 90 UFC/mL
- ✓ **Dilution  $10^{-4}$**  : Faible

À dilution  $10^{-3}$ , on passe de **160 UFC/mL à 90 UFC/mL**, soit une réduction de **43,75%**, ce qui montre une efficacité partielle du traitement. Le niveau « faible » observé à  $10^{-4}$  reste inchangé, ce qui suggère que le traitement a permis de réduire les concentrations en coliformes dans les dilutions les plus faibles. Les niveaux « très chargé » à  $10^{-1}$  et « chargé » à  $10^{-2}$  restent les mêmes, ce qui signifie que la charge microbienne reste importante dans les échantillons peu dilués. Cela suggère que le traitement n'a pas été suffisant pour éliminer une grande partie des coliformes dans les concentrations initiales élevées.

**En conclusion :**

Le traitement par **électrolyse microbienne** a permis une **réduction modérée** des coliformes totaux, particulièrement observable à la dilution  $10^{-3}$ . Toutefois, la **charge bactérienne reste élevée** aux faibles dilutions, indiquant que :

- Soit le **temps de traitement** ou l'**intensité du procédé** est insuffisant,
- Soit le **système n'est pas totalement optimisé** pour les charges microbiennes très élevées.

#### **IV.4. Suivi du comportement électrochimique des microorganismes**

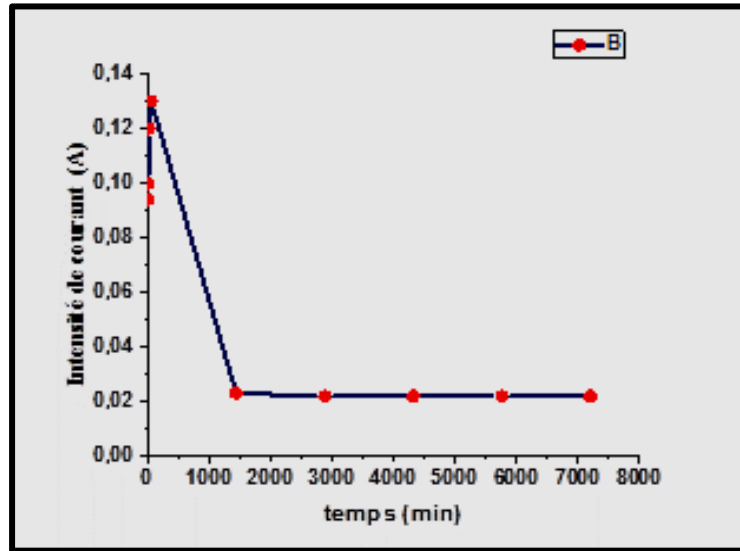
Pour aborder le sujet, nous nous sommes particulièrement intéressées à la méthode du suivi du comportement électrochimique des microorganismes. Après le montage de l'électrolyseur microbienne, nous avons alors choisi l'utilisation d'un multimètre qui mesure le courant entre les électrodes en cuivre et détermine ainsi la différence du potentiel, ce dernier reflète la circulation des électrons libérés suite aux différentes réactions Biochimiques élaborées par les cellules bactériennes.

Les mesures des courants électriques ont été alors réalisées sur cinq jours et les résultats sont décrits dans les tableaux suivants :

**Tableau.IV.5.** Résultat du suivi du courant électrique sur cinq jours

<b>Temps (min)</b>	<b>Courant mesuré (A)</b>
<b>0</b>	0.022
<b>5</b>	0.094
<b>10</b>	0.1
<b>15</b>	0.12
<b>60</b>	0.13
<b>1440</b>	0.023
<b>2880</b>	0.022
<b>4320</b>	0.022

5760	0.022
7200	0.022



**Figure.IV.11. Variation de l'intensité du courant en fonction du temps pour un électrolyseur microbienne**

Les résultats obtenus (Figure.IV.11) montrent un certain comportement dynamique du courant électrique mesuré entre les électrodes au fil du temps. Au début de l'expérience, le courant mesuré augmente de manière assez rapide, passant de **0.022 A à 0.12 A** entre 0 et 15 minutes. Cette phase peut être expliquée par une réponse rapide des cellules bactériennes à l'activation initiale du système. Lors de cette phase, les bactéries commencent à se métaboliser et à libérer des électrons via leurs processus biochimiques, ce qui entraîne l'augmentation du courant électrique. Cette variation rapide peut aussi refléter un ajustement des bactéries aux conditions expérimentales ou à la formation de biofilm sur les électrodes, ce qui facilite le transfert d'électrons.

Entre **15 et 60 minutes**, le courant semble se stabiliser autour de **0.13 A**. Ce plateau pourrait indiquer un état d'équilibre où la production d'électrons (oxydation) par les bactéries s'est stabilisée. Il est aussi possible que le biofilm ait atteint une certaine épaisseur, ce qui optimise le transfert d'électrons entre les bactéries et les électrodes.

À partir de **1440 minutes (24 heures)**, le courant chute progressivement pour atteindre des valeurs stables autour de **0.022 A** entre 1440 min et 7200 min (c'est-à-dire après 1 à 5 jours).

Cette chute du courant pourrait indiquer un certain épuisement des ressources nutritives ou une inhibition de l'activité des bactéries (par exemple, en raison de la formation d'un biofilm trop épais, de la perte de substrat, ou de conditions non optimales dans le milieu). Le

courant faible observé dans cette phase suggère que les réactions biochimiques sont moins intenses ou moins efficaces, ce qui entraîne une réduction du flux d'électrons.

La tendance générale pourrait être interprétée comme suit :

- ✓ **Phase d'activation** : La montée rapide du courant au début est liée à une forte activité bactérienne, où les électrons sont libérés rapidement.
- ✓ **Phase de stabilisation** : Les bactéries atteignent un état d'équilibre où leur activité est constante, ce qui se traduit par un courant relativement stable.
- ✓ **Phase de déclin** : Une fois le système bien établi, des facteurs comme la saturation du biofilm, la consommation des ressources ou des modifications des conditions environnementales (pH, température, concentration en substrat) pourraient limiter l'activité bactérienne, ce qui entraîne une baisse du courant.

### En résumé

Ces résultats montrent qu'après une phase d'adaptation initiale, l'activité bactérienne (et donc la production d'électrons, c'est-à-dire de s'oxydé) est initialement intense, mais se stabilise avant de diminuer progressivement à mesure que les conditions expérimentales évoluent. La stagnation du courant à un faible niveau (0.022 A) suggère qu'à long terme, les bactéries ne parviennent plus à maintenir une production d'électrons soutenue.

Pour mieux comprendre ce phénomène, il serait intéressant d'examiner d'autres paramètres comme la concentration en substrat, l'état du biofilm, ou même d'éventuelles variations dans la composition du milieu de culture.

# **CONCLUSION GÉNÉRALE**

La gestion durable des ressources en eau constitue aujourd'hui un enjeu majeur à l'échelle mondiale, notamment dans les pays en développement où les pressions démographiques et urbaines s'intensifient. En Algérie, le traitement efficace des eaux usées domestiques est devenu une priorité afin de préserver la qualité des milieux récepteurs et de limiter les impacts sanitaires et environnementaux.

Dans ce contexte, ce travail s'est inscrit dans une démarche de recherche et d'innovation visant à évaluer la faisabilité et l'efficacité de la technologie électro-microbienne comme solution alternative ou complémentaire aux procédés de traitement classiques utilisés dans les stations d'épuration. L'étude a été appliquée à la STEP de Bordj Bou Arreridj, en prenant en compte ses spécificités techniques et les caractéristiques des eaux usées qu'elle traite.

Les résultats obtenus à travers le système pilote mis en place ont montré que la technologie électro-microbienne permet une réduction significative de la charge polluante, notamment en termes de demande chimique en oxygène (DCO), de demande biologique en oxygène (DBO5), et de matières en suspension (MES). Cette efficacité est principalement due à l'interaction synergique entre les micro-organismes électro actifs et les réactions électrochimiques se produisant au niveau des électrodes.

En plus de ses performances environnementales, cette technologie présente plusieurs avantages : une faible consommation énergétique, une possibilité de récupération d'énergie (sous forme d'électricité ou d'hydrogène), une meilleure stabilité des processus biologiques, et un potentiel d'intégration dans les infrastructures existantes.

Cependant, ce travail a également mis en évidence certaines limites et contraintes à considérer, notamment la nécessité d'un suivi rigoureux des conditions opérationnelles (pH, température, potentiel redox), le choix approprié des matériaux d'électrodes, et les coûts initiaux d'installation.

En conclusion, la technologie électro-microbienne se présente comme une solution innovante, prometteuse et adaptable aux réalités locales pour améliorer le traitement des eaux usées domestiques en Algérie. Son développement à plus grande échelle nécessite toutefois des études complémentaires, notamment en conditions réelles de fonctionnement prolongé, ainsi qu'une analyse technico-économique approfondie.