

N° d'ordre : 34/2010-M/CH

République Algérienne Démocratique et Populaire

Ministère de l'Enseignement Supérieur et de la Recherche Scientifique

Université des Sciences et de la technologie Houari Boumediene

FACULTE DE CHIMIE



Présenté pour l'obtention du diplôme de MAGESTIR

EN : CHIMIE

Spécialité : Chimie et Physique des Matériaux Inorganiques

Par : M<sup>elle</sup> TEDJANI FATIHA

**TRAITEMENT BIOLOGIQUE D'UN EFFLUENT AGRO-ALIMENTAIRE**

Soutenu Publiquement le 15 07 /2010 /, devant le jury composé de :

<b>Mr TRARI Mohamed,</b>	Professeur à l'U.S.T.H.B.	Président
<b>Mme GHOUALEM Hafida,</b>	Maître de Conférences (A), à l'USTHB	Directeur de thèse
<b>Mr KHOUIDER Ali,</b>	Professeur à l'U.S.T.H.B.	Examineur
<b>Mme YADDO Nassira ,</b>	Maître de Conférences (A), à l'USTHB	Examineur

# *Dédicaces*

## *A*

- La mémoire de mon père que Dieu le Tout Puissant lui accorde sa miséricorde et l'accueille en son vaste Paradis.
- Ma très chère mère qui m'a beaucoup soutenue et qui a été à mes côtés pendant toutes les années, je la remercie du fond du cœur d'avoir été très compréhensive et patiente avec moi, grâce à elle que ce travail a été réalisé.
- Ma grand-mère que Dieu nous la garde.
- Ma très chère sœur Zohra et son mari Amar.
- Mes chères frères : Belkacem et Hamid.
- Mon fiancé Nacer et sa famille.
- Mes chères copines : Assia, Djedjiga, Fatiha, Fatima Zohra, Fazia, Ihsen, Khalida, Lila, Nassima, Samia, Samira, Sara et Yamina.
- Mes amis de la promotion, sans oublier : Chafia, Mohamed, Djouhar et Fathma.
- Les personnes qui me sont très chères : Farodja, son mari Boualem et leurs enfants.
- Toutes les amies dont je n'ai pas cité leur nom.
- Toute la famille.

*Fatiha*

## *Remerciements*

- Nous remercions le bon Dieu miséricordieux et clément, qui nous protège et qui nous guide dans la bonne voie, des sciences et de la connaissance.
- Ce travail a été réalisé au laboratoire d'Electrochimie-Corrosion, Métallurgie et Chimie Minérale, Faculté de Chimie, USTHB.
- Mes remerciements les plus sincères s'adressent particulièrement à :
- Madame GHOUALEM Hafida, Maître de conférences à l'USTHB, qu'elle trouve ici l'expression de ma profonde gratitude pour son suivi et ses précieux conseils et de m'avoir encadrée et appris le sens de la responsabilité.
- Monsieur M. TRARI professeur, à l'USTHB, d'avoir accepté de présider ce jury.
- Mr A. KHOUIDER professeur, à l'USTHB et Mme N.YEDDOU, Maître de conférences à l'USTHB qui ont accepté d'examiner ce travail.
- Monsieur D. E. LEMROUS, le directeur de la fromagerie de Tizi-ouzou, Madame F. LOULI ingénieur de laboratoire et tous les membres de l'unité.
- **Monsieur FIRAT S. Le chef de laboratoire de la ADE Tizi-ouzou, ainsi que Madame BEN SAID K, Madame S. OUAR, chef de département Exploitation Unité ONA Tizi-ouzou, Madame AISSANI F. chef de département de génie de procédé de l'université de Bejaia et de m'avoir acceptée de réaliser les analyses au sein de leur laboratoire.**
- Les membres du laboratoire en particulier, M. BOUFATIT, M. BOUCHENNA et R. MAACHOU, pour leurs précieux conseils dans divers domaines et pour leurs bonnes humeurs, H. BOUCHABOU, N. IDIR, Z. BOUKHMIKHEM, S. DIB, S. CHELOUAOU, M. GRAICHE, F. MOHAMED AZIZI, A. BOUDAA, H. HADDAD, H. ASSAMEUR qui ont contribué au bon déroulement de ce mémoire, par leurs conseils ou simplement par leurs présence.
- Enfin, que toutes les personnes qui, de près ou de loin ont contribué à la réalisation de ce travail trouvent ici le témoignage de mon estime.

## **Abréviations**

**AFNOR** : Association française de normalisation.

**ISO**: International organization for standardization

**UV**: Ultraviolet.

**pH**: Potentiel d'hydrogène.

**T**: Température.

**MVS** : Matières volatiles sèches.

**MES**: Matières en suspension.

**DBO**: Demande biochimique en oxygène.

**DBO<sub>5</sub>**: Demande biochimique en oxygène pendant 5 jours.

**DCO**: Demande chimique en oxygène.

**AVG** : Acides volatiles gras

**NTU** : Nephelometric turbidity unit

**ADE** : Algérienne des eaux

**ONA** : Office Nationale d'Acensement

Introduction générale	
Introduction.....	1
Chapitre I : Etude Bibliographique	
I- Caractéristiques et origines des eaux usées.....	3
<b>I.1- Eaux usées</b> .....	<b>3</b>
I.1.1- Eaux usées domestiques et urbaines.....	3
I.1.2- Eaux agricoles .....	4
I.1.3 -Eaux résiduaires industrielles .....	4
<b>I.2- Différents paramètres de pollution</b> .....	<b>4</b>
I.2.1- Paramètres organoleptiques.....	4
I.2.2- Paramètres physiques .....	5
I.2.3- Paramètres chimiques.....	6
I.2.4- Paramètres biologiques.....	10
<b>I.3- Procédés de traitement</b> .....	<b>11</b>
I.3.1 -Traitements primaires.....	11
I.3.2- Traitement secondaire .....	12
I.3.3-Traitement biologique en station d'épuration .....	12
I.3.3.1- Différents procédés biologiques d'épuration .....	12
I.3.3.1.a- Traitement biologiques aérobie .....	12
I.3.3.1.b- Traitement biologiques anaérobie .....	13
I.3.4- Traitement biologique Nitrification et dénitrification.....	17
I.3.4.1 -Traitement biologiques ammonification .....	17
I.3.5- Traitement tertiaire .....	17
I.3.5.1- Facteurs influençant la nitrification et la dénitrification biologique.....	17
I.3.5.1.a- Facteurs influençant la nitrification biologique.....	17
I.3.5.1.b- Facteurs influençant la dénitrification biologique.....	19
I.3.6-Composition des systèmes d'épuration aérobie et anaérobie.....	21

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

II.1- Présentation de l'unité .....	22
II.1.1- Pasteurisation .....	22
II.1.2- Maturation .....	22
II.1.3- Emprésurage .....	22
II.1.4- Tranchage (découpage) .....	23
II.1.5- Brassage .....	23
II.1.6- Moulage .....	23
II.1.7- Egouttage .....	23
II.1.8- Démoulage .....	25
II.1.9- Salage .....	25
II.2.10- Ressuyage .....	24
II.1.11- Affinage .....	<b>Erreur ! Signet non défini.</b> 24
II.1.12- Conditionnement .....	25
II.2- Constituants du fromage fondu stérilisé .....	25
II.2.1- Composition du fromage .....	26
II.2.1.1- Glucides .....	25
II.2.1.2 -Protéines .....	25
II.2.1.3- Lipides .....	26
II.2.1.4- Sels minéraux .....	26
II.2.1.5- Vitamines .....	26
II.3- Consommation en eau .....	26
II.4 -Constituants du fromage fondu stérilisé .....	26
Conclusion .....	27
Chapitre III : Evaluation des paramètres de pollution	
III.1- Prélèvements .....	28

III.1.1-Mode de prélèvement.....	28
III.2 -Résultats et discussion .....	29
III.2.1- Analyse physico-chimiques .....	30
III.2.1.1- Couleur .....	31
III.2.1.2- Odeur .....	31
III.2.1.3- pH .....	31
III.2.1.4- Température.....	32
III.2.1. 5-Conductivité.....	32
III.2.1. 6- Turbidité .....	33
III.2.1 .7-Matières en suspension (MES) .....	34
III.2.1. 8- Matières volatiles en suspension (MVS).....	34
III.2.1. 9- Demande chimique en oxygène (DCO).....	35
III.2.1.10- Demande biologique en oxygène (DBO) .....	35
III.2.1. 11- Ion ammoniacal ( $\text{NH}_4^+$ ) .....	37
III.2.1. 12- Nitrates ( $\text{NO}_3^-$ ).....	37
III.2.1. 13- Nitrites ( $\text{NO}_2^-$ ).....	38
III.2.1. 14- Phosphates ( $\text{PO}_4^{3-}$ ).....	38
III.2.1. 15- Sulfates ( $\text{SO}_4^{2-}$ ).....	39
III.2 .1. 16- Alcalin ( $\text{Na}^+$ , $\text{K}^+$ ) .....	39
III.2.1 17- Alcalino- terreux ( $\text{Ca}^{2+}$ , $\text{Mg}^{2+}$ ) .....	40
III.2.1. 18- Bicarbonates et carbonates .....	40
V.2.1 19- Chlorures.....	41
Conclusion .....	42

## Chapitre IV : Traitement anaérobie des eaux usées

IV.1-Matériel utilisé du mode opératoire .....	43
IV.2- Résultats et discussion .....	43
IV.2.1- Milieu non agité et à la température 20°C.....	43
IV.2.1.1-Demande chimique en oxygène (DCO) .....	44
IV.2.1.2-Demande biologique en oxygène (DBO) .....	44
IV.2.1.3- L'ion ammoniacal ( $\text{NH}_4^+$ ) .....	45
IV.2.1.4- Nitrates ( $\text{NO}_3^-$ ).....	46
IV.2.1.5- Nitrites ( $\text{NO}_2^-$ ) .....	47
IV.2.1.6- Orthophosphates ( $\text{PO}_4^{3-}$ ).....	48
IV.2.1.7- Sulfates ( $\text{SO}_4^{2-}$ ).....	48
IV.2.1.8- Alcalin et alcalino-terreux.....	50
IV.2.1.12- Production du biogaz .....	52
IV.2.2- Evolution des rendements d'élimination .....	53
IV.2.2.1- Demande chimique en oxygène(DCO) .....	54
IV.2.2.2- Demande biologique en oxygène (DBO) .....	54
IV.2.2.3- Ion ammoniacal ( $\text{NH}_4^+$ ).....	55
IV.2.2.4- Nitrates ( $\text{NO}_3^-$ ).....	55
IV.2.2.5- Nitrites ( $\text{NO}_2^-$ ) .....	56
IV.2.2.6- Orthophosphates ( $\text{PO}_4^{3-}$ ).....	56
IV.2.2.7- Sulfates ( $\text{SO}_4$ ) .....	57
IV.2.2.8- Alcalin et alcalino-terreux .....	57
Conclusion .....	59
IV.2.3 Milieu agité à la température 20°C .....	60
IV.2.3.1- Demande chimique en oxygène (DCO) .....	60
IV.2.3.2- Demande biologique en oxygène (DBO) .....	61
IV.2.3.3- Ion ammoniacal ( $\text{NH}_4^+$ ).....	61

IV.2.3.4- Nitrates ( $\text{NO}_3^-$ ).....	62
IV.2.3.5- Nitrites ( $\text{NO}_2^-$ ) .....	62
IV.2.3.6- Orthophosphates ( $\text{PO}_4^{3-}$ ).....	63
IV.2.3.7- Sulfates ( $\text{SO}_4^{2-}$ ).....	63
IV.2.3.8- Alcalins et alcalino-terreux.....	64
IV.2.3.9- Production du biogaz.....	66
IV.2.4- Evolution du rendement d'élimination.....	66
IV.2.4.1-Demande chimique en oxygène (DCO) .....	66
IV.2.4.2- Demande biologique en oxygène (DBO).....	67
IV.2.4.3-Ion ammoniacal ( $\text{NH}_4^+$ ).....	67
IV.2.4.4-Nitrates ( $\text{NO}_3^-$ ).....	68
IV.2.4.5-Nitrites ( $\text{NO}_2^-$ ) .....	68
IV.2.4.6-Orthophosphates.....	69
IV.2.4.7- Sulfates ( $\text{SO}_4^-$ ).....	69
IV.2.4.8-Alcalins et alcalino-terreux.....	70
Conclusion .....	71
IV.2.5- Milieu non agité et à la température 35°C.....	72
IV.2.5.1- Demande chimique en oxygène (DCO) .....	72
IV.2.5.2- Demande biologique en oxygène ( $\text{DBO}_5$ ).....	72
IV.2.5.3- Ion ammoniacal .....	73
IV.2.5.4- Nitrates ( $\text{NO}_3^-$ ).....	73
IV.2.5.5- Nitrites ( $\text{NO}_2^-$ ) .....	74
IV.2.5.6- Orthophosphates ( $\text{PO}_4^{3-}$ ).....	74
IV.2.5.7- Sulfates ( $\text{SO}_4^{2-}$ ).....	74
IV.2.5.8- Alcalins et alcalino-terreux.....	75
IV.2.5.9- Production de biogaz .....	76
IV.2.6- Evolution du rendement en fonction du temps.....	77

IV.2.6 .1- Demande chimique en oxygène (DCO) .....	77
IV.2.6.2- Demande biologique en oxygène (DBO) .....	77
IV.2.6.3- Ion ammoniacal ( $\text{NH}_4^+$ ).....	78
IV.2.6.4- Nitrates ( $\text{NO}_3^-$ ).....	78
IV.2.6.5- Nitrites ( $\text{NO}_2^-$ ) .....	79
IV.2.6.6- Orthophosphates ( $\text{PO}_4^{3-}$ ).....	79
IV.2.6.7- Sulfates ( $\text{SO}_4^{2-}$ ).....	80
IV.2.6.8- Alcalins et alcalino-terreux.....	80
IV.2.7- Milieu agité et à la température à 35°C .....	82
IV.2.7.1- Demande chimique en oxygène (DCO).....	82
IV.2.7.2- Demande biologique en oxygène (DBO) .....	82
IV.2.7.3- Ion ammoniacal ( $\text{NH}_4^+$ ).....	83
IV.2.7.4- Nitrates ( $\text{NO}_3^-$ ).....	83
IV.2.7.5- Nitrites ( $\text{NO}_2^-$ ) .....	84
IV.2.7.6- Orthophosphates ( $\text{PO}_4^{3-}$ ).....	84
IV.2.7.7- Sulfates ( $\text{SO}_4^{2-}$ ).....	85
IV.2.7.8- Production de biogaz .....	86
IV.2.8- Evolution du rendement en fonction du temps.....	86
IV.2.8.1- Demande chimique en oxygène(DCO) .....	86
IV.2.8.2- Demande biologique en oxygène (DBO) .....	87
IV.2.8.3- Ion ammoniacal ( $\text{NH}_4^+$ ).....	87
IV.2.8.4- Nitrates ( $\text{NO}_3^-$ ).....	88
IV.2.8.5- Nitrites ( $\text{NO}_2^-$ ) .....	88
IV.2.8.6-Orthophosphates ( $\text{PO}_4^{3-}$ ).....	89
IV.2.8.7-Sulfates ( $\text{SO}_4^{2-}$ ).....	89
Conclusion générale.....	9

## Introduction

---

L'importance de l'eau dans l'économie humaine ne cesse de croître et l'approvisionnement en eau douce devient de plus en plus difficile. L'une des questions vitales qui se posent en Algérie est de pouvoir assurer aux populations à l'industrie et à l'agriculture toutes en pleine expansion, une alimentation en eau satisfaisante [1,2].

Cette évolution s'est accompagnée d'une inévitable augmentation des rejets urbains, industriels et agricoles.

Les eaux résiduaires d'origine industrielle ont généralement une composition plus spécifique et directement liée au type d'industrie, indépendamment de la charge de pollution organique ou minérale [3].

Pendant des dizaines d'années, les milieux récepteurs (oued, rivière, lac et mer) ont hérité des rejets industriels et urbains, des déchets liquides résultant de la transformation de matières premières et de toutes les formes d'activité de production. Même si certaines industries sont dotées de station d'épuration spécifique la majorité des effluents industriels sont rejetés directement dans le milieu naturel, sans limitation de volume d'eau et en dehors de toute norme. Ces rejets conduisent inévitablement à la détérioration du milieu récepteur et sont à l'origine de la forte pollution de l'environnement [4, 5].

L'expert japonais Dr Mitsuo Yoshida a précisé dans le cadre d'un séminaire sur « la pollution et la protection de l'environnement à Alger » qui s'est déroulé en 2005 que « la mauvaise qualité de l'eau d'Oued El Harrach dépasse de 400 fois les normes établies par l'OMS » [6]. Cette forme de pollution est le résultat d'une absence de traitement des déchets industriels et domestiques.

Notre travail a pour objectif d'étudier la faisabilité d'un traitement biologique d'une eau usée agro-alimentaire issue des rejets d'une fromagerie située dans la région de Tizi-ouzou.

Avant d'envisager le traitement, on a procédé à une caractérisation physico-chimique des eaux usées, afin de présenter un système adéquat pour la réduction de la pollution avant que le rejet n'atteigne le milieu naturel. On a proposé un mode de traitement adéquat avec des conditions économiques de la ville. Ainsi un type de traitement anaérobie est proposé [4,7,8].

Il est donc capital d'envisager un traitement pour tout rejet, pour cela on a procédé à une caractérisation physico-chimique de ces eaux industrielles [6, 5, 9].

## Introduction

---

Ces rejets, donc doivent être traités avant leur déversement dans le milieu récepteur. Or aucun processus de traitement ne peut être montré qu'après une identification complète de l'eau résiduaire. Ces eaux constituant une source de pollution pour les eaux de surface. Elles peuvent être responsables d'un déséquilibre écologique ainsi que de l'eutrophisation des eaux de surface avoisinantes de la ville [10,11].

La digestion anaérobie a été largement employée, ces dernières décennies pour le traitement des eaux usées [12,13].

Dans une première étape une évaluation quantitative et qualitative des paramètres physico-chimiques de pollution tels que : pH, T°C, conductivité, MES, MVS, DBO, DCO, les ions  $\text{Na}^+$ ,  $\text{K}^+$ ,  $\text{Ca}^{2+}$ ,  $\text{Mg}^{2+}$ ,  $\text{NH}_4^+$ ,  $\text{NO}_3^-$ ,  $\text{NO}_2^-$ ,  $\text{PO}_4^{3-}$ ,  $\text{CO}_3^{2-}$ ,  $\text{HCO}_3^-$ ,  $\text{Cl}^-$ , alcalins ( $\text{Na}^+$ ,  $\text{K}^+$ ) et alcalino-terreux ( $\text{Ca}^{2+}$ ,  $\text{Mg}^{2+}$ ) [14].

Dans la deuxième étape, le traitement de ces eaux par un procédé de digestion anaérobie où l'effet des paramètres pH et température est étudié.

Le plan de notre travail comporte :

- ❖ Une première partie où nous donnerons un aperçu théorique sur :
  - Les paramètres de pollution
  - Le traitement des eaux usées
- ❖ Une deuxième partie qui sera consacrée à la présentation de la zone d'étude.
- ❖ Une troisième partie portera sur l'évaluation de la charge polluante
- ❖ Une quatrième partie qui sera consacrée à la partie expérimentale, où nous donnons les résultats et leur interprétation.

Et nous terminerons par une conclusion générale.

**I- Caractéristiques et origine des eaux usées**

La pollution des eaux est due à l'introduction de substances indésirables capables de modifier les caractéristiques physico-chimiques d'une eau. Cette dernière est un élément récepteur exposé à tous les genres de pollution, notamment celle qui est issue des activités quotidiennes domestiques, industrielles et agricoles.

Compte tenu de la préoccupation générale exprimée partout dans le monde, qui face au problème de la pollution de l'environnement, une attention particulière est donnée aux eaux usées et à leur traitement.

**I.1- Eaux usées**

Les eaux usées peuvent être classées en trois classes différentes [15] :

- ▲ Eaux usées domestique et urbaine
- ▲ Eaux usées industrielles
- ▲ Eaux usées agricoles

**I.1.1- Eaux usées domestique et urbaine****a) Eaux usées domestiques**

Les eaux usées proviennent des activités humaines. Elles comprennent les eaux ménagères et les eaux vannes.

**◆ Eaux ménagères**

Les eaux ménagères contiennent des matières en suspension et des matières dissoutes ou minérales provenant du lavage des sols et des légumes. Elles contiennent des graisses et sont caractérisées généralement de détergents divers [15,16].

**◆ Eaux vannes**

Elles sont constituées par les urines et les matières fécales telles que l'acide urique, l'urée et la créatine [15].

L'urine contient des matières organiques et les ions  $\text{Na}^+$ ,  $\text{K}^+$  et  $\text{Cl}^-$ .

L'urée est l'élément dominant qui se transforme très vite dans les canalisations (milieu anaérobie), en azote ammoniacal  $\text{NH}_4^+$  [15].

### **b) Eaux urbaines**

Les eaux urbaines comprennent les eaux de ruissellement, eaux d'arrosage des voies publiques, eaux pluviales, eaux de lavage des caniveaux, des marchés et des cours [16].

Les eaux de ruissellement contiennent toutes sortes de bactéries, moisissures et champignons en quantités considérables [16].

### **I.1.2- Eaux agricoles**

Les engrais et les pesticides utilisés en agriculture posent un sérieux problème de pollution des eaux qui n'est pas du tout négligeable.

La pollution azotée, phosphorée, potassée et la pollution par les pesticides est désormais la plus répandue et la plus difficile à gérer. Tous les rejets des activités agricoles sont entraînés par les pluies jusqu'à atteindre la nappe phréatique.

### **I.1.3 -Eaux résiduaires industrielles**

Les eaux résiduaires industrielles sont celles qui ont été utilisées dans des circuits de réfrigération, qui ont servi à nettoyer ou laver des appareils, des machines, des transformations des matières premières et des produits dérivés [18].

## **I.2- Différents paramètres de pollution**

Les paramètres de pollution sont les paramètres organoleptiques, physiques et chimiques. Ces paramètres jouent un très grand rôle dans la pollution des eaux en exerçant des effets négatifs sur les animaux et les êtres humains [19].

### **I.2.1- Paramètres organoleptiques**

#### **a) Couleur des eaux**

La couleur des eaux est déterminée à l'œil nu.

**b) Odeur**

L'odeur est l'ensemble des sensations perçues par l'organe olfactif en flairant certaines substances volatiles. Elle est due à la présence simultanée de plusieurs produits.

**I.2.2- Paramètres physiques****a)pH**

Il nous renseigne sur l'alcalinité. C'est l'un des paramètres qui constitue la base d'une analyse physico-chimique de l'eau.

**b) Température**

Il est important de connaître la température de l'eau à analyser avec une bonne précision. En effet celle-ci joue un rôle dans la solubilité des sels et surtout les gaz, donc sur la conductivité électrique, dans la détermination du pH et dans le développement des micro-organismes. La température est un facteur abiotique qui a une influence directe sur l'activité biologique.

**c)Turbidité**

La turbidité d'une eau est due à la présence des matières en suspension. En relation avec la mesure des matières en suspension, elle donne une idée de la teneur en matières colloïdales d'origine minérale ou organique [19].

Les mesures de la turbidité ont donc un intérêt dans le contrôle de l'épuration des eaux brutes.

**d) Conductivité**

La minéralisation excessive qui caractérise les effluents est mise en évidence par la mesure de la conductivité, il s'agit d'une mesure de la capacité d'une solution à laisser passer un courant électrique, cette capacité dépend des sels solubles dans l'eau. Elle constitue un paramètre intéressant à suivre, d'une part pour évaluer la charge minérale présente dans un effluent, et d'autre part d'évaluer la concentration en matières minérales dissoutes dans les eaux brutes et usées

**e) Matières en suspension(M.E.S)**

Les matières en suspension (M.E.S) sont des matières fines minérales ou organiques, biodégradables ou non, véhiculées par les eaux usées.

Les MES sont définies par la relation suivante :

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

où les MVS représentent la fraction organique des MES et MN la fraction minérale.

#### **e-1) Matières volatiles en suspension(M.V.S)**

Elles représentent la fraction organique des matières en suspension. Les matières disparaissent au cours d'une combustion, et sont mesurées à partir des matières en suspension (résidu sec à 105°C), en calcinant à 625°C pendant 2h.

Beaucoup d'industries émettent des gaz contenant des composés volatiles. Le processus de traitement biologique a l'habitude d'enlever et dégrader des composés volatiles organiques de gaz contaminés émis par des opérations industrielles [20, 21].

#### **e-2) Matières minérales**

Les MN représentent la différence entre les matières en suspension et les matières volatiles.

Parmi ces sels minéraux, on trouve les sulfates de calcium et les carbonates de calcium.

### **I.2.3- Paramètres chimiques**

#### **a) Demande chimique en oxygène(D.C.O)**

La demande chimique en oxygène (D.C.O) représente la quantité d'oxygène nécessaire pour oxyder par voie chimique les substances organiques elle est utilisée comme l'un des paramètres pour évaluer la quantité organique biodégradable consommée par les matières oxydables contenues dans un litre d'eau [15,22].

#### **b) Demande biologique en oxygène(D.B.O)**

La demande biologique en oxygène (D.B.O<sub>5</sub>) représente la quantité d'oxygène dissout nécessaire aux micro-organismes pour assurer la dégradation par voie biologique des matières organiques, cette dégradation est déterminée après le 5<sup>ème</sup> jour [22,23].

**c) Substances nutritives**

Les principaux éléments nutritifs requis pour la survie des populations bactériennes sont l'azote et le phosphore.

**c.1) azote et phosphore**

L'azote et le phosphore sont des constituants essentiels de la matière vivante et leur présence est indispensable pour assurer un traitement biologique.

L'azote et le phosphore constituent un nutriment qui favorise la prolifération des algues et des plantes aquatiques, qui entraînera une surconsommation de l'oxygène dissous dans l'eau provoquant l'eutrophisation de l'eau de surface [20, 24].

**c.1.1. Azote**

L'azote peut exister sous différentes formes :

L'azote ammoniacal, les ions nitrites et les ions nitrates. L'organisation Mondiale de la Santé (O.M. S) a limité la concentration des nitrates de 45 à 50 mg/L [20, 27].

L'azote provient de la décompositions des déchets organiques, des rejets d'origine humaine (urée) et de certaines industries (engrais azotés) de la chimie.

**c.1.1. 1-Azote ammoniacal**

L'ion ammonium provient de :

- Rejets agricoles
- Décomposition des protéines et de l'urée par les bactéries.
- Rejets industriels particuliers. L'ammoniaque est un élément toxique au delà de 0,2mg /L.

L'ammoniaque est nuisible pour une variété de vie aquatique et peut être rapidement oxydé par nitrification de bactéries [17].

**c.1.1. 2-Nitrates**

La présence des nitrates en quantité excessive dans l'eau présente un danger pour l'homme. Cette présence constitue un risque de méthémoglobinémie chez les nourrissons.

La méthémoglobinémie ainsi formée est incapable de se combiner à l'oxygène et de ce fait, le transport d'oxygène dans le sang est bloqué, provoquant une asphyxie progressive des organismes.

### **c.1.1. 3-Nitrites**

Les nitrites proviennent soit d'une oxydation incomplète de l'ammoniac, soit d'une réduction des nitrates sous l'influence d'une action d'intuitive. Les nitrites ( $\text{NO}_2^-$ ) issus de la biodégradation d'ammonium toujours en quantité très faible, étant donnée leur forme instable, sont surtout gênants pour la production d'eau potable (provoquant des maladies chez les femmes enceintes et les nourrissons) [20].

### **c.2 Orthophosphates**

L'ion orthophosphate joue un rôle important dans le stockage et le transfert d'énergie dans la cellule vivante. La présence des orthophosphates dans l'eau, est l'un des facteurs principaux de l'eutrophisation des lacs et d'autres eaux naturelles.

Des concentrations de 0,2mg/L correspondent à une eutrophisation des cours d'eau provoquant la prolifération anarchique d'algues et une surconsommation de l'oxygène dissous dans l'eau [22, 25, 26].

Le phosphore se trouve dans les eaux usées sous deux formes :

- ♦ De polyphosphates, qui ont tendance à s'hydrolyser en orthophosphates.
- ♦ D'orthosphates solubles ( $\text{PO}_4^{3-}$ ).

### **d) Sulfates**

La présence des ions sulfates ( $\text{SO}_4^{2-}$ ) dans l'eau est due essentiellement à la dissolution de gypse, l'oxygène des sels (minerais de sulfates). Il peut aussi provenir des rejets des industries qui emploient des sulfates et de l'acide sulfurique, des industries minières et des fonderies, des usines de textiles et des tanneries [28].

Les sulfates dissous peuvent être réduits en sulfures, qui se volatilisent dans l'air sous forme de sulfure d'hydrogène ou sont précipités sous forme d'un sel insoluble ou incorporés dans les organismes vivants.

**e) Carbonates et bicarbonates**

L'alcalinité de l'eau correspond à la présence d'hydrogène. Les carbonates ( $\text{CO}_3^{2-}$ ) et bicarbonates ( $\text{HCO}_3^-$ ) proviennent essentiellement de l'absorption de  $\text{CO}_2$  par les eaux de pluie

**f) Métaux**

Certains métaux sont directement toxiques lorsque leur concentration dans l'eau dépasse une certaine valeur. Presque tous présentent des dangers vis-à-vis des systèmes écologiques étant déchargés dans l'environnement [15].

**g) Caractéristiques indésirables des eaux usées industrielles**

Les caractéristiques indésirables des eaux industrielles sont portées dans le tableau suivant :

**Tableau I-1** : Caractéristiques des eaux usées industrielles

<b>Polluant</b>	<b>Caractéristiques indésirables</b>
Température	Pollution thermique conduisant à l'épuisement de l'oxygène dissous (abaissement de la valeur de saturation)
Couleur et turbidité	Imposent des charges croissantes aux stations de traitement d'eau ; ex : couleur pour les papeteries et usines de pâte à papier.
Matières en suspension	Forment des bancs dans les fleuves
Matières organiques solubles	Epuisement de l'oxygène dissous dans les fleuves.
Huiles et matières flottantes	Les règlements exigent habituellement leur élimination complète
Sulfures des tanneries	Provoquent des odeurs nauséabondes
Matières toxiques, ions et métaux lourds, ex : cyanure, plomb, mercure	Habituellement le rejet de matières est strictement interdit.

### I.2.4- Paramètres biologiques

La présence de cette microflore présente un sérieux problème de santé publique, à la présence de germes pathogènes. D'autre part, elle est à l'origine du pouvoir auto-épurateur des eaux usées lors de leur traitement, celui-ci étant directement lié à la nature des rejets [15, 29].

Les meilleurs indicateurs en matières de pollution microbienne peuvent contenir une variété de micro-organismes pathogènes, comme les bactéries salmonelles, les germes de contamination fécale (coliformes et streptocoques fécaux, campylobacter jejuni, parasites comme cryptosporidium et virus comme enterovirus) [29].

Les graves maladies qui proviennent par les eaux polluées sont les (maladies intestinales, hépatites, etc...) qui peuvent être évitées grâce à l'épuration par les différents traitements.

Certains micro-organismes qui se trouvent dans les eaux résiduaires provoquent des maladies dans le tableau II

**Tableau I-2 :** Maladies provoquées par les micro-organismes.

Micro-organismes	Maladies et leurs symptômes
Virus	Diarrhées, rhume, gastro-entérite, infections respiratoires, hépatite,  Maladies respiratoires, etc
Bactéries	Salmonellose (intoxication par les aliments), otite, conjonctivite,  maladies respiratoires et dermatologiques,  Gastro-entérite (avec diarrhée et douleurs abdominales)

La réduction des bactéries pathogènes dans les eaux usées dépend de la digestion aérobie ou anaérobie.

Dans le cas où les eaux usées contiennent des bactéries pathogènes, ces bactéries provoqueront la dégradation de la qualité de l'eau et causent des maladies sanitaires aux personnes et aux animaux [20, 29,30].

D'après ces paramètres de pollution étudiés, qui provoquent la dégradation de la qualité des récepteurs, les stations d'épuration doivent prévoir l'élimination de ces paramètres.

### **I.3- Procédés de traitement**

Les eaux usées qu'elles soient d'origine domestique ou industrielle, peuvent s'avérer utiles pour la production d'énergie, après diverses transformations. Plusieurs techniques sont disponibles pour avoir une eau usée rigoureuse en azote, orthophosphates, demande biologique en oxygène et demande chimique en oxygène [31].

Le traitement des eaux usées varie en fonction de la nature de ces eaux. Selon le degré de réduire l'azote et les phosphates, par un traitement ayant pour objectif d'éviter l'eutrophisation des eaux superficielles.

Les procédés de traitement sont de type physique, physico-chimique et biologique. Qu'il s'agisse d'un procédé biologique aérobie (lagunage aéré, boues activées) ou d'un processus anaérobie (lagunage non aéré, digestion anaérobie) [16,32].

La dépollution des eaux usées nécessite une succession d'étapes, on fait appel à des traitements physique, physico-chimique et biologique. Le processus d'épuration peut s'effectuer en trois phases : primaire, secondaire et tertiaire.

Le traitement des eaux usées ne s'arrête pas au traitement primaire car il est faiblement épuré, alors qu'un traitement tertiaire amène les effluents vers une qualité permettant son utilisation sans restriction.

#### **I.3.1 -Traitement primaire**

C'est un procédé physique ou physico-chimique qui consiste à éliminer par décantation une forte proportion de matières minérales ou organiques en suspension. Cette décantation permet d'éliminer 50 à 70% de la pollution de matière en suspension [33].

**I.3.2- Traitement secondaire**

Le traitement secondaire se fait le plus couramment par voie biologique. Dans le but d'avoir un effluent rigoureux en DBO<sub>5</sub>, DCO, azote et phosphore. Le traitement biologique secondaire peut s'effectuer par voie anaérobie ou aérobie [34, 35].

Les bactéries qui sont capables de se nourrir de substances organiques contenues dans les eaux usées et de les décomposer. Ces systèmes font intervenir deux mécanismes ; la nitrification aérobie qui est la transformation de NH<sub>4</sub><sup>+</sup> en NO<sub>2</sub><sup>-</sup> ou NO<sub>3</sub><sup>-</sup> et la dénitrification anaérobie qui est transformation de NO<sub>2</sub><sup>-</sup> ou NO<sub>3</sub><sup>-</sup> en N<sub>2</sub>. Les bactéries qui sont responsables de la dégradation des composés organiques sont hétérotrophes [36,37].

**I.3.3-Traitement biologique en station d'épuration**

Il constitue le mode classique d'épuration de la pollution organique carbonée et azotée. Il suffit de mettre en présence l'effluent à traiter en contact avec des bactéries et de laisser les phénomènes naturels se dérouler. On choisit généralement entre deux alternatives : le traitement anaérobie ou le traitement aérobie.

D'après Lau et al, (1983), l'élimination des orthophosphates par un traitement biologique peut être considérée efficace grâce à un meilleur rendement et son faible coût [38].

**I.3.3.1- Différents procédés biologiques d'épuration**

Ils sont les plus simples à mettre en œuvre et les plus économiques quant à leur coût d'exploitation. Ils peuvent être soit aérobie, soit anaérobie.

**I.3.2.1.a- Traitement biologique aérobie**

Le traitement aérobie nécessite un dispositif d'aération qui a une double action, fournir l'oxygène nécessaire au métabolisme de la biomasse et assurer un brassage correct du bassin permettant la mise en suspension de la biomasse. On peut rencontrer plusieurs types de traitement aérobie [39].

**➤ Lagunage naturel**

Il s'agit d'un procédé rustique qui fait appel à une épuration naturelle des effluents. Celle-ci se caractérise par une succession de lagunes de surfaces importantes et par une élimination de l'ammoniaque par nitrification (transformation de l'ion NH<sub>4</sub><sup>+</sup> NO<sub>3</sub><sup>-</sup> en 60 à 70 jours) [40, 41].

➤ **Lagunage aéré**

Le lagunage aéré est le procédé le plus répandu. Il est composé de deux lagunes ;

Une lagune d'aération qui permet d'éliminer la charge biodégradable carbonée et azotée.

L'insufflation d'air permet d'apporter de l'oxygène dissous. La nitrification est souvent le facteur limitant, d'où un temps de séjour de 30 à 50 jours. Une seconde lagune qui permet la décantation des particules en suspension et favorise le développement des bactéries anaérobies qui sont responsables de la dénitrification (transformation des nitrates en azote gazeux). Il est conseillé d'injecter des nutriments car l'eau épurée ne possède plus assez de matière organique indispensable aux micro-organismes. Le lagunage ne permet pas à lui seul d'arriver à un niveau correct d'épuration [42].

➤ **lits bactériens**

Ce système est le plus souvent utilisé pour les eaux très chargées provenant des industries agro-alimentaires, d'apport viticole ou autres. L'apport d'oxygène est assuré par la mise en contact d'un film bactérien avec l'air atmosphérique. Le support microbien est soit fixe (lits à ruissellement) soit mobile (disque biologiques semi-immergés)

➤ **Boues activées**

Ce procédé nécessite essentiellement à la mise en contact l'eau à épurer avec une masse biologique (formée au cours du traitement par les bactéries et autres micro-organismes), laquelle est maintenue en suspension par l'agitation provoquée soit par l'aération (processus aérobie), soit par des agitateurs mécaniques, soit par les deux à la fois.

Le processus de dégradation de la matière organique se déroule en trois étapes [41] :

- Adsorption des molécules sur les floccs biologique.
- Dégradation par oxydation des molécules, entraînant la synthèse de nouveaux microorganismes, donc accroissement de la biomasse.
- Oxydation d'une partie des floccs biologiques ou des matériaux de réserve des microorganismes.

### **I.3.2.1.b- Traitement biologique anaérobie**

La digestion anaérobie est un processus biologique par lequel les matières organiques complexes peuvent être transformées, en l'absence d'oxygène, en biogaz composé essentiellement en dioxyde de carbone et de méthane [41].

Ces transformations s'effectuent dans trois intervalles de température, la zone psychrophile (10-15°C), la mésophile (20-35°C) et la thermophile (45-65°C), pour chaque zone correspond un type de microorganismes travaillant en anaérobiose [43].

Ces microorganismes dégradent la matière organique et la transforment en méthane et gaz carbonique.

D'après (Buhr et Andrewa, 1977 ;Wiegant, 1986 ;Van Lier 1995, en général la digestion anaérobie mésophile est plus employée que la digestion thermophile, à des exigences d'énergies inférieures. Le processus de la digestion thermophile anaérobie est caractérisé par des réductions biochimiques accélérées, le taux de croissance de micro-organismes accélère la production accrue du méthane [44, 45].

Le résultat de cette dégradation sur l'accroissement de la masse épuratrice est le rejet de déchets dans l'eau. Selon que l'oxydation se produise grâce à l'oxygène dissous dans l'eau (fermentation aérobie) ou, au contraire que le processus se fasse sans oxygène (processus anaérobie), la nature des déchets sera différente selon que l'on ait : CO<sub>2</sub>, H<sub>2</sub>O, NH<sub>3</sub> ou NO<sub>3</sub><sup>-</sup> en aérobie, CO<sub>2</sub>, CH<sub>4</sub> et acides gras.

Généralement les effluents industriels présentant une forte charge organique comme des déchets organiques très humides (déjections animales, industries agro-alimentaires,...), il est préférable d'appliquer la digestion anaérobie [45,46].

Dans de nombreuses stations d'épuration, on distingue plusieurs procédés :

-Les procédés discontinus : ils fonctionnent selon des cycles 10 à 40 jours et sont bien adaptés aux déchets à forte teneur en matière sèche inférieure à 15%.

-Les procédés semi-continus : on retire périodiquement une fraction du digestat que l'on remplace par du substrat frais. Le temps de séjour varie de 10 à 20 jours.

- Les procédés continus : ils sont surtout réservés aux déchets dont la teneur en matière sèche est inférieure à 10%. Pour les effluents liquides, les procédés à biomasse fixée permettent une amélioration sensible des performances du traitement.

➤ **Principe de la méthanisation**

La méthanisation (ou digestion anaérobie) consiste en une transformation de la matière organique en méthane et gaz carbonique par une communauté microbienne fonctionnant en anaérobiose (en absence d'oxygène).

D'après Fenchel, Findlay et al(1995) la minéralisation de la matière organique s'effectue en deux groupes principaux de la digestion : les acidogènes et les méthanogènes [38,46].

Les acidogènes sont responsables de la transformation des molécules de la matière organique en acide volatiles, principalement acétiques.

Les méthanogènes sont responsables de la gazéification, composé principalement de méthane( $\text{CH}_4$ ) et de dioxyde de carbone( $\text{CO}_2$ )

La production du biogaz est principalement de méthane et de dioxyde de carbone.

Le méthane est riche en énergie dont le pourcentage peut varier de 40 à 75% , le reste étant principalement du dioxyde de carbone(25 à 60%) , de sulfure d'hydrogène( $\text{H}_2\text{S}$ ) et d'eau[47].

D'après H.N.Gavala(2001) et J.Steyer(2003) , J.Martin(2003) , l'ensemble des réactions multiples et complexes, se déroulant dans un digesteur peut se diviser en quatre étapes principales caractéristiques de l'action de différents groupes de micro-organismes :

hydrolyse, fermentation acidogène (acidogène), acétogénèse et méthanogénèse.

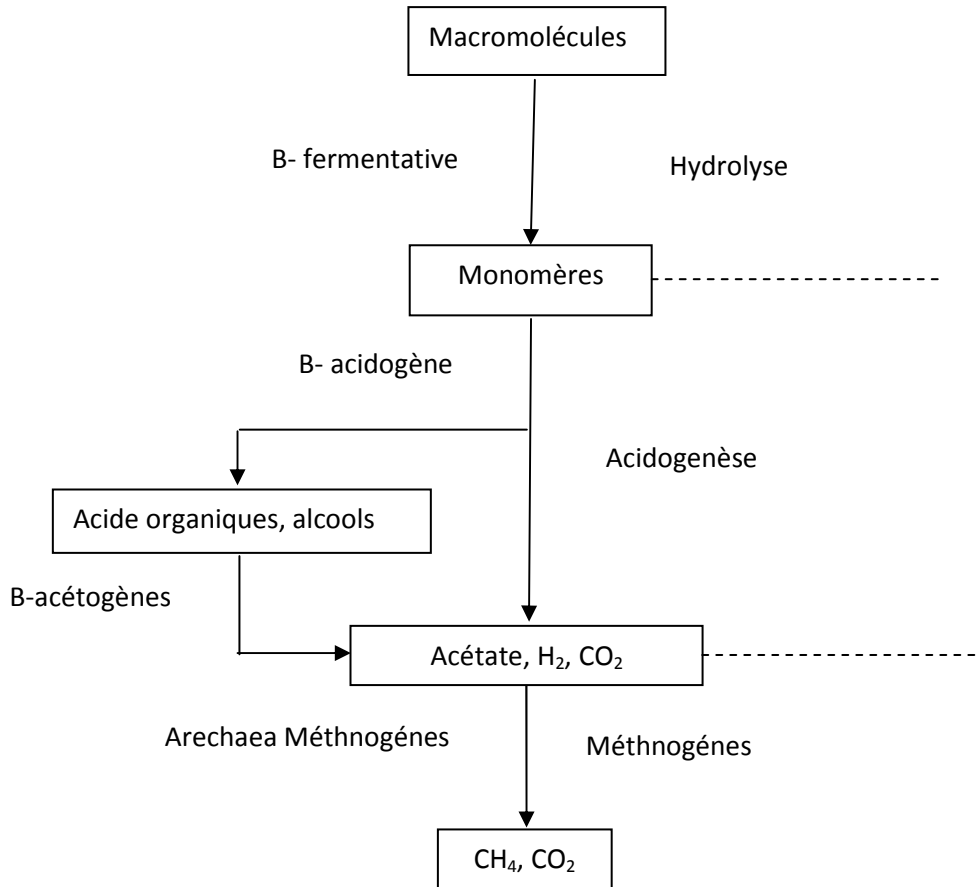
-Hydrolyse ; par laquelle les micromolécules qui constituent la matière organique se décomposent en petites molécules monomères comme le sucre simple, les acides aminés et les composés aromatiques : par exemple, la cellulose est transformée en sucres solubles tels le glucose.

-Acidogénèse ; les molécules simples (monomères) sont transformées sous l'effet des bactéries en acides intermédiaires comme les acides gras volatiles et les alcools.

-Acétogénèse ; c'est ici qu'interviennent des bactéries réductrices acétogènes, des bactéries sulfito-réductrices pour transformer certains produits issus des phases précédentes (acides gras et alcools) en  $\text{H}_2$ ,  $\text{CO}_2$  et acétone.

-Méthanogenèse ; dernière phase au cours de laquelle l'acétate, l'hydrogène et les bicarbonates sont convertis en méthane et en dioxyde de carbone.

Les réactions de méthanisation peuvent être schématisées comme suit :



**Figure I-1 :** Principales voies métaboliques et nature des populations microbiennes de la digestion anaérobie. [48, 49,50].

Le traitement anaérobie est très souvent employé dans l'industrie et présente de nombreux avantages [49] :

- ❖ La digestion anaérobie est avantageuse pour les effluents fortement chargés en matières organiques [49].
- ❖ Le processus détruit les bactéries pathogènes et parasites [51, 52].
- ❖ Ce processus est plus économique que le processus aérobie [49, 53].
- ❖ Le biogaz est malodorant et polluant mais très riche en énergie il peut être exploité pour produire différentes formes d'énergie (électricité, chaleur,.....) [54].

**I.3.3- Traitement biologique nitrification et dénitrification**

La nitrification ou la dénitrification est un processus de réduction de l'azote [55].

D'après Ruiz(2006), l'élimination biologique des nitrates nécessite une succession de deux étapes [55] :

1/ La réduction microbiologie des nitrites et nitrates. Les nitrates sont transformés en nitrites, l'oxyde nitreux, l'oxyde nitrique puis gazeux( $N_2$ ) qui est la dénitrification [56].

2/L'oxydation ammoniacale en nitrites qui est la nitrification.

**I.3.3.1 -Traitement biologique ammonification**

Il s'agit d'une transformation de l'azote organique en azote ammoniacal. La vitesse d'ammonification dépend essentiellement de la concentration en azote ammoniacal.

Jatten et al(1999) ont proposé un nouveau système de traitement en combinant la nitrification, l'ammonification et la dénitrification [57].

**I.3.4- Traitement tertiaire**

Le traitement tertiaire n'est pas toujours réalisé. Cette étape permet de réduire le nombre de bactéries, donc de germes pathogènes présents dans l'eau traitée.

Pour le bon déroulement biologique les paramètres qui influent sur la nitrification et la dénitrification biologique sont contrôlés.

**I.3.4.1- Facteurs influençant la nitrification et la dénitrification biologique****I.3.4.1.a- Facteurs influençant la nitrification biologique**

Le bon déroulement d'un processus anaérobie, demande des conditions de milieu assez strictes, pH, température, oxygène dissous, temps de rétention, alcalinité, inhibiteur [57,58].

**- pH**

Les paramètres comme le pH et la température ont un effet sur le développement bactérien. D'après Adams CEJr l'efficacité de la nitrification serait maximale pour des valeurs de pH

comprises entre 7,8 et 8,3. Pour Wong-Chong, le pH optimal serait de 4,5 à 7,0. Par contre, Mac Harness et Mac Carty ont trouvé que pour un système acclimaté, il n'y avait pas de réduction significative de l'efficacité de la nitrification pour une diminution de pH allant jusqu'à une valeur de 6,0.

D'après Surompallibla nitrification optimale se situe entre pH 7,5 et 9 [59, 60].

### **- Température**

D'après Adams C.E.Jr l'efficacité de la nitrification serait optimale pour des températures entre 28 et 32°C. Celle-ci serait fortement diminuée pour des températures de 12 et 15°C et la réaction de nitrification cesserait totalement pour des températures inférieures à 5°C [61].

### **- Oxygène dissous**

L'oxygène est un facteur important de la réaction d'oxydation. En cas de mauvaise oxygénation, il peut donc apparaître comme un facteur limitant.

Or les constantes de demi-saturation par rapport à l'oxygène dissout vont pour *Nitrosomonas*, de 0,25 à 1,3 mg/L et 0,5 à 1mg/L pour *Nitrobocter* selon la température (Capadeville, 1991). Ceci indiquerait qu'il n'est pas nécessaire de maintenir des concentrations élevées en oxygène dissout dans les systèmes nitrifiants 4mg/L seraient suffisants [61].

En présence de carbone. En effet les bactéries hétérotrophes inhibent les micro-organismes nitrifiants avec lesquels elles sont en compétition pour l'oxygène et l'azote ammoniacal car elles possèdent un taux de croissance maximal cinq fois supérieur à celui des autotrophes.

Selon Stankewich, on atteint un rendement de 80% par rapport au rendement maximal de nitrification pour une concentration en oxygène dissous de 2mg/L, et un rendement de 50% seulement pour un taux d'oxygène dissous de 0,4mg/L [59].

### **- Temps de rétention**

Le temps de rétention doit être suffisamment long pour les organismes nitrifiants aient le temps de se développer [59].

Dans la période chauffée, un temps de rétention de cinq à six jours peut être suffisant. Or que dans la période froide, celui-ci augmente jusqu'à 14 jours.

#### **- Alcalinité**

La nitrification biologique consomme de 7mg/L d'alcalinité par un mg/L d'ammoniac nitrifié. D'où l'eau brute entrant dans l'unité de nitrification ait suffisamment d'alcalinité pour répondre à cette demande [59].

#### **- Inhibiteurs**

Les micro-organismes de la nitrification sont très sensibles à des faibles concentrations de polluants, tels que les composés azotés, sulfurés, chlorés et les métaux lourds (zinc, plomb, fer, cuivre,.....).

### **I.3.4.1.b - Facteurs influençant la dénitrification biologique**

#### **-Température**

La température a un effet sur la vitesse de croissance des micro-organismes.

Entre 23 et 30°C le taux de croissance maximal est multiplié par 4 pour les nitrosomonas. La température optimale pour les nitrosomonas se situe entre 30 et 36°C (Knowles et al, 1965). Ce taux augmente d'environ 6% par degré centigrade pour les nitrobacter il est de 28°C, le taux de dégradation des matières peut diminuer pour une diminution de 10°C.

#### **- Charge organique entrante**

Pour les déchets chargés en matière organique, il faut éviter le risque d'acidifier le milieu (production d'acides gras volatils (AVG), la matière que l'on souhaite décomposer doit être très diluée [62].

#### **- Toxicité**

C'est une conséquence des activités industrielles, il s'agit essentiellement des ions métalliques tels que : Ni, Cu, Zn, Hg, Fe, Al, Pb, des anions comme les cyanures, les fluorures et certains composés organiques [63].

Certains éléments toxiques ont une influence néfaste sur le déroulement des opérations de biodégradation des eaux usées par leur effet inhibiteur sur la méthanisation [63].

**- pH**

La croissance et la production des micro-organismes sont affectées par le pH du milieu. La valeur de pH doit se situer entre 6 et 8,5. Dans certaines conditions, une épuration biologique peut avoir lieu à un pH situé entre 5 et 9,5. Des valeurs de pH élevées sont exceptionnellement possibles.

**-Agitation**

Il faut éviter la production de croûtes et la décantation de particules denses. On utilise un agitateur mécanique, par circulation du milieu ou par injection de biogaz sous pression.

**- Source de carbone**

Davies T.R et Toerien D. F ont réalisé des expériences de dénitrification en flux continu en utilisant du glucose et du maltose comme source de carbone. D'après leurs résultats, 90,5% des nitrates seraient éliminés quand la source du carbone est le glucose [64].

**- Concentration en oxygène dissous**

La concentration en oxygène dissous doit être maintenue suffisamment basse pour ne pas entraver l'activité des micro-organismes.

D'après Tiedje (1998), l'oxygène est un inhibiteur de la dénitrification [65].

D'après Reeves et al (1972) l'une des conditions nécessaires pour que la dénitrification se déroule de manière optimale et que la concentration en oxygène dissous soit inférieure à 0,5mg/L, d'autres auteurs préconisent 0,6mg/L. Pour des valeurs plus élevées, la réaction de dénitrification risque d'être inhibée [65].

**I.3.5-Comparaison des systèmes d'épuration aérobie et anaérobie**

**Tableau I-3 :** Comparaison des systèmes d'épuration anaérobie et aérobie [66].

<b>Anaérobie</b>	<b>Aérobie</b>
Croissance lente des micro-organismes	Croissance rapide des micro-organismes au contact de l'oxygène
L'activité bactérienne dégrade la charge organique en dioxyde de carbone et en méthane peu d'énergie revient aux micro-organismes donc la population est limitée.	Une grande proportion de la charge organique est convertie en micro-organismes. La boue biologique qui en résulte après filtrage est très importante.
Jusqu' à 80 à 90% des déchets sont stabilisés	50% des déchets sont stabilisés
Demande réduite en azote et phosphore	Demande importante en azote et en phosphore
Pas de dépense d'oxygénation	Demande important en oxygène
Chauffage nécessaire	Température normale
Ne tolère pas de matières toxiques	Matières toxiques indifférentes
Rentable s'il y a plus de 10 000mg/L de DBO	Rentable s'il y a moins de 10 000mg/L de DBO

Dans la partie expérimentale nous évaluerons la charge organique, ensuite nous étudierons le traitement proposé.

C'est ainsi qu'on a obtenu une épuration biologique avec un pH de 9,5 par exemple lors d'essais avec des eaux résiduaires agro-alimentaire [63].

L'unité de la laiterie-fromagerie Tala allem est située dans la commune de Tizi-ouzou. Cette unité a été mise en service en 2007, elle s'étend sur une superficie de 286m<sup>2</sup>, produit du fromage de type camembert (FRLAND). L'unité transforme environ 2300 à 2600L de lait par jour.

L'unité est composée :

- De cuves d'affinage pour le fromage de type (camembert) et de chambres froides.
- De locaux de stockage de la matière première.
- De locaux de services généraux.
- D'un laboratoire pour le suivi et le contrôle de la matière première ainsi que le produit fini.

## **II.1- Processus de fabrication du fromage camembert**

La fabrication du fromage camembert de type camembert affiné jusqu'au produit fini comporte les étapes suivantes :

### **II.1 .1- Pasteurisation**

La pasteurisation vise avant tout à détruire les formes végétatives de certaines bactéries pathogènes, des espèces qui ont été souvent à l'origine d'infections graves et d'épidémies provoquées par le lait. La pasteurisation s'effectue dans l'intervalle 84- 85°C pendant 15 secondes.

### **II.1.2-Maturation**

Le lait estensemencé par les ferments lactiques qui servent, d'une part son acidification par la transformation du lactose en acide lactique (dans le but de favoriser l'action de la présure qui est sans effet sur un lait à pH basique) et d'autre part à la libération de systèmes enzymatiques qui participent à l'affinage du caillé (Lenoir, 1983), cité par Mettef-Bouferrache et Seddaoui 1991.

### **II.1.3- Emprésurage**

Une quantité déterminée de présure est mélangée au lait présent dans les cuves.

Sous l'action de la présure, il se forme un gel suite à des modifications physico- chimiques des caséines du lait.

Après 24minutes de l'emprésurage, on remarque l'apparition des premiers flocons de lait, ce temps correspond au temps de prise, ce dernier nous permet de déterminer le temps de decaillage.

L'heure de decaillage est égale au temps de prise  $\times 2$  + l'heure d'emprésurage

#### **II.1 .4- Tranchage (découpage)**

Cette opération consiste à découper le gel formé en cubes de 1cm par une tranche cuillée afin d'accroître les surfaces d'exsudation du lactosérum.

#### **II.1.5- Brassage**

Le premier brassage s'effectue 15minutes après le découpage et le 2<sup>ème</sup> brassage 10minutes après le 1<sup>ème</sup> brassage.

#### **II.1.6-Moulage**

C'est une opération qui consiste à donner au fromage sa forme définitive.

Après le brassage, le lactosérum remonte en surface et lors du moulage, ce sérum est évacué et le caillé est versé dans des moules en plastique disposé sur les plateaux de moulage. Puis ces plateaux sont disposés l'un sur l'autre et conduits vers les tables d'égouttage.

#### **II.1.7- Egouttage**

C'est une opération qui consiste à correspondre la teneur en eau des fromages à la caractérisation technologique réglementaire

Pour cela des retournements sont effectués :

La première heure après le moulage

La deuxième heure après le premier retournement

La troisième heure après le premier retournement

Heure d'emprésurage	Temps de prise	Heure de d'écaillage	Heure de premier brassage	Heure de deuxième brassage	Heure de moulage	Retournement		
						1 <sup>er</sup>	2 <sup>ème</sup>	3 <sup>ème</sup>
10h 20mn	24mn	11h08mn	11h28mn	11h43mn	11h58mn	13h	15h	18h

**Tableau II.1 :** Les temps de prise, d'écaillage, brassage, moulage et retournement.

### **II.1.8- Démoulage**

Lorsque le fromage est assez ferme et que l'humidité atteint la valeur de 60-62% et le pH variant de 4 et 8,5 le démoulage du fromage s'effectue sur les claies de salage.

### **II.1.9- Salage**

Le fromage ainsi démoulé, on met les pièces dans une solution de sel (NaCl) pendant 45 minutes. La différence de concentration entre la phase aqueuse du fromage et la saumure provoque une différence de sel dans la pâte et une migration inverse de la phase aqueuse vers la saumure.

### **II.1.10- Ressuyage**

Le fromage salé est déposé à nouveau sur les claies d'affinage, avant l'entrée du fromage dans la salle d'affinage, il passe d'abord dans la salle de ressuyage où la température est d'environ 20°C et cela pendant 2 à 4 heures.

### **II.1.11- Affinage**

Après ressuyage le fromage est conduit dans les hâloirs, ce sont des chambres où la température varie de 12 à 14°C et l'humidité de 85-90%.

Le fromage séjourne dans les hâloirs de 12 à 14 jours et il est pulvérisé par la solution de pénicillium en surface.

La pulvérisation se fait chaque jour de manière à mettre la solution de pénicillium au contact avec toute la surface du fromage.

Pour permettre le développement homogène de *pénicillium candidum* des retournements sont après 12 jours. Sur la surface du fromage, apparaît un duvet blanc à ce moment il est prêt au conditionnement.

### **II.1.12- Conditionnement**

Le fromage est emballé manuellement dans du papier cellulosique, puis dans des boîtes en carton sur lesquelles est inscrit la date de péremption et de conditionnement.

## **II.2 -Constituants du fromage fondu stérilisé**

La matière première est le lait de vache. Les matières utilisées dans la fabrication du fromage fondu stérilisé dans la laiterie sont :

- Lait de vache
- Eau

Les sels de fontes qui sont des additifs employés dans la fabrication des fromages fondus.

### **II.2.1- Composition du fromage**

Le fromage camembert FRLAND contient des lipides, glucides, protéines, vitamines et des sels minéraux. Parmi les constituants des fromages, l'eau possède une activité biologique primordiale.

#### **II.2.1.1- Glucides**

Les fromages affinés sont pratiquement pauvres en glucides car la faible quantité de lactose restant dans le caillé, après l'égouttage, est transformée en acide lactique au cours de l'affinage.

#### **II.2.1.2 -Protéines**

Selon leur mode de fabrication, les fromages contiennent entre 10 et 30% de protéines. Les fromages sont les aliments très riches en protéines, leur teneur élevée peut dépasser parfois celle de la viande de 20%(cas des fromages à pâte pressée.).

**II.2.1.3- Lipides**

Selon le mode de fabrication, le fromage contient 40% de matière grasse. Cette dernière est volatile et intervient dans la formation de l'arôme. Les lipides du lait (triglycérides, phosphoglycérides) se trouvent dans le fromage sous forme émulsionnée, ce qui le rend plus digestible.

**II.2.1.4- Sels minéraux**

Les fromages constituent les meilleures sources alimentaires de calcium et de phosphore. Le taux de calcium varie en fonction de la teneur en eau et du mode de fabrication (fromage fondu 500-700mg). On y trouve aussi des oligo-éléments, du magnésium, potassium et du chlorure de sodium.

**II.2.1.5- Vitamines**

Les fromages contiennent de la vitamine A, D et E, cette dernière est directement liée à la richesse des fromages en lipides.

**II. 3- Consommation en eau**

L'unité Sarl Tala allem dispose d'une alimentation en eau potable à partir de la ville. C'est une eau potable qui répond aux normes de consommation.

**II.4- Evacuation des eaux usées**

Les eaux usées de l'unité ont pour origine les rejets domestiques et industriels. Elles sont canalisées dans des égouts qui débouchent sans traitement dans l'oued.

Les eaux du process industriel sont constituées :

- Perte des produits laitiers (matière première entraînée par les eaux de nettoyage et sous- produits non récupérés).
- Nettoyage des appareils (pasteurisateurs, cuves à fromage).
- Fabrication du fromage, le sérum de fromage est sous-produits très polluants.
- Nettoyage des locaux de réception, de traitement, de fabrication, de stockage du lait et des produits finis.

Les eaux résiduaires contiennent des matières organiques et des matières en suspension.

Les eaux résiduaires issues de la phase de préparation contiennent des sels minéraux, des bactéries lactiques et mésophiles, des streptocoques, des lactobacilles, des coliformes fécaux, des levures et des moisissures.

Les eaux usées de cuisson sont caractérisées par une forte minéralisation avec moins de bactéries, les eaux issues du conditionnement contiennent moins de bactéries et moins de sels minéraux.

### **Conclusion**

Le volume important des eaux usées rejetées dans l'oued contribue grandement à la détérioration du milieu récepteur, d'autant plus que l'oued rejoint la mer.

En effet la coloration blanche-jaune des eaux, leur composition chimique caractérisée par la présence de matières organiques fermentescibles, l'odeur qu'elles dégagent classent ces eaux résiduaires dans la catégorie de celles qu'il faut traiter.

Nous nous sommes, donc, intéressées au laboratoire à traiter ces eaux. Au préalable, nous avons quantifié la pollution rejetée par l'unité en organisant des campagnes de prélèvement.

Dans cette troisième partie, nous avons évalué quantitativement et qualitativement la charge polluante issue des rejets d'eaux usées de la laiterie.

Dans une première étape, nous présentons les techniques de prélèvement des échantillons et les méthodes d'analyses utilisées.

Dans une deuxième étape, nous présentons les résultats obtenus et donnons l'interprétation.

La composition moyenne des eaux usées de l'effluent agro-alimentaire en est déduite.

### **III.1 - Prélèvements**

Des prélèvements journaliers sont effectués après chaque rejet des eaux résiduaires.

#### **III.1.1 – Mode de prélèvement**

Le prélèvement est réalisé à l'aide d'un bidon muni d'une corde que l'on plonge dans le bassin d'évacuation.

L'échantillon est alors placé dans des jerricans de 10L qui au préalable ont été lavés, javellisés et rincés à l'eau distillée.

Pendant le prélèvement, il est de nouveau rincé à l'eau à analyser. Les jerricans sont fermés pour éviter tout risque de contamination bactériologique.

L'effluent agro-alimentaire a été transporté dans des jerricans de 10L, à l'U.S.T.H.B.

Les campagnes d'analyses ont été effectuées au niveau du laboratoire d'Electro- Chimie, Corrosion, Métallurgie et Chimie Minérale de la Faculté de Chimie (U.S.T.H.B), à l'Université de Bejaia et à la station d'épuration de la ville de Tizi-ouzou.

#### **III.1.2- Analyses**

Les paramètres physico-chimiques des échantillons de l'effluent agro-alimentaire ont été déterminés selon les protocoles normalisés AFNOR et ISO.

Les méthodes utilisées et les normes sont présentées dans le tableau III.1.

**Tableau III.1:** Méthodes et normes utilisées pour l'analyse des paramètres [67].

Paramètres	Méthodes utilisées	Normes
Température (°C)	Thermométrie	NFT90-100
pH	pH-mètre (Electrométrie)	NFT90-008
Turbidité(NTU)	Néphélométrie	-
MES (mg/L)	Filtration ou centrifugation à 105°C	NFT 90-015
MVS( %)	Calcination à 600°C	-
DBO (mgd'O <sub>2</sub> /L)	Manométrie	NFT 90-103
DCO (mgd'O <sub>2</sub> /L)	DCO-métrie (dichromate de potassium)	ISO 6060-1989
NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> (mg/L)	Colorimétrie (Nessler)	ISO 7150/1-1984
NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> (mg/L)	Colorimétrie (Salicylate de sodium)	ISO 7890-3-1988
NO <sub>2</sub> <sup>-</sup> (mg/L)	Colorimétrie (Zambelli)	ISO 6777-1984
SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup> (mg/L)	Colorimétrie(dichlorure de baryum)	-
PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup> (mg/L)	Colorimétrie (acide ascorbique)	ISO 6878/1-1986
K <sup>+</sup> , Na <sup>+</sup> , Ca <sup>2+</sup> , Mg <sup>2+</sup> (mg/L)	Absorption atomique	-

### III.2- Résultats et discussions

La température et le pH ont été déterminés in situ.

Les paramètres physico-chimiques des échantillons ont été analysés au laboratoire.

Les échantillons ont été portés à la température de 4°C et maintenus à l'obscurité

Le tableau III. 2 représente le délai de conservation des échantillons.

**Tableau III. 2:** Conservation des échantillons [68]

Paramètres	Température de conservation en °C	Effectuer la mesure avant
pH	4	24h (obscurité)
Conductivité	4	48jours
Matières en suspension	4	6h(obs)
Matières en suspension Volatile	4	6h(obs)
Odeur, couleur, saveur	4	24h(obs)
Dureté	-	24h(obs)
Turbidité	4	24h(obs)
DBO	4	24h(obs)
DCO	4	24h(obs)
Nitrates	4	48h(obs)
Nitrites	4	24h(obs)
Phosphates	-	15jours
Sulfates	-	-
Bicarbonates	4	-
Carbonates	4	-

### III.2.1 – Analyses physico-chimiques

L'analyse a porté sur l'évaluation des paramètres de pollution suivants :

la couleur, l'odeur, la température, le pH, les M.E.S et M.V.S, la DBO et DCO, les ions  $\text{NH}_4^+$ ,  $\text{NO}_3^-$ ,  $\text{NO}_2^-$ ,  $\text{PO}_4^{3-}$  et  $\text{SO}_4^{2-}$ , les alcalins et alcalino-terreux  $\text{K}^+$ ,  $\text{Na}^+$ ,  $\text{Ca}^{2+}$ ,  $\text{Mg}^{2+}$ .

Les résultats obtenus lors des campagnes d'analyse sont présentés au tableau III. 3 et illustrés par les figures (1,2, 3, 4, 5, 6, 7, 8, 9, 10, 11,12, 14 et 15).

Tableau III.3 : Composition moyenne des paramètres de pollution de l'effluent.

Paramètres	Composition moyenne	Norme	Paramètres	Composition moyenne	Norme
Température (°C)	27,7	30	NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> (mg/L)	58,5	40 à 50
pH	7,6	5,5 à 8,5	NO <sub>2</sub> <sup>-</sup> (mg/L)	0,74	0,01
Conductivité (µS/cm)	2733,55	1500	PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup> (mg/L)	17,21	2
Turbidité(NTU)	905	/	SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup> (mg/L)	373,5	300
MES (mg/L)	291,6	30	Na <sup>+</sup> (mg/L)	9,08	50 à150
MVS (mg/L)	29,35	/	K <sup>+</sup> (mg/L)	51,31	2 à 12
DCO (mg d'O <sub>2</sub> /L)	7737,5	120	Mg <sup>2+</sup> (mg/L)	27,15	2 à 50
DBO <sub>5</sub> (mgd'O <sub>2</sub> /L)	938	30 à 40	Ca <sup>2+</sup> (mg/L)	8,004	
NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> (mg /L)	0,288	30 à 40			

### III.2.1.1- Couleur

La couleur est blanchâtre. Elle est due aux matières en suspension, à la perte de poudre de lait lors de nettoyage de l'effluent.

### III.2.1. 2- Odeur

L'odeur est putride.

### III.2.1. 3- pH

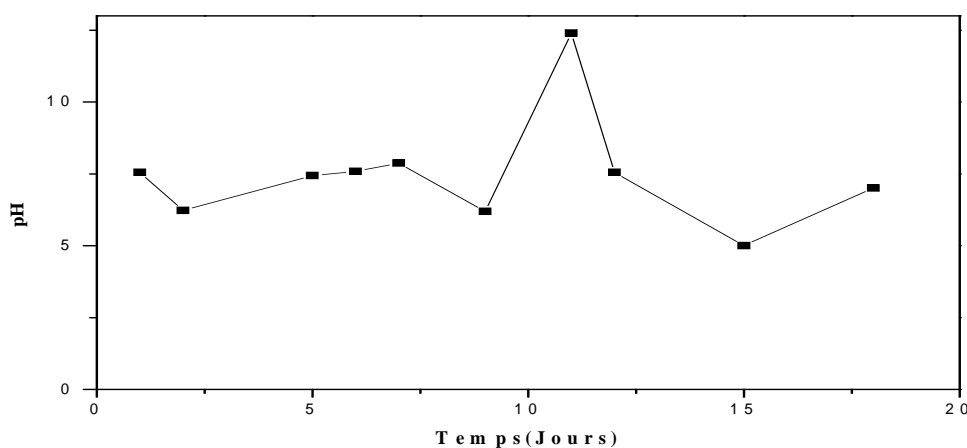
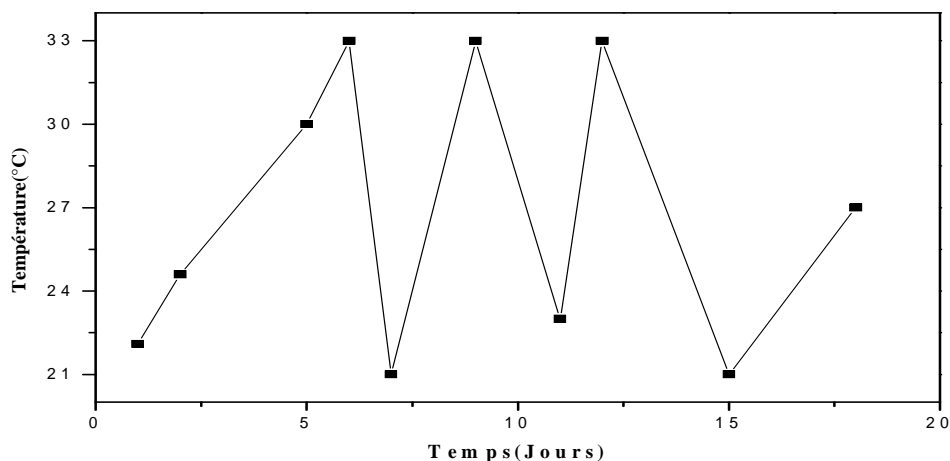


Figure 1: Evaluation du pH en fonction du temps

Le pH varie entre 5,01 et 12,4 avec une moyenne de 7,486. Cette valeur ne dépasse pas la norme de rejet (5,5 à 8,5).

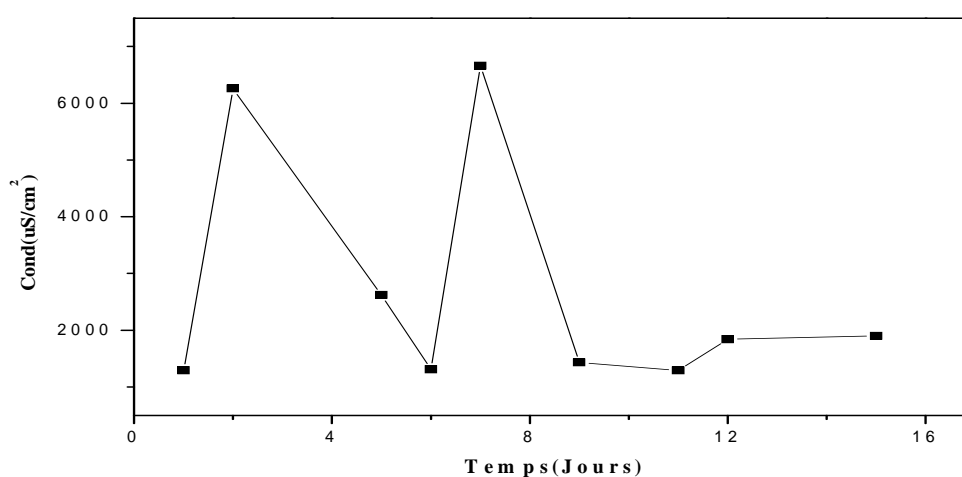
**III.2.1. 4- Température**



**Figure 2: Evaluation de la température en fonction du temps**

La température d rejet varie de 21 à 33°C avec une moyenne de 26,6°C, cette valeur ne dépasse pas la norme de rejet(30).

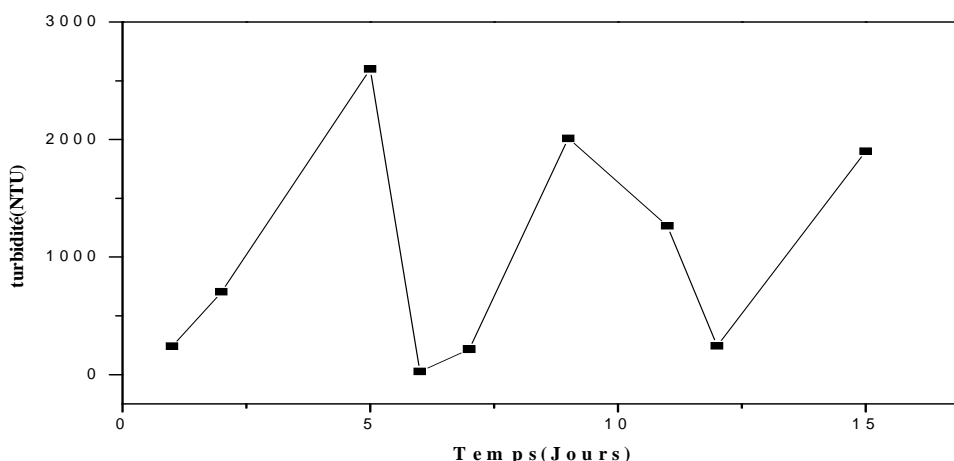
**III.2.1.5 -Conductivité**



**Figure 3: Evaluation de la conductivité en fonction du temps**

La mesure de la conductivité permet d'évaluer approximativement la minéralisation globale de l'eau. La valeur moyenne est de 2733,55µS/cm, cette valeur dépasse la norme de rejet(1500µS/cm). Ceci nous renseigne sur la forte minéralisation de l'eau usée à épurer

**III.2.1. 6- Turbidité**



**Figure 4: Evaluation de la turbidité en fonction du.**

La valeur moyenne de la turbidité est de 905NTU. En se référant au tableau III.4 des classes de turbidité, on constate que la valeur trouvée de la turbidité de l'effluent est supérieure à 50, ceci nous permet de conclure que l'eau est trouble.

**Tableau III.4:** classes de turbidité usuelle (NTU, Nephelometric Turbidity Unit)

NTU <5	Eau claire
5 <NTU <30	Eau légèrement trouble
>50	Eau trouble

III.2.1.7-Matières en suspension (MES)

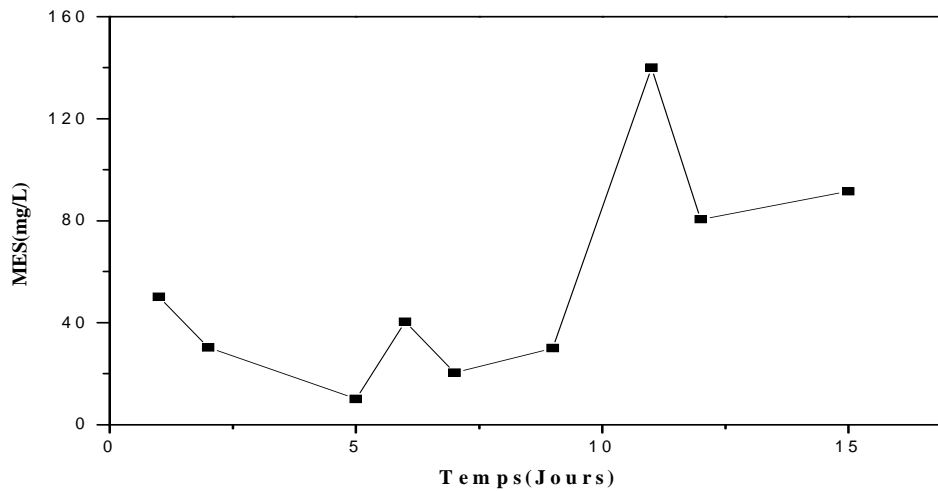


Figure 5 : Evaluation MES en fonction du temps

Le MES varie entre 10,119 et 140,011mg/L, avec une moyenne de 54,822 mg/L cette valeur dépasse la norme de rejet(30mg/L).

III.2.1. 8- Matières volatiles en suspension (MVS)

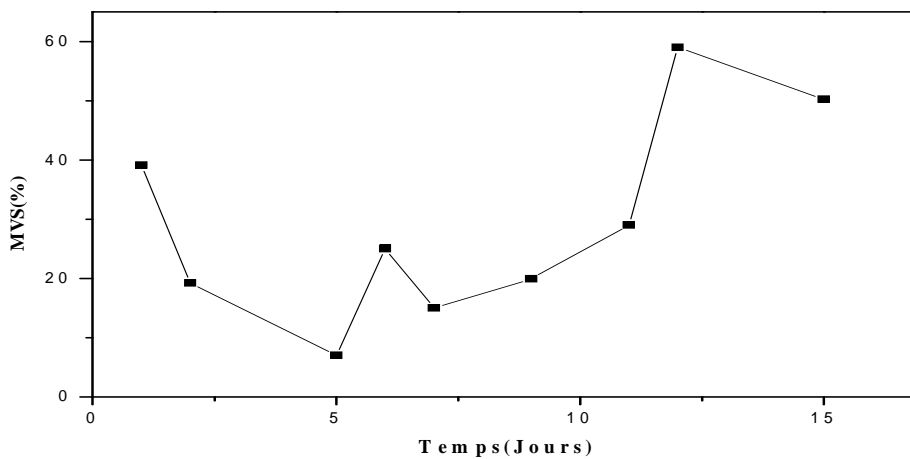
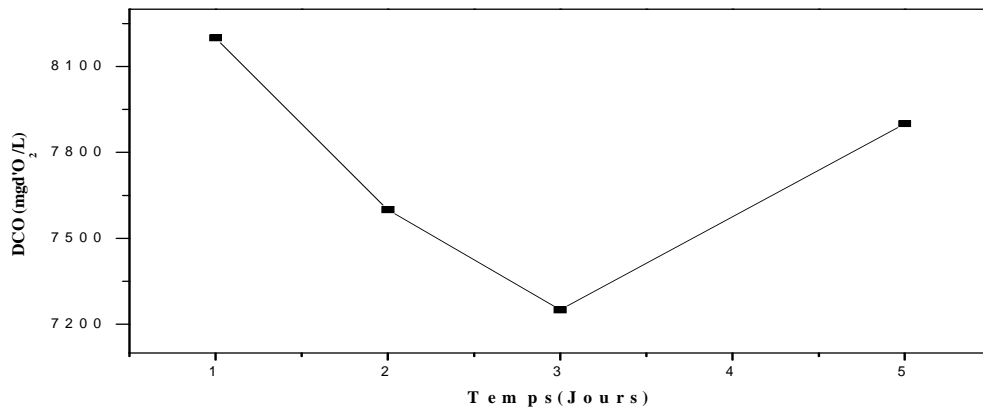


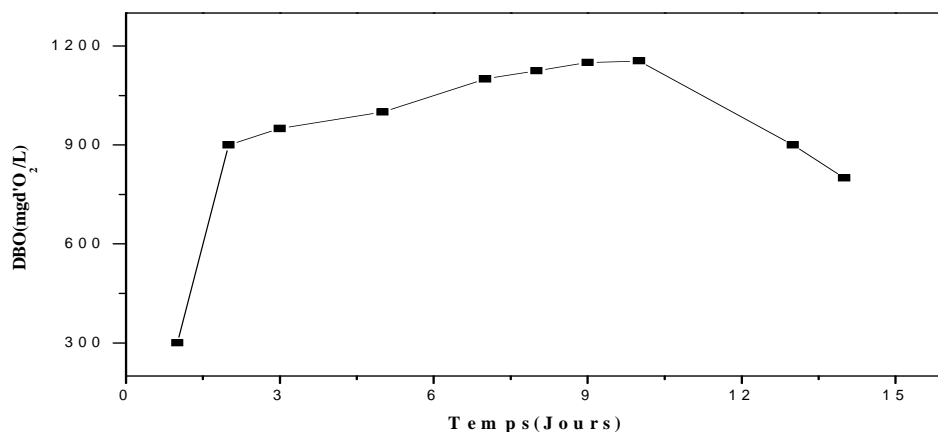
Figure 6 : Evaluation des MVS en fonction du temps

Les MVS varient entre 7,011 et 59,001%, avec une moyenne de 29,35%.

**III.2.1. 9- Demande chimique en oxygène (DCO)****Figure 7: Evaluation de la DCO en fonction du temps**

Les valeurs trouvées de la DCO varient entre et 7250 et 8200 mgd'O<sub>2</sub>/L, avec une moyenne de 7737,5 mgd'O<sub>2</sub>/L, cette valeur dépasse largement la norme qui est de 120 mgd'O<sub>2</sub>/L.

Cette valeur élevée de la concentration est due à la présence du lactosérum en grande quantité dans le rejet.

**III.2.1. 10- Demande biologique en oxygène (DBO)****Figure 8 : Evaluation de la DBO<sub>5</sub> en fonction du temps**

Les valeurs de la  $DBO_5$  varient entre 300 et 1155mg d' $O_2/L$ , avec une moyenne de 938mgd' $O_2/L$  ce qui dépasse largement la norme qui est de 40mgd' $O_2/L$ . Ces résultats montrent l'importance de la charge polluante du rejet.

### ➤ Biodégradabilité

La présence de la matière organique non ou très lentement dégradante, de réducteurs chimiques où l'inhibiteur biologique entraîne une augmentation des rapports  $DBO_5/DCO$  caractérise la biodégradabilité des effluents. Plus ce rapport est élevé, plus les effluents sont biodégradables.

Le rapport  $DBO_5/DCO$  donne une première estimation de la biodégradabilité de la matière organique d'un effluent donné :

- $DBO_5/DCO < 2$  l'effluent est légèrement biodégradable
- $2 < DBO_5/DCO < 3$  l'effluent est biodégradable

Pour le développement des micro-organismes, il faut de la lumière, de l'eau, du dioxyde de carbone, des glucides, de l'azote (assimilé sous forme de nitrates...).

Nous mesurons les concentrations d'une série de nutriments inorganiques des micro-organismes :

- ❖ Des composés azotés : nitrites ( $NO_2^-$ ), nitrates ( $NO_3^-$ ) et ion ammonium ( $NH_4^+$ ) entrant dans la composition des protéines.
- ❖ Des composés phosphatés : orthophosphates ( $PO_4^{3-}$ ) entrant dans la composition des acides nucléiques.
- ❖ Des composés soufrés : sulfates ( $SO_4^{2-}$ ) entrant dans la composition des acides aminés cystéine et histidine.

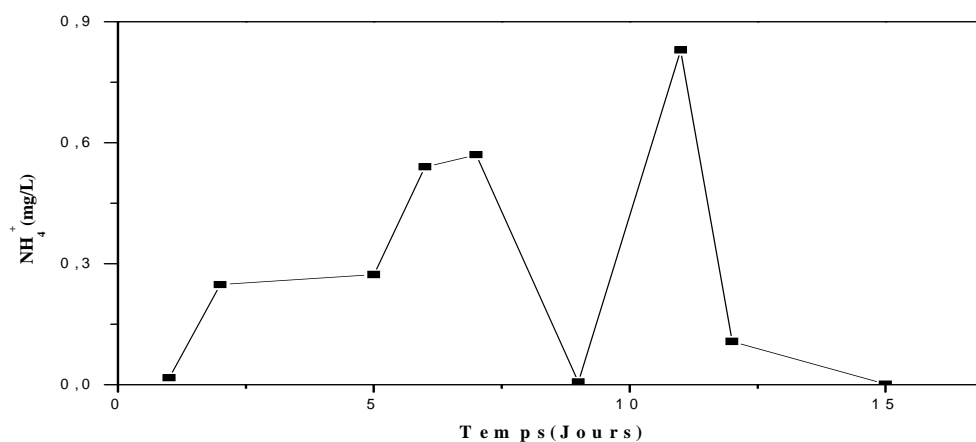
III.2.1.11- Ion ammoniacal ( $\text{NH}_4^+$ )

Figure10 : Evaluation de l'ion ammoniacal en fonction du temps

Les valeurs de l'ion ammonium varient entre 0,001 et 0,836 mg/L, avec une moyenne de 0,30 mg/L cette valeur dépasse la norme de rejet (0,288 mg/L).

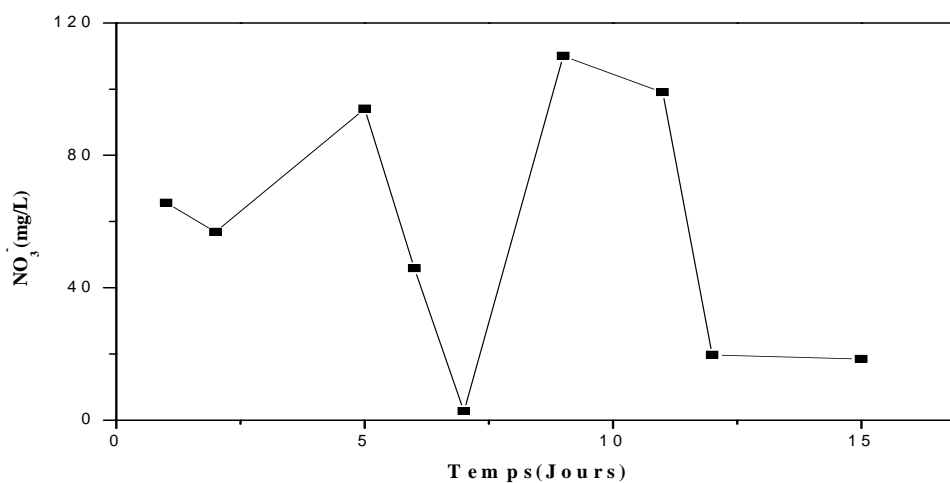
III.2.1.12- Nitrates ( $\text{NO}_3^-$ )

Figure 9 : Evaluation des nitrates en fonction du temps

Les nitrates varient entre 2,678 et 110,051 mg/L, avec une moyenne de 51,232 mg/L cette valeur dépasse la norme de rejet (58,5 mg/L).

III.2.1.13- Nitrites (NO<sub>2</sub><sup>-</sup>)

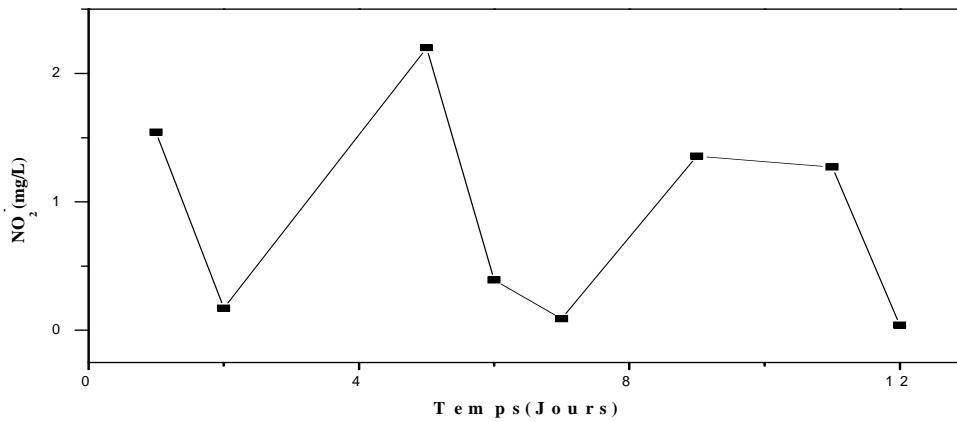


Figure10 : Evaluation des nitrite en fonction du temps

Les nitrites varient entre 0,049 et 2,199 mg/L, avec une moyenne de 0,735 mg/L cette valeur ne dépasse pas la norme de rejet (0,74mg/L).

III.2.1.14- Phosphates (PO<sub>4</sub><sup>3-</sup>)

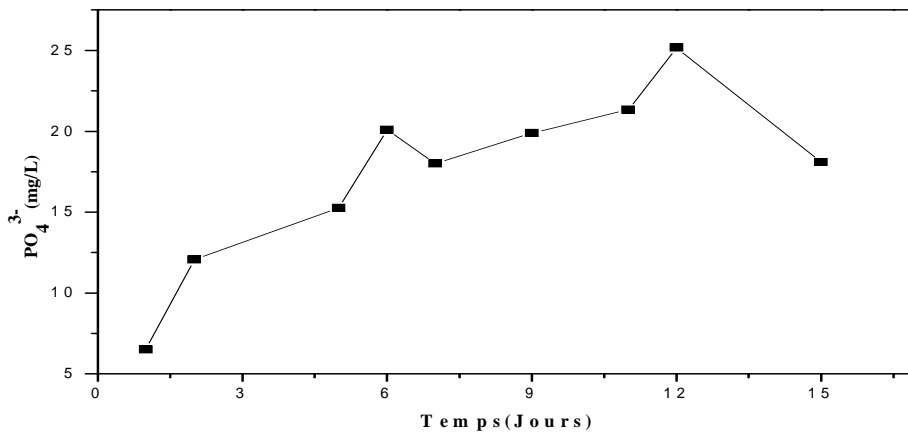


Figure 11 : Evaluation des phosphates en fonction du temps

Les ions orthophosphates varient entre 6,51 et 25,16 mg/L, avec une moyenne de 17,2 mg/L cette valeur dépasse la norme de rejet (2mg/L).

III.2.1. 15- Sulfates ( $\text{SO}_4^{2-}$ )

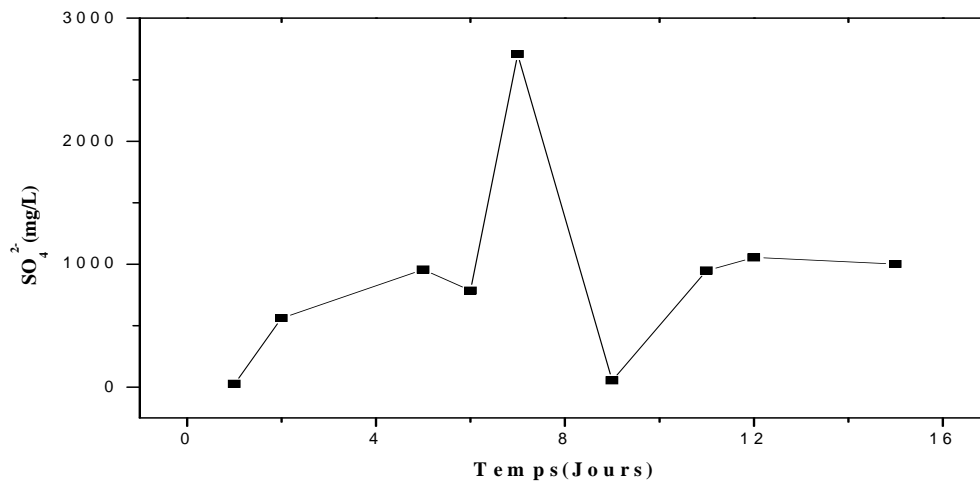


Figure12: Evaluation des sulfates en fonction du temps

Les ions sulfates varient entre 26,0167 et 2708,87 mg/L, avec une moyenne de 373,495 mg/L, cette valeur dépasse la norme de rejet (300mg/L).

III.2.1.16- Alcalins ( $\text{Na}^+$ ,  $\text{K}^+$ )

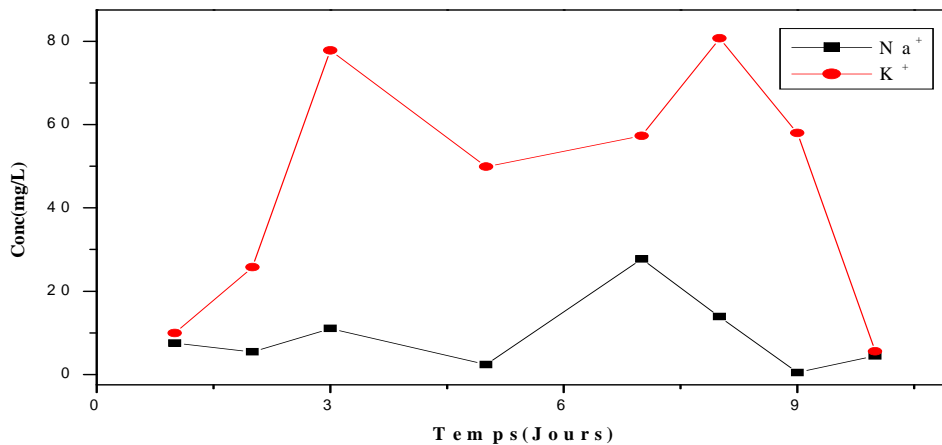


Figure 13 : Evaluation des alcalins ( $\text{Na}^+$ ,  $\text{K}^+$ ) en fonction du temps

III.2.1. 17- Alcalino- terreux (Ca<sup>2+</sup>, Mg<sup>2+</sup>)

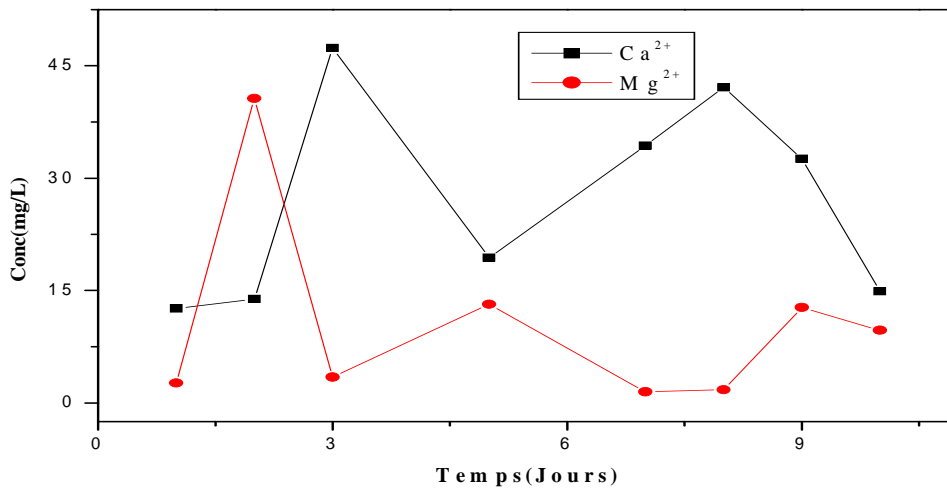


Figure 14: Evaluation des ions (Ca<sup>2+</sup>, Mg<sup>2+</sup>) en fonction du temps

La concentration des ions Na<sup>+</sup>, K<sup>+</sup>, Ca<sup>2+</sup> et Mg<sup>2+</sup> ne dépasse pas les normes des rejets, ces éléments ne sont pas toxiques.

III.2.1.18- Bicarbonates et carbonates

Le CO<sub>2</sub> se dissout facilement dans l'eau à base température et favorise sa transformation en acide carbonique HCO<sub>3</sub><sup>-</sup>.

Les principales sources des bicarbonates sont les industries qui utilisent les sels bicarbonatés. Les bicarbonates sont neutralisés par l'acide chlorhydrique.

En utilisant l'expression suivante pour déterminer la teneur des bicarbonates.

$$V_1 \cdot C_1 = V_2 \cdot C_2 \quad \implies \quad C_1 = \frac{V_2 \cdot C_2}{V_1}$$

Où

C<sub>1</sub> : la concentration d'eau à analyser.

V<sub>1</sub> : le volume d'eau à analyser (100ml)

C<sub>2</sub> : la concentration de HCl (0,1N)

V<sub>2</sub> : le volume de HCl versé

On obtient :

$$T = C_1 \times M_1 \quad T = 0,001 \times 60 = 0,06$$

$$\mathbf{T = 60mg/L}$$

Où

$M_1$  : représente la masse molaire de  $\text{HCO}_3^-$  (60g/mol)

$C_1$  : concentration des bicarbonates dans l'échantillon correspondant

La teneur en bicarbonates ( $\text{HCO}_3^-$ ) enregistrée est relativement importante, à cause de la dissolution des sels. Par contre l'effluent ne contient pas de carbonates.

### III.2.1. 19- Chlorures

Les chlorures sont déterminés par argentimétrie. Les chlorures sont dosés en milieu neutre par une solution de nitrate d'argent en présence de chromate de potassium.

En utilisant l'expression suivante :

$$N_{(\text{AgNO}_3)} \times V_{(\text{AgNO}_3)} = N_{\text{Cl}^-} \times V_{\text{Cl}^-}$$

Où

$V(\text{AgNO}_3)$ : Volume de  $\text{AgNO}_3$ .

$N_{(\text{AgNO}_3)}$  : Normalité de  $\text{AgNO}_3$ .

$V_{\text{Cl}^-}$  : représente la prise d'essai contenant les ions chlorures à doser.

$$T = 0,03 \times 35,5 \times 1000$$

$$\mathbf{T = 1065mg/L}$$

La teneur des chlorures est très élevée. L'origine des ions chlorures ( $\text{Cl}^-$ ) est due à la dissolution du sel de  $\text{NaCl}$  qui est utilisé dans la production du fromage.

**Conclusion**

Les différentes campagnes d'analyses effectuées sur les eaux usées de la laiterie ont permis de connaître la composition physicochimique moyenne de l'effluent. Le rejet de ces eaux dans l'oued provoque de sérieuses nuisances par dégagements d'odeurs dues à la décomposition des matières organiques et des composés soufrés.

La pollution minérale est également présente vu les concentrations en azote ammoniacal, orthophosphates.

Les valeurs obtenues dépassent les normes de rejet des effluents en milieu naturel.

L'effluent rejeté actuellement dans le milieu récepteur (Oued), nécessitera un traitement préalable avant son rejet dans le milieu naturel.

Au cours de la quatrième partie de notre travail, nous aborderons le traitement proprement dit des eaux usées et cela en proposant le traitement adéquat à cet effluent..

Le but de ce travail est d'examiner en laboratoire le traitement des eaux usées de la laiterie de Tizi-ouzou.

A cet effet quatre séries d'essai sont réalisés à l'aide de pilotes de laboratoire.

### **IV.1- Matériel utilisé de opératoire**

Le dispositif expérimental utilisé pour le traitement des eaux usées est composé de digesteurs qui sont des flacons en verre fumé. Chacun des digesteurs comporte deux sorties l'une des sorties est raccordée par un tuyau acheminant le gaz vers une éprouvette graduée, renversée, remplie d'eau se trouvant dans un cristalliseur contenant de l'eau. L'autre sortie est utilisée pour le prélèvement de l'échantillon. Le gaz produit au cours de la fermentation est acheminé par des tuyaux de raccord entre le digesteur et l'éprouvette graduée grâce à laquelle on mesure le volume de gaz dégagé. Le procédé du traitement anaérobie consistera à placer l'effluent à traiter dans des digesteurs à l'abri de l'oxygène en travaillant dans la zone mésophile, deux sont à la température de 20°C et les deux autres sont maintenus à la température de 35°C. L'intervalle de la température est favorable au développement des bactéries méthanogènes.

### **IV.2- Résultats et discussion**

Les analyses portent initialement sur le traitement anaérobie du digesteur travaillant à 20°C. Dans tous les cas l'influence du pH et de l'agitation est étudiée. Les essais sont stoppés lorsque le volume de biogaz dégagé se stabilise, on admet alors que la digestion est achevée. Le suivi de l'efficacité du traitement a été effectué en procédant à un certain nombre d'analyses tels que les ions :  $\text{NH}_4^+$ ,  $\text{NO}_3^-$ ,  $\text{NO}_2^-$ ,  $\text{PO}_4^{3-}$ ,  $\text{SO}_4^{2-}$ ,  $\text{Na}^+$ ,  $\text{K}^+$ ,  $\text{Ca}^{2+}$ ,  $\text{Mg}^{2+}$ , la DCO, la DBO et le volume de biogaz dégagé.

#### **IV.2.1- Milieu non agité et à la température 20°C**

Certaines bactéries se développent à pH acide (acidophiles) et d'autres à pH basique (alcalinophiles). Les bactéries acidophiles se développent à des pH très bas, jusqu'à un pH=1.

L'effet du pH sur ce processus a été étudié. Le pH est ajusté en début d'expérience avec l'hydroxyde de sodium NaOH (0,1N) ou de l'acide chlorhydrique HCl (0,1N).

On a observé une amélioration de l'élimination des paramètres de pollution tels que l'élimination de la DCO, DBO, ions  $\text{NH}_4^+$ ,  $\text{NO}_3^-$ ,  $\text{NO}_2^-$ ,  $\text{PO}_4^{3-}$ ,  $\text{SO}_4^{2-}$  et le volume de biogaz

dégagé. Les résultats obtenus sont illustrés par les figures 16,17,18,19,20,21,22,23,24,25,26,27,28,29,30,31,32,33,34,35,36,37 et 38.

#### IV.2.1.1-Demande chimique en oxygène (DCO)

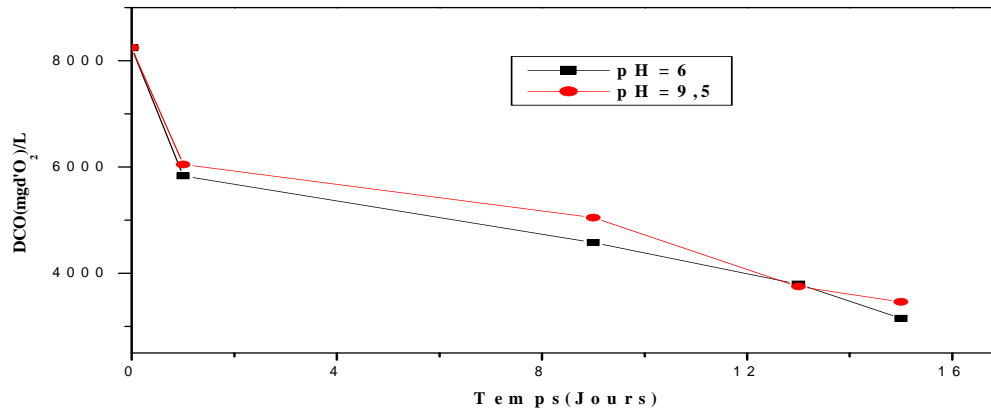


Figure 16 : Evolution de la DCO en fonction du temps

Nous remarquons une dégradation de la matière organique pour les deux milieux de pH, cette élimination est réalisée grâce aux micro-organismes hétérotrophes et aux micro-organismes dénitrifiant. La mesure de la DCO permet de contrôler le bon fonctionnement de l'épuration ou d'évaluer l'activité de micro-organismes anaérobies dans un digesteur [70, 71].

#### IV.2.1.2-Demande biologique en oxygène (DBO<sub>5</sub>)

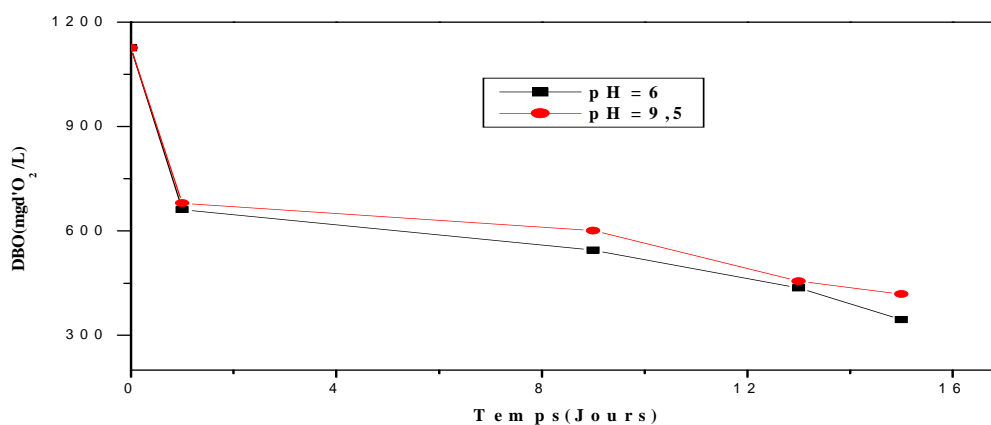
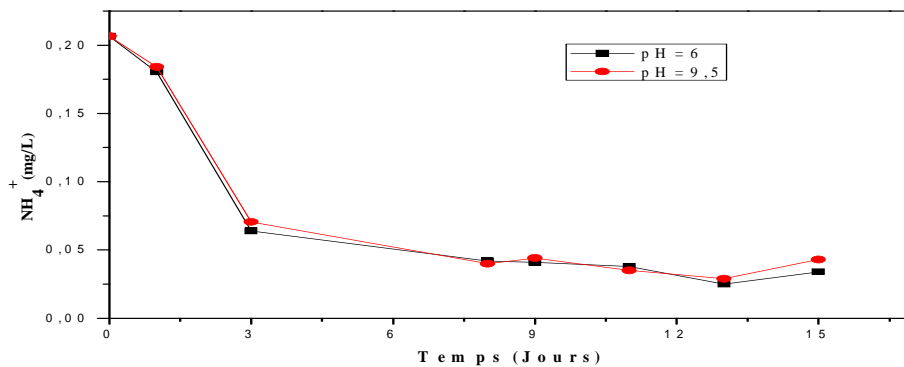


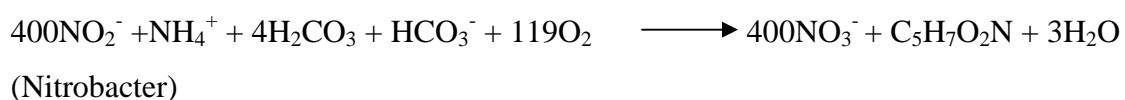
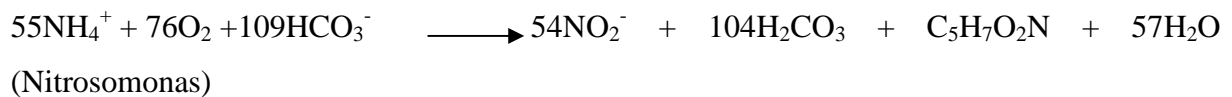
Figure 17 : Evolution de la DBO en fonction du temps

La DBO<sub>5</sub> diminue au cours du temps, en effet cette diminution est due à la biodégradation de la matière organique [72].

IV.2.1.3- Ion ammoniacal ( $\text{NH}_4^+$ )

**Figure 18: Evolution de l'ion ammoniacal en fonction du temps**

D'après la figure 17 représentant l'évolution des ions  $\text{NH}_4^+$  durant le traitement, on remarque une importante élimination. Cette diminution est due à l'oxydation enzymatique de l'ion ammonium ( $\text{NH}_4^+$ ) en ions nitrites ( $\text{NO}_2^-$ ) puis en ions nitrates ( $\text{NO}_3^-$ ) sous l'influence de bactéries nitrifiantes autotrophes aérobies. Ce processus s'effectue en deux étapes où les ions nitrites sont formés comme ions intermédiaires. Les micro-organismes responsables de cette transformation sont les nitrosomonas et les nitrobacter [73, 74, 75,] :



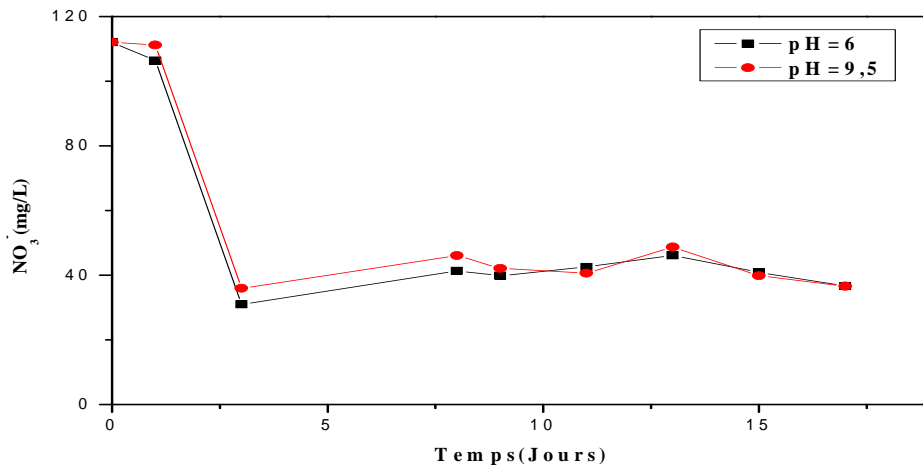
IV.2.1.4- Nitrates ( $\text{NO}_3^-$ )

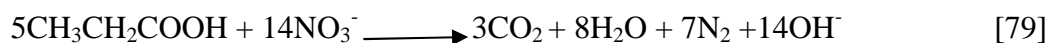
Figure 19 : Evolution des nitrates en fonction du temps

Nous observons également une augmentation puis une diminution des ions nitrates. Ce phénomène est la nitrification, où il y'a une transformation des ions ammonium en ions nitrates.

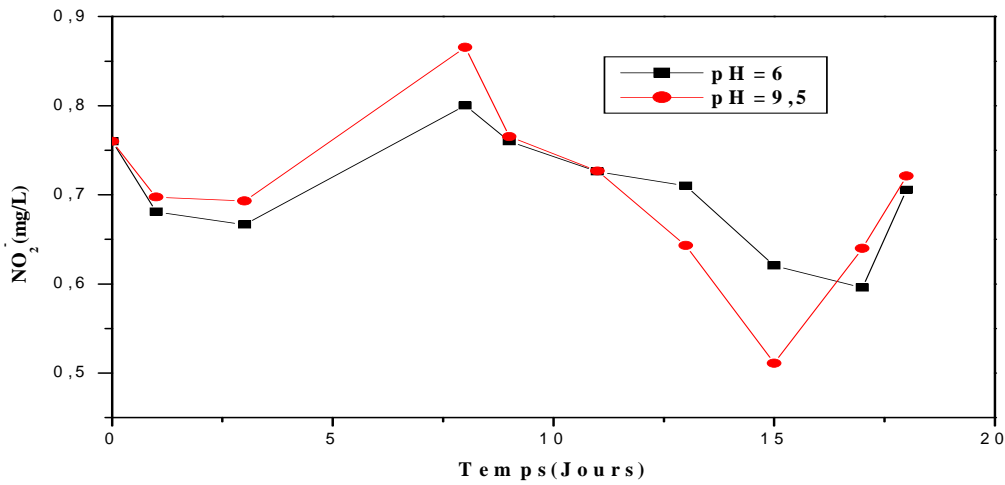
Nous constatons une importante diminution de la teneur en ions nitrates suite à l'épuisement des éléments nutritifs consommés par les bactéries au cours du traitement. Cette diminution est un processus de dénitrification, c'est un procédé qui repose sur l'élimination des nitrates en produisant des nitrites [76].

La dénitrification est réalisée par les bactéries hétérotrophes qui exigent une source carbonique [69].

D'après K. Kida et al (1999), l'élimination des nitrates peut être schématisée selon les équations suivantes [77] :



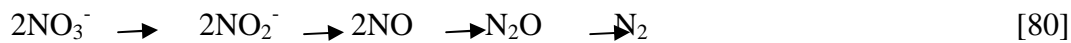
On remarque que l'élimination des nitrates est identique pour les deux milieux du pH.

IV.2.1.5- Nitrites ( $\text{NO}_2^-$ )

**Figure 20: Evolution des nitrites en fonction du temps**

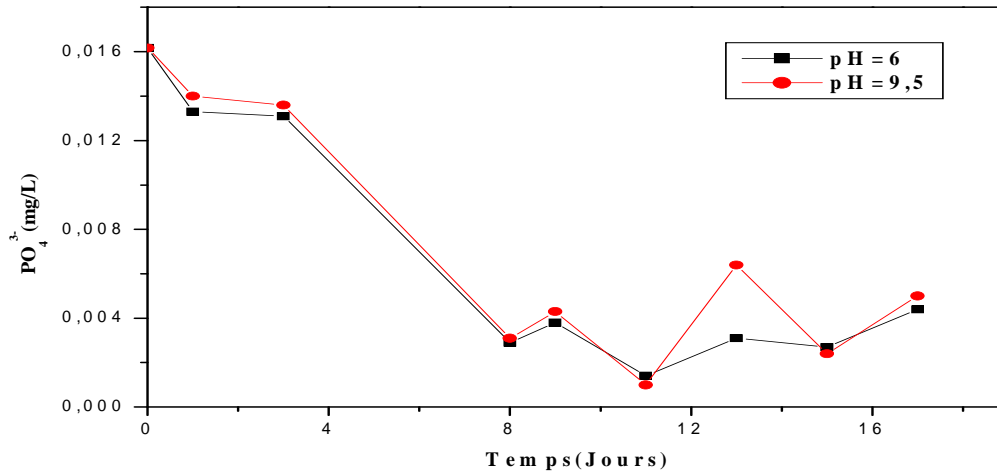
Nous constatons que la teneur des ions nitrites diminue également mais par contre elle augmente dès les premiers jours du traitement puis diminue de nouveau.

La diminution puis l'augmentation des nitrites est due à la transformation des nitrates par le processus de nitrification en nitrites puis en azote gazeux par le processus de dénitrification [A] :



Et d'après R.Awadallah et al (1998), l'élimination des nitrates est donnée par l'équation suivante [81] :

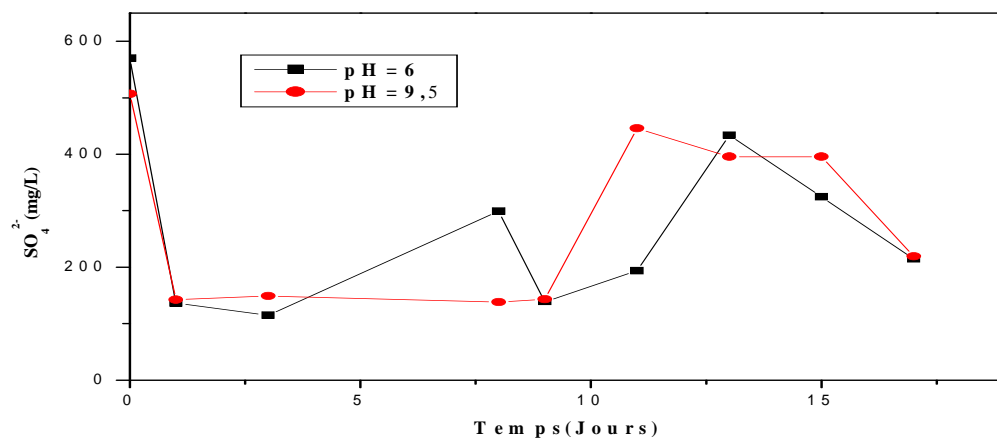


IV.2.1.6- Orthophosphates ( $\text{PO}_4^{3-}$ )

**Figure 21 : Evolution des orthophosphates en fonction du temps**

La diminution des ions orthophosphates résultant de l'assimilation rapide des phosphates par les bactéries ou leur complexation avec le calcium sous forme d'apatite. Les phosphates précipitent généralement sous forme hydroxyl-apatite ( $\text{Ca}_2(\text{PO}_4)\text{OH}$ ). La précipitation du phosphore est également attribuée aux ligands cationiques ( $\text{Mg}^{2+}$ ,  $\text{Ca}^{2+}$ ) qui sont très présents dans l'effluent avec une concentration importante [82].

On remarque une élimination des orthophosphates identique pour les deux milieux du pH.

IV.2.1.7- Sulfates ( $\text{SO}_4^{2-}$ )

**Figure 22 : Evolution des sulfates en fonction du temps**

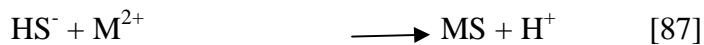
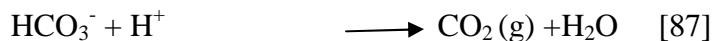
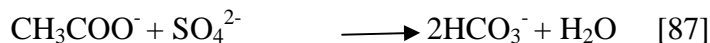
On remarque une diminution puis une augmentation, cette augmentation est due à l'oxydation du soufre libéré (par la cellule) par les nitrates du milieu.

Dans le processus biologique, les oxydes de soufre ( $\text{SO}_4^{2-}$ ,  $\text{HSO}_3^-$ ,  $\text{S}_2\text{O}_3^{2-}$ ,  $\text{S}_4\text{O}_6^{2-}$ , etc) sont réduits anaérobiquement en sulfures ( $\text{H}_2\text{S}(\text{aq})$ ,  $\text{H}_2\text{S}(\text{g})$ ,  $\text{HS}^-$ ) par les bactéries réductrices des sulfates [83, 84, 85,86].

L'activité bactérienne en présence des sulfates peut avoir des effets indésirables sur le processus de digestion anaérobie [86].

Les bactéries utilisent l'ion  $\text{SO}_4^{2-}$  comme source pour dégrader l'acétate avec libération de  $\text{CO}_2$ . Elles peuvent même utiliser l'hydrogène.

La réduction des sulfates est donnée par les équations suivantes:



Les sulfates sont connus comme des inhibiteurs pour le traitement anaérobie.

- ❖ Les sulfates sont malodorants et exigent une grande concentration d'oxygène dans l'effluent [88].
- ❖ Les sulfates réduits en sulfures présentent l'inhibition de la méthanisation [84,89].
- ❖ Une toxicité directe des sulfates, Murack et Kunst (1991) ont montré que cette toxicité est due exclusivement à la non- dissociation sulfure en acide sulfurique ( $\text{H}_2\text{S}$ ) car le degré de dissociation dépend du milieu de pH [79, 92,91].

D'après Mc Cartey et Oleskiewiez et al (1991), cette inhibition dépend du type du substrat et à différents effets sur les différentes bactéries [95].

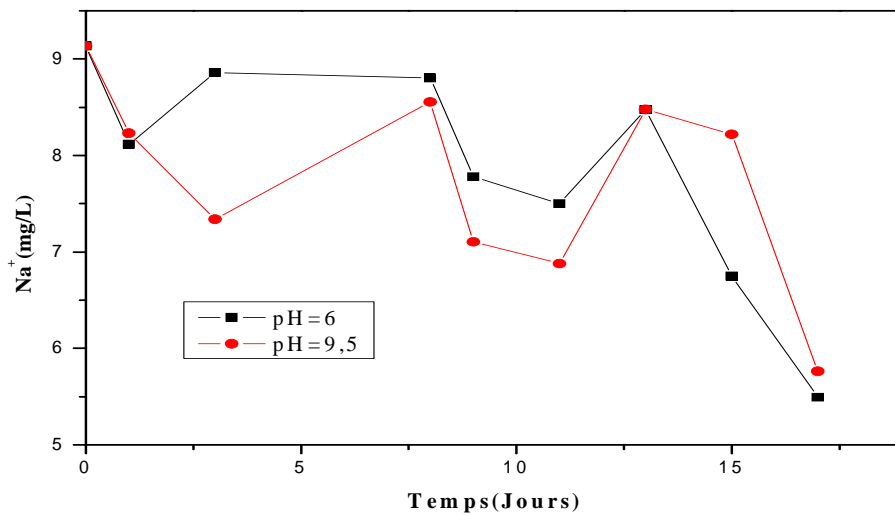
IV.2.1.8- Sodium ( $\text{Na}^+$ )

Figure 23: Evolution du sodium en fonction du temps

On remarque une diminution de la concentration du sodium en milieu basique par rapport au milieu acide.

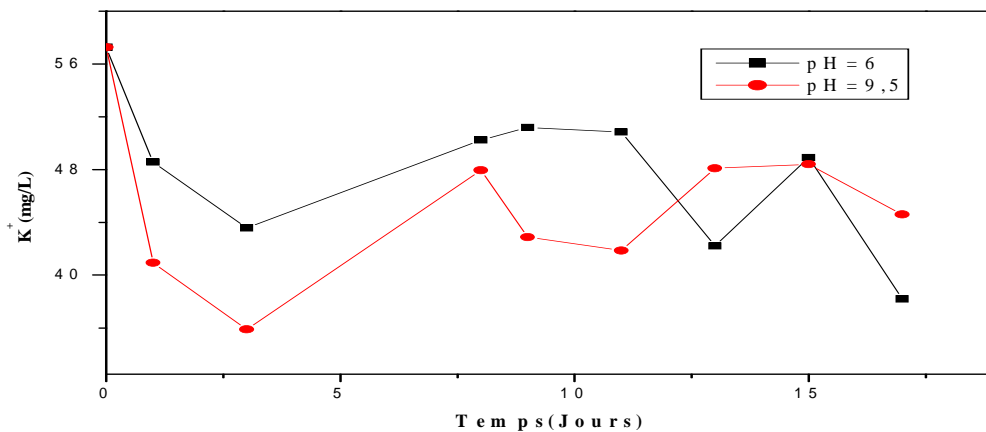
IV.2.1.9. Potassium ( $\text{K}^+$ )

Figure 24: Evolution du potassium en fonction du temps

On remarque une diminution du potassium, mais on constate qu'en milieu basique l'élimination est meilleure, ce qui explique que les micro-organismes ont consommé le potassium.

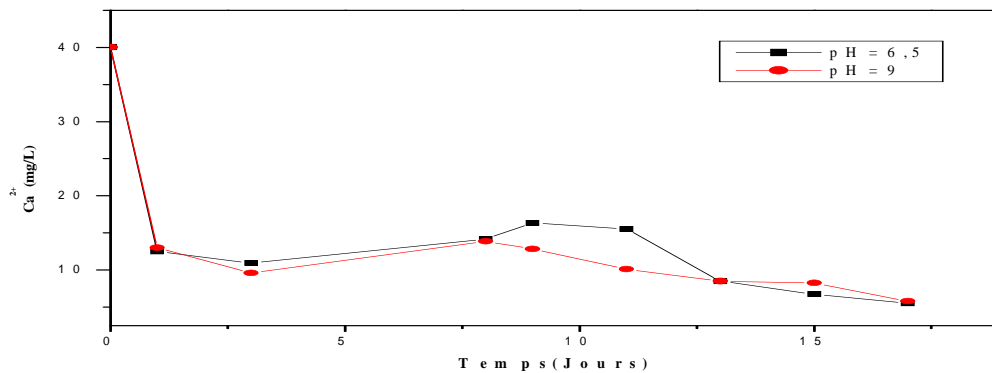
IV.2.1.10. Calcium ( $\text{Ca}^{2+}$ )

Figure 25: Evolution du calcium en fonction du temps

On remarque une diminution du calcium. Cette diminution résultante de l'assimilation rapide de cet élément par les bactéries, la complexation du calcium sous forme d'apatite

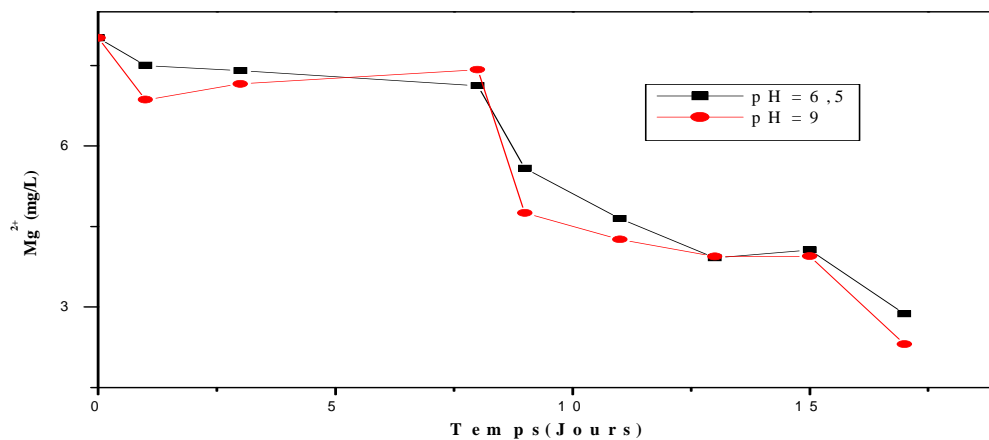
IV.2.1.11. Magnésium ( $\text{Mg}^{2+}$ )

Figure 26: Evolution du magnésium en fonction du temps

On remarque une diminution du magnésium, dans les deux domaines de pH. La composition des effluents par les cations joue un rôle important dans le maintien et le contrôle du processus, qui le rendent plus stable (d'après Schonbsson et al (2001)).

D'après Richard et Mc Chintock(1992), les co-transporteurs (magnésium et potassium) sont importants pour la stabilisation intracellulaire [94].

## IV.2.1.12- Production du biogaz

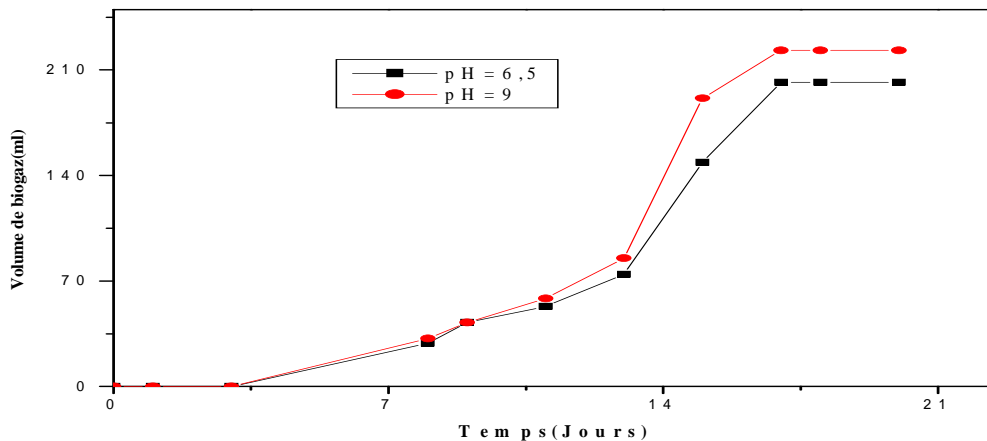


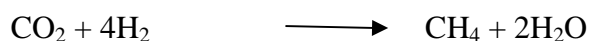
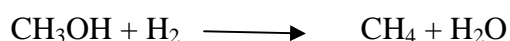
Figure 27: Evolution du biogaz durant le traitement

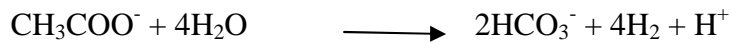
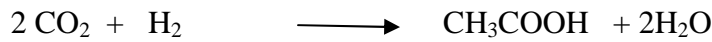
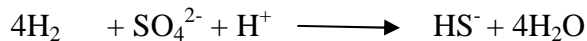
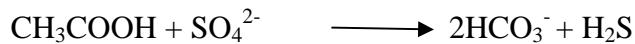
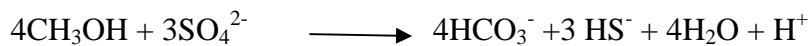
Le dégagement gazeux est observé après 4 jours, passant de zéro à 10 ml, ce qui montre que l'activité bactérienne a commencé. Le dégagement devient de plus en plus important jusqu'au 17<sup>ème</sup> jour, puis devient stationnaire.

Le ralentissement de l'activité bactérienne correspond à la disparition quasi-totale des nutriments, ce qui nous permet de dire que la méthanisation est achevée après 15 jours.

Le biogaz contient également des composés sous forme de traces, qui représentent 1% en volume (alcool, cétone, ester). Ils peuvent soit être générés pendant le processus de biodégradation (composés sulfurés, composés de l'oxygène, hydrocarbures) [95].

La réduction des sulfates en sulfures en présence d'hydrogène, l'acétate et de propanoate par les bactéries sulfito-réductrices rentrant en compétition avec la méthanisation est schématisée selon les réactions suivantes [96,97] :

**Méthanogénèse**

**Acétogénèse****Réduction des sulfates****IV.2.2- Evolution des rendements d'élimination**

Afin d'étudier l'efficacité de notre pilote nous avons calculé les rendements d'élimination de chaque paramètre au cours de la période de traitement.

Les rendements sont calculés à partir des différences de concentration avant et après le traitement, selon la formule classique :

$$\mathbf{Rdt} = \frac{c_a - c_b}{c_a} \cdot 100$$

Rdt: rendement d'élimination en %;

- Ca: concentration avant le traitement en mg/L ;
- Cb: concentration après le traitement en mg/L.

Les rendements d'élimination de la DCO et de la DBO<sub>5</sub>, comme étant les caractéristiques de l'élimination de la charge organique, des ions NH<sub>4</sub><sup>+</sup>, NO<sub>3</sub><sup>-</sup>, NO<sub>2</sub><sup>-</sup>, PO<sub>4</sub><sup>3-</sup>, des alcalins et alcalino-terreux (Na<sup>+</sup>, K<sup>+</sup>, Ca<sup>2+</sup>, Mg<sup>2+</sup>) et des ions Cl<sup>-</sup>, CO<sub>3</sub><sup>2-</sup>, HCO<sub>3</sub><sup>-</sup> et SO<sub>4</sub><sup>2-</sup> sont présentés par les figures (27,28,29,30,31,32,33,34,35,36 et 37).

IV.2.2.1- Demande chimique en oxygène(DCO)

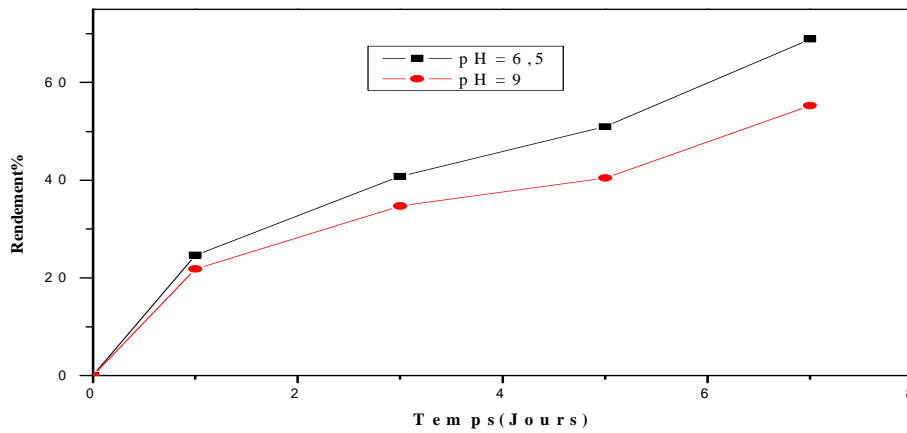


Figure 28 : Taux d'élimination de la DCO durant le traitement

IV.2.2.2- Demande biologique en oxygène (DBO)

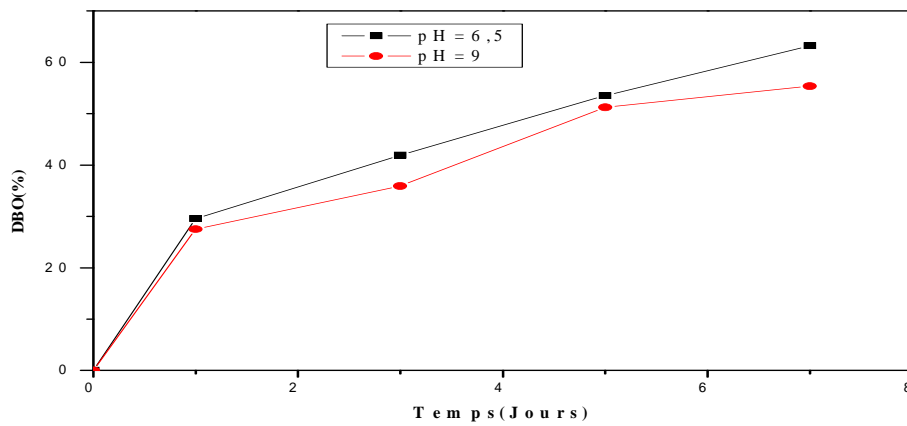


Figure 29: Taux d'élimination de la DBO en fonction du temps

IV.2.2.3- Ion ammoniacal ( $\text{NH}_4^+$ )

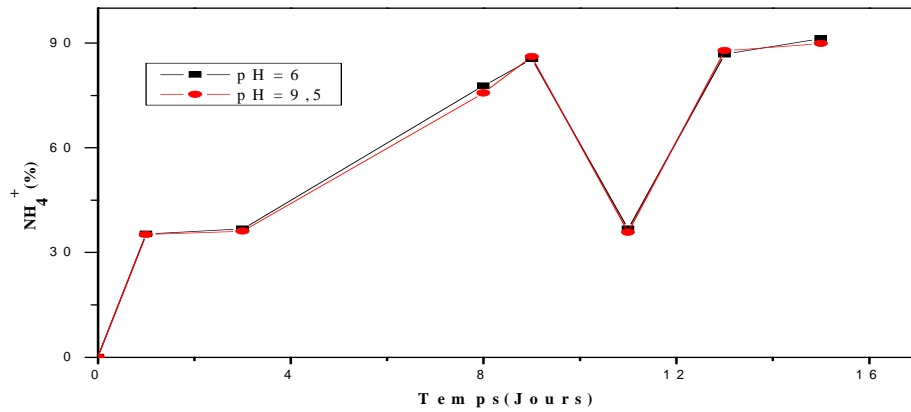


Figure 30 : Taux d'élimination de  $\text{NH}_4^+$  en fonction du temps

Les rendements d'élimination de la DCO, DBO et l'ion  $\text{NH}_4^+$  sont de l'ordre de 50,95, 63,24 et 68,92 respectivement pour pH égal à 6,5 et de 55,27, 55,37 et 55,27% respectivement pour un pH égal à 9 (figures 28,29 et 30).

IV.2.2.4- Nitrates ( $\text{NO}_3^-$ )

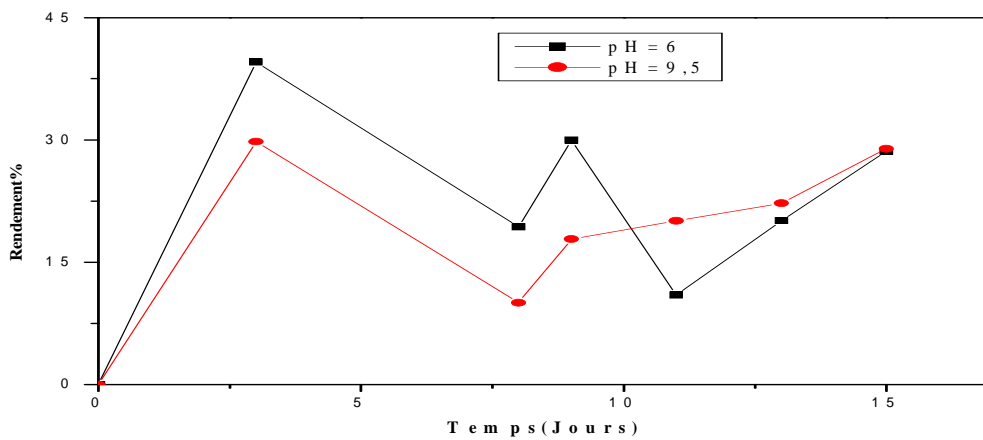


Figure 31 : Taux d'élimination des nitrates en fonction du temps

IV.2.2.5- Nitrites ( $\text{NO}_2^-$ )

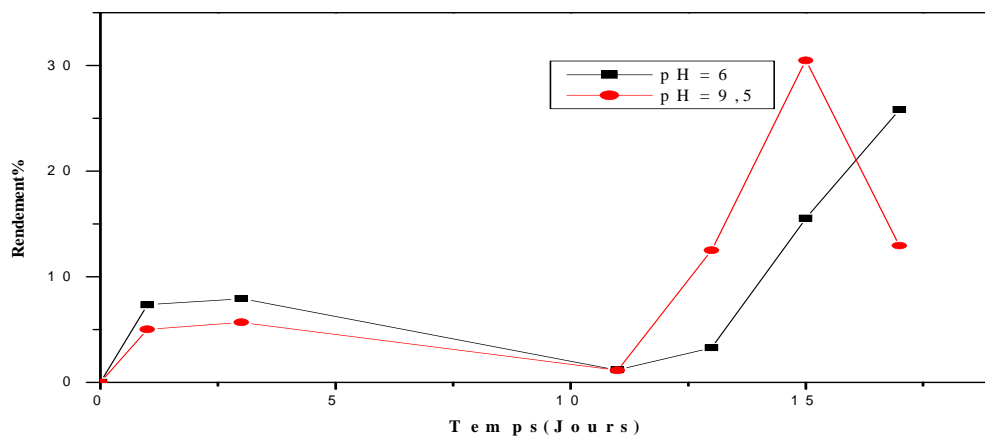


Figure 32: Taux d'élimination des nitrites en fonction du temps

IV.2.2.6- Orthophosphates ( $\text{PO}_4^{3-}$ )

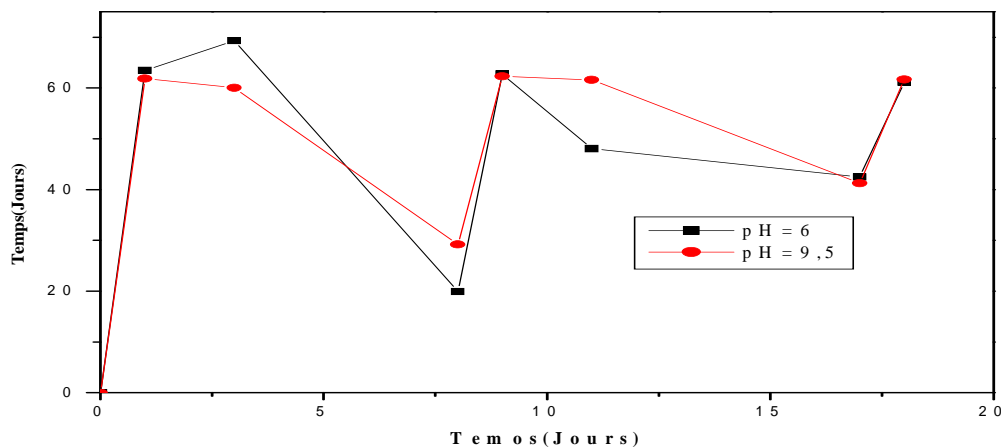


Figure 33: Taux d'élimination des orthophosphates en fonction du temps

Les meilleurs rendements obtenus pour les ions  $\text{NO}_3^-$ ,  $\text{NO}_2^-$  et  $\text{PO}_4^{3-}$  sont de l'ordre de 22, 6, 22 et 71,5% respectivement pour un pH=6 (fig 31,32 et 33).

IV.2.2.7- Sulfates ( $\text{SO}_4^{2-}$ )

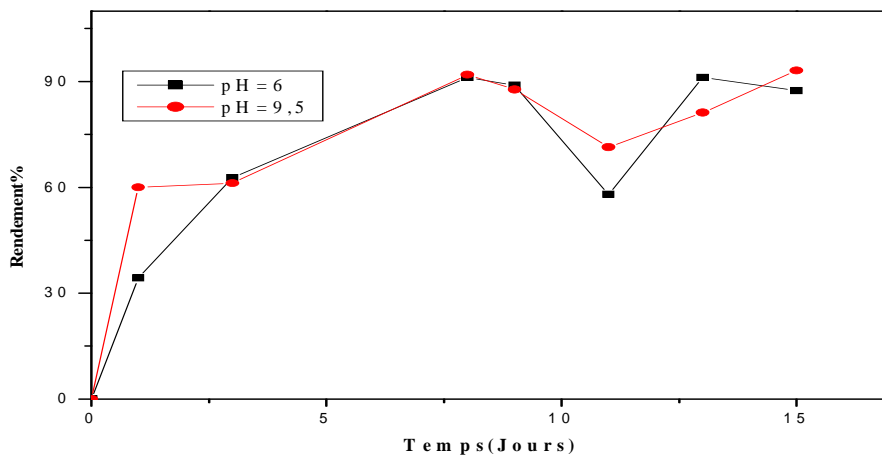


Figure 34: Taux d'élimination des sulfates en fonction du temps

IV.2.2.8- Alcalins et alcalino-terreux

1 . Sodium ( $\text{Na}^+$ )

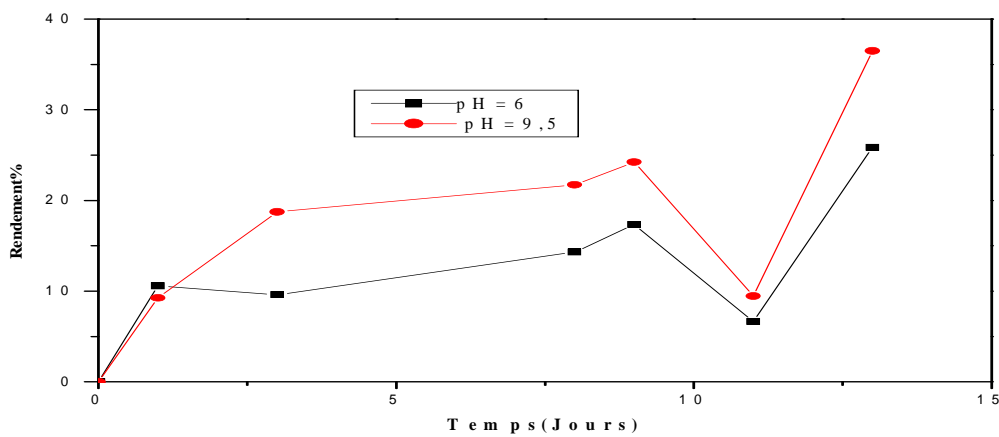


Figure 35: Taux d'élimination du sodium en fonction du temps

2. Potassium ( $K^+$ )

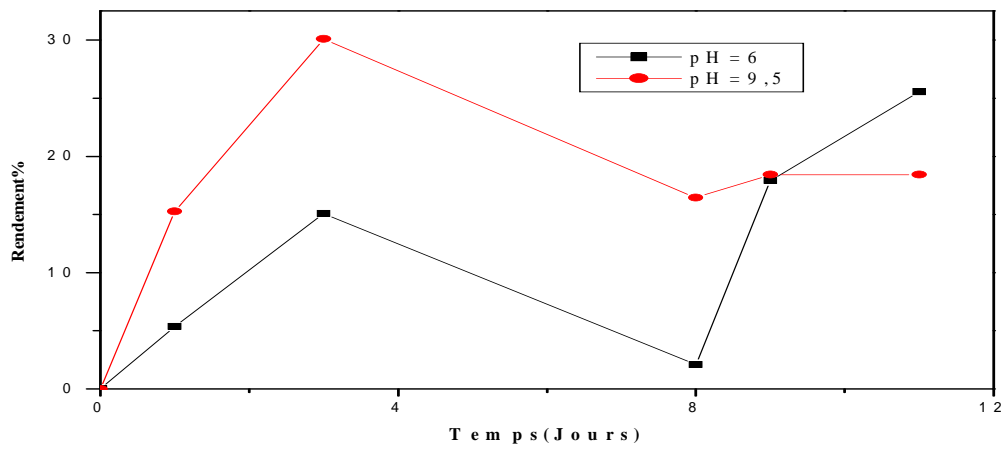


Figure 36: Taux d'élimination du potassium en fonction du temps

3. Calcium ( $Ca^{2+}$ )

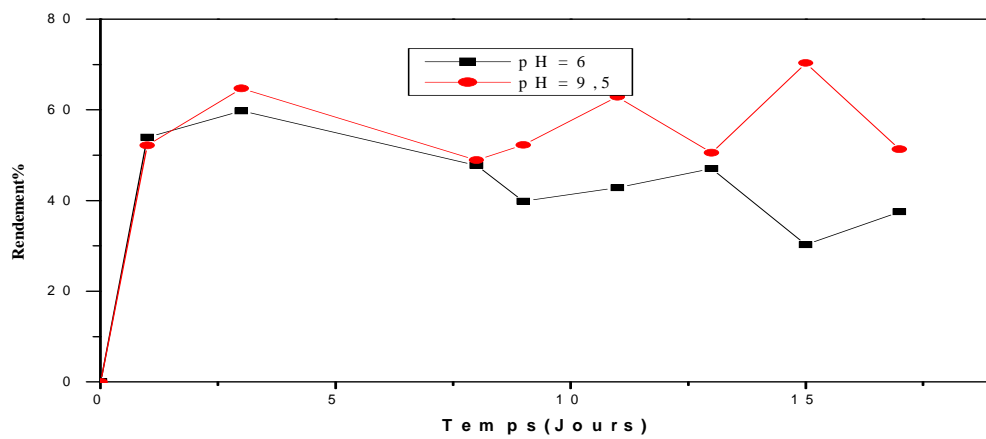


Figure 37: Taux d'élimination du calcium en fonction du temps

#### 4. Magnésium ( $Mg^{2+}$ )

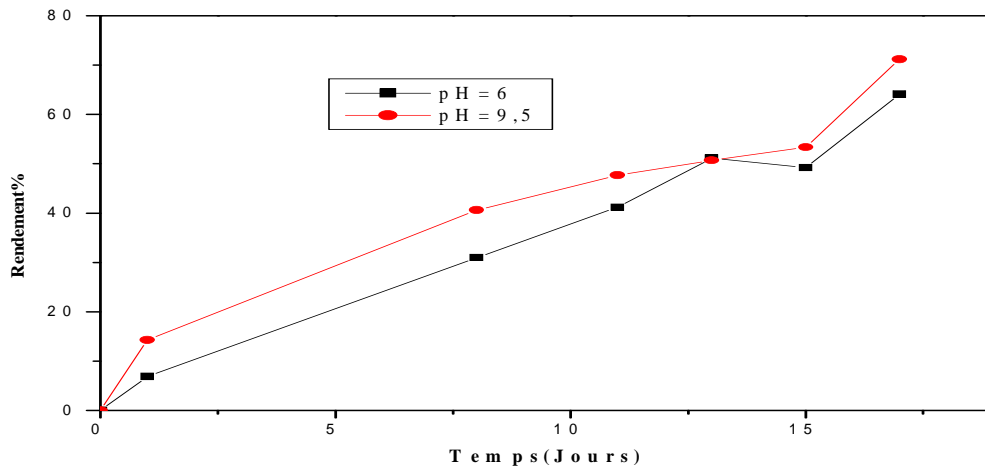


Figure 38: Taux d'élimination du magnésium en fonction du temps

Des éliminations sont également observées dans le cas sulfates, des alcalins et alcalino-terreux (fig. 34, 35, 37 et 38)

#### Conclusion

D'après les courbes ci-dessus on remarque une diminution des paramètres de pollution, ce qui signifie une élimination de la pollution par les micro-organismes.

Les meilleurs rendements ont été obtenus à pH =6.

### IV.2.3- Milieu agité à la température 20°C

Par rapport aux résultats obtenus sans agitation nous observons une nette amélioration de l'élimination des paramètres de pollution tels que la DCO, DBO<sub>5</sub>, les ions NH<sub>4</sub><sup>+</sup>, NO<sub>3</sub><sup>-</sup>, NO<sub>2</sub><sup>-</sup>, PO<sub>4</sub><sup>3-</sup>, SO<sub>4</sub><sup>2-</sup> et biogaz (39,40,41,42,43,44,45,46,47,48,48,49,50,51,52,53,54,55,56,57,58, 59 et 60 ).

Ceci est imputable à l'agitation qui permet d'augmenter le contact entre les micro-organismes et les matières organiques et assurer ainsi homogénéisation et une meilleure biodégradation.

#### IV.2.3.1- Demande chimique en oxygène (DCO)

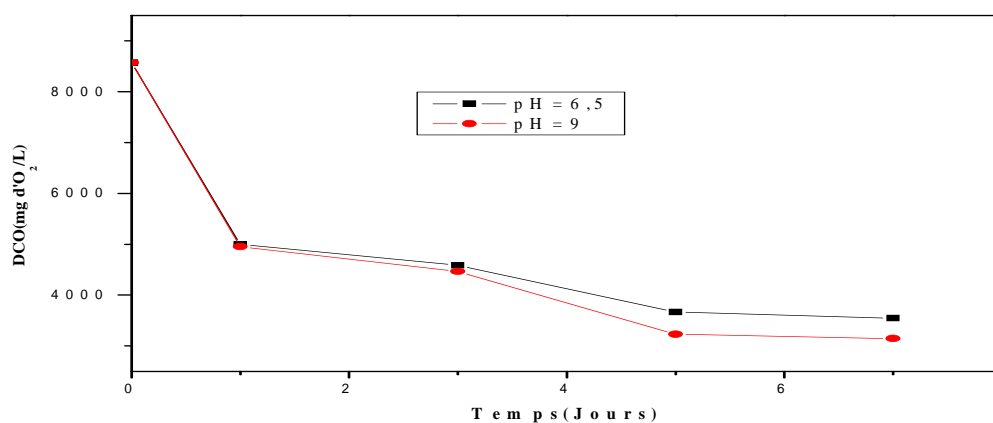


Figure 39: Evolution de la DCO en fonction du temps

On constate la réduction de la DCO, cela peut être expliqué par le fait que les micro-organismes consomment les matières organiques [76].

IV.2.3.2- Demande biologique en oxygène (DBO)

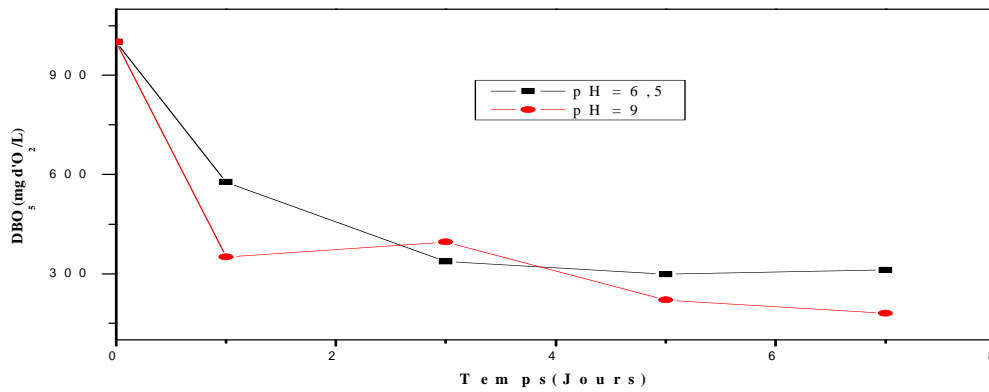


Figure 40: Evolution de la DBO en fonction du temps

IV.2.3.3- Ion ammoniacal (NH<sub>4</sub><sup>+</sup>)

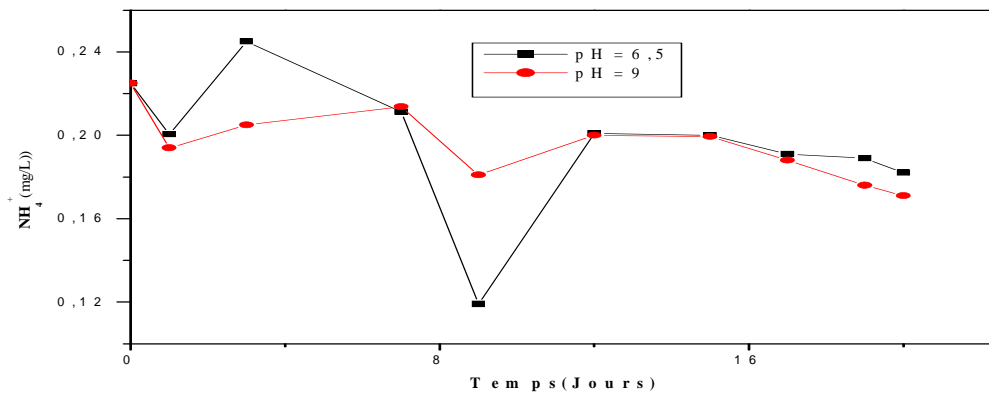


Figure41: Evolution de l'ion ammoniacal en fonction du temps

IV.2.3.4- Nitrates (NO<sub>3</sub><sup>-</sup>)

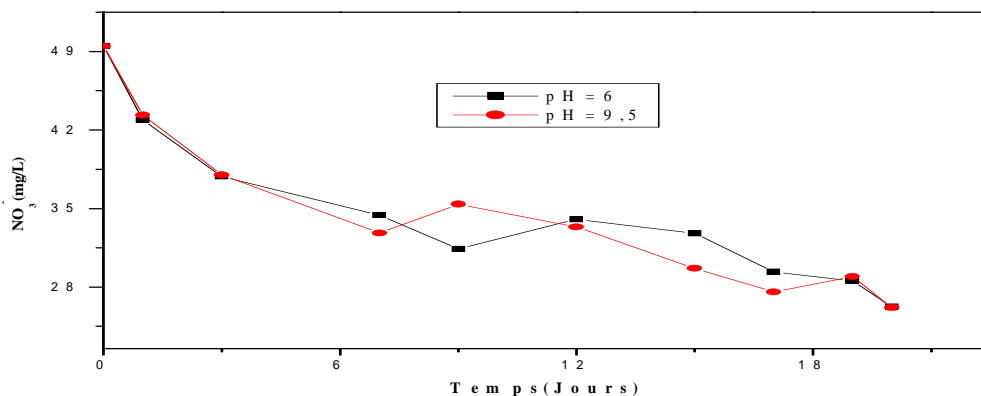
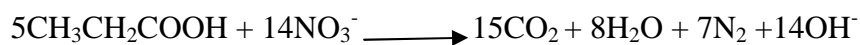


Figure 42: Evolution de nitrates en fonction du temps

L'élimination des ions nitrates s'effectue par une dénitrification en utilisant la matière organique existant dans l'effluent selon les réactions suivantes:



IV.2.3.5- Nitrites (NO<sub>2</sub><sup>-</sup>)

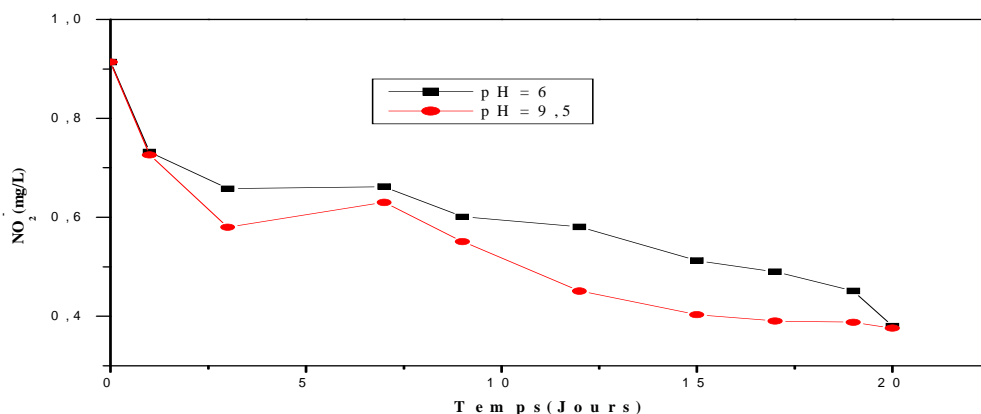


Figure 43 : Evolution de nitrites en fonction du temps





### IV.2.3.6- Orthophosphates ( $\text{PO}_4^{3-}$ )

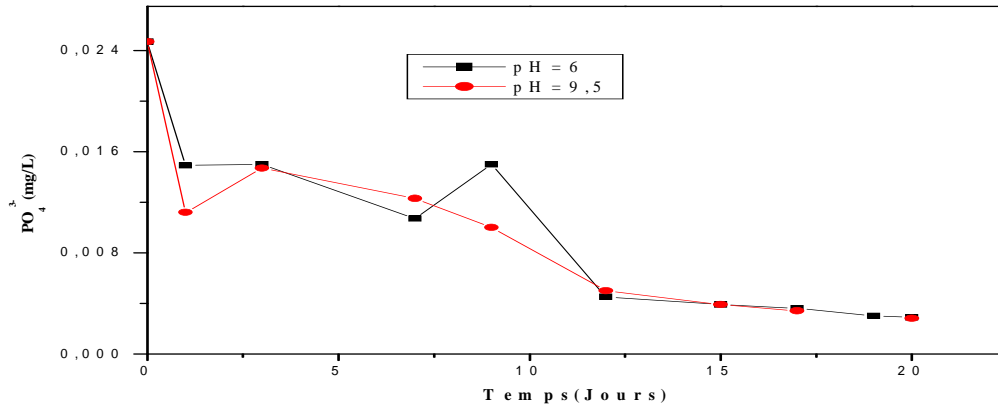


Figure 44: Evolution des orthophosphates en fonction du temps

On constate la réduction des orthophosphates, cela peut être expliqué par le fait que les micro-organismes dégradent les orthophosphates en consommant la matière organique [76].

### IV.2.3.7- Sulfates ( $\text{SO}_4^{2-}$ )

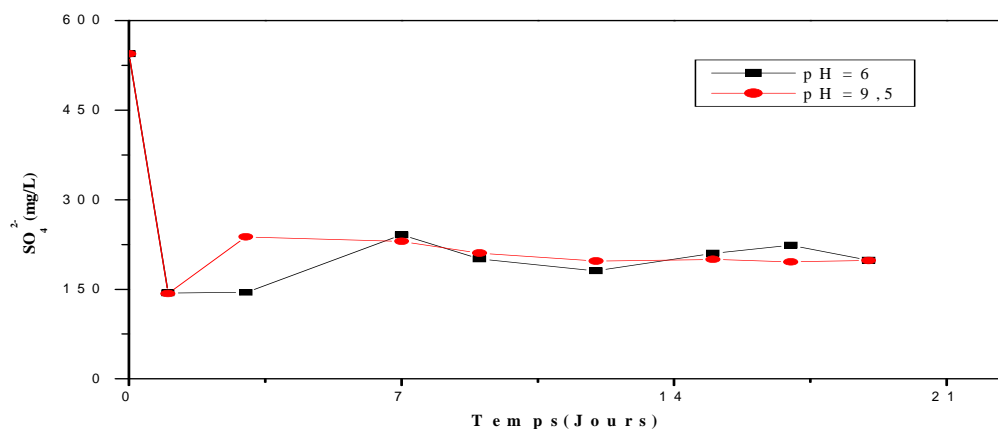


Figure 45: Evolution des sulfates en fonction du temps

IV.2.3.8- Alcalins et alcalino-terreux

1. Sodium

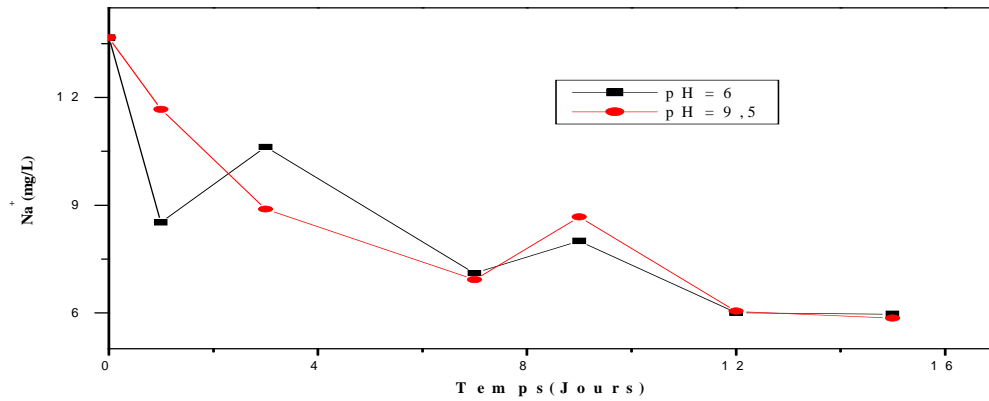


Figure 46: Evolution de sodium en fonction du temps

2. Potassium

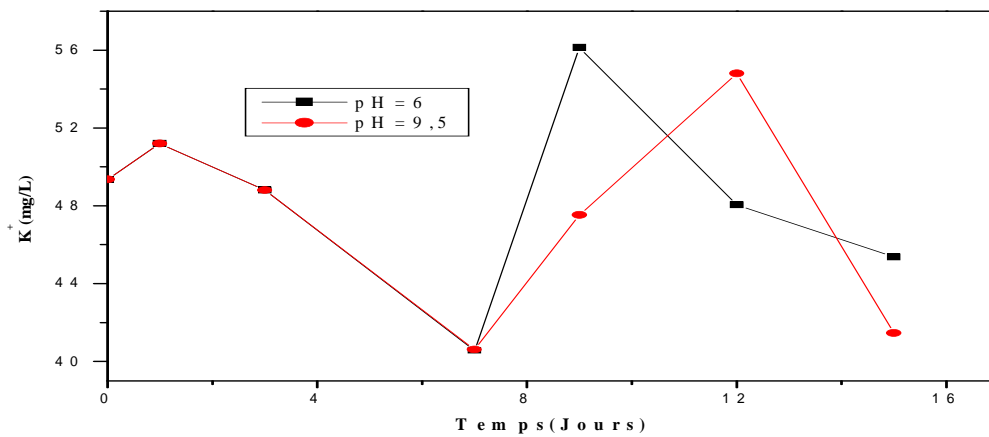


Figure 47: Evolution du sodium en fonction du temps

### 3. Calcium ( $\text{Ca}^{2+}$ )

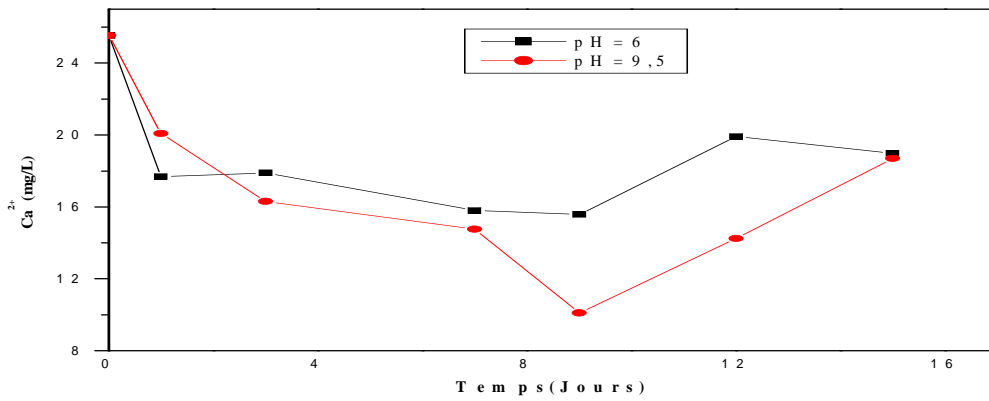


Figure 48: Evolution de calcium en fonction du temps

### 4. Magnésium ( $\text{Mg}^{2+}$ )

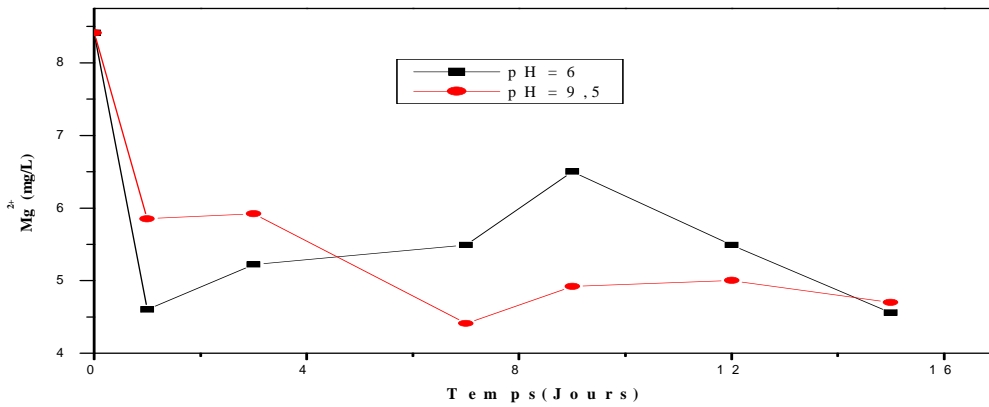


Figure 49: Evolution de magnésium en fonction du temps

IV.2.3.9- Production du biogaz

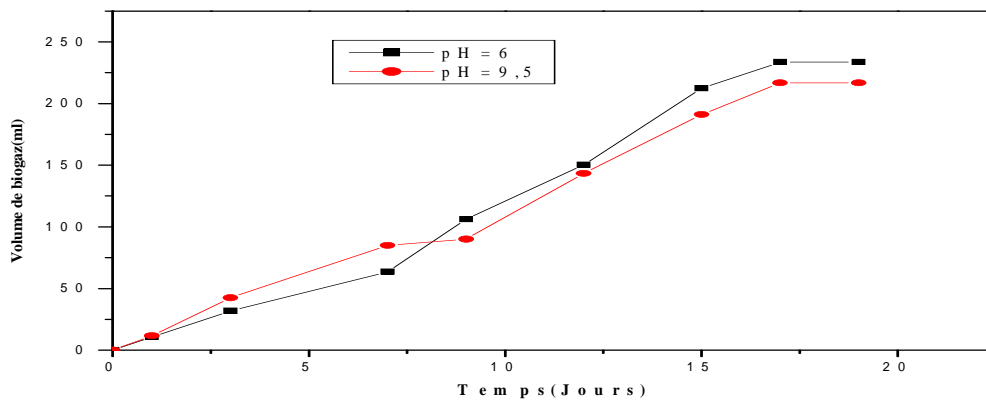


Figure50 : Production du biogaz durant le traitement

IV.2.4- Evolution du rendement d'élimination

IV.2.4.1-Demande chimique en oxygène (DCO)

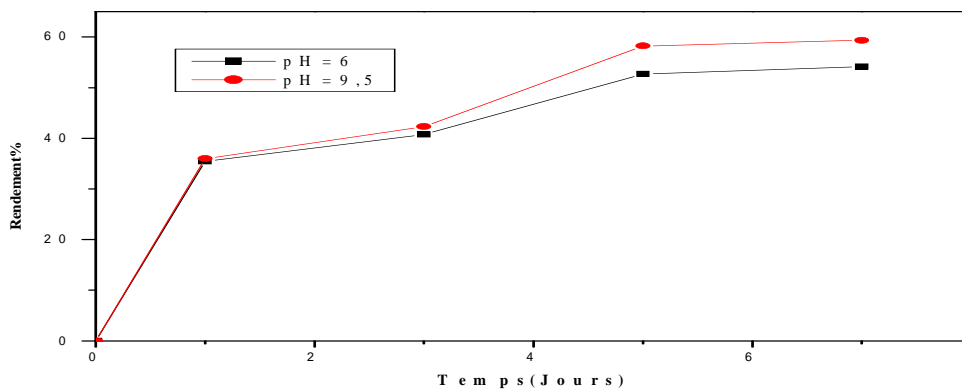


Figure51: Taux d'élimination de la DCO en fonction du temps

IV.2.4.2- Demande biologique en oxygène (DBO)

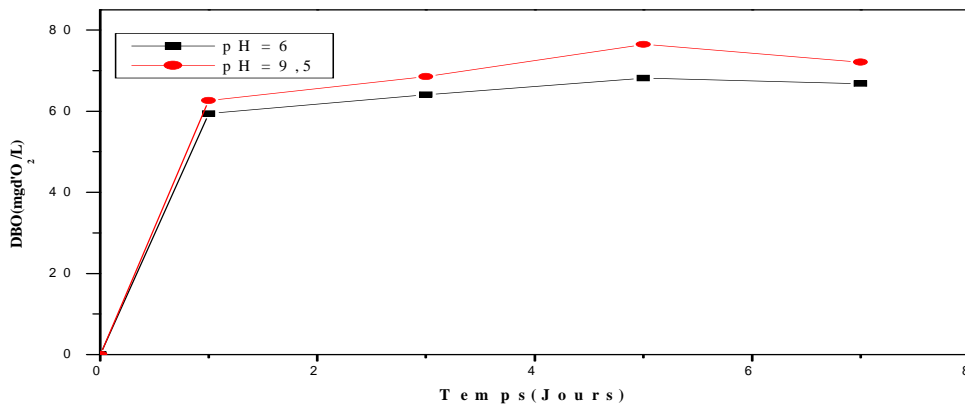


Figure 52: Taux d'élimination de la DBO en fonction du traitement

IV.2.4.3-Ion ammoniacal (NH<sub>4</sub><sup>+</sup>)

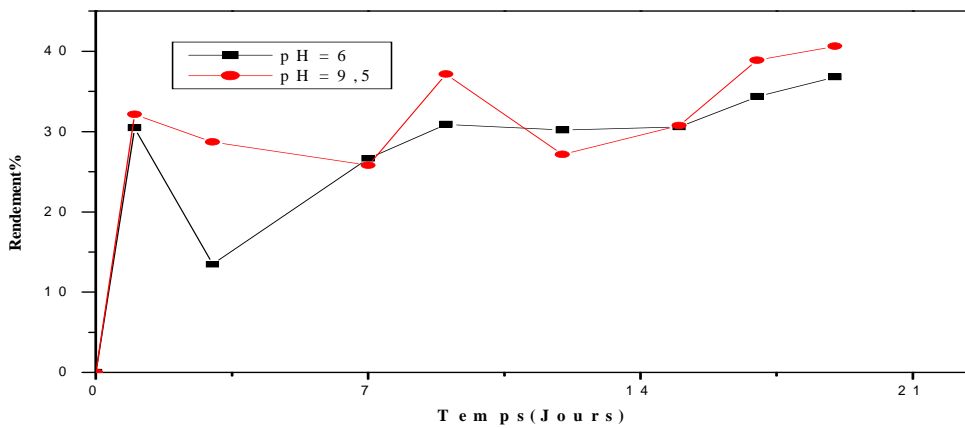


Figure53 : Taux d'élimination de l'ion ammoniacal en fonction du temps

IV.2.4.4-Nitrates ( $\text{NO}_3^-$ )

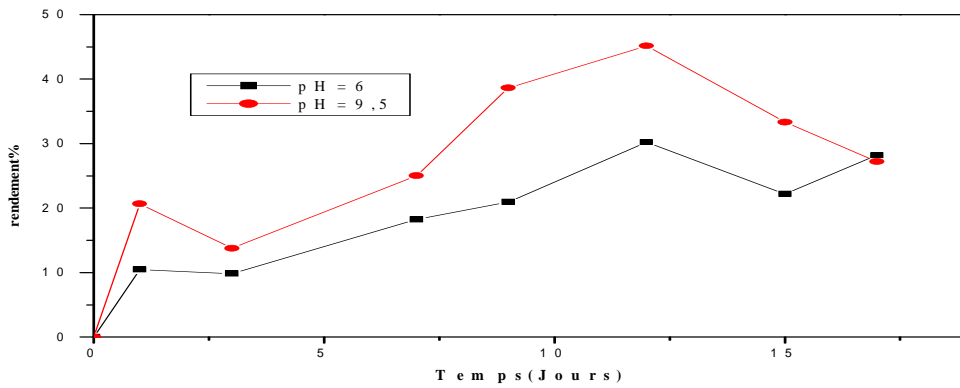


Figure54: Taux d'élimination des nitrates en fonction du temps

IV.2.4.5-Nitrites ( $\text{NO}_2^-$ )

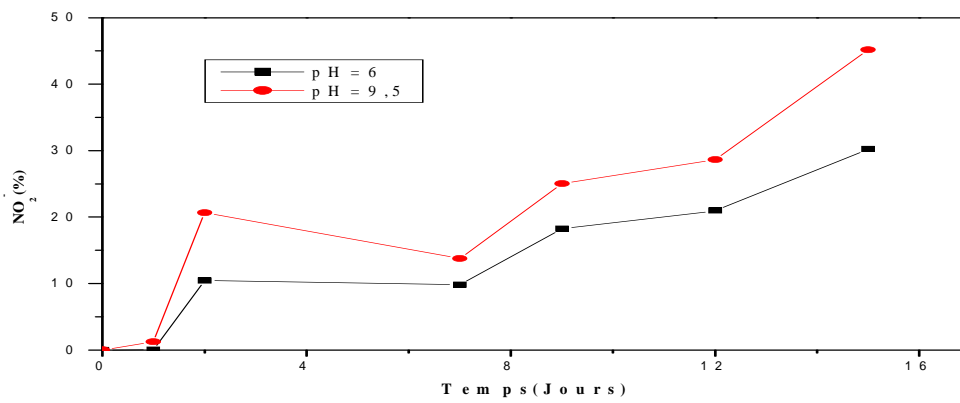


Figure55: Taux d'élimination des nitrites en fonction du temps

## IV.2.4.6-Orthophosphates

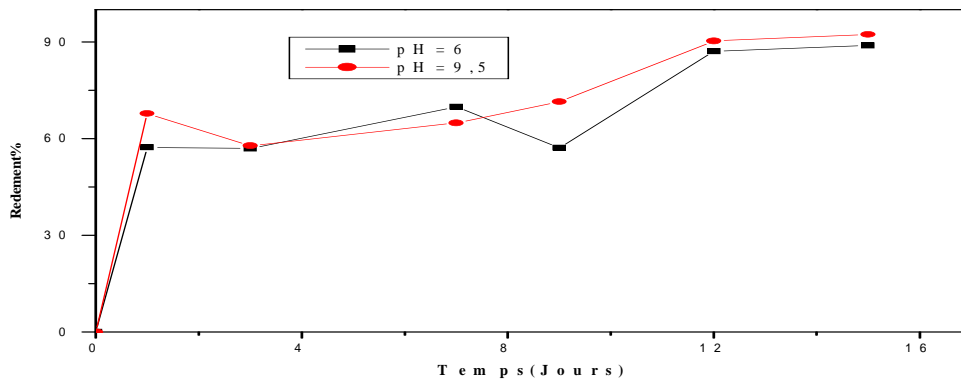


Figure 56: Taux d'élimination des orthophosphates en fonction du temps

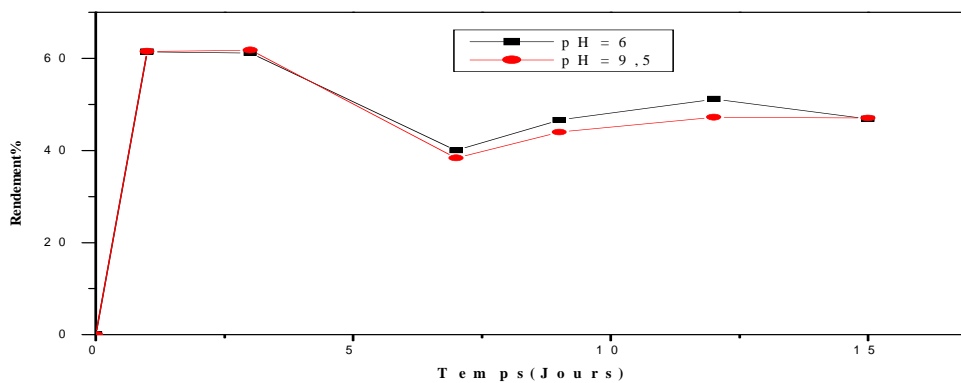
VI.2.4.7- Sulfates ( $\text{SO}_4^{2-}$ )

Figure 57: Taux d'élimination des sulfates en fonction du temps

Les composés soufrés des effluents peuvent entraver le processus de traitement biologique. Certains composés organiques halogènes résistants à la dégradation aérobie, pourraient être métabolisés dans des conditions anaérobies.

IV.2.4.8-Alcalins et alcalino-terreux

1. Sodium

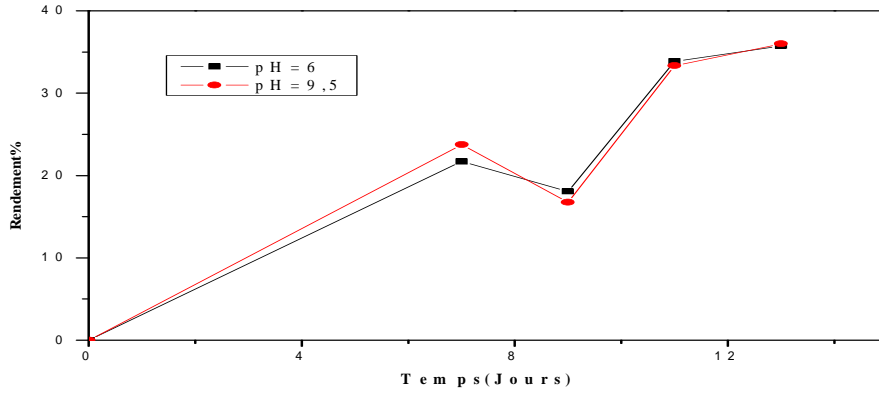


Figure 58: Taux d'élimination du sodium en fonction du temps

2. Potassium

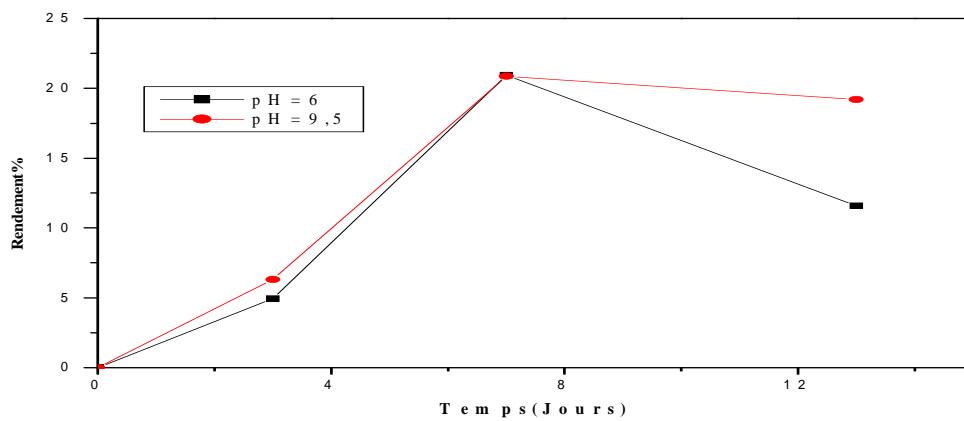


Figure 59: Taux d'élimination du potassium en fonction du temps

### 3. Calcium

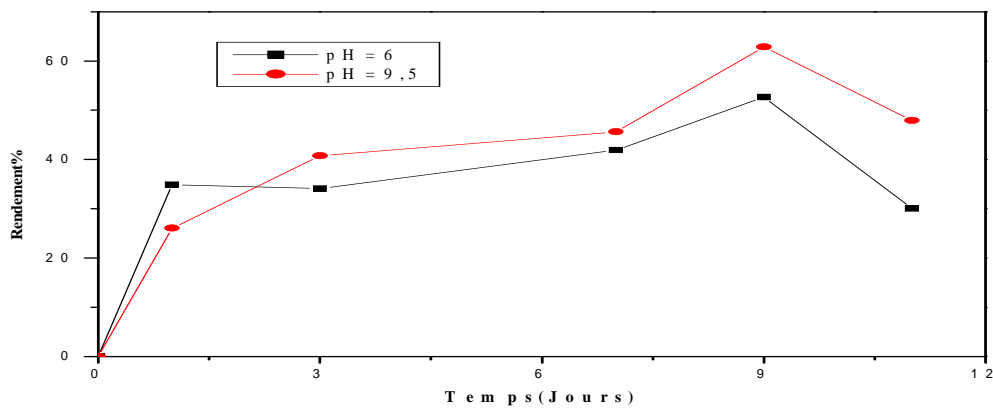


Figure60 : Taux d'élimination du calcium en fonction du temps

### 4. Magnésium

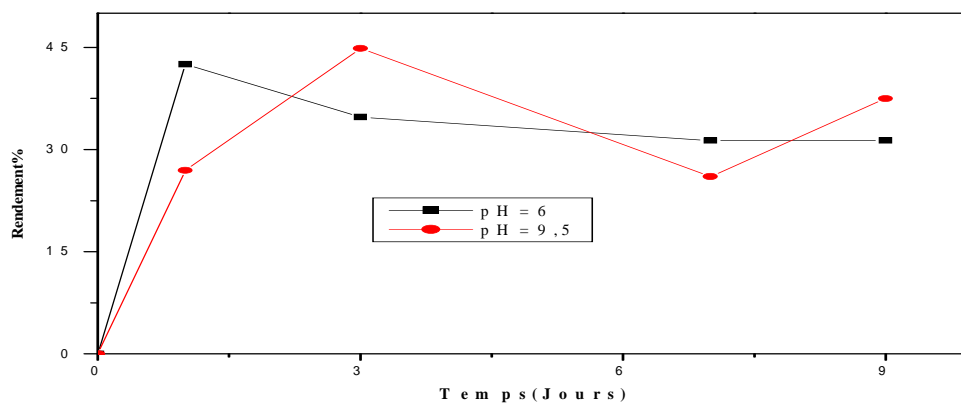


Figure 61: Taux d'élimination du magnésium en fonction du temps

## Conclusion

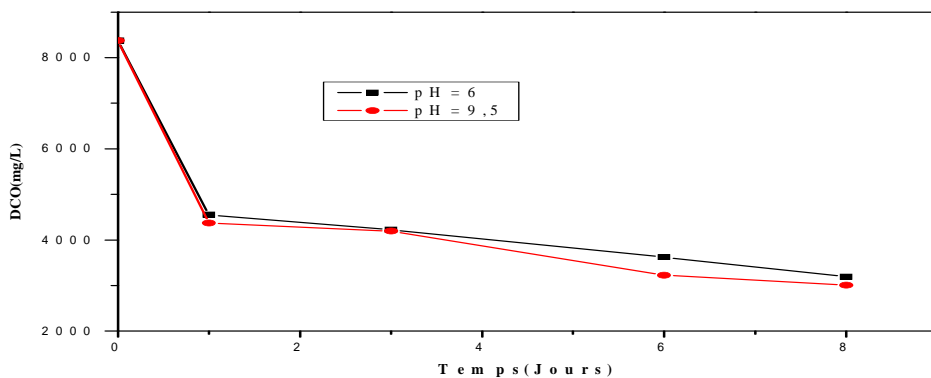
Nous remarquons une diminution des paramètres de pollution. Ce qui montre que l'effluent peut être dégradé par voie anaérobie. Cette réduction des paramètres de pollution est due à l'activité des micro-organismes qui ont transformé la matière organique présente en biogaz. On peut déduire d'après les expériences réalisées que la digestion anaérobie est possible à 20°C mais avec un rendement moyen et cela quelque soit le pH.



**IV.2.5- Traitement sans agitation, à la température 35°C**

Le traitement s’est poursuivi à la température de 35°C. On a observé une amélioration de l’élimination des paramètres de pollution sans agitation en élevant la température. La température a permis d’améliorer l’activité des bactéries dès les premiers jours (fig 62,63,64,65,65,67,68,69,70,71,72,73,74,75,76,77, 78, 79 et 80) [70] .

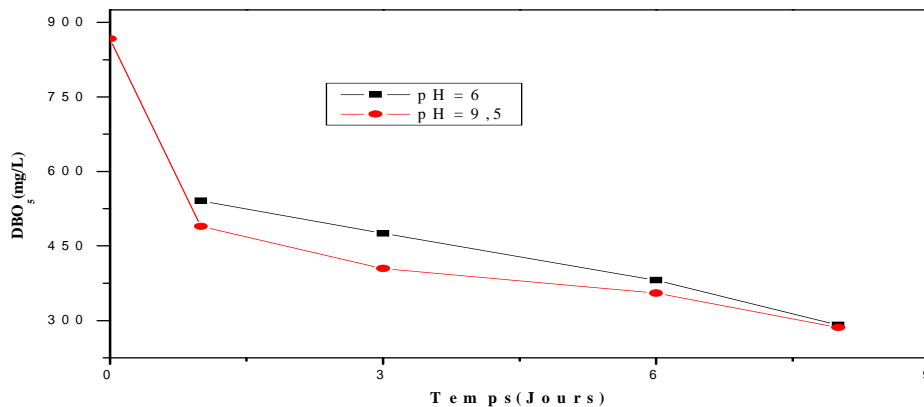
**IV.2.5.1- Demande chimique en oxygène (DCO)**



**Figure 62 : Evolution de la DCO en fonction du temps**

Nous constatons l’amélioration d’élimination des matières organiques. D’après JF.Forster, la réduction de la DCO s’améliore avec l’augmentation de la température [94,72].

**IV.2.5.2- Demande biologique en oxygène (DBO<sub>5</sub>)**



**Figure 63 : Evolution de la DBO<sub>5</sub> en fonction du temps**

IV.2.5.3- Ion ammoniacal

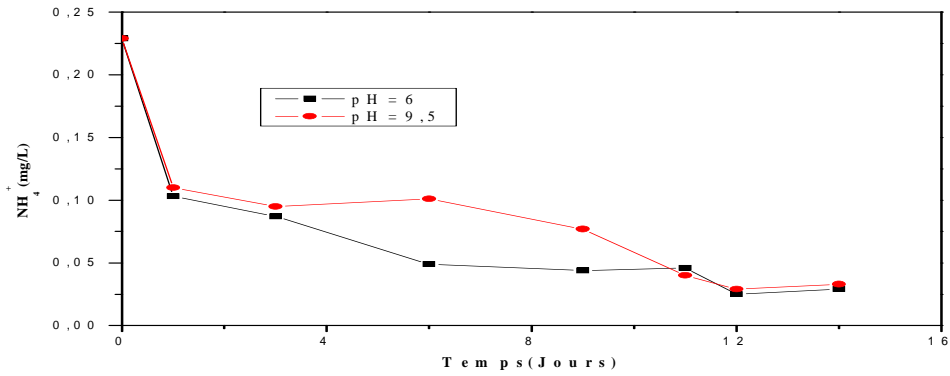


Figure 64 : Evolution de en l'ion ammoniacal du temps

L'élimination des paramètres de pollution est meilleure avec l'augmentation de la température (25 – 35°C) d'après Clintock et al (1993), Duperic-Verti et al (1995) [91].

IV.2.5.4- Nitrates (NO<sub>3</sub><sup>-</sup>)

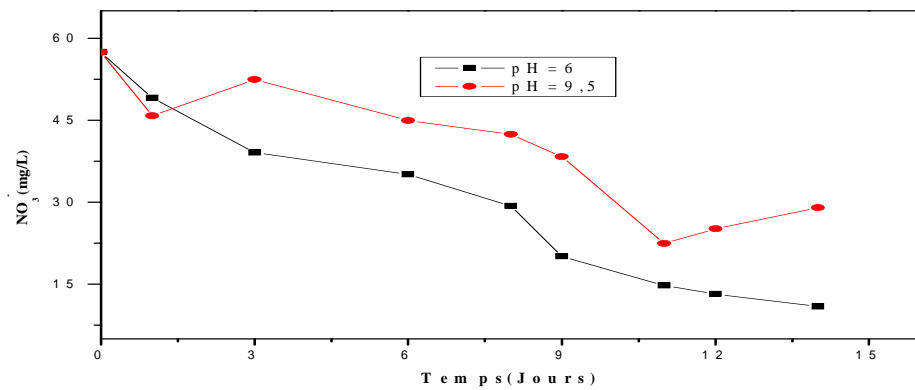


Figure 64 : Evolution des nitrates en fonction du temps

IV.2.5.5- Nitrites ( $\text{NO}_2^-$ )

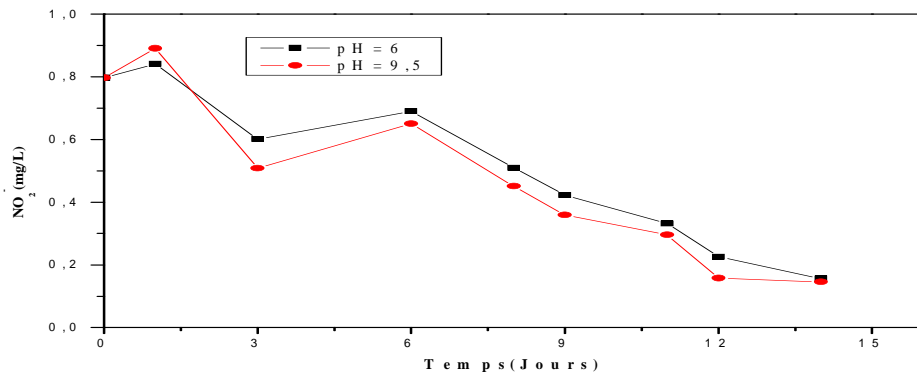


Figure 66 : Evolution des nitrites en fonction du temps

IV.2.5.6- Orthophosphates ( $\text{PO}_4^{3-}$ )

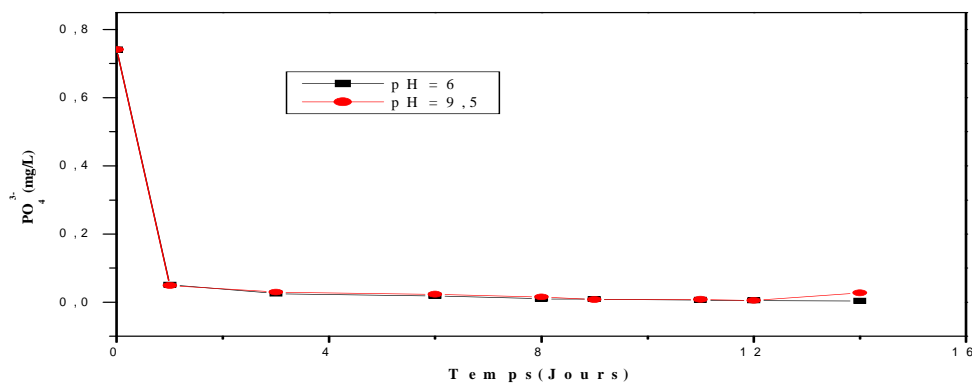


Figure 67 : Evolution des orthophosphates en fonction du temps

On observe également une importante consommation des orthophosphates, ammoniac et nitrates dans le cas du maintien (pH= 6). Cette élimination accrue des orthophosphates dont le pH est acide traduit l'activité cellulaire, où la bactérie se trouve dans son milieu favorable à son développement et consomme ainsi les orthophosphates. Parallèlement, un dégagement gazeux est observé (592ml pour une valeur du pH = 9,5 et 655ml pour une valeur de pH=6)

Nous constatons que les meilleurs rendements pour les P- $\text{PO}_4$ , N- $\text{NO}_3$  et N- $\text{NH}_4$  obtenus à pH= 6 sont de l'ordre de 69,5, 48, 32et 89,61% respectivement (Figures 62, 63 et 65).

IV.2.5.7- Sulfates ( $\text{SO}_4^{2-}$ )

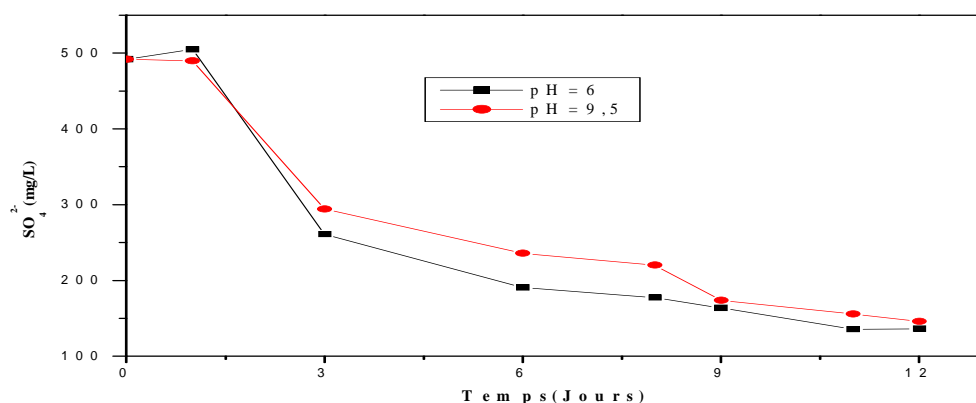


Figure 68 : Evolution des sulfates en fonction du temps

IV.2.5.8- Alcalins et alcalino-terreux

1. Potassium

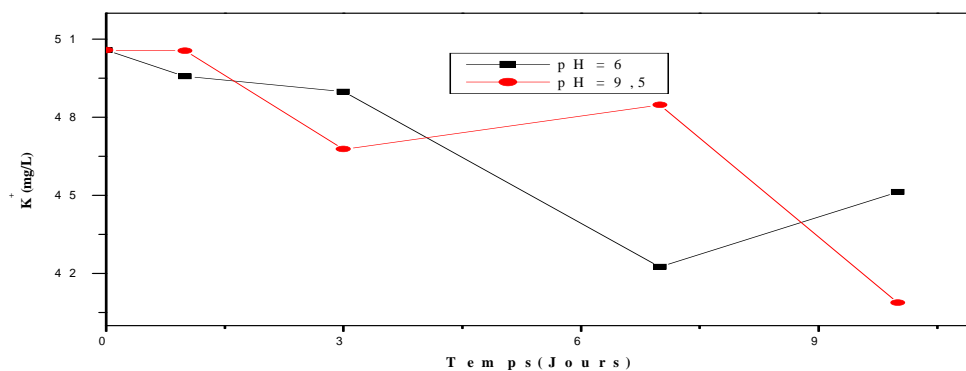


Figure 69: Evolution du potassium en fonction du temps

2. Magnésium

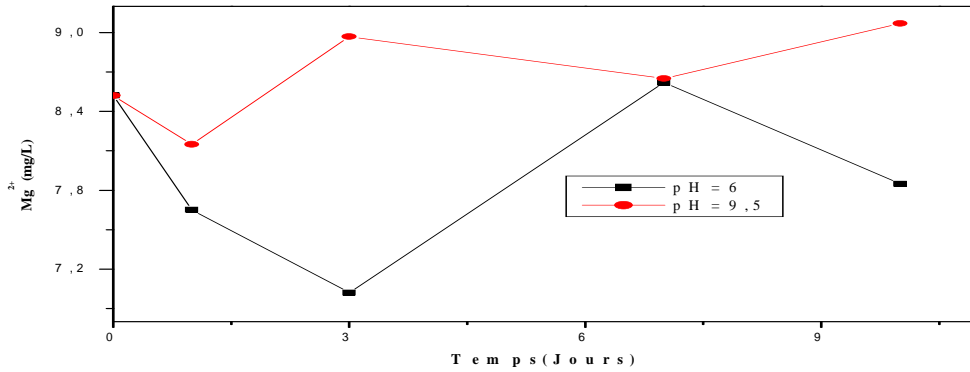


Figure 70 : Evolution du magnésium en fonction du temps

IV.2.5.9- Production de biogaz

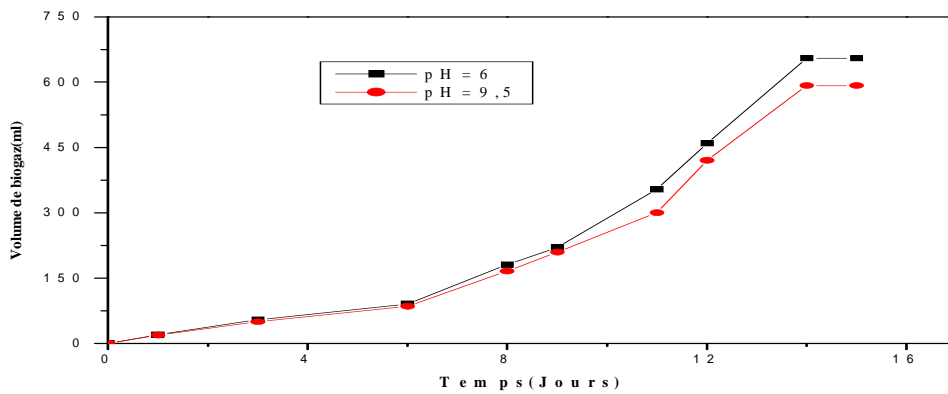
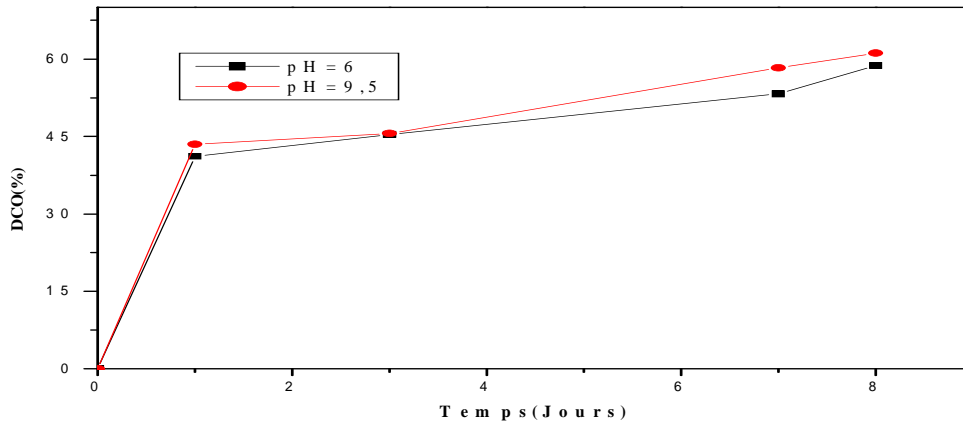


Figure 71: Production du biogaz durant le traitement

D'après Metcal et Romons (1991), Crites et Tchobanoglous (1998), la température non seulement influe sur le métabolisme microbien mais, elle a aussi un effet sur le taux de dégagement du biogaz [60,95].

IV.2.6- Evolution des rendements d'élimination en fonction du temps

IV.2.6 .1- Demande chimique en oxygène (DCO)



Fi

Figure 72: Taux d'élimination de la DCO en fonction du temps

IV.2.6.2- Demande biologique en oxygène (DBO)

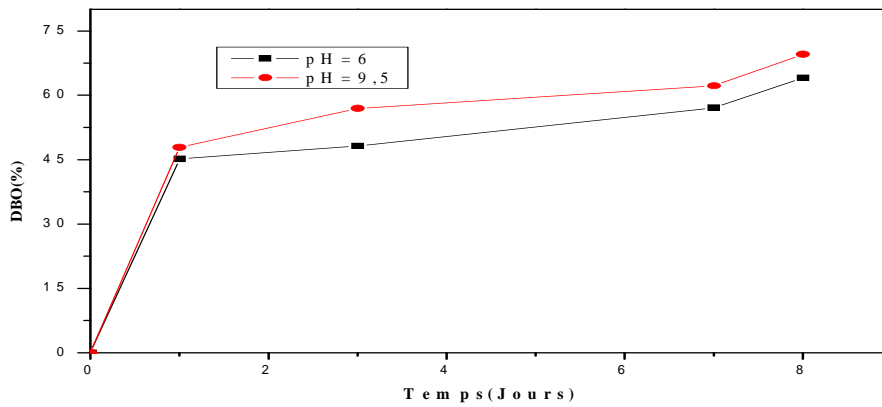


Figure 73: Taux d'élimination de la DBO en fonction du temps

IV.2.6.3- Ion ammoniacal ( $\text{NH}_4^+$ )

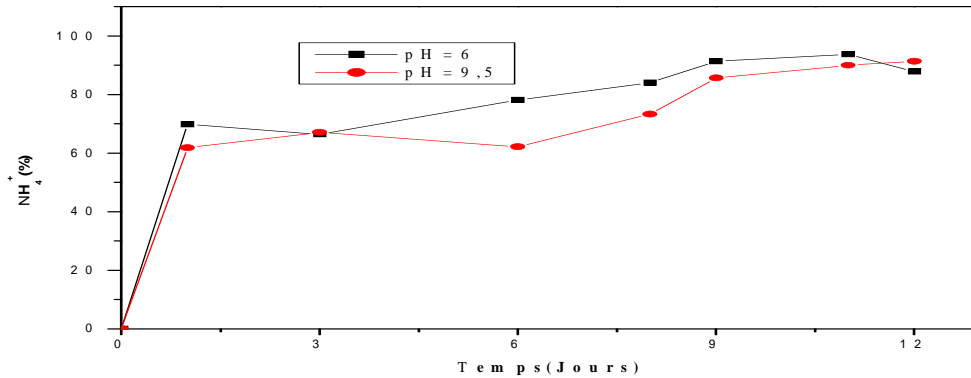


Figure 74: Taux d'élimination de l'ion ammoniacal en fonction du temps

Les rendements obtenus représentés par les figures (70,71 et 72) permettent de dire que le pH acide est favorable et convient mieux pour la digestion anaérobie de l'effluent, car l'élimination de la DCO, DBO et  $\text{NH}_4^+$  est nettement supérieure dans cette zone de pH. Le maintien du pH a permis une meilleure production de biogaz.

IV.2.6.4- Nitrates ( $\text{NO}_3^-$ )

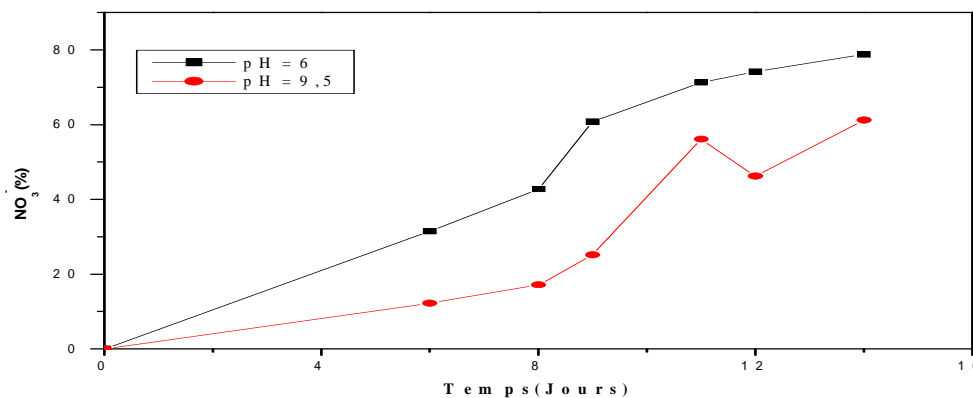


Figure 75: Taux d'élimination de nitrates en fonction du temps

IV.2.6.5- Nitrites ( $\text{NO}_2^-$ )

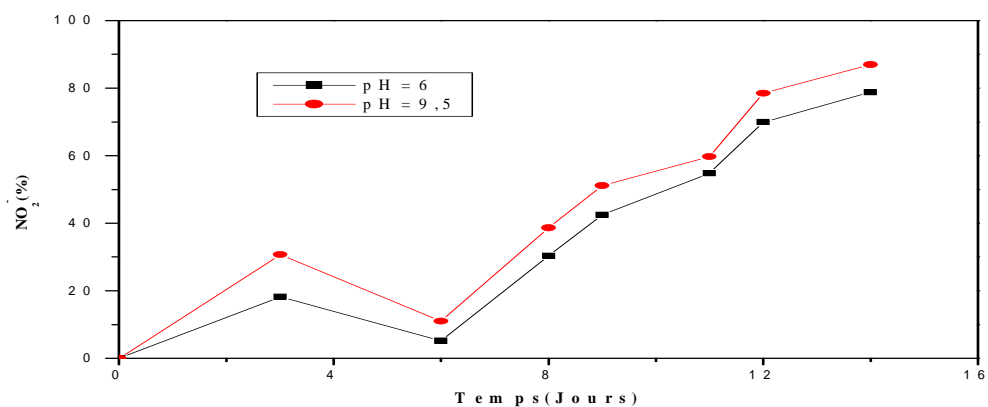


Figure 76: Taux d'élimination des nitrites en fonction du temps

IV.2.6.6- Orthophosphates ( $\text{PO}_4^{3-}$ )

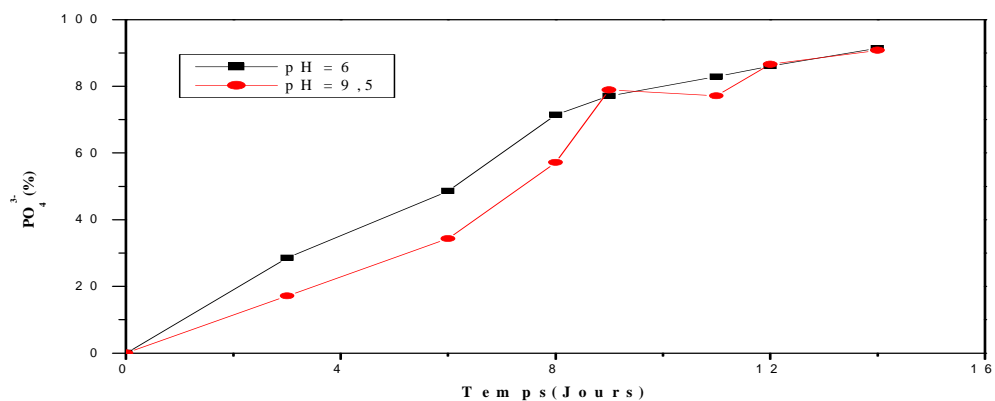


Figure 77: Taux d'élimination des orthophosphates en fonction du temps

IV.2.6.7- Sulfates ( $\text{SO}_4^{2-}$ )

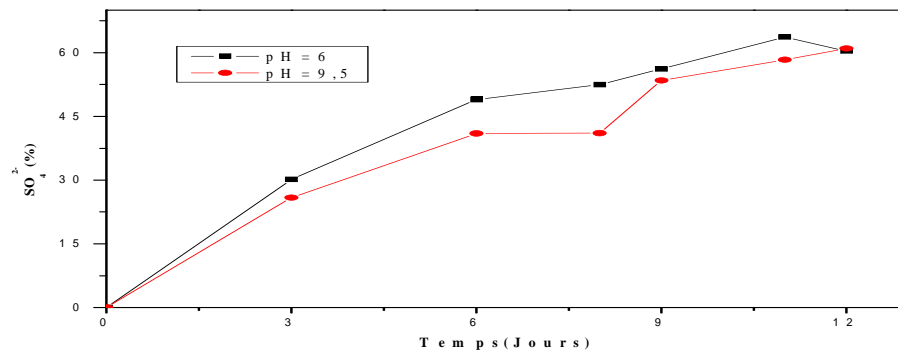


Figure 78: Taux d'élimination des sulfates en fonction du temps

IV.2.6.8- Alcalins et alcalino-terreux

1. Potassium

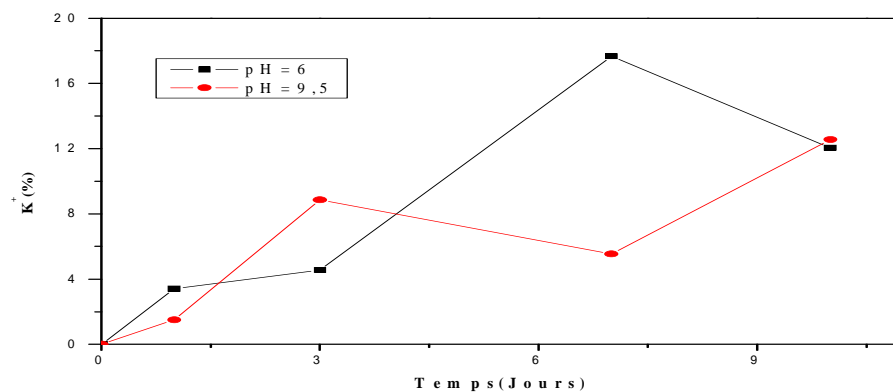
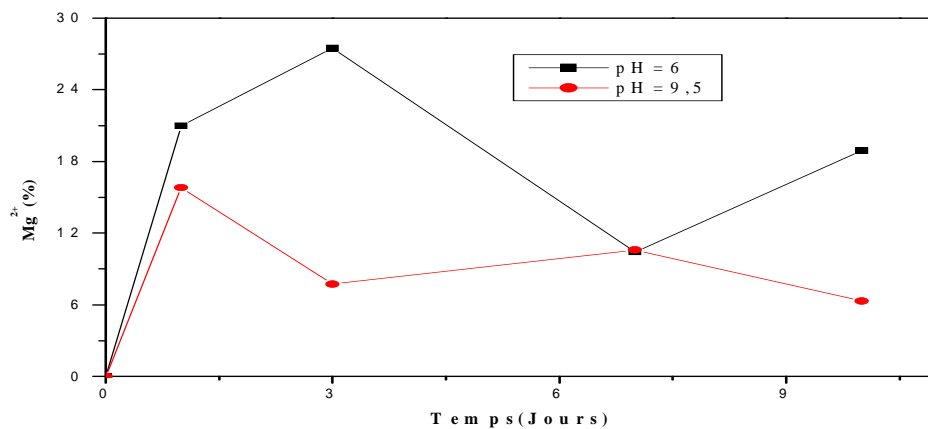


Figure 79: Taux d'élimination du potassium en fonction du temps

## 2. Magnésium



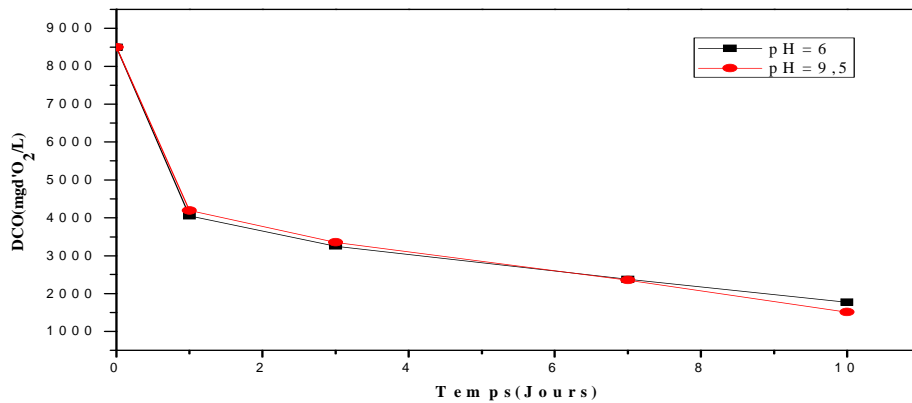
**Figure 80: Taux d'élimination du magnésium en fonction du temps**

En ce qui concerne les cations, on remarque une réduction du potassium et du magnésium.

**IV.7- Traitement avec agitation, à la température 35°C**

Une meilleure élimination des paramètres de pollution avec l'agitation (fig,81,82,83,84,85,86,87,88,89,90,91,92, 93 et 94) est observée.

**IV.7.1- Demande chimique en oxygène (DCO)**

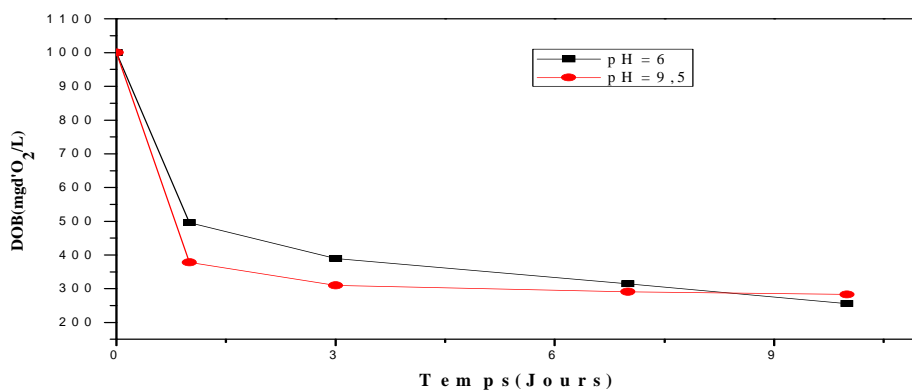


**Figure81 : Evolution de la DCO en fonction du temps**

L'allure de la courbe représente l'évolution de la DCO en fonction du temps. On observe une diminution décroissante de la matière organique dissoute dans la solution.

D'après Mc Clintock et al (1993), Duperic-Verti et al (1995) les résultats obtenu est meilleur avec l'augmentation de la température (20- 35°C) d'après

**IV.7.2- Demande biologique en oxygène (DBO)**



**Figure82 : Evolution de la DBO en fonction du temps**

On ne constate que le carbone organique en grande partie assimilé par les micro-organismes et oxydé en carbone inorganique CO<sub>2</sub> (respiration endogène). Cependant, le carbone assimilé ne pouvait pas être considéré éliminé, les micro-organismes étant restés dans le digesteur [96].

**IV.7.3- Ion ammoniacal (NH<sub>4</sub><sup>+</sup>)**

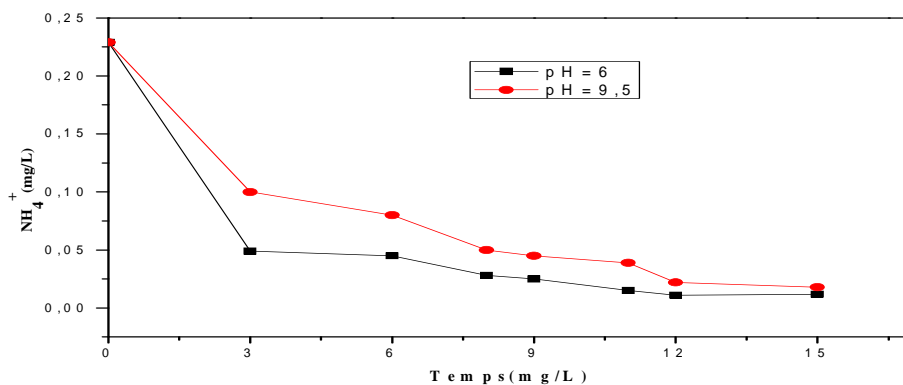


Figure83 : Evolution de l'ion ammoniacal en fonction du temps

**IV.7.4- Nitrates (NO<sub>3</sub><sup>-</sup>)**

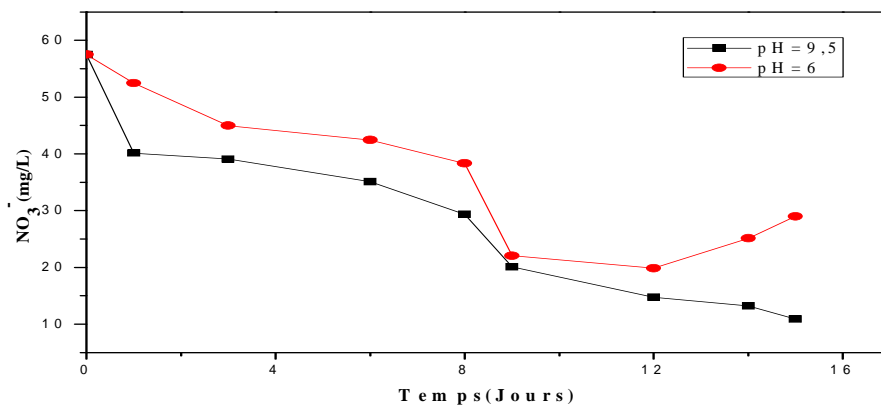


Figure 84: Evolution des nitrates en fonction du temps

IV.7.5- Nitrites ( $\text{NO}_2^-$ )

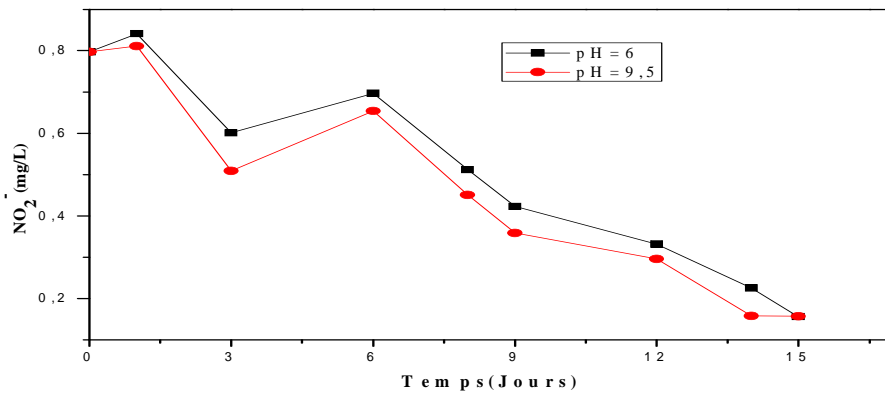


Figure85 : Evolution des nitrites en fonction du temps

IV.7.6- Orthophosphates ( $\text{PO}_4^{3-}$ )

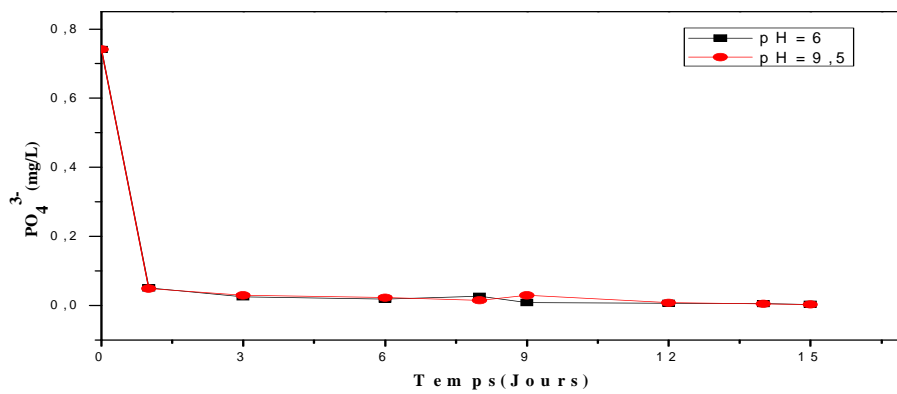


Figure 86: Evolution des orthophosphates en fonction du temps

IV.7.7- Sulfates (SO<sub>4</sub><sup>2-</sup>)

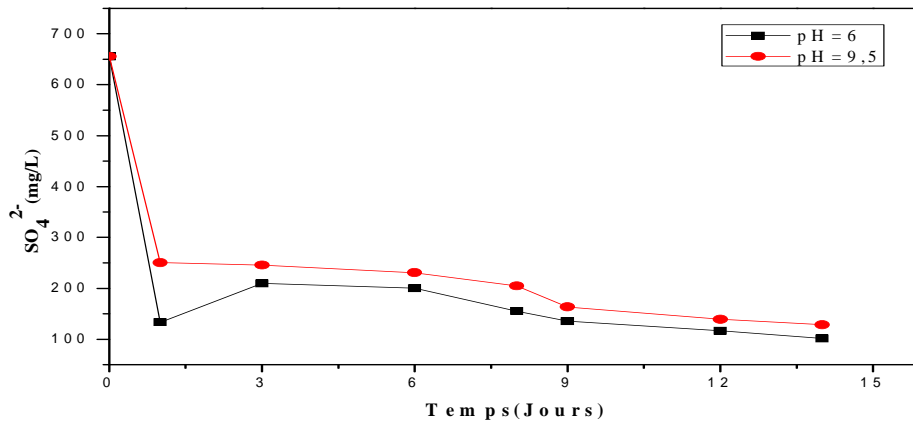


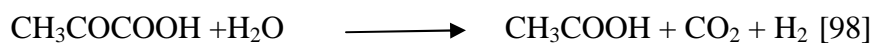
Figure 87: Evolution des sulfates en fonction du temps

Choi et Rim ont remarqué que la production du méthane prédomine lorsque DCO/SO<sub>4</sub> est élevé et la réduction des sulfates prédomine lorsque ce rapport diminue [97,98].

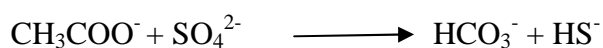
Les bactéries vont réduire les sulfates pour leur métabolisme de respiration selon les équations suivantes [2]:



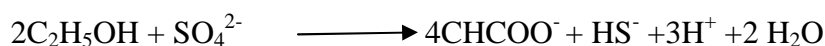
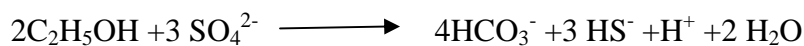
D'après Vosjan la fermentation peut être schématisée selon l'équation:



D'après Volker, B la réduction des sulfates peut être schématisée comme suit [99]:



Et d'après Andy de Smul (1999) la réduction des sulfates est schématisée comme suit [100]:



IV.7.8- Production de biogaz

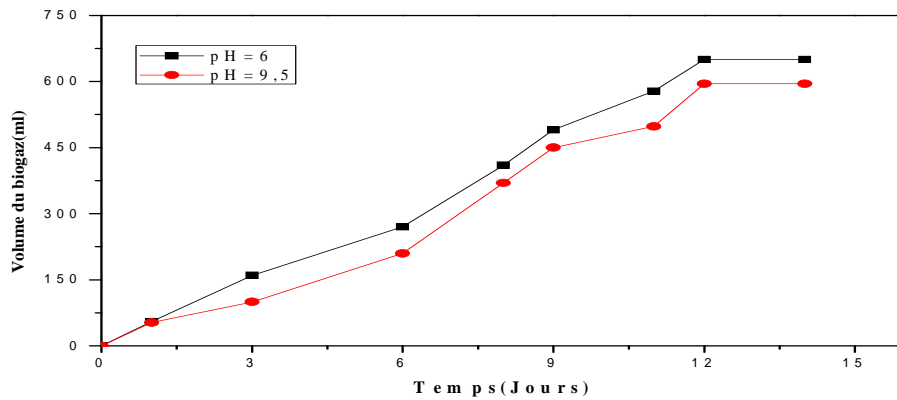


Figure 88 : Production du biogaz durant le traitement

IV.8- Evolution des rendements d'élimination en fonction du temps

IV.8.1- Demande chimique en oxygène(DCO)

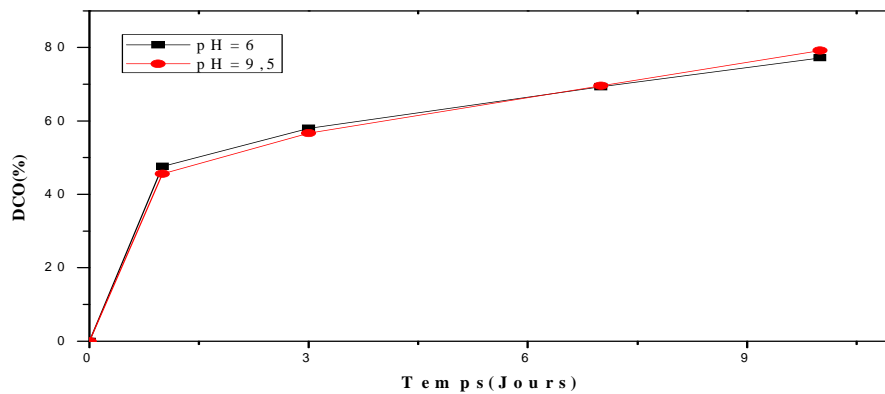


Figure88 : Taux d'élimination de la DCO en fonction du temps

IV.8.2- Demande biologique en oxygène (DBO)

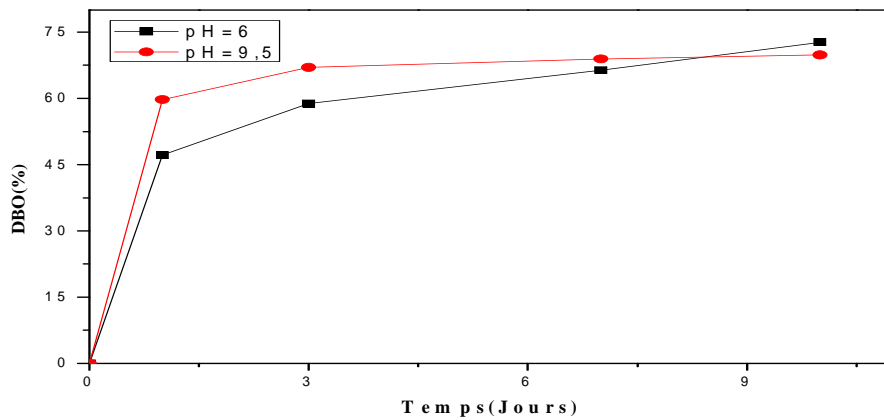


Figure 89: Taux d'élimination de la DBO en fonction du temps

IV.8.3- Ion ammoniacal ( $\text{NH}_4^+$ )

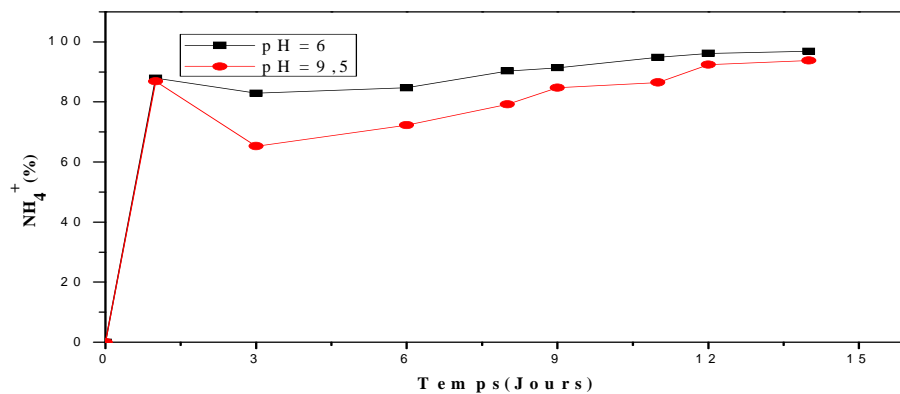


Figure 90: Taux d'élimination de l'ion ammoniacal en fonction du temps

IV.8.4- Nitrates ( $\text{NO}_3^-$ )

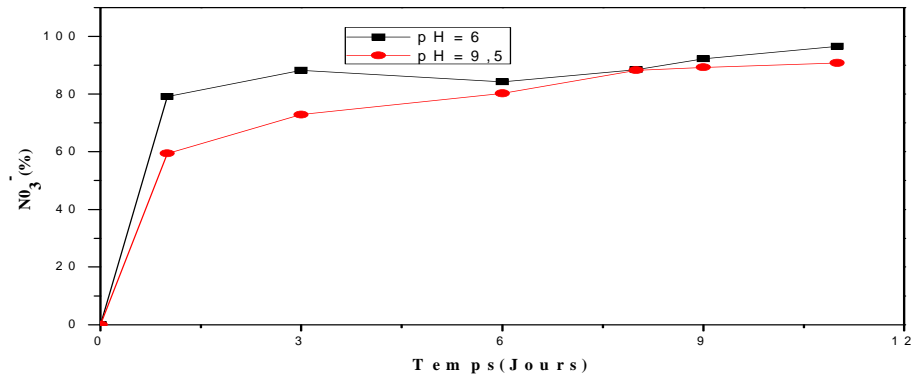


Figure91 : Taux d'élimination des nitrates en fonction du temps

IV.8.5- Nitrites ( $\text{NO}_2^-$ )

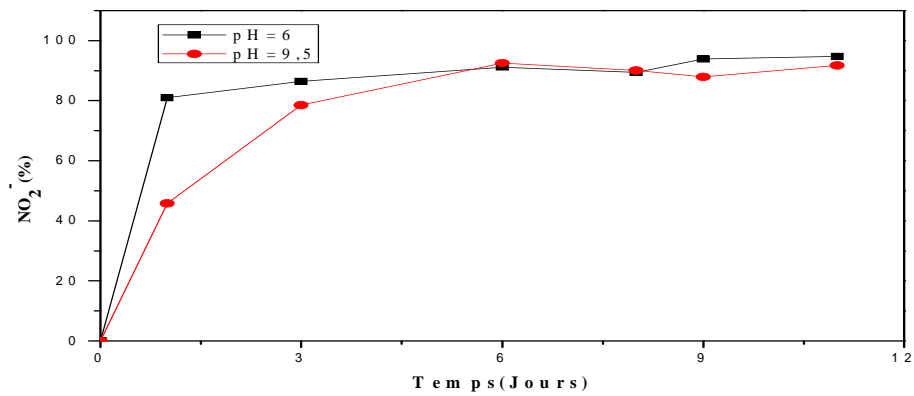


Figure92 : Taux d'élimination des nitrites en fonction du temps

IV.8.6-Orthophosphates ( $PO_4^{3-}$ )

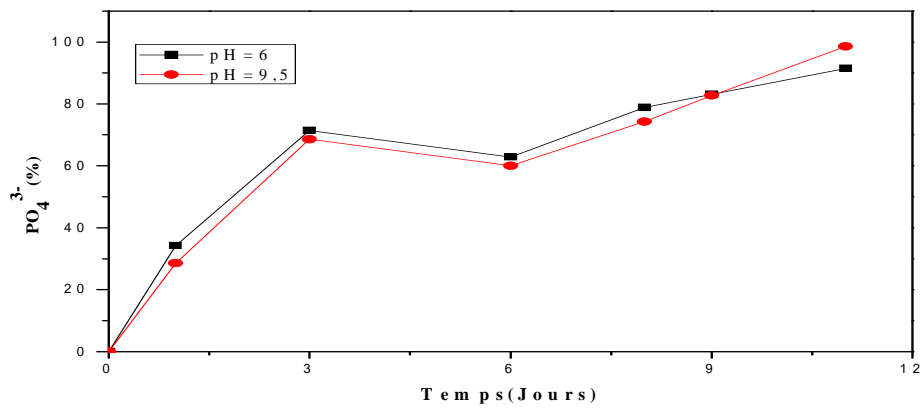


Figure93 : Taux d'élimination des orthophosphates en fonction du temps

IV.8.7-Sulfates ( $SO_4^{2-}$ )

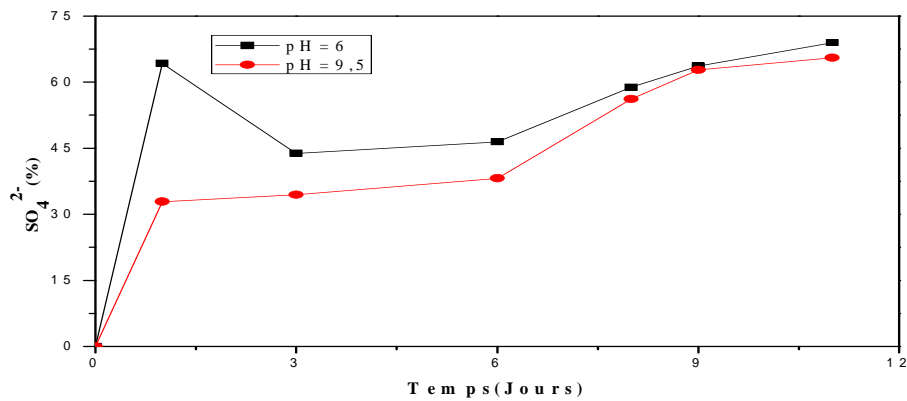


Figure94 : Taux d'élimination des sulfates en fonction du temps

Conclusion

L'examen des résultats permet de conclure qu'il serait possible de retenir le traitement biologique pour l'effluent rejeté par Sarl Tal-allem, la température requise est de 35°C, il serait donc nécessaire de procéder à un préchauffage (température de l'effluent 35°C), un pH 6 et 9,5 car il permet d'élever la production de biogaz.

Les résultats obtenus durant le traitement anaérobie sont regroupés dans le tableau IV-1.

Tableau IV-1 : Comparaison des rendements d'élimination

Paramètres de pollution	T=20°C				T=35°C			
	Sans agitation		Avec agitation		Sans agitation		Avec agitation	
	pH=6	pH=9,5	pH=6	pH=9,5	pH=6	pH=9,5	pH=6	pH=9,5
DCO	41,32	40,9	45,75	48,95	53,61	52,13	62,02	61,75
DBO <sub>5</sub>	47,05	42,51	49,62	42,09	53,64	59,12	61,19	66,38
NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>	67,05	63,17	27,03	30,28	89,61	83,27	90,5	72,13
NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	22,91	19,16	36,72	38,62	48,32	38,96	89,27	80,17
NO <sub>2</sub> <sup>-</sup>	22,01	9,96	14,53	24,08	42,81	50,96	90,45	82,76
PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup>	71,50	86,66	61,12	74,08	69,43	63,21	73,54	71,83
SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup>	61,15	61,69	44,31	48,21	46,87	35,65	59,81	47,86
Na <sup>+</sup>	15,77	16,53	23,10	18,98	-	-	-	-
K <sup>+</sup>	8,62	15,74	8,66	13,4	9,41	7,11	-	-
Ca <sup>2+</sup>	1,45	4,43	10,7	9,23	-	-	-	-
Mg <sup>2+</sup>	15,03	16,83	5,59	12,61	13,44	10,10	-	-

Les rendements ainsi obtenus tableau IV.1 et figures (1 à 94) permettent de dire que :

-A la température égale à 35°C, avec ou sans agitation, pH égal à 6 ou 9,5, l'élimination de la DCO, DBO, des ions NH<sub>4</sub><sup>+</sup>, NO<sub>3</sub><sup>-</sup> et NO<sub>2</sub><sup>-</sup> est meilleure.

-Par contre à la température 20°C l'élimination est meilleure pour les ions PO<sub>4</sub><sup>3-</sup> et SO<sub>4</sub><sup>2-</sup>, pour un pH égal à 6 et sans agitation.

- On constate aussi que l'élimination est meilleure à la température égale à 20°C et pH égal à 9,5 avec agitation, pour les ions PO<sub>4</sub><sup>3-</sup> et SO<sub>4</sub><sup>2-</sup>,

Après ce traitement anaérobie, une DCO résiduelle n'a pu être éliminée par biodégradation. Cette caractéristique montre qu'il est nécessaire qu'un traitement supplémentaire soit appliqué afin que soit améliorée la qualité de l'effluent.

L'enfouissement demeure en Algérie une filière d'élimination très économique dans la gestion globale des déchets, mais il n'a pas été pratiqué en appréhendant tous les problèmes qu'il pouvait engendrer, tel que l'effluent agro-alimentaire. Ce dernier est un effluent très concentré qui génère des volumes considérables d'eaux usées.

Notre étude, qui se situe dans le cadre de la gestion des déchets et de ses dérivés, a consisté à caractériser et traiter un effluent agro-alimentaire au niveau de la région de Tizi-ouzou, afin de minimiser la pollution et ses conséquences sur l'environnement.

La caractérisation de l'effluent a montré qu'il a une charge organique importante (demande chimique en oxygène).

Les résultats obtenus montrent aussi, que l'effluent est très chargé en matières en suspension. La pollution minérale est également présente au vu des concentrations importantes en azote ammoniacal.

Actuellement l'effluent agro-alimentaire est rejeté dans l'Oued qui devrait être régulièrement surveillé en effectuant des analyses périodiques et annuelles afin de constater la réelle dégradation de la qualité du récepteur.

L'analyse des paramètres de pollution a montré qu'ils dépassaient les normes de rejet admissibles dans un milieu récepteur, d'où la nécessité de traiter l'effluent.

Le traitement par voie anaérobie procure des avantages environnementaux tels que la diminution des odeurs nauséabondes, la réduction de la pollution organique et la production de biogaz. En effet, le biogaz produit à l'issue de la digestion anaérobie peut alimenter les moteurs à combustion interne au même titre que le gaz naturel pour la production d'électricité.

Nous constatons que, d'après les résultats obtenus, le traitement anaérobie peut être appliqué pour l'effluent de la fromagerie. Cela permettra de diminuer la pollution et sauvegarder par ailleurs le milieu récepteur.

## Références bibliographiques

---

- [1] H.Ghoualem, Evaluation de la pollution rejetée par la levurerie de Oued-Smar et essais de traitabilité, thèse de Magister (USTHB).
- [2] H. Nassali, H. Ben Bouih Et A. Srhiri, Influence des eaux usées sur la dégradation de la qualité des eaux du lac Fouarate au maroc, Proceedings of International Symposium on Environmental Pollution Control and Waste Management (7-10) January 2002, Tunis (EPCOWM'2002), p.3-14.
- [3]J.R. Vaillant, accroissement et gestion des ressources en eau, éditions Eyrolles, (1977)
- [4] H. Ghoualem, et A. Khouider, Evaluation and biologic treatment of an urban effluent, Desalination 222 (2008) 302–306
- [5] H. Ghoualem, A. Khouider, Evaluation and biologic treatment of an urban effluent, Desalination 222 (2008) 302–306
- [5]A.Dani, Epuration des eaux usées urbaines et industrielles, Séminaire INPED-Boumerdes (08-09 Juin 1993)
- [6] Qitao Yi, Youngchul Kim, Masafumi Tateda, Evaluation of nitrogen reduction in water hyacinth ponds integrated with waste stabilization ponds, Desalination 249 (2009) 528–534
- [7]R.Maachou, traitement aérobie et anaérobie d'un effluent agro-alimentaire, Thèse de Magister, (2006)
- [8]B/Ballatte, Lutte contre la pollution des eaux, édition Eyrolles, (1970).
- [9] Olfa Ben Dhia Thabet, Hassib Bouallagui, Jean-luc Cayol, Bernard Ollivier,Marie-Laure Fardeau, Moktar Hamdi, Anaerobic degradation of landfill leachate using a upflow anaerobic fixed-bed reactor with microbial sulfate reduction, Journal of Hazardous Materials 167 (2009) 1133–1140
- [10] Commission Européenne (SMAP-II), Projet Régional de Gestion des Déchets Solides dans les Pays du Maghreb et du Mashreq, Rapport sur la conception et le développement d'une unité de suivi des contrats dans la wilaya d'Alger, Algérie, juillet 2006
- [11] H. Nassali, H. Ben Bouih Et A. Srhiri, Influence des eaux usées sur la dégradation de la qualité des eaux du lac Fouarate au maroc, Proceedings of International Symposium on Environmental Pollution Control and Waste Management (7-10) January 2002, Tunis (EPCOWM'2002), p.3-14.
- [12]W.Westey Eckenfelder, Jr, l'eau dans l'industrie (pollution traitement recherche de la qualité), édition Technique et Documentation (1972)

## Références bibliographiques

---

- [13] Ridha Hachicha, Salma Hachicha, Imen Trabelsi, Steve Woodward, Tahar Mechichi, Evolution of the fatty fraction during co-composting of olive oil industry wastes with animal manure: Maturity assessment of the end product, R. Hachicha et al. / Chemosphere 75 (2009) 1382–1386
- [14] Jean Rodier, l'analyse de l'eau 7<sup>ème</sup> édition (1996).
- [15] J. Bontoux, introduction à l'étude des eaux douces 2<sup>ème</sup> édition, (1993).
- [16] J.R. Vailant, Perfectionnement et nouveautés pour l'épuration des eaux résiduaires, (eaux usées urbaines et eaux résiduaires industrielles), (1974)
- [17] Sukuru Aslen, Ay sen Turkman Combined biological removal of nitrate and pesticides using wheat straw as substrates Process biochemistry 40(2005),935-943
- [18] Francisco Omil, Juan M. Garrido, Belén Arrojo, Ramón Méndez, Anaerobic filter reactor performance for the treatment of complex dairy wastewater at industrial scale, Water Research 37 (2003) 4099–4108
- [19] R.M. Awadallah H, M. E. Soltan, M.S.A. Shabeb and M.N. Moalla, Bacterial removal of nitrite and sulphate wastewater, Wat. Res. Vol. 32, No. 10 (1998), pp. 3080-3084
- [20] Vÿctor Cerda, Manuel Miro, Josè Manuel Estela, Application of flowing stream techniques to water analysis. Part I. Ionic species: dissolved inorganic carbon, nutrients and related compounds, Talanta 60(2003)867-886
- [21] Ridha Hachicha, Salma Hachicha, Imen Trabelsi, Steve Woodward, Tahar Mechichi, Evolution of the fatty fraction during co-composting of olive oil industry wastes with animal manure: Maturity assessment of the end product, Chemosphere 75 (2009) 1382–1386
- [22] Dégremont, mémento technique de l'eau, édition Technique et documentation, (1978)
- [21] Ridha Hachicha, Salma Hachicha, Imen Trabelsi, Steve Woodward, Tahar Mechichi, Evolution of the fatty fraction during co-composting of olive oil industry wastes with animal manure: Maturity assessment of the end product, Chemosphere 75 (2009) 1382–1386
- [23] Pépin Tchouate Hélin et Josè Manueph Martin, Conversion biochimique de la biomasse : Aspects technologiques et environnementaux, (2003)

## Références bibliographiques

---

- [24] SariA, Luostarinen, Jukka A, Rintala, Anaerobic on-site treatment of black water end dairy parlour wastewater in UASB-septic tanks at low temperatures *Water Research* 39(2 005)426-448
- [25] M. Merzouki , N. Bernet , J.P. Delgene`s , M. Benlemlih, Effect of prefermentation on denitrifying phosphorus removal in slaughterhouse wastewater, *Bioresource Technology* 96 (2005) 1317–1322
- [26]H. Ghoualem, Evaluation de la pollution rejetée par la levurerie de Oued-Smar et essais de traibilité, thèse de Magister
- [27] J.Rodier, L'analyse de l'eau (eaux naturelles eaux résiduaires eau de mer), 7<sup>e</sup> édition (1984)
- [28] Tony Jong, adsorption of Pb(II), Cc(II), Zn(II), Ni(II), Fe(II) end As(V) on bacterially produced metal sulfides, *journal colloid and interface sciencs*275 (2004)61-71
- [29] Leena Sahlstr .oma,\*, Anna Aspana, Elisabeth Baggea, Marie-Louise Danielsson-Thamb, Ann Albihn, Bacterial pathogen incidences in sludge from Swedish sewage treatment plants, *Water Research* 38 (2004) 1989–1994
- [30]N.J.Horan, Die-off enteric bacterial pathogens during mesophilic anerobic digestion, *Water research* 38(2004)1113-1120
- [31]S.Korner, J.E.Vermaat, the relative importance of lenna, bacteria and algae for the nitrogen and phosphorus removal in duck weed. *Coverd Domestic Waste Water, Wat. Res. Vol.32, N°12, PP. 3661,(1998)*
- [32] H. Ghoualem, A. Khouider, Biological treatment of an urban sewage and analyses of sediments, *Desalination* 206 (2007) 507–512
- [33]Cyril, Gomélla, Henri.Guerrèe, Les eaux uses dans les agglomérations urbaines ou rurales, 2<sup>ème</sup> édition, P 229, (1983)
- [34] D. Patureau, E. Helloin, E. Rustrian, T. Bouchez,J. P. Delgenes And R. Moletta, Combined phosphate and nitrogen removal in a sequencing batch reactor using the aerobic denitrifier, *microvirgula aerodenitrificans*, pii: S0043-1354(00)00244-X

## Références bibliographiques

---

- [35] J.-H. Ahn, C.F. Forster , A comparison of mesophilic and thermophilic anaerobic upflow filters treating paper\_ pulp\_ liquors, *Process Biochemistry* 38 (2002) 257\_ 262
- [36] G. Ciudad, O. Rubilar, P. Muñoz, G. Ruiz, R. Chamy, C. Vergara, D. Jeison, Partial nitrification of high ammonia concentration wastewater as a part of a shortcut biological nitrogen removal process, *Process Biochemistry* 40 (2005) 1715–1719
- [37]Francois. Ramade, *Dictionnaire encyclopédique des sciences de l'eau (Biogéochimie écologie des eaux continentales et littorales)*, édition international, P 38 , (1998)
- [38] Hamed M. El-Mashad; Wilko K.P. van Loon; Grietje Zeeman; Gerard P.A. Bot; Gatzke Lettinga Design of A Solar Thermophilic Anaerobic Reactor for Small Farms, *Biosystems Engineering* (2004) 87 (3), 345–353
- [39]H. BILLARD, Centre de stockage de déchets; exploitation, *Traité environnement*, Volume G2-102, Technique l'ingénieur, France, 1999.
- [40] K. Hamouri Et R. Djemaa, Évaluation de la pollution des lixiviats de la décharge d'Ouled Fayet et proposition d'un traitement, PFE, Génie des procédés, USTHB, Alger, 2006.
- [41] Boudjlida. F, Cherfi. M, *Projet de fin d'étude,' Contribution au traitement des lixiviats du CET d'Ouled Fayet'*, USTHB, 2007.
- [42] Hamed M. El-Mashad<sup>1,2</sup>; Wilko K.P. van Loon<sup>1</sup>; Grietje Zeeman, A Model of Solar Energy Utilisation in the Anaerobic Digestion of Cattle Manure, *Biosystems Engineering* (2003) 84 (2), 231–238
- [43]Jean Philippe Steyer,Laurent Lardon, Jean-Claude Bouvier, *Instrumentation et gestion de l'information en traitement des eaux*, Colloque Automatique et Agronomia, Montpellier 22-23-24 Janvier (2003)
- [44]Renato Carrha, Leita, Adrianus Cornelius van Haandel,Grietje Zeeman, Gatzke Lettinga c,<sup>2</sup>, The effects of operational and environmental variations on anaerobic wastewater treatment systems: A review, *Bioresource Technology* 97 (2006) 1105–1118
- [45]Vincent O'Flaherty, Emer Colleran, Effect of sulphate addition on volatile fatty acid and ethanol degradation in an anaerobic hybrid reactor. I: process disturbance and remediation, *Bioresource Technology* 68 (1999) 101-107

## Références bibliographiques

---

- [46] Anne-Marie Enright, Sharon McHugh, Gavin Collins, Vincent O'Flaherty, Low-temperature anaerobic biological treatment of solvent-containing pharmaceutical wastewater, *Water Research* 39 (2005) 4587–4596
- [47] Sebastien Michaud, Nicolas Bernet, Pierre Buffiere, Michel Roustan, Renle Moletta, Methane yield as a monitoring parameter for the start-up of anaerobic fixed film reactors, *Water Research* 36 (2002) 1385–1391
- [48] Lina Abu Ghunmi, Grietje Zeeman, Manar Fayyad, Jules B. van Lier, Grey water treatment in a series anaerobic – Aerobic system for irrigation, *Bioresource Technology* 101 (2010) 41–50
- [49] Olivier Lefebvre, application des micro-organismes halophiles au traitement des effluents industriels hypersalins, Thèse Formation Doctorale : Génie des procédés (Décembre 2005)
- [50] M.A. De La Rubia, F. Raposo, B. Rincón, R. Borja, Evaluation of the hydrolytic–acidogenic step of a two-stage mesophilic anaerobic digestion process of sunflower oil cake, *Bioresource Technology* 100 (2009) 4133–4138
- [51] M. Vossonghi, Performance of anaerobic baffled reactor treating synthetic wastewater in influence by decreasing DCO/SO<sub>4</sub> ratio, *Chemical engineering and processing* 42 (2003) 811–816.
- [52] C.P. Chu, D.J. Lee, Bea-Ven Chang, C.H. You, C.S. Liao, J.H. Tay, Anaerobic digestion of polyelectrolyte flocculated waste activated sludge, *Chemosphere* 53 (2003) 757–764
- [53] Koji Morio, Masahiro Hatsu, Rumiko Kimura, And Kazuhiro Takamizawa, Effect of Heavy Metals on the Growth of a Methanogen in Pure Culture and Coculture with a Sulfate-Reducing Bacterium Vol. 90, No. 3, 260–265. 2000
- [54] Sanchez, R. Borja, L. Travieso, A. Martyn, M.F. Colmenarejo, effect of organic loading rate on stability, operational parameters and performance of secondary up-flow anaerobic sludge bed reactor treating piggery waste *Bioresource Technology* 96(2005)335–344
- [55] G. Ruiz, D. Jeison, R. Chamy, Development of denitrifying and methanogenic activities in USB reactors for the treatment of wastewater: Effect of COD/N ratio, *Process Biochemistry* 41 (2006) 1338–1342
- [56] Zhiqiang Hu, Kartik Chandran, Domenico Grasso, Barth F. Smets, Comparison of nitrification inhibition by metals in batch and continuous flow reactors, *Water Research* 38 (2004) 3949–3959

## Références bibliographiques

---

- [57] G. Ruiz , D. Jeison , O. Rubilar , G. Ciudad , R. Chamy , Nitrification–denitrification via nitrite accumulation for nitrogen removal from wastewaters, *Bioresource Technology* 97 (2006) 330–335
- [58] Zhiqiang Hua, 1, Kartik Chandrana, 2, Domenico Grassob, Barth F. Smets, Comparison of nitrification inhibition by metals in batch and continuous flow reactors, *Water Research* 38 (2004) 3949–3959
- [59] Wilson T.E, nitrogen removal: where do stand, water and waste engineering, (1974)
- [60] ADW Dobson, Parametres affecting biological phosphate removal from wastewater. *Environment international* 30 P 249-259 (2004)
- [61] Adams C.E, removing pre-treatment at Tewkesbury, water treatment and examination. N°4, vol.21, 1972
- [62] R.M. Awadallah H, M. E.Soltan, M.S.A.Shabeb and M.N. MOALLA, Bactrial removal of nitrite and sulphate wastewater, *Wat.Res.* Vol.32, No.10 pp 3080-3084, (1998)
- [63] Driche. M, Etude l'efficacité du lagunage naturel comme traitrment tertiaire des eaux usées urbaine en vue de leur réutilisation à des fins d'irrigation, Magister 2002
- [64] Davies T.R, Toerien D.F, population dsdescription of a denitrifying microbial system, *water research*, Vol.5, pp 553-564 (1971)
- [65] Reeves T.G, « nitrogen removal: a literature review », *JWPCF*. Vol. 44, N° 10, pp 1895-1908, celui-ci serait de 8,4 (1972)
- [66] H. Ghoualem, Evaluation de la pollution rejetée par la levurerie de Oued-Smar et essais de traitabilité, thèse de Magiter
- [67] Rapport fourni par l'Office National d'Assainissement (ONA), Paramètres, Méthodes et Normes d'Analyse, Alger, 2007.
- [68] Jean Rodier, l'analyse de l'eau, 7<sup>ème</sup> édition (1996).
- [66] H.Ghoualem, Evaluation de la pollution rejetée par la levurière de Oued-Smar et essais de traitabilité, thèse de Magister (USTHB)
- [69] F.Tedjani, A. Khouider et H.Ghoualem Characterisation and anaerobic treatment of a dairy effluent,(2009) The 2<sup>nd</sup> Maghreb Conference on desalination and water treatment, CMTDE Tunisie.

## Références bibliographiques

---

- [70] F.Tedjani, A. Khouider et H.Ghoualem(2010) Caractérisation de la pollution issue d'un effluent agro-alimentaire. Traitement biologique. 4<sup>ème</sup> Journée sur le traitement et la réutilisation des eaux. Blida.Algérie.
- [71] Baikun Li, Shannon Irvin, The comparison of alkalinity and ORP as indicators for nitrification and denitrification in a sequencing batch reactor (SBR), *Biochemical Engineering Journal* 34 (2007) 248–255
- [72] Sükrü Aslan , Ay,sen Türkman, *Combined* biological removal of nitrate and pesticides using wheat straw as substrates, *Process Biochemistry* 40 (2005) 935–943
- [73] M. Merzouki , N. Bernet , J.P. Delgene`s , M. Benlemlih, Effect of prefermentation on denitrifying phosphorus removal in slaughterhouse wastewater, *Bioresource Technology* 96 (2005) 1317–1322
- [74] H. Ghoualem, A. Khouider , Evaluation and biologic treatment of an urban effluent, *Desalination* 222 (2008) 302–306
- [75] Chih-Cheng Wang, Po-Heng Lee, Mathava Kumar, Yu-Tzu Huang, Shihwu Sung, Jih-Gaw Lin Simultaneous partial nitrification, anaerobic ammonium oxidation and denitrification (SNAD) in a full-scale landfill-leachate treatment plant, *Journal of Hazardous Materials* 175 (2010) 622–628
- [76] Grady Hanrahan, Tina M.Salmassib,d, Grist S.Khachikianc,d, Krishna L, Foster, Reduced inorganic phosphorus in the natural environment: significance, speciation and determination, *Talanta* 66(2005) 435-444
- [77] Yingyu An, Fenglin Yang, Hwee Chuan Chua, Fook Sin Wong, Bing Wu, The integration of methanogenesis with shortcut nitrification and denitrification in a combined UASB with MBR, *Bioresource Technology* 99 (2008) 3714–3720
- [78] Kida, S. Morimura, Y. Mochinaga, M.Tokuda, Efficient removal of organic matter and NH<sub>4</sub> from pot ale by a combination of methane fermentation and biological denitrification and nitrification processes, *Process Biochemistry* 34 (1999) 567-575
- [79] D.W. Koren, W.D. Gould, P. Bédard, Biological removal of ammonia and nitrate from simulated mine and mill effluents, *Hydrometallurgy* 56\_(2000).127–144
- [80] R.M.Awadallah H, M.E. A. Shabeb and S.M. N. Moalla, Bacterial removal of nitrate, nitrite and sulphate wastewater, *Wat. Res.* Vol. 32, No. 10, pp. 3080-3084, 1998

## Références bibliographiques

---

- [81] H. Khattabi, Intérêts de l'étude des paramètres hydrogéologiques et hydrobiologiques pour la compréhension du fonctionnement de la station de traitement des lixiviats de la décharge d'ordure ménagères d'ETueffont, Belfort, Thèse de doctorat, Institut des Sciences de l'Environnement, France, (2002)
- [82] K. Kida, S. Morimu, Y. Mochinaga, M. Tokuda, Efficient removal of organic matter and  $\text{NH}_4^+$  from pot ale by a combination of methane fermentation and biological, denitrification and nitrification processes *Process Biochemistry*, Volume 34, Issues 6-7, September (1999), Pages 567-575
- [83] Andy de Smul, Lode Goethals, Willy Verstraete, : Effect of COD to sulphate ratio and temperature in expanded-granular-sludge-blanket reactors for sulphate reduction, *Process Biochemistry*, Volume 34, Issue 4, June (1999), Pages 407-416
- [84] K. Kosinska, T. Misiewicz, Performance of an anaerobic bioreactor with biomass recycling, continuously removing COD and sulphate from industrial wastes, *Bioresource Technology* 100 (2009) 86-90
- [85] F. Tedjani, A. Khouider et H. Ghoualem (2010) Caractérisation et efficacité du traitement biologique pour réduire la pollution organique issue d'un effluent agro-alimentaire. Seventh International Conference on Materials Sciences (CSM7). Beyrouth-Liban
- [86] Julia Sumiko Hirasawa, Arnaldo Sarti, Nora Katia Saavedra Del Aguila, Maria Bernadete, A. Varesche, Application of molecular techniques to evaluate the methanogenic archaea and anaerobic bacteria in the presence of oxygen with different COD:Sulfate ratios in a UASB reactor, J.S. Hirasawa et al. / *Anaerobe* 14 (2008) 209-218
- [87] Antonio Velasco, Martha Ramirez, Tania Volke-Sepulveda, Armando Gonzalez-Sanchez, Sergio Revah, Evaluation of feed COD/sulfate ratio as a control criterion for the biological hydrogen sulfide production and lead precipitation, *Journal of Hazardous Materials* 151 (2008) 407-413
- [88] Vincent O Flaherty, Emer Colleran, Effect of sulphate addition on volatile fatty acid and ethanol degradation in an anaerobic hybrid reactor. I: process disturbance and remediation, *Bioresource Technology* 68 (1999) 101-107
- [89] M. Vossongan, Performance of anaerobic baffled reactor treating synthetic wastewater in influence by decreasing COD/SO<sub>4</sub> ratio, *Chemical engineering and processing* 42(2003) 811-816

## Références bibliographiques

---

- [90] M. Merzouki, N. Bernet, J.P. Delgenes, M. Benlemlih, Effect of prefermentation on denitrifying phosphorus removal in slaughterhouse wastewater, *Bioresource Technology* 96 (2005) 1317–1322
- [91] G.G. Aggelis, H. N. Gavala, G. Lybertos, Combined Separata Aerobic and Anaerobie of biotreatment of green olive debittering wastewater, *J.agric. Engng Res.* (2001) 80 (3), 283-292
- [92] F.Tedjani, A. Khouider et H.Ghoualem(2010)Efficacité du traitement biologique pour réduire les substances nutritives issues d'une laiterie.4<sup>ème</sup> Journée sur le traitement et la réutilisation des eaux. Blida.Algérie.
- [93]ADW Dobson, Paramaters affecting biological phosphate removal from wastewater. *Environment international* 30 (2004) 249-259
- [94] RECORD, Aide à la définition des déchets dits biodégradables, fermentescibles, méthanisables, INSA de LYON(2002) N°00-0118/1A, pp 153
- [95]David B. Nedwell, methane production and emission from peat: the influence of anion (sulphate, nitrate) from acid rain, 331-351 (1997)
- [96] F.Tedjani, A. Khouider et H.Ghoualem (2010), Efficacité du traitement anaérobie pour réduire les substances nutritives et matières organiques issues d'un effluent agro-alimentaire, Conférence nationale Risques Industriels et Environnement CRIE2010, Skikda, Algérie.
- [97]David.Bolzonella, Paolo Pavan, Paolo Battistoni, Franco Cecchi, mesophilic anaerobic of wate activated sludge : influence of the solid retention time in the wastewetr treatment process, *Process Biochemistry* 40 1453-1460 (2006)
- [ 98] Sami Luste, Sari Luostarinen, Mika Sillanpää, Effect of pre-treatments onhydrolysis and methane production potentials ofby-products from meat-processing industry, *Journal of Hazardous Materials* 164 (2009) 247–255
- [97]Andy de Smul, Lode Geothals, Willy Verstrete, Effect of COD to sulphate ratio and temperature in expanded-granular-sludge-blanket reactors for sulphate reduction *Process Biochemistry*34 P 407-416 (1999)
- [99]Tae-Young Jeong , Gi-Cheol Cha , Yung-Chil Seo , Choong Jeon, Suk Soon Choi, Effect of COD/sulfate ratios on batch anaerobic digestion using waste activated sludge, *Journal of Industrial and Engineering Chemistry* 14 P693–697 (2008)

## **Méthodes utilisées dans l'analyse physico-chimique des échantillons :**

### **a) Mesure du pH :**

Le pH est mesuré par la méthode électrochimique à l'aide d'un pH mètre à l'électrode en verre.

pH-mètre : Cyberscan 500

### **Mode opératoire**

Le pH mètre est étalonné avec trois solutions étalon. L'électrode est plongée dans l'eau à analyser, la lecture est faite après la stabilisation.

### **b) Mesure de la température**

La température est mesurée par un thermomètre.

## **Dosage des MES par filtration NFT 90-015**

### **Principe :**

La séparation des MES de l'eau se fait par centrifugation. L'échantillon est mis en rotation à grande vitesse. L'application de la force centrifuge sur les particules solides permet de les rassembler dans le fond du tube sous forme d'un culot. Ce culot sera lavé puis récupéré et mis à sécher à 105°C. Le résidu sec est ensuite pesé. Il correspond aux MES contenues dans l'échantillon.

### **Appareillage**

- Centrifugeuse
- Dessiccateur

### **Mode opératoire :**

- On attend, on que les échantillons soient à température ambiante.
- homogénéise le contenu du flacon par agitation. Si cela est possible ou, introduite la totalité de l'échantillon dans le tube de la centrifugeuse, de volume de 200 à 500 ml, et on centrifuger, 20mn environ. Le volume VE en ml doit conduire la pesée d'au moins 30mg de MES.

- Elimine l'eau surnageant, on remet en suspension le culot dans de l'eau distillée (en remplissant jusqu'au niveau initial) et on centrifuge 20mn.

On recueille le culot déposé dans une capsule préalablement séchée à 105°C et pesée à 0,1 mg près :  $M_1$ . On rince le tube de centrifugation deux fois, avec chaque fois environ 20ml d'eau distillée et on recueille les eaux d'entraînement dans la capsule.

- Sèche ensuite la capsule et on son contenu à 105°C  $\pm$  2°C, on laisse refroidir dans un dessiccateur et on pèse à 0,5 mg près :  $M_2$ . On recommence les opérations de séchage, de refroidissement et de pesée jusqu'à ce que la différence entre deux pesées successives ne dépasse pas 0,5mg.

**Expression des résultats :** La teneur en MES est calculée à partir de la formule suivante :

$$[\text{MES}] = (M_2 - M_1) \times 100 / V_E$$

$M_1$  : masse du papier filtre avant d'utilisation (mg)

$M_2$  : masse du papier filtre après utilisation (mg)

$V_E$  : volume d'eau utilisé (ml)

### Détermination des MVS

#### Principe :

Les matières organiques ont la propriété d'être minéralisées à haute température :

Matières Organiques (C, H, O, N...)  $\text{CO}_2$ ,  $\text{H}_2\text{O}$ ,  $\text{NH}_3$ ,  $\text{H}_2\text{S}$ ...

Les molécules produites par calcination de la MO sont sous forme gazeuse à haute température et vont donc se volatiliser. C'est pour cette raison que l'on détermine la teneur en MO par calcination à 625°C et par pesée du résidu (les cendres) qui représente les matières minérales. Par différence entre la masse de matières sèches initiale et la masse de matières minérales restante, on détermine la masse de matières organiques.

On peut donc écrire :

$$\text{MES} = \text{Matières organiques } 70\% \text{MVS} + \text{Matières minérales } 30\% \text{MM}$$

**Mode opératoire :**

Cette analyse peut être effectuée après la détermination des MES.

- A la fin de cette analyse, on détermine le poids P1 en g, correspondant au poids de la capsule en porcelaine et des matières sèches qu'elle contient.
- On place ensuite la capsule en porcelaine dans un four à 550°C pendant une durée de 2 heures.
- Après refroidissement dans un dessiccateur, la capsule, ne contient plus que de la cendre, est à nouveau pesée : poids P2 en g.

La différence (P1 - P2) représente le poids des MVS de l'échantillon.

**Expression des résultats :** le taux de MVS en % est donné par la formule suivante

P0 : poids de la capsule vide initialement.

$$\text{MVS en \%} = \frac{(P_1 - P_2)}{(P_1 - P_0)} \times 100$$

**Conductivité**

Conductimètre : HANNA Instrument HI 8820N

**Mesure :**

On plonge l'électrode dans l'échantillon. On attend jusqu'à ce que la valeur se stabilise puis on note la conductivité en  $\mu\text{S/cm}$ . On nettoie l'électrode immédiatement avec l'eau distillée.

**Turbidité**

On remplit une cuvette de mesure propre et bien essuyée avec du papier hygiénique l'échantillon à analyser et on homogénéise, effectue rapidement la mesure. Il est nécessaire de vérifier l'absence de bulles d'air avant la mesure. La mesure est obtenue directement en NTU.

Référence : DR/2000 STORED PROGRAM NUMBERS

**Demande Chimique en Oxygène (DCO)****NFT6060-1989**

**Principe :** cette détermination comprend deux étapes :

**1ère étape :**

Oxydation chimique des matières réductrices par un excès de  $K_2Cr_2O_7$ . Cette oxydation se réalise en milieu sulfurique ( $H_2SO_4$ ), en présence du sulfate d'argent ( $Ag_2SO_4$ ) comme catalyseur et sulfate de mercure ( $HgSO_4$ ), à ébullition à reflux pendant 2 heures dans un ballon ou un tube muni d'un réfrigérant.

**2ème étape :**

On titrage de l'excès de dichromate de potassium par du sulfate de fer (II) et d'ammonium sel de Mohr refroidissement. La fin du dosage est détectée par la ferroïne (o- phénanthroline ferreuse), indicateur redox. sa forme oxydée est de couleur bleu-vert en présence de l'oxydant et la première goutte de sel de Mohr en excès entraîne un changement de coloration de la ferroïne qui devient rouge brique (forme réduite).

**Réactifs :**

- Acide sulfurique [ $H_2SO_4$ ] à environ 4 mol/l
- Acide sulfurique-sulfate d'argent
- Dichromate de potassium à 0,04 mol/l et contenant le sulfate de mercure (II)
- Sulfate de fer (II) et d'ammonium ou sel de Mohr à 0,12 mol/l
- Hydrogénophthalate de potassium ( $KC_8H_5O_4$ )  
à 2,0824 mmol/l
- Ferroïne ( $C_{36}H_{24}FeN_6O_4S$ ).

**Appareillage :**

- Appareil à reflux
- Bloc chauffant
- Burettes de précision (10ml), Bêchers,
- Régulateurs d'ébullition (billes de verre).

**Mode opératoire :**

- On introduit dans un tube à fond plat de DCO-mètre 1ml de l'échantillon à analyser dilué dix fois.
- On ajoute 5ml de dichromate de potassium  $K_2Cr_2O_7$  (qui contient 0,4g de  $HgSO_4$ ).
- On ajoute quelques granules régulateurs d'ébullition et on homogénéise.
- On ajoute lentement et avec précaution 15ml d'acide sulfurique-sulfate d'argent en agitant soigneusement le tube et en refroidissant sous un courant d'eau froide de façon à éviter toute perte de substances organiques volatils.
- On porte à l'ébullition dans un bloc chauffant.
- On laisse refroidir et laver la paroi interne du réfrigérant à l'eau distillée en recueillant les eaux de lavage dans le tube.
- On complète à environ 75ml de l'eau distillée et on laisse refroidir à température ambiante.
- On titre l'excès de  $K_2Cr_2O_7$  par la solution de sel de Mohr en présence de 1 à 2 gouttes de ferroïne (virage rouge brique).
- Dans un tube à DCO, introduit 10ml d'eau distillée, puis on suit le même protocole que pour l'essai. On note  $V_B$  ml.

**Expression des résultats :**

La demande chimique en oxygène, DCO, exprimé en  $mgd'O_2/l$ , est donnée par la formule de la norme :

$$DCO = 8000 \times (V_b - V_{ech}) \times T / V$$

$V_b$  : volume en ml de sel de Mohr utilisé pour l'essai à blanc.

$V_{ech}$  : volume en ml de sel de Mohr utilisé pour le dosage de l'échantillon.

T : la concentration, exprimée en moles par litre, de la solution de sel de Mohr déterminée par étalonnage.

V : volume de prise d'essai en ml.

## ***Demande Biochimique en Oxygène*** **NFT 90-103**

### **Principe :**

L'échantillon d'eau introduit dans une enceinte thermo-staée à (20°C) est mis à incuber en présence d'air. Les micro-organismes présents consomment l'oxygène dissous qui est remplacé en permanence par l'oxygène en provenance du volume d'air situé au dessus de l'échantillon. L'anhydride carbonique (CO<sub>2</sub>) formé est piégé par l'hydroxyde de potassium.

Cette détermination en oxygène crée une dépression qui est enregistrée par une élévation du niveau de mercure. La lecture se fait après 5 jours d'incubation.

Les résultats sont donnés sur l'échelle graduée de l'appareil en mg/L et la valeur lue est fonction du volume mis à incuber.

### **Méthodes instrumentales :**

#### **Mode opératoire :**

Prise d'essai dépend de la charge de l'échantillon, celle-ci dépend de l'origine de l'échantillon industriel ou urbain, de la couleur, de l'odeur et de la charge en matières en suspension.

## **Dosage de l'ion ammoniacal (NH<sub>4</sub><sup>+</sup>)** **ISO 7150/1-1984**

### **Réactifs**

Iodure de potassium (KI).

Dichlorure de mercure (HgCl<sub>2</sub>, Hg<sub>2</sub>Cl<sub>2</sub>).

Soude (NaOH).

Tartrate double de sodium et potassium (C<sub>4</sub>H<sub>4</sub>KNaO<sub>6</sub>, 4H<sub>2</sub>O).

### **Préparation :**

50g d'iodure de potassium dans 32ml d'eau distillée.

144g de soude dans 400ml d'eau distillée.

Dichlorure de mercure quelque soit la quantité suffisante pour léger préparation dans l'eau distillée.

100g de tartrate double de Na et K dans 200ml d'eau distillée.

**Préparation du réactif de Nessler :**

Mélanger la solution d'iodure de potassium avec le dichlorure de mercure, ensuite ajouter la et complète avec de l'eau distillée jusqu'à un litre.

**Mode opératoire :**

On introduit dans une fiole 50ml l'eau à analyser puis 2ml de la solution de tartrate double de Na et K, ensuite on ajoute 2ml de réactif Nessler.

On agite pour qu'il soit bien mélangé et on laisse reposer pendant 10mn.

Passer au spectrophotomètre à longueur d'onde  $\lambda=420\text{nm}$ .

**Dosage des Nitrates (NO<sub>3</sub><sup>-</sup>)  
ISO 7890-3-1988**

**Principe :**

En présence de salicylate de sodium (C<sub>7</sub>H<sub>5</sub>NaO<sub>3</sub>) et après traitement en milieu alcalin, les nitrates donnent du paranitrosalicylate de sodium coloré en jaune susceptible d'un dosage colorimétrique.

**Réactifs :**

- solution de salicylate de Na à 0.5% à (renouveler toutes les 24h)
- solution d'hydroxyde de Na à 30%
- H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub> concentré
- Tartrate double de sodium et de potassium

Hydroxyde de Na

Tartrate de Na et de K

Eau distillée

On laisse refroidir avant de compléter à 1000 ml

- solution mère d'azote d'origine nitrique

Nitrate de potassium anhydre

Eau distillée

Chloroforme

- solution fille d'azote d'origine nitrique à 5mg/l

**Appareillage :**

Spectrophotomètre UV-V

**Mode opératoire :**

- On dans une capsule d'évaporation, on introduit 2ml de l'échantillon à analyser.
- On ajouter de l'eau distillée pour amener le volume à environ 10ml
- On prévoir une capsule avec 10ml d'eau distillée pour le blanc réactif.
- On ajouter 2 à 3 gouttes de NaOH
- On rajouter 1ml de salicylate de Na
- On laisser reposer pendant 5mn
- On evaporer à sec 80°C (ne pas surchauffer)
- On laisser refroidir à température ambiante.
- On reprendre le résidu avec 2ml de H<sub>2</sub> SO<sub>4</sub>
- On laisser reposer encore 10mn
- On ajouter 15ml d'eau distillée puis 15ml d'hydroxyde de Na et tartrate double de Na et de K qui développe la couleur jaune.

Effectuer la lecture au spectrophotomètre à  $\lambda = 420\text{nm}$ .

**Expression des résultats :**

La masse d'azote des nitrates est exprimée en mg de N-NO<sub>3</sub><sup>-</sup>/L.

On peut ensuite convertir cette concentration en mg de nitrates×L<sup>-1</sup> par la formule suivante :

Pour une prise d'essai de 10ml, la teneur en NO<sub>3</sub><sup>-</sup> est égale à la valeur lue sur la courbe d'étalonnage multipliée par 4,43.

**Dosage des nitrites (NO<sub>2</sub><sup>-</sup>)**

**ISO 6777-1984**

**Réactif :**

Ammonium pure (d=0,925) 72ml

Réactif de Zambelli

Acide chloridrique (HCl) 260ml

Acide sulfanilique ( $C_6H_4K_2O_{12}Sb_2$ ) 5g

Chlorure d'ammonium  $NH_4Cl$

**Mode opératoire :**

On prélève 50ml d'eau à analyse, ajouter 2ml de réactif de Zambelli.

Agiter et laisser au repos 10minutes. On ajoute ensuite 2ml d'ammoniaque pure ; on effectue la lecture au spectromètre à la longueur d'onde de 435nm et tenit compte de la valeur lue pour le témoin.

Pour une prise d'essai de 50ml, la teneur en  $NO_2^-$  est égale à la valeur lue sur la courbe d'étalonnage multipliée par 0,305.

**Dosage des orthophosphates ( $PO_4^{3-}$ )**  
ISO 6878/1-1986

**Réactif :**

Solution de molybdate d'ammonium ( $(COONH_4)_2, H_2O$ ) à 40g/L

Solution de  $H_2SO_4$  3,65N calcule la concentration sulfate dans 20%, compléter à un litre ml d'eau distillée.

Solution d'acide ascorbique( $C_6H_8O_6$ ) 5g/L à préparer chaque jour.

Acide sulfurique 3,65N 400ml.

Solution acide ascorbique : 240ml.

Solution de molybdate d'ammonium : 120ml.

Solution d'émétique 40ml :  $\left\{ \begin{array}{l} \text{Tartrate double d'antimoine et de potassium (0,274g)} \\ \text{Eau distillée (100ml)} \end{array} \right.$

**Mode opératoire :**

On introduire 20 ml d'eau à analyser dans une fiole à 25ml, on ajouter 4ml du réactif, compléter le volume à 25ml avec l'eau distillée. Faire un témoin. Attendre 20mn puis lire au spectromètre ( $\lambda=690\text{nm}$ ).

Pour une prise d'essai de 20ml, la lecture en  $\text{PO}_4^{3-}$  est égale à la valeur lue sur la courbe d'étalonnage multipliée par 3,6.

**Dosage des sulfates ( $\text{SO}_4^{2-}$ )**

**Réactif :**

Solution d'acide chlorhydrique (HCl) 1/10 64ml

Solution de polyvinyl-pyrrolidone 25% 5ml

Solution de chlorure de baryum stabilisée ( $\text{BaCl}_2$ )

**Mode opératoire**

On introduire 50 ml d'eau à analyser dans une fiole à 100ml, on ajoute 1ml du HCl et 5ml du réactif.

Agiter 2ou 3 fois énergiquement. Après 15minutes de repos, agiter à nouveau et faire la lecture au spectromètre ( $\lambda= 650\text{nm}$ ).

Pour une prise d'essai de 39ml, la courbe donne directement la teneur en sulfate exprimée en milligramme de  $\text{SO}_4^{2-}$  par litre d'eau.

**I) Spectrométrie UV-Visible :**

La spectrométrie moléculaire dans le domaine ultraviolet (UV) de 185 à 380nm environ, visible de 380 à 800nm environ, est une technique courant de contrôle et d'analyse de composés chimiques. C'est l'étude de l'absorption ou l'émission d'un rayonnement UV Visible par substances en solution .Cette absorption provoque des transitions électroniques qui donneront des bandes d'absorption à la base de l'analyse qualitative, elle s'applique à des

groupements d'atomes (molécules, polymères, ions ...) qui absorbent le rayonnement électromagnétique dans le domaine UV-Visible.

Type de spectrométrie utilisé :

Marque : JASCO

Modèle : V-630

### Dosage du calcium ( $\text{Ca}^{2+}$ et $\text{Mg}^{2+}$ )

#### Réactif :

Solution d'acide chlorhydrique (HCl) 1/100 (1ml)

Solution de chlorure de strontium

#### Mode opératoire

On introduire 100 ml d'eau à analyser dans une fiole, on ajoute 1ml du HCl pour l'acidifier. On porte à l'ébullition, on refroidissement puis on dilue à l'aide de la solution de chlorure de strontium de façon à amener les teneurs dans les limites de la courbe d'étalonnage.

On ajoute de l'acide chlorhydrique de façon à obtenir une concentration de 1%

Pour une prise d'essai de 100ml, la courbe donne directement la teneur en calcium exprimée en milligramme de  $\text{Ca}^{2+}$  par litre d'eau.

On fait la lecture dans une flamme air-acétylène ( $\text{Ca}^{2+}$  ( $\lambda = 422,7\text{nm}$ ) et  $\text{Mg}^{2+}$  ( $285,1\text{nm}$ )).

## II) Absorption atomique

### a) Principe

Le principe de l'analyse par absorption atomique est basé sur l'absorption d'une radiation par les atomes présents dans la flamme. Cette radiation est caractéristique de l'élément à doser et se présente sous forme de raie d'émission. La quantité de radiations absorbées est proportionnelle au nombre d'atomes de l'élément étudié se trouvant devant le faisceau.

Utilisent la loi de Beer-Lambert indiquant la proportionnalité entre l'intensité lumineuse absorbée et la quantité de matière absorbante

$$\text{Log} \frac{I_0}{I} = \epsilon lc$$

$I_0$  : intensité de la radiation incidente.

$I$  : intensité de la radiation transmise.

$l$  : longueur du chemin optique.

$C$  : concentration de l'élément considéré.

$\epsilon$  : le coefficient d'extinction molaire caractéristique de la substance étudiée.

Pour l'analyse du ( $\text{Na}^+$ ,  $\text{K}^+$ ,  $\text{Ca}^{2+}$  et  $\text{Mg}^{2+}$ ), nous avons utilisé une spectrophotométrie d'absorption atomique (AAS).

Marque - AA.6501F, SHIMADZU ATOMIC ADSORPTION FLAME

### Dosage des (Cl)

#### Réactif :

Acide nitrique pur

Carbonate de calcium pur

Solution de bichromate de potassium 10%

Solution de nitrates d'argent (0,1N)

#### Mode opératoire

On introduit 10ml d'eau à analyser dans un erlenmeyer on ajoute 2 à 3 gouttes d'acide pur, on ajout une pincée de carbonate de calcium et on ajoute 3 gouttes de bichromate de calcium.

On remplit la burette avec de la solution de nitrate d'argent (0,1N).

On verse la solution jusqu'à l'apparition d'une colore rougeâtre soit  $V_1$  le volume versé en ml.

**Tableau 1:** Normes française sur les rejets de diversement domestiques [1].

<b>Paramètres</b>	<b>Valeurs limites</b>	<b>Unités</b>
Température	30	°C
pH	6,0 – 8,5	/
MES	20	mg/L
DBO <sub>5</sub>	30-50	mg/L
DCO	90	mg/L
Nitrite	0,1	mg/L
Phosphates	0,2	mg/L
Aluminium	0,1	mg/L
Zinc	5	mg/L
Mercure	0,01	mg/L
Fer	0,1	mg/L
Plomb	1	mg/L
Nickel	5	mg/L
Cuivre	1	mg/L
Phénol	0,5	mg/L
Solvants organiques	20	mg/L
Huiles et graisses	20	mg/L
Chlorure actif	1,0	mg/L

**Tableau 2:** Les normes algériennes sur les rejets des diversement domestiques [2].

<b>Paramètres</b>	<b>Valeurs maximales</b>	<b>Unités</b>
Température	30	°C
pH	5,5 à 8,5	/
MES	30	mg/L
DBO <sub>5</sub>	40	mg/L
DCO	120	mg/L
Nitrite	0,1	mg/L
Phosphates	2	mg/L
Aluminium	5	mg/L
Zinc	5	mg/L
Mercure	0,01	mg/L
Fer	0,1	mg/L
Plomb	1	mg/L
Nickel	5	mg/L
Cuivre	3	mg/L
Phénol	0,5	mg/L
Solvants organiques	20	mg/L
Huiles et graisses	20	mg/L
Chlorure actif	10	mg/L

A titre de comparaisons, nous présentons en tableau 3 les valeurs limites de rejet de lixiviats de décharge de certains pays [3].

**Tableau 3** : les valeurs limites de rejet d'effluent de décharge de certains pays [3].

Paramètres	Valeurs limites (mg/L)				
	USA	Allemagne	Suisse	Hon Kong	Korea (sud)
<b>DCO</b>	ND	200	ND	200	50
<b>DBO<sub>5</sub></b>	ND	20	10	800	ND
<b>NH<sub>3</sub>-N</b>	ND	ND	ND	5	50
<b>Azote total</b>	ND	70	30	100	150
<b>Phosphores</b>	ND	3	10	25	ND
<b>Ni(II)</b>	0,013	1,0	ND	0,6	ND
<b>Pb(II)</b>	0,03	0,5	1,0	ND	ND
<b>Cu(II)</b>	0,07	0,5	0,5	1,0	ND
<b>Zn(II)</b>	0,3	2	10	0,6	ND
<b>Ag(II)</b>	0,05	ND	ND	0,6	ND

**ND : Non déterminée.**

[1] C. MATHERY, Les déchets en chiffres ; donnés et références, Edition Agence de l'Environnement et de la Maîtrise de l'Energie (ADEME), Angers (2007)

[2] Journal Officiel de la République Algérienne Démocratique et Populaire, Décret exécutif n°06-141 du 20 Rabie El Aouel 1427 correspondant au 19 avril 2006 définissant les valeurs limites des rejets d'effluents liquides, N°26, Algérie, (2006)

[3] RECORD, Aide à la définition des déchets dits biodégradables, fermentescibles, méthanisables, pp 153, N°00-0118/1A, INSA de LYON(2002)

Numéro	Figure	Page
1	Evaluation du pH en fonction du temps	32
2	Evaluation de la température en fonction du temps	32
3	Evaluation de la conductivité en fonction du temps	33
4	Evaluation de la turbidité en fonction du temps	34
5	Evaluation des MES en fonction du temps	34
6	Evaluation des MVS en fonction du temps	35
7	Evaluation de la DCO en fonction du temps	37
8	Evaluation de la DBO <sub>5</sub> en fonction du temps	38
9	Evaluation de l'ion ammoniacal en fonction du temps	38
10	Evaluation des nitrates en fonction du temps	39
11	Evaluation des nitrites en fonction du temps	39
12	Evaluation des phosphates en fonction du temps	40
13	Evaluation des sulfates en fonction du temps	40
14	Evaluation des alcalins (Na <sup>+</sup> , K <sup>+</sup> ) en fonction du temps	41
15	Evaluation des alcalino- terreux (Ca <sup>2+</sup> , Mg <sup>2+</sup> ) en fonction du temps	41
16	Evolution de la DCO en fonction du temps	44
17	Evolution de la DBO <sub>5</sub> en fonction du temps	44
18	Evolution de l'ion ammoniacal en fonction du temps	45
19	Evolution des nitrates en fonction du temps	46
20	Evolution des nitrites en fonction du temps	48
21	Evolution des orthophosphates en fonction du temps	48
22	Evolution des sulfates en fonction du temps	49
23	Evolution du sodium en fonction du temps	50
24	Evolution du potassium en fonction du temps	50
25	Evolution du calcium en fonction du temps	51
26	Evolution du magnésium en fonction du temps	51
27	Evolution du biogaz durant le traitement	52
28	Taux d'élimination de la DCO en fonction du temps	54
29	Taux d'élimination de la DBO en fonction du temps	54
30	Taux d'élimination de l'ion ammoniacal en fonction du temps	55
31	Taux d'élimination des nitrates en fonction du temps	55
32	Taux d'élimination des nitrites en fonction du temps	56
33	Taux d'élimination des orthophosphates en fonction du temps	56
34	Taux d'élimination des sulfates en fonction du temps	57

Numéro	Figure	Page
35	Taux d'élimination du sodium en fonction du temps	57
36	Taux d'élimination du potassium en fonction du temps	58
37	Taux d'élimination du calcium en fonction du temps	58
38	Taux d'élimination du magnésium en fonction du temps	59
39	Evolution de la DCO en fonction du temps	60
40	Evolution de la DBO <sub>5</sub> en fonction du temps	61
41	Evolution de l'ion ammoniacal en fonction du temps	61
42	Evolution des nitrates en fonction du temps	62
43	Evolution des nitrites en fonction du temps	62
44	Evolution des orthophosphates en fonction du temps	63
45	Evolution des sulfates en fonction du temps	63
46	Evolution du sodium en fonction du temps	64
47	Evolution du potassium en fonction du temps	64
48	Evolution du calcium en fonction du temps	65
49	Evolution du magnésium en fonction du temps	65
50	Evolution du biogaz durant le traitement	66
51	Taux d'élimination de la DCO en fonction du temps	66
52	Taux d'élimination de la DBO en fonction du temps	67
53	Taux d'élimination des ions ammoniacal en fonction du temps	67
54	Taux d'élimination des nitrates en fonction du temps	68
55	Taux d'élimination des nitrites en fonction du temps	68
56	Taux d'élimination des orthophosphates en fonction du temps	69
57	Taux d'élimination des sulfates en fonction du temps	69
58	Taux d'élimination du sodium en fonction du temps	70
59	Taux d'élimination du potassium en fonction du temps	70
60	Taux d'élimination du calcium en fonction du temps	71
61	Taux d'élimination du magnésium en fonction du temps	71
62	Evolution de la DCO en fonction du temps	73
63	Evolution de la DBO <sub>5</sub> en fonction du temps	73
64	Evolution de l'ion ammoniacal en fonction du temps	75
65	Evolution des nitrates en fonction du temps	74
66	Evolution des nitrites en fonction du temps	75
67	Evolution des orthophosphates en fonction du temps	75
68	Evolution des sulfates en fonction du temps	76
69	Evolution du potassium en fonction du temps	76

<b>Numéro</b>	<b>Figure</b>	<b>Page</b>
70	Evolution du magnésium en fonction du temps	77
71	Evolution du biogaz durant le traitement	77
72	Evolution du sodium en fonction du temps	78
73	Evolution du potassium en fonction du temps	78
74	Evolution du calcium en fonction du temps	79
75	Evolution du magnésium en fonction du temps	79
76	Evolution de la DCO en fonction du temps	80
77	Evolution de la DBO <sub>5</sub> en fonction du temps	80
78	Evolution de l'ion ammoniacal en fonction du temps	81
79	Evolution des nitrates en fonction du temps	81
80	Evolution des nitrites en fonction du temps	82
81	Evolution des orthophosphates en fonction du temps	83
82	Evolution des sulfates en fonction du temps	83
83	Evolution du sodium en fonction du temps	84
84	Evolution du potassium en fonction du temps	85
85	Evolution du calcium en fonction du temps	85
86	Evolution du magnésium en fonction du temps	86
87	Evolution du biogaz durant le traitement	86
88	Taux d'élimination de la DCO en fonction du temps	88
89	Taux d'élimination de la DBO en fonction du temps	88
90	Taux d'élimination des ion ammaniacal en fonction du temps	88
91	Taux d'élimination des nitrates en fonction du temps	89
92	Taux d'élimination des nitrites en fonction du temps	89
93	Taux d'élimination des orthophosphates en fonction du temps	90
94	Taux d'élimination des sulfates en fonction du temps	90

## Annexe IV

<b>Numéros</b>	<b>Tableau</b>	<b>Pages</b>
I-1	Caractéristiques des eaux usées industrielles	10
I-2	Maladies provoquées par les micro-organismes.	11
I-3	Comparaison des systèmes d'épuration anaérobie et aérobie	22
III-1	Méthodes utilisées pour l'analyse des paramètres physico-chimiques.	29
III-2	Conservation des échantillons	30
III-3	Composions moyenne des paramètres de pollution de l'effluent	31
IV-1	Résultats obtenus durant le traitement anaérobie	91