



# Remerciements

*Aucun travail ne s'accomplit que dans la solidarité*

*En premier lieu, nous tenons à remercier Dieu, le Tout-Puissant, de nous avoir donné le courage et la patience de mener ce travail durant toute cette année.*

*Avec les belles expressions, nous adressons nos remerciements les plus sincères aux personnes qui m'ont apporté leur aide et qui ont contribué à l'élaboration de*

*Ce mémoire ainsi qu'à la réussite de cette formidable année universitaire.*

*Nos remerciements s'adressent également à notre encadreur Monsieur BENJOUCEF N pour avoir accepté de diriger ce travail. Son soutien, sa clairvoyance et ses*

*Compétences n'ont été d'une aide inestimable.*

*Aux messieurs les membres de jury pour avoir accepté de juger notre modeste travail.*

*A tous les enseignants de département de biologie de l'université de Bordj Bou Arreridj qui nous ont enseigné durant la période d'étude.*

*Et nous tenons à offrir nos plus sincères remerciements aux parents pour leur soutien, confiance et patience.*

*Sans oublier bien sûr, tous nos amis et tous ceux qui ont participé de près ou de loin à la réalisation de notre projet.*

*Asma Nabila Sara*

*Dédicace*

*Avec l'aide de Dieu, j'ai pu réaliser ce modeste travail que je  
dédie :*

*A celle qui a été toujours la source d'inspiration et de courage.*

*Je ne pourrais jamais imaginer ma vie sans lui.*

*Que dieu le garde, le protège et lui offre une vie pleine de  
bonheur et de succès, merci Mama NORA*

*A celui qui a inséré le gout de la vie et le sens de la  
responsabilité merci*

*Papa NADIR*

*A mes cher frères : WALID et AYMEN.*

*A ma très chère sœur HANANE*

*A mon Marie ADEL*

*A mes chères cousins et cousines*

*A tout la famille IZERROUKEN et ZAHRAOUI*

*A mes adorables : Chamsou et zikou .*

*A mes tantes et mes oncles.*

*A mes meilleures amies avec qui j'ai passé des moments  
adorables et inoubliables:*

*Abir, delal, messouda*

*A mes chères amies : sabrina, sara, nabila. Anissa*

*Toute ma famille qui n'a pas cessé de m'encourager tout le long  
de mes études*

*ASMA*

*Dédicace*

*Avec l'aide de Dieu, j'ai pu réaliser ce modeste  
travail que je dédie :*

*A Mes chers parents*

*A mes frères*

*A ma sœur*

*A ma belle sœur*

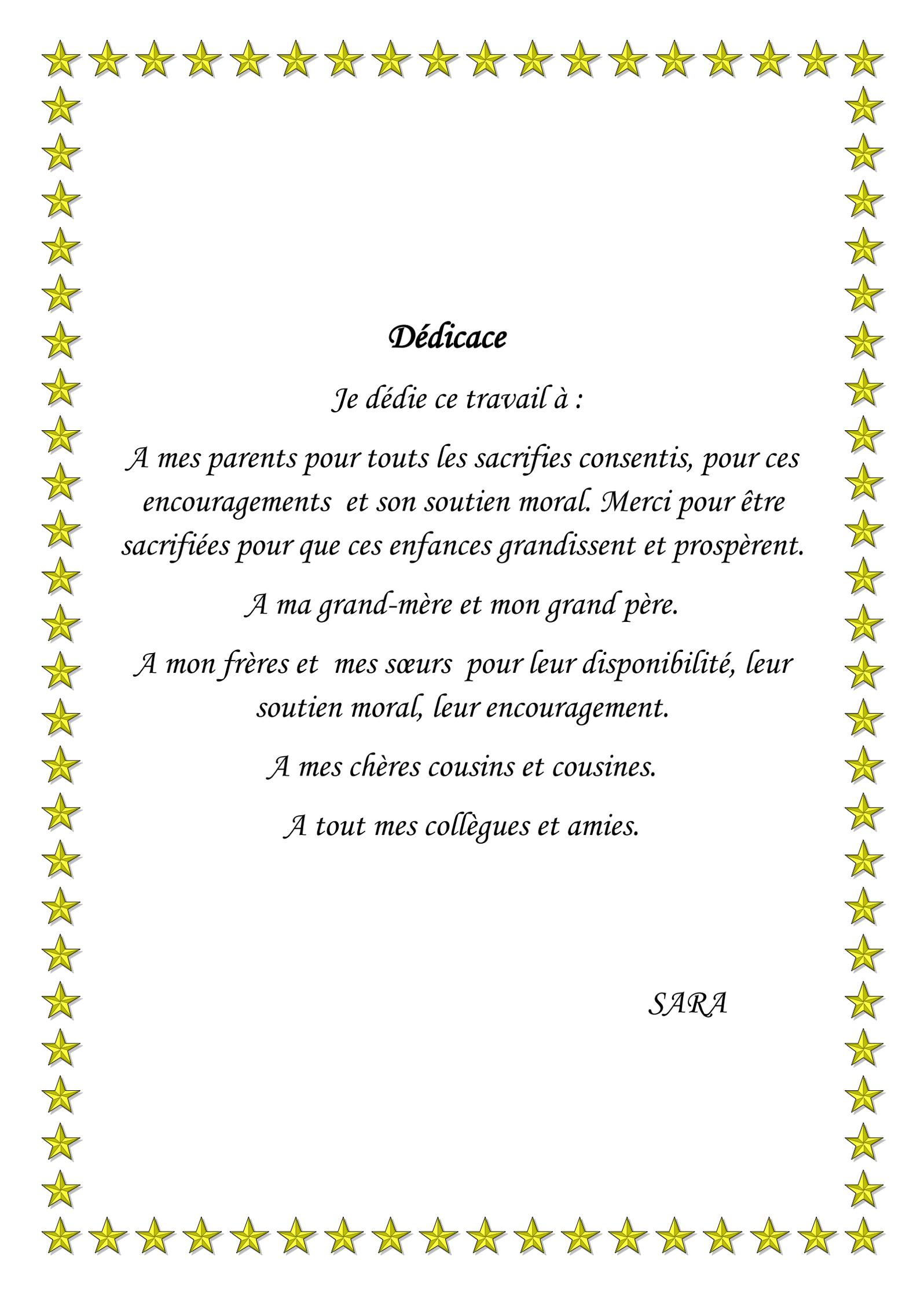
*A tous mes cousins et cousines*

*A tout mes amies*

*A toute ma famille*

*A Tous ceux qui me sont chers*

*Nabila*



## *Dédicace*

*Je dédie ce travail à :*

*À mes parents pour tous les sacrifices consentis, pour ces encouragements et son soutien moral. Merci pour être sacrifiées pour que ces enfances grandissent et prospèrent.*

*À ma grand-mère et mon grand père.*

*À mon frères et mes sœurs pour leur disponibilité, leur soutien moral, leur encouragement.*

*À mes chères cousins et cousines.*

*À tout mes collègues et amies.*

*SARA*



# Sommaire

## Résumé

## Liste des tableaux

## Liste des figures

## Listes d'abréviations

## Introduction..... 1

## Chapitre I : La dénitrification biologique

### I-1 Définition de la dénitrification ..... 2

### I-2- Métabolisme dénitrifiant ..... 2

### I-3- Type des microorganismes dénitrifiant ..... 3

### I-4- Les facteurs qui influencent la croissance et l'activité des bactéries dénitrifiant ..... 3

#### I-4-1- Source de carbone ..... 4

#### I-4-2- Ph et température ..... 4

#### I-4-3- Teneur en oxygène dissous ..... 5

#### I-4-4- Compose toxique ..... 5

#### I-4-5- le rapport C/N ..... 6

### I-5- Effets des nitrates sur l'homme et sur l'environnement ..... 6

#### I-5-1-Source de nitrates ..... 6

#### I-5-2- Ph et température ..... 6

##### I-5-2-1-Risque de méthémoglobinémie ..... 6

##### I-5-2-2-Risque carcinogène ..... 7

##### I-5-3-Effet sur l'environnement ..... 7

## Chapitre II : La biofiltration.

### II-1- Généralité sur la biofiltration I ..... 9

### II-2- Historique et définition de la biofiltration ..... 10

### II-3- Principe de la biofiltration ..... 11

II-4- Les avantages et les inconvénients de la biofiltration .....	12
II-5- Systèmes de traitement à biomasse immobilisée. ....	12
II-5-1- Biofiltration par percolation .....	12
II-5-2-Biofiltration par percolation .....	12
II-6- Le lit filtrant .....	13
II-6-1- Garnissages organiques .....	13
II-6-2- Garnissages inorganiques (ou synthétiques) .....	14
II-6-3- Critères de sélection pour le lit filtrant .....	14
II-6-4- Lit filtrant .....	15
II-6-5- Méthodes d'ensemencement du lit filtrant .....	15
II-6-6- Méthodes d'immobilisation de la biomasse sur le lit filtrant .....	16
II-6-6-a La fixation naturelle. ....	16
II-6-6-b La fixation artificielle ou forcée .....	16
II-6-7- Comparaison entre les deux types de fixation .....	17
II-7- Dynamique de colonisation et d'encrassement des massifs filtrants.....	18
II-8- Développement de la biomasse et du biofilm .....	18
II-8-1-Les microorganismes (biomasse) .....	18
II-8-2- Le biofilm .....	18
II-8-3-Lavages de biofiltres .....	19

### **Chapitre III : Les supports céramique**

III-1-Généralité et définition du support céramique .....	20
III-2- les caractéristiques du support céramique .....	20
III-3- la relation entre support et dénitrification .....	21
III-4- les supports de dénitrification .....	21
III-5- Le support céramique inorganique (la brique) .....	21
III-5-1-Les avantages du support inorganique .....	22

## **Chapitre IV : Matériels et méthodes**

IV-1 Traitement du support utilisé .....	22
IV-2 Sélection des bactéries dénitrifiantes .....	22
IV-3 Essai de dénitrification sur colonne .....	23
IV-4 Description du montage .....	23
IV-4-1 Milieu filtrant .....	24
IV-4-2 L'eau d'alimentation .....	24
IV-4-3 Fixation naturelle des bactéries dénitrifiantes .....	25

## **Chapitre V : Résultats et discussion**

V-1- Essai de dénitrification sur colonne .....	26
V-2-Profil vertical des nitrates et nitrites dans la colonne de bio-dénitrification sur brique .....	28
<b>Conclusion</b> .....	<b>30</b>

## **Références bibliographiques.**

## **Annexes.**

## **Résumé**

Le présent travail avait pour objectif la valorisation d'un déchet industriel dans le traitement des eaux usées par biofiltration, afin de mettre à la disposition des stations de traitement des eaux usées implantées à travers le territoire national un support performant vue sa grande disponibilité et sans faible prix de revient.

L'étude cinétique des performances de ce nouveau support en dénitrification, nous a permis de constater que les rendements épuratoires sont très satisfaisants avoisinant les 80% quelque soit la charge appliquées à l'entrée du biofiltre, ce qui le qualifié de fort potentiel de biofiltration surtout lorsque on le compare à des supports industriels tel que le Biostyr® et la Biolite® qui sont très utilisés dans les stations de traitement des eaux usées des grandes agglomérations.

**Mots clés** : les eaux usées, dénitrification, biofiltration, supports industriels, biofilte.

## Liste des tableaux

<b>Tableau 1</b> : Avantages et inconvénients de la biofiltration .....	10
<b>Tableau 2</b> : Avantages et désavantages des biofiltres percolateurs.....	12
<b>Tableaux 3</b> : la comparaison entre les types de fixation .....	16
<b>Tableau 4</b> : Composition de l'alimentation en continu et en discontinu.....	23

## Liste des figures :

<b>Figure 01</b> : bactéries dénitrifiant .....	3
<b>Figure 02</b> : la colonne de l'essai de dénitrification .....	24
<b>Figure 03</b> : évolution de vitesse d'élimination des nitrates et l'apparition des nitrites .....	26
<b>Figure 04</b> : évolution de la charge appliquée, éliminée, résiduelle, et le rendement du réacteur dénitrifiant. ....	27
<b>Figure 05</b> : Profils en nitrates et en azote nitrique en fonction de la hauteur du massif filtrant. ....	29

## Liste des abréviations

<b>BNR</b>	: Biological Nutrient Removal . (élimination des nutriments biologiques).
<b>CH<sub>3</sub>OH</b>	: Méthanol.
<b>CO<sub>2</sub></b>	: Dioxyde de Carbone.
<b>DCO</b>	: Demande Chimique en Oxygène.
<b>DO</b>	: Densité Optique.
<b>KH<sub>2</sub>PO<sub>4</sub></b>	: Potassium Dihydrogène Phosphate.
<b>MES</b>	: Matières en Suspension.
<b>MS</b>	: Matière Sèche.
<b>N<sub>2</sub></b>	: Azote Moléculaire.
<b>N<sub>2</sub>O</b>	: Protoxyde d'azote ou oxyde nitreux.
<b>NH<sub>3</sub></b>	: Ammoniac.
<b>NO</b>	: Oxyde Nitrique.
<b>NO<sub>2</sub><sup>-</sup></b>	: Nitrite.
<b>NO<sub>3</sub><sup>-</sup></b>	: Nitrate.
<b>O<sub>2</sub></b>	: Oxygène.
<b>ONA</b>	: Office National Assainissement.
<b>OPC</b>	: Ordinaire Portland Ce-ment.
<b>PDC</b>	: Communément appelée Perte de Charge.
<b>ph</b>	: Potentiel Hydrique.
<b>PVC</b>	: Polychlorure de Vinyle .
<b>PVDF</b>	: Polyvinylidène.
<b>RT_PCR</b>	: Reverse Transcription-Polymerase Chain Reaction .
<b>TRH</b>	: Temps de Rétention Hydraulique.

# **INTRODUCTION**

# INTRODUCTION

---

## **Introduction :**

L'Algérie accuse un important déficit en matière de ressources hydriques ces dernières années surtout avec l'expansion des villes, l'industrialisation et l'évolution des modes de consommation, en sus d'un climat de plus en plus aride que connaît le pays. Les eaux potables s'épuisent rapidement augmentant ainsi le volume des eaux collectées de plus de 35 millions de mètres cubes chaque année.

Face à la pénurie d'eau, et dans un souci de préservation des ressources hydriques encore saines et de protection de l'environnement et de la santé publique, un programme d'épuration par la mise en service de différents procédés doit être adopté dans les stations d'épuration implantées à travers le territoire national.

Très solubles dans l'eau, les nitrates constituent aujourd'hui la cause majeure de la pollution des grands réservoirs d'eau souterraine, qui constituent une source d'alimentation en eau de qualité satisfaisante des régions arides et semi arides.

La pollution des eaux par les nitrates présentent un double risque. Ingerées en trop grandes quantités, les nitrates ont des effets toxiques sur la santé humaine (exp. La méthémoglobinémie). Par ailleurs, ils contribuent avec les phosphates à modifier l'équilibre biologique des milieux aquatiques en provoquant des phénomènes d'eutrophisation.

Le traitement des eaux usées par le biais de techniques à culture fixée (biofiltration) sur milieu granulaire fin sont d'un développement récent. Leur principe repose sur l'utilisation d'un matériau filtrant de type granulaire colonisé par une biomasse épuratrice et à travers lequel transite l'eau à traiter : au cours de la filtration, le matériau support assure un piégeage des particules en suspension non captées lors des traitements amant.

Notre contribution innovatrice est : la sélection de nouveaux matériaux support à la biofiltration, qui peuvent concurrencer les supports industriels qui sont actuellement à grand usage dans les stations d'épuration des grandes agglomérations. L'intérêt du présent travail est de valoriser un sous-produit issu de la fabrication de la brique à usage de construction bâtiment, et de mettre à la disposition des stations d'épuration implantées à travers le territoire national un support de biofiltration de disponibilité locale et un faible prix de revient en vue de développer la filière de traitement des eaux usées en générale et la dénitrification biologique en particulier pour une meilleure protection de l'environnement.

# **CHAPITRE I**

## **DENITRIFICATION**

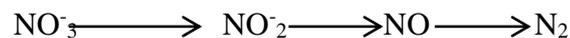
# CHAPITRE I : DENITRIFICATION.

---

## I-1 La dénitrification biologique :

Il s'agit d'un procédé biologique qui consiste à la réduction du nitrate en azote gazeux via la formation des composés intermédiaires tels que le nitrite, l'oxyde nitrique et l'oxyde nitreux en conditions anoxies.

La dénitrification est d'une grande importance écologique, puisqu'il s'agit de la voie majeure de la perte d'azote fixé dans l'environnement. Elle occupe donc une place importante dans le bilan de l'écosystème à l'échelle globale. La dénitrification est aussi un mode respiratoire qui permet aux bactéries anaérobies facultatives de continuer à minéraliser du carbone organique en l'absence d'oxygène moléculaire. Dans cette respiration, les oxydes d'azote sont réduits depuis la forme nitrate jusqu'aux formes gazeuses de l'azote, le processus peut s'opérer de façon naturelle selon le schéma :



Les bactéries dénitrifiantes influencent donc à la fois le cycle du carbone et celui de l'azote, et leur impact varie en fonction de la tension locale en oxygène (**Mabrouk, 2009**).

## I-2 Métabolisme dénitrifiant :

Ce processus respiratoire et générateur d'énergie est catalysé par quatre types de réductases de nitrogène séquentielles : le nitrate réductase (Nar), le nitrite réductase (Nir), l'oxyde nitrique réductase (Nor) et l'oxyde d'azote réductase (Nos) (**Zumft, 1997**).

Au cours du siècle dernier, des recherches approfondies ont été menées sur la dénitrification pour les raisons suivantes. Tout d'abord, la dénitrification constitue une branche principale du cycle de l'azote biogéochimique, qui renvoie l'azote réactif à l'atmosphère et maintient la balance du budget global de l'azote (Mike, 2008). Deuxièmement, comme l'un des processus importants pour l'élimination des nutriments biologiques (BNR), la dénitrification a été largement appliquée dans les systèmes de traitement des eaux usées conçues pour l'amélioration ciblée de la qualité de l'eau ; Troisièmement, la dénitrification biologique peut contribuer à l'effet de serre global par l'émission d'oxyde nitreux (N<sub>2</sub>O), approximativement 300 fois plus puissant que le dioxyde de carbone (**Grady et al., 1999**).

## I-3 Type des microorganismes dénitrifiant :

Bien que les potentiels de dénitrification soient largement observés dans les bactéries, les archées et certains eucaryotes (par exemple, les champignons), la réduction des nitrates dans les écosystèmes naturels et artificiels est principalement menée par des bactéries (Cabello al., 2004).

D'après (Sievert et al., 2008) un nombre limité de chimiolithotrophes est connu pour être capable de dénitrification, D'une manière nutritionnelle, la plupart des bactéries dénitrifiantes sont des anaérobies facultatifs utilisant des oxydes d'azote ioniques et gazeux comme accepteurs d'électrons en l'absence d'oxygène.

Les donneurs d'électrons peuvent être dérivés de composés organiques (chimioorganohétérotrophes) ou inorganiques (Chimiolithotrophes).

La forte diversité phylogénétique des désactivateurs hétérotrophes est parallèle à leur présence dans le sol et les habitats aquatiques (Verbaendert et al., 2011; Shapleigh 2006).

La microbiologie et l'écologie des populations dénitrifiantes dans ces habitats ont été largement étudiées et examinées (Knowles, 1996). En raison de leur rôle important dans les processus de traitement des eaux usées, les bactéries dénitrifiantes dans les systèmes de BNR conçus présentent un intérêt particulier pour les ingénieurs en eaux usées et les microbiologistes en tant que communauté microbienne modèle.



**Figure 01** : bactéries dénitrifiant (cohen., 2000).

# CHAPITRE I : DENITRIFICATION.

---

## **I-4 Les facteurs influençant la croissance et l'activité des bactéries dénitrifiant :**

Les principaux facteurs qui contrôlent la fonction communautaire dénitrifiante comprennent les sources externes de carbone, le pH, la température, l'oxygène dissous et les oxydes azotés. Leurs effets sur l'élimination globale du nitrate, les taux de dénitrification et l'accumulation d'intermédiaires ont été largement étudiés. Les réponses cellulaires aux changements de ces facteurs à l'expression fonctionnelle des gènes et aux niveaux d'activité enzymatique ont également été évaluées à partir d'études sur la culture pure et mixte. Les mécanismes de médiation des réglementations à court et à long terme des microorganismes dénitrifiant sont d'une grande valeur pour la modélisation fiable et la conception réussie des bioréacteurs dénitrifiant (**Lu et al.,2013**).

### **I-4-1 Source de carbone :**

Le substrat carboné est l'un des facteurs de contrôle les plus importants pour la dénitrification hétérotrophe. En effet La disponibilité en carbone organique est essentiel à l'activité des bactéries dénitrifiantes car le substrat carboné fournit l'énergie nécessaire à leur métabolisme et constitue l'élément de base de leurs synthèses cellulaires. Les faibles performances de dénitrification biologique, résultant en général d'une limitation des eaux usées en carbone bioassimilable. Le méthanol et l'acétate sont les principaux substrats carbonés synthétiques ayant été utilisés dans le domaine de la dénitrification des eaux résiduaires (**Foglar et al., 2003**).

La nature du substrat utilisé peut influencer la cinétique de dénitrification. Ainsi, **Moser-Engeler et al. (1998)** soulignent que les vitesses de dénitrification en présence d'acétate, de propionate ou de butyrate sont quatre fois plus importantes que celles observées avec le méthanol ou l'éthanol

### **I-4-2 pH et température :**

Le pH et la température optimales pour la dénitrification des eaux usées sont respectivement de 7 à 9 et 20 à 30°C, l'activité de dénitrification est ralentie en dehors de ces plages (**Grady et al.,1999**). Au pH sous-optimal, il a été observé fréquemment l'accumulation d'intermédiaires de dénitrification, y compris le nitrite et l'oxyde nitreux (**Hanaki, 1992; Glass et Silverstein,1998**). D'après **Pan et al. (2012)** la dépendance au pH du taux de réduction de N<sub>2</sub>O était beaucoup plus élevée que les taux de réduction des nitrates et des nitrites en utilisant une culture dénitrifiante enrichie en méthanol.

## CHAPITRE I : DENITRIFICATION.

---

En outre, la plupart des bactéries dénitrifiantes sont plus sensibles aux variations de température que de pH. Par exemple, les effets du pH et de la température sur l'expression du gène de dénitrification ont été quantifiés par RT-PCR dans *Pseudomonas mandelii* (Lakha et al., 2009).

### I-4-3 teneur en oxygène dissous :

L'oxygène inhibe la dénitrification en fournissant un meilleur accepteur d'électrons pour dénaturer les populations et pour générer de l'énergie, ce qui entraîne une activité de dénitrification détériorée et des intermédiaires azotés accumulés à des concentrations élevées. En pratique, la concentration d'inhibition du seuil d'oxygène peut être aussi faible que 0,1 mg O<sub>2</sub> / L dans les systèmes de dénitrification des eaux usées (Oh et Silverstein, 1999).

Korner et Zumft, (1989) rapportent que L'expression et l'activité de presque toutes les N-réductases sont supprimées en présence d'oxygène et Le nitrite réductase semble moins sensible à l'O<sub>2</sub> que le nitrate réductase, avec une concentration inhibitrice seuil de 2,5 mg O<sub>2</sub>/L.

L'oxygène a un effet inhibiteur immédiat et réversible sur la respiration des nitrates, avec une inhibition maximale atteinte à une saturation en oxygène de 0,2% (Hernandez et Rowe, 1988).

L'activité de l'oxyde nitrique réductase est environ 10 fois supérieure à celle de le nitrite réductase, assurant ainsi une faible accumulation de NO toxique (Otte et al.,1996). L'oxyde nitre réductase est l'enzyme le plus sensible à l'oxygène par rapport aux autres réductases en amont, ce qui entraîne une accumulation transitoire de N<sub>2</sub>O dans des conditions aérobies (Chandran et al., 2010).

### I-4-4 composée toxique :

Il existe des composés chimiques qui peuvent perturber le déroulement normale de la dénitrification en agissant sur les systèmes enzymatiques des bactéries dénitrifiantes parmi lesquels on peut citer , l'oxygène dissous dans le milieu, les nitrites à concentration élevée et les métaux lourds (comme le cuivre, le nickel, le cobalt, le zinc et le chrome ...) (Mabrouk.,2009).

### I-4-5le rapport C/N :

Quelle que soit la source de carbone utilisée, la détermination d'une concentration en carbone à fournir par rapport à la concentration en nitrate à éliminer (rapport C/N) est une étape préliminaire obligatoire à toute optimisation de traitement biologique par dénitrification.

## CHAPITRE I : DENITRIFICATION.

---

De nombreux auteurs (Skrinde et al.,1982; Rocher et al., 2008) soulignent qu'indépendamment de la source de carbone utilisée, le rapport DCO/N doit être compris entre 3 et 6 pour avoir de bonnes performances de dénitrification biologique.

Des études sur la dénitrification montrent que le rapport C/N minimal pour une réduction totale du nitrate en  $N_2$  est de 3,4 et pour une dénitrification totale du nitrite est de 1,08 (Bernet et al., 1996).

### **I-5 Effets des nitrates sur l'homme et sur l'environnement :**

#### **I-5-1 Source de nitrate :**

D'après Santé Canada, (1992). La présence des nitrates dans l'eau de consommation est principalement attribuable aux activités humaines.

L'utilisation de fertilisants synthétiques et de fumier, associés aux cultures et à l'élevage intensifs, favorise l'apparition de nitrates dans l'eau. Les installations septiques déficientes, de même que la décomposition de la matière végétale et animale, peuvent être une source de nitrates dans l'eau (Levallois et Phaneuf, 1994).

#### **I-5-2 Effet sur la santé humaine :**

Le principal risque pour la santé humaine associé à l'ingestion des nitrates est lié à la capacité de l'organisme humain de transformer les nitrates en nitrites. Cette réduction de  $NO_3^-$  en  $NO_2^-$  est le fait de bactéries ayant une activité nitrate réductase.

##### **I-5-2-1 Risque de méthémoglobinémie :**

Les nitrites formés par réduction des nitrates sont susceptibles de se fixer sur l'hémoglobine (L'hirondel et L'hirondel, 2002). Celle-ci est alors oxydée en méthémoglobine.

D'après Testud, (2004) le transport de l'oxygène vers les tissus qui en ont besoin ne se fait plus. Cette maladie est dénommée méthémoglobinémie. Chez l'adulte, ce risque est très faible car une enzyme réduit la méthémoglobine en hémoglobine. En revanche cette enzyme n'est pas activée chez le nourrisson et ne devient fonctionnelle que vers trois à quatre mois.

##### **I-5-2-2 Risque carcinogène :**

Les nitrates sont susceptibles de présenter un risque lié à leur transformation en nitrites et éventuellement en nitrosamines dans le tractus digestif. Il n'existe pas de données qui démontrent avec certitude les effets carcinogènes des nitrates via la formation de nitrosamines chez l'animal (WHO, 1995).

## CHAPITRE I : DENITRIFICATION.

---

Les études épidémiologiques et toxicologiques n'ont pas mis en évidence de relations certaines entre l'ingestion des nitrates et le risque de cancer (**Messinga et al., 2003**).

D'après **Gulis, (2001)** divers études permettent de suspecter fortement la responsabilité des fortes teneurs en nitrates dans l'eau et les aliments, dans le développement des cancers de la prostate, du pharynx, de l'œsophage et du colon. En absence de certitudes absolues, ces résultats imposent de prendre les précautions nécessaires afin de préserver la santé humaine.

### **I-5-3 Effet sur l'environnement :**

L'effet principal des nitrates sur l'environnement consiste à favoriser la croissance végétale. Cet impact qui peut apparaître bénéfique, s'avère désastreux pour les écosystèmes aquatiques lorsque la prolifération végétale est poussée à l'excès. Le processus d'eutrophisation, qui correspond à un enrichissement naturel des milieux aquatiques en éléments nutritifs et une augmentation de la productivité végétale, est alors considérablement accéléré. L'eutrophisation du milieu nécessite la présence d'éléments nutritifs (carbone, azote, phosphore) indispensables à la croissance des végétaux aquatiques. Le carbone est toujours présent à des concentrations suffisantes pour permettre le développement végétal. En milieux aquatiques, la croissance des végétaux est limitée par l'élément dont la concentration dans le milieu est la plus faible par rapport aux besoins des végétaux. Cet élément limitant est généralement le phosphore et parfois l'azote. C'est donc en rejetant de l'azote et/ou du phosphore dans l'eau que l'activité anthropique va induire une accélération de l'eutrophisation. Lorsque la concentration en azote et en phosphore du milieu aquatique est élevée, la production d'algues microscopiques (phytoplancton) et des végétaux fixés (macrophytes) est exacerbée. La quantité de matière organique présente dans le milieu aquatique s'accroît de plus en plus. A la mort de ces végétaux, la matière organique se décompose en consommant tout l'oxygène de la colonne d'eau, induisant l'anoxie du milieu aquatique. La plupart des animaux vivant dans ces milieux ne peuvent pas survivre dans un lieu dépourvu d'oxygène (**Rouse et al., 1999**).

Cette modification des populations peut également conduire au développement de microorganismes pathogènes ou sécrétant des toxines qui rendent impropre à divers usages ou peuvent considérablement accroître les coûts de traitement des eaux. Un deuxième effet, moins aisément quantifiable pour l'instant, est la participation des nitrates via leur dénitrification, à la formation de gaz à effet de serre.

# CHAPITRE I : DENITRIFICATION.

---

# **CHAPITRE II**

## **LA BIOFILTRATION**

## CHAPITRE II : LA BIOFILTRATION.

---

### II-1 Généralité sur la biofiltration :

Le principe de la biofiltration repose sur l'utilisation d'un matériau filtrant de type granulaire colonisé par une biomasse épuratrice et à travers lequel transite l'effluent à traiter. Les procédés techniques de biofiltration, développés par les différents constructeurs, se distinguent par leurs modes de fonctionnement. Ainsi, le système d'alimentation en eau peut être placé en bas ou en haut du biofiltre; les flux d'eau étant alors ascendants ou descendants. Actuellement, la majorité des biofiltres est équipée de système d'alimentation en eau à flux ascendant. Les caractéristiques des grains constitutifs du massif filtrant (nature, densité, forme, etc.) sont, elles aussi, spécifiques à chaque constructeur. Bien qu'il existe une grande diversité de matériaux (argile expansé, polystyrène, etc.), ces derniers peuvent être classés en fonction de leur densité.

Le type de biomasse épuratrice présente au sein du massif filtrant dépend des conditions de fonctionnement du biofiltre (forme de l'oxydant, type de pollution à traiter). Ainsi, la présence de carbone organique et d'oxygène dans le milieu est propice au développement de bactéries hétérotrophes aérobies qui dégradent la pollution carbonée. Par contre, une limitation du carbone organique favorise le développement d'une biomasse autotrophe capable d'utiliser une source de carbone minérale et l'azote ammoniacal comme source d'énergie.

La filière de traitement biologique peut être linéaire c'est à-dire constituée de trois étapes de biofiltration successives destinées à l'abattement de la pollution carbonée, à la nitrification puis à la dénitrification des eaux usées (rocher et al., 2007).

### II-2 Historique et définition de la biofiltration:

Selon Zidane et al. (2006) le traitement des eaux usées domestiques et industrielles, l'utilisation de procédés de type « cultures fixées » que l'on nomme biofiltres constitue une alternative aux systèmes de traitement biologique par biomasse libre (boues activées ou étangs aérés). En effet, la biofiltration est un type de procédé qui est considéré comme bien adapté au milieu urbain puisque l'exploitation en est simple et une bonne qualité de rejets peut être atteinte. Cependant, il y a encore quelques réserves en ce qui a trait à la biofiltration, particulièrement aux États-Unis. Ceci est possiblement dû aux difficultés de développer un modèle mathématique fiable afin de modéliser le procédé biologique impliqué, en raison de l'hétérogénéité des types de garnissage utilisés et de la complexité des phénomènes chimiques, physiques et microbiologiques impliqués (Agarwal et Ghoshal, 2008),

## CHAPITRE II : LA BIOFILTRATION.

---

La biofiltration existe depuis de nombreuses années. L'évolution actuelle a permis de mieux la comprendre et de l'adapter au traitement de certaines sources particulières de pollution. (Zidane et al., 2006; Cohen et al., 2001).

### II-3 Principe de la biofiltration :

Zidane et al. (2006) mentionnent que la biofiltration consiste principalement en l'application d'un affluent (plus ou moins chargé) à traiter sur un support au sein duquel se développe une population bactérienne assurant de façon conjointe l'absorption, la dégradation biologique des polluants et une certaine filtration physique.

Les microorganismes sont immobilisés sur le support filtrant (garnissage) sous la forme d'un biofilm. Les substances polluantes sont alors transférées de la phase liquide en mouvement au biofilm fixé qui constitue la phase solide immobile. Ces substances polluantes sont alors dégradées par les microorganismes constituant le biofilm (Dumont et al., 2008). Les microorganismes, généralement des bactéries, des champignons ou des protozoaires, ont l'habileté de dégrader, en aérobiose (en présence d'oxygène), les polluants en eau ( $H_2O$ ), en biomasse et en dioxyde de carbone ( $CO_2$ ) (Agarwal et Ghoshal, 2008).

## CHAPITRE II : LA BIOFILTRATION.

### II-4 Les avantages et les inconvénients de la biofiltration :

**Tableau 1** : Avantages et inconvénients de la biofiltration.

Avantages	Inconvénients
<ul style="list-style-type: none"> <li>• Occupe peu d'espace (&lt;1/10 de celui requis pour une boue activée et 1/5 de celui requis pour un lit bactérien)</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Temps de rétention de la biomasse difficilement contrôlable</li> </ul>
<ul style="list-style-type: none"> <li>• Peu coûteux : 40-50 % moins coûteux qu'une boue activée (2 raisons : La biofiltration permet de traiter une charge organique plus importante puisque la concentration de la biomasse dans le bassin est importante et elle ne nécessite pas de clarificateur, puisque la biomasse est fixée)</li> </ul>	
<ul style="list-style-type: none"> <li>• Pas de risque de feutrage dû à l'action des filamenteuses</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Formation de chemins préférentiels lors de l'écoulement des eaux à traiter</li> </ul>
<ul style="list-style-type: none"> <li>• Peu de boues générées</li> </ul>	
<ul style="list-style-type: none"> <li>• Moins sensible à la toxicité et bonne dégradation même pour plusieurs polluants. La raison : l'âge de la boue est important et la sélection est naturelle</li> </ul>	
<ul style="list-style-type: none"> <li>• Plus grande concentration de biomasse et plus grande diversité des Microorganismes). Temps de rétention des boues est entre 10 et 250 jours</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Risque élevé de colmatage</li> </ul>
<ul style="list-style-type: none"> <li>• Démarrage rapide</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Contrôle difficile de la quantité de biomasse à l'intérieur du biofiltre</li> </ul>
<ul style="list-style-type: none"> <li>• Tolérance aux variations de température et de charge</li> </ul>	
<ul style="list-style-type: none"> <li>• Concentration de biomasse entre 10 et 15 g/L de matière sèche dans un biofiltre</li> </ul>	

## CHAPITRE II : LA BIOFILTRATION.

---

Selon **Fdz-Polanco et al. (2000)** la biofiltration est un procédé compact, relativement peu coûteux quoiqu'efficace. Toutefois, la formation de chemins préférentiels et le risque de colmatage constituent les principaux obstacles de ce type de procédé de traitement d'affluents. Tel que mentionné précédemment, la biofiltration a fait ses preuves dans le domaine du traitement des eaux usées domestiques.

### **II-5 Systèmes de traitement à biomasse immobilisée :**

#### **II-5-1 Biofiltration classique :**

La biofiltration classique est en fait lorsque l'opération du biofiltre se fait en mode « batch ».

Le lit garni est alimenté par l'affluent à traiter de façon discontinue. Des biofiltres classiques ont été largement implantés au cours des dernières années pour le traitement des eaux usées puis qu'ils sont facilement exploitables et qu'ils requièrent moins d'espace par rapport aux systèmes de boues activées. De plus, ce type de système est en mesure d'opérer dans une gamme assez large de charge organique (**Zidane et al., 2006**).

#### **II-5-2 Biofiltration par percolation :**

Un biofiltre percolateur est essentiellement la même chose qu'un biofiltre classique à l'exception que le lit garni est mouillé continuellement. Le lit filtrant doit également être composé de biomasse fixe sauf qu'il est constamment arrosé par une phase liquide mobile contenant également de la biomasse. L'eau à traiter s'écoule de façon descendante à travers un mince biofilm en conditions aérobies où les substrats dissous dans l'eau (tels que l'azote, la matière organique et le phosphore) diffusent dans le biofilm. En même temps que l'eau à traiter percole, elle est oxygénée de façon continue. Il y a alors formation de CO<sub>2</sub> et autres produits dans le biofiltre (**Eding et al., 2006**). Les biofiltres percolateurs sont également grandement utilisés dans le traitement de la pollution de l'air (**Avalos Ramirez et al. 2007**). Les biofiltres percolateurs représentent des procédés robustes et simples à opérer et contrôler. Il a été prouvé que dans le cas du traitement des eaux usées, il était possible de produire des effluents de grande qualité et complètement nitrifiés. En raison du transfert d'oxygène efficace, ils sont énergétiquement efficaces (**Pearce, 2004**).

## CHAPITRE II : LA BIOFILTRATION.

**Tableau 2 :** Avantages et désavantages des biofiltres percolateurs

Avantages	Désavantages
- Grande stabilité du procédé en raison des taux élevés constants alimentés	- Faible taux d'enlèvement
-Possibilité de récupérer le C O <sub>2</sub> par dégazage	-Grands diamètres de biofiltre requis à grande échelle
-Refroidissement de l'eau recirculante	-Risque de colmatage du biofiltre
- Simplicité du design, de la construction, de la gestion et de l'opération	

### II-6 Le lit filtrant :

On appelle lit filtrant le support sur lequel se déposent les microorganismes en croissance chargés de la dégradation du ou des polluants. deux types de lit existent en biofiltration : celui à base de matériaux organiques est appelé lit organique et celui composé de matériaux inorganiques ou synthétiques (Cohen et al., 2000)

Dumont et al.(2008) présentant les caractéristiques principales des supports organiques et inorganiques ainsi que quelques exemples de leurs applications en laboratoire ou en traitement à grande échelle trouvés dans la littérature.

#### II-6-1 Garnissages organiques :

##### Avantage :

- Meilleures capacités d'adsorption car ils possèdent sur leur surface une grande diversité de groupes réactionnels.
- Contiennent déjà une certaine quantité de nutriments, ce qui facilite la fixation et la croissance des microorganismes.

##### Inconvénients :

- Amènent une compression du lit filtrant en augmentant ainsi la perte de charge en amenant et une diminution d'efficacité de la biofiltration;
- Besoin de remplacer un medium organique après 3-5 ans en raison de sa biodégradabilité et de la régénération qui est difficile.

## CHAPITRE II : LA BIOFILTRATION.

---

### **Exemples :**

- Garnissages organiques les plus communs : tourbe, les argiles et le compost.
- Autres garnissages utilisés : écorce de bois, bagasse de canne à sucre, fibres textiles et les écailles d'arachide.

Les espaces de la tourbe sont divisés en 3 catégories : les macropores, les micropores et les espaces capillaires. Les charges hydrauliques appliquées aux biofiltre avec un garnissage de tourbe sont très basses (**Garzon-Zuniga et al., 2003**).

### **II-6-2 Garnissages inorganiques (ou synthétiques) :**

#### **Avantage :**

- Résistants aux attaques microbiennes.
- Très stables thermiquement.
- Possèdent de bonnes propriétés dynamiques pour la circulation du fluide.

#### **Inconvénients :**

- Ne procurent pas de nutriments à la biomasse.
- Si le lit est ioniquement chargé : le substrat, un sous-produit ou un résidu quelconque peut interagir avec le lit entraînant conséquemment une diminution du taux de diffusion et de réaction.

#### **Exemples :**

- Garnissages inorganiques les plus communs : à base de roches (granite, basalte, schiste ou autres), de scories et de coke.
- Autres garnissages utilisés : oxydes métalliques tels que les céramiques poreuses, la cristobalite calcinée et la perlite.

### **II-6-3 Critères de sélection pour le lit filtrant :**

**Leenen et al. (1996)** rapportent que les critères sont à respecter pour le choix du lit filtrant, les paramètres à prendre en considération sont :

- Grosseur de particules appropriée.
- Bonnes fractions de vide, surface spécifique et rugosité pour l'attachement de la biomasse, la rétention de la MES et pour faciliter la circulation du fluide.
- Bonne capacité de nutrition pour la biomasse.
- Haute capacité de rétention de l'humidité.
- Bonne capacité tampon afin d'éviter les grandes fluctuations de pH.
- Résistance mécanique, stabilité et inertie chimique.
- Résistance à la dégradation microbienne.

## CHAPITRE II : LA BIOFILTRATION.

---

- Type de fluide à traiter.
- Porosité ou taux de vide du lit qui détermine la perte de charge à vide, et la surface d'échange de même que l'accumulation maximale de la biomasse.
- Coût d'acquisition.

### **II-6-4 Lit filtrant - Exemples de la littérature :**

Il a été démontré en pratique que la hauteur requise du lit filtrant par percolation peut varier entre 0,6 et 4,5 mètres de hauteur. De plus, afin de prévenir le colmatage, des fractions de vide élevées du garnissage sont nécessaires. Il a été jugé qu'un médium filtrant avec une surface spécifique variant entre 150 et 200 m<sup>2</sup> était approprié (**Eding et al., 2006**).

Des garnissages organiques tels que le compost ou la tourbe ne sont pas des garnissages appropriés pour un biofiltre percolateur. En effet, l'eau peut s'accumuler à travers le garnissage organique, limitant ainsi le mouvement de l'air à travers le biofiltre et de plus, il peut y avoir dégradation rapide du garnissage. Un garnissage inorganique tel que des anneaux Rashing, de la roche, de l'argile ou du plastique est plus approprié (**Metcalf et Eddy, 2003**).

### **II-6-5 Méthodes d'ensemencement du lit filtrant :**

**Zidane et al. (2006)** proposent d'ensemencer la colonne de biofiltration par addition d'un grand volume de la culture adaptée voulue. Alternativement, un biofiltre peut êtreensemencé avec un substrat d'un système de biofiltration établi et ayant fait ses preuves puisque ce dernier contient une large population de microorganismes.

### **II-6-6 Méthodes d'immobilisation de la biomasse sur le lit filtrant :**

#### **II-6-6-1 La fixation naturelle :**

C'est la plus usuelle des pratiques, un support fixe est mis en contact avec l'eau à traiter et la biomasse s'y dépose et croît. Le phénomène de fixation sur un support est dicté par plusieurs forces : les interactions statiques, importantes au début du processus, les forces covalentes, puisque les cellules microbiennes possèdent des groupes réactifs, et enfin des interactions hydrophobiques, le système se trouvant dans un milieu aqueux. Le phénomène d'adsorption est également déterminé par le pH (plus il est bas, mieux se fait l'adsorption) et le type de microorganismes qui croissent dans le milieu. La présence de sels n'est pas non plus sans conséquences sur la vitesse d'adsorption (**Cohen, 2001**). Plusieurs avantages sont liés à ce mode d'immobilisation :

- Une quantité de biomasse importante : Dans les boues activées, on a généralement 700 à 2 500 mg de biomasse/L tandis qu'en biofiltration, on va de 2 000 à 100 000 mg de

## CHAPITRE II : LA BIOFILTRATION.

---

biomasse/L de filtre. Cette plus grande concentration en biomasse viable a pour résultat une meilleure efficacité d'épuration (**Cohen, 2001**).

- Une grande activité métabolique permettant de fonctionner avec des charges importantes et des temps de rétention hydraulique faibles (**Cohen, 2001**).
- Une plus grande résistance à la toxicité : L'explication, non encore admise par tous les chercheurs, serait que la concentration en nutriments autour du biofilm aiderait ces microorganismes à survivre malgré des concentrations importantes de toxiques (**Cohen et al., 2001**).
- Boues produites de bonne qualité : On obtient des boues denses ayant peu de problèmes de décantation et avec peu de risque de foisonnement (**Cohen, 2001**).

### **II-6-6-b La fixation artificielle ou forcée :**

**Cohen, (2001)** montre qu'il y a au total cinq variantes pour ce mode de fonctionnement :

- La micro encapsulation : Les microorganismes sont emprisonnés dans des capsules d'une fine membrane.
- La séparation membranaire : Consiste à séparer les microorganismes du fluide par une membrane qui permet cependant le passage du substrat et fonctionne telle une grosse capsule.
- Fixation par liaison covalente : On associe au lit filtrant des agents tels le glutaraldehyde.
- Fixation par liaison croisée : Il n'y a pas de lit filtrant. Une structure tridimensionnelle complexe est obtenue par des liaisons croisées, entre les microorganismes eux-mêmes.
- L'emprisonnement dans un polymère : Cette méthode consiste à isoler des microorganismes dans un polymère (**Leenen et al., 1996**).

## CHAPITRE II : LA BIOFILTRATION.

### II-6-7 Comparaison entre les deux types de fixation :

Cohen .,(2001) a comparé entre deux situations précédemment étudiées, à savoir la fixation libre et la fixation forcée , une étude doit être faite avant une quelconque décision sur le choix de la variante à adopter lors d'un dimensionnement.

**Tableaux 3** : la comparaison entre les types de fixation.

Paramètre	Fixation libre	Fixation forcée
Lit filtrant	Simple et peu Coûteux	Complexe et souvent Coûteux
Adaptabilité aux changements de conditions	Excellent	Faible
Restriction à la diffusion	Faible	Peut-être importante
Efficacité de traitement de plusieurs polluants	Bonne	Moyenne
Contrôle des espèces présentes	Limité	Facile
Fonctionnement en batch	Impossible	Possible
Stabilité plasmique des microorganismes	Faible	Grande
Production de boues	Grandes quantités	Faibles quantités
Stockage provisoire d'un lit riche en Microorganismes	Difficile	Facile
Modification de la quantité de microorganismes dans le biofiltre	Variable : généralement difficile	Facile

### **II-7 Dynamique de colonisation et d'encrassement des massifs filtrants :**

Au cours de la filtration des eaux usées, le matériau support est colonisé par la biomasse épuratrice et piège les particules en suspension non captées lors des traitements amont. Ces phénomènes qui s'opèrent conjointement induisent une diminution de la porosité et, en conséquence, un accroissement de la résistance à l'écoulement de l'effluent. Selon le mode de fonctionnement du biofiltre, cette dissipation énergétique est plus ou moins forte. Le phénomène de gonflement du massif filtrant, spécifique à la biofiltration en expansion, limite la résistance à l'écoulement du massif. Au contraire, le tassage du matériau filtrant, propre à la biofiltration en compression, augmente la résistance à l'écoulement du massif et favorise la perte énergétique. De manière générale, la différence de pression entre l'entrée et la sortie du biofiltre, communément appelée perte de charge (PDC), constitue un indicateur fiable de l'état d'encrassement du biofiltre sur lequel se base l'exploitant pour déclencher le lavage du biofiltre et ainsi éviter les phénomènes de colmatage. Le lavage consiste en une injection alternée d'air et d'eau au sein du massif filtrant qui crée un phénomène d'attrition entre les grains. L'objectif est de décrocher la biomasse excédentaire tout en maintenant une population active sur le support. Le lavage permet un retour à la perte de charge dite initiale qui traduit l'état d'ensemencement du filtre en début de cycle de filtration (**Rocher 2007**).

### **II-8 Développement de la biomasse et du biofilm**

#### **II-8-1 Les microorganismes (biomasse) :**

Plusieurs genres et espèces de microorganismes sont présents dans les systèmes de biofiltration. Le développement du type de population microbienne dépend grandement du type d'affluent à traiter. Les mécanismes biologiques mis en jeu pour la dégradation biologique sont la respiration cellulaire et la synthèse cellulaire. La rugosité est la caractéristique physique qui affecte la formation primaire d'un biofilm sur le médium filtrant (Plus la rugosité est grande, plus la vitesse est importante) (**Cohen, 2001**).

#### **II-8-2 Le biofilm :**

Le biofilm est formé principalement de polysaccharides (65 %) et de protéines (10-15 %) (**Cohen, 2001**).

## CHAPITRE II : LA BIOFILTRATION.

---

(Courtemanche et al., 1996) signalent que l'épaisseur est déterminé par : la vitesse d'écoulement du fluide dans le biofiltre; le type de matériau utilisé comme lit filtrant; l'âge du biofilm; la nature des polluants et donc le type de microorganismes se développant. En effet, un flux trop rapide du fluide agit en limitant la croissance du film bactérien.

L'épaisseur du biofilm varie de quelques dizaines de micromètres à plus d'un centimètre avec des valeurs moyennes autour d'un millimètre. Ce sont cependant le type de substrat et la charge appliquée qui fixent la densité du biofilm. Une augmentation de la charge permet d'augmenter la viscosité du biofilm jusqu'à une valeur limite à partir de laquelle il y a stabilisation (Cohen, 2001).

### II-8-3 Lavages de biofiltres :

Le biofilm croit à la surface du lit et il y a aussi accumulation de la matière en suspension.

Cela se traduit par une augmentation de la perte de charge hydraulique dans le réacteur. C'est la raison pour laquelle des lavages périodiques des biofiltres sont nécessaires. Ces lavages permettent alors une extraction de la biomasse tout en réduisant le risque de formation de chemins préférentiels (Courtemanche et al., 1996).

D'après Courtemanche, (1996) le lavage d'un biofiltre se fait en deux étapes :

- D'abord un « détassement » du matériau par de l'air insufflé de façon brutale : Cette opération vise à briser la prédominance des chemins préférentiels et facilite le détachement d'une fraction de la biomasse pendant l'étape suivante.

- Ensuite, un flux d'air et d'eau qui permet l'enlèvement d'une partie de la biomasse.

Quand le biofiltre est utilisé pour l'élimination du carbone organique, environ 20 minutes toutes les 24 à 48 heures doivent être consacrées à cette opération (Courtemanche, 1996).

Par contre, pour une nitrification ou une dénitrification, cette fréquence est réduite à 30 minutes par semaine (Payraudeau et al., 2000). Chaque lavage élimine environ 40 % de la biomasse, ce qui fait que l'influence sur les rendements n'est pas significative (Hozalski et Bouwer, 2001).

# **CHAPITRE III**

## **LES SUPPORTS CERAMIQUES**

## Chapitre III : Les supports céramiques.

---

### III-1 Généralité et définition du support céramique :

Selon **Tsuru et al. (2001)** les supports céramiques ont des structures multicouches asymétriques conduisant à un haut flux de perméation et à une sélectivité. Les supports céramiques peuvent être fabriqués par revêtement d'une couche mésoporeuse très mince qui remplit la fonction de perméation sélective en tant que couche active sur la surface d'un support mésoporeux asymétrique.

La fabrication du support est très importante car le procédé de revêtement de la couche active et la performance de la membrane peuvent être affectés directement. La résistance mécanique et la taille de pores suffisante du support sont nécessaires pour résister à la pression et pour garantir le flux.

Le revêtement de la couche active est également une étape clé dans la fabrication des membranes céramiques, et il peut être réalisé par des procédés tels que le frittage ou la méthode sol-gel.

Des particules de taille spécifique sont utilisées comme matériau de revêtement des supports céramiques pour la formation de la taille des pores. Le degré de sélectivité d'une membrane dépend de la taille des pores de la membrane. En fonction de la taille des pores, ils peuvent être classés en tant que membranes de microfiltration (MF) et d'ultra filtration (UF). La perméabilité des membranes céramiques est meilleure que celle des membranes polymères organiques en raison des propriétés inhérentes de matériau, alors que la perméabilité peut également être améliorée par modification du support, telle que l'expansion de la taille des pores (**Tsuru et al., 2001**).

### III-2 les caractéristiques du support céramique :

Les supports céramiques sont produits à partir de matériaux inorganiques tels que les oxydes d'aluminium ( $\text{Al}_2\text{O}_3$ ), le carbure de silicium (SiC) et l'oxyde de zirconium ( $\text{ZrO}_2$ ) (**tsuru et al., 2001**).

**Garacia, (2008)** rapporte que les supports céramiques sont très résistants aux milieux agressifs (acides forts et solvants). Ils sont biologiquement inertes et très stables chimiquement, thermiquement, mécaniquement, bien que les membranes céramiques sont relativement lourdes et ont des coûts de production substantiels. De façon écologique, ils sont sympathiques et ont une longue durée de vie, alors que **karanasois et al. (2010)** signalent que le matériau support est considéré comme l'un des principaux paramètres pour la conception d'un réacteur à lit compact, les matériaux sélectionnés et leurs caractéristiques telles que la forme et la taille ont une grande influence sur la performance du système.

## Chapitre III : Les supports céramiques.

---

D'après **Nuhoglu et al. (2002)**, la taille et la forme des supports déterminent les vides interpa- tiques, la porosité et la surface spécifique, influençant l'épaisseur du biofilm et le colmatage des pores.

### **III-3 la relation entre support et dénitrification :**

La dénitrification de l'eau polluée a été étudiée en utilisant des bactéries E-coli supportées. Les caractéristiques physico-chimiques des supports et l'influence de ces propriétés sur la performance des bactéries ont été analysées. Des supports inorganiques, des oxydes et des zéolithes ont été choisis afin de couvrir une large gamme de porosités et de propriétés chimiques de surface et le processus de dénitrification systématiquement étudié. Les cycles de dénitrification consécutifs dans les expériences en lots et la toxicité des supports ont également été analysés. L'acidité des supports provoque des processus de réduction plus lents, favorisant aussi une concentration élevée de nitrites intermédiaires en solution pendant de plus longues périodes. La réduction du  $\text{NO}_3$  est plus rapide que celle du  $\text{NO}_2$  (**Bautista-Toledo, 2015**).

### **III-4 Les supports de dénitrification**

De nombreux matériaux différents ont été précédemment utilisés comme supports de bactéries, y compris les oxydes métalliques (**Chen et al., 2012; Kurt et al.,1987**), les zéolites (**Montalvo et al., 2012**), les polymères biodégradables (**Chu et Wang, 2013**), les bois (**Yamashita et al., 2011**) ou les matériaux carbonés (**Moreno-Castilla et al., 2003**).

Ces études visent principalement à analyser les caractéristiques morphologiques des supports (**Nuhoglu et al., 2002, Eldyasti et al., 2012**)

### **III-5 Le support céramique inorganique (la brique) :**

Les briques ont été une construction majeure et des matériaux de construction depuis longtemps. Les briques d'argile séchée ont été utilisées pour la première fois en 8000 av. J.-C. et les briques d'argile grillées ont été utilisées dès 4500 av. J.-C (**Pacheco al.,2011**) . La production annuelle mondiale de briques est actuellement d'environ 1391 milliards d'unités et la demande de briques devrait progressivement augmenter (**Zig-Zag et Freedonia 2012**).

Les briques classiques sont produites à partir d'argile à feu de four à haute température ou de béton ordinaire Portland Ciment (OPC).

Les opérations de carrières pour l'obtention de l'argile sont intensives en énergie, affectent négativement le paysage et génèrent un niveau élevé de déchets. La cuisson au four à haute température ne supporte pas seulement une quantité importante d'énergie mais libère une grande quantité de gaz à effet de serre. En moyenne, les briques d'argile ont une énergie

## Chapitre III : Les supports céramiques.

---

incorporée d'environ 2,0 kWh et libèrent environ 0,41 kg de dioxyde de carbone (CO<sub>2</sub>) par brique (Reddy , 2003 et Lippiatt,2007). Il est également noté qu'il y a une pénurie d'argile dans de nombreuses régions du monde. Pour protéger les ressources en argile et l'environnement, certains pays comme la Chine ont commencé à limiter l'utilisation de briques fabriquées à partir d'argile (Lingling, 2005).

### III-5-1 Les avantages du support inorganique :

Les membranes polymères organiques ont également des problèmes de perméabilité en raison de son hydrophobie la réparation et le remplacement de la membrane polymère organique en raison d'une résistance mécanique et d'une stabilité chimique plus faibles (Lee, 2013). Les problèmes des membranes n'ont pas été résolus malgré le développement de nouvelles techniques, telles que l'amélioration des caractéristiques de la membrane (par exemple, la modification de surface de la membrane et l'application de la matière de chlorure de polyvinylidène (PVDF)) ainsi que la modification de procédés tels que la pré- Traitement du flux d'alimentation, lavage à contre-courant, lits fluidisés et instabilité des fluides (Xu, 2002). Pour surmonter les inconvénients des membranes polymères organiques, de nombreuses recherches et le développement de membranes inorganiques telles que des membranes céramiques ont été effectués récemment.

La plupart des applications dans les cas d'eaux usées ont été réalisées à l'aide de membranes polymères.

# **CHAPITRE IV**

## **MATERIELS ET METHODES**

## **CHAPITRE IV : MATERIELS ET METHODES.**

---

### **IV-Matériels et méthodes :**

Les recherches sont orientées ces dernières années, vers la valorisation des matériaux de construction dans les procédés de traitement des eaux. Notre contribution innovatrice, est l'utilisation d'un sous-produit de construction des bâtiment (la brique) comme support de fixation des bactéries dénitrifiantes en réacteur à lit fixe à biomasse hétérotrophe.

La première étape de notre travail consiste à faire un état des lieux concernant la pollution par les nitrates dans les eaux usée : Nous sommes utilisés un prélèvement du bassin d'aération de station d'épuration des eaux usée de Bordj Bou Arreridj

La deuxième étape est une étude des performances de dénitrification de réacteur remplis de déchet de la brique.

### **IV-1 Traitement du support utilisé :**

Le support d'étude (déchet de brique) est un sous-produit de terre argileux crue, séchée au soleil ou cuite au four.

La brique a usage de construction bâtiments fourni par la compagnie Mecheri , le support à subit un broyage puis un tamisage afin d'obtenir des granules de 1-5 mm de diamètre et de masse volumique 2,86 Kg.

Avant son utilisation, le support à été lavé pour éliminer les fines particules.

### **IV-2 Sélection des bactéries dénitrifiantes :**

Lors de la mise en place d'un bioréacteur, il est nécessaire de produire une biomasse capable de dégrader le polluant ciblé. Pour cette raison une adaptation au substrat et aux conditions de fonctionnement est nécessaire pour la mise en marche du bioréacteur.

La source de bactéries dénitrifiantes pour la présente étude est une boue activée prélevée au niveau de la station d'épuration des eaux usées de la ville Bourdje Bou Arreridj. Les boues sont mises dans un bassin fermé en présence d'une alimentation riche en nitrates avec des quantités suffisantes de méthanol comme source de carbone. Le dispositif fonctionne

## CHAPITRE IV : MATERIELS ET METHODES.

En discontinu. Un suivi de la concentration en nitrates et nitrites est effectué régulièrement et la solution d'alimentation est renouvelée quand la concentration en nitrates diminue en dessous de la norme. Une fois que la consommation des nitrates est réalisée au bout d'un temps relativement court (10 heures), nous estimons que les boues sont aptes à dénitrifier. Elles seront transférées dans un système en continu qui permettra le développement et le maintien de notre biomasse dénitrifiante.

**Tableau 4 :** Composition de l'alimentation en continu et en discontinu.

Composé	Alimentation en dis Continu	Alimentation en continu
NaNO <sub>3</sub>	1645mg/l $\Leftrightarrow$ 1200mg de NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	137,09mg/l $\Leftrightarrow$ 100mg/l de NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>
K <sub>2</sub> HPO <sub>4</sub>	2g/l	2,25mg/l $\Leftrightarrow$ 0,5 mg/l de P
FeSO <sub>4</sub>	10mg/l	0
MgCl <sub>2</sub>	25mg/l	0
Méthanol	22,6 ml	22,6 ml

### IV-3 Essai de dénitrification sur colonne :

Préalablement à des essais à l'échelle industriel, une étude au laboratoire doit être réalisée à fin de déterminer les conditions de fonctionnement. Après les essais sur une colonne a été mise en fonctionnement :

- La colonne remplie de méthanol ayant subi à un traitement afin de rendre le support (déchet de brique) plus accessible aux microorganismes dénitrifiants.

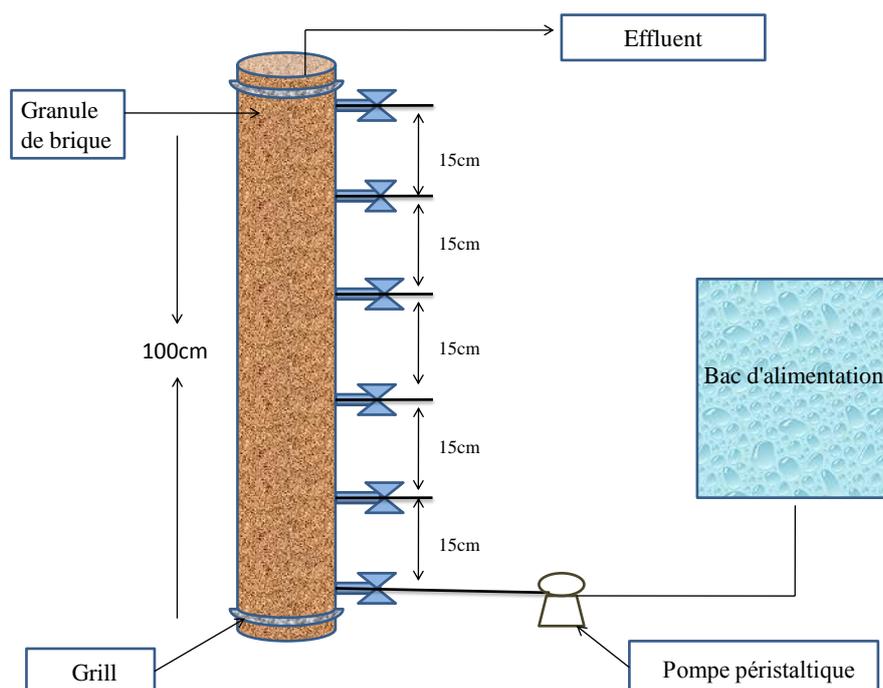
### IV-4 Description du montage :

Les expériences de dénitrification sont réalisées dans une colonne en plastique (PVC) d'une hauteur de 100cm, d'un diamètre interne de 6cm, ainsi  $L/D=16$  ; on considère généralement qu'une valeur  $L/D \geq 3$  est nécessaire. L'unité opère à température ambiante et consiste en un lit fixe à la brique complètement immergée. L'alimentation est réalisée en continue avec un écoulement ascendant tandis qu'un trop plein en haut de colonne permet de maintenir le niveau d'eau constant. La colonne demeure par conséquent saturée pendant toute la durée de

## CHAPITRE IV : MATERIELS ET METHODES.

l'expérience et fonctionne ainsi en absence d'oxygène. Le réacteur, fermé à l'atmosphère, est percé à 6 hauteurs différentes.

Ceci permettra de déterminer la concentration en nitrates aux divers plateaux lorsque le régime permanent sera atteint et donc d'évaluer les rendements épuratoires en fonction de la hauteur du milieu filtrant. Le montage expérimental est représenté à la Figure IV-.2.



**Figure 02 :** la colonne de l'essai de dénitrification.

### IV-4-1 Milieu filtrant :

Le milieu filtrant comporte les compositions suivantes : le déchet de brique et réacteur alimenté (Figure IV-2).

### IV-4-2 L'eau d'alimentation :

Les réacteurs sont alimentés à l'aide d'un nitrate à différentes concentrations et en phosphates.

Le flux est ascendant, et a été réglé à différents temps de rétention hydrauliques.

### **IV-4-3 Fixation naturelle des bactéries dénitrifiantes :**

Il existe différentes méthodes d'ensemencement bactérien. La première consiste en un passage continu d'une solution concentrée en nitrates et en phosphates, à travers le support dénitrifiant. Cette méthode a donné des temps de démarrage de la fonction dénitrifiante allant jusqu'à 45 jours. Cette période étant jugée trop longue, nous avons apporté au moment du remplissage des réacteurs, des boues de station d'épuration déjà adaptées, placés en discontinu, avec une alimentation spécifique.

### **IV-5 Méthodes d'analyses physico-chimiques :**

Les nitrates et les nitrites ont été mesurés selon les normes suivantes :

- Les nitrates : Méthode au réactif sulfophénique (norme AFNOR NF 90012).
- Les nitrites : Méthode au réactif de Zambelli.

## **CHAPITRE IV : MATERIELS ET METHODES.**

---

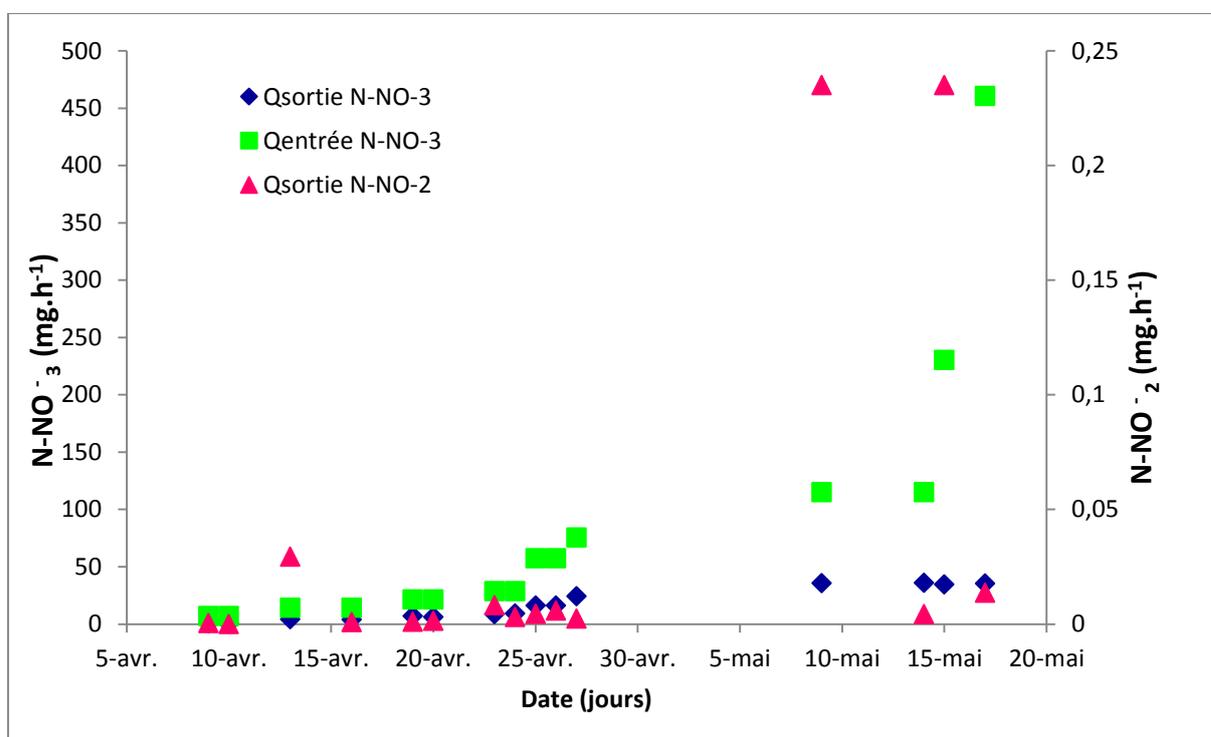
# **CHAPITRE V**

## **RESULTATS ET DISCUSSIONS**

## CHAPITRE V : RESULTATS ET DISCUSSIONS

### V-1 Essai de dénitrification sur colonne :

L'étude de l'amélioration du procédé de dénitrification biologique par usage des granules des déchets de la brique à usage de construction bâtiment est l'objectif principal de la présente étude. Pour cela, une colonne de dénitrification a été mise en fonctionnement avec écoulement ascendant durant la période allant de 9 avril à 17 mai, avec des charges en nitrates croissantes. Les mesures des concentrations des nitrates et de l'azote nitrique à la sortie de la colonne ont été effectuées lorsque le régime stationnaire est établi, correspondant à au moins 5 à 10 temps de séjours.



**Figure 03** : évolution de vitesse d'élimination des nitrates et l'apparition des nitrites.

La dynamique à long terme des nitrates dans le biofiltre durant les 15 jours est représentée dans la figure III.

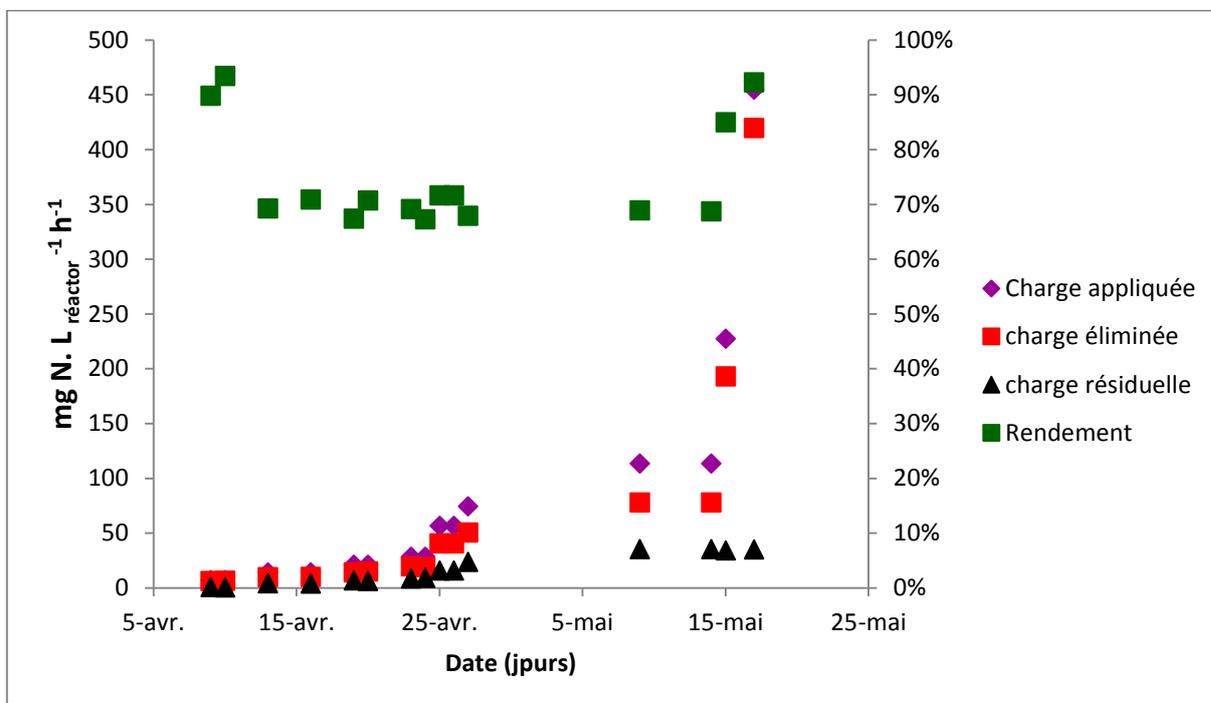
Les nitrates résiduelles à la sortie de la colonne exprimées en  $\text{mg.h}^{-1}$  de  $\text{N-NO}_3^-$  ont passée de 0 à 40 pour des charges appliquées de 50 à 450. Durant la période allant de 10 avril 2017 au 18 mai 2017, avec des concentrations en nitrites allant de 0 à 430 respectivement.

Ces résultat montrent que l'accrochement des populations contribuant à l'enlèvement des nitrates a été bien menée,

## CHAPITRE V : RESULTATS ET DISCUSSIONS

ce qui a permis au bioréacteur de résister aux fortes charges et d'assurer une élimination presque totale d'une charge appliquée à l'entrée avoisinant les  $500\text{mg}\cdot\text{h}^{-1}$  de  $\text{N}\cdot\text{NO}_3^-$ .

L'évolution des rendements de bio-dénitrification sont représentés dans la figure IV.



**Figure 04 :** évolution de la charge appliquée, éliminée, résiduelle, et le rendement du réacteur dénitrifiant.

La lecture des résultats de la figure ci-dessus montre que le biofiltre de dénitrification à base de granules de brique permet d'atteindre des rendements de 80% quel que soit la charge appliquée à l'entrée du biofiltre.

Rocher et al. (2010) signalent que les expérimentations réalisées sur un pilot Biostyr<sup>®</sup> montrent que l'accroissement des charges appliquées en azote nitrique induit une augmentation des charges éliminées. À titre d'illustration, la charge en azote nitrique éliminée par un mètre cube de matériau augmente d'environ 130 % lorsque la charge appliquée augmente de 2 à 5  $\text{kg N}\cdot\text{m}^{-3}\cdot\text{j}^{-1}$ . Par ailleurs, l'inflexion modérée de la courbe  $CV$  versus  $CV_a$  indique que les rendements de dénitrification restent satisfaisants sur une large gamme de charges appliquées. Pour les eaux présentant des températures supérieures à  $18\text{ }^\circ\text{C}$ , les rendements de dénitrification restent de l'ordre de 75 - 95 % pour des charges appliquées atteignant  $7\text{ kg N}\cdot\text{m}^{-3}\cdot\text{j}^{-1}$ .

## CHAPITRE V : RESULTATS ET DISCUSSIONS

---

Les résultats obtenus sont donc en concordance avec ceux rapportés par la littérature, ce qui nous permet de qualifier le support sujet à la présente étude de très performant en biofiltration des eaux usées domestiques et plus particulièrement en dénitrification.

### **V-2 Profil vertical des nitrates et nitrites dans la colonne de bio-dénitrification sur brique :**

Comme décrit précédemment dans la section IV-4 la colonne de dénitrification a été percée à différents niveaux servant des point de prélèvement, afin d'établir la dynamique de réduction des nitrates et la formation des nitrites dans le biofiltre. La colonne de dénitrification a été soumise à une charge initiale en  $N-NO_3^-$  de  $20 \text{ mg.L}^{-1}$  avec des quantités suffisantes en carbone et en phosphore.

L'analyse de la figure V montre que les nitrates ont été réduits en nitrites dans les premières couches du milieu filtrant (20 cm), puis les nitrites en azote gazeux. Cette étude montre que le biofilm ainsi formé est très dense dans les couches basses du réacteur, avec une stratification de répartition de la flore nitrifiante et nitrifiante. Les nitrites, inévitablement produits et accumulés dans la zone intense, sont éliminés dans la partie haute du massif où les concentrations en nitrates sont plus faibles. La préservation de cette zone tampon est indispensable pour éviter le rejet d'un résiduel de nitrites.

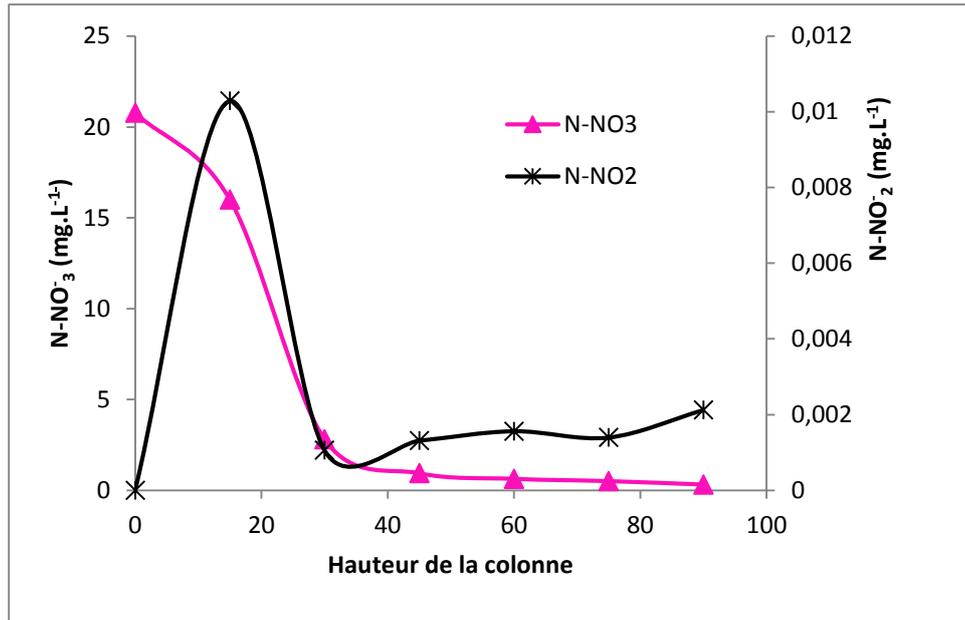
En effet, la hauteur du matériau filtrant est un paramètre déterminant de la concentration des nitrates et nitrites à la sortie de la colonne de bio-dénitrification.

Ces résultats concordent avec ceux trouvés par Rocher et al. (2008), qui en utilisant un massif granulaire de type Biolite, indiquent que la partie inférieure du massif filtrant présente une forte activité biologique. Ils ont constaté que les nitrates sont rapidement transformés en azote nitrique suivant une cinétique linéaire d'ordre zéro.

De même, Azimi et al. (2010) signalent également que la dynamique de transformation des nitrates en azote nitrique puis en azote gazeux dépend de la hauteur du massif filtrant, ainsi que de la charge appliquée à l'entrée du réacteur.

Les granules de brique concassé proposées comme massif de biofiltration est de bonnes aptitudes de bio-dénitrification du fait de la réduction rapide des nitrates en azote nitrique, puis en azote gazeux dans les premiers centimètres du massif filtrant.

## CHAPITRE V : RESULTATS ET DISCUSSIONS



**Figure 05 :** Profils en nitrates et en azote nitrique en fonction de la hauteur du massif filtrant.

# **CONCLUSION**

# CONCLUSION

---

## Conclusion

Notre étude se situe dans le cadre des traitements biologiques de la pollution des eaux générées par les activités agricoles et industrielles. Parmi ces traitements : la dénitrification biologique, utilisée pour traiter efficacement la pollution des eaux souterraines par les nitrates.

Pour traiter efficacement la pollution des eaux par les nitrates, nous avons mis en fonctionnement un réacteur à biofilm utilisant les granules des déchets de la brique comme support de biofiltration.

Les performances du réacteur à biofilm ont été optimisées en utilisant un pilote à l'échelle de laboratoire. Les résultats obtenus se résument comme suit :

Le biofiltre à base de granules de brique permet une bonne épuration des eaux et d'atteindre des faibles charges résiduelles à la sortie avec un rendement de dénitrification de l'ordre de 80% quel que soit la charge appliquée à l'entrée du biofiltre.

L'étude verticale nous a montré que la réduction des nitrates en nitrites se fait en grande partie dans les premières couches du milieu filtrant, suivie de nitrification donnant ainsi une stratification de la distribution des populations qui interviennent dans la dénitrification par biofiltration.

**REFERNCE**  
**BIBLIOGRAPHIQUE**

## Référence bibliographique :

**Agarwal, G. K. et Ghoshal, A. K., 2008** : Packed bed dynamics during microbial treatment of waste water: Modelling and simulation. *Bioresource technology*, volume 99, numéro 9, p. 3765-3773.

**Avalos Ramirez, A., Bénard, S., Giroir-Fendler, A., Jone, J. P. et Heitz, M., 2008** : Treatment of methanol vapours in biofilter spacked with inert materials. *Journal of Chemical Technology and Biotechnology*, volume 83, numéro 9, p. 1288-1297.

**Ayoub mabrouk., 2009** : Application de la nitrification et dénitrification dans le traitement des eaux usée p :10-25.

**B. Wang, Z. Wu, A.G. Livingston, K., Li., 2009** : A novel phase transition technique for fabrication of mesoporesized ceramic membranes, *J. Membr. Sci.* 1–2 5–9.

**AzimiS., RocherV., PaffoniC., GoncalvesA. et GousaillesM., 2010** : Dynamique de la colonisation du massif filtrant d'une unité de dénitrification des eaux usées par biofiltration. *La Houille Blanche*, n°1, 7pages.

**Belghiti M-L., Chahlaoui A., Bengoumi D., El Moustaine R., 2013** : Etude de la qualité physico-chimique et bactériologique des eaux souterrains de la nappe plio-quaternaire dans la région de Meknès (MAROC) .*Larhyss Journal*, ISSN 1112-3680 , n°14 ,Pp 21-36.

**Bernet N, delgenses N , moletta R., 1996** : Dentrification by anaerobiesludge in piggery waste water, *Environnement* 293- 300 .

**Cabello, P., Rolda n, M.D., Moreno-Vivia n, C., 2004** : Nitrate reduction and the nitrogen cycle in archaea. *Microbiology* 150 (11), 3527e3546.

**Centre collaborant de l'OMS (Centre régional pour l'eau potable et l'assainissement à faible coût), 2007** : Contrôle et suivi de la qualité des eaux usées protocole de détermination des paramètre physico-chimique et bactériologique .Burkina Faso, Pp 18.

**Chen, Y., Su,Y., Zheng, X., Chen, H., Yang, H., 2012** : Alumina nano particles-induced effects on waste water nitrogen and phosphorus removal after short-term and long-term exposure. *Water Res.*

**China Build Mate., 2001** : China Economic Trade Committee. Tenth five-year program of building materials industry .p;7–10.

**Chu,L.,Wang ,J., 2013** :Denitrification performance and biofilm character istics using biodegradable polymer.s PCL as carriers and carbon source. *Chemosphere* 91.

**Cohen, Y., 2001** : Biofiltration - the treatment of fluids by microorganisms immobilized into the filter bedding material: a review. *Bioresourcetechnology*, volume 77, numéro 3, p.257-274.

**Courtemanche, M., 1996** :*Traitement des eaux usées d'une usine de pâtes et papiers p a r le procédé de biofiltration A CTICONTA C l\**. Mémoire ès science appliquée, Université de Sherbrooke, Sherbrooke, 126 p.

**Dincer, A. R. et Kargi, F., 2000** : Effects of operating parameters on performances of nitrification and denitrification processes. *Bioprocess and Biosystems Engineering*.

**Dumont, E., Andres, Y., Le Cloirec, P. et Gaudin, F., 2008** : Evaluation o f a new packing material for H2 S removed by biofiltration. *Biochemical engineering journal*, volume 42, numéro 2, p. 120-127.

**Dupin, S., 1992** : Dénitrification biologique hétérotrophe appliqué au traitement des eaux d'alimentation: conditions et fonctionnement et mise au point d'un procédé. Thèse de doctorat de Microbiologie de l'Université de Claude Bernard, Lyon I, p281.

- Eding, E. H., Kamstra, A., Verreth, J. A. J., Huisman, E. A. et Klapwijk, A., 2006** : Design and operation of nitrifying trickling filters in recirculating aquaculture: A review. *Aquacultural Engineering*, volume 34, numéro 3, p. 234-260.
- Eding, E. H., Kamstra, A., Verreth, J. A. J., Huisman, E. A. et Klapwijk, A., 2006** : Design and operation of nitrifying trickling filters in recirculating aquaculture: A review. *Aquacultural Engineering*, volume 34, numéro 3, p. 234-260.
- Eldyasti, A., Nakhla, G., Zhu, J., 2012** : Influence of particles properties on biofilm structure and energy consumption in denitrifying fluidized bed bioreactors (DFBBRs). *Bioresour. Technol.*
- Fdz-Polanco, F., Mendez, E., Uruena, M. A., Villaverde, S. et Garcia, P. A., 2000** : Spatial distribution of heterotrophs and nitrifiers in a submerged biofilter for nitrification. *Water Research*, volume 34, numéro 16, p. 4081-4089.
- Folgar L, Brski F., 2003** : Wastewater denitrification process - the influence of the nature of the carbon source. **FPPQ 2001: Rapport d'évaluation des technologies de gestion et de traitement du lisier de porc.** Fédération des producteurs de porc du Québec, Longueuil, 78 p.
- Garzon-Zuniga, M. A., Lessard, P. et Buelna, G., 2003** : Determination of the hydraulic residence time in a trickling biofilter filled with organic matter. *Environmental Technology*, volume 24, numéro 5, p. 605-614.
- Ghettas n., 2008** : Epuration des Eaux Usées : Cas de la ville de Touggourt. Université Kasdi Merbah, Oran, Pp 68.
- Gilbert, Y., Le Bihan, Y., Buelna, G. et Lessard, P., 2005** : Application of respirometry to monitoring the biomass activity of a biofilter on an organic bed used to treat pig manure. *Water Quality Research Journal of Canada*, volume 40, numéro 2, p. 155-163.
- Gracian, C., 2000** : *Phosphore et lisier de porc : Solutions et gestion des boues.* *Techni-Porc*, volume 23, numéro 3, p. 7-16.
- Grady, C.P.L., Daigger, G.T., Lim, H.C., 1999** : *Biological Wastewater Treatment.* Marcel Dekker, New York.
- Gulis G., Czompolyova M., Cerhanw J. R., 2001**: An Ecologic Study of Nitrate in Municipal Drinking Water and Cancer: Incidence in Trnava District, Slovakia. *Environ. Res. Section A*, 88, 182-187.
- GWA Décembre., 2004** : Biofilters for fresh water crayfish purging systems. Dans The government of western Australia (GWA) - Department of fisheries, <http://www.fish.wa.gov.au/docs/aq/aq002/index.php70404> (page consultée le 15 mai)
- H. Mori, S. Mase, N. Yoshimura, T. Hotta, K. Ayama, J.I., Tsubaki., 1998**: Fabrication of supported Si<sub>3</sub>N<sub>4</sub> membranes using the pyrolysis of liquid polysilazane precursor, *J. Membr. Sci.* 23–33.
- HablaZig-Zag Kilns Technology., 2012** : The brick industry. <<http://www.hablakilns.com/industry.htm>>. The Freedomia Group. Brick and block – US industry study with forecasts for 2014 & 2019. Study #2652;
- Hakmi A., 2006** : Traitement des eaux « traitement de l'eau de source Bousfer ORAN. Université des sciences et de la technologie. Oran, Pp 71.
- Hamoda, M. F. et Bin-Fahad, R., 2006** : Upgrading secondary biological treatment.
- Hanaki, K., 1992** : Production of nitrous oxide gas during denitrification of wastewater. *Water Sci. Technol.* 26 (1e12), 1027e1036.
- Hozalski, R. M. et Bouwer, E. J., 2001** : Non-steady state simulation of BOM removal in drinking water biofilters: Model development. *Water research*, volume 35, numéro 1, p.198-210.

- Hwang, Y., Yoneyama, Y. et Noguchi, H., 2000** : Denitrification characteristics of freject water in up flow biofiltration. *Process Biochemistry*, volume 35, numéro 10, p. 1241-1245.
- improvement. *International Journal of Environmental Technology and Management*,
- Karanasios, K.A., Vasiliadou, I.A., Pavlou, S., Vayenas, D.V., 2010** : Hydrogenotrophic denitrification of potable water: areview. *J. Hazard. Mater.*
- Kim, J., Hwang, Y., Kim, C. et Bae, J.,2003**: Nitrification and denitrification using asingle biofilter packed with granular sulfur. *Water Science and Technology*, volume 47, numéro 11, p. 153-156.
- Knowles, R., 1996** : Denitrification microbiology and ecology. *Life Support Biosph. Sci.* 3 (1e2), 31e34.
- Kurt, M., Dunn, J., Bourne, J.R., 1987** : Biological denitrification of drinking water using autotrophicorganismswith H<sub>2</sub> in a fluidized-bedbiofilmreactor.
- L'hirondel J., L'hirondel J.L., 2002** : Nitrate and Man: Toxic, Harmless or Beneficial? CABI Publishing, New York, 168 pp.
- Le Bihan, Y. et Lessard, P., 2000** : Monitoring biofilterclogging : Biochemical characteristics of the biomass. *Water research*, volume 34, numéro 17, p. 4284-4294.
- Leenen, E. J. T. M., Dos Santos, V. A. P.,Grolle, K.C.F.,Tramper,J.et, R. H., 1996** :Characteristics of and selection criteria for support materials for cellimmobilization in waste water treatment. *Water research*, volume 30, numéro 12, p.2985-2996.
- Lemoine, C., Payraudeau, M. et Meinhold, J., 2006** : Aeration control for simultaneous nitrification-dénitrification in a biological aerated filter usinginternal model approach. *Water Science and Technology*, volume 54, numéro 8 , p. 129-136.
- Levallois P., Phaneuf D., 1994** : La contamination de l'eau potable par les nitrates: analyse des risques à la santé. *Revue canadienne de la santé publique*, 85 (3), 192-196.
- Lingling X, Wei G, Tao W, Nanru Y., 2005** : Study on fired bricks with replacingclay by flyash in high volume ratio. *ConstrBuild Mater*;243–7.
- Lu, H., Chandran, K., 2010a.** : Diagnosis and quantification of glycerol assimilating denitrifying bacteria in an integrated fixed-film activated sludgereactor via <sup>13</sup>C DNA stable-isotope probing. *Environ. Sci. Technol.*
- M. García-Gabaldón, V. Pérez-Herranz, E. Sánchez., 2008** : S. Mestre, Effect of tin concentration on the electricalproperties of ceramic membranes used as separators in electrochemicalreactors, *J. Membr. Sci.*213–220.
- Messinga T. T., Speijers G. J. A., Meulenbelt J., 2003** : Health implications of exposure to environmental nitrogenous compounds. *Toxicol. Rev.*, 22, 41-51.
- Metcalf Eddy ., 2003** : *Wastewater Engineering : Treatment and Reuse*, 4e édition. McGraw-Hill, Boston, 1819 p.
- Montalvo, S., Guerrero, L., Borja, R., Sanchez, E., Mila n, Z., Corte s, I., de la Rubia, M.A., 2012** : Application of naturalzeolites in anaerobic digestion pro- cesses: areview. *Appl. Clay Sci.* 58, 125e133.
- Moreno-Castilla, C.,Bautista-Toledo, M.I., Ferro-García, M.A., Rivera-Utrilla, J., 2003**: Influence of support surface properties on activity of bacteriaimmobilised on activatedcarbons for water denitrification. *Carbon*.
- Moser-Engeler R, Udert Km, siegris H., 1998**: productsfromprimarysludge fermentation and theirsuitability for nutrientremoval. *Water sceince technology*.,265-273.

- N. Xu, W. Xing, N. Xu., J. Shi., 2002** : Application of turbulence promoters in ceramic membrane bioreactor used for municipal wastewater reclamation, *J. Membr. Sci.* 307–313.
- Nuhoglu, A., Pekdemir, T., Yildiz, E., Keskinler, B., Akay, G., 2002** : Drinking water denitrification by a membrane bio-reactor. *Water Res.* 36, 1155e1166. of waste water using anoxic/aerobic attached growth systems for effluent quality.
- Oh, J., Silverstein, J., 1999a** : Oxygen inhibition of activated sludge denitrification. *Water Res.* 33 (8), 1925e1937.
- Oh, J., Silverstein, J., 1999b** : Acetate limitation and nitrite accumulation during denitrification. *J. Environ. Eng.* 125 (3), 234e242.
- Otte, S., Grobbs, N.G., Robertson, L.A., Jetten, M.S., Kuenen, J.G., 1996b** : Nitrous oxide production by *Alcaligenes faecalis* under transient and dynamic aerobic and anaerobic conditions.
- Pacheco-Torgal F, Jalali S., 2011** : Masonry units. In: Pacheco-Torgal, Jalali, editors. *Eco-efficient construction and building materials*. London, UK: Springer; p. 131–42.
- PAFFONI C., 1997** : Pertes de charge sur le prototype Biostyr- Role de la charge éliminée en ammonium et de la température. Rapport d'étude, SIAAP, France, 14 p.
- PAFFONI C. et M. PAYRAUDEAU., 1998** : Le prototype Biostyr: bilan des essais. *Tech. Sci. Méth.*, 3, 19-28.
- Pak, D., Chang, W. et Hong, S., 2002** : Use of natural zeolite to enhance nitrification in biofilter. *Environmental technology*, volume 23, numéro 7, p. 791-798.
- Paredes, D., Kusch, P., Mbvette, T. S. A., Stange, F., Muller, R. A. et Koser, H., 2007** : New aspects of microbial nitrogen transformations in the context of wastewater treatment – A review. *Engineering in Life Sciences*, volume 7, numéro 1, p. 13-25.
- Prairie Swine Centre., 2004** : *Gestion des fumiers/lisiers*. Environmental issues resource Centre, Saskatchewan,
- Reddy BVV, Jagadish KS., 2003** : Embodied energy of common and alternative building materials and technologies. *Energy Build*; 129–37.
- Rocher v., c. paffoni, a. goncalves, s. azimi, s. winant, v. legaigneur et m. gousailles., 2007** : *Houil. Blanc.*, 95-102, La biofiltration des eaux usées : comparatif technique et économique de différentes configurations de traitement..
- Rodier J., Legédiuble B., Merlet N., 2009** : *L'analyse de l'eau*, 9e édition Entièrement mise à jour, Paris. Pp 1526.
- Rouse J. D., Bishop C. A., Struger J., 1999** : Nitrogen pollution: An assessment of its threat to amphibian survival. *Environ. Health Perspect.*, 107, 799-803.
- S.J. Lee, M. Dilaver, P.K. Park, J.H. Kim., 2013** : Comparative analysis of fouling characteristics of ceramic and polymeric microfiltration membranes using filtration models, *J. Membr. Sci.* 97–105.
- Santé Canada., 1992** : Le nitrate et le nitrite. Consulté sur le site : [http://www.hc-sc.gc.ca/ewh-semt/alt\\_formats/hecs-sesc/pdf/pubs/water-eau/doc-sup-appui/nitrate\\_nitrite/nitrate\\_nitrite\\_f.pdf](http://www.hc-sc.gc.ca/ewh-semt/alt_formats/hecs-sesc/pdf/pubs/water-eau/doc-sup-appui/nitrate_nitrite/nitrate_nitrite_f.pdf).
- Sievert, S.M., Scott, K.M., Klotz, M.G., Chain, P.S.G., Hauser, L.J., Hemp, J., Hugler, M., Land, M., Lapidus, A., Larimer, F.W., Lucas, S., Malfatti, S.A., Meyer, F., Paulsen, I.T., Ren, Q., Simon, J., 2008** : Genome of the epsilon proteobacterial chemolithoautotroph *Sulfurimonas denitrificans*. *Appl. Environ. Microbiol.* 74 (4), 1145e1156.
- Song, K., Lee, S.H., Kang, H., 2011** : Denitrification rates and community structure of denitrifying bacteria in newly constructed wetland. *Eur. J. Soil Biol.*

- T. Tsuru., 2001** :Inorganicporous membranes for liquid phase separation, Sep. Purif. Rev. 191–220.
- T. Van Gestel, D. Sebold, H. Kruidhof, H.J.M. Bouwmeester., 2006** : ZrO<sub>2</sub> and TiO<sub>2</sub> membranes for nanofiltration and pervaporation Part 2. Develop- ment of ZrO<sub>2</sub> and TiO<sub>2</sub> top layers for pervaporation, J. Membr. Sci. 413–421.
- Technicalmanual and user guide., 2007** : Lippiatt BC. BEES 4.0 – Building for environmental and economicsustainability.
- Testud F., 2004** : Engrais minéraux. Toxicol. Pathol., 1, 21-28.
- Verbaendert, I., De Vos, P., Boon, N., Heylen, K., 2011** : Denitrification in Gram-positive bacteria: an underexplored trait. Biochem Soc. Trans. 39, 254e258.volume 23, numéro 1, p. 75-80.volume 6, numéro 5, p. 434-447.
- WHO 1995**: Concern for Europe's Tomorrow, Health and the environment in the WHO European region. World Health Organization (WHO), Rapport WHO European Centre for Environment and Health, Stuttgart, 537 pp.
- Y. Dong, X. Feng, D. Dong, S. Wang, J. Yang, J. Gao, X. Liu, G. Menga., 2007** : Elaboration and chemical corrosion resistance of tubular macro-porouscordieriteceramic membrane supports, J. Membr. Sci. (1–2) 65–75.
- Y.S. Lin, I. Kumakiri, B.N. Nair, H., 2002** : Alsyouri, Microporousinorganic membranes, Sep. Purif. Rev.229–379.
- Yamashita, T., Yamamoto-Ikemoto, R., Zhu, J., 2011** : Sulfate-reducingbacteria in a denitrification reactor packed with wood as a carbon source. Bioresour. Technol.
- Zidane, F., Berrada, B., Lekhlif, B., Lounes, M. et Blais, J., 2006** : Performances d'un biofiltre a garnissage plastique pour le traitement d'effluents fortement contaminés en phenol, cadmium et chrome;Performance of a biofilter with plastic packing to trea effluents, high lycontaminated with phenol, cadmium, and chromium. *Journal of Environmental Engineering and Science*, volume 5, numéro 4, p. 317-327.
- Zumft, W., 1997** : Cellbiology and molecular basis of denitrification. Microbiol. Mol. Biol. Rev. 61 (4), 533e616.

# **ANNEXES**

# ANNEXES

---

## Dosage de nitrate :

Les nitrates constituent le stade final de l'oxydation de l'azote, et représentent la forme d'azote au degré d'oxydation le plus élevé présent dans l'eau. Leurs concentrations dans les eaux naturelles sont comprises entre 1 et 10 mg/l. cependant leurs teneurs dans les eaux usées non traitées sont faibles.

### ➤ Principe :

En présence de salicylate de sodium, les nitrates donnent du paranitro-salicylate de sodium, coloré en jaune et susceptible d'un dosage spectrométrique (**Rodier et al., 2009**).

### ➤ : Réactifs :

- Acide sulfurique.
- Ammoniac.
- Phénol.

## Préparation du réactif sulfophénique :

Dissoudre 12 g de phénol dans 144 ml d'acide sulfurique dans un bain-marie.

## Appareillage :

- Photomètre UV-visible.
- Cellule de dosage.

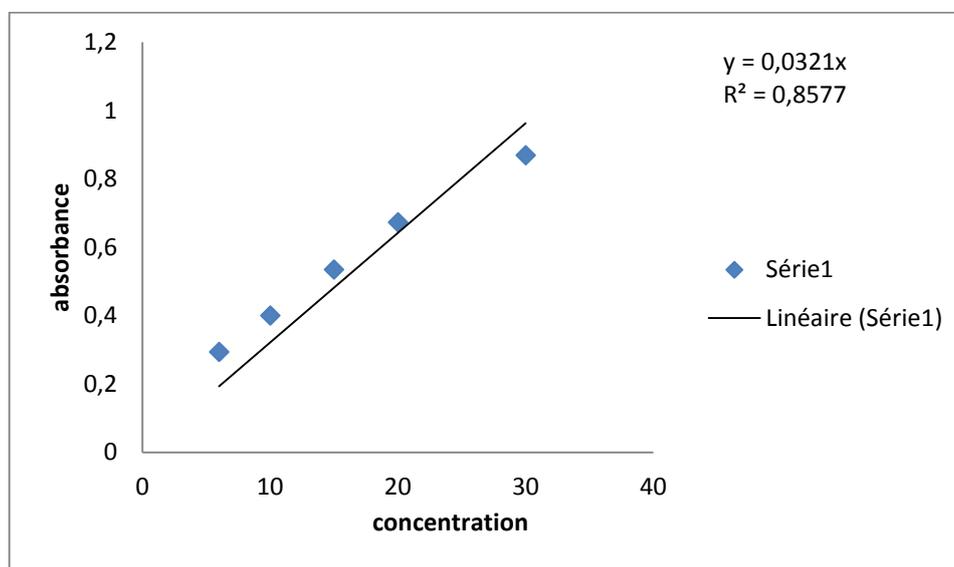
## Mode opératoire :

- Prendre 2.5 ml de l'échantillon à analyser, le faire évaporer à sec.
- Laisser refroidir et ajouter 1ml de réactif sulfophénique.
- Attendre 10 minutes, puis ajouter 5 ml d'eau déminéralisée et 7.5ml d'ammoniac qui développe la couleur jaune.
- Compléter à 25 ml avec de l'eau déminéralisée.
- Effectuer la lecture sur le photomètre à  $\lambda = 440$  nm.
- La teneur en nitrates est déduite du graphe d'étalonnage.

## ANNEXES

### ➤ Expression des résultats :

Construire le graphique représentant l'absorbance en fonction de la concentration en nitrates  
( $A = f[\text{nitrates}]$ )



**Figure 2 :** Courbe d'étalonnage des ions nitrates ( $\text{NO}_3^-$ ).

## ANNEXES

### Dosage de nitrite :

Les nitrites sont les sels de l'acide nitreux. L'acide nitreux est un acide instable de formule  $\text{HNO}_2$ . La contamination des eaux souterraines et superficielles par les nitrates est un problème rencontré de plus en plus fréquemment. Les nitrates se transforment en nitrites et éventuellement en nitrosamines au niveau du tube digestif. La présence de nitrites dans le sang empêche l'hémoglobine de fixer convenablement l'oxygène et entraîne ainsi des risques de méthémoglobinémie aiguë. En outre, les nitrites sont très toxiques pour les poissons et souvent mortels. C'est la raison pour laquelle la présence de nitrites dans l'eau potable est réglementée et, indirectement celle des nitrates en raison de leur capacité à se transformer en nitrite (Centre collaborant de l'OMS, 2007).

#### ➤ Principe :

L'acide sulfamilique en milieu chlorhydrique, en présence d'ion ammonium et de phénol forme avec les ions un complexe coloré en jaune dont l'intensité est proportionnelle à la concentration en nitrite (Hakmi, 2006).

#### ➤ Mode opératoire :

On prélève 10 ml d'eau à analyser, on ajoute 2 ml de réactif de Zambli. On ajuste et on laisse reposer 10 min : on ajoute 2 ml d'ammoniaque pure, on effectue la lecture au spectromètre à la longueur d'onde de 435 nm (Hakim, 2006).

#### ➤ Expression des résultats :

La courbe d'étalonnage  $\text{CNO}_2^- = f(A)$  donne directement la teneur en nitrite exprimée en mg/L d'eau (Hakim, 2006).

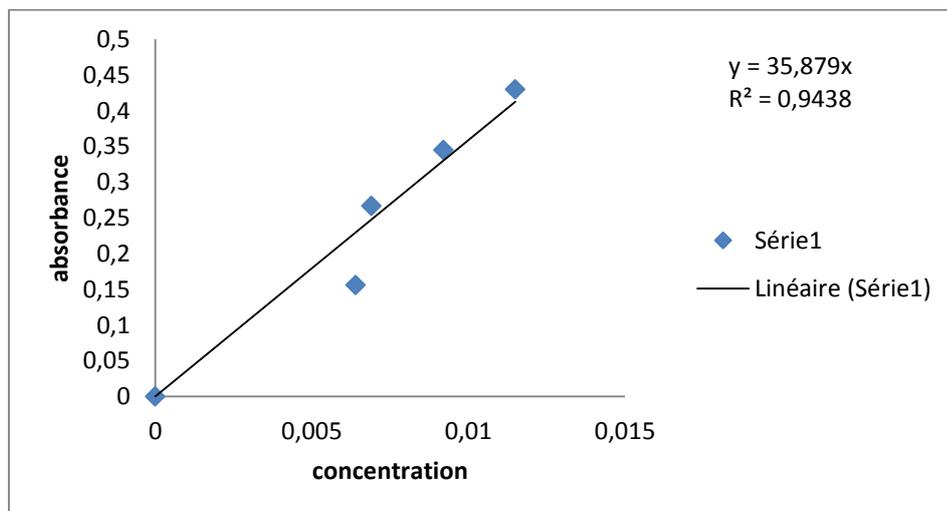


Figure 3 : courbe d'étalonnage des ions nitrites ( $\text{NO}_2^-$ ).

## ANNEXES

### Mesure de la Matière Sèche des boues :

La matière sèche (MS) est ce que l'on obtient lorsqu'on retire l'eau d'un produit.

➤ **Principe :**

La matière sèche quantifie la biomasse totale d'une culture d'une culture produite sur la base du poids sec.

➤ **Mode opératoire :**

On pèse le creuset en céramique vide et on note PV (g). Puis, on introduit une quantité de boue épaissie et on pèse le creuset remplie de la boue et noté Pr (g). Ensuite, On sèche le creuset rempli à 105°C pendant 24 heures. Après le séchage, on fait sortir le creuset de l'étuve et le mettre dans un dessiccateur. Enfin, on pèse le creuset et on note le Ps(g).

NB : l'analyse a été faite pour six échantillons de boues.

➤ **Expression des résultats :**

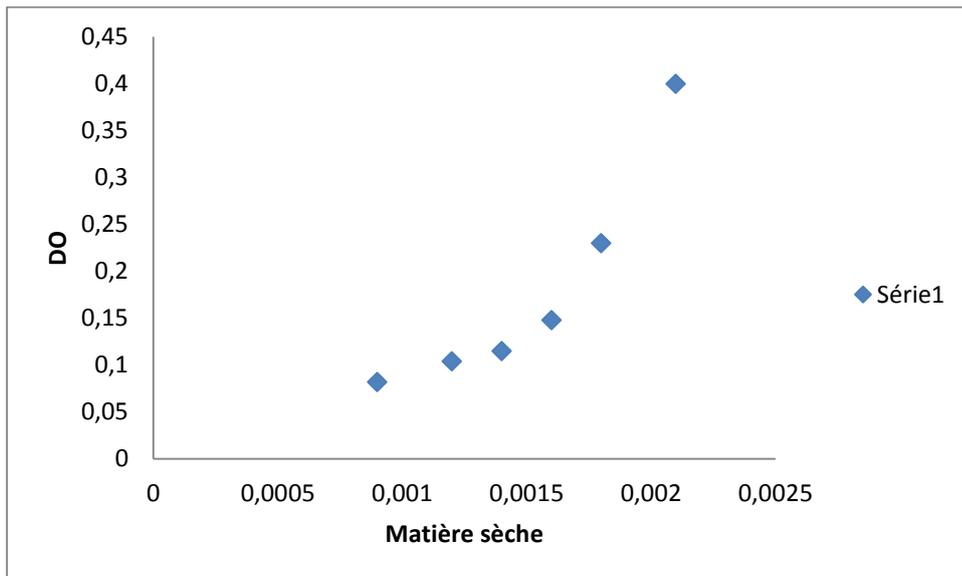
$$MS\% = \frac{Ps - Pv}{Pr - Pv} \times 100$$

**PV (g)** : poids de creuset en céramique vide.

**PR (g)** : poids du creuset remplie de la boue.

**PS(g)** : poids du creuset après le séchage.

**MS(g)** : poids de la Matière Sèche



**Figure 4:** courbe représente la matière sèche en fonction de la DO.

# ANNEXES

---

## Abstarct

The objective of this work was to develop an industrial waste in the treatment of wastewater by biofiltration, in order to make available to the wastewater treatment plants located throughout the national territory a high-performance support in view of its high availability and without Low cost price.

The kinetic study of the performances of this new support in denitrification, allowed us to observe that the purifying yields are very satisfactory close to the 80% whatever the load applied to the entry of the biofilter, which qualifies it of high potential of biofiltration. Especially when compared to industrial supports such as Biostyr® and Biolite®, which are widely used in wastewater treatment plants in large urban areas.

**Keywords :** wastewater, biofiltration, , biofiltration, biofilter, industrial supports.

### ملخص

هذا العمل يهدف الى تثمين النفايات الصناعية في معالجة مياه الصرف الصحي عن طريق عملية الترشيح البيولوجي لأجل وضعها تحت تصرف محطات معالجة مياه الصرف الصحي الموجودة في جميع انحاء التراب الوطني نظرا لتوفرها على نطاق واسع ولأنها ذات تكاليف منخفضة.

الدراسة الحركية لأداء هذه الوسيلة الجديدة لنزع النيتروجين تسمح لنا ان نرى الدراسة (النواتج النقية) هي مرضية جدا فهي حوالي % 80 بغض النظر عن حمولة التطبيق لمدخلات بيولوجية التي تأهلت لإمكانيات خاصة الترشيح البيولوجي لاسيما بمقارنة مع المواد الصناعية مثل ( Biolite ) و( Biostyr ) و التي تستخدم على نطاق واسع في محطات معالجة مياه الصرف الصحي في المدن الكبرى.

**الكلمات المفتاحية:** الترشيح البيولوجي , مياه الصرف الصحي, نزع النيتروجين