

République Algérienne Démocratique et Populaire
Ministère de l'enseignement supérieur et de la recherche scientifique
ECOLE NATIONALE POLYTECHNIQUE
DEPARTEMENT GENIE DE L'ENVIRONNEMENT



Unité de recherche en ingénierie et environnement

Projet de fin d'études

**En vue d'obtention du diplôme d'Ingénieur d'Etat en génie de
l'Environnement**

THEME

Biofiltration sur support céramique des eaux chargées en nitrates

Présenté par : Mlle. MEROUANE Zahira

Devant le jury :

Président:	Mr. H.GRIB	Professeur	ENP
Examineur :	Mme. O.Kitous	M.A.A	ENP
Promoteur:	Mme. N.ABDI	Professeur	ENP
Co-promoteur:	Mr. N.BENYOUCEF	M.A.A	UBEIBBA

Juin 2015

الملخص

تتكمّل هذه الدراسة في تطوير تكنولوجيا المعالجة الطبيعية للمياه، و التي تقوم أساسا على استخدام الحامل الحيوي كوسيلة لتثبيت البكتيريا و هذا لإزالة التلوث. الهدف الرئيسي من هذا العمل هو اختبار إمكانية استخدام الطوب كقاعدة دعم لنزع النتروجين الحيوي في مفاعل ذات سرير ثابت مع تدفق تصاعدي.

أظهرت النتائج أن الحامل قادر على تثبيت حمولة تقدر بـ 14.75 بالمئة من إجمالي مفاعل الشامل. متابعة ديناميكيات تطور البكتيريا على أساس وقت الاحتفاظ الهيدروليكي أظهرت أن هذه الأخيرة تأخذ قيمة قصوى عند 7.78 دقيقة. في الواقع مرات الاحتفاظ تتجاوز هذه القيمة تساهم في انفصال البيوفيلم وبطء تثبيت البكتيريا

الكلمات المفتاحية: المعالجة الطبيعية، نزع النيتروجين الحيوي، حامل، شريط حيوي، بكتيريا منشطة

Résumé

La présente étude s'intègre dans le cadre du développement de la technologie de traitement des eaux par biofiltration, qui repose essentiellement sur l'utilisation d'un support granulaire sur lequel se fixe les populations bactériennes qui dégradent la pollution. L'objectif principal de ce travail est de tester la possibilité de valoriser les déchets de fabrication de la brique à usage de construction bâtiment comme support de bio dénitrification dans un réacteur à lit fixe avec un écoulement ascendant.

Les résultats obtenus montrent que le support peut supporter une charge cellulaire de l'ordre de 147.5 mg de MVS /g de support, représentant ainsi 14.75 % de la masse totale de réacteur. Le suivi de la dynamique de la colonisation en fonction du temps de rétention hydraulique a montré que la colonisation du support est maximale à un temps de rétention hydraulique de 7,78 min. En effet les temps de rétention dépassant cette valeur contribuent au détachement du biofilm et ralentissent la fixation de la population épuratrices.

Mots clés: Biofiltration; Bio dénitrification; support ; biofilm ; boues activées

Abstract

This study solution integrates in the development of technology for treating water biofiltration, mainly based on the use of a granular medium on which the bacterial populations degrading pollution fixed. The main objective of this work is to test the possibility of recycling waste from the manufacture of building brick building to use as a support for bio denitrification in a fixed bed reactor with upward flow.

The results obtained show that the support can withstand a load cell commandment of 147.5 mg of MVS / g support, representing 14.75% of the total mass reactor. Monitoring the dynamics of colonization based on the hydraulic retention time showed that colonization of the support is up to a hydraulic retention time of 7.78 min. Indeed retention times exceeding this value contribute to the detachment of biofilm and slow fixing the purifying population.

Keywords: Biofiltration; Biological denitrification; support; biofilm; activated sludge

DEDICACES

*Je dédie tout d'abord ce modeste travail à mon père que **ALLAH** l'accueille dans son vaste paradis.*

*Je le dédie particulièrement à ma très chère **maman** pour tous ses sacrifices afin de me permettre de poursuivre mes études dans les meilleures conditions possibles et n'avoir jamais cessé de m'encourager tout au long de mes années d'étude.*

A mes très chères sœurs

A toutes la famille, grands et petits

*A mes meilleurs amies : **Dahbia, Imene, Nour Elhouda, Amaria, Yamina** que j'aime beaucoup.*

A tout mes amis ;

Et toute personne chère à mon cœur

Zahira

Remerciements

Ce travail a été réalisé au laboratoire des biotechnologies environnementales de l'Ecole Nationale Polytechnique d'Alger (E.N.P.).

Je tiens tous d'abord à remercier Monsieur le Professeur H. Grib pour l'honneur qu'il ma fait en acceptant de présider le jury de ma soutenance.

Je tiens à remercier Madame O. Kitous, Maitre-assistante à l'ENP qui a malgré ses nombreuses occupations m'a fait l'honneur de bien vouloir examiner mon étude: merci pour l'attention et la confiance que vous m'avez accordées et pour tous les conseils qui m'ont permis de prendre les bonnes directions.

Je tiens à remercier vivement ma promotrice Mme N. Abdi, Professeur à l'ENP, pour m'avoir encadré, conseiller et aider à réaliser le présent travail.

Un grand merci pour mon co-promoteur, M. Benyoucef, Maitre-assistant à Bordj Bou-Arredj pour, ces conseils, son soutien et sa générosité.

Finalement, je remercie toute personne ayant contribué de près ou de loin à la réalisation de ce travail, qu'ils trouvent ici le témoignage de ma reconnaissance, mes meilleurs remerciements et l'expression de mon profond respect.

Sommaire

Introduction.....	1
I. Partie bibliographique	
Chapitre 1 : La dénitrification biologique.....	3
I.1.1 Cycle de l'azote.....	3
I.1.2 Principe de la dénitrification.....	4
I.1.3 Mécanismes de la dénitrification.....	5
a. Réduction assimilative.....	5
b. Réduction dissimilatrice.....	5
I.1.4 Facteurs influençant la dénitrification.....	6
a. Température.....	6
b. pH.....	6
c. Concentration en oxygène dissous.....	6
d. La nature de la source de carbone.....	6
e. Le temps de rétention hydraulique (TRH).....	7
I.1.5 Technologie de la dénitrification.....	7
a. Systèmes à boues activées.....	7
b. Systèmes à bactéries fixées.....	7
Chapitre 2 : La biofiltration.....	8
I.2.1 Historique.....	8
I.2.2 Principe de la biofiltration.....	9
I.2.3 Modes de traitement de la biofiltration.....	10
a. Biofiltration classique.....	10
b. Biofiltration par percolation.....	11
I.2.4 Performances épuratoires de la biofiltration.....	11
a. Elimination de la pollution carbonée.....	12
b. Elimination de l'azote ammoniacal.....	12
c. Elimination de l'azote nitrique : dénitrification	13
I.2.5 Les biofiltres anaérobies.....	13
I.2.6 Lavage des biofiltres.....	14
I.2.7 Comparaison aux procédés d'épuration à biomasse libre.....	14

I.2.8 Le lit filtrant.....	15
I.2.8.1 Types du support.....	15
a. Garnissages organiques.....	15
b. Garnissages inorganiques (ou synthétiques)	15
I.2.8.2 Critères de sélection pour le lit filtrant.....	16
I.2.9 Exemples d`applications dans la littérature.....	16
<i>Chapitre 3: Les bioréacteurs à biofilm.....</i>	<i>17</i>
I.3.1 Types des réacteurs à biofilm.....	18
I.3.2 Caractéristiques du biofilm.....	19
I.3.2.1 Composition et structure d`un biofilm.....	19
I.3.2.2 Formation du biofilm.....	20
a. Transports des bactéries.....	20
b. Adhésion.....	21
c. Croissance, maturation et détachement.....	21
I.3.2.3 Détachement du biofilm.....	22
a. Détachement superficiel.....	22
b. Erosion.....	23
c. Décrochement.....	24
d. Abrasion (frottement).....	25
I.3.3 Facteurs d`influence sur la formation du biofilm.....	26
I.3.4 Activité biologique du biofilm.....	26
II. Matériels et méthodes	
II.1 Description du dispositif.....	27
II.2 Caractérisation physico-chimique du Support utilisé.....	28
II.3 Sélection des bactéries dénitrifiantes.....	29
I.3.1 Réacteur fermé fonctionnant en discontinu.....	29
II.4 Alimentation.....	30
II.5 Ensemencement du réacteur.....	30
II.6 La distribution des temps de séjour (DTS) d`un système.....	31
II.7 Méthodes d`analyses.....	32
III. Résultats et discussion	
III.1 Caractérisatques physico-chimiques du Support	33
III.2 Caractérisation du bioréacteur.....	33

III.2.1 Distribution des temps de séjour hydraulique de la colonne.....	33
III.2.1.1 Temps de séjour	33
III.2.1.2 Influence du biofilm sur l'hydrodynamique de la colonne	34
III.2.1.3 Influence du débit sur l'hydrodynamique de la colonne	36
III.3 Dynamique de colonisation du support.....	37
III.4 Effet du HRT sur la colonisation du support.....	38
Conclusion et perspectives.....	39
Références bibliographiques.....	41
Annexe.....	47

Liste des figures

Figure I.1: Cycle d'azote	2
Figure I.2: Biofiltre à courant ascendant.....	9
Figure I.3: Schéma illustrant les étapes de formation des biofilms.....	20
Figure I.4: Détachement superficiel du biofilm.....	25
Figure I.5: Mécanismes de l'érosion du biofilm.....	23
Figure I.6: Détachement du biofilm sur une surface verticale.....	25
Figure I.7: Mécanismes de l'abrasion du biofilm.....	25
Figure II.1: Dispositif expérimental	31
Figure II.2: Schéma de la sélection des bactéries dénitrifiantes.....	32
Figure III.1 : Courbe de DTS pour un débit $Q= 22.5$ ml/min.....	35
Figure III.2 : Courbe de DTS pour un débit $Q= 11.9$ ml/min.....	35
Figure III.3 : Courbe de DTS pour un débit $Q= 7.7$ ml/min.....	36
Figure III.4 : L'évolution du temps de séjours moyen en fonction du débit	36
Figure III.5: L'évolution de la formation du biofilm en fonction du temps.....	37
Figure III.6: L'effet du temps de rétention hydraulique sur la colonisation du support.....	38

Liste des tableaux

Tableau I.1: Avantages et inconvénients de la biofiltration.....	8
Tableau I.2: Les modes de traitement biologique avec biomasse immobilisée sur support.....	10
Tableau II.1: La composition de l'alimentation en continu et en discontinu.....	30
Tableau III.1: Synthèse des résultats de l'étude hydrodynamique pour les trois débits.....	34

Liste des abréviations

DBO: Demande Biologique en Oxygène.

DCO: Demande Chimique en Oxygène.

DTS: Distribution du Temps de Séjour

EPS : Exopolymères

N : Azote

C : Carbone

P : Phosphore

MES : Matière en suspension

MVS : Matière volatile en suspension

TRH: Temps de Rétention Hydraulique.

Introduction générale

Introduction

Le traitement des eaux usées est de nos jours une composante essentielle de notre société. En effet, les stations d'épuration qui devaient autrefois traiter les eaux domestiques répondant ainsi à un besoin immédiat doivent désormais faire face à des problématiques plus poussées. Les normes se sont peu à peu durcies et des concentrations de certains paramètres de pollution à ne pas dépasser lors de rejets dans le milieu naturel ont été fixées. De plus, ces normes deviennent encore plus sévères lorsque le milieu récepteur est dit « sensible ». Dans cette optique de respect de l'environnement, les stations ont dû se perfectionner et ainsi revoir ou changer les systèmes d'épuration existants afin d'éliminer les matières azotées.

Une des façons de traiter les rejets azotés est l'utilisation des procédés par **biofiltration**. L'épuration par biofiltration existe depuis de nombreuses années et a beaucoup évolué depuis. Elle 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. Si au départ la biofiltration était utilisée pour l'enlèvement du carbone, il existe aujourd'hui plusieurs types de biofiltres et elle est également adaptée pour la nitrification et la dénitrification.

La dénitrification biologique est un processus au cours duquel les bactéries vont modifier leur métabolismes pour utiliser les formes oxydées d'azote (nitrite, nitrate) comme accepteurs d'électron au lieu de l'oxygène moléculaire. La réduction biologique du nitrate au cours de la dénitrification mènera à la production finale d'azote gazeux. Elle peut être conduite par voie **hétérotrophe** dont la biomasse nécessite une source de carbone organique, et ou **autotrophe** pour lequel les bactéries utilisent une source minérale. Et les deux se déroulent dans des conditions d'anaérobies.

L'efficacité des procédés de biofiltration est basée sur la capacité des micro-organismes à se développer sur une surface. Les bactéries se fixent au matériau filtrant et forment ce qui est appelé un biofilm. La structure des biofilms est assez complexe et très hétérogène, aussi bien au niveau de l'épaisseur que de la densité (Mezzana, 2005).

Les réacteurs à biofilm sont des réacteurs biologiques à biomasse fixe. Ils sont généralement remplis avec des particules d'un matériau de support où le biofilm est attaché.

Introduction

Le choix du support capable d'abriter les populations bactérienne est l'un des paramètres clés conditionnant la performance du procédé par biofiltration.

La présente étude a pour objectif de tester la possibilité de valoriser les déchets de fabrication de la brique à usage de construction bâtiment comme support de bio dénitrification dans un réacteur à lit fixe avec un écoulement ascendant. à fin de mettre à la disposition des stations d'épuration par biofiltration un nouveau support.

Le présent travail a été réalisé au laboratoire des Biotechnologies Environnementales et comprend trois parties:

- Une partie bibliographique qui regroupe les résultats déjà obtenus lors du traitement par biofiltration des eaux résiduaires urbaines.
- La deuxième partie traitera les matériels et les méthodes utilisés
- La troisième partie est consacrée aux résultats obtenus et leurs discussions.
- Une conclusion finale.

I. Etude bibliographique

I. Etude bibliographique

Chapitre 1 : La dénitrification biologique

La dénitrification biologique est l'un des procédés les plus efficaces pour l'élimination des nitrates des eaux polluées. Le principe de ce traitement est le même que celui des milieux épurateurs naturels, où les polluants biodégradables sont utilisés comme éléments nutritifs et/ou source énergétique pour les organismes vivants tels que les bactéries et les plantes. Les procédés biologiques sont multiples et de conceptions variées. On peut citer les procédés intensifs à cultures libres, les lits bactériens, les disques biologiques, les procédés de lagunage et **la biofiltration** (Burton *et al.*, 2006).

I.1.1 Cycle de l'azote

L'azote est un élément chimique très répandu dans la nature. Il constitue 78% de l'atmosphère. C'est un élément essentiel de la matière vivante. Il est indispensable à la vie de l'homme. Dans l'eau, l'azote se trouve en solution sous forme combinée : nitrates (NO_3^-), nitrites (NO_2^-), azote ammoniacal (NH_3 , NH_4^+), azote organique (Prades, 2003). Les principales espèces de l'azote dans la biosphère sont liées entre eux par une série complexe de réactions qui constituent collectivement le cycle de l'azote (Mezzana, 2005) (figure I.1)

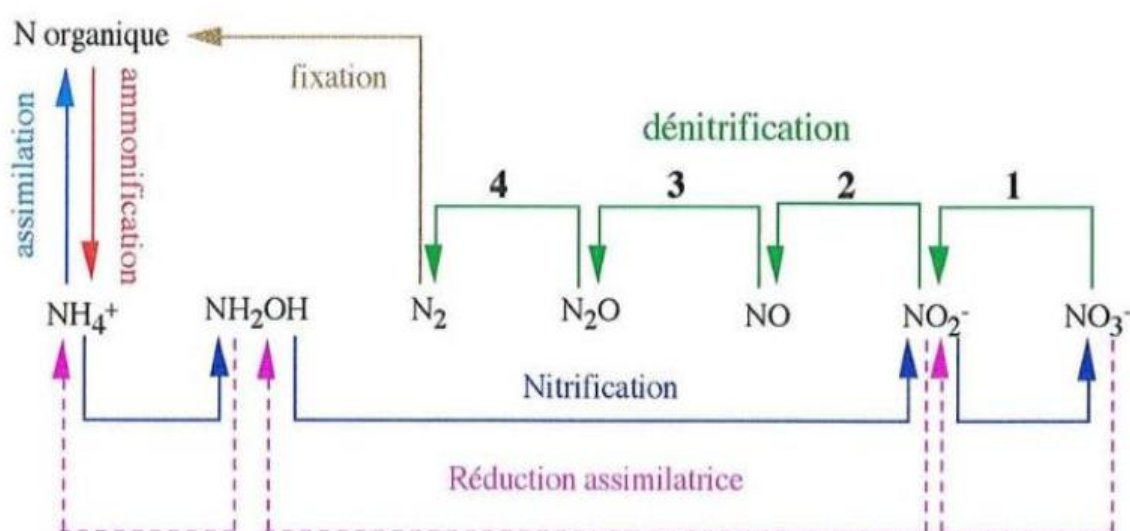


Figure I.1 : Cycle de l'azote adapté d'après Martin (1979). Réaction catalysée par: 1 nitrate réductase, 2 nitrite réductase, 3 oxyde nitrique réductase, 4 oxyde nitreux réductase

Il fait intervenir des réactions de fixation, d'assimilation, d'ammonification, de nitrification et de dénitrification.

- **La fixation**

La fixation correspond au passage de l'azote moléculaire (N_2) en azote fixé, habituellement en azote ammoniacal sous l'action de certains organismes (Ratel, 1992).

- **L'assimilation**

L'assimilation est l'utilisation d'une partie de l'azote ammoniacal et éventuellement organique pour la synthèse bactérienne (Boeglin, 1998) ;

- **L'ammonification**

L'ammonification est la libération d'ammoniac à partir de matières azotées organiques (Ratel, 1992) provenant soit :

- l'excrétion de matières azotées par les organismes vivants.
- de la mort et de la décomposition des cellules vivantes.

- **La nitrification**

La nitrification est une oxydation de l'azote ammoniacal en nitrite puis en nitrate (Boeglin, 1998) ;

- **La dénitrification**

La dénitrification est la réduction dissimilative des nitrates (NO_3^-) en azote gazeux (N_2) qui retourne ainsi sous sa forme primitive dans l'atmosphère (Boeglin, 1998).

Ces réactions font intervenir des populations bactériennes très différentes qui vont se développer dans des conditions bien définies (Boeglin, 1998) .

I.1.2 Principe de la dénitrification biologique

La dénitrification biologique repose sur l'utilisation de bactéries, essentiellement de la famille des Pseudomonas, qui utilisent les nitrates à la place de l'oxygène de l'air, et qui les transforment en azote gazeux. La dénitrification biologique peut être conduite par voie hétérotrophe et ou autotrophe, et les deux se déroulent dans des conditions d'anaérobies (Soares, 2000). Les bactéries hétérotrophes consomment les produits organiques pour en tirer l'énergie tandis que les bactéries autotrophes apportent cette énergie des matières inorganiques et du soufre parfois (Wehbe, 2008). Pour cela suivant la nature du substrat, deux catégories de bactéries conduisent à deux types de processus de dénitrification (Scriban., 1999) :

- Si le substrat est minéral, les bactéries sont dites chimio-lithotrophes ou autotrophes et le procédé est appelé dénitrification autotrophe. Les bactéries autotrophes telles que des *denitrificans*, de *Thiobacillus* et des *denitrificans* de *Thiomicrospira* utilisent l'hydrogène et le soufre comme source d'électrons et les composés inorganiques du carbone comme le CO_2 et le HCO_3^- comme source de carbone (Drtil *et al.*, 1995).
- Si le substrat est organique, les bactéries sont dites chimio-organotrophes ou hétérotrophes et le procédé est appelé dénitrification hétérotrophe. Dans ce type de dénitrification différents sources de carbone organiques sont utilisées comme source d'énergie et d'électrons, le processus est effectué par des espèces bactériens comprenant : *Pseudomonas*, *Paracoccus*, *Flavobactérie* et *Alcaligènes* (Darbi *et al.*, 2003).

I.1.3 Mécanismes de la dénitrification

La réduction biologique des nitrates se fait suivant deux voies :

a. Réduction assimilative

Les nitrates sont réduits par les bactéries en ions ammoniums utilisés pour la biosynthèse des protéines et autres constituants cellulaires (Wisniewski *et al.*, 2002).

b. Réduction dissimilatrice ou respiration des nitrates :

Dans ce type de réduction le nitrate est employé comme oxydant au même titre que l'oxygène quand celui-ci fait défaut et produit des oxydes d'azote comme intermédiaires qui sont eux-mêmes accepteurs d'électrons respiratoires : l'ion nitrite (NO_2^-), l'oxyde nitrique (NO) et l'oxyde nitreux (N_2O). Les substrats initiaux sont de même nature que ceux qui sont oxydés par respiration aérobie et les transporteurs d'oxydoréduction, quoique distincts, sont de même nature (Pelmont, 2005).

I.1.4. Facteurs influençant la dénitrification biologique:

a. Température :

La dénitrification étant l'œuvre d'un grand nombre d'espèces bactériennes, les conditions optimales de température sont très variables et on rapporte dans la littérature des

gammes de tolérance étendues de 5°C à plus de 75°C (Wisniewski *et al.*, 2002). Dans le cas général, la dénitrification est réalisée par des micro-organismes mésophiles.

b. pH :

Le pH optimum se situe entre 7 et 8,5. Les variations de pH affectent les produits de la réaction à pH acide, la réduction de l'azote est incomplète et il y a production d'oxyde nitreux (N₂O) voir nitrique (NO) (Knowles, 1982).

c. Concentration en oxygène dissous

Les rendements de dénitrification sont affectés par la présence d'oxygène. En effet les bactéries dénitrifiantes n'utilisent le nitrate qu'en absence d'oxygène. Les étapes de la dénitrification sont graduellement inhibées lorsque la concentration en oxygène dissous augmente (Bougard, 2004).

d. La nature de la source de carbone :

La disponibilité en carbone organique est essentielle à l'activité des bactéries dénitrifiantes hétérotrophes car le substrat carboné fournit l'énergie nécessaire à leur métabolisme et constitue l'élément de base de leurs synthèses cellulaires.

La nature du substrat utilisé peut influencer la cinétique de dénitrification, des substrats comme : le méthanol, l'éthanol, l'acétate (Maneesha *et al.*, 2009), le glucose, les effluents de la raffinerie du sucre, la mélasse, le sucrose ou la canne à sucre, la poudre de lait (Wisniewski *et al.*, 2002) et l'acide acétique (Kesser *et al.*, 2003) peuvent être utilisés comme une source exogène de carbone.

Le choix du substrat est lié à plusieurs critères tels que : le coût, le degré d'utilisation par les microorganismes, sa manipulation, son stockage et sa toxicité (Kesser *et al.*, 2003). Le méthanol est le substrat exogène présentant les meilleures caractéristiques d'exploitation et il est le plus économique parmi les substances chimiques susceptibles d'être employées. Néanmoins, étant donné sa toxicité vis-à-vis de l'homme, il n'est pas envisagé pour la dénitrification des eaux destinées à l'alimentation (Wisniewski *et al.*, 2002). 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 (Grosclaude, 1999).

e. Le temps de rétention hydraulique (TRH)

Les TRH ont une influence importante sur les performances du traitement appliqué en mode boue activée hybride et sont fonction de la complexité des effluents à traiter. Les TRH appliqués sont extrêmement variés et sont fonction des objectifs des travaux (Benyoucef, 2010)

I.1.5. Technologie de la dénitrification :

La dénitrification peut se faire soit par des systèmes à boues activées, soit par des systèmes à bactéries fixées.

a. Systèmes à boues activées

Le réacteur à boue activée, où s'effectue la dénitrification, est généralement couvert pour minimiser l'absorption microbienne de l'oxygène atmosphérique. Toutefois, des petits orifices doivent être laissés pour l'évacuation du gaz carbonique et de l'azote gazeux formés. Une bonne agitation de la liqueur est obligatoire pour avoir un bon contact entre les micro-organismes et les nutriments, et de là une meilleure épuration (Yala, 2011).

b. Systèmes à bactéries fixées

Dans les procédés à culture fixées, les micro-organismes sont fixés sur un support ou ils se développent sous forme d'un biofilm. La matière organique présente dans les effluents est alors adsorbée sur ce biofilm puis biologiquement oxydée en présence d'oxygène ou de nitrates (Yala, 2011).

Chapitre 2 : La biofiltration

I.2.1 Historique

Dans le domaine du 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 (Zidane *et al.*, 2006).

La biofiltration existe depuis de nombreuses années et a beaucoup évolué depuis. Si au départ la biofiltration était utilisée pour l'enlèvement du carbone, il existe aujourd'hui plusieurs types de biofiltres et elle est également adaptée pour la nitrification et la dénitrification. En effet, de nombreuses stations ont été construites à travers le monde (Barjenbruch, 2007).

Quelques avantages et inconvénients de ce procédé sont présentés au Tableau I.1

Tableau I.1: Avantages et Inconvénients de la biofiltration (Zidane *et al.*, 2006 ; Cohen, 2001).

Avantages	Inconvénients
Occupe peu d'espace (<1/10 de celui requis pour une boue activée et 1/5 de celui requis pour un lit bactérien)	Temps de rétention de la biomasse difficilement contrôlable
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)	
Pas de risque de feutrage du à l'action des filamenteuses	Formation de chemins préférentiels lors de l'écoulement des eaux à traiter
Peu de boues générées	
Moins sensible aux toxiques, et bonne dégradation même pour plusieurs polluants. La raison : l'âge de la boue est important et la sélection est naturelle	Risque élevé de colmatage
Plus grande concentration de biomasse et plus grande diversité de microorganismes : temps de rétention des boues est entre 10 et 250 jours	
Démarrage rapide	Contrôle difficile de la quantité de biomasse à l'intérieur du biofiltre
Tolérance aux variations de température et de charge	
Concentration de biomasse entre 10 et 15 g/L de lit dans un biofiltre	

I.2.2 Le principe de 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. Cependant, dans le domaine de l'eau, il y a principalement des biofiltres à **courants ascendants** (Rocher et al., 2008).

Le schéma de la figure I.2 présente le fonctionnement d'un biofiltre à courant ascendant.

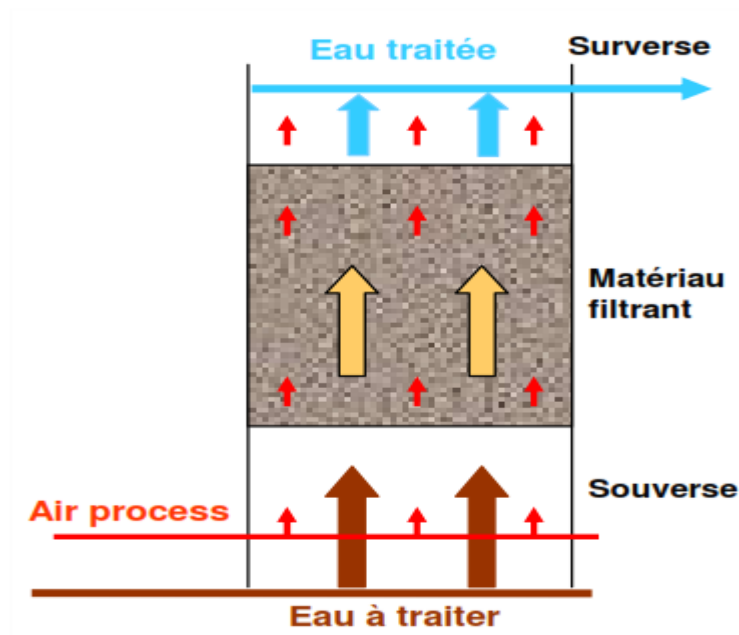


Figure I.2 : Biofiltre à courant ascendant (Vigne, 2007)

Selon le traitement recherché, les biofiltres peuvent être aérés (ex : nitrification) ou non (ex : dénitrification). Lorsqu'une aération est nécessaire, elle s'effectue par l'intermédiaire de diffuseurs situés dans le bas de l'ouvrage. On parle alors de biofiltre de type co-courant lorsque les flux d'eau et d'air sont dirigés dans le même sens, et de type contre-courant dans le cas contraire (Guillaume, 2009).

Un biofiltre se présente comme un filtre garni en matériaux de granulométrie suffisamment faible pour obtenir un effet de filtration efficace. Le matériau sert simultanément de support à la biomasse de type fixé que l'on maintient dans des conditions aérobies dans le filtre. Dans un tel système, l'accroissement de la biomasse et les matières en suspension de l'effluent à traiter, retenues dans le matériau, vont colmater progressivement le lit (Boeglin, 1998).

Etude bibliographique

Les caractéristiques des grains constitutifs du massif filtrant (nature, densité, forme, ect.) sont, elles aussi, spécifiques à chaque constructeur. Bien qu'il existe une grande diversité de matériaux (argile expansé, polystyrène, ect.), ces derniers peuvent être classés en deux catégories en fonction de leur densité. Dans le cas de grains de densité supérieure à 1, le transit de l'effluent à traiter à travers le massif filtrant, qui repose sur un plancher, induit un phénomène d'expansion du matériau (**biofiltration en expansion**). À l'inverse, Le transit de l'effluent à travers un massif filtrant constitué de grains de densité inférieure à 1, retenu dans la partie haute du filtre par un plafond, induit une compression du matériau (**biofiltration en compression**) (Rocher *et al.*, 2008).

I.2.3 Modes de traitement de la biofiltration

Le Tableau I.2 présente les différents systèmes de traitement de biofiltration à biomasse immobilisée:

Tableau I.2: Les modes de traitement biologique avec biomasse immobilisée sur support (Cohen, 2001)

Système de traitement	Description	Concentration de la biomasse (mg/L)	Epaisseur Biofilm (mm)	Epaisseur active (mm)
Biofiltration par percolation	Répartition uniforme de l'eau à traiter sur le lit. Ecoulement descendant. Généralement pas d'aération forcée. Charge : 0.1 à 1 kg DBO ₅ /m ³ *jour.	2 000-100 000	20-12 000 Moyenne : 3000	50-70
Biofiltration classique	Lit immergé. Des diffuseurs d'air disposés au fond permettent l'aération. Charge : 2 à 5 kg DBO ₅ /m ³ *jour.	Variable	Variable	Variable
Biofiltration à lit fluidisé	Le biofilm croît sur des particules tel que le sable qui forment un lit L'eau circule a grande vitesse vers le haut et maintient les particules dans un état fluidisé Charge : 1 à 10 kg DBO ₅ /m ³ *jour.	10 000-50 000 Moyenne : 16 000	< 100 Moyenne : 40	Tout le biofilm

Seront abordés plus en détails les procédés de biofiltration classiques et de biofiltration par percolation.

a. 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 puisqu'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).

b. 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 CO₂ et autres produits dans le biofiltre (Eding *et al.*, 2006).

La percolation dans ce cas vient du fait que le lit filtrant est continuellement arrosé de solution nutritive, ce qui procure aux microorganismes les nutriments nécessaires à leur croissance. La solution arrosée de manière continue garde de plus le lit humidifié correctement afin de donner aux microorganismes les meilleures conditions pour leur développement. La percolation, soit l'arrosage continu du biofiltre, contrôle de plus quelques paramètres d'opération tels que le pH et le contenu en biomasse dans le lit garni (Avalos Ramirez *et al.*, 2007).

Pearce (Pearce, 2004) a démontré que dans le cas du traitement des eaux usées par un biofiltre percolateur, le fait de recirculer l'effluent dans le biofiltre augmente la charge hydraulique appliquée et que ceci fera en sorte d'améliorer la performance nitrifiante du biofiltre. De plus, la dénitrification sera améliorée puisque les nitrates requis pour la dénitrification seront amenés par l'effluent recyclé.

Hamoda et al. (Hamoda et Bin-Fahad, 2006) comparèrent un procédé de biofiltration classique aérobie à un procédé de biofiltration classique aérobie/anoxie. Les deux procédés ont présenté des efficacités de traitement similaires pour la DBO₅, la DCO et le NH₄⁺. Par contre, le biofiltre aérobie/anoxique a obtenu un plus grand succès en raison d'une plus grande dénitrification des nitrates (obtenus de la nitrification) en azote atmosphérique (N₂).

I.2.4 Performances épuratoires de la biofiltration

Il convient de souligner que les performances épuratoires sont susceptibles de varier légèrement en fonction des caractéristiques du matériau filtrant. En effet, la géométrie du

massif a une influence sur la structure du biofilm présent à la surface du matériau support et, par conséquent, sur la surface d'échange biomasse – substrat. Or, les mécanismes de diffusion et transport des substrats présents dans l'effluent (carbone, azote, oxygène) vers la biomasse épuratrice constituent les principaux facteurs limitants du métabolisme bactérien (Rocher et al., 2008).

a. Elimination de la pollution carbonée

La 1^{ère} étape de la biofiltration constate la rétention de 70% des MES ; charge éliminée $\approx 0.8 \text{ kg.m}^{-3} \text{ j}^{-1}$. Les étapes suivantes de biofiltration n'ayant qu'un rôle mineur dans la filtration des MES (Rocher et al., 2006). 85% de la DBO₅ admise sur la filière de traitement biologique est consommée par la biomasse épuratrice (charge éliminée = $1.5 - 2 \text{ kg DBO}_5. \text{ m}^{-3}. \text{ J}^{-1}$) et le rapport DCO/DBO₅, indicateur de la biodégradabilité d'une eau, est déjà de l'ordre de 4 à la sortie de la 1^{ère} étape du traitement biologique (Rocher et al., 2008).

Influence de l'intensité d'aération. À l'échelle industrielle, il a été montré que l'application d'une aération comprise entre 15 et 30 Nm³ air/kg de DBO₅ appliquée est suffisante pour assurer une élimination maximale de la pollution carbonée (Rocher et al., 2008). L'augmentation de l'aération n'améliore pas l'abattement de la pollution carbonée mais induit une intensification du processus de nitrification (Rocher et al., 2006).

b. Elimination de l'azote ammoniacal : nitrification

L'étude du fonctionnement des installations industrielles a montré que la nitrification est performante jusqu'à des charges appliquées en NH₄⁺ de $0.8 - 1 \text{ kg N.m}^{-3}.\text{j}^{-1}$. les rendements de nitrification peuvent être supérieurs à 90 % pour des charges en NH₄⁺ atteignant $1.2 \text{ kg N.m}^{-3}.\text{j}^{-1}$. Lors des expérimentations menées sur les prototypes, des charges ammoniacales plus élevées ont été appliquées sur les biofiltres. Les résultats obtenus ont montrés que l'accroissement des charges appliquées en NH₄⁺ induit une augmentation des charges éliminées. À titre d'illustration, la charge ammoniacale éliminée par un mètre cube de matériau augmente de 80 - 100 % lorsque la charge appliquée passe de 0,5 à $1 \text{ kg N.m}^{-3}.\text{j}^{-1}$. L'application d'une charge ammoniacale importante permet donc d'utiliser au maximum les capacités nitrifiantes du massif filtrant. Pour des charges ammoniacales appliquées supérieures à $2 \text{ kg N.m}^{-3}.\text{j}^{-1}$, les rendements de nitrification sont supérieurs à 80 % pour une eau à 18 - 22 °C, mais seulement de 65 - 75 % lorsque la température de l'eau est inférieure à 14 °C (Rocher et al., 2008).

Influence de l'intensité d'aération. L'injection d'une quantité d'oxygène correspond à environ 15 % des coûts de fonctionnement des unités de biofiltration (Rocher *et al.*, 2007). Cette valeur souligne l'importance de l'optimisation de l'aération des biofiltres nitrifiants. Et cela d'autant plus qu'une injection excessive d'oxygène lors du traitement du carbone est acceptable dans la mesure où le surplus d'oxygène permettra une initiation du processus de nitrification mais est, par contre, totalement inutile lors de la nitrification. Une sur-aération lors de la nitrification induira même une augmentation des concentrations en oxygène dans les eaux nitrifiées. Or, la présence d'oxygène résiduel dans les eaux alimentant l'étape de dénitrification, bien qu'elle soit inévitable, doit être limitée car elle retarde l'atteinte de l'anoxie et induit la consommation, par dégradation aérobie, d'une partie du substrat carboné exogène ajouté pour les besoins de la dénitrification (Rocher *et al.*, 2008).

c. Elimination de l'azote nitrique : dénitrification

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 kg N.m⁻³.j⁻¹. Pour les eaux présentant des températures supérieures à 18 °C, les rendements de dénitrification restent de l'ordre de 75 - 95 % pour des charges appliquées atteignant 7 kg N.m⁻³.j⁻¹. Ainsi, lorsque la température de l'eau est de 14 - 18 °C, les rendements de dénitrification peuvent être inférieurs à 75 % pour des charges appliquées ne dépassant pas 5 kg N.m⁻³.j⁻¹. l'application de charges en azote nitrique de 4 - 4,5 kg N.m⁻³.j⁻¹. permet d'utiliser de manière optimale les capacités épuratoires du massif filtrant tout en limitant les concentrations en azote résiduel dans les eaux de rejet (Rocher *et al.*, 2008).

I.2.5 Les biofiltres anaérobies

Le biofiltre anaérobie est un réacteur à film fixe anaérobie à lit fixe, dans lequel les milieux poreux sont utilisés pour l'immobilisation de micro-organismes (Bodkhe, 2008). Ce type de réacteur a été largement utilisé en raison de son grand attachement de la biomasse, les charges organiques élevées, à long temps de rétention des boues, et un fonctionnement simple (Han *et al.*, 2009).

I.2.6 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, 1996). Le lavage d'un biofiltre se fait en deux étapes (Courtemanche, 1996):

- 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).

I.2.6 Comparaison aux procédés d'épuration à biomasse libre

Les systèmes utilisant la biofiltration (les biofiltres) possèdent les avantages suivants par rapport aux boues activées (Prades, 2003):

- La biomasse a une activité spécifique par rapport à la biomasse en culture libre (hétérotrophes + autotrophes)
- La réduction des volumes des ouvrages (concentration de la biomasse plus forte)
- Les crépines sont au plafond et sont donc plus facilement accessibles (pas besoin de retirer le matériau comme pour des crépines au plancher)
- Les nuisances olfactives sont réduites car l'air et l'eau ne sont jamais en contact avec l'air ambiant
- Le traitement est rapide : 1 à 2 heures sont suffisantes.

I.2.8 Le lit filtrant

On appelle lit filtrant le support sur lequel se déposent les microorganismes en croissance chargés de la dégradation des polluants (Dumont *et al.*, 2008).

I.2.8.1 Types du support

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. Voici un résumé présentant les caractéristiques principales des supports organiques et inorganiques (Dumont *et al.*, 2008).

a. Garnissages organiques

- **Avantages**
 - 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.
- **Désavantages**
 - Amènent une compression du lit filtrant en augmentant ainsi la perte de charge et amenant 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.
- **Exemples**
 - Garnissages organiques les plus communs : tourbe, et compost;
 - Autres garnissages utilisés : écorce de bois, bagasse de canne à sucre, fibres textiles et les écailles d'arachide.

b. Garnissages inorganiques (ou synthétiques)

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

I.2.8.2 Critères de sélection pour le lit filtrant

Des critères sont à respecter pour le choix du lit filtrant. Les paramètres à prendre en considération sont (Dumont *et al.*, 2008) :

- 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;
- 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

I.2.9 Exemples d'applications dans la littérature

Lemoine *et al.* (2006) présentent le procédé *BIOSTYR*, un biofiltre aéré de *Veolia Water Systems* qui fait la nitrification et la dénitrification de façon simultanée dans la même colonne, de 30 cm de diamètre et de 5 m de hauteur. L'usine pilote consiste en deux colonnes identiques connectées avec une recirculation de l'eau à traiter afin que le système global ressemble plus à un site de traitement des eaux usées à grande échelle. Falkentoft *et al.* (Falkentoft *et al.*, 2000) présentent un procédé semblable où la dénitrification est

Etude bibliographique

combinée à l'enlèvement du phosphore dans un biofiltre. Il y a alternance entre des conditions anaérobies et anoxiques afin d'obtenir une culture enrichie de microorganismes dénitrifiants et capables d'accumuler du phosphore.

[Gilbert et al. \(2007\)](#) ont travaillé sur trois biofiltres pendant 180 jours d'une hauteur totale de 1m90. Les biofiltres étaient garnis d'un mélange de tourbe, de copeaux de bois et de calcite. Les biofiltres ont été alimentés en lisier de porc à une charge hydraulique de 0,017 m³ m⁻² jour⁻¹. Les résultats démontrent que le NH₄⁺ a été complètement éliminé durant la période de l'opération. Par ailleurs, une diminution des concentrations d'ammoniac gazeux émis suggère que le processus de nitrification s'est produit. Ceci peut être confirmé par la production de NO₂⁻ et de NO₃⁻ dans l'effluent et par la production de N₂O gazeux. Les activités nitrifiantes observées ont varié entre 1,9 et 5,9 g NH₄⁺ nitrifié par jour.

Une autre étude fut menée par [Gilbert et al. \(2008\)](#) sur les mêmes biofiltres. Cette étude a démontré que des efficacités moyennes de 99% d'enlèvement du carbone et de 79% d'enlèvement de l'azote total étaient atteintes. Après la période de démarrage, les biofiltres ont démontré une oxydation du NH₄⁺ en NO₃⁻ et une réduction partielle des NO₃⁻ en N₂. Il a été démontré que pour un enlèvement de l'azote total de 100%, l'activité potentielle dénitrifiante de la biomasse atteint près de 15000 mg de N par jour par couche de biofiltre.

Chapitre 3: Les bioréacteurs à biofilm

Les micro-organismes, comme la grande majorité des êtres vivants, ont tendance à vivre dans les communautés et former leurs propres habitats spécifiques. Il a été estimé que jusqu'à 90% des cellules microbiennes dans la nature se développent à l'intérieur des agglomérats (Costerton *et al.*, 1987). Les films microbiens, souvent désignés comme les biofilms, sont l'un des types d'agglomérats biologiques (conjointement avec floccs et granules). Ce sont des communautés de micro-organismes fixés à des surfaces, formant une matrice poreuse qui contient des cellules, des substances polymériques extracellulaires (EPS) qu'ils produisent, et une quantité importante d'eau (Characklis et Marshall, 1990; Melo et al, 1992).

I.3.1 Types des réacteurs à biofilm (Melo et Oleveira 2005) :

Le réacteur à biofilm est un réacteur biologique à biomasse fixe. Il est généralement rempli avec des particules d'un matériau de support où le biofilm est attaché. Si les particules sont poreuses, le biofilm se forme, non seulement en surface mais aussi dans leurs pores.

Dans les réacteurs industriels de film microbien, les écoulements de fluide en contact avec les particules de film biologique favorisent l'échange de nutriments et de produits du métabolisme de la biomasse entre les immobilisations et le fluide environnant. Il y a également échange d'énergie mécanique entre les deux milieux : d'une part, le liquide exerce des forces hydrodynamiques sur le biofilm ce qui améliore à la fois la séparation de la biomasse et la compacité de biofilms; d'autre part, la rugosité et la viscoélasticité du film microbien augmente la chute de pression du fluide le long du réacteur.

La tendance des cellules à se fixer sur des supports dans un réacteur est déterminée non seulement par les propriétés physico- chimiques des surfaces, mais aussi par les valeurs relatives de la vitesse de croissance microbienne spécifique et par le temps de séjour hydraulique. Lorsque le temps de séjour du fluide dans le réacteur est faible par rapport au temps de la réplication des cellules, la fixation est particulièrement pertinente pour éviter le lessivage des micro-organismes. Les cellules ont alors tendance à adhérer aux supports si les interactions de surface physico-chimiques sont favorables.

Les réacteurs à biofilm sont souvent classés comme des réacteurs à lit fixe ou des réacteurs à lit expansé. Ces derniers comprennent des lits fluidisés classiques où les particules se déplacent de haut en bas dans le lit tandis que le lit expansé dans son

ensemble est maintenu dans une zone bien définie du réacteur, tel que dans le réacteur de l'air -lift, à lit mobile ou des réacteurs à lit circulant. Dans ces réacteurs, le lit est généralement développé par le liquide, contenant parfois des bulles de gaz, écoulement vers le haut avec une vitesse suffisamment élevée pour soulever le lit.

Les lits fixes peuvent être divisés en :

- i) **lits submergées**, où les particules de biofilm sont complètement immergées dans le liquide ;
- ii) **filtres bactériens**,
- iii) **les réacteurs à disque tournant**, où le biofilm se développe sur la surface verticale de disques qui tournent à l'intérieur du liquide. La plupart des réacteurs à biofilm fonctionnent en mode continu.

I.3.2 Caractéristiques du biofilm

Le biofilm est un film biologique adhérent à une surface, constitué de cellules microbiennes, d'exopolymères, et d'eau. Le biofilm peut donc être considéré comme un gel de polymères adhérent à l'intérieur duquel se trouve des microorganismes. Il présente une structure poreuse et très adsorbante.

I.3.2.1 Composition et structure d'un biofilm

Les caractéristiques suivantes sont considérées typiques des films microbiens ([Melo et Oleveira 2005](#)) :

- Ces films sont des couches visqueuses avec un comportement rhéologique et viscoélastique consistant comme un gel.
- Leur couleur varie du blanc translucide ou jaunâtre à marron sombre ou noircit. Cette variation est fonction du type de microorganisme et du substrat dominant.
- Ils peuvent avoir une épaisseur qui peut aller de quelques microns (films formés dans des liquides avec une faible concentration en substrat) à quelques millimètres ou centimètres (exemple: les eaux blanches de pulpes de la fabrication du papier).
- La masse du biofilm est constituée essentiellement d'eau (fréquemment plus de 90%).
- La masse des polymères extracellulaires contient typiquement des polysaccharides et des glycoprotéines, qui peuvent représenter plus de 70% ou plus du poids de biofilm.

- La fraction des microorganismes dans les biofilms dépend des caractéristiques métaboliques des populations microbiennes et de la concentration en substrat.
- Elle peut correspondre à 10-50% de biomasse sèche.

I.3.2.2 Formation du biofilm

Bien que le développement de biofilms soit un phénomène fréquent voire systématique à l'interface solide/liquide en présence de bactéries, sa formation peut être décrite par une série d'étapes influencées par différence de bactéries, et par différents facteurs (mode d'écoulement, nature de la surface, type des nutriments et leurs concentrations respectives, conditions d'aération). La formation du biofilm met donc en œuvre différents processus physicochimique (diffusion, adhésion, ...) ainsi que des processus biologiques (formation d'agrégats, croissance de microorganismes, production d'exopolymères, ...) (Andersson, 2009).

Les différentes voies suggérées comprennent trois étapes essentielles : le transport des bactéries, l'adhésion et la croissance de celles-ci à la surface, et la multiplication de microorganismes avec des phénomènes de détachement de biofilm (Liu et Tay, 2002).

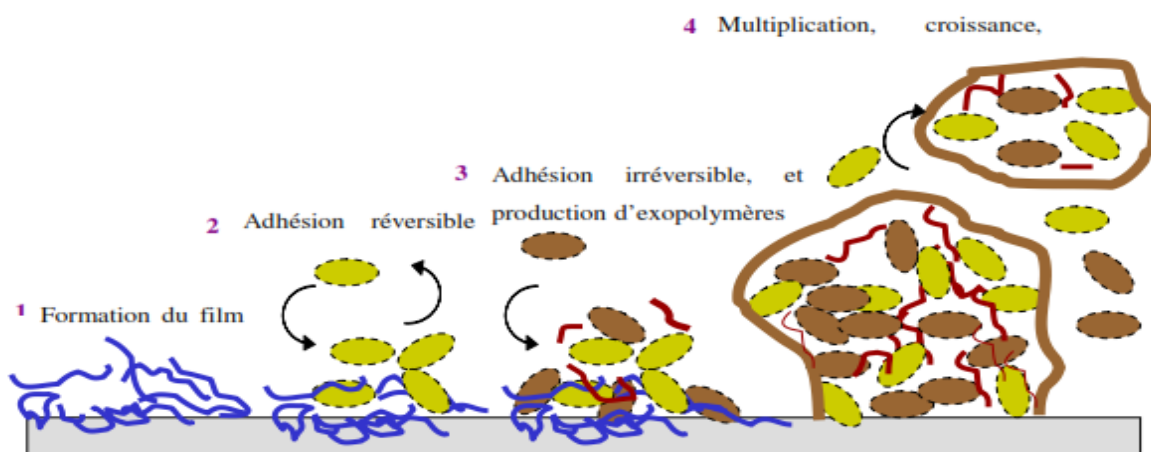


Figure I.3 : Schéma illustrant les étapes de formation des biofilms.

a) Transports des bactéries

L'adhésion de bactéries sur la surface nécessite un rapprochement qui est assuré par le transport de celles-ci du fluide vers le support. Les approches physico-chimiques traditionnelles considèrent les bactéries comme étant des colloïdes sphériques avec une surface bien définie, rigide et uniforme, ce qui est très discutables (Duval et Gaboriaud,

2010). Par contre l'approche biologique définit la bactérie comme étant une particule a géométrie complexe avec une surface hétérogène et possédant une mobilité (Hori et Matsumoto, 2010).

b) Adhésion

• Film conditionnant

La prolifération des biofilms nécessite l'adhésion d'une première couche de bactéries. Certaines études prévoient la formation d'un film appelé film conditionnant sur le support avant la colonisation de ce dernier par les bactéries (Salaun, 2009). Ce film est le résultat d'un dépôt de macromolécules se trouvant dans le milieu ainsi que des polymères secrètes par les bactéries au niveau de la surface. La présence de ces polymères sur la surface conduit a des interactions de différente nature avec les cellules bactériennes (Bellon-Fontaine et Fourniat, 1994). Ce film initial améliorerait grandement la fixation initiale de la biomasse (Busscher et Van der Mei, 2006).

La formation du film conditionnant représente un préliminaire a l'adhésion bactérienne qui a lieu en deux étapes : réversible et irréversible. En général, l'étape d'adhésion réversible est rapide et dure de 5 a 10h, mais le risque de détachement du biofilm de la surface est très grand du fait de la mise en œuvre de forces et de liaisons faibles (Salaun, 2009). L'adhésion irréversible est une étape plus lente que la précédente et indispensable pour le développement du biofilm. Elle fait appel a des forces et des liaisons physiques et électrostatiques (Van der Waals, électrostatiques, liaisons hydrogènes) (Salaun, 2009).

c) Croissance, maturation et détachement

Après la formation d'une première couche de microorganismes, les bactéries commencent la production d'exopolymères nécessaires pour former le squelette du biofilm (Khalizadeh, 2009). Ces EPS se lient au support et forment avec la surface des complexes qui a leur tour vont fixer d'autres bactéries et assurer leur adsorption sur la surface. Le biofilm commence alors à croître par division et multiplication bactérienne (Andersson, 2009). A ce stade, la croissance des bactéries, et par suite du biofilm, est fortement liée aux conditions environnantes d'apport de nutriments, d'oxygène et de température. La croissance du biofilm passe par différents étapes :

- 1- Stade dynamique de croissance au cours duquel la machine biologique est à son maximum de fonctionnement,
- 2- Phase linéaire ou le biofilm atteint un développement maximal et constant,

- 3- Stade de ralentissement pendant lequel la quantité de microorganismes vivants adsorbés et la quantité de biofilm qui se détache ainsi que la quantité de cellules mortes, sont à l'équilibre.

Quand le biofilm atteint le stade de maturation, le manque de nutriments, l'âge du biofilm, les stress physique, chimique, et biologique, ainsi que les conditions hydrodynamiques sont les facteurs responsables du détachement des biofilms et de leur redispersion dans le milieu ambiant (Andersson, 2009). Ainsi l'âge de biofilm, la quantité de biomasse fixée, et les conditions environnementales, jouent un rôle très important sur la structure et l'épaisseur du biofilm, et par la suite, sur son activité (Lazarova et Manem, 1995).

I.3.2.3 Détachement du biofilm

Il peut être défini comme une perte de grands ou de petits agrégats du biofilm. Globalement, le développement d'un biofilm est le résultat de la production de biomasse et d'événements au cours desquels le biofilm est éliminé. L'évolution se poursuit jusqu'à ce que le biofilm atteigne un état d'équilibre c'est-à-dire lorsque la production de la biomasse est égale à son détachement. L'égalité donnée par Trulear et Characklis (1982) exprime ce phénomène :

Taux de développement du biofilm

=

Taux de la production de biomasse – Taux du détachement des agrégats

Il y a plusieurs types du détachement :

a. Détachement superficiel

Ce phénomène se fait spontanément et ne provoque pas l'enlèvement des parties du biofilm à partir de la surface. Lorsque l'épaisseur du biofilm dépasse une certaine limite, des agrégats de biofilm qui se développent au dessus de la couche laminaire commencent à se détacher de la partie superficielle du biofilm (Figure I.4) influencés par les conditions hydrodynamiques comme les contraintes de cisaillement du milieu (Brading *et al.*, 1995). Ces agrégats peuvent provoquer un détachement lors d'une collision avec un autre biofilm.



Figure I.4 : Détachement superficiel du biofilm

b. Erosion

L'érosion est un phénomène où le biofilm se détache partiellement en forme d'agrégats à partir de la surface (Bryers, 1987). L'érosion est provoquée souvent par des facteurs intérieurs et peut se faire lorsque les conditions environnementales deviennent défavorables comme la limitation en oxygène, le manque des matières nutritives ou parfois le changement de substrat (Hall-Stoodley *et al.*, 2004). Sous certaines conditions comme l'anoxie et l'anaérobiose, les microorganismes voisins de la surface du biofilm peuvent produire des gaz qui en s'échappant provoquent la séparation du biofilm de la surface (Chang *et al.*, 1991). Des enzymes produits par certains microorganismes peuvent provoquer également la destruction des liaisons biofilm-surface (Allison *et al.*, 2000). Ces facteurs augmentent les possibilités d'érosion. Les liaisons entre l'agrégat et la matrice voisine doivent être suffisamment faibles pour que n'importe quelle force externe enlève la partie du biofilm à partir de la surface comme cela est montré dans la Figure I.5. Le poids de l'agrégat joue un rôle stimulant si la surface est positionnée verticalement et un rôle inhibant si elle est positionnée horizontalement. Ce phénomène est aussi induit par l'augmentation des forces de cisaillement à l'interface biofilm-liquide (Characklis, 1990).

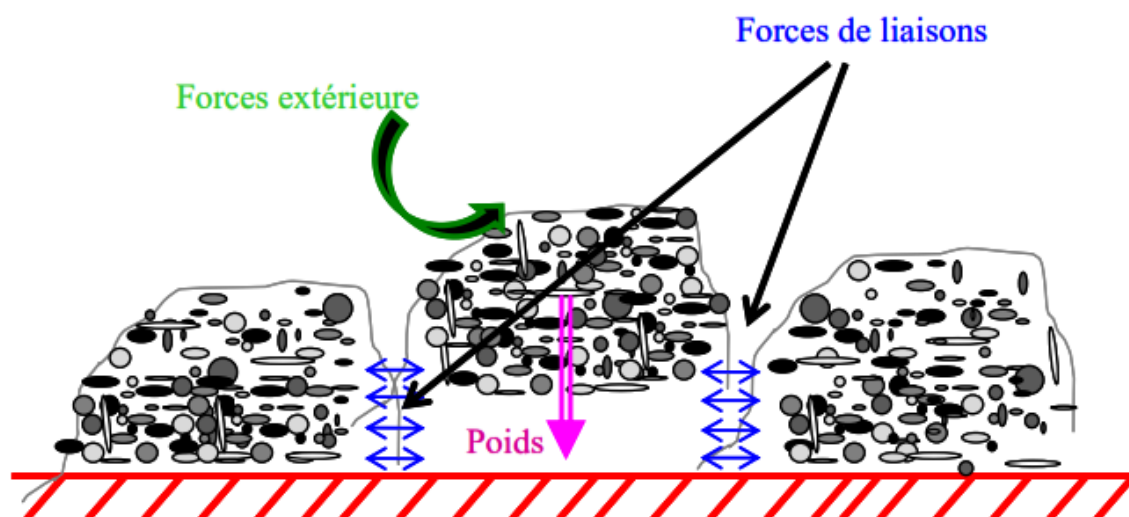


Figure I.5: Mécanisme de l'érosion du biofilm

c. Décrochement

Le décrochement est défini comme l'érosion d'une grande partie ou la totalité du biofilm à partir de la surface (Allison *et al.*, 2000). Il est souvent évident dans les biofilms les plus épais, anciens et en particulier dans les environnements riches en éléments nutritifs (Applegate et Bryers, 1991). Le décrochement est lié à l'épuisement des nutriments ou de l'oxygène et à certains changements dans l'environnement autour du biofilm (Applegate et Bryers, 1991).

La limitation du substrat réduit le taux de décrochement dans un biofilm de *Pseudomonas aeruginosa* en limitant le taux de croissance des cellules dans le biofilm (Peyton et Characklis, 1993) : cela réduit l'épaisseur du biofilm ce qui permet une meilleure accessibilité des nutriments au fond du biofilm.

En revanche, une forte disponibilité de nutriments conduit à l'augmentation de l'épaisseur ce qui limite la diffusion des nutriments dans toute l'épaisseur du biofilm (Sawyer et Hermanowicz, 1998) et cause le décrochement, favorisé par les forces de cisaillement et par le poids excessif de la biomasse si le biofilm est vertical ou orienté vers le bas. Le décrochement nécessite une liaison forte entre les fragments du biofilm et une faible liaison de l'ensemble avec la surface. Souvent le biofilm positionné verticalement se replie sur l'autre partie du biofilm qui n'a pas subi de décrochement (Figure I.6). Entre deux événements de type décrochement, le biofilm peut avoir la possibilité de se réparer, ce qu'on appelle le « redéveloppement » (Stoodley *et al.*, 1999).

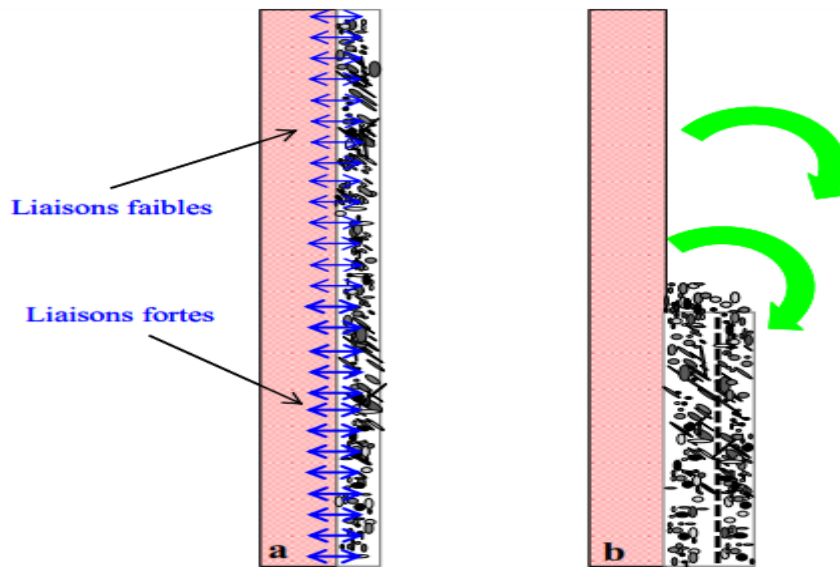


Figure I.6: Détachement du biofilm sur une surface verticale

d. Abrasion (frottement)

Elle est réalisée mécaniquement par la collision des particules solides suspendues dans le milieu du biofilm (Figure I.7) ou par l'intervention humaine qui provoque le détachement de biofilm à partir de la surface du substrat en petits ou gros agrégats. Ce détachement est stimulé par les forces hydrodynamiques (Chang *et al.*, 1991). L'effet d'abrasion est important dans les réacteurs biologiques à lit mobile car il affecte la performance et le rendement du réacteur.

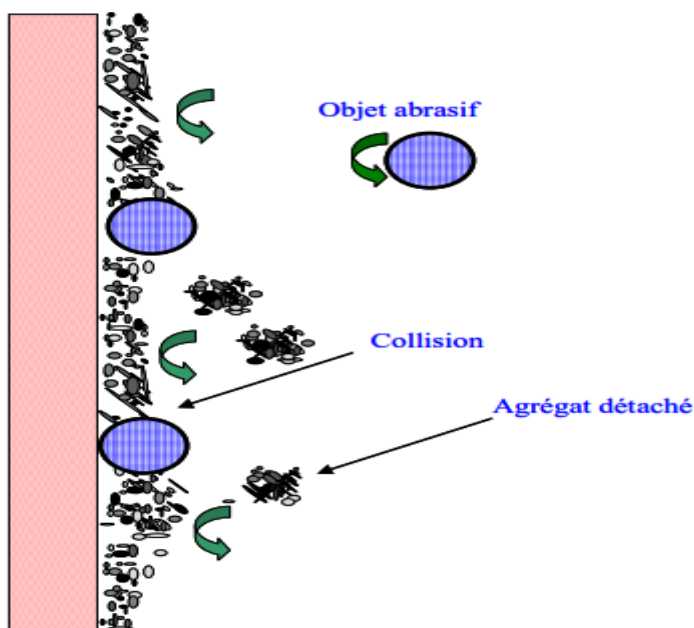


Figure I.7: Mécanisme de l'abrasion du biofilm

I.3.3 Facteurs d'influence sur la formation du biofilm

L'adhésion des bactéries sur le matériau dépend de nombreux facteurs, relatifs : (Fabien LAMOUREUX, 2007)

- aux micro-organismes
- au support
- à l'environnement

En effet, la mobilité des cellules décroît avec l'augmentation de l'âge de la culture qui va elle-même influencer sur le taux de croissance des bactéries et donc sur le taux d'adhésion de ces dernières.

De plus, le support a un rôle important, tant par sa mouillabilité que par sa rugosité et sa polarité. Les bactéries étant principalement chargées négativement (sur leur surface), l'adhésion sera plus aisée sur des supports chargés positivement. Il est à noter que des méthodes permettent de rendre les supports plus propices à l'adhésion bactérienne (oxydation physique ou procédés chimique).

Enfin, la température et le pH sont des composants qui influencent également l'adhésion bactérienne ainsi que la concentration initiale en bactéries. Le taux d'adhésion est proportionnel à la concentration en bactéries jusqu'à une teneur limite à partir de laquelle celle-ci devient constante.

I.3.4 Activité biologique du biofilm

L'activité biologique est considérée comme la vitesse à laquelle les biofilms métabolisent des substrats et des nutriments. Fondamentalement, cela dépend de la nature et de la concentration des espèces microbiennes présentes dans le biofilm, sur la composition chimique et les propriétés de transfert de masse du fluide environnant et sur la structure physique de la biomasse fixée. La distribution et l'état métabolique des micro-organismes dans un biofilm est un aspect le plus sensible en termes de sa performance (Melo et Oleviera 2005).

II. Matériels et méthodes

II. Matériels et méthodes

Le traitement des eaux usées par biofiltration est une technologie prometteuse basée sur l'utilisation d'un support granulaire sur lequel se fixe les populations bactériennes permettant l'élimination de la pollution, le choix du support capable d'abriter cette population est l'un des paramètres clés conditionnant la performance du procédé.

Notre travail se propose de valoriser un sous produit issu de la fabrication de la brique à usage de construction bâtiment et de l'utiliser comme support de fixation des bactéries dénitrifiantes en réacteur à lit fixe à biomasse hétérotrophe, à fin de mettre à la disposition des stations d'épuration un nouveau support.

II.1 Description du dispositif

Les expériences sont réalisées dans une colonne en plexiglas d'une hauteur de 30cm, d'un diamètre interne de 2.5cm, ainsi $L/D=12$. L'unité opère à température ambiante et consiste en un lit fixe des granulats de brique de 2 à 5 mm de diamètre complètement immergée. Une pompe péristaltique (Masterflex L/S model 77200-12 Bernant company USA) assure l'acheminement en continu de l'alimentation vers la colonne avec un écoulement ascendant. La colonne demeure par conséquent saturée pendant toute la durée de l'expérience et fonctionne ainsi en absence d'oxygène.

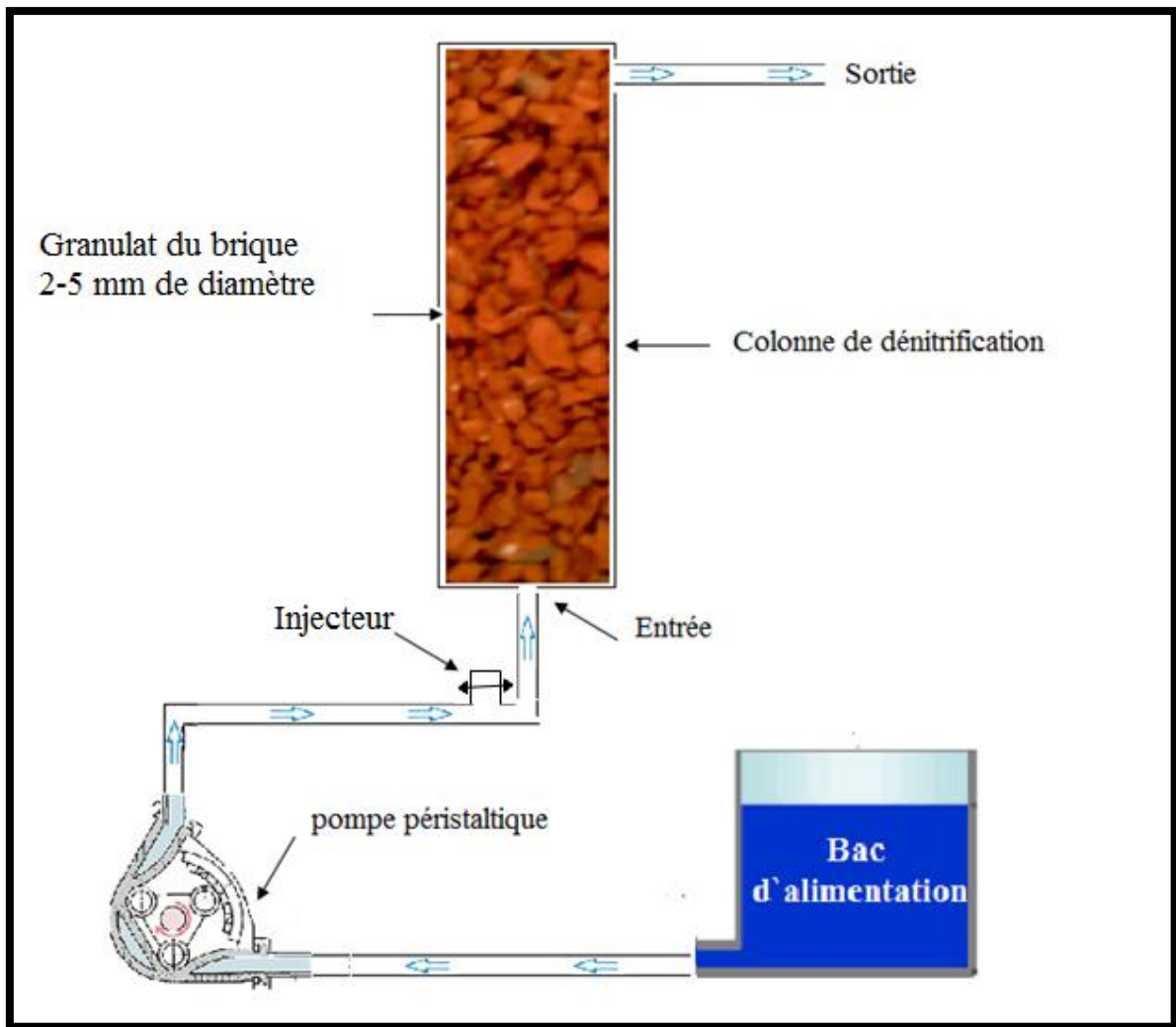


Figure II.1: Dispositif expérimental

II.2 Caractérisation physico-chimique du support utilisé

Le matériau granulaire sujet à une étude de biofiltration est un sous produit de la fabrication de la brique à usage de construction bâtiment broyé et tamisé avec une granulométrie de 2 à 5 mm de diamètre. Les caractéristiques physico-chimiques du support portent essentiellement sur la masse volumique vraie, la surface spécifique, et la porosité.

- **La surface spécifique :**

Par définition, la surface spécifique du support est une surface par unité de masse. Elle constitue une donnée essentielle de la caractérisation des solides et des matériaux poreux exprimée en (m^2/g) :

- **La masse volumique vraie :**

Exprimée en g/cm^3 , elle est déterminée selon la norme ISO-567, (1995).

- **La porosité :**

En générale la porosité est le rapport du volume des vides au volume du matériau :

$$p = \frac{\text{volume des vides}}{\text{volume totale}}$$

II.3 Sélection des bactéries dénitrifiantes

Le développement intensif d'une culture bactérienne dénitrifiante à partir d'une boue activée prélevée d'une station d'épuration de la ville d'Alger, nécessite des étapes précises pour pouvoir procéder à la sélection et la fixation de ces bactéries dénitrifiantes :

III.3.1 Réacteur fermé fonctionnant en discontinu :

Nous avons introduit dans un récipient fermé (erlenmeyer) une quantité de boue alimentée avec un milieu riche en nitrates afin de favoriser le développement de la biomasse dénitrifiante. La sélection était réalisée dans les conditions d'anoxie à la température de laboratoire avec des quantités suffisante d'acétate de calcium comme source de carbone ainsi qu'une agitation pour homogénéiser le milieu.

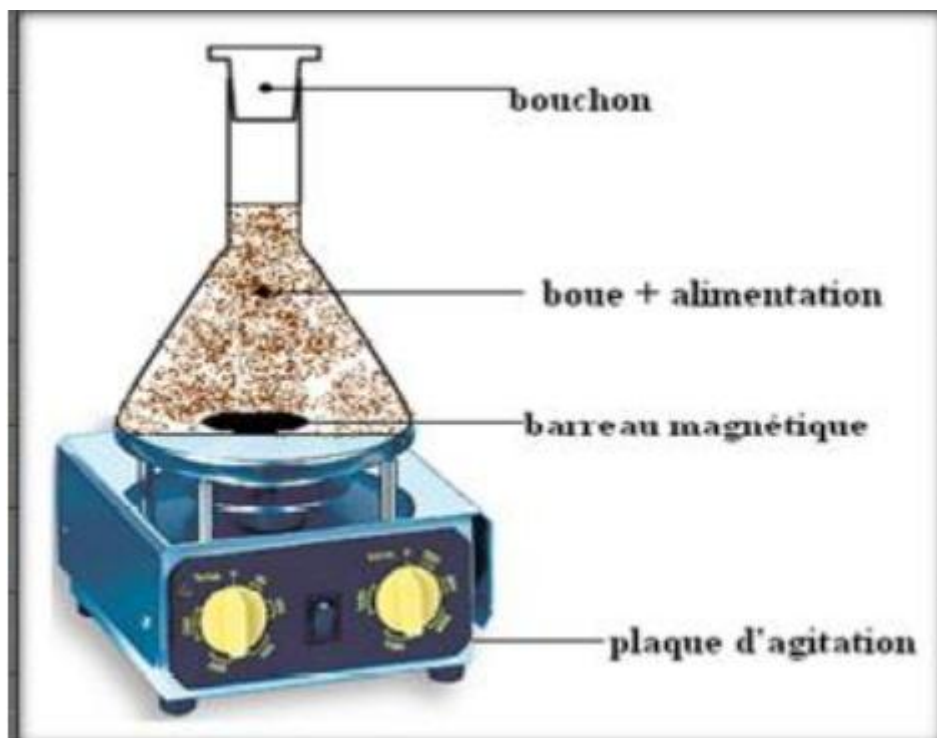


Figure II.2: Schéma de la sélection des bactéries dénitrifiantes

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

considérablement. 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.

II.4 Alimentation

La composition des solutions d'alimentations est représentée dans le tableau II.1 il est à signaler que l'effluent synthétique est préparé avec de l'eau de robinet contenant de l'acétate et des nitrates de sodium avec un rapport C/N=6 (Martin *et al.*, 2009). Toutes les expériences ont été effectuées à une température ambiante (température de laboratoire).

Tableau II.1 : La composition de l'alimentation en continu et en discontinu

Composés	Alimentation en discontinu	Alimentation en continu
NaNO ₃	1645mg/l ↔ 1200mgde NO ₃ ⁻	137.09mg/l ↔ 100 mg de NO ₃ ⁻
KH ₂ PO ₄	2g/l	2.25 mg/l ↔ 0.5 mg de P
FeSO ₄	10mg/l	Des traces
MgCl ₂	25mg/l	Des traces
Acétate de calcium	5338.8 mg/l ↔ 1620 mg de C	444.9 mg/l ↔ 135 mg de C

II.5 Ensemencement du réacteur

L'inoculation du réacteur à été réalisée par passage en circuit fermé d'une solution contenant des boues sélectionnées représentant 5 mg de MVS/ g du support. Ensuite la colonne a été alimentée avec la solution décrite si dessus et les mesures de la masse du biofilm formé ont été effectuée régulièrement chaque 24 heures et exprimée en MVS/g du support.

II.6 La distribution des temps de séjour (DTS) d'un système

La technique de détermination des temps de séjours (DTS) consiste à utiliser un traceur que l'on injecte à une concentration donnée à l'entrée du système et pour lequel on suit la concentration à la sortie en fonction du temps. Les molécules marquées du traceur ne doivent avoir évidemment aucune interaction avec les substances contenues dans le système mais doivent être assez proches de celles-ci afin d'avoir les mêmes propriétés d'écoulement. Le traceur peut être injecté de trois manières différentes : sous forme d'impulsion, d'échelons, ou de façon quelconque (Leclerc *et al.*, 1995). Nous avons utilisés la méthodologie d'injection de Tizghadam (2007) appelé "Injection Dirac", qui consiste à injecter dans un temps très court, une quantité du traceur. Ce dernier ne doit pas être injecté à très fortes concentrations afin d'éviter la formation de courant de convection naturelles transitoires résultant d'un écart de densité entre le traceur et le fluide.

Les hypothèses suivantes sont supposées être vérifiées:

- Le fluide est incompressible,
- L'écoulement du fluide doit rester permanent,
- Le débit traversant le système est constant et permanent,
- La vitesse du fluide reste uniforme,
- Le système possède une seule entrée et une seule sortie à l'exclusion de toute fuite.

Le traceur utilisé dans cette étude est une solution de chlorure de sodium à 50g.L^{-1} , dont **1ml** ont été injectés instantanément à l'entrée du réacteur, sous forme d'un Dirac. La détection du signal à la sortie du réacteur est réalisée par la mesure de la conductivité et les valeurs sont exprimées en concentration de NaCl ($C(t)$). Les expériences sont menées pendant une durée correspondante à deux fois le temps de rétention hydraulique du réacteur. Le dispositif de mesure utilisé est un conductimètre (HANNA instrument EC 124).

L'étude de la DTS permet pour un réacteur donné quelconque, de définir son comportement et de déterminer les flux de matière et d'énergie. Cette étude permet également de mettre en évidence des dysfonctionnements du réacteur tels que les courts circuits et les zones mortes.

II.7 Méthodes d`analyses

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

Les nitrates: Méthode au réactif Sulfophénique (Norme AFNOR NFT 90 102).

Les nitrites : Méthode au réactif de Diazotation (Norme AFNOR NFT 90 013).

La détermination de matière volatile en suspension (MVS) est réalisée par pesée et séchage des échantillons, selon la méthode normalisée NF T 90 105.

III. Résultats et discussions

III. Résultats et discussions

III.1 Caractéristiques physico-chimiques du support

Il est important de s'intéresser à la caractérisation physico-chimique du support dans le but de réussir l'attachement des microorganismes et supporter la croissance microbienne.

Afin d'éviter les problèmes relatifs au contournement de la zone de traitement (zones mortes), il est important que le biofiltre présente de bonnes propriétés mécaniques. Ainsi, le milieu filtrant utilisé devrait être caractérisé par une porosité élevée. Ceci favorisera le passage de l'effluent à travers la zone de biofiltration. De plus, il est crucial que le milieu utilisé pour la dénitrification biologique ne soit pas sujet à des problèmes de compaction ou de colmatage. La surface d'échange doit être maximale, pour l'attachement de la biomasse, la rétention de la MES et pour faciliter la circulation du fluide.

III.2 Caractérisation du bioréacteur

L'objectif de cette partie du travail est de caractériser le comportement du réacteur en utilisant la détermination de la distribution des temps de séjours (DTS) avant et après colonisation pour trois débits.

III.2.1 Distribution des temps de séjour hydraulique de la colonne

Rappelons que l'analyse de la DTS permet, pour un réacteur donné, de déterminer son comportement hydraulique et également de mettre en évidence le dysfonctionnement du réacteur tel que les courts circuits et les zones mortes.

III.2.1.1 Temps de séjour

En exploitant les résultats obtenus selon le protocole défini au chapitre II, nous comparons le temps de séjour moyen (τ_s) et du rapport $\tau = V_0 / Q_0$ permet de déterminer la présence de courts-circuits ou des zones mortes selon les différentes conditions expérimentales.

A partir de la forme des courbes obtenus (Figure III.1, Figure III.2 et Figure III.3), on peut noter qu'il existe des zones mortes (inaccessibles au fluides) du réacteur pour les trois débits. Les résultats du tableau III.2 montrent la présence de zones mortes dû au fait que le biofilm tapisserait la microporosité du support; ce qui suggérerait l'hypothèse de passages préférentiels de l'eau dans les réacteurs (Menoret, 2001).

Résultats et discussions

Des différences de volumes injectés ou sur la concentration initiale de la solution mère du traceur peuvent entraîner une différence sur la hauteur des pics, bien que le protocole expérimentale ait été rigoureusement respecté.

Tableau III.1 : Synthèse des résultats de l'étude hydrodynamique pour les trois débits

Réacteur	Volume du réacteur (ml)	Temps de passage à vide $\tau = V_0 / Q_0$ (min)	Temps de séjour moyen avant colonisation (min)	Temps de séjour moyen après colonisation (min)
$Q_0 = 22,5 \text{ ml/min}$	230	10.22	5	4
$Q_0 = 11.90 \text{ ml/min}$	230	19.33	9	7.5
$Q_0 = 7.7 \text{ ml/min}$	230	29.87	30	12

III.2.1.2 Influence du biofilm sur l'hydrodynamique de la colonne

On remarque à partir de la Figure III.1, Figure III.2 et Figure III.3 que pour les trois débits la formation du biofilm dans le réacteur semble avoir une influence significative sur l'allure des courbes de la DTS notamment sur la position du pic et sur la traînée. En effet la présence du biofilm rend différent le comportement hydrodynamique du support, en créant des passages préférentiels.

Dans une étude portant sur l'influence du garnissage sur l'hydrodynamique d'un réacteur cascade, [Tizghadam \(2007\)](#) a montré qu'à faible volume de garnissage, la formation du biofilm est de faible influence sur le comportement hydrodynamique du réacteur d'où la relation entre le volume de garnissage, la formation du biofilm et les caractéristiques hydrodynamiques.

Résultats et discussions

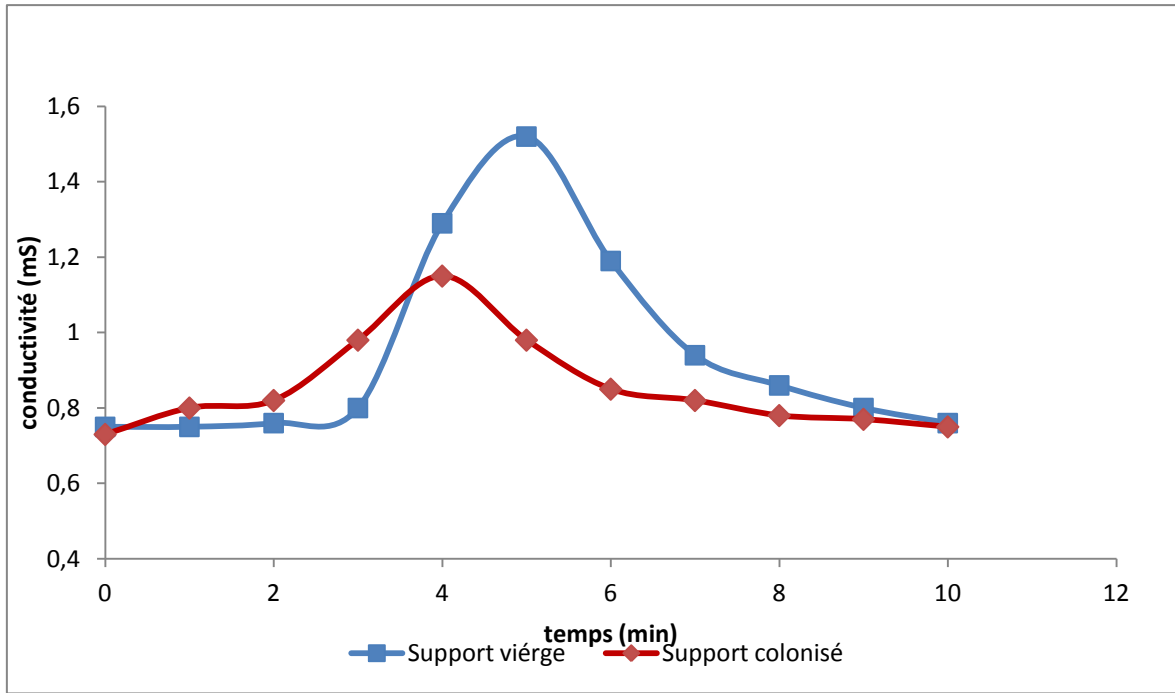


Figure III.1 : Courbe de DTS pour un débit $Q= 22.5$ ml/min

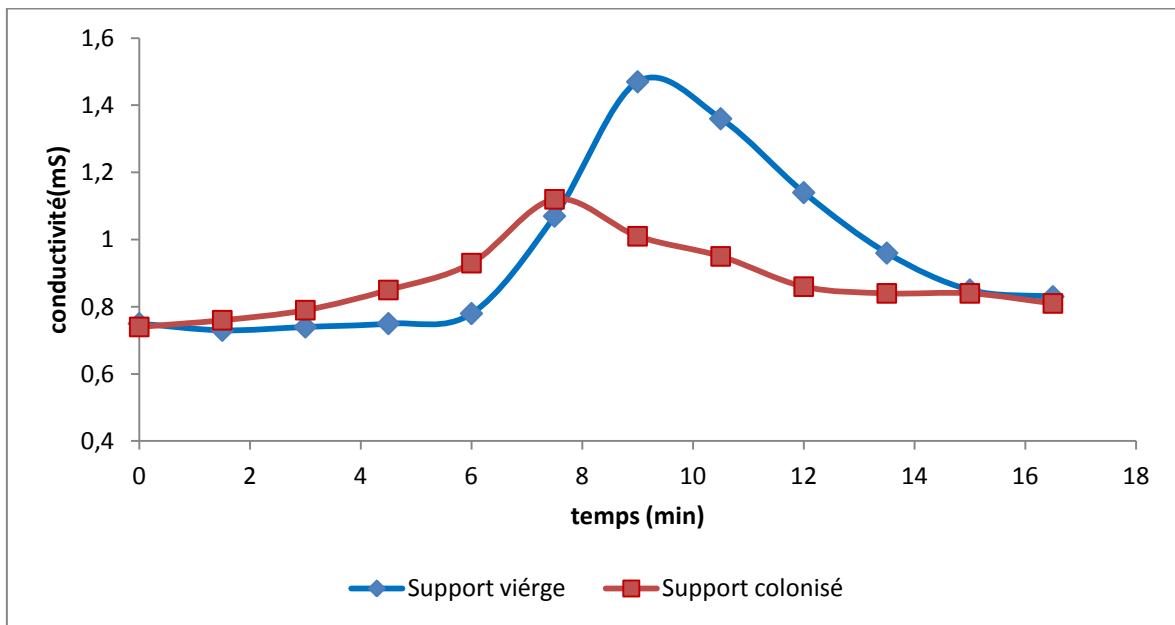


Figure III.2 : Courbe de DTS pour un débit $Q= 11.90$ ml/min

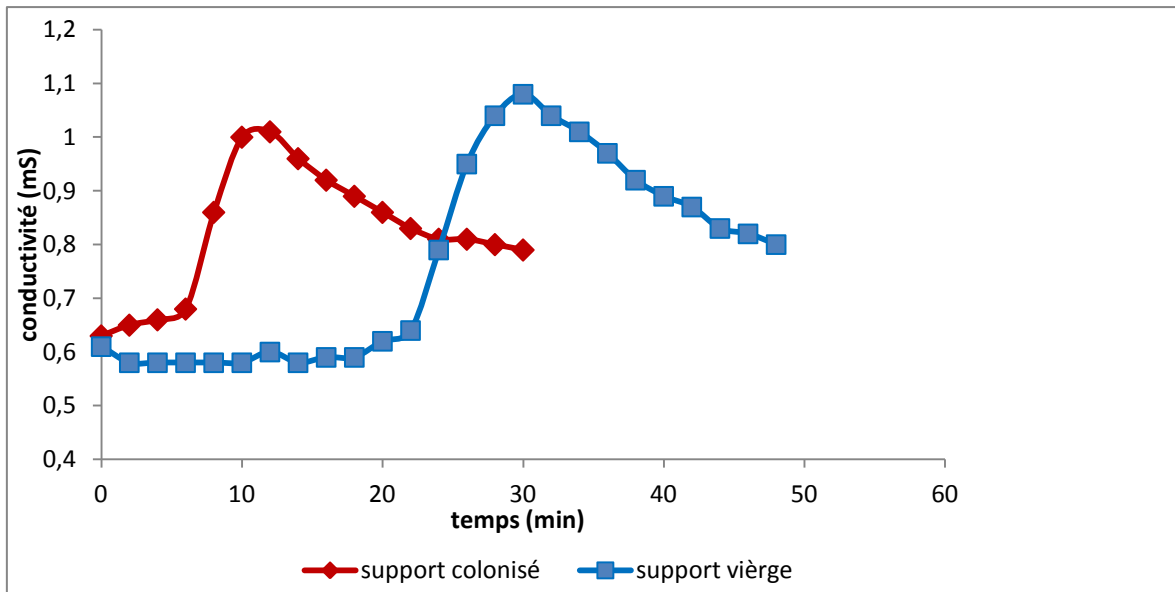


Figure III.3 : Courbe de DTS pour un débit $Q= 7.7$ ml/min

III.2.1.3 Effet du débit sur l'hydrodynamique de la colonne

D'après la **Figure III.4** on remarque que pour un débit de l'ordre de 7.7 ml/min, le temps de séjour moyen après colonisation du support est presque la moitié que celui du support vierge. Ceci dû à l'influence de la formation du biofilm sur l'hydrodynamique de la colonne en formant des zones mortes et des passages préférentiels. Alors que pour les débits de 11.9 ml/min et de 22.5 ml/min, la réduction du temps de séjours moyen après colonisation du support est faible. En effet il est important d'opérer avec des forts débits pour garder la même hydrodynamique de la colonne avant et après colonisation.

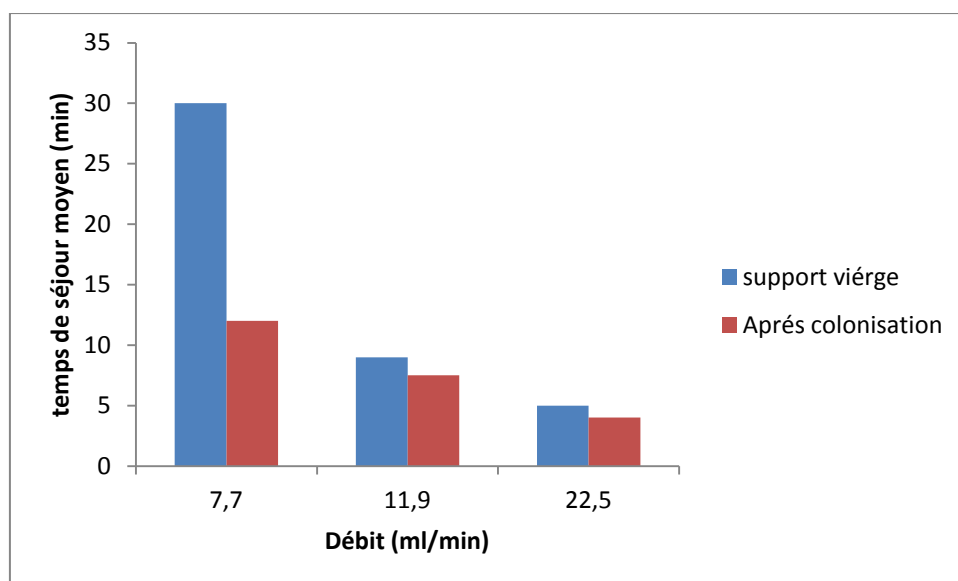


Figure III.4 : L'évolution du temps de séjours moyen en fonction du débit

III.3 Dynamique de colonisation du support

L'efficacité des procédés de biofiltration est basée sur la capacité des micro-organismes à se développer sur une surface. Les bactéries se fixent au matériau filtrant et forment ce qui est appelé un biofilm.

Dans la présente étude, le bioréacteur fonctionne en mode continu avec un temps de rétention hydraulique constant (**HRT= 3.28 min**). Le but est de déterminer la capacité de colonisation du support en mesurant la matière volatile en suspension chaque 24 heures du fonctionnement du biofiltre. Les résultats obtenus sont résumés sur la [figure III.5](#)

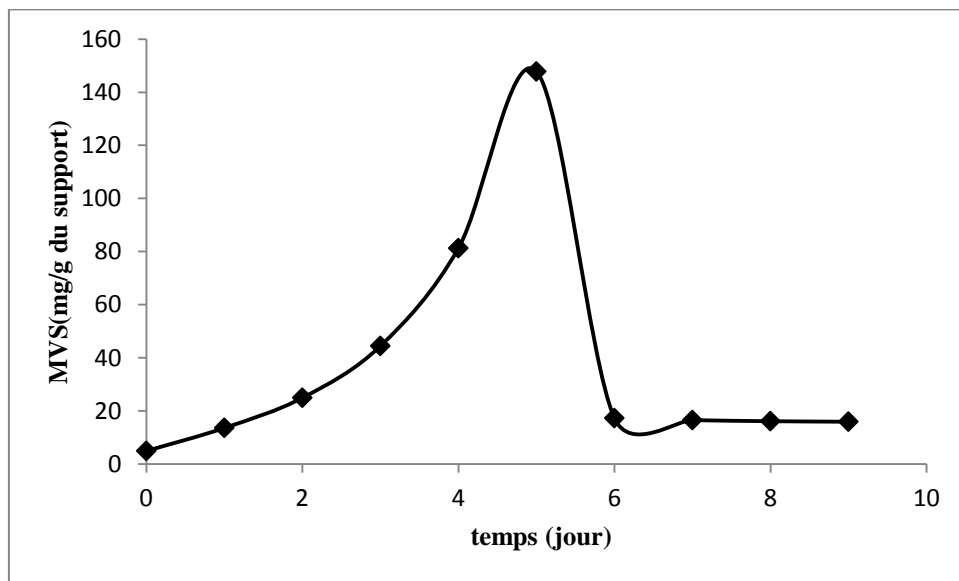


Figure III.5 : l'évolution de la formation du biofilm en fonction du temps.

L'allure montre que le biofiltre supporte une charge cellulaire croissante entre le premier et le cinquième jour avec un maximum de 147.5 mg de MVS/g du support. La formation du biofilm était lente entre le premier et le troisième jour alors qu'une croissance exponentielle a été enregistrée entre le troisième et le cinquième jour. Au sixième jour de fonctionnement du biofiltre un détachement important du biofilm a été enregistré et la quantité de biomasse encore attachée au support était de 17.34 mg de MVS/ g du support.

Après le détachement du biofilm (par Abrasion) la quantité de biofilm est restée constante du sixième jour jusqu'à l'arrêt du biofiltre (neuvième jour) ceci s'explique Par le faite que le taux de détachement des agrégats est supérieur à la production de biomasse.

L'égalité donnée par Trulear et Characklis (1982) :

Taux de développement du biofilm = Taux de la production de biomasse – Taux du détachement des agrégats

III.4 Effet du TRH sur la colonisation du support

Le suivi de la formation du biofilm à divers temps de rétention hydraulique au troisième jour de fonctionnement du biofiltre (**Figure III.3**) montre qu'un TRH entre 2.97 min et 7.78 min permet d'améliorer la fixation de la biomasse épuratrice sur le support. Au-delà d'un TRH de 7.78 min la rétention du biofilm est nettement ralentie. Ceci est attribué à la cadence d'alimentation du biofilm (quantité de N, P, C mise à la disposition des microorganismes par unité de temps).

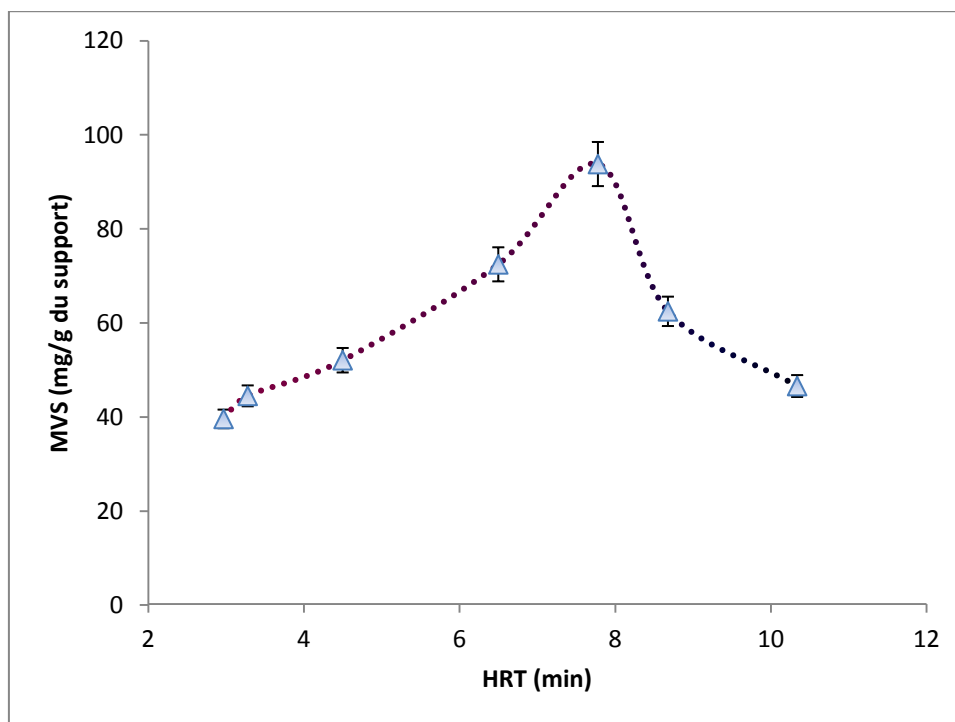


Figure III.6: L'effet du temps de rétention hydraulique sur la colonisation du support

D'après cette figure on conclue que les faibles débits (inferieur à 9.56 ml/min \leftrightarrow HRT > 8.68 min) influencent négativement sur la formation du biofilm par manque du substrat nécessaire à la croissance microbienne. De même pour les forts débits (supérieur à 25.3 ml/min \leftrightarrow HRT < 3.28 min) qui contribuent au détachement du biofilm. En effet il est nécessaire d'opérer à des débits moyens de l'ordre de 10.76 ml/min.

Conclusion générale

Conclusion :

Notre travail a porté sur l'utilisation d'un sous produit issu de la fabrication de la brique à usage de construction bâtiment comme support de biodénitrification dans un réacteur à lit fixe avec un écoulement ascendant. Les résultats obtenus nous ont permis d'aboutir aux conclusions suivantes :

Caractérisation du support :

- Le support utilisé devrait être caractérisé par une porosité élevée, et une surface spécifique maximale pour réussir l'attachement des microorganismes, et la rétention des MES. De plus, il est important que le support présente de bonnes propriétés mécaniques pour éviter les zones mortes et favoriser le passage de l'effluent à travers la zone de biofiltration

Influence du biofilm sur l'hydrodynamique du réacteur

- Le biofilm fait diminuer la microporosité du support, il y a formation des chemins préférentiels qui se traduit par une diminution du temps de séjour moyen.

Influence du Débit sur l'hydrodynamique du réacteur

- Pour des faibles débits de l'ordre de 7.7 ml/min la diminution du temps de séjour moyen est importante (30 à 12 min) Ceci dû à l'influence de la formation du biofilm sur l'hydrodynamique de la colonne en formant des zones mortes et des passages préférentiels. Par contre pour des débits de 11.9 ml/min et de 22.5 ml/min, cette réduction est faible (9 à 7.5 min et 5 à 4 min, respectivement). Donc pour garder la même hydrodynamique du réacteur avant et après formation du biofilm, il est important d'opérer avec des forts débits.

Dynamique de colonisation du support

- Le biofiltre est utilisé pour la dénitrification, il supporte une charge cellulaire maximale (147.5 mg de MVS/g du support) à partir du cinquième jour de fonctionnement.
- Au sixième jour de fonctionnement un détachement du biofilm de type Abrasion a été enregistré et la quantité de biomasse encore attachée au support était de 17.34 mg de MVS/ g du support.

Conclusion

- Un lavage du biofiltre est nécessaire tous les 5 jours.

Effet des TRH sur la colonisation du support

- Le suivi de la formation du biofilm à divers temps de rétention hydraulique est effectué au troisième jour de fonctionnement du biofiltre. Pour un THR de 7.78 min, le biofiltre supporte une charge cellulaire maximale (93.8 mg de MVS /g du support).

En perspective de ce travail, il est important de tester d'autres supports capable d'abriter les populations bactériennes et faire une comparaison avec les résultats obtenus dans ce travail. Ceci, afin de trouver un support qui présente des meilleures performances pour les procédés de la biofiltration.

Il est également intéressant d'étudier les performances épuratoires de la biofiltration (les rendements d'élimination de la pollution) en utilisant ce support.

Références bibliographiques

Références bibliographiques

- ❖ **Allison DG, Gilbert P, Lappin-Scott HM and Wilson M. 2000.** Community structure and cooeration in biofilms. Cambridge University Press, p 96-265.
- ❖ **Andersson, S. 2009.** Characterization of bacterial biofilms for wastewater treatment.
- ❖ **Applegate DH and Bryers JD. 1991.** Effects of carbon and oxygen limitations and calcium concentrations on biofilm removal processes, *Biotechnol. Bioeng.* 37:17.
- ❖ **Barjenbruch, M. 2007.** Benchmarking of BAF plants: operational experience on 40 full-scale installations in Germany, *Wat. Sci. Tech.* 55, 8-9. Pp 91-98.
- ❖ **Bellon-Fontaine M. N., Fourniat J. (1994).** Adhésion des microorganismes aux surfaces Biofilms-Nettoyage-Désinfection. Chatenay-Mlabry : Communications présentées à la troisième réunion européenne Adhésion des micro-organismes aux surfaces.
- ❖ **Benyoucef, N. 2010.** Dénitrification des eaux souterraines par biomasse fixée sur support cellulosique : la drèche, Thèse de Magister, Ecole Nationale Polytechnique, Alger.
- ❖ **Bodík, I., Herdová, B., Drtil, M. 2002.** The use of up flow anaerobic filter and An SBR for wastewater treatment at ambient temperature. *Water Research* 36, 1084–1088.
- ❖ **Bodkhe, S. 2008.** Development of an improved anaerobic filter for municipal wastewater treatment. *Bioresource Technology* 99, 222–226.
- ❖ **Boeglin, JC. 1998.** Traitements biologiques des eaux résiduaires, technique de l'ingénieur.
- ❖ **Boller, M., Gujer, W., Tschui, M. 1994.** Parameters affecting nitrifying biofilm reactors, *Water Sci. Technol*, Vol.29, 1-11.
- ❖ **Bougard, D. 2004.** *Traitement biologique d'effluents azotes avec arrêt de la nitrification au stade nitrite*, Thèse de Doctorat, l'école nationale supérieure agronomique, Montpellier.
- ❖ **Brading MG, Boyle JD and Lappin-Scott HM. 1995.** Biofilm formation in laminar flow using *Pseudomonas fluorescens* EX101. *J Ind Microbiol* 15: 297-304.
- ❖ **Bryers JD. 1987.** Biologically active surface: processes governing the formation and persistence of biofilms, *Biotechnology.* 3:57.
- ❖ **Burton. C., aouen. V., Martinez. J., 2006.** Traitement des effluents d'élevage des petites et moyennes exploitations: Guide technique à l'usage des concepteurs, bureaux d'études et exploitants. Editions Quae.

Références bibliographiques

- ❖ **Busscher, H., Vander Mei, H. (2006).** Microbial adhesion in flow displacement systems. *Clinical Microbiology Reviews*, 19(1): 127-141.
- ❖ **Canler J.P. et Perret J.M. (1994).** Biological aerated filters: Assessment of the process based on 12 sewage treatment plants. *Water Science and Technology*, 29(10-11), 13-22.
- ❖ **Cardot, C. 1999.** Génie de l'environnement, les traitements de l'eau, Ellipses Edition Marketing SA.
- ❖ **Chang H T, Rittman BE, Amar D Heim, R Ehlinger O and Lesty Y. 1991.** Biofilm detachment mechanisms in a liquid-fluidized bed. *Biotechnol Bioeng* 38:499–506.
- ❖ **Characklis WG. 1990.** Biofilm process. In *Biofilms* Edited by Characklis W G & Marshall K C. New York: Wiley pp. 195–231.
- ❖ **Characklis, W.G. and Marshall, K.C. (1990)** *Biofilms*, John Wiley and Sons, New York.
- ❖ **Cheruy, A. 1988,** Méthodologie de la modélisation, 30p.
- ❖ **Cohen, Y. 2001.** Biofiltration-the treatment of fluids by microorganisms immobilized into the filter bedding material: a review. *Bioresource technology*, volume 77, numéro 3, p. 257-274.
- ❖ **Costerton, J.W., Cheng, K.J., Geesey, G.G., Ladd, T.J., Nickel, J.C., Dasgupta, M. and Marrie, T. 1987.** Bacterial biofilms in nature and disease. *Ann. Rev. Microbiol.*, 41, 435–464.
- ❖ **Courtemanche, M. 1996.** Traitement des eaux usées d'une usine de pâtes et papiers par le procédé de biofiltration. Mémoire de science appliquée, Université de Sherbrooke, Sherbrooke, 126 p.
- ❖ **Darbi. A., Viraraghavan. T., Butler. R.,Corkal. D., 2003.** *Column studies on nitrate removal from potable water, Water, Air, and Soil Pollution*, 150, 235–254.
- ❖ **Drtil. M., Németh. P.,Kucman. K., Bodik. I & Kasperk. V. 1995.** *Acidobasic balances in the course of heterotrophic denitrification*, *Water Research*, 29, 1353-1360.
- ❖ **Dumont, E., Andres, Y ., Le Cloirec, P. et Gaudin, F. 2008.** Evaluation of a new packing material for H₂ S removed by biofiltration. *Biochemical engineering journal*, volume 42, numéro 2, p. 120-127.
- ❖ **Dussert B. W., Tramposch W. G. 1996.** Impact of support media and properties on the biological treatment of drinking water. In *Advances in Slow Sand and Alternative*

Références bibliographiques

- Biological Filtration, eds. Graham, N. J. D. and R. Collins; John Wiley: Chichester, New York.
- ❖ **Duval J. et Gaboriaud F. 2010.** Progress in electrohydrodynamics of soft microbial particle interphases. *Current Opinion in Colloid & Interface Science*, 15: 184-195.
 - ❖ **Falkentoft, C. M., Harremoes, P., Mosbaek, H. et Wildere, P. 2000.** Combined denitrification and phosphorus removal in a biofilter. *Water Science and Technology*, volume 41, numéro 4, p. 493-501.
 - ❖ **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.
 - ❖ **Gilbert, Y., Le Bihan, Y., Aubry, G., Veillette, M., Duchaine, C. et Lessard, P. (2008).** Microbiological and molecular characterization of denitrification in biofilters treating pig manure. *Bioresource technology*, volume 99, numéro 10, p. 4495-4502 .
 - ❖ **Gilbert, Y., Lessard, P., Le Bihan, Y., Aubry, G., Duchaine, C. et Veillette, M. 2007.** Nitrification monitoring in a biofilter treating pig manure. *Journal of Chemical Technology and Biotechnology*, volume 82, numéro 10, p. 905- 912.
 - ❖ **Grosclaude, G., 1999.** *L'eau, Milieu naturel et maîtrise*, Paris, Eds INRA.
 - ❖ **Guillaume, S., 2009,** Modélisation d'une station par biofiltration, Mémoire présenté à la Faculté des études supérieures de l'Université Laval dans le cadre du programme de maîtrise en Génie Civil pour l'obtention du grade de maître es sciences.
 - ❖ **Hall-Stoodley L., Costerton JW., Stoodley P. 2004.** Bacterial biofilms: from the natural environment to infectious diseases. *Nat Rev Microbiol* 2: 95-108.
 - ❖ **Hamoda, M. F. et Bin-Fahad, R. 2006.** Upgrading secondary biological treatment of wastewater using anoxic/aerobic attached growth systems for effluent quality improvement. *International Journal of Environmental Technology and Management*, volume 6, numéro 5, p. 434-447.
 - ❖ **Han, S.X., Yue, Q.Y., Yue, M., Gao, B.Y., Zhao, Y.Q., Cheng, W.J., 2009.** Effect of sludge- fly ash ceramic particles (SFCP) on synthetic wastewater treatment in an A/O combined biological aerated filter. *Bioresource Technology* 100, 1149–1155.
 - ❖ **Hori K., Matsumoto S. 2010.** Bacterial adhesion: From mechanism to control. *Biochemical Engineering Journal*, 48: 424-434.
 - ❖ **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.

Références bibliographiques

- ❖ **Lamouroux, F. 2007.** Simulation d'une station de traitement des eaux usées par biofiltration : le cas de Seine-Centre, Université Laval de Québec.
- ❖ **Lazarova V., Manem J. 1995.** Biofilm characterization and activity in water and wastewater treatment. " Water Research, 29(10): 2227-2245.
- ❖ **Leclerc J.P., Detrez C., Bernard A., Schweich (1995).** DTS un logiciel d'aide à l'élaboration de modèles d'écoulement dans les réacteurs. Revue de l'institut français du pétrole, 50(5), 641-656.
- ❖ **Lemoine, C., Payraudeau, M. et Meinhold, J. 2006.** Aeration control for simultaneous nitrification-denitrification in a biological aerated filter using internal model approach. *Water Science and Technology*, volume 54, numéro 8 , p. 129-136.
- ❖ **Liu Y., Tay J-H. 2002.** The essential role of hydrodynamic force in the formation of biofilm and granular sludge. *Water Research*, 36: 1653-1665.
- ❖ **Maneesha, P., Ginige, C., Bowyer, J., Leah, F., Ju`rg, K & Zhiguo, Y. 2009.** *A comparative study of methanol as a supplementary carbon source for enhancing denitrification in primary and secondary anoxic zones*, *Biodegradation*, 20,221–234.
- ❖ **Martin. D., Salminen. J. M., Niemi. R. M., Heiskanen. I. M., Valve M. J., Hellsten. P.P., Nysten. T.H. 2009.** Acetate and ethanol as potential enhancers of low temperature denitrification in soil contaminated by fur farms: A pilot-scale study.
- ❖ **Martin. G. (Ed), 1979,** Le problème des nitrates dans les eaux, Tec. Et Doc., Lavoisier~ Paris, 279p.
- ❖ **Melo, L.F., Bott, T.R., Fletcher, M. and Capdeville, B. 1992** *Biofilms- Science and Technology*, Kluwer Academic Publishers, Dordrecht.
- ❖ **Melo L.F, Oleveira R. 2005.** Biofilm reactors. In *Multiphase Bioreactor Design*, eds. Cabral J. M.S., Mota M., Tramper J.; Taylor & Francis Inc, New York. pp 288-327.
- ❖ **Mezzana, T. 2005,** Etude du procédé de biofiltration sur support organique pour le traitement de l'ammoniac en conditions limites, 124p.
- ❖ **Pelmont, J. 2005.** *Biodégradations et métabolismes, les bactéries pour les technologies de l'environnement*, France, Eds EDP Science.
- ❖ **Kesser, P., Istvan, K., Zoltan, B., Bela, P. 2003.** *Biological denitrification in a continuousflow pilot bioreactor containing immobilized Pseudomonas butanovora cells*, *Bioresource Technology*, 87, 75–80.
- ❖ **Knowles, R. 1982.** *Denitrification*. *Microbiol, Rev*, 46, 43-70.
- ❖ **Payraudeau, M., Paffoni, C. et Gousailles, M. 2000.** Tertiary nitrification in an up flow biofilter on floating media: Influence of temperature and COD load. Dans

Références bibliographiques

Biofilms Systems IV, October 17, 1999 - October 20, volume 41. IWA Publishing, New York, NY, USA, p. 21-27.

- ❖ **Peyton BM. and Characklis WG. 1993.** A statistical analysis of the effect of substrate utilization and shear-stress on the kinetics of biofilm detachment. *Biotechnol Bioeng* 41: 728–735.
- ❖ **Prades, G. 2003,** Optimisation d'une installation de traitement par boues activées lors de surcharges de pollution en période de vendanges, 97p.
- ❖ **Puñal, A., Trevisan, M., Rozzi, A., Lema, J.M., 2000.** Influence of C:N ratio on the start-up of up flow anaerobic filter reactors. *Water Research* 34, 2614–2619.
- ❖ **Ratel, M.O. 1992.** Elimination des nitrates des eaux potables. Document technique du fond national pour le développement des adductions d'eau. Office international de l'eau. Limoge. France, 61.
- ❖ **Rocher, V., Paffoni, C., Gonçalves, A., Leggigneur, V., Dutot, A et Gousailles, M. 2006.** Le traitement des eaux usées par biofiltration : cas de la station Seine Centre (SIAAP). *Techniques Sciences et Méthodes*, 10, 105-125.
- ❖ **Rocher, V., Paffoni, C., Gonçalves, A., Azimi, S., Winant, S., Legaigneur, V et Gousailles, M. 2007.** La biofiltration des eaux usées : comparatif technique et économique de différentes configurations de traitement. *Houil. Blanc.*, 1, 95-102.
- ❖ **Rocher V., Paffoni, C., Gonçalves, A., Azimi, S et Michel. 2008.** La biofiltration des eaux résiduaires urbaines : retour d'expérience du SIAAP Gousailles *Revue des sciences de l'eau / Journal of Water Science*, vol. 21, n° 4, p. 475-485.
- ❖ **Salaun S. (2009).** Interactions entre la macrolalgue *Laminaria digitata* et ses épibiontes bactériens: Etudes moléculaire et spectroscopiques et capacité d'adhésion et de formation de biofilm. Ecole doctorale santé information communication matière et mathématiques- SICMA., Université de Bretagne Sud. Unite mixte de recherche 7139 CNRS-UPMC Paris IV.
- ❖ **Sawyer LK and Hermanowicz SW. 1998.** Detachment of biofilm bacteria due to variations in nutrient supply. *Water Sci Technol* 37: 211–214.
- ❖ **Scriban. R.,** *Biotechnologie*, Tec et Doc, Lavoisier, Paris, (1999).
- ❖ **Soares M.I.M. 2000.** Biological Denitrification of groundwater, *Water, Air Soil Poll*, Vol.123, 183-193.
- ❖ **Son H. J., Park Y. H., Lee J. H. (2004).** Development of supporting materials for microbial immobilization and iron oxidation. *Applied Biochemistry and Biotechnology* 112: 1-12.

Références bibliographiques

- ❖ **Sriwiriyarat, T & Randall C.W.** *Performance of IFAS wastewater treatment processes for biological phosphorus removal*, Water Res., (2005), 39, 3873-3884.
- ❖ **Stoodley P, Dodds I, Boyle J D and Lappin-Scott H M. 1999b.** Influence of hydrodynamics and nutrients on biofilm structure. J Appl Microbiol 85: 19–28.
- ❖ **Tizghadam G. M. (2007).** Etude des performances et optimisation d'un réacteur Cascade à biomasse hybride pour le traitement des eaux usées urbaines. Thèse de doctorat en Chimie et Microbiologie de l'eau. Université de Limoge, France.
- ❖ **Trulear MG., Characklis WG. 1982.** Dynamics of biofilm processes. J Water Pollut Contro Fed 54: 1288-1301.
- ❖ **Vigne, E. 2007,** Modélisation dynamique du comportement d'un procédé par biofiltration en nitrification tertiaire, (rapport de thèse).
- ❖ **Viotti P., Eramo B., Boni M.R., Carucci A., Leccese M. et Sbaffoni S. 2002.** Development and calibration of a mathematical model for the simulation of the biofiltration process. Advances in Environmental Research, 7(1), 11-33.
- ❖ **Wehbe, N. 2008.** Dénitrification de l'eau potable en réacteur catalytique membranaire et photocatalytique. Mémoire de Doctorat Chimie. Université Claude Bernard Lyon 1, France.
- ❖ **Wisniewski. C., Persin. F., Cherif. T., andeaux. R., Grasmick. A., Gavach. C & Lutin. F., 2002.** Use of a membrane bioreactor for denitrification of brine from an electro dialysis process, Desalination, 149,331-336.
- ❖ **Yala. 2011.** *Dénitrification d'électrodialyse par biomasse fixée sur trois supports en plastique*, Mémoire de Magister, Ecole Nationale Polytechnique, Alger.
- ❖ **Zidane, F., Berrada, B., Lekhlif, B., Lounes, M. et Blais, J. 2006.** Performance of a biofilter with plastic packing to treat effluents highly contaminated with phenol, cadmium, and chromium. *Journal of Environmental Engineering and Science*, volume 5, numéro 4, p. 317-327.

Annexes

DOSAGE DES NITRATES ET DES NITRITES

Le dosage des ions nitrates et nitrites se fait par colorimétrie dans le visible.

I. DOSAGE DES NITRATES : Méthode au réactif SULFOPHENIQUE

(Norme AFNOR NFT 90 102)

Réactifs :

- Acide sulfurique (36N).
- Ammoniac.
- Phénol.

Préparation du réactif sulfophénique :

Dissoudre 12 g de phénol dans 144 ml d'acide sulfurique. Laisser 2 heures dans un bain-marie.

Appareillage :

- Photomètre UV-visible.
- Cellule de dosage.

Mode opératoire :

- Prendre 5 ml de l'échantillon à analyser, le faire évaporer à sec.
- Laisser refroidir et ajouter 2 ml de réactif sulfophénique.
- Attendre 10 minutes, puis ajouter 15 ml d'eau déminéralisée et 10 à 15 ml d'ammoniac qui développe la couleur jaune.
- Compléter à 50 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.

II. DOSAGE DES NITRITES : Méthode au réactif de DIAZOTATION

(Norme AFNOR NFT 90 013)

Réactifs:

- ❖ Acide orthophosphorique concentré H_3PO_4
- ❖ Sulfanilamide $C_6H_8O_2N_2S$.
- ❖ Dichlorure de N-(1-naphtyl) éthylène diamine $C_{10}H_7NHCH_2CH_2NH_2, 2HCl$
- ❖ Nitrite de potassium $NaNO_2$ en poudre

Préparation du réactif de diazotation :

- ❖ Introduire dans une fiole de 50ml, contenant 30 ml d'eau distillée, 5 ml d'acide orthophosphorique concentré,
- ❖ Ajouter 2g de Sulfanilamide,
- ❖ Ajouter, après dissolution, 0,1g de dichlorure de N-(1-naphtyl) éthylène diamine.
- ❖ Une fois le mélange totalement dissous, compléter à 250ml avec de l'eau distillée.
- ❖ Mettre le réactif dans un flacon brun et le conserver à 4°C à l'abri de la lumière.

Appareillage :

- ❖ Spectrophotomètre UV Visible.
- ❖ Cellule de dosage.

Mode opératoire :

- ❖ Introduire, dans une fiole jaugée de 50ml, 50ml d'échantillon à analyser.
- ❖ Ajouter 1 ml de réactif de diazotation.
- ❖ Agiter et attendre 10 minutes pour le développement de la couleur.
- ❖ Effectuer un essai à blanc en remplaçant l'échantillon à analyser par de l'eau distillée.
- ❖ Effectuer la lecture sur le spectrophotomètre à la longueur d'onde $\lambda = 537nm$.
- ❖ La teneur en nitrites est déduite du graphe d'étalonnage.

- **La masse volumique vraie (ISO-567:1995):** c'est la masse du volume d'un corps ou seul le volume du solide est inclus dans les calculs. Nous avons déterminé la masse volumique vraie en introduisant 3g du support dans un bécher et en versant dessus de l'eau distillée. L'air est chassé en les faisant bouillir et en agitant constamment pendant 5 minutes. Après refroidissement faire couler l'eau, la pesée du matériau mouillé est P. nous introduisant ensuite dans une éprouvette de 5 ml contenant 2 ml d'eau, soit V le volume lu sur l'éprouvette. La masse volumique vraie est donnée par:

$$\rho = \frac{3}{V-P+1} (\text{g/cm}^3)$$

- **Détermination des matières volatile en suspension (MVS)**

La détermination des matières volatile en suspension est réalisée par pesée et séchage des échantillons, selon la méthode normalisée NF T 90 105. Pour déterminer la teneur en matière volatile en suspension (MVS), une masse de **1g** d'échantillon est introduit dans un creuset en porcelaine, préalablement sèche. Le creuset est placé à l'étuve à 105°C pendant 24 heures de sorte que l'eau s'évapore entièrement. Le creuset est pesé après refroidissement dans un dessiccateur (M_1). Ensuite il est placé dans un four à moufle à 550°C pendant 4 heures de sorte que les matières organiques se consomment. Le creuset est pesé après refroidissement dans un dessiccateur (M_2). La différence de masses correspond donc à la matière volatile en suspension contenue. En considérant 1g d'échantillon introduit, le résultat est alors exprimé en mg/1 g.