

الجمهورية الجزائرية الديمقراطية الشعبية

**REPUBLIQUE ALGERIENNE DEMOCRATIQUE ET POPULAIRE**

وزارة التعليم العالي والبحث العلمي

**Ministère de l'Enseignement Supérieur et de la Recherche Scientifique**

جامعة أبي بكر بلقايد - تلمسان

Université Aboubakr Belkaïd – Tlemcen –

Faculté de TECHNOLOGIE



## **THESE**

Présentée pour l'obtention du **diplôme de DOCTORAT 3<sup>ème</sup> Cycle « LMD »**

**En :** Hydraulique

**Spécialité :** Technologie des sciences de l'eau

**Par :** M<sup>me</sup> HAMIDI Amina **Epouse** Bensmain

### **Sujet**

**Utilisation des matériaux locaux en épuration des eaux usées**

Soutenue publiquement, le 02 / 03 / 2023, devant le jury composé de :

Mr. BOUMEDIENE Maamar	MCA	Univ. Tlemcen	Président
Mr. BOUCHELKIA Hamid	Professeur	Univ. Tlemcen	Directeur de thèse
Mr. CHIBOUB FELLAH Abdelghani	Professeur	Univ. Tlemcen	Examineur 1
Mr. ROUISSAT Bouchrit	MCA	ESSAT	Examineur 2
M <sup>me</sup> . BOUCHELKIA Fadila	MCA	Univ. Tlemcen	Invitée

## **Dédicaces**

Je dédie ce modeste travail en signe de respect et de reconnaissance:

A mes chers parents pour tous les sacrifices qu'ils ont consentis et tous les  
encouragements.

A mon mari, qui m'a encouragé et soutenu, et mes adorables enfants

Ranime, Mohammed et Ahmed

A mes chers frères et sœurs

A toute ma famille et belle famille

A tous mes amis(e)

**A.HAMIDI**

## Remerciements

Avant tout, je remercie DIEU qui a illuminé mon chemin et qui m'a armé de courage pour achever mes études.

Je remercie mon encadreur monsieur BOUCHELKIA Hamid, Professeur au département d'Hydraulique à l'Université de Tlemcen (Algérie) pour la proposition du sujet et de m'avoir orienté et dirigé par leurs conseils judicieux dans le but de mener à bien ce travail, et un grand merci à madame BOUCHELKIA Fadila pour sa disponibilité, implication, écoute et encouragement tout au long de ce travail.

Je tiens à remercier également les membres du jury de m'avoir consacré leur temps à l'évaluation de mon travail; à Mr. BOUMEDIENE Maamar qui m'a fait l'honneur en présidant le jury de ma thèse, à Mr. CHIBOUB FELLAH Abdelghani et Mr. ROUISSAT Bouchrit qui ont accepté d'examiner ce manuscrit, et pour ses précieux conseils et ses encouragements.

Un immense merci à tous les enseignants du département d'hydraulique qui ont contribué à ma formation durant toute les dernières années chacun son nom.

Je remercie également tous les ingénieurs et les techniciens du laboratoire de traitement et d'épuration des eaux et de Mécanique des sols de la faculté de technologie, merci à Mme Sahi, Mohammed et Abdellatif pour leur aide si précieuse durant la préparation de la thèse au laboratoire et de m'avoir aidé et trouver des solutions lors des problèmes techniques rencontrés sur le pilote et les appareils d'analyse et de mesure. Je remercie infiniment aussi ma collègue Rasha madjida qui m'a beaucoup aidé lors de l'étape de la publication.

Je remercie l'ensemble du personnel de la station d'épuration de Tlemcen, M<sup>me</sup> Habi la directrice et l'ingénieur du laboratoire monsieur Khaouani pour leur collaboration et leur patience, et les personnels du laboratoire d'analyse de l'eau d'Algérienne des eaux de Tlemcen.

J'ai eu le plaisir d'être accueillie à l'université Caddi Ayyad à Marrakech au centre national d'études et de recherches sur l'eau et l'énergie (Maroc), où je tiens à remercier madame la directrice du centre Laila Mandi de m'avoir accueilli au laboratoire, et monsieur Hejjaj Abdessamad pour sa patience, sa gentillesse et ses efforts pour donner beaucoup d'information dans le domaine d'épuration des eaux usées ainsi de voir les travaux de recherche réalisés au sein de laboratoire, et l'ensemble du personnel du CNEREE pour leur aide et conseils tout au long de stage.

J'exprime ma gratitude à tous mes enseignants qui ont contribué à ma formation depuis l'école primaire jusqu'aux études universitaires.

Enfin, un grand MERCI à tous ceux qui m'ont aidés de près ou de loin à réaliser ce modeste travail.

## Résumé

Le présent travail expérimental est consacré à l'épuration des eaux usées domestiques par l'utilisation des matériaux locaux comme garnissage ou filtre biologique et de voir les performances de ces derniers à épurer de l'eau usée issues de la station d'AIN EL HOUTZ de Tlemcen. A cet effet, trois matériaux ont été testés : la pouzzolane de Beni Saf située au Nord-Ouest de l'Algérie a été utilisée comme support de bio-filtration, la brique concassée et le silico calcaire sont aussi utilisés ; Les caractéristiques physico-chimiques des matériaux, la qualité de l'eau à traiter et la vitesse de filtration conditionnent le pouvoir épuratoire de ces milieux naturels et sont des facteurs déterminants pour ce procédé. Cette étude a permis d'une part de déterminer les caractéristiques physico-chimiques des matériaux et de mettre en exergue leurs pouvoirs filtrants et d'autre part d'évaluer les performances épuratoires du prototype conçu pour cette étude. Des essais ont été effectués avec une unité pilote (TE900) de l'épuration des eaux usées spécialement modifiée, afin d'apprécier l'efficacité de l'épuration, en agissant sur plusieurs paramètres: la hauteur du lit bactérien de 40 cm puis de 80 cm et le débit de leur alimentation (plusieurs débits : 10 l/h ; 16l/h ; 25l/h) et aussi une variation de débit de recyclage de l'eau clair.

Les différents résultats obtenus nous ont permis de calculer le rendement des quatre paramètres de pollution, Ces rendements épuratoires obtenus sont assez encourageants, 97% pour la turbidité, 87% pour les MES, 94% pour le DCO et 97% pour le DBO<sub>5</sub> pour le premier matériau, pour le deuxième matériau on atteint une réduction moyenne de 80%, 70%, 80%, 81% pour la turbidité, les MES, la DCO et la DBO<sub>5</sub> respectivement. Concernant le troisième matériau, une réduction de 79%, 68%, 78%, 79% pour la turbidité, les MES, la DCO et la DBO<sub>5</sub> respectivement. Quant aux paramètres microbiologiques, une réduction moyenne de 92%, 90%, 87% pour les coliformes totaux, les coliformes fécaux et les streptocoques fécaux ont été obtenus, respectivement. On peut dire que le rabattement des paramètres de pollution montre bien l'efficacité de l'épuration par ce procédé écologique et les résultats obtenus ont montré aussi l'intérêt pratique de l'utilisation des matériaux locaux dans le domaine de la dépollution des eaux d'origine domestique surtout dans les petites localités.

### Mots clés :

Epuration, eaux usées, procédé, matériaux, pollution, biofilms, normes, performance.

## **Abstract**

This experimental work is devoted to the purification of domestic wastewater by the use of local materials as packing or biological filter and to see the performance of these deniers in purifying waste water from the AIN EL HOUTZ station in Tlemcen. For this purpose, three materials were tested: the pozzolana of Beni Saf located in the North-West of Algeria was used as a medium for bio-filtration, crushed brick and silico limestone are also used. The physico-chemical characteristics of the materials, the quality of the water to be treated and the filtration rate condition the purifying power of these natural environments and are determining factors for this process. This study made it possible on the one hand to determine the physicochemical characteristics of the materials and to highlight their filtering powers and on the other hand to evaluate the purification performance of the prototype designed for this study. Tests were carried out with a pilot unit (TE900) for the treatment of wastewater specially modified, in order to assess the efficiency of the treatment, by acting on several parameters: the height of the bacterial bed of 40 cm then 80 cm and the flow rate of their supply (several flow rates: 10 l/h; 16l/h; 25l/h) and also a variation in recycling flow rate of clear water.

The different results obtained allowed us to calculate the performance of the four pollution parameters, These purification yields obtained are quite encouraging, 97% for turbidity, 87% for suspended solids, 94% for COD and 97% for BOD5 for the first material, for the second material an average reduction of 80%, 70%, 80%, 81% is achieved for turbidity, SS, COD and BOD5 respectively. Regarding the third material, a reduction of 79%, 68%, 78%, 79% for turbidity, SS, COD and BOD5 respectively. As for the microbiological parameters, an average reduction of 92%, 90%, 87% for total coliforms, faecal coliforms and faecal streptococci were obtained, respectively. We can say that the reduction of the pollution parameters shows the effectiveness of the purification by this ecological process and the results obtained also showed the practical interest of the use of local materials in the field of depollution of water of domestic origin, especially in small localities.

## **Keywords :**

Wastewater treatment, wastewater, process, materials, pollution, biofilms, standards, performance.

## ملخص

هذا العمل التجريبي مخصص لتنقية مياه الصرف الصحي المنزلية عن طريق استخدام المواد المحلية كتغليف أو مرشح بيولوجي وللتعرف على أداء هذه المواد لتنقية مياه الصرف الصحي من محطة عين الحوت بتلمسان.

لهذا الغرض ، تم اختبار ثلاث مواد: تم استخدام البوزولان من بني ساف الواقعة في شمال غرب الجزائر كدعم للترشيح الحيوي ، كما تم استخدام الطوب المسحوق والحجر الجيري السيليكو؛ الخصائص الفيزيائية والكيميائية للمواد ، ونوعية المياه المراد معالجتها ومعدل الترشيح شرط قوة تنقية هذه البيئات الطبيعية وهي عوامل محددة لهذه العملية.

أتاحت هذه الدراسة من ناحية تحديد الخصائص الفيزيائية والكيميائية للمواد وتسلط الضوء على قوة الترشيح الخاصة بهم من ناحية ، ومن ناحية أخرى لتقييم أداء التنقية للنموذج الأولي المصمم لهذه الدراسة.

لمعالجة مياه الصرف الصحي تم إجراء الاختبارات بوحدة تجريبية (900TE) المعدلة خصيصاً من أجل تقييم كفاءة المعالجة، من خلال العمل على عدة عوامل: ارتفاع الطبقة البكتيرية 40 سم ثم 80 سم ومعدل تدفق إمدادها (معدلات تدفق متعددة: 10 لتر / ساعة؛ 16 لتر / ساعة؛ 25 لتر / ساعة) وأيضاً تباين في معدل تدفق إعادة التدوير المياه النقية.

سمحت لنا النتائج المختلفة التي تم الحصول عليها بحساب أداء معايير التلوث الأربعة، نتائج التنقية التي تم الحصول عليها مشجعة للغاية ، 97% للتعكر ، 87% للمواد الصلبة العالقة ، 94% ODC و 97% الطلب الأوكسجيني البيولوجي بالنسبة للمادة الأولى ، أما بالنسبة للمادة الثانية ، يتم تحقيق انخفاض متوسط بنسبة 80% ، 70% ، 80% ، 81% للعاكارة ، % للمواد الصلبة العالقة، للأكسجين، الطلب الأوكسجيني البيولوجي على التوالي، بالنسبة للمادة الثالثة ، تم تخفيض 79% و 68% و 78% و 79% للعاكارة و للمواد الصلبة العالقة DCO و الطلب الأوكسجيني البيولوجي على التوالي.

أما بالنسبة للمعايير الميكروبيولوجية ، فقد تم الحصول على متوسط انخفاض بنسبة 92% ، 90% ، 87% من القولونيات الكلية ، القولونيات البرازية والمكورات العقدية البرازية على التوالي. يمكن القول أن الحد من معايير التلوث يظهر بوضوح فعالية التنقية من خلال هذه العملية البيئية والنتائج التي تم الحصول عليها أظهرت أيضاً الاهتمام العملي باستخدام المواد المحلية في مجال التحكم في تلوث المياه المنشأ المحلي، وخاصة في المناطق الصغيرة.

**الكلمات المفتاحية:** المعالجة، مياه الصرف، العملية، المواد، التلوث، الأغشية الحيوية، المعايير، الأداء

## LISTE DES ABREVIATIONS ET SYMBOLES

### 1) Liste des Abréviations

APHA : American Public Health Association  
BCPL : Bouillon lactosé au pourpre de bromocrésol  
BRM : Bioréacteurs à Membranes  
Cu : coefficient d'uniformité  
Cc : coefficient de courbure  
CF : Coliformes fécaux  
CT : Coliformes totaux  
CE : Conductivité Electrique  
Cm: La charge massique  
CO<sub>2</sub>: gaz de carbone  
COT : Carbone organique total  
CV : La charge volumique  
DBO<sub>5</sub> : la demande biologique en oxygène durant 5 jours  
DCO : la demande chimique en oxygène  
DE : Diamètre effectif  
D60 : diamètre de la maille du tamis retenant 60 % de la masse  
DN : diamètre nominal  
DRX : Diffraction des Rayons X  
EH ou Eq/hab : Equivalent habitant  
E Coli : Escherichia Coli  
EU : eaux usées  
EPS : substances polymériques extracellulaires  
HI : Hanna Instrument  
Im : Indice de Mohlman  
JORA : Journal Officiel de la République Algérienne  
K: indice de la biodégradabilité  
LE: Light Element  
me : masse d'eau  
ms : masse du matériau sec  
mes : masse du mélange d'eau et du matériau



MCE : Mettre Colonne d'Eau  
MES : Matière en suspension  
MMS : matière minérales sèche  
MO: matière organique  
MVS : matières volatils en suspension  
MRE : ministère des ressources en eau  
N org: Azote organique  
NPP : Nombre le plus probable  
NTK : Azote total Kjeldahl  
NH<sup>+4</sup>: l'azote ammoniacal  
NH<sub>3</sub>: ammoniac  
NO<sup>-2</sup>: nitrites  
NO<sup>-3</sup>: nitrates  
NTU: Unité de Turbidité Néphélométrique  
ONA : Office National d'Assainissement  
OD : oxygène dissout  
OMS : Organisation mondiale de la santé  
ppm : partie par million  
pH : potentiel Hydrogène  
PO<sub>4</sub><sup>3-</sup>: orthophosphates  
STF : Streptocoques fécaux  
STEP : Station d'épuration  
Tur : Turbidité  
UFC : Unité formant colonie  
V<sub>30</sub> : volume de boue obtenu après 30 minutes de décantation  
VBA : volume de bassin d'aération  
VT : volume totale des vides (matériau sec)  
Vs : volume des solides  
Vv : volume des vides  
XRF : X-Ray Fluorescence (Fluorescence rayon x)

## 2) Liste des Symboles

$\varepsilon$  : la porosité totale ou géométrique

$\rho_s$  : la masse volumique absolue

$\rho_a$  : la masse volumique apparente

$\gamma_s$  : la densité relative

$A_b$  : coefficient d'absorption

$e$  : indice de vide

$Q$  : débit

$C^\circ$  : degré Celsius

$T$  : Température

$T_s$  : temps de séjour

## **LISTE DES TABLEAUX**

**Tableau I.1** : les valeurs limitent des paramètres de rejet dans un milieu récepteur

**Tableau I.2** : Donnée de base de la STEP d'Ain El Houtz

**Tableau II.1** : Les différents types de matériaux de remplissage

**Tableau III.1** : Les débits recyclés de la pompe doseuse

**Tableau III.2** : Caractéristiques des eaux usées brute utilisé

**Tableau IV.1** : Principales propriétés de la pouzzolane de Beni saf.

**Tableau IV.2** : Teneur en éléments chimiques de la pouzzolane.

**Tableau IV.3** : Caractéristique du brique et silico calcaire utilisés.

**Tableau IV.4** : Analyse géochimique des matériaux.

**Tableau VI .5** : Résultat de la concentration en paramètres microbiologiques (germes/100ml)  
de l'eau filtrée pour les différents matériaux

**Tableau IV.6** : Comparaison des rendements du pilote avec les rendements de la STEP

## LISTE DES FIGURES

- Figure I.1** : Schéma simplifié d'un système à boues activées
- Figure I.2** : Schéma simplifié d'une station de lagunage naturel
- Figure I.3** : Représentation schématique du procédé à disques biologique
- Figure I.4** : Métabolisme d'une bactérie hétérotrophe ou autotrophe.
- Figure I.5** : Panoramique de la station d'épuration
- Figure I.6** : Déversoir d'orage
- Figure I.7** : Grille grossière manuelle (1 unité)
- Figure I.8** : Grille mécaniques
- Figure I.9** : Déssableur-déshuileur.
- Figure I.10** : Bassins d'aérations
- Figure I.11** : Décanteurs secondaires
- Figure I.12** : Bassins de chloration
- Figure I.13** : Vis d'Archimède (vis de recirculation)
- Figure I.14** : Epaississeur de boue
- Figure I.15** : Lits de séchages et aire de stockage
- Figure II.1** : Principaux mécanismes de rétention de particule par filtration
- Figure II.2** : Illustration des quatre phases constitutives d'un milieu poreux non saturé
- Figure II.3** : Vue macroscopique d'un biofilm
- Figure II.4** : Etapes de développement du biofilm
- Figure II.5** : Schéma de mise en œuvre de lit bactérien
- Figure II.6** : Différents stades de développement du film bactérien
- Figure II.7** : Schéma d'un lit bactérien en coupe verticale
- Figure II.8** : Lit bactérien avec garnissage traditionnel
- Figure II.9** : Alimentation du lit bactérien (garnissage plastique)
- Figure II.10** : Divers types de matériau plastique pour le remplissage des lits bactériens
- Figure III.1** : Photographie du pilote d'épuration TE 900 + Colonne de filtre à pouzzolane.
- Figure III.2** : Schéma du support pratique.
- Figure III.3** : La variation des débits recyclés de la pompe doseuse.
- Figure III.4** : Clarificateur
- Figure III.5** : Schéma d'une cartouche de pouzzolane.
- Figure III.6** : Schéma d'une cartouche de brique.

**Figure III.7 :** Schéma d'une cartouche de brique silico-calcaire.

**Figure III.8 :** Schéma fonctionnel d'épuration avec un lit bactérien.

**Figure III.9 :** Point du prélèvement d'eau brute.

**Figure III.10 :** Analyseur XRF portable.

**Figure IV.1 :** Variation du pH au cours de l'épuration pour les différents débits (10 L/h, 16 L/h, 25 L/h) ; a) pour une hauteur de 40 cm, b) pour une hauteur de 80 cm, pour la pouzzolane.

**Figure IV.2:** Variation du pH au cours de l'épuration pour les différents débits (10 L/h, 16 L/h, 25 L/h) ; a) pour une hauteur de 40 cm, b) pour une hauteur de 80 cm pour la brique concassées.

**Figure IV.3:** Variation du PH au cours de l'épuration pour les différents débits (10 L/h, 16 L/h, 25 L/h); a) pour une hauteur de 40 cm, b) pour une hauteur de 80 cm pour le troisième matériau.

**Figure IV.4:** Variation de la température au cours de l'épuration pour les différents débits (10 L/h, 16 L/h, 25 L/h) ; a) pour une hauteur de 40 cm, b) pour une hauteur de 80 cm, pour la pouzzolane.

**Figure IV.5:** Variation de la température au cours de l'épuration pour les différents débits (10 L/h, 16 L/h, 25 L/h) ; a) pour une hauteur de 40 cm, b) pour une hauteur de 80 cm pour le la brique concassées.

**Figure IV.6:** Variation de la température au cours de l'épuration pour les différents débits (10 L/h, 16 L/h, 25 L/h); a) pour une hauteur de 40 cm, b) pour une hauteur de 80 cm pour le troisième matériau.

**Figure IV.7:** Variation de la MES au cours de l'épuration pour les différents débits (10 L/h, 16 L/h, 25 L/h) ; a) pour une hauteur de 40 cm, b) pour une hauteur de 80 cm, pour la pouzzolane.

**Figure IV.8:** Variation de la MES au cours de l'épuration pour les différents débits (10 L/h, 16 L/h, 25 L/h) ; a) pour une hauteur de 40 cm, b) pour une hauteur de 80 cm pour la brique concassées.

**Figure IV.9:** Variation de MES au cours de l'épuration pour les différents débits (10 L/h, 16 L/h, 25 L/h); a) pour une hauteur de 40 cm, b) pour une hauteur de 80 cm pour le troisième matériau.

**Figure IV.10:** Variation de l'oxygène dissous au cours de l'épuration pour les différents débits (10 L/h, 16 L/h, 25 L/h); a) pour une hauteur de 40 cm, b) pour une hauteur de 80 cm, pour la pouzzolane.

**Figure IV.11:** Variation de l'oxygène dissous au cours de l'épuration pour les différents débits (10 L/h, 16 L/h, 25 L/h); a) pour une hauteur de 40 cm, b) pour une hauteur de 80 cm pour la brique concassées.

**Figure IV.12:** Variation de l'oxygène dissous au cours de l'épuration pour les différents débits (10 L/h, 16 L/h, 25 L/h); a) pour une hauteur de 40 cm, b) pour une hauteur de 80 cm pour le troisième matériau.

**Figure IV.13:** Variation de la turbidité au cours de l'épuration pour les différents débits (10 L/h, 16 L/h, 25 L/h) ; a) pour une hauteur de 40 cm, b) pour une hauteur de 80 cm, pour la pouzzolane.

**Figure IV.14:** Variation de la turbidité au cours de l'épuration pour les différents débits (10 L/h, 16 L/h, 25 L/h); a) pour une hauteur de 40 cm, b) pour une hauteur de 80 cm pour la brique concassées.

**Figure IV.15:** Variation de l'oxygène dissous au cours de l'épuration pour les différents débits (10 L/h, 16 L/h, 25 L/h); a) pour une hauteur de 40 cm, b) pour une hauteur de 80 cm pour le troisième matériau.

**Figure IV.16:** Variation de la DCO au cours de l'épuration pour les différents débits (10 L/h, 16 L/h, 25 L/h) ; a) pour une hauteur de 40 cm, b) pour une hauteur de 80 cm, pour la pouzzolane.

**Figure IV.17:** Variation de la DCO au cours de l'épuration pour les différents débits (10 L/h, 16 L/h, 25 L/h); a) pour une hauteur de 40 cm, b) pour une hauteur de 80 cm pour la brique concassées.

**Figure IV.18:** Variation de l'oxygène dissous au cours de l'épuration pour les différents débits (10 L/h, 16 L/h, 25 L/h); a) pour une hauteur de 40 cm, b) pour une hauteur de 80 cm pour le troisième matériau.

**Figure IV.19:** Variation de la DBO<sub>5</sub> au cours de l'épuration pour les différents débits (10 L/h, 16 L/h, 25 L/h) ; a) pour une hauteur de 40 cm, b) pour une hauteur de 80 cm, pour la pouzzolane.

**Figure IV.20:** Variation de la DBO<sub>5</sub> au cours de l'épuration pour les différents débits (10 L/h, 16 L/h, 25 L/h); a) pour une hauteur de 40 cm, b) pour une hauteur de 80 cm pour la brique concassées.

**Figure IV.21:** Variation de l'oxygène dissous au cours de l'épuration pour les différents débits (10 L/h, 16 L/h, 25 L/h); a) pour une hauteur de 40 cm, b) pour une hauteur de 80 cm pour le troisième matériau.

**Figure IV.22 :** Variation de la température au cours de l'épuration pour les différents débits (10 L/h, 15 L/h, 20 L/h, 25 L/h) par une double couche

**Figure IV.23 :** Variation du PH au cours de l'épuration pour les différents débits (10 L/h, 15 L/h, 20 L/h, 25 L/h) par une double couche

**Figure IV.24:** Variation de l'oxygène dissous au cours de l'épuration pour les différents débits (10 L/h, 15 L/h, 20 L/h, 25 L/h) par une double couche

**Figure IV.25 :** Variation de la turbidité au cours de l'épuration pour les différents débits (10 L/h, 15 L/h, 20 L/h, 25 L/h) par une double couche

**Figure IV.26 :** Variation de MES au cours de l'épuration pour les différents débits (10 L/h, 15 L/h, 20 L/h, 25 L/h) par une double couche

**Figure IV.27 :** Variation de la DCO au cours de l'épuration pour les différents débits (10 L/h, 15 L/h, 20 L/h, 25 L/h) par une double couche

**Figure IV.28 :** Variation de la DBO<sub>5</sub> au cours de l'épuration pour les différents débits (10 L/h, 15 L/h, 20 L/h, 25 L/h) par une double couche

**Figure IV.29 :** Rendement d'épuration pour une hauteur de 40 cm de pouzzolane

**Figure IV.30 :** Rendement d'épuration pour une hauteur de 80 cm de pouzzolane

**Figure IV.31 :** Rendement d'épuration pour une hauteur de 40 cm de brique concassée.

**Figure IV.32 :** Rendement d'épuration pour une hauteur de 80 cm de brique concassée.

**Figure IV.33 :** Rendement d'épuration pour une hauteur de 40 cm de silico calcaire.

**Figure IV.34 :** Rendement d'épuration pour une hauteur de 80 cm de silico calcaire.

**Figure IV.35 :** Rendement d'épuration d'une double couche de pouzzolane et brique concassée.

## Table des matières

Introduction générale.....	1
CHAPITRE I : .....	4
GENERALITES SUR LES EAUX USEES ET LES PROCEDES D'EPURATION .....	4
I.1. Introduction.....	4
I.2. Composition des eaux usées .....	4
I.2.1. Polluants organiques.....	5
I.2.2. Polluants non organiques.....	5
I.2.3. Micro-organismes.....	5
I.3. Caractéristiques des eaux usées.....	6
I.3.1. Température.....	6
I.3.2. Potentiel d'hydrogène (pH).....	6
I.3.3. Turbidité .....	6
I.3.4. Matières en suspension (MES) .....	6
I.3.5. Conductivité électrique (CE).....	7
I.3.6. Demande chimique en oxygène (DCO) .....	7
I.3.7. Demande biochimique en oxygène (DBO <sub>5</sub> ).....	7
I.3.8. Biodégradabilité .....	8
I.4. Différentes filières d'épuration des eaux usées .....	8
I.4.1. Prétraitement et élimination des sous-produits .....	8
I.4.2. Traitement primaire (traitement physico-chimique) .....	9
I.4.3. Traitement secondaire (biologique).....	10
I.4.3.1. Procédés à cultures libres.....	10
I.4.3.2. Procédés à cultures fixées .....	12
I.4.4. Traitement tertiaire.....	13
I.5. Biomasse épuratrice.....	15
I.5.1. Processus métaboliques.....	15
I.5.2. Microorganismes associés à l'épuration .....	16
I.5.2.1. Bactéries épuratrices.....	16
I.5.2.2. La microfaune .....	16
I.5.2.3. La microflore.....	17
I.6. Traitement des boues.....	17
I.7. Réutilisation des eaux usées .....	17



I.7.1. Secteur industriel .....	17
I.7.2. Secteur agricole .....	17
I.7.3. Réutilisation en zone urbaine.....	18
I.8. Normes de rejets d'effluents.....	18
I.9. Présentation de la station d'épuration de Tlemcen.....	19
I.9.1. Situation géographique .....	19
I.9.2. Principe de fonctionnement de la STEP .....	19
I.9.2.1. Description des installations .....	20
I.9.2.2. Données de base .....	20
I.9.3. Filières de traitement .....	20
I.9.3.1. Filières eaux usées.....	21
I.9.3.2. Filières boues.....	24
I.10. Conclusion .....	26
CHAPITRE II : .....	27
EPURATION DES EAUX USEES PAR LES MATERIAUX FILTRANTS ET LE LIT BACTERIEN .....	27
II.1. Introduction.....	27
II.2.2. Mécanismes épuratoires .....	27
II.2.2.1. Mécanismes physiques.....	27
II.2.2.2. Mécanismes biologiques .....	28
II.2.3. Le milieu poreux .....	28
II.2.3.1. Caractéristiques.....	28
II.2.3.2. Ecoulement.....	29
II.2.3.3. Disponibilité en oxygène .....	30
II.2.4. Biofilm .....	31
II.2.4.1. Description du biofilm .....	31
II.2.4.2. Formation du biofilm.....	32
II.2.4.3. Intérêt des procédés utilisant les biofilms .....	33
II.2.5. Accumulation de matière organique, colmatage.....	34
II.2.5.1. Accumulation de matière en suspension (colmatage physique) .....	34
II.2.5.2. Surproduction de boue (colmatage biologique) .....	35
II.3. L'épuration biologique par lit bactériens .....	35
II.3.1. Principe du traitement par lit bactérien.....	35
II.3.2. Description du procédé de lit bactérien.....	36
II.3.3. Réalisation des lits bactériens : .....	38

II.3.3.1. Choix du matériau .....	38
II.3.3.2. Répartition de l'effluent .....	38
II.3.3.3. Utilisation de recyclage .....	38
II.3.3.4. Effets du recyclage .....	39
II.3.4. Eléments de calcul des lits bactériens.....	40
II.3.5. Classification des lits bactériens :.....	40
II.3.5.1. Fonctionnement à faible charge .....	40
II.3.5.2. Fonctionnement à charge normal.....	40
II.3.5.3. Fonctionnement à forte charge .....	41
II.3.6. Matériaux utilisés dans les lits bactériens.....	41
II.3.6.1. Les lits bactériens à remplissage traditionnel (minéral).....	42
II.3.6.2. Les lits bactériens à remplissage plastique.....	42
II.4. Lavage des filtres .....	45
II.5. Conclusion .....	46
CHAPITRE III :.....	47
MATERIELS, METHODES ET PROTOCOLE EXPERIMENTAL.....	47
III.1. Introduction.....	47
III.2. Description du pilote et de son instrumentation .....	47
III.2.1. Support pratique .....	47
III.2.2. Instrumentation .....	48
III.2.3. Construction .....	48
III.2.4 Liste des vannes.....	49
III.3. Mise en marche.....	50
III.3.1. La commande du recyclage de l'eau claire .....	50
III.3.2. Etalonnage de la pompe doseuse .....	51
III.4. Système de fonctionnement du pilote.....	52
III.4.1. Clarificateur .....	52
III.4.1.1. Zone de clarification .....	53
III.4.1.2. Zone de l'épaississement .....	53
III.4.2. Cartouche .....	53
III.5. Plan expérimental.....	55
III.5.1. Procédure d'épuration et manipulation.....	56
III.5.2. Prélèvement et échantillonnage .....	57
III.5.3. Analyses des paramètres physico-chimiques.....	58

III.5.4. Analyses des paramètres microbiologiques .....	58
III.5.5. Caractéristique de l'eau utilisée .....	59
III.5.6. Caractéristiques des matériaux utilisés.....	60
III.5.6.1. Analyse granulométrique .....	61
III.5.6.2. Diamètre effectif ( $D_E$ ) et coefficient d'uniformité ( $C_U$ ) .....	61
III.5.6.3. Masse volumique apparente.....	62
III.5.6.4. Masse spécifique ou la masse volumique absolue .....	62
III.5.6.5. Densité relative (poids spécifique) .....	63
III.5.6.6. Coefficient d'absorption des granulats .....	63
III.5.6.7. La porosité .....	63
III.5.6.8. Caractérisation des matériaux par XRF .....	64
III.5.6.9. Analyse minéralogique (DRX) de la pouzzolane .....	65
III.6. Matériaux utilisés dans l'étude expérimentale .....	65
III.6.1. Utilisation de pouzzolane .....	66
III.6.2. Utilisation de la brique et du silico calcaire.....	68
III.6.3. Utilisation d'une double couche (pouzzolane + brique) .....	68
III.7. Travaux précédemment réalisés dans le domaine	
III.8. Conclusion .....	70
CHAPITRE IV : .....	71
PERFORMANCES EPURATOIRES DES MATERIAUX LOCAUX SUR LES EAUX USEES URBAINES .....	71
- RESULTATS ET DISCUSSIONS - .....	71
IV.1. Introduction : .....	71
IV.2. Caractérisation de la pouzzolane : .....	71
IV.2.1. Caractéristique physique : .....	71
IV.2.2. Analyse chimique de la pouzzolane : .....	72
IV.3. Caractérisation du la brique concassée et de la silico calcaire : .....	73
IV.4. Etude des paramètres physico-chimiques .....	74
IV.4.1. Utilisation de la pouzzolane, brique concassée et le silico calcaires pour une hauteur de 40 cm et 80 cm : .....	74
IV.4.1.1. Evolution du pH : .....	74
IV.4.1.2. Evolution de la température : .....	78
IV.4.1.3. Evolution de la matière en suspension : .....	81
IV.4.1.4. Evolution de l'oxygène dissous : .....	85
IV.4.1.5. Evolution de la turbidité : .....	89

IV.4.1.6. Evolution de la DCO :.....	93
IV.4.1.7. Evolution de la DBO <sub>5</sub> :.....	98
IV.2.4. Utilisation d'une colonne de double couche pouzzolane et brique concassée : .....	102
IV.2.4.1. Résultats du Ph et la température : .....	102
IV.2.4.2. Résultats de l'oxygène dissous, MES et turbidité .....	103
IV.2.4.3. Résultats de la DCO et la DBO <sub>5</sub> :.....	105
IV.5. Etude des paramètres microbiologiques .....	106
IV.6. Comparaison des résultats et des performances épuratoires.....	109
IV.7. Comparaison des rendements du pilote avec ceux de la STEP.....	113
IV.8. Conclusion .....	113
Conclusion générale .....	115

## Introduction générale

L'eau est un bien précieux qui subit diverses pollutions et dégradations : les écosystèmes et la santé des personnes en sont directement impactés. Les pollutions présentes dans l'eau sont d'origines diverses : industrielle, domestique ou agricole. L'eau, qu'elle soit potable ou non, à usage agricole, industriel ou domestique, a toujours été un objet de recherche scientifique majeure au cours des dernières décennies.

Le traitement des eaux usées est devenu une préoccupation environnementale majeure à l'échelle mondiale encourageant le développement des procédés pour l'amélioration de la qualité des eaux rejetés dans le milieu récepteurs. L'Algérie est l'un des pays les plus pauvres en termes de potentiel hydrique, en raison de la faiblesse de la ressource, aggravée par la sécheresse et les phénomènes de la pollution urbains, industriels et agricoles.

En Algérie, la quantité d'eaux usées rejetées annuellement est estimée à environ cinq cent millions de mètres cubes par an. De ces quantités, seulement 6 % des eaux urbaines et 15 % des eaux industrielles sont actuellement épurées. L'eau est une ressource naturelle très limitée dans les régions arides et semi arides. Les ressources en eau existantes, sont menacées par une pollution causée par les rejets d'eaux urbaines et industrielles dans les milieux récepteurs. Ces rejets peuvent contenir de nombreuses substances, sous forme solide ou dissoute, ainsi que de nombreux micro-organismes pathogènes, menacent la qualité de l'environnement dans son ensemble (**Degrémont, 2005; Von Sperling, 2007**). Le traitement de ces rejets s'avère indispensable afin de lutter contre leurs effets nocifs, Différentes techniques de traitement sont utilisées qu'elles soient biologiques (lagunage naturel ou aéré, boues activées ou lits bactériens), physicochimiques (la coagulation-floculation, la précipitation ou l'oxydation) ou membranaires (l'osmose inverse, la nano filtration ou l'électrodialyse) (**Edeline, 1997; Degrémont, 2005**). Le traitement des eaux usées est donc le seul moyen d'éviter les problèmes environnementaux. Plusieurs technologies naturelles et peu coûteuses pourraient être utilisées dans les zones rurales, comme les lagunes, les macrophytes, les lits bactériens et les filtres à sable (**Bdouri et al, 2009**).

Dans le monde et en Algérie en particulier, le procédé de traitement d'eau usée le plus couramment utilisé étant les boues activées, ces dernières nécessite un investissement important, une technicité élevée, une diversité d'équipement et une consommation énergétique importante (aérateurs, brasseurs ,compresseurs, vis de recirculation...), la recherche des procédés alternatifs simple, facile à mettre en œuvre, économe en énergie, s'avère nécessaire; des procédés quelque peu oubliés en épuration des eaux usées urbaines comme les lits

bactériens, la facilité d'emploi et la performances de ce procédés en épuration secondaire ou tertiaire sont en effet intéressantes et peuvent justifier leur utilisation (**Ferchichi et al, 1994**). L'utilisation de filtre de matériau pour traiter des eaux usées domestiques est connue depuis très longtemps. Elle était déjà pratiquée dans le Massachusetts (USA) vers la fin des années 1800 (**Bernier et al, 2001**). Le traitement des eaux usées utilisant une filtration sur support granulaire, tel un filtre à sable, pourrait être une méthode efficace pour répondre aux exigences de qualité de l'eau pour les applications de réutilisation, il est couramment pratiqué depuis longtemps dans le domaine du traitement des eaux usées (**Kauppinen et al, 2014**).

C'est dans cette optique que s'inscrit cette étude; en proposant l'utilisation des lits bactériens classique à garnissage en matériaux locaux pour l'épuration des eaux usées d'origines domestique.

L'Algérie possède une quantité appréciable de matériaux pouzzolaniques d'origine volcanique qui s'étend le long de 160 Km entre la frontière Algéro-Marocaine et le sahel d'Oran (**Belaribi et al, 2003**), ainsi pour les autres deux matériaux.

Le système d'épuration s'est avéré efficace pour l'élimination des matières en suspension, des matières organiques et des nutriments des eaux usées. L'objectif de ce travail est de tester l'efficacité d'un système d'un lit bactérien à garnissage en pouzzolane de Beni Saf, en brique concassée et en silico calcaire pour purifier les eaux usées domestiques de la ville de Tlemcen à l'échelle de laboratoire dans un pilote d'épuration des eaux usées et étudier les performances épuratoire de ce système d'épuration.

Le procédé recherché doit présenter les avantages suivants :

- ✓ utilisation de matériaux locaux ;
- ✓ faible consommation en énergie du faite de l'absence de l'aération et le système peut fonctionner de façon gravitaire,
- ✓ facilité de la mise en œuvre et de gestion

Dans cette étude on a essayera d'utiliser des matériaux locaux comme support de bio filtration. Il utilisera des sables naturels et de carrières (fins et grossières), de la pouzzolane, des filtres mixtes...

Un procédé d'épuration à cultures fixées sur supports est à l'étude. De tels procédés sont reconnus comme bien adaptés au milieu rural en traitement d'eaux usées domestiques, puisqu'ils présentent, une bonne qualité de traitement, un fonctionnement simple, bon marché et une maintenance relativement limitée (**Menoret, 2001**). Le procédé pourra constituer une solution alternative pour les petites localités et en assainissement individuel et apte à être alimenter en énergie renouvelable.

Dans ce travail, on a étudié expérimentalement des techniques d'épuration des eaux usées utilisant des matériaux locaux et dont l'objectif est d'arriver à proposer des procédés simples facile à mettre en œuvre, basé sur l'utilisation des matériaux locaux (biofiltre à pouzzolane par exemple) ; à terme de l'étude nous proposerons des techniques de traitement simples est non gourmandes en énergie qui pourront constituées une solution viables pour les petites localités et aptes à être alimentées en énergie renouvelable.

La présente contribution intitulée « utilisation des matériaux locaux en épuration des eaux usées » s'articule en deux axes principaux :

Le premier axe, est consacré à une synthèse bibliographique qui introduit les connaissances nécessaires à la compréhension de ce travail, notamment une généralité sur les eaux usées, ainsi que des définitions des différents procédés d'épuration des eaux usées urbaines, et une description de la station d'épuration de Tlemcen ; ainsi l'épuration des eaux usées par les matériaux et le lit bactérien. Le deuxième axe, concerne l'étude expérimentale, qui présente les matériels et méthodes et les résultats expérimentaux.

Donc ce travail la thèse est organisé en quatre chapitres. Certains résultats obtenus y sont présentés sous formes d'un article accepté.

- Le premier chapitre de ce manuscrit consacré à une synthèse bibliographique riche en références en relation avec l'épuration dans le monde et en Algérie et l'inventaire des procédés de traitement des eaux usées existants et présente leurs principes de fonctionnement, ainsi que la description de la STEP d'AIN EL HOUTZ et les modes d'épuration qui existent dans celle-ci.
- Le deuxième chapitre présente une généralité sur l'épuration biologique par le procédé de lits bactériens et les différents matériaux utilisée en épuration.
- Le troisième chapitre présente et décrit les méthodes et matériels utilisés ou mis en place au cours de cette thèse, ainsi que les protocoles expérimentaux adoptés (analyses des échantillons).
- Le quatrième chapitre représente les résultats de la caractérisation physico chimiques des différents matériaux utilisées, et expose les résultats des études qui sont menés en laboratoire, et aussi réservé à l'interprétation de ces résultats expérimentaux obtenus pour chaque matériau.

En fin, nous terminons notre étude par une conclusion générale où sont synthétisés les résultats obtenus, avec les différentes perspectives de recherche pour de futurs travaux et recommandations à suivre.

## CHAPITRE I :

# GENERALITES SUR LES EAUX USEES ET LES PROCEDES D'EPURATION

### I.1. Introduction

Les eaux usées posent de grands problèmes environnementaux et sanitaires lorsqu'elles sont rejetées sans aucun traitement, car ces dernières contiennent une quantité importante de polluants, les stations d'épurations ont pour rôle de réduire cette pollution (chimique, physique et microbiologique) pour permettre un rejet sans danger pour l'homme et l'environnement.

La dépollution des eaux usées urbaines nécessite une succession d'étapes faisant appel à des traitements physiques, physico-chimiques, chimiques et biologiques. En dehors des plus gros

déchets présents dans les eaux usées, l'épuration doit permettre, au minimum, d'éliminer la majeure partie de la pollution carbonée (**Metahri, 2012**).

Dans ce chapitre sont décrites les différents procédés d'épuration des eaux usées et la composition des eaux usées d'une part, et d'autre part, une description générale de la station d'épuration de Tlemcen.

### I.2. Composition des eaux usées

Les eaux usées sont toutes les eaux des activités domestiques, agricoles et industrielles chargées en substances toxiques qui parviennent dans les canalisations d'assainissement. Les eaux usées englobent également les eaux de pluies et leur charge polluante, elles engendrent au milieu récepteur toutes sortes de pollution et de nuisance (**Glanic et al, 1989**).

La composition des eaux résiduaires urbaines brutes dépend essentiellement de l'activité humaine (eaux ménagères et eaux vannes), de la composition des eaux d'alimentation en eau potable et accessoirement de la nature des matériaux entrant dans la constitution des canalisations d'eau pour quelques constituants chimiques, et de la nature et de la quantité des effluents industriels éventuellement rejetés dans le réseau urbain (**Belaid, 2010**). Elles peuvent être divisées en matières organiques et en substances inorganiques.



### I.2.1. Polluants organiques

Les polluants organiques solubles sont les plus nombreux et les plus dangereux. La majorité des polluants organiques provient des effluents d'usines de grandes activités industrielles comme la fabrication des pesticides, l'industrie textile etc. Le rejet de ces eaux usées dans l'écosystème peut engendrer l'eutrophisation et la perturbation des milieux aquatiques et par conséquent présenter un danger potentiel de bioaccumulation qui peut affecter l'homme par transport à travers la chaîne alimentaire (**Bouaziz, 2014**). Parmi les polluants organiques, on trouve les hydrocarbures aromatiques polycycliques, les pesticides et les matières en suspension.

### I.2.2. Polluants non organiques

Parmi les polluants non organiques on peut trouver les hydrocarbures, les acides humiques et les métaux lourds ; ces substances peuvent être d'origine naturelle ou anthropique sous forme particulaire ou dissoute. Les métaux lourds sont toxiques pour les microorganismes à cause de leurs propriétés chimiques et biologiques et peuvent altérer le bon fonctionnement d'une STEP (**DO Carmo, 2008**).

### I.2.3. Micro-organismes

Les eaux usées contiennent tous les microorganismes excrétés avec les matières fécales. Cette flore entérique normale est accompagnée d'organismes pathogènes. L'ensemble de ces organismes peut être classé en quatre grands groupes : les bactéries ; les virus ; les protozoaires et les helminthes (**Wang, 2015**).

- **Les bactéries**

Les eaux usées brutes contiennent environ  $10^6$  à  $10^7$  bactéries/100 ml. La concentration en bactéries pathogènes est de l'ordre de  $10^4$  germes/L. Les plus fréquemment rencontrées, les salmonelles qui sont responsables de la typhoïde et des troubles intestinaux, les coliformes thermo tolérants qui sont des germes témoins de contamination fécale. Escherichia coli est reconnu comme l'un des paramètres de la contamination fécale le plus important par les microbiologistes (**Belaid, 2010**).

- **Les Virus**

Les virus se trouvent dans les eaux résiduaires à des concentrations de l'ordre de  $10^3$  à  $10^4$  particules par litre d'eau. Parmi les infections virales d'origine hydrique, on trouve les Entérovirus, les Retrovirus, et le virus l'hépatite A. Au cours de l'épuration d'une eau usée, les virus sont plus difficiles à éliminer que les bactéries (**Belaid, 2010**).

- **Les protozoaires**

Ils sont présents dans les eaux usées à l'état de kystes. Les principales formes pathogènes pour l'homme sont les genres *Cryptosporidium* et *Giardia*. Ces organismes peuvent survivre plusieurs semaines ou plusieurs années (**Carre, 2017**).

- **Les helminthes**

Les helminthes sont rencontrés dans les eaux usées sous forme d'œufs, Le nombre d'œufs d'helminthes peut être évalué entre 10 et 10<sup>3</sup> d'œufs /l. Parmi ces œufs on trouve notamment les *Ascaris lumbricades* et les *tæniaginata* proviennent des excréta des personnes ou d'animaux infectés et peuvent constituer une source de réinfection par voie orale et respiratoire. La persistance des helminthes à différentes conditions environnementales et leur résistance à la désinfection permet leur reproduction qui cause un risque potentiel (**Belaid, 2010**).

### **I.3. Caractéristiques des eaux usées**

Dans les eaux usées domestiques, industrielles ou les effluents naturels on peut retenir les analyses suivantes :

#### **I.3.1. Température**

La température est un facteur écologique important des milieux aqueux. Son élévation peut perturber fortement la vie aquatique (pollution thermique). Elle joue un rôle important dans la nitrification et la dénitrification biologique. La nitrification est optimale pour des températures variant de 28 à 32°C par contre, elle est fortement diminuée pour des températures de 12 à 15°C et elle s'arrête pour des températures inférieures à 5°C (**Rodier, 2005**).

#### **I.3.2. Potentiel d'hydrogène (pH)**

Le pH joue un rôle important dans l'épuration d'un effluent et le développement bactérien. En général, l'activité biologique se situe entre 6.5 et 8 unités de pH. La mesure doit s'effectuer sur place par Le pH mètre : cet appareil de mesure est constitué d'une électrode de pH que l'on plonge dans la solution dont on veut connaître le caractère (**Gaid, 1984**).

#### **I.3.3. Turbidité**

La turbidité d'une eau qui est un paramètre de pollution est due à la présence des particules en suspension, notamment colloïdales ; argiles, limons, grains de silices, matières organiques. Elle caractérise le degré de non transparence de l'eau. Elle est exprimée en unité NTU (**Rodier, 2005**).

#### **I.3.4. Matières en suspension (MES)**

Les matières en suspension, représentent l'ensemble des particules minérales et organiques contenues dans les eaux. Elles sont fonction de la nature des terrains traversés, de la saison, de la pluviométrie, de régime d'écoulement des eaux, de la nature des rejets, etc. **(Rodier, 2005)**. Les teneurs élevées en matières en suspension peuvent être considérées comme une forme de pollution. Une telle hausse peut aussi entraîner un réchauffement de l'eau, lequel aura pour effet de réduire la qualité de l'habitat pour les organismes d'eau froide **(Hebert et al, 2000)**.

Les matières en suspension constituent un paramètre important qui marque bien le degré de pollution d'un effluent urbain ou même industriel. Les MES s'expriment par la relation suivante :  $MES = 30\% MMS + 70\% MVS$

L'abondance des matières minérales en suspension dans l'eau augmente la turbidité, réduit la luminosité et par ce fait abaisse la productivité d'un cours d'eau, entraînant ainsi une chute en oxygène dissous et freinant les phénomènes photosynthétiques qui contribuent à la réaération de l'eau. Ce phénomène peut être accéléré par la présence d'une forte proportion de matières organiques consommatrices d'oxygène **(Duguet et al, 2006)**.

### **I.3.5. Conductivité électrique (CE)**

La conductivité d'une eau fournit une indication précise sur sa teneur en sels dissous (salinité de l'eau). La mesure de la conductivité permet d'évaluer la minéralisation globale de l'eau ; s'exprime en  $\mu\text{Sm/cm}$  et elle est l'inverse de la résistivité qui s'exprime en  $\text{ohm/cm}$ . Sa mesure est utile car au-delà de la valeur limite de la salinité correspondant à une conductivité de  $2500 \mu \text{ Sm/cm}$ , la prolifération de microorganismes peut être réduite d'où une baisse du rendement épuratoire **(Metahri, 2012)**.

### **I.3.6. Demande chimique en oxygène (DCO)**

La demande chimique en oxygène est la quantité d'oxygène nécessaire pour oxyder par voie chimique certaines matière organique ou inorganique contenue dans l'eau à l'aide de dichromate de potassium à  $150 \text{ }^\circ\text{C}$ . Elle représente donc, la teneur totale de l'eau en matières oxydables. Elle est exprimée en  $\text{mg d'O}_2 / \text{l}$  **(Rodier, 2005)**.

### **I.3.7. Demande biochimique en oxygène (DBO<sub>5</sub>)**

La demande biochimique en oxygène, exprimée en  $\text{mg d'oxygène par litre}$ , elle exprime la quantité de matières organiques biodégradables présente dans l'eau et c'est la quantité d'oxygène consommée par les bactéries à  $20 \text{ }^\circ\text{C}$  à l'obscurité. Plus précisément, ce paramètre mesure la quantité d'oxygène nécessaire à la destruction des matières organiques grâce aux phénomènes d'oxydation par voie aérobie. Pour mesurer ce paramètre, on prend comme

référence la quantité d'oxygène consommé au bout de cinq jours. C'est la DBO<sub>5</sub> (Rodier, 2005).

### **I.3.8. Biodégradabilité**

La biodégradabilité traduit l'aptitude d'un effluent aqueux à être décomposé ou oxydé par les micro-organismes qui interviennent dans les processus d'épuration biologique des eaux. La biodégradabilité est exprimée par un coefficient K, tel que,  $K = DCO/DBO_5$ .

Si :  $K < 1.5$  l'effluent est biodégradable.

$1.5 < K < 2.5$  l'effluent est moyennement biodégradable.

$K > 2.5$  l'effluent n'est pas biodégradable

Le rapport K permet d'apprécier la dégradabilité de la matière organique. Un coefficient K très élevé traduit la présence dans l'eau d'éléments inhibiteur de la croissance bactérienne tel que les détergents, les hydrocarbures et les phénols (Rodier, 2005).

## **I.4. Différentes filières d'épuration des eaux usées**

La dépollution des eaux usées nécessite une succession d'étapes faisant appel à des traitements physiques, physico-chimiques et biologiques. En dehors des plus gros déchets présents dans les eaux usées, l'épuration doit permettre, au minimum, d'éliminer la majeure partie de la pollution carbonée (Bonin, 1986).

### **I.4.1. Prétraitement et élimination des sous-produits**

Le prétraitement a pour but d'éliminer les éléments les plus grossiers qui sont susceptibles de gêner les traitements ultérieurs et d'endommager les équipements suivant dans la STEP (Obeid, 2014) ; Ils comprennent classiquement les dégrilleurs, les désableurs et les déshuileurs. L'étape de prétraitement vise à éliminer les fractions les plus grossières contenues dans les effluents résiduaires. De nombreux équipements utilisés pour l'épuration des eaux sont également très fréquemment employés pour protéger les équipements disposés sur le réseau d'assainissement (poste de refoulement, déversoir d'orage...) (Adler, 2005).

#### **✓ Dégrillage**

En général, le dégrillage des eaux résiduaires est réalisé avec des grilles d'entrefer compris soit entre 30 et 100 mm (pré dégrillage), soit entre 10 et 30 mm (dégrillage moyen). Il existe aussi un dégrillage inférieur à 10 mm (dégrillage fin) réalisé avec des macro tamiseurs rotatifs. Différents types de grilles sont distinguées, les grilles manuelles (barreaux en général inclinés) pour des petits débits, les grilles automatiques (barreaux courbes pour des petits débits ou droits pour des débits plus conséquents) pour lesquelles le système de raclage (souvent discontinu) est un râteau qui peut être situé à l'aval ou à l'amont. Les refus de

dégrillage sont envoyés soit en centre d'enfouissement technique, soit en incinération (**Obeid, 2014**).

✓ **Dessablage**

L'objectif essentiel du dessablage est de retenir les particules sédimentables afin de protéger les installations de l'aval, les dépôts de sables réduisant en outre la débitance des conduites ainsi pour protéger les pompes et autres appareils contre l'abrasion. L'écoulement de l'eau à une vitesse réduite dans le déssableur entraîne leur dépôt au fond du bassin, les sables récupérés par aspiration sont ensuite essorés puis lavés avant d'être envoyés en décharge ou réutilisés (**Obeid, 2014**).

✓ **Dégraissage-déshuilage**

L'objectif du déshuilage est de retenir les graisses et les huiles (particules de densité plus faible que l'eau) afin de protéger le milieu naturel. Cette opération de séparation est également essentielle pour protéger les installations sensibles situées à l'aval dans les stations d'épuration, les corps gras peuvent former des émulsions perturbant notamment les écoulements (**Adler, 2005**).

Les déshuileurs sont en général dimensionnés pour des vitesses ascensionnelles voisines de 15 m/h, et il en existe de différents types : des déshuileurs indépendants installés après un dessableur ou des ouvrages combinés dessableur-deshuileur. Le premier type est souvent utilisé pour des bassins de retenue pluviale, le bassin est alors simplement équipé de cloisons siphonides. Le second type est plus compact, il est en général utilisé dans les stations d'épuration et met en œuvre une insufflation d'air par fines bulles pour obtenir la flottation des graisses, ces graisses sont raclées, puis stockées avant d'être incinérées ou hydrolysées. (**Carre, 2017**).

#### **1.4.2. Traitement primaire (traitement physico-chimique)**

Ce traitement représente la décantation qui consiste à utiliser la différence entre les masses volumiques de l'eau et les particules solides en suspension, en utilisant des procédés physiques naturels, comme la filtration ou bien des procédés physico-chimiques tels que la coagulation-floculation. Par coagulation et floculation dans des décanteurs lamellaires, on peut éliminer jusqu'à 90% de MES (**Alighardashi, 2007**). On distingue différents types de décantation :

✓ **Décantation physico-chimique**

Si les particules sont très fines (colloïdales), ils peuvent rester en suspension dans l'eau très longtemps, ces dernières n'ont pas tendance à s'accrocher les unes aux autres. Pour les

éliminer, on a recours aux procédés de coagulation et de floculation qui ont pour but de déstabiliser les particules en suspension et faciliter leur agglomération. Par l'injection des réactifs tels que: le chlorure d'aluminium ( $AlCl_3$ ), le chlorure ferrique ( $FeCl_3$ ), pour coagulation et pour la floculation on trouve: les flocculants minéraux, les flocculants organiques. **(Mailler, 2015 ; Gaid, 1984).**

✓ **La décantation classique**

La décantation est directement liée par la vitesse de Hazen, puisque toute particule ayant une vitesse de sédimentation supérieure à celle-ci retenue par l'ouvrage, elle se définit par le débit qui traverse l'ouvrage divisé par la surface du décanteur, donc il faut un ouvrage où la vitesse de Hazen est assez faible pour permettre aux particules de décanter et sélectionner une surface assez grande pour cela **(Mailler, 2015).**

✓ **La décantation lamellaire**

La décantation lamellaire est la version optimisée de la décantation classique qui permet également d'améliorer la performance de cette étape et de diminuer l'emprise au sol des ouvrages, elle s'appuie sur l'ajout de lamelles au cœur du décanteur qui doivent permettre d'apporter une surface projetée au sol maximale tout en permettant aux particules qui les percutent de glisser vers le sol sous l'effet de leur inclinaison et la pesanteur **(Mailler, 2015).**

### **I.4.3. Traitement secondaire (biologique)**

Les prétraitements physiques permettent d'éliminer les fractions solides grossières des eaux usées, sans action sur la partie non décantable. Les traitements physicochimiques permettent, en plus, d'éliminer une partie de la fraction soluble. Mais seuls les traitements biologiques permettent, de façon acceptable sur le plan technico économique, d'éliminer de façon très poussée la fraction soluble et organique de la pollution ; l'objectif de traitement biologique est l'élimination de la pollution carbonée, azotée et phosphorée. Il existe deux principales techniques d'épuration biologiques qui sont appliquées : aérobies ou anaérobies **(Obeid, 2014 ; Pasquini, 2013).**

#### **I.4.3.1. Procédés à cultures libres**

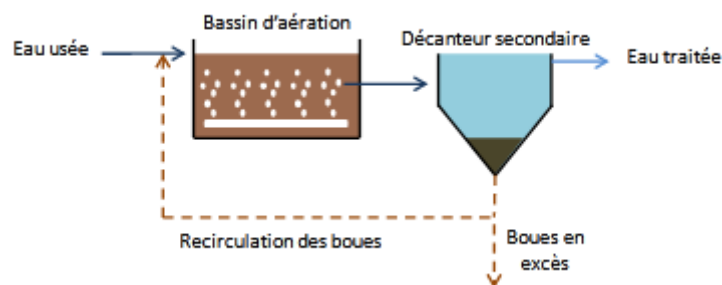
Il existe deux procédés à cultures libres : l'épuration par boues activées et le lagunage, Dans les procédés à culture libres, les bactéries se développent sous forme de floes dispersés au sein du liquide à épurer **(Pasquini, 2013).**

✓ **Les boues activées**

Les boues activées constituent le traitement biologique aérobie le plus répandu **(WHO, 1989).** Le procédé consiste à provoquer le développement d'une culture bactérienne dispersée sous

forme de flocons (boues activées), dans un bassin brassé et aéré (bassin d'aération) et alimenté en eau à épurer (voir figure I.1). Dans ce bassin, le brassage a pour but d'éviter les dépôts et d'homogénéiser le mélange des flocons bactériens et de l'eau usée (liqueur mixte) ; l'aération peut se faire à partir de l'oxygène de l'eau, du gaz enrichi en oxygène par le brassage, l'injection d'air comprimé, voire même d'oxygène pur, a pour but de dissoudre ce gaz dans la liqueur mixte, afin de répondre aux besoins des bactéries épuratrices aérobies.

Après un temps de contact suffisant, la liqueur mixte est envoyée dans un clarificateur appelé parfois décanteur secondaire, destiné à séparer l'eau épurée des boues. Ces dernières sont recyclées dans le bassin d'aération pour y maintenir une concentration suffisante en bactéries épuratrices. L'excédent (boues secondaires en excès) est extrait du système et évacué vers le traitement des boues (Pasquini, 2013 ; Metahri, 2012).



**Figure I.1 :** Schéma simplifié d'un système à boues activées (Pasquini, 2013)

### ✓ Le lagunage

Le lagunage est un système biologique d'épuration extensive, qui consiste à déverser les eaux usées dans plusieurs bassins successifs de faible profondeur, et il repose sur la présence équilibrée de bactéries aérobies en cultures libres et d'algues. L'oxygène nécessaire à la respiration bactérienne est produit uniquement grâce aux mécanismes photosynthétiques des végétaux en présence de rayonnements lumineux (Alighardashi, 2007). Il existe deux différents types de lagunage :

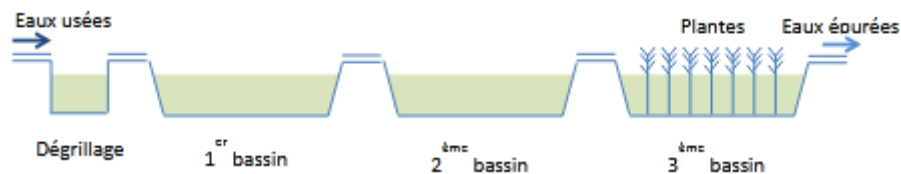
#### • Lagunage naturel

Epuration est assurée grâce à un long temps de séjour dans plusieurs bassins étanches disposés en série. Le nombre de bassin le plus communément rencontré est 3. Le mécanisme de base sur lequel repose le lagunage naturel est la photosynthèse. La tranche d'eau supérieure de bassins est exposée à la lumière ; ceci permet l'existence d'algues qui produisent l'oxygène nécessaire au développement des bactéries aérobies. Ces bactéries sont responsables de la dégradation de la matière organique. Le gaz carboné formé par les bactéries ainsi que les sels minéraux dans les eaux usées permettent aux algues de se multiplier, au fond du bassin où la

lumière ne pénètre pas; ce sont des bactéries anaérobies qui dégradent les sédiments issus de la décantation de la matière organique (SID, 2017).

- **Lagunage aéré**

Il s'agit d'un ou plusieurs bassins de 2 à 4 mètres de profondeur, dans lesquels l'apport d'oxygène est fourni par un système artificiel par un aérateur de surface ou par un diffuseur d'air. Ce mode d'épuration permet d'éliminer 80 % à 90 % de la DBO, 20 % à 30 % de l'azote et contribue à une réduction très importante des germes. Il a cependant l'inconvénient d'utiliser des surfaces importantes et de ne pas offrir des rendements constants durant l'année (SID, 2017).



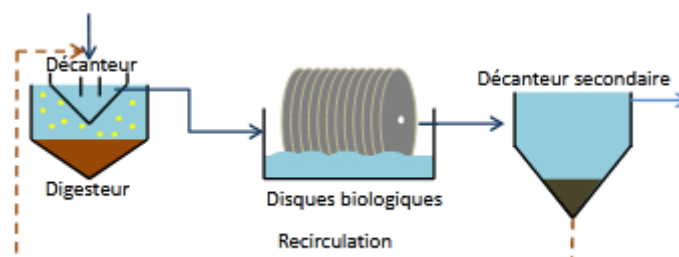
**Figure I.2 :** Schéma simplifié d'une station de lagunage naturel (Pasquini, 2013)

#### I.4.3.2. Procédés à cultures fixées

On utilise dans ces procédés la capacité qu'ont la plupart des microorganismes à produire des exopolymères et permettant leur fixation sur des différents supports pour former un biofilm (Pasquini, 2013).

- ✓ **Les disques biologiques**

Une autre technique faisant appel aux cultures fixées est constituée par des disques parallèles, régulièrement espacés sur un axe horizontal tournant à faible vitesse. Les microorganismes se développent et forment un film biologique épurateur à la surface des disques. Les disques étant semi immergés, Leur rotation permet l'oxygénation de la biomasse fixée. Ce procédé est mieux adapté à un système séparatif que unitaire, il s'adapte bien aux fortes charges des effluents. Il élimine la DBO<sub>5</sub>, la DCO et l'ammoniac de façon satisfaisante. Mis à part la conception, le principe de traitement est alors le même que celui des lits bactériens (Desjardins, 1997).



**Figure I.3 :** Représentation schématique du procédé à disques biologiques (Pasquini, 2013)



**✓ Les bioréacteurs à membranes BRM**

Ce procédé est basé sur le couplage du traitement biologique dégradant la pollution et du traitement physique de séparation membranaire par ultrafiltration ou microfiltration. La configuration la plus courante est d'immerger les membranes dans un réacteur puis le perméat est soutiré par aspiration ce qui évite de pressuriser le bioréacteur (**Gaid et al, 2007**).

**✓ Les filtres biologiques**

Ce système est expérimenté depuis la première moitié du siècle sous climat tempéré et présente de nombreuses possibilités d'adaptation au climat des pays en développement qui est généralement chaud et donc favorable à l'activité bactérienne dont dépend son fonctionnement. Ces procédés sont de type extensif qui sont des systèmes d'épuration d'eaux usées par voie naturelle dont le plus connu est le lagunage à macrophytes et à microphytes (bassin de stabilisation, bassin facultatif ou bassin de maturation) (**Guilloteau, 1992**).

**✓ Les lits bactériens**

Il reproduit industriellement l'effet épurateur du sol. Utilisé pour les eaux très chargées, il est constitué d'un bassin rempli de matériaux sur laquelle les micro-organismes forment une pellicule appelée zoogée (biofilm). C'est la raison pour laquelle les lits bactériens sont également appelés «réacteurs à biomasse fixée», la biomasse étant la quantité de matières vivante dans un écosystème aquatique par unité de surface ou de volume. L'effluent est distribué par aspersion en surface et l'oxygénation est apportée par ventilation naturelle de bas en haut. En ruisselant, l'eau à épurer forme un film liquide qui sera traversé par l'oxygénation venant de l'air, et par le CO<sub>2</sub> formé dans la biomasse. Les rendements d'épuration sur lit bactérien peuvent atteindre 85 à 95 %. Par ailleurs, ce procédé génère des boues fermentescibles et des nuisances olfactives (**SID, 2017**).

**✓ Biofiltration**

La biofiltration est un procédé à cultures fixées sur matériau granulaire fin (argile cuite, polystyrène, etc.) qui s'est répandu dans les années 1980 (**Chocat, 1997**). Son principe repose sur une action physique de filtration et par un effet biologique. Les matériaux supports de faible granulométrie (de 2 à 6 mm) constituent un filtre : les matières particulaires peuvent se déposer à sa surface. Le flux d'eau peut être ascendant ou descendant. Ce type de procédé ne nécessite pas de clarificateur aval. Néanmoins, les biofiltres sont régénérés régulièrement par lavage à l'eau et à l'air (**Gaid, 2008**).

**I.4.4. Traitement tertiaire**

Certains rejets d'eaux traitées sont soumis à des réglementations spécifiques concernant l'élimination d'azote, de phosphore ou des germes pathogènes, qui nécessitent la mise en œuvre de traitement tertiaires. Ils regroupent toutes les opérations physiques et chimiques qui complètent les traitements primaires et secondaires, ils assurent une bonne qualité de l'eau produite, leur implantation permet d'assurer une bonne protection de l'environnement mais elles sont coûteuses (**Herteman, 2010**).

✓ **Élimination biologique de l'azote**

Les stations d'épuration n'éliminent qu'environ 20 % de l'azote présent dans les eaux usées, par les traitements de nitrification – dénitrification. Pour satisfaire aux normes de rejet en zones sensibles, des procédés physiques et physico-chimiques complémentaires permettent l'élimination de l'azote par : électrodialyse, résines échangeuses d'ions, mais ces traitements ne sont pas utilisés dans le traitement des eaux résiduaires urbaines, pour des raisons de rendement et de coût (**Feray, 2000**).

✓ **Élimination du phosphore**

L'élimination du phosphore peut être réalisée par des voies physico-chimiques ou biologiques. En ce qui concerne les traitements physico-chimiques, l'adjonction de réactifs, comme des sels de fer ou d'aluminium, permet d'obtenir une précipitation de phosphates insolubles et leur élimination par décantation. Ces techniques, les plus utilisées actuellement, éliminent entre 80 % et 90 % du phosphore, mais engendrent une importante production de boues (**Feray, 2000**).

✓ **Élimination et traitement des odeurs**

Les eaux usées, chargées en matières organiques particulaires et dissoutes, peuvent induire directement ou indirectement, par l'intermédiaire de leurs sous-produits d'épuration (graisses, boues), la formation d'odeurs désagréables suivant un processus de fermentation. Les odeurs provenant des STEP sont dues aux gaz, aérosols ou vapeurs émises par certains produits contenus dans les eaux usées ou dans les composés se formant au cours des différentes phases de traitement. Les sources les plus importantes d'odeurs sont : Les prétraitements, Les boues et leur traitement. Pour éviter ces nuisances, les ouvrages sensibles seront couverts et munis d'un système de ventilation ainsi que d'une unité de traitement biologique des odeurs. On distingue généralement deux types de traitement biologique des odeurs : les bio-filtres et les bio-laveurs. Dans les premiers, la biomasse est supportée par un plancher spécifique et l'air traverse le massif (souvent de la tourbe). Les seconds réalisent un deuxième filtre grâce à une suspension. La biomasse est libre, et l'épuration se produit dans un réacteur (**Gaid, 1984**).

✓ **Désinfection**

La désinfection est un traitement qui permet de détruire et d'éliminer les micro-organismes susceptibles de transmettre des maladies. Ce traitement n'inclue pas nécessairement la stérilisation, qui est la destruction de tous les organismes vivants dans un milieu donné. On peut procéder à la désinfection en ajoutant à l'eau une certaine quantité d'un produit chimique doté de propriétés germicides, les techniques classiques utilisées sont la chloration, l'ozonation ou irradiation par rayonnement ultraviolet (**Herteman, 2010**).

## **I.5. Biomasse épuratrice**

Les systèmes de traitement des eaux usées urbaines utilisent la dégradation microbienne comme principal moyen pour dégrader les matières organiques. Cette biodégradabilité est un phénomène complexe qui concerne toutes les transformations des polluants dans les eaux sous l'action de microorganismes (**Ouali, 2001**).

### **I.5.1. Processus métaboliques**

La connaissance de ces processus est essentielle car elle permet d'expliquer les phénomènes observés d'un point de vue macroscopique. L'activité métabolique de la cellule bactérienne se divise en trois processus (voir figure I. 4).

- le catabolisme correspondant au processus de fragmentation des substances nutritives en éléments plus simples. Il représente l'ensemble des réactions d'oxydation et de dégradation enzymatique. C'est une activité exothermique qui libère l'énergie qui servira à la croissance cellulaire et à l'entretien de la cellule.
- l'anabolisme représentant l'ensemble des réactions de synthèse des constituants cellulaires. C'est une activité endothermique qui utilise l'énergie libérée par les processus de catabolisme pour développer la croissance cellulaire et la division cellulaire ;
- la respiration endogène représentant l'étape d'oxydation des composés cellulaires. Leur dissociation en produits résidus (matières carbonées, azotées) permet de satisfaire les besoins des cellules vivantes en cas de carence en substrat.

Les réactions de catabolisme et d'anabolisme sont très générales et sont, en fait, constituées de plusieurs réactions élémentaires (**Bassompierre, 2007**).

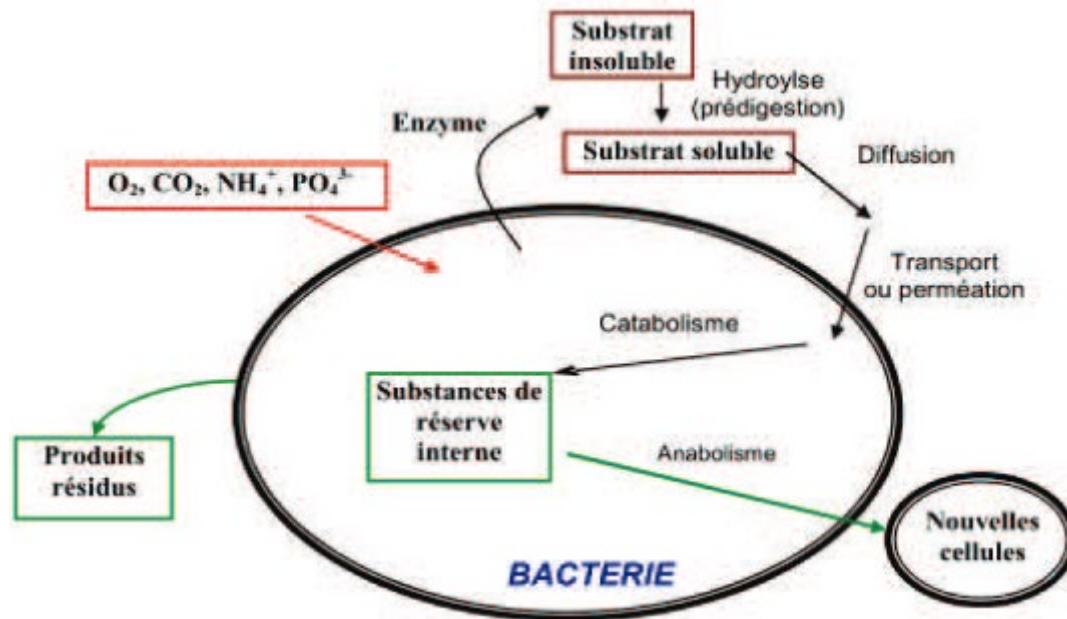


Figure I. 4 : Métabolisme d'une bactérie hétérotrophe ou autotrophe (Bassompierre, 2007)

## I.5.2. Microorganismes associés à l'épuration

### I.5.2.1. Bactéries épuratrices

Dans la biomasse épuratrice, les bactéries constituent le groupe le plus important, qui est en même temps l'acteur principal de l'élimination de la pollution (Degremont, 2005). Les bactéries peuvent se présenter sous différentes formes :

- ✓ Bactéries libres : peu abondantes du fait de la prédation par d'autres microorganismes ;
- ✓ Bactéries filamenteuses : présentes normalement en petite quantité, elles entravent la décantation par le phénomène de foisonnement ou bulking, parmi ces bactéries indésirables : *Sphaerotilus natans* et *Thriothrix nivea* (Degremont, 2005).
- ✓ Bactéries floculées : plus intéressantes dans le procédé d'épuration car elles permettent une bonne séparation entre la biomasse épuratrice et l'eau épurée (Franck, 2002), les genres les plus fréquents de bactéries floculantes sont : *Pseudomonas*, *Actrobacter*, *Arthrobacter*, *Alcaligenes*, *Zooglea*, *Citromonas*, *Flaviobacterium*, et *Arthromobacter* (Degremont, 2005).

La nature des composés organiques qui constituent la pollution et les conditions du milieu (pH, température, oxygène dissous), influent sur la nature des germes dominants.

### I.5.2.2. La microfaune

La microfaune des boues activées et des biofilms des cultures fixées est très importante en quantité, de l'ordre de  $10^6$  à  $10^8$  cellules par litre de boues activées. Elle

intervient comme prédatrice des bactéries isolées et des cadavres de bactéries et participe ainsi à la clarification de l'effluent (**Franck, 2002**); comme elle est particulièrement sensible aux variations du milieu. Elle renseigne sur le niveau d'adaptation de la biomasse et est révélatrice des stress auxquels elle est soumise (**Degremont, 2005**).

### **I.5.2.3. La microflore**

Des algues benthiques se développent à la périphérie des installations. Des cellules sont entraînées dans les boues et dans les fibres nitrifiantes par abrasion du biofilm, on peut mettre en évidence au microscope des frustules de diatomées (**Haslay et al, 1993**). Toutefois, elles ne jouent pas de rôle en épuration par les procédés de boues activées ou bio filtration, contrairement au cas du lagunage.

## **I.6. Traitement des boues**

Le traitement des boues a pour objectif de diminuer le volume total des boues afin de réduire le cout d'évacuation par déshydratation, de réduire la fraction organique de diminuer le pouvoir fermentescible des boues et les risques de contamination par la stabilisation. Et une élimination final des boues par une valorisation agricole ; incinération et la mise en décharge (**Metahri, 2012**).

## **I.7. Réutilisation des eaux usées**

L'objectif principal de la réutilisation des eaux usées est non seulement de fournir des quantités supplémentaires d'eau de bonne qualité en accélérant le cycle d'épuration naturelle de l'eau, mais également d'assurer l'équilibre de ce cycle et la protection du milieu environnementale. Par définition, cette réutilisation est une action volontaire et planifiée qui vise la production des quantités complémentaires en eau pour différents usages afin de combler des déficits hydriques.

### **I.7.1. Secteur industriel**

La réutilisation industrielle des eaux usées et le recyclage interne sont désormais une réalité technique et économique. Pour les pays industrialisés, l'eau recyclée fournit 85 % des besoins globaux en eau. Les centrales thermiques et nucléaires (eau de refroidissement) sont parmi les secteurs qui utilisent les eaux usées épurées en grande quantité. Parmi les activités industrielles ; Les stations de lavage de voiture, L'industrie du papier, La production d'acier, de textile, les industries d'électroniques (**David, 2013**).

### **I.7.2. Secteur agricole**

L'irrigation de cultures ou d'espaces verts est la voie la plus répandue de réutilisation des eaux usées urbaines. Au niveau mondial, c'est également la solution qui a le plus d'avenir à court et à moyen terme. La quantité des eaux usées rejetée incite les agriculteurs à utiliser cette source d'eau. Aussi, la richesse en éléments fertilisants tels que l'azote, le phosphore et le potassium, nécessaires pour le développement des plantes et aussi pour la fertilisation du sol, permet d'économiser l'achat des engrais et d'augmenter la production agricole (David, 2013).

### I.7.3. Réutilisation en zone urbaine

En zone urbaine et périurbaine, la réutilisation des eaux usées est une source importante. Les usages les plus courants sont l'irrigation d'espaces verts (parcs, golfs, terrains sportifs), l'aménagement paysager (cascades, fontaines, plans d'eau), le lavage des rues ou des véhicules et la protection contre l'incendie. Une autre application importante est le recyclage en immeuble, par exemple l'utilisation de l'eau ménagère traitée pour le lavage (Carre, 2017).

## I.8. Normes de rejets d'effluents

Le décret exécutif n° 93-160 du 10 Juillet 1993, du Journal Officiel de la République Algérienne réglementant les rejets d'effluents liquides dans son chapitre I, article 2, fixe, en son annexe 1, les valeurs limites de ce rejet. Ces mêmes valeurs viennent d'être renforcées par un nouveau texte réglementaire ; le Décret Exécutif n° 06-141 du 20 Rabie El Aouel 1427 correspondant au 19 Avril 2006, section 1, article 3.

Avant qu'elles soient rejetées dans le milieu naturel et ne le dégradent, les eaux usées doivent impérativement obéir à des normes établies pour protéger les milieux récepteurs contre la pollution.

**Tableau I.1** : les valeurs limite des paramètres de rejet dans un milieu récepteur (Journal officiel de la république algérienne, 2006).

Paramètres	Valeurs limites	Unités
Température	30	°C
pH	6,5 à 8,5	-
MES	35	mg/l
DBO <sub>5</sub>	35	mg/l
DCO	120	mg/l
Azote Kjeldahl	30	mg/l
Phosphates	02	mg/l
Phosphore total	10	mg/l
Cyanures	0,1	mg/l
Aluminium	03	mg/l
Cadmium	0,2	mg/l
Fer	03	mg/l
Manganèse	01	mg/l



Mercure total	0,01	mg/l
Nickel total	0,5	mg/l
Plomb total	0,5	mg/l
Cuivre total	0,5	mg/l
Zinc total	03	mg/l
Huiles et grasses	20	mg/l
Hydrocarbures totaux	10	mg/l
Indice phénols	0,3	mg/l
Fluor et composés	15	mg/l
Composés organiques chlorés	05	mg/l
Chrome total	0,5	mg/l

### **I.9. Présentation de la station d'épuration de Tlemcen**

La station d'épuration de la ville de Tlemcen se situe au nord de celle-ci; à l'ouest de Chetouane (Daïra) sur la route d'Ain El Houtz conçue pour une population de 150 000 Eq/Hab et d'une capacité de 30 000 m<sup>3</sup>/j, elle a été réalisée par l'Entreprise Algérienne Hydrotraitement mise en service le 05 Novembre 2005 gérée et exploitée actuellement par l'Office National de l'Assainissement (ONA) (ONA, 2006).

#### **I.9.1. Situation géographique**

La station d'épuration d'Ain El Houtz est située à 6 Km au Nord de la ville de Tlemcen, dans la rive droite de l'Oued d'Ain El Houtz juste au pied du Djebel Touma. La superficie de la station est 13 hectares (ONA, 2006).



**Figure I.5.** Panoramique de la station d'épuration (ONA, 2006).

#### **I.9.2. Principe de fonctionnement de la STEP**

La station est de type Boues activées à faible charge. Dans le traitement biologique des effluents, on fait généralement appel aux processus aérobies par lesquels les bactéries

provoquent une oxydation directe des matières organiques contenue dans les eaux usées à partir de l'oxygène dissous dans l'eau (ONA, 2006).

### I.9.2.1. Description des installations

Toutes les eaux usées arrivent à la station par gravité dans un collecteur de 1250 mm de diamètre. Le déversoir d'orage de la station est installé à l'amont de celle-ci et qui déverse le surplus du débit admissible dans le by-pass général de la station ; le déversoir est dimensionné pour accepter une charge maximum de 3300 m<sup>3</sup>/h. Cependant, le débit de pointe horaire admis au traitement est de 3800 m<sup>3</sup>/h, c'est-à-dire que 500 m<sup>3</sup>/h de débit horaire sera évacué vers l'oued de Ain El Houtz. L'eau usée à traiter arrive par gravité à la tête de la première étape du traitement à l'aide d'une conduite de 800 mm de diamètre qui s'appelle « Liaison entre ouvrage ». La station comprend deux filières de traitement ; à savoir, la filière eaux usées et la filière boues (ONA, 2006).

### I.9.2.2. Données de base

La station d'épuration de la ville de Tlemcen a été dimensionnée sur la base des données selon le tableau 1 ci-après :

**Tableau I.2:** Donnée de base de la STEP d'Ain El Houtz (ONA, 2006).

<b>Données</b>	
<b>Horizon</b>	2005
<b>Type de réseau</b>	Unitaire
<b>Nature des eaux brutes</b>	Domestiques
<b>Population</b>	150 000 Eq/Hab
<b>Débit journalier</b>	30 000 m <sup>3</sup> /j
<b>Débit de pointe horaire admis au traitement</b>	3 800 m <sup>3</sup> /h
<b>DBO<sub>5</sub> journalière</b>	9 300 kg/j
<b>Matière en suspension</b>	13 950 kg/j
<b>Azote à nitrifier</b>	1 980 kg
<b>Equivalence calculée sur la DBO</b>	172 000 Eq/Hab
<b>Etablissement</b>	ONA (Tlemcen) 2005

### I.9.3. Filières de traitement

Deux filières de traitement existent dans la station d'épuration :



### I.9.3.1. Filières eaux usées

La filière eau représente les différentes étapes de traitement des eaux usées depuis leur entrée à STEP jusqu'à leur sortie. On distingue : le prétraitement, le traitement biologique, les traitements de finition.

#### ✓ Déversoir d'orage

On trouve le déversoir d'orage à l'entrée de la station, Il est dimensionné pour prendre en charge un maximum de 3300 m<sup>3</sup>/h. L'eau usée arrive gravitairement à la tête de la première filière du traitement à l'aide d'une conduite de 800 mm de diamètre. La figure I.2 montre une photo de déversoir d'orage de la STEP (ONA, 2006).



Figure I.6. Déversoir d'orage

#### ✓ Dégrilleur

Le dégrilleur a pour but d'éliminer la fraction la plus grossière des particules et de retirer de l'effluent des matières qui peuvent gêner le déroulement des autres traitements.

Grille grossière manuelle (1 unité) :

- Largeur de la grille : 1,8 m
- Inclinaison : 70%.
- Ecartement entre les barreaux : 50 mm.

Grille mécanique (2 unités) :

- Largeur e la grille : 1,0 m.
- Profondeur du chenal : 1,5 m.
- écartement entre les barreaux : 20 mm.



**Figure I.7.** Grille grossière manuelle (1 unité)



**Figure I.8.** Grille mécaniques

✓ **Déssableur-déshuileur (2 unités)**

Cette ouvrage et de type longitudinale a deux compartiment, un canal en béton arme de forme trapézoïdale, l'aire est insufflé par des supresseurs pour provoquer une émulsion afin de pouvoir favoriser la séparation du sable et des graisses, le dessableur -deshuileur est équipé d'un pont suceur et écumeur ces dimensions (ONA, 2006):

- Longueur : 26 m.
- Largeur : 4 m.



Figure I.9. Désableur-déshuileur.

✓ **Bassins d'aération**

La station comprend quatre bassins, chaque bassin a une forme rectangulaire, il est alimenté en eau dénitrifiée, l'aération dans le bassin est réalisée à l'aide d'aérateur de surface à vitesse lente, chaque bassin est équipé de trois aérateurs, ce milieu aide au développement des bactéries qui élimine la matière organique chaque bassin contient aussi une sonde de mesure d'oxygène dissous pour assurer le déclenchement automatique des aérateurs pour assurer l'oxygène nécessaire pour les bactéries.

Chaque bassin d'aération a les dimensions suivantes (ONA, 2006):

- Volume : 4723m<sup>3</sup>.
- Longueur : 55,5m.
- Largeur : 18,5m.
- Hauteur du béton : 5,6m.
- Hauteur d'eau : 4,6m



Figure I.10. Bassins d'aérations

✓ **Décanteurs secondaires**

Deux décanteurs chacun est équipé de :

- Pont racleur à vitesse de rotation de 0,04 m /s.
- Forme circulaire :
  - Diamètre : 46 m.
  - Surface : 1661 m<sup>3</sup>.
  - Profondeur d'eau : 4 m en périphérie (ONA, 2006).



**Figure I.11.** Décanteurs secondaires

✓ **Bassin de chloration**

Il est en béton armé et d'une capacité de l'ordre de 700 m<sup>3</sup> (ONA, 2006).



**Figure I.12.** Bassins de chloration

**I.9.3.2. Filières boues**

Dans la filière boues, La station comprend une vis d'Archimède, un épaisseur de boue et des lits de séchages.

- ✓ **Un poste de relevage des boues avec 03 vis d'Archimède**



Il permet de recirculer une fraction de la boue décantée dans le clarificateur vers les bassins d'aération pour maintenir un taux en biomasse bactérienne suffisante, la seconde fraction est pompée vers l'épaississeur (ONA, 2006).



**Figure I.13.** Vis d'Archimède (vis de recirculation)

✓ **Epaississeur de boue**

Il est fait en béton armé et a un pont support tournant avec un réacteur :

- Diamètre : 14 m.
- Hauteur utile : 4 m.
- Pente de fond : 1/1.



**Figure I.14.** Epaississeur de boue

✓ **Lit de séchage**

14 lits de séchage chaque lit a les dimensions suivantes :

- Longueur : 30 m
- Largeur : 15 m



**Figure I.15.** Lits de séchages et aire de stockage

### **I.10. Conclusion**

Les eaux usées peuvent présenter un mélange très complexe à travers leur composition chimique et biologique. On peut conclure dans ce chapitre qu'à partir d'une eau usée et grâce aux différents procédés d'épuration, Il est possible d'obtenir toute une gamme d'eaux de qualités différentes, à chacun de ces qualités peut correspondre un usage particulier. Il est clair que les traitements qui existent peuvent réduire les concentrations des polluants sous toutes leurs formes, à des niveaux qui sont considérés comme non dangereux.

Pour la station d'épuration de Tlemcen et durant son fonctionnement, plusieurs signes ont montrés qu'elle recevait aussi des eaux chargées (forte concentration inhabituelle en DCO) provenant des usines alentours qui y rejetait leurs eaux usées sans traitement. Vu que le procédé de traitement de la STEP est basé sur la biodégradation de la pollution par les micro-organismes, ceci a entraîné une baisse de performance de la STEP.

## CHAPITRE II :

# EPURATION DES EAUX USEES PAR LES MATERIAUX FILTRANTS ET LE LIT BACTERIEN

### II.1. Introduction

Ce chapitre s'intéresse aux quelques mécanismes entrant en jeu lors de l'épuration sur un milieu poreux et aux différents matériaux utilisés pour l'épuration des eaux usées, et une généralité sur le processus d'épuration du lit bactérien.

### II.2. Les cultures fixées

Ces techniques consistent à infiltrer les effluents dans des massifs de matériaux rapportés, du sable en général, qui servent de support au développement de la biomasse épuratrice (**Menoret, 2001**). Dans ce genre de procédés, les micro-organismes sont fixés sur un support inerte et forment le biofilm. Ces procédés sont sensés reproduire en réacteur l'effet épurateur du sol.

On distingue généralement:

- les Lits bactériens,
- les Biodisques,
- les Lits fixes noyés,
- les Lits fluidisés

Les bactéries contenues dans l'effluent se fixent peu à peu à un support pour former un film biologique aéré de 1 mm d'épaisseur environ. Les micro-organismes ainsi fixés oxydent l'effluent avec lequel ils sont en contact (**Dhaouadi, 2008**). Il existe deux types de cultures fixées : Les cultures fixées sur supports grossiers et les cultures fixées sur supports fins.

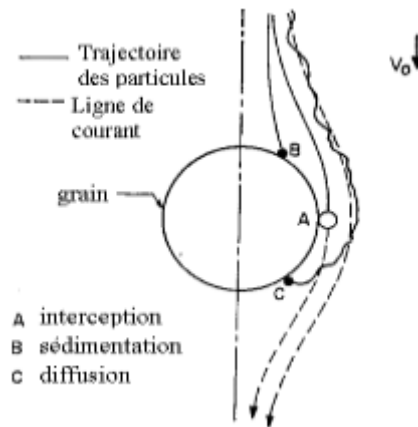
#### II.2.1. Mécanismes épuratoires

Ces cultures consistent à faire circuler l'effluent à travers un massif granulaire sur lequel s'est développée la biomasse épuratrice. Deux types de mécanisme sont mis en jeu ;

##### II.2.1.1. Mécanismes physiques

Les MES grossières sont retenues à la surface du filtre par action purement mécanique. Les particules plus fines sont retenues par blocage entre les pores, interception et fixation sur les grains, ou encore interactions chimiques de type Van der Waals (**Schmitt, 1989**). Des réflexions théoriques appliquées aux supports granulaires montrent que la sédimentation est le

mécanisme privilégié d'élimination des particules en suspension et La filtration s'avère particulièrement efficace (Chachuat, 1998).



**Figure II.1.** Principaux mécanismes de rétention de particule par filtration (Daalach, 2017)

### II.2.1.2. Mécanismes biologiques

La biomasse qui se développe sur le support granulaire sous forme de biofilm est à la base de l'épuration par cultures fixées. L'épuration biologique aérobie se divise schématiquement en deux phases:

- Une phase rapide d'adsorption et d'accumulation des composés sous forme de réserves.
- Une phase plus lente de minéralisation et d'excrétion des composés minéraux. C'est durant cette phase qu'a lieu la majeure partie de la consommation d'oxygène (Menoret, 2001).

Pour garantir une bonne épuration biologique, deux points fondamentaux apparaissent dans le fonctionnement des filtres (Guilloteau, 1992) :

- L'hydraulique : l'effluent doit pénétrer dans le massif et avoir un temps de contact suffisant avec la biomasse épuratrice pour garantir une bonne dégradation de la pollution organique.
- L'aération : l'oxygène doit pouvoir pénétrer à l'intérieur du massif et subvenir aux besoins des microorganismes aérobies responsables de la dégradation de la pollution.

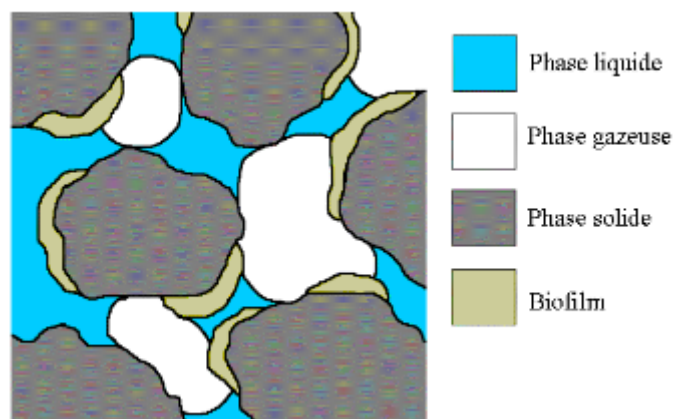
## II.2.2. Le milieu poreux

### II.2.2.1. Caractéristiques

Le support de l'épuration est alors un matériau granulaire rapporté, le sable étant le matériau le plus communément utilisé. On caractérise le milieu granulaire selon sa texture, dont dépendent la dimension des pores, leur distribution, la perméabilité et les capacités d'aération



du massif (**Guellaf, 1999**). La texture repose sur la répartition des particules en fonction de leur géométrie, c'est à dire, la granulométrie. La forme des grains conditionne leur agencement et ainsi, influence la dimension des pores et le comportement hydraulique du massif. La densité joue également un rôle sur la porosité en influant la compacité des massifs. En conditions insaturées, le milieu poreux se caractérise par la juxtaposition de 3 phases (Figure II.2). La colonisation du massif ajoute une quatrième phase, le biofilm.



**Figure II.2.** Illustration des quatre phases constitutives d'un milieu poreux non saturé (**Menoret, 2001**).

#### II.2.2.2. Ecoulement

##### ✓ L'eau dans le milieu poreux

On distingue classiquement 3 types d'eau au sein des milieux poreux :

- L'eau gravitaire (libre, mobile) circule dans la macroporosité sous l'action de la pesanteur. Son écoulement peut être lent ou rapide selon l'humidité du massif.
- L'eau de rétention reste dans le sol après drainage de l'eau gravitaire
- L'eau de constitution qui rentre dans la composition chimique de la matrice n'est en principe ni échangeable, ni mobilisable.

Le biofilm se comporte comme une phase liquide immobile qui s'ajoute à l'eau stagnante (**Séguret, 1998 ; Menoret, 2001**).

##### ✓ Ecoulement en conditions insaturées

En conditions insaturées, l'eau n'occupe qu'une partie des vides, une fraction s'écoule tandis qu'une fraction reste liée au support par capillarité. Le déplacement de la fraction mobile résulte des variations de son potentiel total  $H$  (ou charge hydraulique). Ce potentiel se compose notamment du potentiel gravitationnel  $H_g$ , déterminé par rapport à un niveau de référence et correspondant à l'énergie nécessaire pour élever une masse d'eau au-dessus de ce

niveau. S'ajoute au potentiel Hg, le potentiel de pression Hp résultant de l'action des forces de capillarité et des forces d'adsorption. La référence retenue est la pression atmosphérique. Pour les milieux insaturés ce potentiel négatif est appelé succion.

$$H = H_g + H_p \dots\dots\dots (II. 1)$$

L'eau se déplace des points où son énergie est la plus élevée vers les points où son énergie est la plus basse. Son transfert est régi par les phénomènes de convection et de dispersion. La loi de Darcy relie le déplacement de l'eau au gradient de charge hydraulique. La différence

Fondamentale avec l'écoulement en milieu saturé réside dans le fait que la conductivité hydraulique K dépend ici de la teneur en eau  $\theta$ .

$$q = K(\theta) \cdot \frac{\partial H}{\partial z} \dots\dots\dots (II. 2)$$

Le développement du biofilm modifie la perméabilité du milieu, à la fois en agissant sur la porosité et sur l'humidité du massif.

#### ✓ Transfert de solutés

Avant d'être assimilée et dégradée, la pollution présente dans l'effluent sous forme dissoute doit « atteindre » le biofilm. Pour cela, le substrat doit traverser une couche limite, zone de transition entre écoulement en film liquide et le biofilm (**Chachuat, 1998**). Le biofilm échange lentement du substrat avec l'écoulement principal. Le flux échangé dépend du gradient de concentration qui s'établit au sein du biofilm (**Séguret, 1998**).

#### II.2.2.3. Disponibilité en oxygène

Les filières à cultures fixées sont des procédés d'épuration essentiellement aérobies. A ce titre, la disponibilité en oxygène est un facteur important de leur fonctionnement.

Trois mécanismes sont susceptibles d'apporter de l'oxygène dans le massif filtrant :

- L'apport par dilution dans l'eau : il est grossièrement limité à 10 mg d'O<sub>2</sub> par litre de percolat et peut être considéré comme négligeable. En effet, le coefficient de diffusion de l'oxygène dans l'eau est dix mille fois plus faible que dans l'air (**Bect, 2000**)
- L'apport convectif lié aux mouvements d'air dans le sol : il est généré par les variations du stock d'eau dans le filtre. Les apports sont maximaux lorsqu'un volume de percolat est totalement remplacé par un volume d'air.
- L'apport diffusif lié au gradient de concentration d'oxygène entre l'atmosphère et le massif, créé par la consommation bactérienne.

La part relative jouée par ces deux mécanismes d'échange gazeux n'est pas arrêtée. L'apport convectif est parfois négligé devant l'apport diffusif (**Chachuat, 1998 ; Menoret, 2001**).

## II.2.3. Biofilm

### II.2.3.1. Description du biofilm

Les biofilms sont associés à l'adhésion des micro-organismes entre elles, qui peuvent se développer sur tous types d'interface solide-liquide (Rizk, 2017).

Les biofilms sont essentiellement constitués des cellules microbiennes, d'exopolymères et d'eau. Les exopolymères peuvent représenter 50 à 90% du carbone organique présent dans le biofilm. Le biofilm peut donc être considéré comme un gel de polymères à l'intérieur duquel se trouvent des microorganismes. Il présente une structure poreuse et très adsorbante (Christensen et al, 1990). Les récents développements des techniques d'analyse et d'observation, ont permis de se rendre compte que le biofilm n'est pas un empilement régulier de cellules mais qu'il présente une grande hétérogénéité (Pierzo, 1996).

Les biofilms sont couramment utilisés pour le traitement des eaux usées dans les procédés de cultures fixes. Ils jouent un rôle majeur en tant que réacteurs bio-physico-chimiques dans l'environnement. Ils participent au contrôle de la concentration de matière organique et des contaminants métalliques dans les écosystèmes naturels et anthropiques (Rizk, 2017).

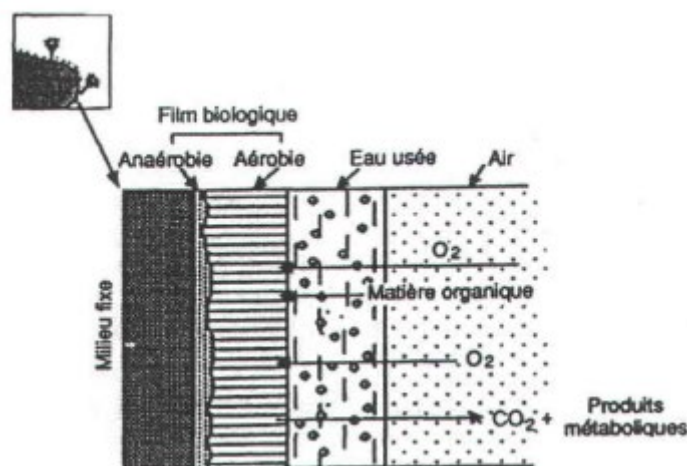


Figure II.3. Vue macroscopique d'un biofilm (Véronique, 2009)

La structure du biofilm est influencée par les forces hydrodynamiques qui influencent le taux de détachement et la stratification (Coufort et al, 2007). Il y a trois zones dans un biofilm: aérobie, anoxique et anaérobie (Figure II.3). Les composés plus difficiles à métaboliser sont souvent dégradés dans la zone anaérobie (Metcalf, 2003).

Les cellules suivent un développement progressif et commencent à sécréter des EPS (substances polymériques extracellulaires), ce qui entraîne un biofilm mature, ainsi qu'un

changement dans l'expression des gènes. Le biofilm mature est stratifié et non-homogène. La structure générale consiste en des agrégats de cellules et des espaces vides ou des canaux (Derlon et al, 2008).

### **II.2.3.2. Formation du biofilm**

Le biofilm ainsi formé est majoritairement constitué de deux composants : les microorganismes et des exopolymères. La formation du biofilm est un phénomène complexe se déroulant en plusieurs étapes influencées par des facteurs autant physico-chimiques que biologiques. Le nombre d'étapes présentées dans la littérature varie en fonction des auteurs et du niveau de détail auquel ils décrivent le phénomène (Christensen et al, 1990). Donc Le développement du biofilm commence dans des conditions favorables, suivi de plusieurs étapes ; l'attachement, prolifération et accumulation, maturation et détachement :

- **Attachement**

L'adhésion des bactéries à la surface nécessite un rapprochement qui est assuré en les transportant du fluide vers la surface. Dans un système hydrodynamique, le transfert des bactéries vers la surface sera assuré à la fois par convection et. Ce transfert sera plus rapide et influencé par la vitesse et la nature du débit. La concentration en nutriments près de la surface du biofilm favorise sa croissance. L'adhérence des bactéries au support dépend des propriétés du support et des propriétés de la paroi cellulaire des bactéries (caractère hydrophile / hydrophobe, charge, forces et liaisons physiques et électrostatiques qui varient en fonction de l'espèce bactérienne et des facteurs environnementaux (Rizk, 2017). Production d'EPS et présence de protéines d'attachement et de motilité sont des facteurs importants d'adhésion bactérienne (Wang, 2015).

- **Prolifération et accumulation**

Le revêtement initial des cellules et de la matrice extracellulaire polymérique sont établis ce qui favorise la croissance des cellules à l'intérieur du film initial. Les cellules obtenues à partir des divisions cellulaires forment des grappes ou des communautés de bactéries. L'hétérogénéité du biofilm augmente lors de l'accumulation et il n'y a pas nécessairement seulement une couche uniforme (Wang, 2015).

- **Maturation**

Une fois attachés à la surface, les micro-organismes commencent à se multiplier et produisent des matrices extracellulaires polymériques pour former le squelette du biofilm. Ces matrices extracellulaires polymériques (EPS) vont se former en surface, et des complexes assureront l'adsorption d'autres bactéries ce qui permet d'augmenter l'épaisseur du

biofilm. Le biofilm commence à se développer par division et multiplication des bactéries. À ce stade, la multiplication des bactéries et la croissance du biofilm sont fortement liées aux facteurs environnementaux. L'épaisseur maximale du biofilm est atteinte pendant la phase de maturation. Cette phase est caractérisée par un équilibre qui se crée entre la biomasse qui croît en présence de substrat et celle qui se détache du biofilm sous l'action des forces hydrodynamiques. (Rizk, 2017).

- **Détachement**

Lorsque le biofilm atteint le stade de maturité, le manque de nutriments, l'âge du biofilm, la quantité de biomasse fixée, les contraintes physiques, chimiques et biologiques et les conditions hydrodynamiques jouent un rôle très important dans la structure, la densité et l'épaisseur du biofilm, puis son activité et les phénomènes de transfert. Le processus de détachement est régi par des facteurs biotiques et abiotiques: métabolisme, forces de cisaillement et stress environnemental. Les forces de cisaillement du biofilm le détachement sont l'érosion (perte de petites parties du biofilm causée par l'écoulement du liquide), l'abrasion (causée par collision entre le biofilm et de petites particules solides) et la mue (perte d'une grande partie de biofilm causé par des changements brutaux d'environnement) (Wang, 2015).

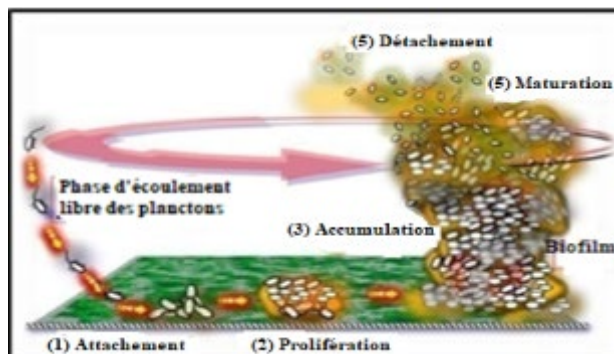


Figure II.4. Etapes de développement du biofilm (Rizk, 2017).

### II.2.3.3. Intérêt des procédés utilisant les biofilms

Les procédés à cultures fixées possèdent des avantages par rapport aux procédés à cultures libres. L'hétérogénéité structurelle du biofilm lui confère la possibilité d'abriter différents types de microorganismes dans différentes niches écologiques. Ainsi, une grande diversité d'organismes est permise et des bactéries non compétitives mais possédant des facultés spécifiques peuvent se développer (Bishop, 1997). Il a, par exemple, été prouvé que les bactéries nitrifiantes se développaient plus en profondeur au sein du biofilm, où l'oxygène est encore présent pour la nitrification, mais où elles n'entrent pas en compétition avec les

souches hétérotrophes à croissance plus rapide (**Menoret, 2001**). Le développement d'un film bactérien au sein du massif filtrant agit à deux niveaux sur les propriétés du milieu, au niveau de l'écoulement et des transferts gazeux (**Menoret, 2001**).

#### **II.2.4. Accumulation de matière organique, colmatage**

Le colmatage est défini comme une diminution de la perméabilité. Dans le cas des ouvrages de filtration, il résulte de mécanismes complexes, combinant des processus à la fois physiques, chimiques et biologiques. Plus la granulométrie du support de filtration est petite, plus le milieu est capable de retenir les matières en suspension présentes dans l'eau qui s'infiltré. Ces particules sont piégées par des mécanismes physiques de filtration dans les pores. Les particules les plus grossières s'accumulent superficiellement, et les particules plus fines peuvent pénétrer plus profondément. Ainsi, le colmatage est dû en premier lieu à ce dépôt de particules en surface et dans les interstices du milieu (**Gette-Bouvarot, 2014**).

En pratique, les filtres sont le siège d'une accumulation de MO pouvant engendrer le colmatage. Différents facteurs contribuent à l'accumulation de « biosolides » en surface ou au sein des filtres. Les deux principales causes du colmatage des filtres, identifiées dans la littérature, sont la filtration des MES et la production excessive de boue au sein du massif. La seconde est évidemment liée à la charge organique appliquée. (**Menoret, 2001**).

La présence d'un léger colmatage généré par l'accumulation de biomasse et de matières en suspension favorise la performance du filtre au début de l'opération. La taille des pores dans la couche supérieure est partiellement réduite par les matières particulaires, et le réseau entre ces matières retenues avantage renouvellement de la biomasse générée pour obtenir une infiltration plus uniforme. Le temps de rétention hydraulique joue un rôle important dans le processus de purification, un léger colmatage réduit la conductivité hydraulique initiale donc le temps de séjour hydraulique augmente par rapport au lit «propre», ce qui augmente les chances d'adsorption des polluants, la biodégradation du carbone organique par des bactéries hétérotrophes et l'adhérence bactérienne. De plus, la communauté microbienne (bactéries nitrifiante et dénitrifiante) développée dans filtre à sable est également responsable de la biotransformation des nutriments polluants. (**Wang, 2015**)

##### **II.2.4.1. Accumulation de matière en suspension (colmatage physique)**

Selon l'efficacité d'éventuels prétraitements, le filtre reçoit une quantité non négligeable de MES. Les plus grossières d'entre elles sont retenues en surface de filtre par des actions purement mécaniques, les particules plus fines sont retenues par blocage entre les pores, interception et fixation sur les grains. Elles s'accumulent sur la plage

d'infiltration et forment à plus ou moins long terme une couche « colmatante » à perméabilité réduite. Plus le matériau support est grossier, plus les MES pénétreront profondément. Le colmatage sera ainsi retardé mais plus épais (**Chachuat, 1998**)

#### **II.2.4.2. Surproduction de boue (colmatage biologique)**

Le colmatage biologique est engendré par l'occupation de la porosité du matériau, par la biomasse et les sous-produits issus du métabolisme bactérien. En théorie, la production de boue issue de la dégradation de la charge organique est compensée par la respiration endogène des bactéries durant les périodes de repos auxquelles sont soumis les filtres et le brouillage par les protozoaires. Si la production de boue devient supérieure au taux de décroissance de la biomasse ou si l'alternance des phases d'alimentation et de repos n'est pas correctement gérée, l'accumulation de boue peut survenir (**Menoret, 2001**). D'autres causes de colmatages sont également citées par différents auteurs, elles sont souvent jugées plus marginales dans le contexte du traitement des eaux usées. Cependant, les mécanismes conduisant au colmatage étant encore mal connus, l'importance de ces facteurs est peut être sous-estimée.

### **II.3. L'épuration biologique par lit bactériens**

#### **II.3.1. Principe du traitement par lit bactérien**

Procédé de traitement biologique aérobie à culture fixée ; l'utilisation industrielle des lits bactériens en traitement des eaux à la fin du 19<sup>ème</sup> siècle. Comparativement aux systèmes où la biomasse bactérienne est en suspension, les lits bactériens reposent sur un développement de bactéries sur un support inerte appelé garnissage (plastique ou cailloux). Ces dernières forment une fine pellicule à la surface des matériaux appelée bio film et se développent au sein des porosités du garnissage du lit.

Dans ce procédé d'épuration biologique, après un prétraitement sommaire les eaux usées sont admises par relèvement sur le support au sommet du lit. Un bras rotatifs répartit uniformément les effluents à traiter à la surface du lit et ces derniers ruissèlent par gravité au sein des porosités du garnissage.

Les bactéries présentes assurent ainsi la dégradation de la pollution carbonée et partiellement de la pollution azotée. la circulation de l'air s'effectue naturellement et apporte l'oxygène nécessaire aux bactéries pour dégrader la pollution.



La dernière étape du traitement réside en une décantation des eaux au sein d'un clarificateur et en un recyclage partiel des eaux en tête de dispositif, cette dernière étape peut faire l'objet de variantes (Ouali, 2001).

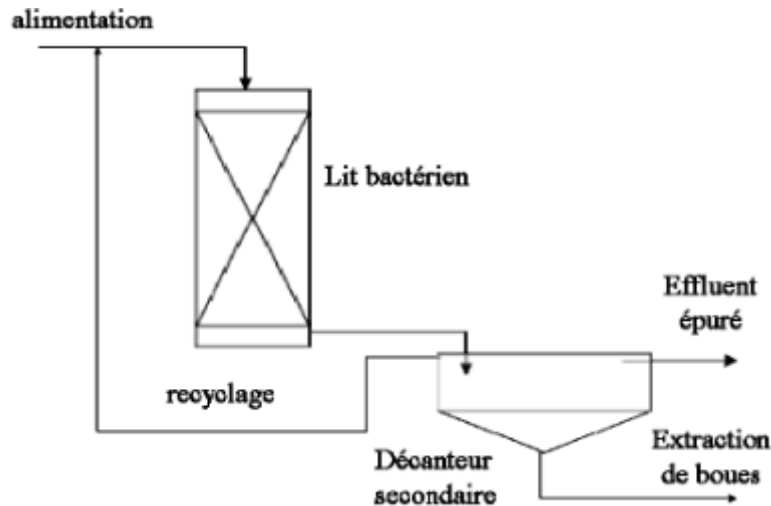
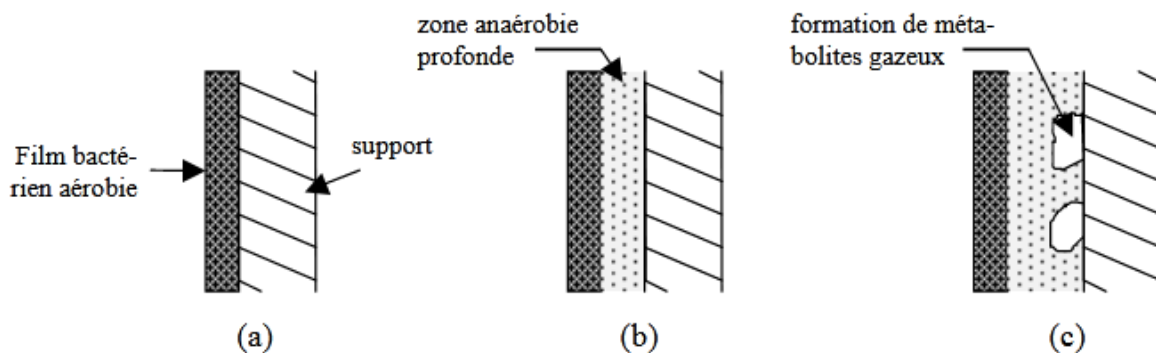


Figure II.5. Schéma de mise en œuvre de lit bactérien (Dhaouadi, 2008)

Pour le domaine d'application, Cette filière est adaptée pour les petites collectivités avec des charges de pollution à traiter comprises entre 200 et 2000 EH (Equivalents Habitants). Sur les unités les plus importantes, il peut être plus économique de répartir le traitement sur deux étages de lits bactériens en série (Ouali, 2001).

### II.3.2. Description du procédé de lit bactérien

L'épuration de la phase liquide repose sur l'activité biochimique de micro-organismes qui dégradent la matière organique en présence d'oxygène. Cette oxydation transforme une partie de la matière organique en eau, gaz carbonique et énergie. Le reste est transformé en biomasse, concentrée sous forme de boues (Séguret, 1998).

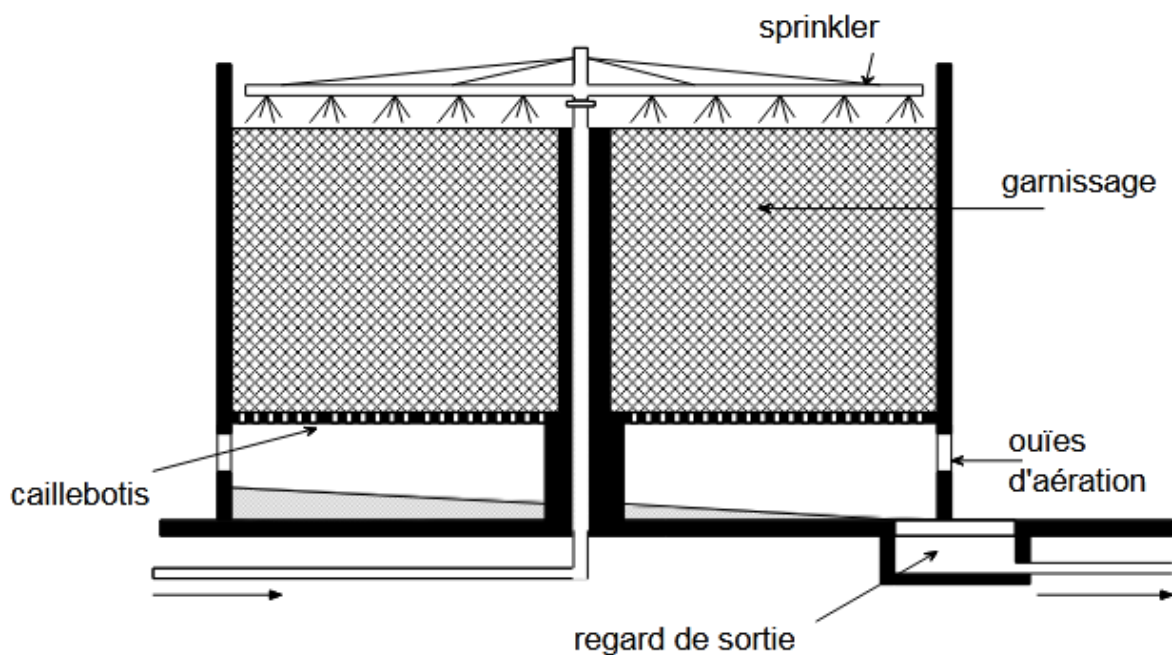




**Figure II.6.** Différents stades de développement du film bactérien (Séguret, 1998).

Dans le lit bactérien, les micro-organismes sont retenus sur un support, appelé garnissage, sous la forme d'un biofilm. Il s'agit d'une couche dense de bactéries, qui ont la capacité de produire des polymères leur permettant de former un film et d'adhérer à un support. Le garnissage est arrosé avec l'eau usée à traiter, après une décantation primaire ou un simple tamisage fin. Le temps de passage de l'eau au sein du système est très court, de l'ordre de quelques minutes (Séguret, 1998).

Lorsque les conditions d'arrosage le permettent, la force de cisaillement exercée par le film liquide en écoulement est suffisante pour maintenir une épaisseur constante de biofilm. L'épaisseur du film bactérien atteint un état d'équilibre, dans lequel la quantité de biomasse détachée par l'érosion compense sa croissance (Figure II.5, a). Si au contraire les conditions d'arrosage ne permettent pas une érosion suffisante, la croissance du film bactérien n'est pas freinée. Il finit par atteindre une épaisseur telle que la diffusion de l'oxygène n'est plus possible jusqu'à la base du film. Il se crée alors une zone anaérobie profonde où des germes spécifiques se développent (Figure II.5, b). Un équilibre s'établit entre la zone anaérobie et la zone aérobie, jusqu'à épuisement des réserves de la zone profonde. La masse du biofilm augmente et des métabolites gazeux se dégagent à sa base, qui diminuent la surface de contact avec le garnissage (Figure II.5, c). Finalement le film se détache et le processus recommence (Hoehn et al, 1973).



**Figure II.7.** Schéma d'un lit bactérien en coupe verticale (Dhaouadi, 2008)

L'effluent contenant la pollution ruisselle sur le support et pénètre dans le biofilm alors que l'air chemine naturellement à travers le lit qui repose sur une grille. Le décrochage de la biomasse est spontané par une augmentation de la phase endogène, par l'action des larves et par la vitesse de passage du fluide. Une décantation secondaire est indispensable. La hauteur du lit bactérien est de 1 à 3 m pour un garnissage classique et de 6 à 12 m pour des garnissages plastiques (Dhaouadi, 2008).

### **II.3.3. Réalisation des lits bactériens :**

Les lits bactériens sont généralement circulaires avec des diamètres allant de quelque m à dizaines de m. La réalisation des lits bactériens est basée sur trois paramètres importants :

- Le choix du matériau;
- La répartition de l'effluent;
- L'utilisation de recyclage (Gaid, 1984).

#### **II.3.3.1. Choix du matériau**

Il doit permettre de satisfaire à certaines conditions physiques qui sont les suivantes :

- voir une grande résistance mécanique à l'attrition.
- Avoir une faible densité pour réduire les efforts sur le plancher supportant le matériau.
- Avoir des vides suffisamment larges pour permettre une bonne circulation de l'air et de l'eau (Gaid, 1984).

#### **II.3.3.2. Répartition de l'effluent**

L'arrosage peut être effectué de manière :

- Statique (goulotte, répartiteur,...) (peu conseillé)
- dynamique (sprinkler, pont baladeur)

Il doit permettre une répartition uniforme de l'effluent à traiter et éviter les cheminements préférentiels. L'aspersion ne doit pas être trop fine car il a été montré que le risque de colmatage augmente avec la finesse d'aspersion.

Le sprinkler est le système d'aspersion le plus adapté et le plus répandu avec un débit suffisant pour lui communiquer un mouvement de rotation. L'arrosage par goulotte fixe ou par coupelle est plus aléatoire. Les buses alimentées sous pression permettent une bonne répartition de l'effluent mais la force de curage reste faible (Gaid, 1984).

#### **II.3.3.3. Utilisation de recyclage**

Dans la plupart des installations, l'effluent traité subit un retour en tête du lit bactérien. Cette opération est appelée recyclage, ou parfois « recirculation ». Le rapport entre le débit recyclé

et le débit de l'effluent est appelé taux de recyclage. Dans les lits bactériens à remplissage traditionnel, le recyclage pourrait améliorer les performances d'élimination de la DBO. Avec les matériaux plastiques, le recyclage permet d'augmenter la charge hydraulique, ce qui améliore le mouillage du matériau. Toutefois, cette fonction pourrait aussi être assurée par une augmentation de la force d'irrigation (**Racault et al, 2004**).

#### **II.3.3.4. Effets du recyclage**

Le recyclage est réputé par l'augmentation de l'efficacité de l'élimination de la DBO. On peut avancer diverses explications.

- La matière organique effectue plusieurs passages au sein du lit. Cela augmente la probabilité de rencontre entre le substrat à éliminer et la variété de microorganismes capable de le dégrader.
- Les études hydrauliques sur pilote et en grandeur réelle montrent que le recyclage augmente le temps de séjour moyen au sein du lit.
- Si l'effluent recyclé passe à travers un décanteur ou un clarificateur, cela tamponne les variations de charge appliquées au lit bactérien sur un cycle de 24 heures. Cela aide à l'adaptation de l'activité bactérienne au moment des variations de charge.
- L'effluent traité est riche en oxygène, ce qui diminue la septicité des eaux brutes, particulièrement lorsque l'effluent recyclé est admis en amont du décanteur primaire.
- L'augmentation de charge hydraulique provoquée par le recyclage améliore la distribution du liquide dans le filtre, permet de lutter contre le colmatage, et réduit les nuisances comme les mouches ou les escargots.
- Enfin, et c'est peut-être le plus important, le recyclage augmente la charge hydraulique appliquée sur le filtre. Cela permet d'améliorer l'accessibilité dynamique du garnissage, autrement dit la surface accessible au fluide.

Il existe différents modes de recyclage :

- Le recyclage d'eau clarifiée à l'aval du décanteur primaire
- la recirculation depuis le fond du clarificateur (eaux + boues secondaires concentrées) à l'amont du décanteur primaire

Le recyclage a d'autres objectifs :

- Diluer les eaux brutes dont la concentration est trop élevée pour assurer un traitement secondaire efficace,

- Augmenter le rendement par des passages successifs dans le massif filtrant, éviter les périodes de non alimentation du lit lesquelles entraîneraient son dessèchement (Racault et al, 2004).

### II.3.4. Éléments de calcul des lits bactériens

Les lits bactériens sont classés en fonction des charges hydrauliques et organiques qu'ils peuvent supporter :

- La charge organique ou volumique : exprime le flux polluant journalier en Kg DBO<sub>5</sub> rapporté au volume unitaire du matériau m<sup>3</sup>.
- La charge hydraulique ou superficielle : représente la vitesse d'écoulement c'est-à-dire le débit horaire ou journalier des effluents traité rapporté à la surface du lit (m<sup>3</sup>/m<sup>2</sup>.j) ou (m<sup>3</sup>/m<sup>2</sup>.h) (Dhaouadi, 2008).

### II.3.5. Classification des lits bactériens :

Les lits bactériens sont définis par leur charge organique c'est-à-dire par la quantité journalière de matières organiques admise par m<sup>3</sup> on distingue :

- Les faibles charge ; jusqu'à 0,4 kg DBO<sub>5</sub> /m<sup>3</sup>.j ;
- Les moyennes charges ; jusqu'à 0,8 kg DBO<sub>5</sub> /m<sup>3</sup>.j ;
- Les fortes charges ; supérieures à 0,8 kg DBO<sub>5</sub> /m<sup>3</sup>.j

#### II.3.5.1. Fonctionnement à faible charge

Ses caractéristiques sont:

- Charge hydraulique C<sub>H</sub>: 1,5 à 4,5 m<sup>3</sup> / m<sup>2</sup>.j.
- Charge organique: 0,08 kg à 0,40 Kg DBO<sub>5</sub> /m<sup>3</sup>.j.
- Hauteur des matériaux: situe généralement entre 1,5 et 2,5 m.

Le débit est faible, ce qui facilite le développement du gazon biologique (ou zooglé) de 1 à 3 mm d'épaisseur et provoque des colmatages. Les bactéries sont donc en anaérobiose dans les profondeurs du film et il y a décrochage. Il est nécessaire de faire périodiquement le nettoyage de ce genre de lits. Les bactéries nitrifiantes (autotrophes) se développent au fond du biofilm et les bactéries hétérotrophes près de la surface. Pour ce type de fonctionnement (faible charge) on peut s'attendre à un rendement épuratoire moyen de 95 % avec 70 à 95 % d'élimination de germes (Dhaouadi, 2008).

#### II.3.5.2. Fonctionnement à charge normal

- La charge hydraulique C<sub>H</sub>(recyclage inclus) est de 4.5 à 25 m<sup>3</sup> m<sup>-2</sup> j<sup>-1</sup>.
- La charge organique est de 0.4 à 1 kg DBO<sub>5</sub> m<sup>-3</sup> j<sup>-1</sup>.

- La hauteur du lit se situe généralement entre 2 et 3 m.

Le débit est plus important ce qui provoque l'érosion du film biologique et une meilleure oxygénation. Le passage de l'effluent est plus rapide ce qui exige une recirculation du débit après clarification. Les boues sont moins oxydées et doivent être récupérées après décantation secondaire. Pour ce type de fonctionnement on peut s'attendre à un rendement épuratoire moyen de 66 % (sans recyclage) et de 85 % avec recyclage (**Degrement, 2005 ; Dhaouadi, 2008**).

### II.3.5.3. Fonctionnement à forte charge

Ses caractéristiques sont:

- Charge hydraulique : 20 à 100 m<sup>3</sup> / m<sup>2</sup>.j.
- charge organique: 1 à 10 kg DBO<sub>5</sub>/m<sup>3</sup>.j.

Dans ce type de fonctionnement, les éléments de remplissage mis en œuvre ont l'avantage d'offrir, pour la fixation du film biologique, une surface beaucoup plus importante que les matériaux traditionnels tout en réduisant les risques de colmatage. On peut atteindre des porosités de 0.98 et des surfaces spécifiques de 190 m<sup>2</sup> m<sup>-3</sup> pour des masses volumiques apparentes de 50 à 60 kg m<sup>-3</sup> suivant le matériau, donnant ainsi des lits très légers.

On peut atteindre des rendements intéressants, 50 à 70 % de réduction en DBO<sub>5</sub>, pour des charges organiques relativement importantes (**Degrement, 2005 ; Dhaouadi, 2008**).

### II.3.6. Matériaux utilisés dans les lits bactériens

Le choix de ces matériaux est basé sur leurs disponibilités et leur faible coût, ainsi que leurs potentiels d'adsorption élevé et leurs pouvoirs tampon.

Généralement il existe deux types de matériaux :

- Matériaux Plastique : disque, anneaux ou toutes formes en PVC ou PE. La surface développée est de 150 à 200 m<sup>2</sup>/m<sup>3</sup> avec un indice de vide de 90 %. La hauteur de garnissage Plastique 5 ou 6 m et peut atteindre 10 m. Ce type de lit bactérien, est destiné souvent pour les eaux usées industrielles, les charges hydrauliques appliquées sont alors plus élevées et peuvent atteindre 10 m<sup>3</sup>/m<sup>2</sup>.h
- Matériaux Traditionnel (la pouzzolane, cailloux) 2,5 à 3 m : Pour ce type de lit bactérien, une charge hydraulique maximale de 1,2 m<sup>3</sup>/m<sup>2</sup>.h, permet d'atteindre des rendements supérieurs à 85% lors du traitement d'eaux usées domestiques ; Cailloux : (40 – 80 mm), briques creuses, terre cuite, gravier (80 - 120 mm) avec un indice de vide de 50 % (**Thiery et al, 2007**).

### II.3.6.1. Les lits bactériens à remplissage traditionnel (minéral)

Dans ce cas on utilise comme matériau : la pouzzolane, ou des cailloux siliceux concassés dont la taille minimale est de 40 mm et la taille maximale est 80 mm, présentant un taux de vide de l'ordre de 50%. La hauteur maximale de remplissage est de 2,5 m. Ils sont peu employés en raison des risques de colmatage et de prolifération excessive de films biologiques filamenteux. Pour ce type de lit bactérien, une charge hydraulique maximale de  $1,2 \text{ m}^3/\text{m}^2 \cdot \text{h}$ , permet d'atteindre des rendements supérieurs à 85% lors du traitement d'eaux usées domestiques (Séguret, 1998).



Figure II.8. Lit bactérien avec garnissage traditionnel (Séguret, 1998).

### II.3.6.2. Les lits bactériens à remplissage plastique

Ces matériaux plastiques mis en œuvre en vrac ou ordonnés présentent des taux de vide supérieurs à 90%. Ils nécessitent une hauteur minimale de remplissage de 4 m environ. Les remplissages plastiques permettent de réduire considérablement les risques de colmatage et présentent un coefficient de transfert d'oxygène plus élevé que ceux à remplissage traditionnel.

Ce type de lit bactérien, est destinées souvent pour les eaux usées industrielles, les charges hydrauliques appliquées sont alors plus élevées et peuvent atteindre  $10 \text{ m}^3/\text{m}^2 \cdot \text{h}$  (Séguret, 1998). De surface spécifique élevée ( $80 \text{ à } 220 \text{ m}^2/\text{m}^3$ ), ces remplissages, constitués de matériaux synthétiques (PVC, polystyrène) empilés en « vrac » ou sous forme de plaques ondulées ou de tubes cloisonnés, sont très légers ( $r = 40 \text{ à } 80 \text{ kg}/\text{m}^3$ ) et possèdent un fort pourcentage de vides (94 à 98 %).

Ces dispositifs ont l'avantage d'offrir, pour la fixation du biofilm, une surface beaucoup plus importante que les matériaux traditionnels, tout en réduisant les risques de colmatage des lits bactériens classiques. Ils se prêtent bien du point de vue construction, à la mise en œuvre de



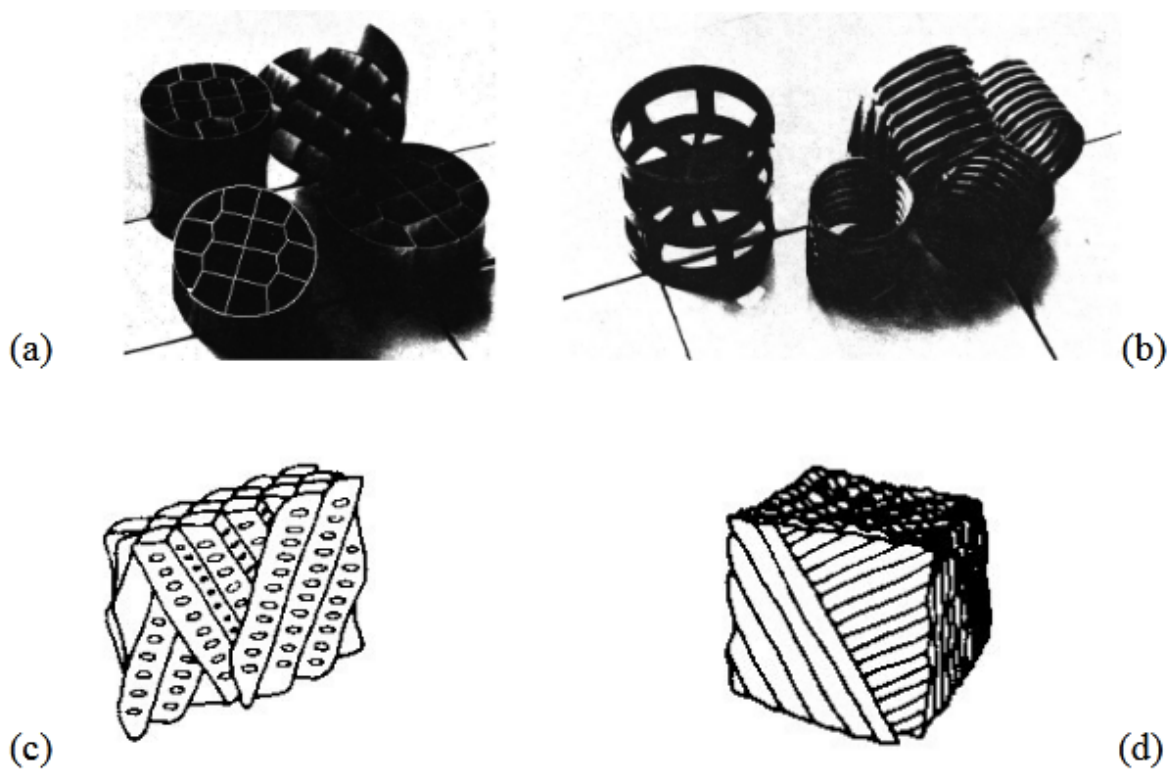
tours de grande hauteur (8 à 10 m). Un grand nombre de matériaux de remplissage sont disponibles sur le marché. À titre indicatif citons :

- **Cloisonyle**: matériau sous forme de tubes en PVC rigide de 80 mm de diamètre, cloisonné intérieurement ;
- **Plasdek et Flocor**: matériaux sous forme de plaques ondulées assurant une circulation croisée ;
- **Filterpack**: matériau à remplissage vrac se présentant sous forme d'anneaux en polypropylène.



**Figure II.9.** Alimentation du lit bactérien (garnissage plastique) (Séguret, 1998).

Les matériaux de remplissage sont de plusieurs types. Les matériaux ordonnés verticaux sont constitués par des bandelettes (Sessil) ou des tubes (Cloisonyle, Figure 14 a) de plastique. Le matériau vrac est constitué par des anneaux (Biopac) de plastique. Le matériau « cross-flow » est constitué de feuilles de plastiques gaufrées formant des courants croisés (Plasdek, Figure 14 d). Les matériaux traditionnels sont constitués par des cailloux (Séguret, 1998).



**Figure II.10.** Divers types de matériau plastique pour le remplissage des lits bactériens

- (a) : sections de matériau plastique vertical (tubes Cloisonyle) ;
- (b) : matériau vrac (anneaux Flocor R à droite, anneaux Actifil à gauche) ;
- (c) : matériau cross-flow (Trelleborg) ;
- (d) : matériau cross-flow (Plasdek) ; **(Sarner, 1978)**

Quelques différents types de matériaux de remplissage sont regroupés dans le tableau suivant :



Tableau II.1 : Les différents types de matériaux de remplissage (Dhaouadi, 2008)

	Nom	Nature forme et dimensions	Poids spécifique Kg m <sup>-3</sup>	Surface spécifique m <sup>2</sup> m <sup>-3</sup>	% vide
Supports traditionnels	Scories	Ø 75 - 125 mm Ø 30 - 50 mm	1350 1350	40 - 50 90 - 105	~ 50 ~ 50
	Pierrailles	calibrés 1"	1350	140	~ 50
	Gravier	rond 2"	1350	105	~ 50
	Granit	20 - 80 mm	-	100	45
	Petit granit	10 - 20 mm	-	200	47
	Basalte	15 - 20 cm	1500 - 2000	40	~ 57
Supports synthétiques en modules	Dowpac ou Surfpac (Dow company)	Clayonnage de feuillets ondulés en PVC	-	89	94
	Flocor E (ICI)	Clayonnage de feuillets de PVC	36.8	88.5	98
	Cloisonyl (Cégedur)	Tube cloisonné en PVC	80	225	94
	Koroseal (Goodrich)	Clayonnage en PVC	56	131	97
	Celbouw (Porcel)	Clayonnage en PVC (nid d'abeilles)	-	200	98
	Hydropack (Hoechst)	Feuilles ondulées à enrouler Ø rouleau 1.5m	-	200	94 - 98
	Bioprofil (VKW)	Feuilles profilées de PVC	-	190	95
	Babcock AG	Feuilles profilées de PVC	-	120 - 190	-
	Surfpac "normal" (18) Surfpac "crinkleclose" (38)	Clayonnage de feuillets ondulés en Polystyrène	64 48	82 187	94 94
Supports synthétiques en vrac	Flexiring (Koch Eng. C°)	Anneaux de polypropylène	-	Ø 1.5" : 133 Ø 3.5" : 100	-
	Euromatic DK	Sphères de polyéthylène, Ø 38 mm	85	108	31
	Biopac (Hydronil Ltd)	Anneaux à clayonnage interne en polypropylène Ø 90 L. 90 mm	-	75 (type 90) 124 (type 50)	93
	Aero-block	Terre cuite vitrifiée	1120	70	53
	Ewall-porit Ing. E. Walloschke	Anneaux en PVC Ø 45 L. 40 - 50 mm	60	120	93.3
	Filterpack (Mass Transfer Ltd)	Anneaux en polyéthylène à clayonnage interne Ø 50 L. 20 mm	64	120 et 190	93
	Flocor RC (ICI)	Anneaux avec ondulations périphériques en PVC Ø 35 L. 25 mm	70	330	95

## II.4. Lavage des filtres

A mesure que l'effluent s'écoule dans le matériau filtrant, le biofilm se développe et des matières en suspension s'accumulent sur le média et dans les vides. Cette accumulation diminue le volume des vides et augmente la perte de charge à travers le filtre. La diminution du temps de résidence causée par la diminution de volume réduit la performance et augmente l'incidence de détachement dans les lits bactériens.

Des lavages périodiques sont effectués de manière à résoudre ces problèmes. L'extraction de biomasse permettra de maintenir le système en équilibre à sa capacité de traitement optimale. Les lavages réguliers permettent de réduire la formation de chemins préférentiels et le colmatage du media bio filtrant. La séquence comprend en général deux phases : l'expansion du media par insufflation massive d'air et l'extraction de la biomasse par un rinçage rapide. Le lavage s'effectuait en utilisant uniquement de l'air et en drainant l'eau de lavage par le fond (Lorenzo, 1999).

## **II.5. Conclusion**

Ce chapitre nous a permis de mieux connaître les phénomènes existes dans les procédés à cultures fixées, leurs mécanismes de fonctionnement et leur intérêt dans le traitement des eaux usées.

Dans les procédés à cultures fixées, la formation d'un biofilm est inévitable. Cependant, le biofilm est considéré comme avantageux tant qu'il ne réduit pas les performances d'épuration en causant un colmatage important, il permet la biodégradation de la matière organique par les micro-organismes se trouvant au sein du biofilm.

## CHAPITRE III :

# MATERIELS, METHODES ET PROTOCOLE EXPERIMENTAL

### III.1. Introduction

Le chapitre suivant décrit la méthodologie de recherche suivie et les matériels utilisés pour notre étude. En premier lieu, le dispositif d'épuration utilisé pour les expériences a été décrit, Ensuite, le plan expérimental concernant la détermination des différents analyses effectuées ainsi les méthodes de la caractérisation des matériaux utilisés.

### III.2. Description du pilote et de son instrumentation

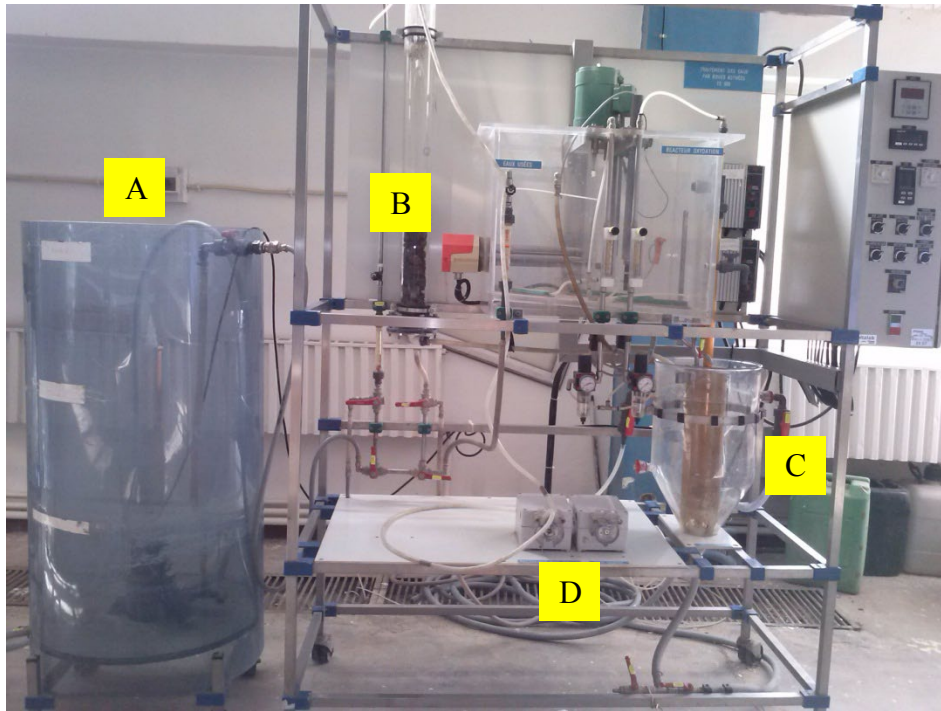
Le pilote d'épuration des eaux usées TE 900 (figure III. 1) est un appareil envisagé pour l'étude de l'épuration à boues activées c'est à dire l'épuration des eaux par voie bactérienne. Le pilote TE900 du laboratoire de traitement et d'épuration des eaux qui est une mini station d'épuration équipé de cartouche de filtration sera modifié pour nous servir de support d'expérimentation. Ce pilote est fabriqué par la société DELTALAB. Nous avons utilisé ce pilote pour l'étude de l'épuration sur lit bactérien à garnissage en pouzzolane, brique et brique silico-calcaire et aussi en double couche pouzzolane-brique.

L'expérimentation consiste à faire maintenir en contact l'eau usée brute sur les matériaux utilisés, c'est à dire elle consiste à faire ruisseler les eaux usées préalablement décantées sur une masse de matériaux poreux ou caverneux qui sert de support aux micro-organismes (bactéries) épurateurs.

#### III.2.1. Support pratique

Le procédé d'épuration comporte les éléments mentionnés dans la figure III.1:

- (A) Une cuve d'alimentation contenant l'eau à épurer et son circuit d'alimentation du décanteur.
- (B) Une cartouche qui peut contenir un filtre d'alimentation (eaux chargées en matières en suspension) ou un support poreux destiné à recevoir un lit bactérien fixe (bio-fixation) au début ou à la fin du traitement biologique.
- (C) Un clarificateur où s'effectue la séparation solide -liquide par décantation naturelle.
- (D) Une recirculation de l'eau épurée permettant de la filtrer à la fin d'opération ou de la réépurée sur un lit bactérien fixe.



**Figure III.1.** Photographie du pilote d'épuration TE 900 + Colonne de filtre à pouzzolane.

### III.2.2. Instrumentation

Les équipements d'alimentation se composent en éléments suivants :

- Débitmètre à flotteur entre le décanteur d'eau clarifié et la cartouche du filtre.
- Variateur électronique de vitesse de la pompe de recyclage des boues, variation par potentiomètre sur l'armoire électrique.
- Variateur électronique de vitesse de la pompe de recyclage de l'eau épuré du décanteur vers la cartouche.
- Pompe de recyclage des boues du décanteur vers le filtre à vitesse variable 0 à 30 l/h.
- Pompe de recyclage de l'eau clarifiée du décanteur vers le filtre à vitesse variable 0 à 30 l/h.

### III.2.3. Construction

Le pilote (pour notre étude) est composé essentiellement de :

1- Une cuve d'alimentation de l'eau résiduaire en PVC transparent, cylindrique d'une capacité utile de 300 L avec une vanne de vidange de type à boisseau sphérique en laiton chromé, tubulure de mise en suspension en PVC, DN16 et tubulure d'alimentation en PVC, DN 16 ; avec aussi une pompe d'alimentation de suspension d'eau brute.

2- Canalisation d'alimentation de l'eau résiduaire en PVC, DN 10, PN 16 avec vanne de réglage à pointe en laiton chromé.

- 3- Jeu de vannes trois voies d'alimentation de la cartouche du filtre de type à boisseau sphérique en laiton chromé.
- 4- Canalisation d'alimentation la cartouche du filtre en acier inoxydable 304 L, DN6, avec vanne de réglage à pointeau en laiton chromé.
- 5- Cartouche du filtre en verre borosilicaté, DN 80, une hauteur de 1000 cm, une capacité nominale de 5 L permettant le positionnement de charbon actif ou de lit de sable (filtration par adsorption ou frontale) ou bien d'un support adapté à la fixation des bactéries.
- 6- Jeu de vannes trois voies de sortie de la cartouche du filtre de type à boisseau sphérique en laiton chromé.
- 7- Décanteur statique cylindro-conique en verre borosilicaté d'une capacité de 25 L ;
  - Cheminée d'alimentation cylindrique, en PVC.
  - Couronne supérieure d'évacuation du liquide clarifié, en PVC.
  - Vanne d'évacuation du liquide clarifié de type à boisseau sphérique, en PVC, DN8.
  - Vanne de recyclage du liquide clarifié de type à boisseau sphérique, en PVC, DN8.
- 8- Canalisation de recyclage de boue du décanteur en PVC par air lift.
- 9- canalisation de recyclage de l'eau clarifiée du décanteur vers le filtre (pour réaction sur lit bactérien fixe) en tygon souple.
- 10- Charpente de supportage en tube carré en acier inoxydable 304L ; L\*P\*H : 2,5\*0,6\*1,9m.

### **III.2.4 Liste des vannes**

Dans la figure III.2 sont représentées toutes les vannes utilisées du pilote dont les désignations et les rôles sont les suivants :

- VR1: Vanne manuelle de réglage circuit alimentation eau usée.
- VR2 : Vanne manuelle de réglage circuit alimentation filtre.
- VA1 : Vanne manuelle d'arrêt recyclage eau clarifiée.
- VA2 : Vanne manuelle d'arrêt recyclage boue.
- VL1 : Vanne manuelle trois voies alimentation eau usée.
- VL3 : Vanne manuelle trois voies alimentation filtre.
- VS1 : Vanne manuelle vidange cuve alimentation eau usée.
- VS3 : Vanne manuelle vidange eau clarifiée décanteur.
- VS4 : Vanne manuelle vidange boues décanteur.

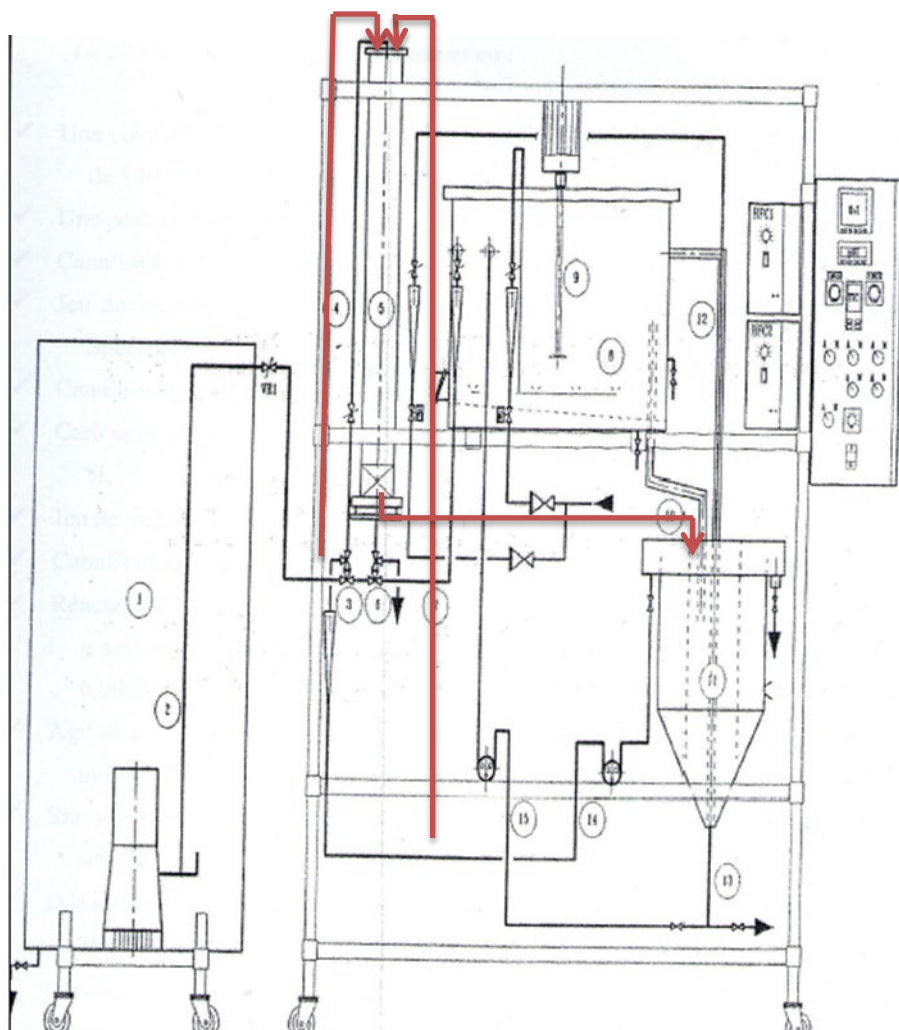


Figure III.2 : Schéma du support pratique (DELTA LAB, 1993).

*Remarque :* En rouge les modifications apportées sur le pilote TE900.

### III.3. Mise en marche

La mise en marche du pilote s'effectue selon les étapes si après :

#### III.3.1. La commande du recyclage de l'eau claire

Pour modifier un ou plusieurs paramètres de la commande de la pompe de recyclage de l'eau claire, il convient d'utiliser le temps électronique situé sur la face avant de l'armoire de contrôle.

- Mettre le bouton « arrêt / marche » de la pompe de recyclage, situé sur l'armoire électrique de contrôle sur la position « marche auto ».
- Le temps possède deux cadrans rotatifs en face avant directement accessible par l'opérateur ; Le cadran extérieur permet de modifier la valeur du temps d'arrêt de la pompe de recyclage de l'eau claire avec une échelle graduée 0 à 10 ; Le cadran central

permet de modifier la valeur du temps de fonctionnement de la pompe de recyclage de l'eau claire avec une échelle graduée 0 à 10.

### **III.3.2. Etalonnage de la pompe doseuse**

L'étalonnage de la pompe doseuse s'effectue selon les étapes suivantes :

- Mettre en marche le pilote.
- Ouvrir la vanne de recyclage des boues VA2.
- Remplir le décanteur d'eau propre.
- Démontez le raccordement du tuyau de refoulement de la pompe de recyclage des boues sur le pilote.
- Plonger ce tuyau dans une éprouvette de 1L.
- Mettre en marche la pompe de recyclage des boues par son bouton « arrêt /marche » sur la position « marche manu ».
- en marche la pompe de recyclage des boues par son bouton « arrêt/marche » située sur le variateur de vitesse sur la position « marche » si nécessaire.
- Positionner le bouton de variation de vitesse de la pompe de recyclage des boues sur la graduation 1.
- Lorsque l'éprouvette est presque pleine, il convient d'arrêter votre chronomètre et simultanément d'enlever le tuyau de recyclage des boues.
- Le volume lu à l'éprouvette et le temps de l'essai vous permet de déterminer le débit.
- Positionner le bouton de variation de vitesse de la pompe de recyclage des boues sur la graduation 2.
- Déterminer le débit d'alimentation pour cette valeur de vitesse de rotation de la pompe doseuse.
- Recommencer l'opération pour toutes les graduations du variateur de vitesse de la pompe de recyclage des boues.
- Positionner à nouveau le tuyau de refoulement de la pompe de recyclage des boues sur le pilote.
- Les résultats sont résumés dans le Tableau III.1.
- Lorsque l'essai est terminé, il convient d'arrêter le pilote.



Tableau III.1 : Les débits recyclés de la pompe doseuse (DELTALAB, 1993).

Vitesse (tr/min)	Volume (l)	Temps (min)	Q (l/min)	Q (l/h)
1	1	20,32	0,049	2,94
2	1	7,32	0,136	8,16
3	1	5,5	0,181	10,86
4	1	4,2	0,238	14,28
5	1	3,25	0,307	18,42
6	1	2,89	0,346	20,761
7	1	2,25	0,444	26,64
8	1	2,1	0,476	28,56
9	1	1,53	0,653	39,18
10	1	1,4	0,714	42,84

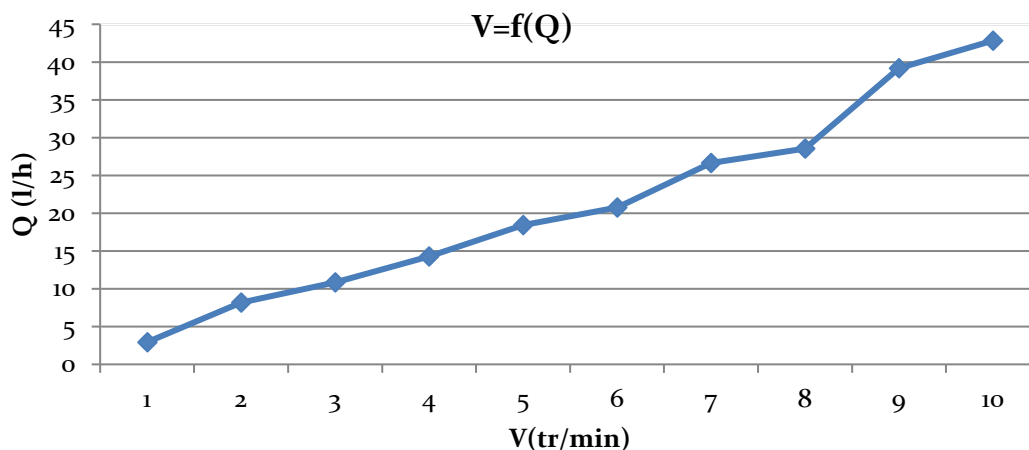


Figure III.3. La variation des débits recyclés de la pompe doseuse (DELTALAB, 1993).

### III.4. Système de fonctionnement du pilote

Le pilote doit représenter la chaîne complète de traitement secondaire (après le traitement Primaire). Aussi, il doit comporter un clarificateur, un système de circulation de l'eau et des boues et une cartouche qui peut contenir un filtre d'alimentation.

#### III.4.1. Clarificateur

Le clarificateur a pour but de séparer la phase liquide (eaux traitées) de la phase solide (Biomasse). Pour cela, la liqueur mixte pénètre dans le clarificateur, l'eau claire est éliminée par surverse, les boues sont aspirées pour être recirculées vers le filtre ou extraites.





**Figure III.4.** Clarificateur

#### **III.4.1.1. Zone de clarification**

La zone de clarification constitue la partie supérieure du décanteur par laquelle l'effluent est rejeté de l'unité d'épuration. Le taux des particules en suspensions est donc très faible.

#### **III.4.1.2. Zone de l'épaississement**

La zone d'épaississement est la couche intermédiaire entre le clarificateur qui est la partie supérieure du décanteur et où l'effluent clarifié est reconduit hors de l'unité de traitement, et la zone de compression qui constitue la partie la plus profonde du bassin. Le transfert des boues entre les zones de clarification et d'épaississement est régi par le phénomène de suspension et décantation.

#### **III.4.2. Cartouche**

Dans notre cas cette cartouche a été utilisée comme lit bactérien rempli avec un garnissage en matériaux locaux selon l'expérience à mener : pouzzolane, briques concassées, le silico-calcaire ou combinaison de deux matériaux.



Hauteur =40cm



Hauteur =80cm

**Figure III.5.** Schéma d'une cartouche de pouzzolane.



Hauteur =40cm



Hauteur=80cm

**Figure III.6.** Schéma d'une cartouche de brique concassée.



Hauteur =40cm

Hauteur=80cm

**Figure III.7.** Schéma d'une cartouche de silico-calcaire.

### III.5. Plan expérimental

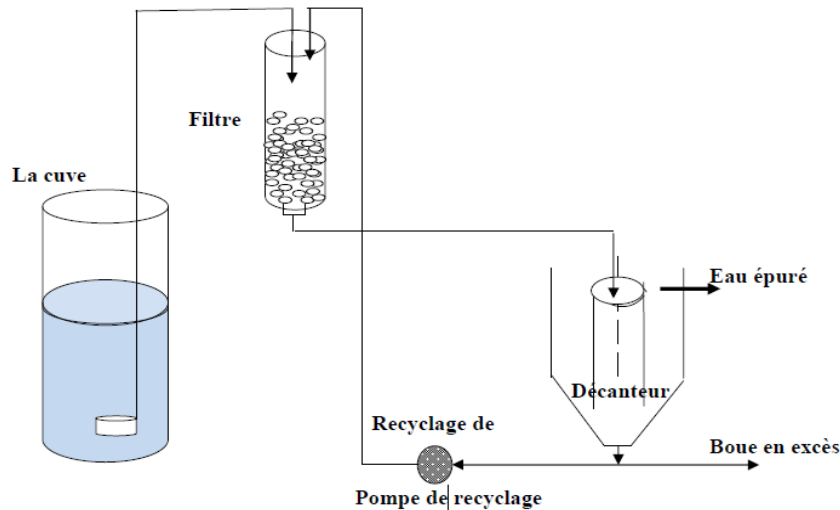
Dans le but d'épurer l'eau usée brute, nous nous sommes proposé d'étudier l'efficacité d'épuration avec un lit bactérien classique a garnissage en matériau local. Ce qui nous a motivé à faire une étude pareille est les avantages qu'offre un tel procédé en particulier sa facilité de mise en œuvre, sa consommation énergétique nettement inférieur au procédé à boue activée largement utilisé en Algérie et surtout son adaptation pour des petites localités.

Notre étude expérimentale a été faite au niveau du laboratoire de traitement et d'épuration des eaux de département d'hydraulique de l'université de Tlemcen. Avant de commencer l'étude, nous avons fait fonctionner le pilote à l'eau de robinet pendant 3 jours, pour comprendre le fonctionnement du pilote, l'utilisation de ces instruments et le réglage de certains paramètres pour son bon fonctionnement, tel que le réglage de fonctionnement et d'arrêt de recyclage des boues.

Nos expériences ont été menées en utilisant trois matériaux locaux (pouzzolane, briques et brique silico-calcaire) en jouant sur la hauteur de matériau dans la cartouche de filtration, le débit d'alimentation et le débit de recyclage, ainsi que l'utilisation d'un lit bactérien à double couche de matériaux différents de pouzzolane et la brique concassée.

### III.5.1. Procédure d'épuration et manipulation

Le pilote TE900 a été modifié pour les besoins de cette étude ; afin de tester l'efficacité de l'épuration par lit bactérien à garnissage en différents matériaux ; le circuit général de l'écoulement est schématisé dans la figure III.8 qui suit :



**Figure III.8.** Schéma fonctionnel d'épuration avec un lit bactérien.

La manipulation est faite selon les actions suivantes :

- Mettre en marche le pilot.
- Préparer votre charge d'eau usée brute.
- Introduire cette charge dans la cuve d'alimentation prévue à cet effet.
- Mettre en route la pompe de la cuve d'alimentation de substrat par son bouton (arrêt/marche) sur la position (marche).
- Introduire les boues provenant d'une station d'épuration dans la colonne qui contient du matériau.
- Positionner la vanne à trois voies d'alimentation de la charge d'eau usée VL1 de manière à alimenter le liquide directement vers le clarificateur.
- Ouvrir au maximum la vanne de réglage de sortie de la charge d'eau usée de la cuve d'alimentation VR1.
- Après un quart d'heure de fonctionnement, ouvrir la vanne de recyclage des boues vers le filtre VA2.
- Fermer la vanne de prélèvement de l'eau clarifiée VS3.

- Lorsque le décanteur est au trois quart plein, il convient de commencer le recyclage des boues.
- Mettre en marche la pompe de recyclage des boues par son bouton (arrêt /marche (manu/marche) sur la position (marche manu).
- Régler le débit de recyclage des boues par le variateur de vitesse correspondant de manière à recycler 0.1 fois le débit d'alimentation total pour ne pas brusquer les bactéries.
- Au bout de quelques minutes, il convient d'augmenter le débit de recyclage des boues à 1 fois, puis 1.5 fois et enfin à 2 fois le débit d'alimentation.
- Lors de la phase de démarrage, il convient d'éliminer les boues qui flottent à la surface du décanteur de temps en temps bactéries non floculées ou mortes.
- Régler le temps de commande de la pompe de recyclage des boues.
- Lorsque le pilote est en fonctionnement continu et en régime permanent (environ une semaine), il convient de ne recycler que partiellement les boues.
- Mettre le bouton (arrêt/ marche) de la pompe de recyclage des boues sur la position (MARCHE AUTO).

### **III.5.2. Prélèvement et échantillonnage**

Pour chaque expériences 300 litres d'eau usée brute de la station d'épuration d'Ain El Houtz prise après le prétraitement (après le dégrillage, le dessablage, le déshuilage et le dégraissage) pour remplir la cuve d'alimentation du pilote et cinq litres de boue fraîches introduite dans la cartouche du filtre pour accélérer le processus de dégradation biologique. Les prélèvements d'eaux usées brutes ont été effectués plusieurs fois pour faire notre expériences.

Les échantillons d'eau pour différent analyse doivent être prélevés dans des conditions d'asepsie. Il se fait dans un flacon en verre, l'analyse doit être effectuée dans un délai maximal de 4 heures. Un échantillon d'eau usée brute à l'entrée est prélevé du bac d'alimentation et un échantillon d'eau épurée à la sortie du filtre est prélevé chaque jour, et parfois deux prélèvement effectuée par jour (le matin et l'après-midi). Les échantillons recueillis dans des bouteilles ont été utilisés pour réaliser des analyses physico chimiques et microbiologiques.





Figure. III.9. Point du prélèvement d'eau usée brute.

### III.5.3. Analyses des paramètres physico-chimiques

Les paramètres physico-chimiques sont déterminés à partir de prélèvements journaliers effectués au niveau de la cuve d'alimentation et le clarificateur c'est à dire l'eau brute et l'eau épurée ; Les échantillons d'eau usée sont prélevés dans des flacons en polyéthylène de 0,5 L ou des flacons en verre.

Les principaux paramètres physico-chimiques suivis et étudiés pour évaluer la performance des différents matériaux sont : la température, le pH, la turbidité, l'oxygène dissous, les MES, la DCO et la DBO. Les analyses ont été effectuées comme suit :

- La température est mesurée à l'aide d'un thermomètre,
- La mesure du PH à l'aide d'un PH mètre de type PHM 220.
- La turbidité a été mesurée à l'aide d'un turbidimètre de type HANNA instruments HI88703.
- l'oxygène dissous a été mesuré par un oxymètre de type HANNA instruments HI9146.
- Les MES ont été déterminées par la méthode de filtration sur membrane ; c'est une filtration d'un volume d'effluent sur un filtre en fibre de verre de 0,47  $\mu\text{m}$  de porosité.
- La DCO a été déterminée par la méthode de l'oxydation au dichromate de potassium.
- la détermination de la DBO<sub>5</sub> se fait par la méthode manométrique à l'aide d'un DBO mètre.

### III.5.4. Analyses des paramètres microbiologiques

Pour les analyses microbiologiques ; on a fait juste à la fin de l'expérience pour une hauteur de 40 cm et 80 cm pour chaque matériau ; les coliformes totaux, les coliformes fécaux et les streptocoques sont recherchés dans notre étude.

Les analyses ont été effectuées selon la méthode APHA (American Public Health Association) au niveau du laboratoire d'analyse microbiologique des eaux d'Algérie des eaux de Tlemcen (ADE) (APHA, 2005).

Le dénombrement des bactéries indicatrices de pollution fécale des eaux épurées a été réalisé par la méthode de filtration sur membrane filtrante de porosité 0,45 µm. Le volume d'eau filtré est de 100 ml. Après filtration de l'échantillon à analyser sur un membre de cellulose, celle-ci est appliquée sur un support nutritif contenant des substances inhibitrices pour tous les germes autres que les colonies de streptocoques fécaux. Et aussi selon la méthode indirecte de fermentation en tube multiple dans un bouillon lactosé; le nombre a été ensuite déduit statistiquement suivant la méthode du nombre le plus probable (NPP).

La culture des coliformes totaux (CT) a été réalisée sur milieu Tergitol 7 agar au TTC et l'incubation à 37°C pendant 24 heures. La culture des coliformes fécaux (CF) a été réalisée aussi sur milieu Tergitol 7 agar au TTC mais l'incubation a été faite à 44°C pendant 24 heures, L'énumération des streptocoques fécaux a été réalisée sur milieu Slanetz et Bartley après incubation à 37°C pendant 24 heures. Et pour la méthode liquide ; les coliformes totaux (CT) et fécaux (CF) ont été testés sur un bouillon lactosé au pourpre de bromocrésol (BCPL). Les streptocoques fécaux (STF) ont été testés sur un milieu de Rothe (APHA, 2005).

### **III.5.5. Caractéristique de l'eau utilisée**

L'eau usée utilisée dans notre étude provient de la STEP de Tlemcen (l'ouest d'Algérie). Pour chaque expérience 300 L d'eau usée brute de la STEP d'Ain El Houtz prise après le prétraitement (après le dégrillage, le dessablage, le déshuilage et le dégraissage) pour remplir la cuve d'alimentation du pilote et 5L de boue fraîche introduite dans la cartouche du filtre pour accélérer le processus de dégradation biologique. Les prélèvements d'eaux usées brutes ont été effectués plusieurs fois pour faire notre expérience. Les échantillons d'eau à analyser doivent être prélevés dans des conditions d'asepsie. Il se fait dans un flacon en verre, l'analyse doit être effectuée dans un délai maximal de 4 heures. Un échantillon d'eau usée brute et un échantillon d'eau épurée est prélevée chaque jour ; avant et après passage sur le matériau filtrant.

Le tableau III.5 représente les caractéristiques de l'eau utilisée (les valeurs représentent une moyenne des analyses effectuées tout au long de l'étude).

Tableau III.2. Caractéristiques des eaux usées brute utilisé

Paramètre	unité	Valeurs <sup>a</sup>
Température	°C	18 (16-19,5)
PH	unit	7,83(7,71-7,87)
OD	mg/l	0,78 (0,41-0,92)
MES	mg/l	152 (102-288)
Conductivité	µs/cm	1082 (1062-1291)
Turbidité	NTU	162 (159-288)
DCO	mg/l	290 (231-383)
DBO <sub>5</sub>	mg/l	250 (210-290)
NH <sub>4</sub>	mg/l	36,1(29,62-38,05)
N-NO <sub>2</sub>	mg/l	0,22 (0,22-1,8)
N-NO <sub>3</sub>	mg/l	2,1(2,1-4,5)
PO <sup>3-</sup> <sub>4</sub>	mg/l	6,2 (4,2-6,2)

<sup>a</sup> Valeur moyenne

**Remarque :** Chaque expérience est achevée lorsque la DCO de l'eau épurée est stable.

### III.5.6. Caractéristiques des matériaux utilisés

La détermination des caractéristiques des massifs filtrant reste une étape primordiale. Les caractéristiques des matériaux étudiées sont ; la granulométrie, le diamètre effectif, le coefficient d'uniformité, le coefficient d'absorption, la densité relative, ainsi que la masse volumique apparente et réelle.

La détermination des caractéristiques physiques et chimiques des matériaux ont été réalisé au laboratoire de génie civil de la faculté de technologie d'université de Tlemcen et en collaboration avec le laboratoire national des travaux publics d'ouest (LTPO), et aussi dans le laboratoire de géo ressources (LGR) en Tunisie et au centre de recherche et d'étude sur l'eau et l'énergie (CNEREE) au Maroc au sein d'un stage de courte durée pour la composition chimique et le DRX pour la pouzzolane. Les résultats de ces analyses sont reportés aux tableaux suivants.

Les matériaux utilisés dans cette étude sont : Le premier matériau local utilisé est La pouzzolane naturelle de Beni Saf qui est une roche d'origine volcanique, il est de provenance du gisement de Bouhamidi à 2,5 Km de Béni Saf (nord- ouest d'Algérie) représenté par une montagne de forme conique appelée El Kalcoul dont la cote absolue est de 236m (**Belaribi et al, 2003**).



Nous avons utilisé aussi le garnissage de la brique concassée de l'usine de ZENATA dans la wilaya de Tlemcen et le garnissage de silico-calcaire trouvé au laboratoire de génie civil de la faculté de technologie. Ces matériaux purifiés sont séchés à 105 °C dans une étuve ; ensuite elles sont caractérisées.

### III.5.6.1. Analyse granulométrique

L'analyse granulométrique est l'opération consistant à étudier la répartition des différents grains d'un échantillon, en fonction de leurs caractéristiques (poids, taille, etc.). Elle permet de déterminer la grosseur et les pourcentages pondéraux respectifs des différentes familles de grains constituant les échantillons. Cette opération a été réalisée en utilisant une tamiseuse équipée d'une série de tamis normalisés et superposés. Le plus gros calibre se trouve au-dessus. Un échantillon sec de matériau est répandu sur le tamis supérieur, et l'ensemble des tamis est soumis à des secousses conduisant à la répartition des particules le long de la colonne de tamisage. Chaque tamis divise les particules qui lui sont appliquées en deux fractions:

- Le refus: qui correspond aux particules retenues sur le tamis ;
- Le tamisât: la quantité de matériau qui passe à travers le tamis.

A l'issue de l'agitation, les refus de chaque tamis sont recueillis et pesés avec soin ; et pour le mode opératoire est comme suit:

- Sécher d'abord l'échantillon de manière progressive et à température d'environ 105°C pour ne pas faire éclater les grains et ne pas modifier la nature chimique de l'échantillon ;
- Emboîter les tamis utilisés les uns sur les autres, les dimensions croissant de bas en haut. mettre au-dessous un récipient à fond plein pour recueillir les éléments fins, et au-dessus un couvercle pour éviter la dispersion des poussières ;
- Verser le matériau sur le tamis supérieur, mettre le couvercle, et appliquer à l'ensemble une série de secousses à l'aide d'un tamiseur. Le granula sera ainsi réparti sur les différents tamis;
- On pèse le refus de chaque tamis séparément et ensuite on calcule les refus cumulés. On doit retrouver le poids pesé au départ, aux pertes près (**Desjardins, 1997**).

On trace les courbes granulométriques pour les différents matériaux (annexe 2) qui expriment les pourcentages cumulés, on pèse, de grains passant dans les tamis successifs.

### III.5.6.2. Diamètre effectif ( $D_E$ ) et coefficient d'uniformité ( $C_U$ )

Afin de définir ces deux paramètres, on a recours à des courbes. Ces courbes granulométriques appelées encore courbes des tamisât cumulés permettent de déterminer le diamètre effectif et le coefficient d'uniformité.

La taille effective, exprimée en mm et notée  $D_E$  correspond à l'ouverture de maille laissant passer 10 % en poids de l'échantillon soumis à l'analyse.

Pour le coefficient d'uniformité est un nombre sans dimension, est égal au quotient de la diversité 60 % par la taille effective :  $C_U = \frac{D_{60}}{D_E}$ ..... (III.1)

La diversité 60 %, exprimée en mm est donnée par l'ouverture de maille laissant passer 60% en poids de l'échantillon soumis à l'analyse.

Le coefficient d'uniformité  $C_U$  doit être inférieur à 1,5 et plus la valeur de  $C_U$  se rapproche de 1 plus l'homogénéité obtenue pour le lit filtrant est meilleure, ce qui permet de réduire les pertes de charge et d'obtenir une rétention en profondeur des matières en suspension (Arias et al, 2001; Degremont, 2005).

Le coefficient de courbure est :

$$C_c = \frac{(D_{30})^2}{D_{10} * D_{60}} \dots \dots \dots (III.2)$$

Avec  $D_{30}$  est le diamètre correspondant à 30 % d'élément de dimension inférieure.

### III.5.6.3. Masse volumique apparente

La masse volumique apparente ( $\rho_d$ ) c'est la masse des granulats secs ( $M_s$ ) d'un corps par unité de volume totale y compris les vides entre les grains de ce corps (volume apparente) ; exprimée en ( $g/cm^3$  ;  $Kg/m^3$ ). Le mode opératoire est le suivant (Desjardins, 1997):

- 1-Prendre une éprouvette et noter son volume  $V$ .
- 2-Peser une quantité de matériau (notée  $M$ ).
- 3-Verser le sable sec dans l'éprouvette jusqu'au volume  $V$ .

La masse volumique apparente définie par la relation suivante :

$$\rho_d = \frac{\text{masse des granulats secs}}{\text{volume du récipient}} \dots \dots \dots (III.3)$$

### III.5.6.4. Masse spécifique ou la masse volumique absolue

La masse spécifique ou la masse volumique absolue c'est la masse de granulat sec par unité de volume absolu de matière pleine, et exprimée en ( $g/cm^3$ ,  $Kg/m^3$ ). La masse volumique absolue (ou réelle) des échantillons a été effectuée par la méthode de l'éprouvette graduée, son mode opératoire est le suivant (Desjardins, 1997) :

- 1- Remplir une éprouvette graduée avec un volume  $V_1$  d'eau.

2- Peser un échantillon sec M, de matériau et l'introduire dans l'éprouvette en prenant soin d'éliminer toutes les bulles d'air.

3- Le liquide monte dans l'éprouvette.

4- Lire le nouveau volume V<sub>2</sub>.

5- Calculer la masse volumique absolue en divisant la masse du matériau sec par la différence de volume (V<sub>2</sub>-V<sub>1</sub>).

La masse volumique absolue définie par la relation suivante :

$$\rho_s = \frac{M}{V_2 - V_1} \dots \dots \dots \text{(III. 4)}$$

### III.5.6.5. Densité relative (poids spécifique)

Expérimentalement la densité relative d'un matériau  $\gamma_s$  ou le poids spécifique est le rapport entre la masse de ce matériau et l'eau qu'il déplace. On procède de la façon suivante :

1. On pèse un certain volume d'eau (on obtient m<sub>e</sub>) ;
2. On pèse le granulat sec (on obtient m<sub>s</sub>) ;
3. On ajoute le granulat à l'eau (l'eau déplacée déborde du récipient) ;
4. On pèse le mélange d'eau et de le granulat (on obtient m<sub>es</sub>).

On peut ainsi écrire :

$$\gamma_s = \frac{\text{masse de matériau}}{\text{masse de l'eau déplacé}} = \frac{m_s}{(m_e + m_s - m_{es})} \dots \dots \dots \text{(III.5)}$$

### III.5.6.6. Coefficient d'absorption des granulats

Le coefficient d'absorption est défini comme le rapport de l'augmentation de la masse d'un échantillon de granulat après imbibition par l'eau, à la masse sèche de l'échantillon. Cette imbibition est obtenue par immersion de l'échantillon dans de l'eau pendant 24 h à 20 °C.

Le coefficient d'absorption A<sub>b</sub> est défini par la relation :

$$A_b = \frac{M_i - M_s}{M_s} * 100(\%) \dots \dots \dots \text{(III.6)}$$

Avec : M<sub>s</sub> : masse de l'échantillon sec après passage à l'étuve à 105 °C

M<sub>i</sub> : masse de l'échantillon imbibé, surface sèche, après être soigneusement épongé.

### III.5.6.7. La porosité

Toutes les roches présentent, dans une proportion plus ou moins grande, des fissures ou de petits vides qui renferment souvent de l'eau. On appelle «porosité» d'un granulat le volume des vides contenus dans l'unité de volume de matière, exprimé en pourcentage:

$$n (\%) = \frac{\text{volume des vides}}{\text{volume du matériau}} * 100 \dots \dots \dots (III.7)$$

- Prélever 1 Kg de matériau
- Sécher l'échantillon à 105 °c jusqu'à masse constante
- Peser l'échantillon sec, soit M<sub>0</sub>
- Placer l'échantillon dans l'eau froide et porter à ébullition
- Maintenir l'ébullition pendant 02 heures, pour chasser l'air des pores et laisser ensuite refroidir dans l'eau pour que l'eau remplisse les pores
- Retirer de l'eau et essayer à l'aide d'un chiffon chaque grain et peser de nouveau, soit M<sub>1</sub>
- En déduire la porosité :

$$n (\%) = \frac{M_1 - M_0}{\text{volume du matériau}} * 100 \dots \dots \dots (III. 8)$$

$$\text{Volume du matériau} = \frac{\text{masse du matériau}}{\text{masse volumique absolue}} = \frac{M_0}{M_{va}} \dots \dots \dots (III. 9)$$

$$\text{D'où : } n (\%) = \frac{M_1 - M_0}{M_0} * M_{va} * 100 \dots \dots \dots (III.10)$$

### III.5.6.8. Caractérisation des matériaux par XRF

La spectrométrie de fluorescence X (XRF) permet la détermination de la composition élémentaire de l'échantillon de manière qualitative et quantitative, c'est-à-dire de déterminer la nature et la quantité des atomes qui sont présents dans l'échantillon (**Argyraki et al, 1997**). L'échantillon à analyser est placé sous un faisceau de rayons X. Sous l'effet de ces rayons X, les atomes constituant l'échantillon passent de leur état fondamental à un état excité. L'état excité est instable, les atomes tendent alors à revenir à l'état fondamental en libérant de l'énergie, sous forme de photons X notamment. Chaque atome, ayant une configuration électronique propre, va émettre des photons d'énergie et de longueur d'onde propres. C'est le phénomène de fluorescence X qui est une émission secondaire de rayons X, caractéristiques des atomes qui constituent l'échantillon. L'analyse de ce rayonnement X secondaire permet à la fois de connaître la nature des éléments chimiques présents dans un échantillon ainsi que leur concentration massique (**Valérie, 2014**).

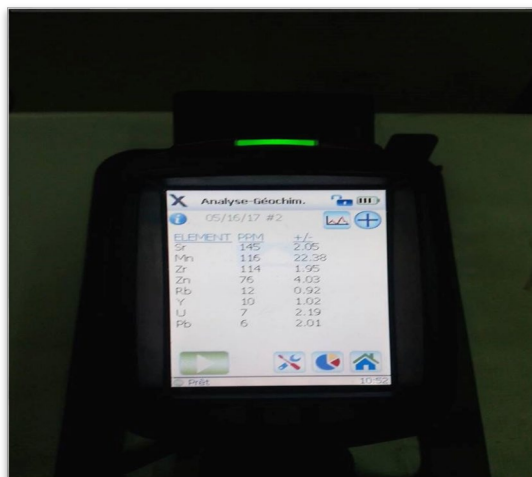


Figure III.10. Analyseur XRF portable.

### III.5.6.9. Analyse minéralogique (DRX) de la pouzzolane

Nous avons fait le DRX pour seulement la pouzzolane (voir Annexe), La diffraction des rayons X des composés réduits en poudre (dite "diffraction X sur poudre") est utilisée couramment pour la caractérisation des solides. La méthode consiste à soumettre le composé en poudre à un faisceau de rayons X monochromatique et à recueillir le spectre de diffraction qu'il émet; de la valeur (θhkl) de chaque raie, on tire la distance inter-réticulaire de la famille de plan (hkl) correspondante (Relation de Bragg) (Choumane, 2012).

Les conditions de diffraction d'un rayonnement X par une famille de plans réticulaires sont définies par la loi de Bragg (éq III.11).

$$n\lambda = 2 \cdot dhkl \cdot \sin \theta \quad \dots\dots\dots (III.11)$$

Où,

n : Nombre entier désignant l'ordre de la réflexion,

λ : Longueur d'onde du rayonnement X (nm),

dhkl : Distance entre les plans réticulaires d'une même famille désignée conventionnellement par les indices de Miller h, k, l, (Å),

θ : Angle de diffraction (°).

### III.6. Matériaux utilisés dans l'étude expérimentale

Le pilote d'épuration est alimenté par de l'eau usée issue de la station d'épuration d'Ain El Houtz après le prétraitement. Pour notre étude l'eau passe par la

colonne de filtration sur le matériau ensuite vers le clarificateur, l'écoulement se fait par gravité. Notre étude s'est déroulée sur une période de huit semaines pour chaque matériau, et six semaines pour l'utilisation de double couche de matériaux.

### III.6.1. Utilisation de pouzzolane

Le premier matériau utilisé est le garnissage traditionnel, la pouzzolane, qui est une Roche siliceuse d'origine volcanique, faiblement agglomérée, friable, dont la couleur varie du gris au rougeâtre, utilisée depuis l'Antiquité comme constituant secondaire des ciments et des mortiers.

Les pouzzolanes ont des caractéristiques intéressantes, ce sont des roches poreuses qui laissent passer les eaux, elles ne se colmatent pas facilement et abritent de très nombreuses bactéries minérales, insolubles. Ce sont des pierres qui ne se dégradent pas dans l'eau et qui n'interagissent pas entre elles au niveau du PH. La pouzzolane est un matériau naturel, pyroclastique, meuble et peu dense, à structure alvéolaire, essentiellement composé de verre volcanique. Elle entre dans la catégorie des granulats ou agglomérats légers. Dans la composition chimique des pouzzolanes, la large proportion est la silice  $\text{Si O}_2$  et l'alumine  $\text{Al}_2\text{O}_3$  sont toujours les constituants majoritaires (**Rocher, 1992**).

Ses caractéristiques techniques sont :

- Teneur en eau naturelle : Par rapport aux autres roches naturelles, la teneur en eau de la pouzzolane est élevée et peut varier de 8 à 13 % suivant l'état hygrométrique ambiant.
- Porosité : La pouzzolane peut varier de 30 à 60 % en volume suivant les granulométries. Contrairement aux agrégats lourds, ce sont les gros éléments qui possèdent le coefficient de porosité le plus important.
- Légèreté : La pouzzolane a une faible densité du fait de la proportion de vide.
- Capacité d'absorption d'eau : Les essais d'absorption d'eau à 24 heures montrent que la texture cellulaire et la porosité de la pouzzolane lui confèrent une grande capacité d'absorption qui peut varier de 20 à 30 % en poids du granulat sec.
- Résistance à la chaleur : La température de fusion de la pouzzolane est de 1140°C mais sa mauvaise conductibilité est telle qu'un élément de 0.150 m d'épaisseur exposé sur une face 8 heures à cette chaleur présente sur la face opposée une température d'environ 100°C seulement. La face exposée se vitrifie (**Vernières, 2008**).

Compte tenu de leur structure alvéolaire, qui leur confère une grande surface spécifique, Les principaux usages de la pouzzolane sont essentiellement en assainissement, dans un système

de filtre d'eau potable (filtre bicouche), et surtout au niveau des plateaux absorbants et des lits bactériens des stations d'épuration, filtres de fosses septiques, traitement biologique des eaux usées ; Dans différentes granulométries, les pouzzolanes conviennent au traitement biologique des eaux usées, le film bactérien s'accrochant rapidement du fait de la rugosité des matériaux **(Rocher, 1992 ; Vernières, 2008)**.

Trois granulométries de pouzzolane ont été testées :

- La première granulométrie de 5/10 ; on a constaté un colmatage après 24 heures. On a fait les analyses pendant 2 jour et on a terminé le processus d'épuration à cause du colmatage observé sur le matériau, il y a un phénomène d'anaérobie au niveau de filtre.
- La deuxième granulométrie 25/40 ne donne pas de bons résultats, à cause de la grande granulométrie de la pouzzolane.
- La troisième granulométrie 10/25 qui donne des meilleurs résultats par rapport aux autres.

Donc nous avons choisi une seule granulométrie pour évaluer la performance de ce matériau pour l'épuration des eaux usées issues de la STEP.

Les 03 premiers jours nous avons utilisé la pompe de recyclages jour et nuit, ensuite on enlève le recyclage dans la nuit,

Nos expériences ont été menées en jouant sur la hauteur de la pouzzolane dans la cartouche de filtration, le débit d'entrée (alimentation) et le débit de recyclage de l'eau clair.

a) Granulométrie de (10/25 mm) sur une hauteur 40 cm : Pour des débits d'alimentation de 10 l/h, 16 l/h et 25l/h.

b) Granulométrie de (10/25 mm) sur une hauteur 80 cm : Pour des débits d'alimentation de 10 l/h et 16 l/h, 25 l/h.

L'étude s'est déroulée sur une période de deux mois pour chaque matériau, où la pouzzolane est alimenté pendant 24 heures cinq fois par semaine (on travaillait 5jours/7), afin d'assurer des conditions optimales de fonctionnement de la colonne plus précisément la régulation de la biomasse. Pour le recyclage, on ne fait pas pendant le weekend ; le recyclage de l'eau clair a pour but d'augmenter le rendement du pilote.

Pour une hauteur de 40 cm la masse de la pouzzolane est  $M=1,0002$  Kg et pour 80 cm la masse est de  $2,036$  Kg avant utilisation ; Après utilisation de la pouzzolane  $M= 2,860$  Kg, donc il y a une augmentation de la masse de matériau après utilisation à cause de la fixation de la matière organique à la surface des parois des grains de matériaux.

### III.6.2. Utilisation de la brique concassée et du silico calcaire

La deuxième et la troisième expérience est basée sur l'utilisation de la brique concassée ensuite le silico calcaire dans la colonne de pilote comme garnissage d'épuration avec deux hauteurs de 40cm et 80cm avec des différents trois débits d'alimentation et débits de recyclages de l'eau clair; Nous avons utilisé le garnissage de brique rouge issu de l'usine de brique de Zenata.

La brique est un élément de construction généralement de forme parallélépipédique rectangle constitué de terre argileuse crue, séchée au soleil ; on parle de brique crue ou cuite au four, employée principalement dans la construction de murs. L'argile est souvent dégraissée par du sable (**Mekhermeche, 2012**).

La brique utilisée dans notre travail est de type de terre cuite, elle s'est adaptée à l'évolution de la construction et à ses impératifs, dans le domaine traditionnel industriel. Elle est fabriquée à partir d'argile, devenant souvent rouge à la cuisson. Elle est issue de l'usine de Zenata, de la willaya de Tlemcen.

Les briques silico-calcaires sont obtenues à partir d'un mélange humidifié de chaux et de sable siliceux avec les proportions suivantes :

- Sable siliceux : 90 - 92 %
- Chaux vive : 8 - 10 %
- Eau

Le mélange compacté est soumis à un traitement thermique dans des autoclaves à 200°C, le mélange durcit en quelques heures pour devenir une brique.

Ce matériau se présente sous la forme de briques aux interfaces lisses, à l'aspect blanchâtre et aux arêtes bien marquées (**Mekhermeche, 2012**).

Pour la brique et le silico-calcaire, les mêmes étapes de l'utilisation de la pouzzolane sont suivies. La masse de la brique est de 1,7 Kg pour 40 cm, et 2,5001 Kg pour une hauteur de 80 cm.

### III.6.3. Utilisation d'une double couche (pouzzolane + brique concassée)

Dans la quatrième expérience, nous avons mis une hauteur de 40 cm de brique avec 40 cm de pouzzolane, avec des débits d'alimentation de 10 l/h, 15 l/h, 20 l/h et 25 l/h ; pour une dernière expérience par le pilote TE 900 qui dure environ six semaines.



**III.7.Travaux précédemment réalisés dans le domaine**

Diverses études expérimentales des projets de fin d'étude en hydraulique ont été réalisées sur le pilote TE900 spécialement modifié, afin d'apprécier l'efficacité de l'épuration des eaux en particulier l'étude de l'amélioration de la qualité des eaux épurées par boues activées ou par lit bactérien, ces derniers ont été réalisés par des étudiantes en master 2 de département d'hydraulique:

\*SAHOULI C. en 2012 il fait une étude expérimentale de la contribution d'un lit bactérien à Pouzzolane dans l'amélioration de la qualité des eaux épurées par boues activées qui avait donné des résultats suivants (DCO =97%, DBO<sub>5</sub>= 79%, MES=93%) et il utilise un lit bactérien à garnissage en pouzzolane (6/10 mm aval) (DCO=97%, MES =99%, turbidité= 76%).

\*SAADI H. en 2013 elle a travaillé dans le but de l'étude des performances d'un lit bactérien classique à garnissage en pouzzolane de Beni Saf. Les rendements atteint par elle ce sont comme suit: (MES=97%, DCO=94%, TUR=99%) pour une hauteur de 80 cm, (MES=92%, DCO=95%, TUR=99) pour une hauteur de 40cm avec un même garnissage de 10/25 mm. Pour un garnissage de granulométrie de 25/40 mm elle a obtenu les rendements suivants: (MES=95%, DCO=91%, TUR=99%) pour une hauteur de 40cm ; (MES=92%, DCO=90%, TUR=97% pour une hauteur de 80cm.

\*DEHBI F. en 2015, a contribué avec une étude expérimentale comparative sur la performance d'un lit bactérien à garnissage en pouzzolane traditionnelle et à garnissage en plastique, les meilleurs résultats ont été obtenus pour le lit bactérien à garnissage traditionnel (la pouzzolane de Beni Saf), en particulier pour une granulométrie de 10/25mm dont les rendements sont, entre 83 et 96 % pour l'O<sub>2</sub> dissout, entre 95 et 97 % pour les MES, entre 98 et 99 % pour la turbidité et entre 88 et 97 % pour la DCO, contre les valeurs entre 70 et 90 % pour l'O<sub>2</sub> dissout, entre 90 et 97 % pour les MES, entre 95 et 97 % pour la turbidité et entre 78 et 90 % pour la DCO), pour le lit bactérien en garnissage plastique.

\*OUHOUD W. en 2016 dans le but est l'Etude des performances d'un lit bactérien à garnissage en brique locale concassée. Les rendements atteint par elle ce sont comme suit: Pour le garnissage en brique silico-calcaire les résultats trouvés (entre 91 et 95 % pour la DCO, et MES entre 95 et 96 %, entre 96 et 98 % pour la turbidité et entre 94 % et 96 % pour la DBO<sub>5</sub>); et pour le lit bactérien à garnissage en brique rouge, les rendements atteint par elle ce sont comme suit (entre 93 et 95 % pour la DBO<sub>5</sub>, entre 88 et 93 % pour les MES, entre 95 et 98 % pour la turbidité et entre 88 et 96 % pour la DCO).

\*KAID N et BEN-YELLES M en 2017 dans le but est l'Etude des performances d'un lit bactérien à garnissage en double couches (pouzzolane, brique) ; Pour la première expérience qui consistait à épurer les eaux usées issues de la station d'AIN EL HOUTZ par un lit bactérien, les résultats trouvés dans les dix-huit manipulations sont assez encourageant du fait des rendements élevés obtenus (entre 93 et 95 %, pour les MES, entre 91 et 98 % pour la turbidité, entre 82 et 91 % pour le DCO et entre 93 et 96 % pour le DBO<sub>5</sub>) Pour la deuxième expérience ayant pour but l'amélioration de la qualité des eaux épurées par boue activée par couplage du lit bactérien au bassin d'aération, les résultats obtenus pour les seize manipulations sont assez convainquant, du fait des rendements satisfaisant obtenus (entre 96 et 98 % pour les MES, entre le 95 et 98 % pour la turbidité, entre le 81 et 87 % pour le DCO et entre 96 et 97 % pour le DBO<sub>5</sub>).

### **III.8. Conclusion**

Dans ce chapitre, nous avons déterminé par différentes techniques les caractéristiques des matériaux comme la granulométrie, la masse volumique... et l'analyse chimique...ainsi les différentes méthodes d'analyse physicochimiques et bactériologique de l'eau usée. Ensuite une présentation de la procédure suivie pour les différentes expériences.

## **CHAPITRE IV :**

### **PERFORMANCES EPURATOIRES DES MATERIAUX LOCAUX SUR LES EAUX USEES URBAINES - RESULTATS ET DISCUSSIONS -**

#### **IV.1. Introduction :**

Le présent chapitre est une synthèse des principaux résultats obtenus par les analyses physico-chimiques et microbiologiques effectuée et dans ce chapitre deux parties sont données ; la première concernera la détermination des caractéristiques des différents matériaux utilisées, et la seconde sera les résultats d'étude de l'épuration des eaux usées de la STEP par les différents matériaux et leur discussions. Enfin, nous tirons des conclusions en comparant les performances épuratoires des trois matériaux étudiés entre eux.

#### **IV.2. Caractérisation de la pouzzolane :**

##### **IV.2.1. Caractéristique physique :**

L'analyse minéralogique (annexe 3) représente le spectre de diffraction X de la pouzzolane (DRX). L'analyse minéralogique de la pouzzolane a été réalisée par diffraction des rayons X dans le but d'identifier les principaux minéraux argileux. L'attribution des distances inter réticulaires à la phase correspondante est basée sur des cartes originales des groupes de minéraux argileux.

L'analyse minéralogique (DRX) a été réalisée au laboratoire de géoressources (LGR) du centre de Recherches et des Technologies des Eaux (CERTÉ) en Tunisie et au passage nous remercions le Professeur FAKHER Jamoussi de nous avoir réalisé cette analyse. L'analyse de la pouzzolane a révélé la présence d'un pic avec une distance interfoliaire à 10,04 Å qui correspond à la montmorillonite, comme constituant primordial. Les pics situés à 4,04 Å et à 3,21 Å révèlent la présence du quartz, ainsi la présence d'autres impuretés (Cristobalite, Feldspath, Plagioclase, Dolomite et calcite).

Le Tableau IV.1 qui suit résume les principales propriétés de la pouzzolane de Beni Saf.

**Tableau IV.1.** Principales propriétés de la pouzzolane de Beni saf.

Principale caractéristiques	La valeur
Masse volumique absolue (g/cm <sup>3</sup> )	1,25
Masse volumique apparente (g/cm <sup>3</sup> )	4,66
Surface spécifique Blaine de poudre (cm <sup>2</sup> /g)	2567
Coefficient d'absorption (%)	19 ,65
Densité	1,43
Porosité (%)	57,1
Pouzzolanité (%)	85
Humidité (%)	2,5
D10	10,5
D60	15,5
Cc	1,038
Cu	1,47

#### IV.2.2. Analyse chimique de la pouzzolane :

Les résultats de l'analyse chimique quantitative de la pouzzolane sont représentés dans les tableau suivant :

**Tableau IV.2.** Teneur en éléments chimiques de la pouzzolane.

Eléments chimiques	concentration
Na <sub>2</sub> O (%)	3,41
MgO (%)	5,84
Al <sub>2</sub> O <sub>3</sub> (%)	17,01
SiO <sub>2</sub> (%)	45,66
P <sub>2</sub> O <sub>5</sub> (%)	0,74
K <sub>2</sub> O (%)	2,17
CaO (%)	10,09
TiO <sub>2</sub> (%)	2,62
MnO (%)	0,17
Fe <sub>2</sub> O <sub>3</sub> (%)	9,73
LOI (%)	2,43
Total	99,86
Zr (PPM)	277
Sr (PPM)	1020

### IV.3. Caractérisation du la brique concassée et de la silico calcaire :

Le tableau suivant résume les différentes caractéristiques déterminé au laboratoire de deux autres matériaux utilisés :

**Tableau IV.3 :** Caractéristique du brique concassée et silico calcaire utilisés.

	<b>D<sub>E</sub></b> <b>(mm)</b>	<b>D<sub>60</sub></b> <b>(mm)</b>	<b>C<sub>U</sub></b>	<b>ρ réelle</b> <b>(g/cm<sup>3</sup>)</b>	<b>ρ Apparente</b> <b>(g/cm<sup>3</sup>)</b>	<b>A<sub>b</sub></b> <b>(%)</b>	<b>Densité γ<sub>s</sub></b>
<b>brique</b>	12.2	20	1.63	2.22	1.26	11.51	2.09
<b>Silico calcaire</b>	8.8	15.6	1.77	0.43	1.28	15.40	2.27

Cu < 2 donc tous les matériaux ont une série granulométrique uniforme.

Le tableau qui suit représente la Caractérisation des différents matériaux par XRF, qui représente la composition en éléments chimiques des matériaux.

**Tableau IV.4.** Analyse géochimique des matériaux.

<b>Eléments chimiques</b>	<b>Analyse géochimique (teneur en % ou en PPM)</b>		
	<b>Pouzzolane</b>	<b>Brique concassée</b>	<b>Silico calcaire</b>
<b>LE</b>	87,55%	85,51%	88,17%
<b>Cl</b>	8,72%	10,96%	8,24%
<b>Ca</b>	2,47%	1,13%	2,44%
<b>Si</b>	5220	4303	4586
<b>Al</b>	2083	2042	2373
<b>Ti</b>	1686	1012	1804
<b>P</b>	1356	1041	1111
<b>K</b>	1154	812	830
<b>S</b>	543	390	460
<b>Fe</b>	285	363	165
<b>Cd</b>	72	66	61
<b>Zn</b>	49	52	43
<b>Ag</b>	37	36	21
<b>Th</b>	36	25	34
<b>Sr</b>	18	20	18

<b>Mo</b>	15	12	12
<b>Zr</b>	4	4	4
<b>Y</b>	3	3	3

Les différents matériaux sont caractérisés par une forte teneur en carbone, en oxygène et en hydrogène (LE) ainsi qu'en chlore et en calcium qui sont donnés en pourcentages. Les autres éléments chimiques sont en ppm. L'utilité du fer et d'aluminium réside en leurs pouvoirs de précipiter le phosphore présent dans les effluents.

#### **IV.4. Etude des paramètres physico-chimiques**

Après passage des eaux usées décantées à travers le massif filtrant (pouzzolane, brique concassée, silico calcaire), on effectue le suivi des paramètres physicochimiques étudiés avant et après épuration sur les colonnes de matériau. Les résultats des analyses obtenues sont présentés dans les figures suivantes pour les différents paramètres de pollution pour chaque matériau ainsi que leur interprétation.

##### **IV.4.1. Utilisation de la pouzzolane, brique concassée et le silico calcaires pour une hauteur de 40 cm et 80 cm :**

L'eau de la STEP de Ain El Houtz mis dans la cuve d'alimentation du pilote alimente le filtre qui se trouve dans la colonne avec des débits différents et deux hauteurs, ensuite il passe vers le clarificateur. Des prélèvements s'effectuent au niveau de la cuve d'alimentation (avant traitement) et au niveau de clarificateur (après traitement) ; les résultats suivants sont analysés après l'épuration par les différents matériaux (sortie de filtre).

##### **IV.4.1.1. Evolution du pH :**

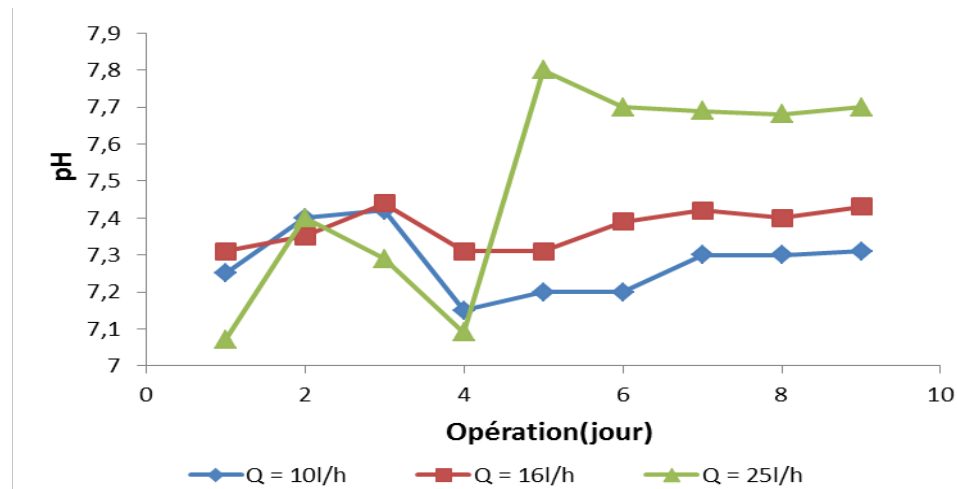
Le pH c'est la concentration des ions  $[H_3O^+]$  dans un liquide. Dans le domaine de l'eau, le pH joue un rôle primordial à la fois dans les propriétés physicochimiques, d'alcalinité, et d'agressivité. Les valeurs du pH (**fig IV.1. 2. 3**) de l'eau épurés pour les trois matériaux avec différents hauteurs et débits sont généralement supérieures à celles de l'eau brute, cette augmentation pourrait être le résultat de la disparition des protons, du piégeage des acides organiques des eaux brutes, mais aussi, cela pourrait être dû à la présence de sels alcalins ou de la dissolution de certains sels existants lors de l'écoulement de l'effluent, ce qui provoque certaines réactions chimiques à l'intérieur des matériaux (**Achak et al, 2009**).

Les valeurs moyennes de pH fluctuent autour de la valeur 7 alors on peut dire que les eaux entrantes et sortantes sont relativement neutres.

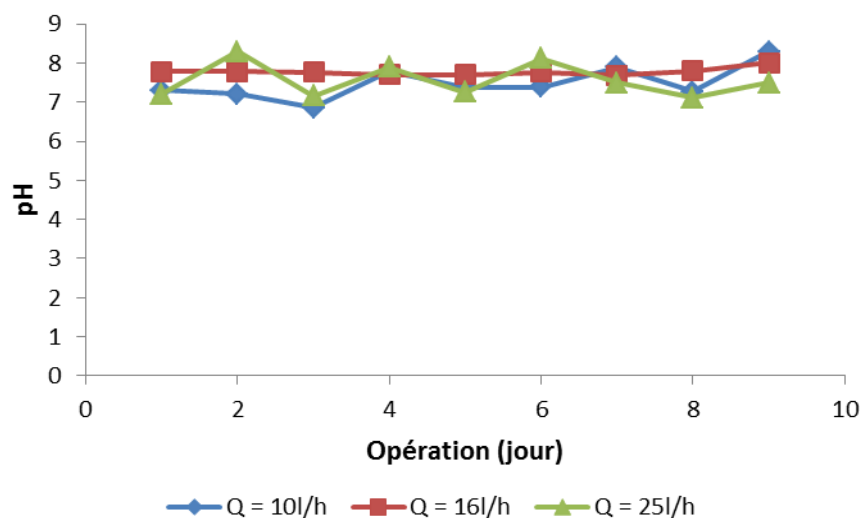
D'après les graphes dans les figures IV. 1, le passage des eaux usées domestiques à travers le pilote et le matériau de filtration montre une légère diminution du pH de 7.99 à 7.42 en moyenne des trois débits pour la hauteur de 40 cm. Et pour la deuxième hauteur ; une diminution de pH de 7.76 à 7.61 pour les eaux épurées concernant le premier matériau.

Et la même chose concernant les (figure IV.2.3), Cette variation de pH ne peut être expliquée que par des réactions probables lors de traitement que nous ne pouvons identifier. Les valeurs du PH sont entre 6,6 et 7.90 dans cette expérience. Ce changement de valeurs de pH dans le traitement par les matériaux de biofiltration est lié au processus de nitrification et dénitrification (Luanmanee et al; 2002). Adouani et al. (2015) expliquent que l'augmentation du pH pourrait être due à l'élimination du CO<sub>2</sub> par aération (stripping) ou à la dénitrification qui pourrait se produire dans le biofilm, notamment lorsque son épaisseur augmente lors des adaptations.

On remarque aussi que le changement de débit d'alimentation n'influe pas sur la variation du pH, donc pas d'influence de débit sur le changement des valeurs de pH. Dans toutes les expériences, Le pH des eaux sortantes restent conformes aux normes de rejets (6.5-8.5).

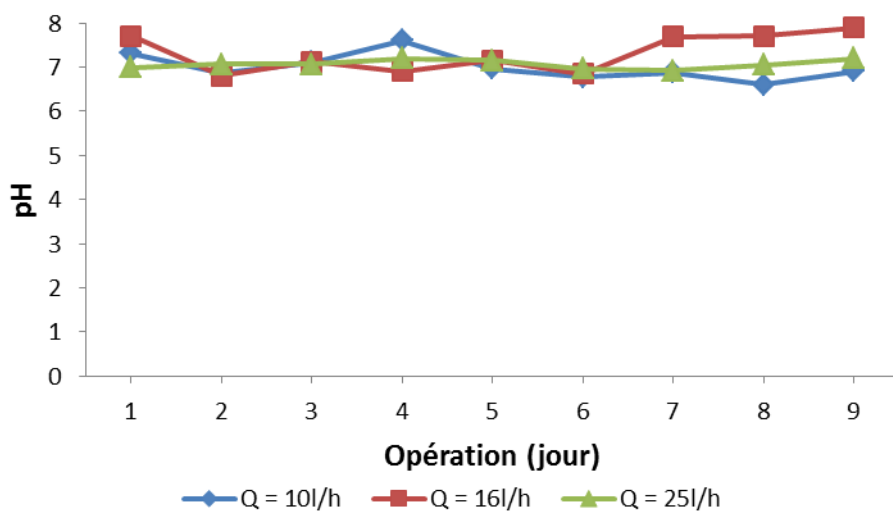


a)



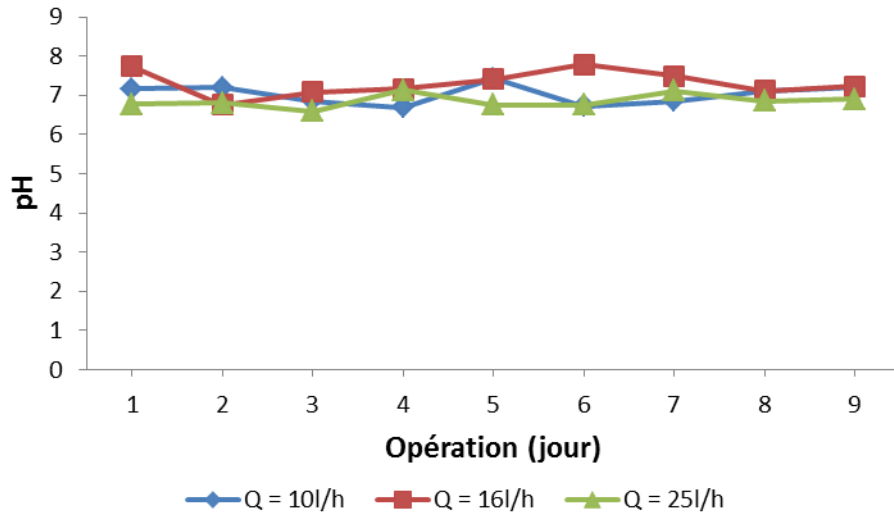
b)

**Figure IV.1:** Variation du pH au cours de l'épuration pour les différents débits (10 L/h, 16 L/h, 25 L/h) ; a) pour une hauteur de 40 cm, b) pour une hauteur de 80 cm, pour la pouzzolane.



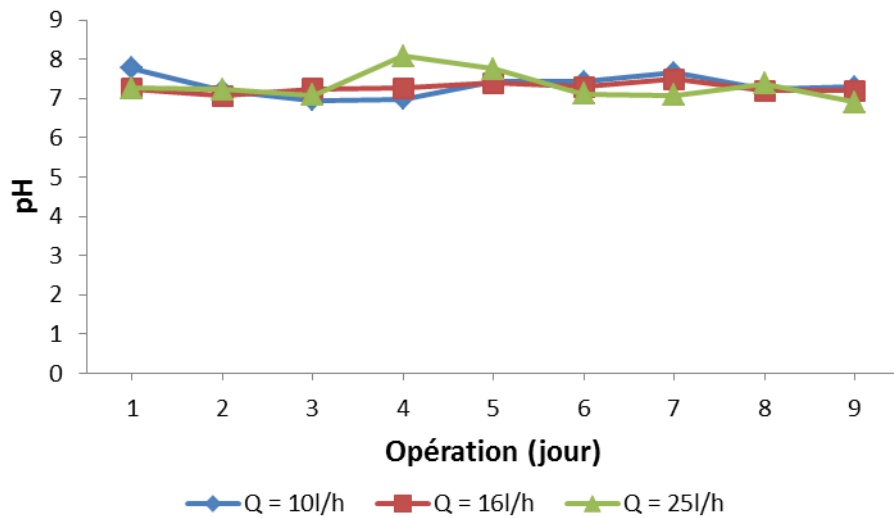
a)



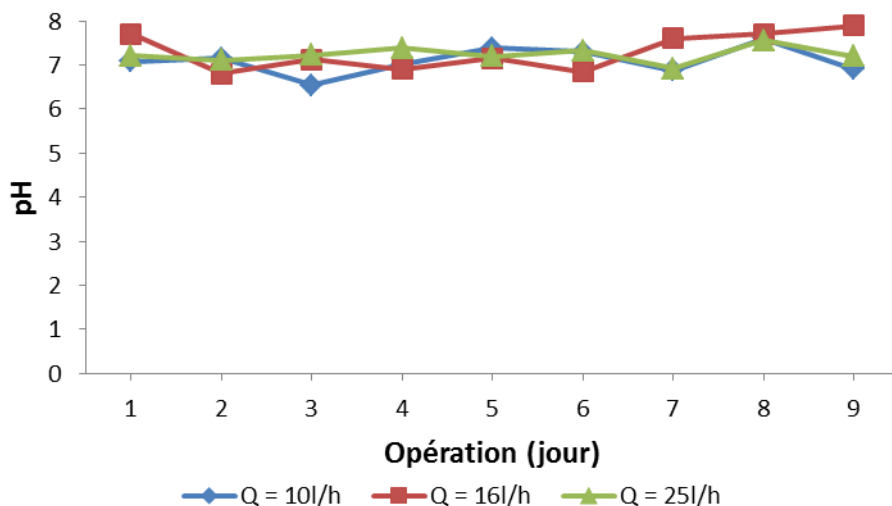


b)

**Figure IV.2:** Variation du pH au cours de l'épuration pour les différents débits (10 L/h, 16 L/h, 25 L/h) ; a) pour une hauteur de 40 cm, b) pour une hauteur de 80 cm pour la brique concassées.



a)

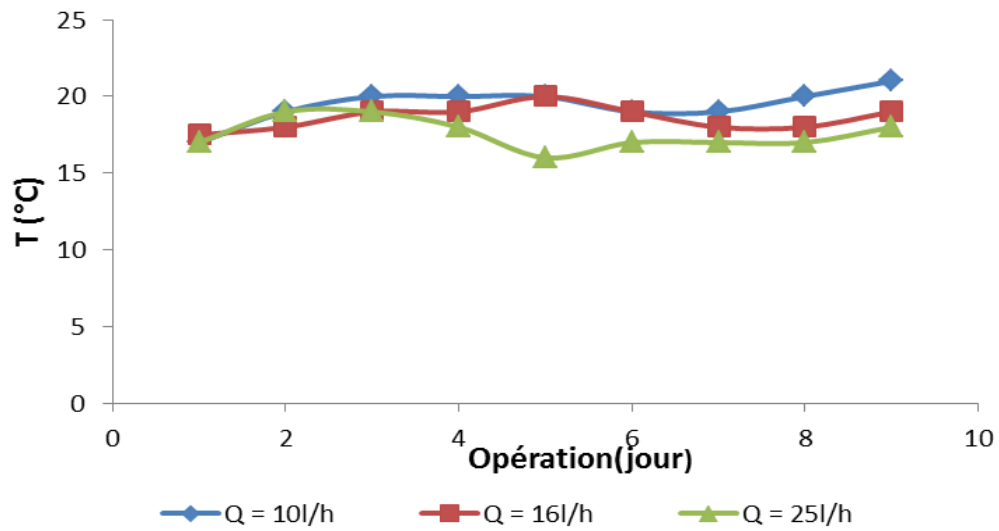


b)

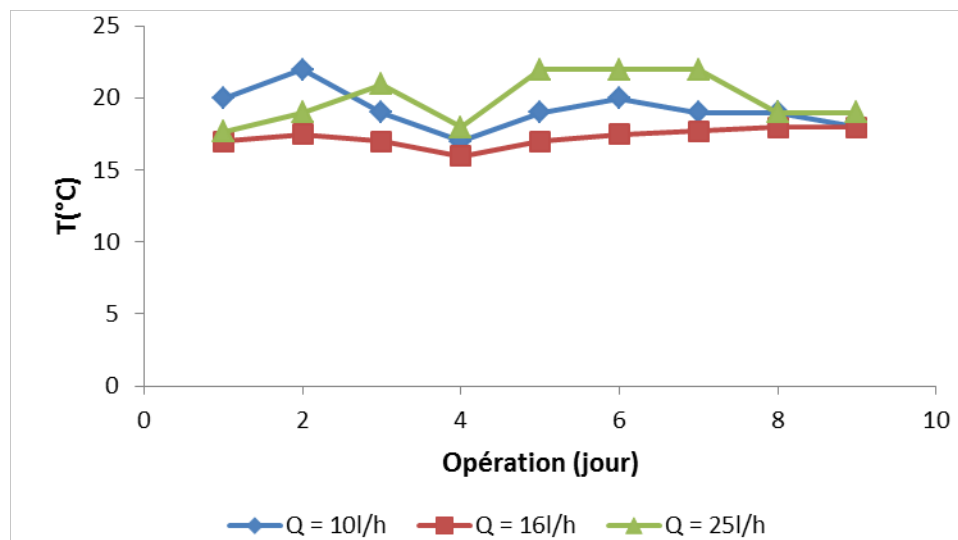
**Figure IV.3:** Variation du PH au cours de l'épuration pour les différents débits (10 L/h, 16 L/h, 25 L/h); a) pour une hauteur de 40 cm, b) pour une hauteur de 80 cm pour le troisième matériau.

#### IV.4.1.2. Evolution de la température :

La température, facteur écologique important du milieu, elle est importante pour le bon fonctionnement de la digestion anaérobie des boues et l'activité de la faune épuratrice du sable. D'après les résultats obtenus (fig IV. 4, 5 et 6), les valeurs de la température des différents échantillons sont très proches. Elles se situent dans un intervalle qui va du minimum de 17°C et au maximum de 25°C pour les eaux épurées, Cette variation est due au contact eau-air ; la température de l'eau épurée est largement inférieure à la norme. On remarque d'après les résultats trouvés que le changement de débit d'alimentation n'influe pas sur la variation de la température dans toutes les essais expérimentaux et les valeurs de la température sont proches les uns des autres. La réglementation est très diversifiée à travers le monde, en Algérie, les normes de rejets des eaux usées admises dans la nature sont de l'ordre de 30°C.

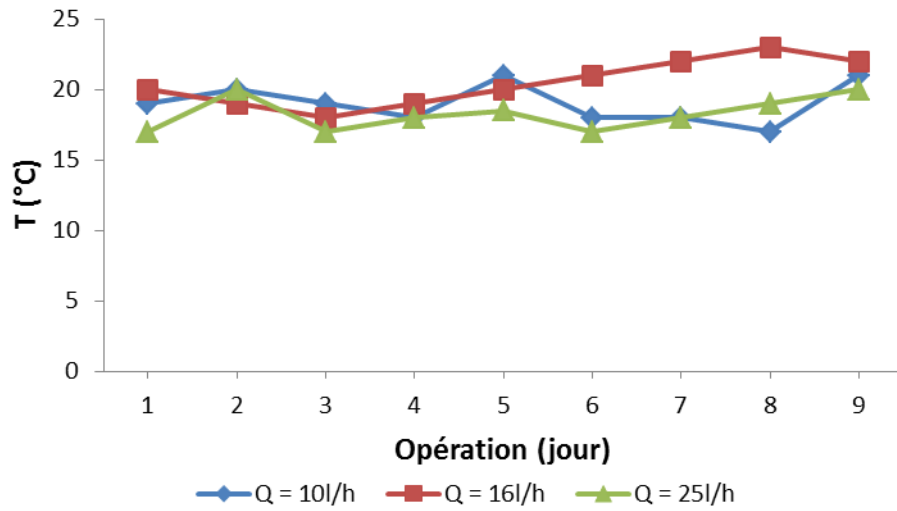


a)

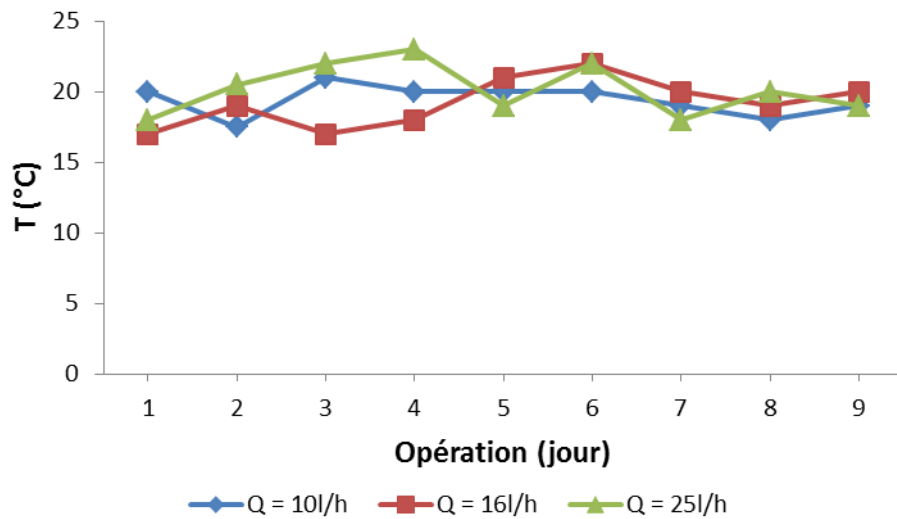


b)

**Figure IV.4:** Variation de la température au cours de l'épuration pour les différents débits (10 L/h, 16 L/h, 25 L/h) ; a) pour une hauteur de 40 cm, b) pour une hauteur de 80 cm, pour la pouzzolane.

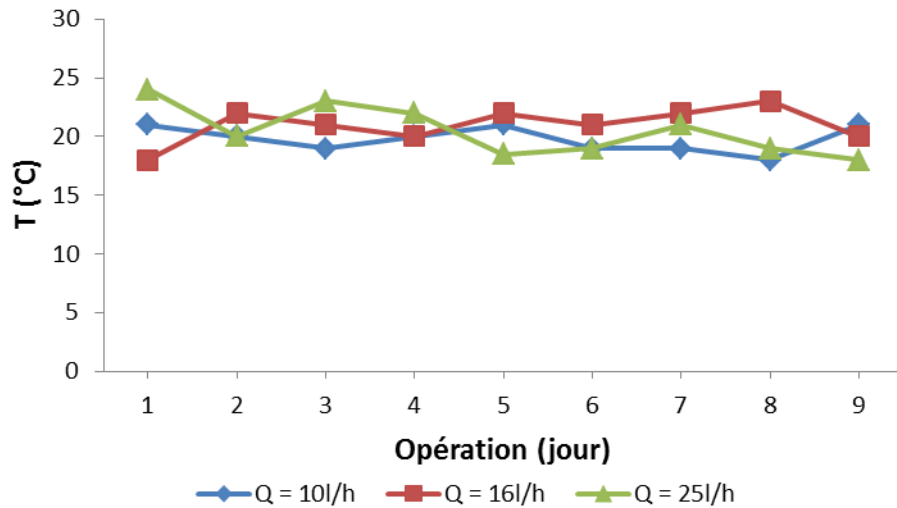


a)

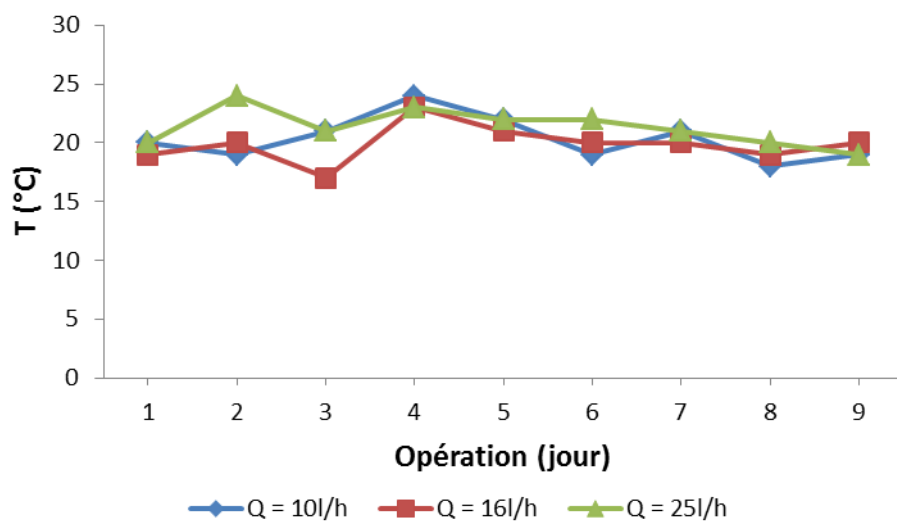


b)

**Figure IV.5:** Variation de la température au cours de l'épuration pour les différents débits (10 L/h, 16 L/h, 25 L/h) ; a) pour une hauteur de 40 cm, b) pour une hauteur de 80 cm pour le la brique concassées.



a)



b)

**Figure IV.6:** Variation de la température au cours de l'épuration pour les différents débits (10 L/h, 16 L/h, 25 L/h); a) pour une hauteur de 40 cm, b) pour une hauteur de 80 cm pour le troisième matériau.

#### IV.4.1.3. Evolution de la matière en suspension :

Théoriquement les MES sont les matières qui ne sont, ni solubles, ni à l'état colloïde du fait des limites séparant des trois états. Les matières en suspension comportent des matières organiques et des matières minérales.

Les graphes suivants montrent l'évolution de la concentration des matières en suspension en fonction du temps pour les trois matériaux (fig IV. 7, 8 et 9).

Les concentrations moyennes dans les eaux traitées sont inférieures à la valeur limitée par les normes de rejets de l'OMS (30 mg/l) pour la hauteur du lit bactérien de 80 cm dans tous les débits d'alimentation du biofiltre. Concernant la hauteur de 40 cm on remarque que les premiers résultats d'analyses sont un peu supérieurs à la norme, mais juste après on a une diminution importante dans la concentration de MES (fig IV. 7). D'après la figure IV. 7. (b) ; les concentrations de MES pour le débit de 10 l/h et une hauteur de 80 cm sont inférieures à celle des autres débits à cause de plus petit débit et la profondeur de la colonne de matériaux, donc le changement de débit d'alimentation a une influence sur le rendement de processus d'épuration.

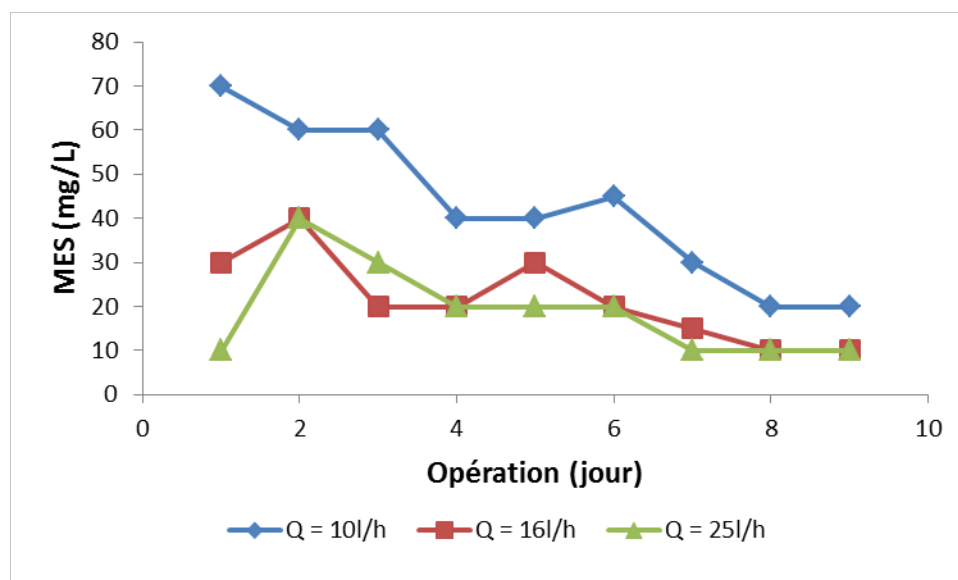
D'après la (figure VI.8), on remarque une forte baisse des matières en suspension. Les MES commence par 100 mg/l diminue au cours de traitement jusqu'à la valeur 60mg/l et ensuite elle augmente à 90 mg/l ensuite elle diminue jusqu'à 10 mg/l ; Plus le temps de l'épuration augmente et le débit recyclé de l'eau claire plus l'élimination de MES augmente. D'après la figure IV.8 (a), les concentrations de MES au débit de 10 et 25 l/h sont presque les mêmes, et on remarque dans la figure IV.8 (b) une bonne réduction de MES au débit de 16l/h.

Durant l'épuration sur le troisième matériau, on remarque (fig IV.9) une baisse de MES de 120 à 10 mg/l et de 110 à 15 mg/l pour la hauteur de 40 et 80 cm respectivement, et aussi les concentrations des MES sont proches les uns des autres pour tous les débits. Cet abattement est dû principalement à des processus physiques (filtration et sédimentation) et au tamisage au niveau du massif filtrant (**Achak et al, 2009**).

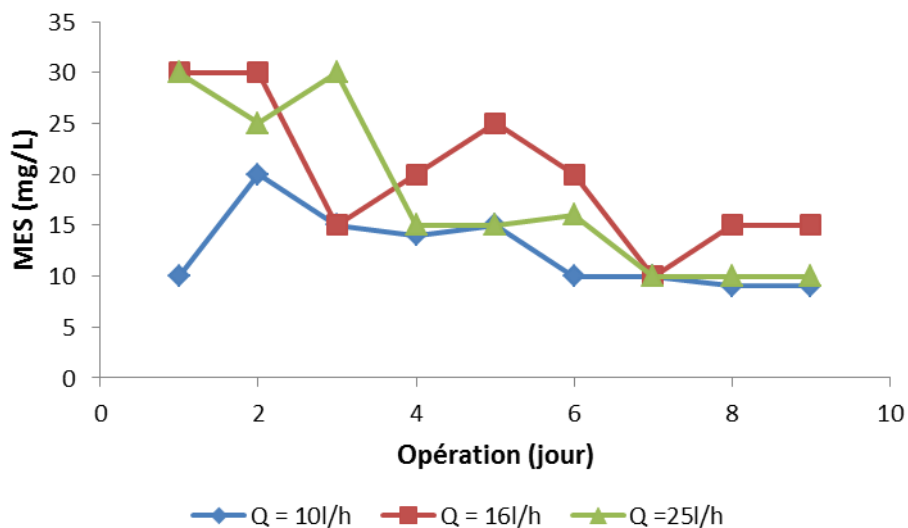
Cette tendance peut concorder avec la maturation du filtre qui aide à l'amélioration de l'efficacité d'élimination du filtre par l'interaction des contaminants avec le schmutzdecke composé principalement par des protozoaires, bactéries, algues et autres formes de vie dans le lit filtrant qui est considéré comme la réduction principale de MES (**LI et al, 2010**).

**Heistad et al, (2009)** a démontré le rôle des biofilms pour un traitement efficace des eaux usées dans les systèmes de matériaux d'infiltration, qui ont lieu après la maturation du média filtrant par la formation du biofilm qui dégrade la matière organique, réduisant par conséquent les solides en suspension.

Nous avons noté également que les rendements de dégradation et les concentrations de l'eau purifiée sont tous proches les uns des autres, et les résultats obtenus indiquent un pourcentage d'élimination élevé de MES (fig. 11, 12). Le rendement de MES était élevé (90 %) pour la hauteur de 80cm que pour la hauteur de 40 cm (85 %).

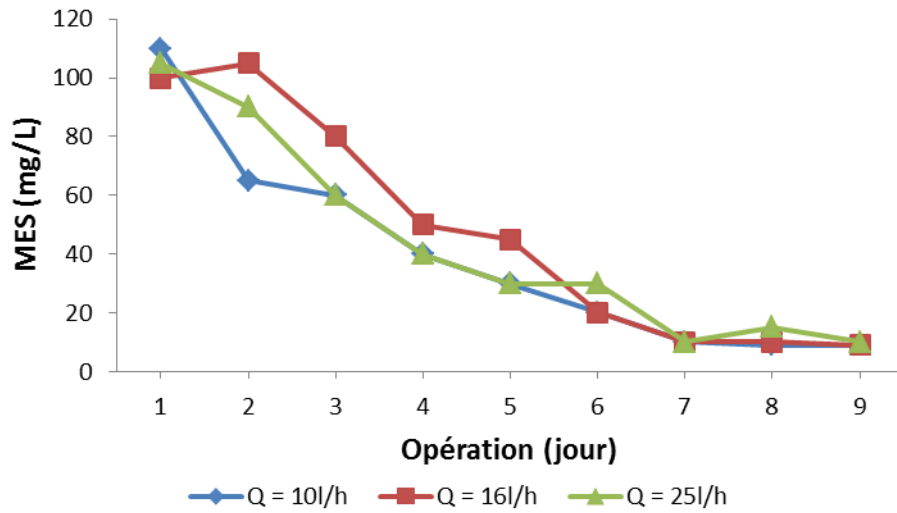


a)

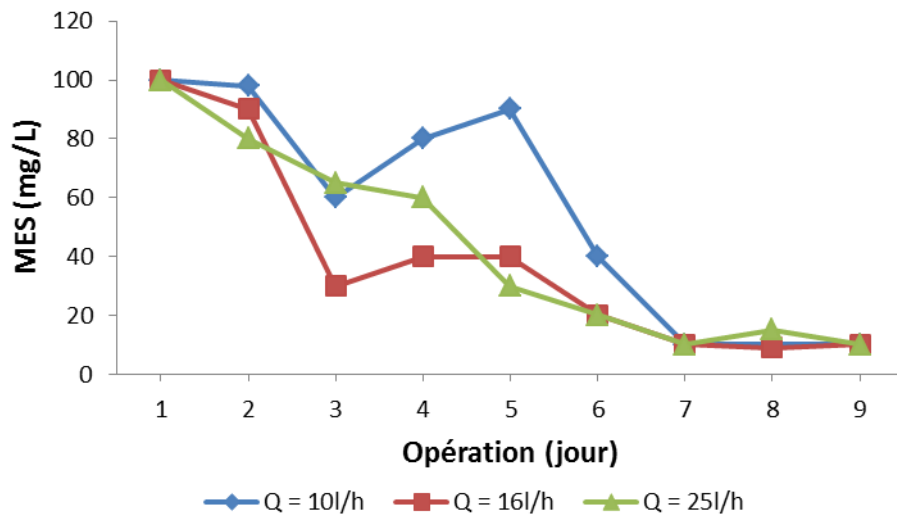


b)

**Figure IV.7:** Variation de la MES au cours de l'épuration pour les différents débits (10 L/h, 16 L/h, 25 L/h) ; a) pour une hauteur de 40 cm, b) pour une hauteur de 80 cm, pour la pouzzolane.



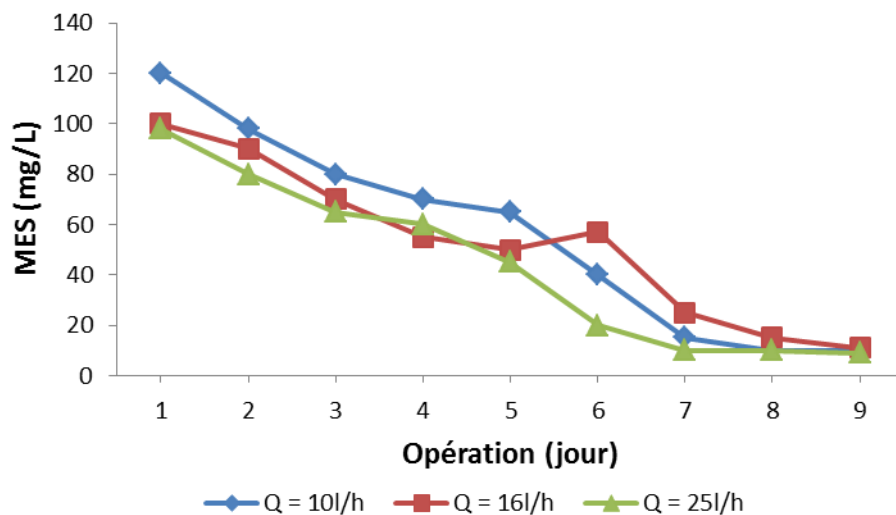
a)



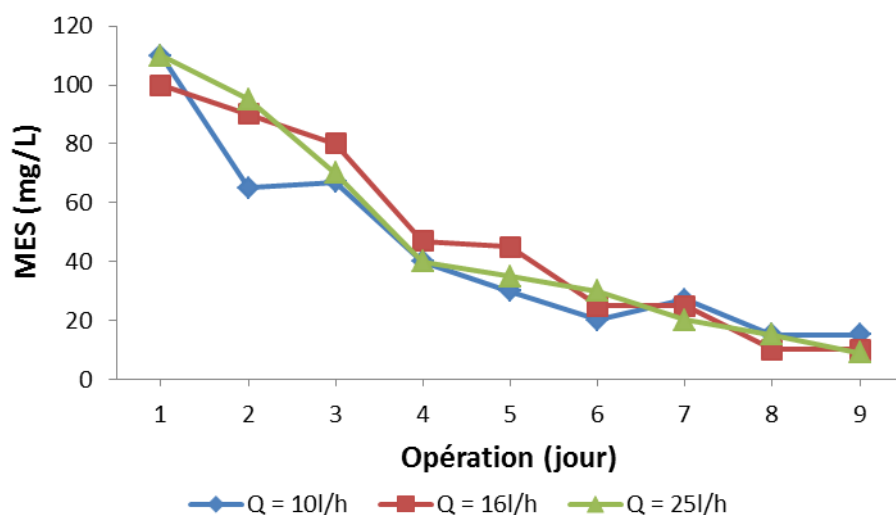
b)

**Figure IV.8:** Variation de la MES au cours de l'épuration pour les différents débits (10 L/h, 16 L/h, 25 L/h) ; a) pour une hauteur de 40 cm, b) pour une hauteur de 80 cm pour la brique concassées.





a)



b)

**Figure IV.9:** Variation de MES au cours de l'épuration pour les différents débits (10 L/h, 16 L/h, 25 L/h); a) pour une hauteur de 40 cm, b) pour une hauteur de 80 cm pour le troisième matériau.

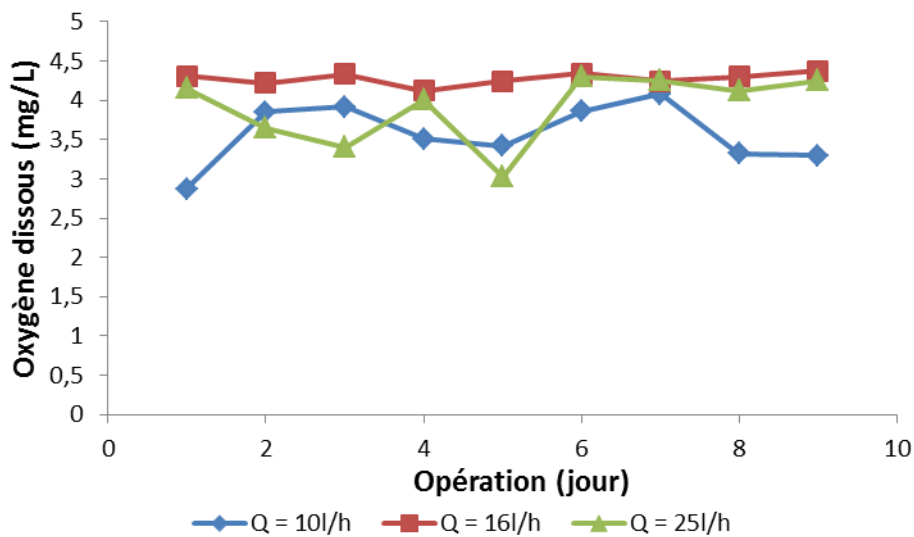
#### IV.4.1.4. Evolution de l'oxygène dissous :

Concernant l'oxygène dissous, La concentration de l'oxygène dissous dans les eaux usées brutes de la station d'épuration est environ 0.78 mg/l. Dans notre expérience la valeur d'oxygène dissous augmente légèrement de 2.7 mg/l à 3.84 mg/l en moyenne pour la hauteur

de 40 cm et de 1.14 mg/l à 3.06 mg/l pour la deuxième hauteur (fig IV.10) Donc les concentrations d'oxygène dissous ont été augmentées dans tous les expériences et tout le processus d'épuration, par conséquent, les résultats obtenus indiquent clairement une amélioration significative de la qualité de l'effluent par l'utilisation de ce matériau.

Pour le deuxième matériau, La concentration de l'O<sub>2</sub> dissous à l'entrée était de 6.5 mg/l et selon la (figure IV.11) elle a diminué à 2 mg/l après la décantation à la fin de l'expérience. Cette diminution de la teneur en O<sub>2</sub> dissous est expliquée par l'activité des bactéries au sein du lit et les bactéries consomment l'O<sub>2</sub> dissout ce qui montre que il y'a une dégradation biologique des matières organiques.

Après pour la figure IV.12; une diminution de la concentration d'oxygène dissous de 6.4 à 1.42 mg/l et de 4.46 à 0.88 mg/l pour une hauteur de 40 et 80 cm respectivement. On remarque aussi d'après tous les graphes et les résultats trouvés qu'on a une diminution importante de l'oxygène dissous pour le débit de 10l/h que les autres débits.



a)

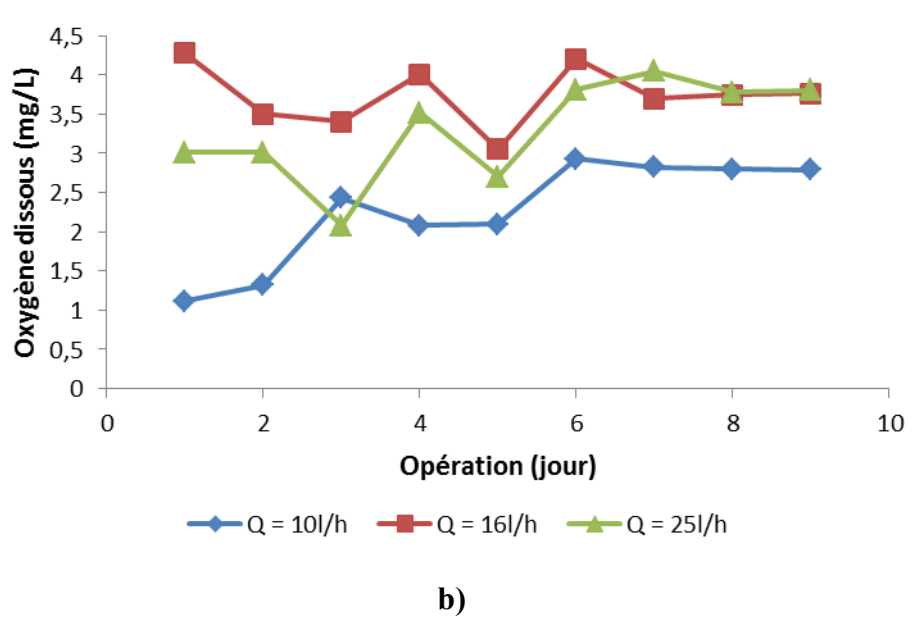
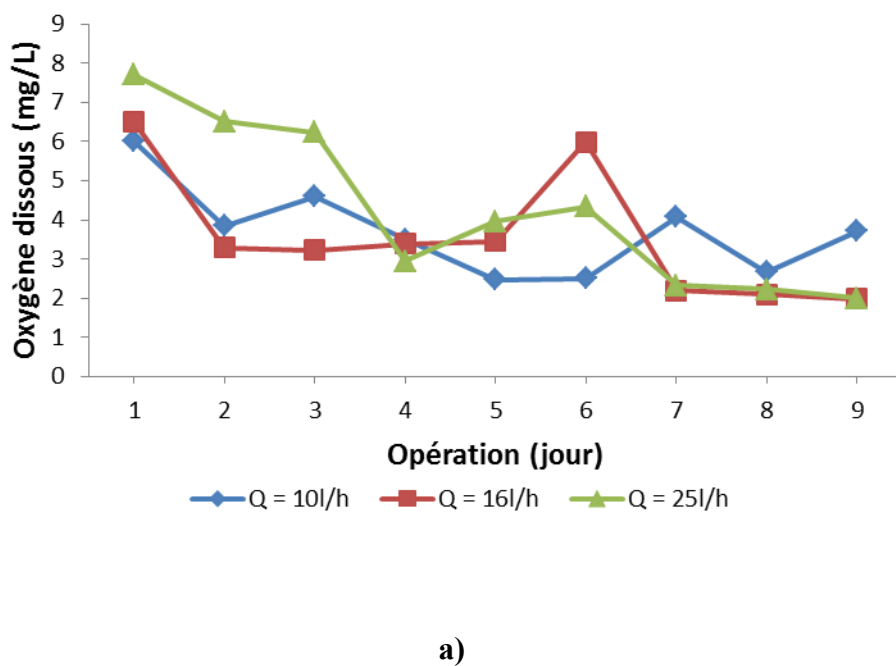
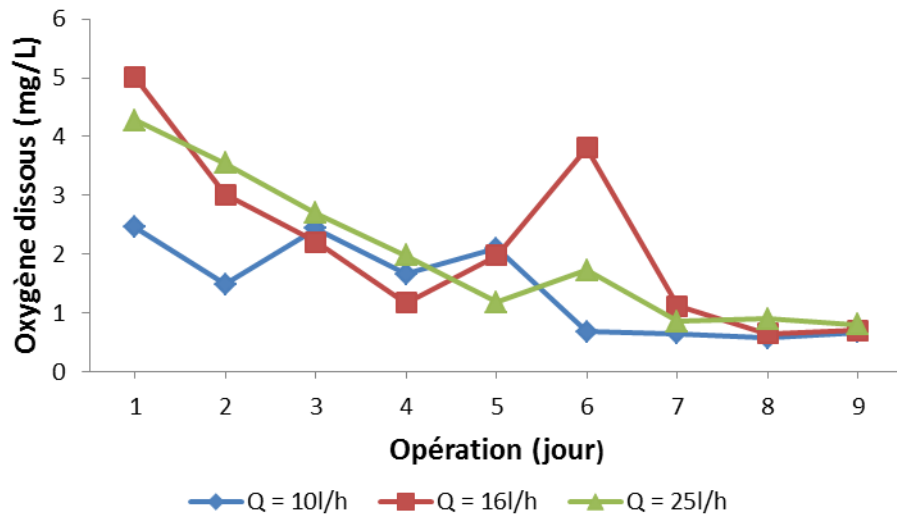


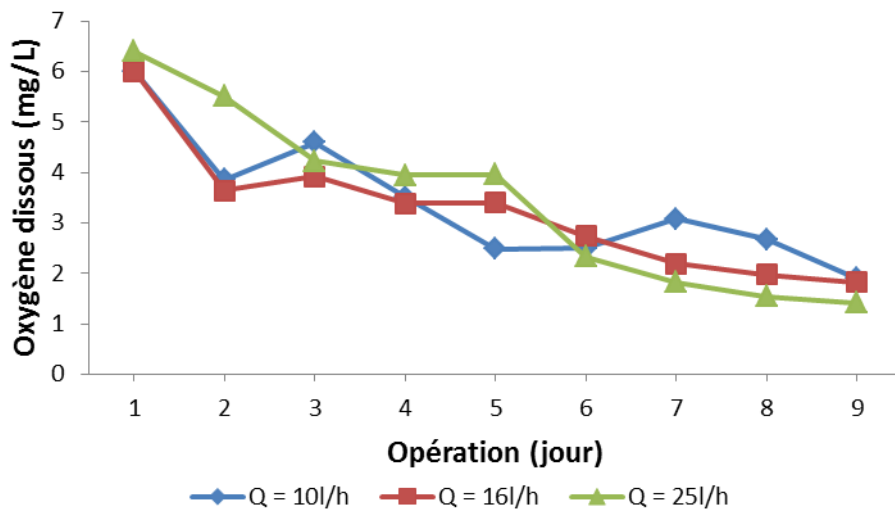
Figure IV.10: Variation de l'oxygène dissous au cours de l'épuration pour les différents débits (10 L/h, 16 L/h, 25 L/h); a) pour une hauteur de 40 cm, b) pour une hauteur de 80 cm, pour la pouzzolane.



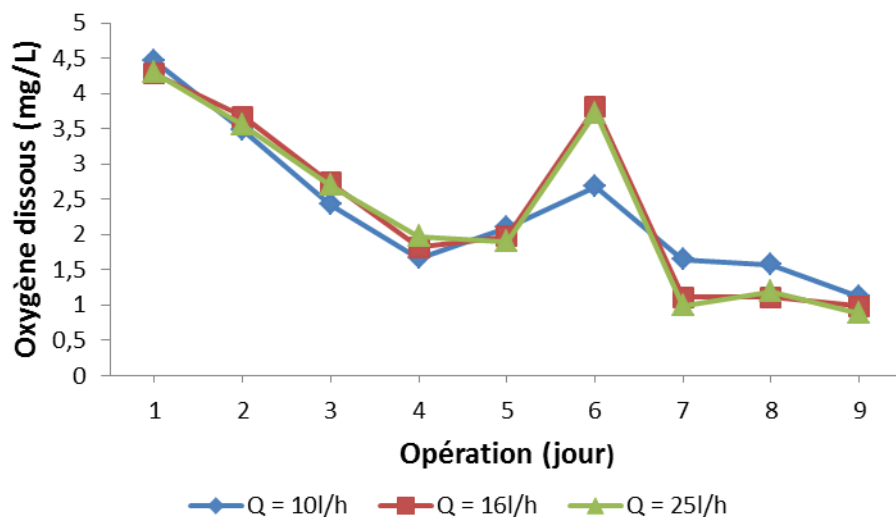


b)

Figure IV.11: Variation de l'oxygène dissous au cours de l'épuration pour les différents débits (10 L/h, 16 L/h, 25 L/h); a) pour une hauteur de 40 cm, b) pour une hauteur de 80 cm pour la brique concassées.



a)



b)

**Figure IV.12:** Variation de l'oxygène dissous au cours de l'épuration pour les différents débits (10 L/h, 16 L/h, 25 L/h); a) pour une hauteur de 40 cm, b) pour une hauteur de 80 cm pour le troisième matériau.

#### IV.4.1.5. Evolution de la turbidité :

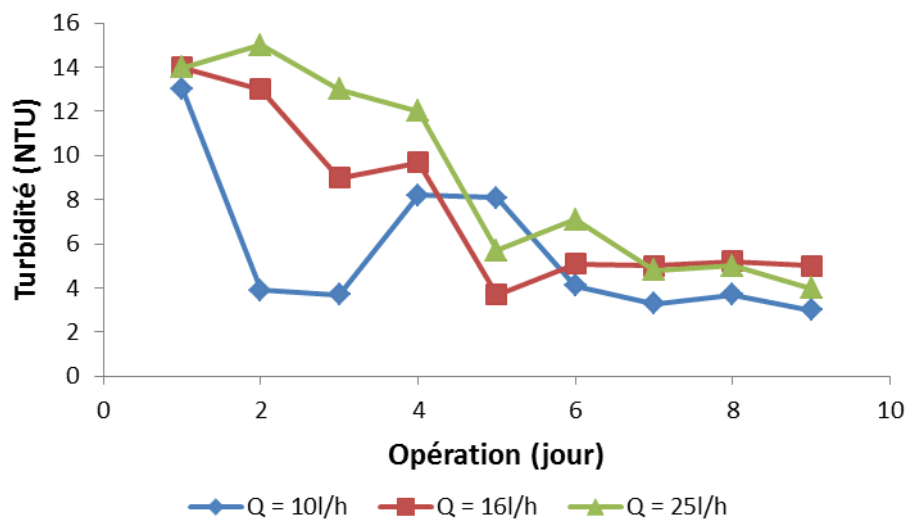
La turbidité est l'un des paramètres de pollution particulaire et elle représente la quantité de matière fine responsable de la turbidité de l'échantillon (**Lipták, 2003**). Les valeurs de la turbidité enregistrées dans les eaux usées avant traitement par le matériau, varient de 80 NTU à 300 NTU, ça dépend de la charge journalière entrant dans la station d'épuration et la nature de l'eau à traiter. Concernant les eaux épurées, on remarque une réduction importante de ce paramètre dont les valeurs se situent dans un intervalle qui va du minimum à 03 NTU au maximum 35 NTU (fig. IV.13), on observe que le débit de 10l/h donne une bonne élimination de la turbidité que les autres deux débits, cette diminution est due à la dégradation de la matière organique. Ces valeurs restent toujours inférieures aux normes algériennes de rejet (50 NTU).

Une diminution de 70 à 8 NTU 80 à 7 NTU pour une hauteur de 40 et 80 cm respectivement, (fig. IV.14), cet abattement est dû principalement à des processus physiques comme la filtration et la sédimentation.

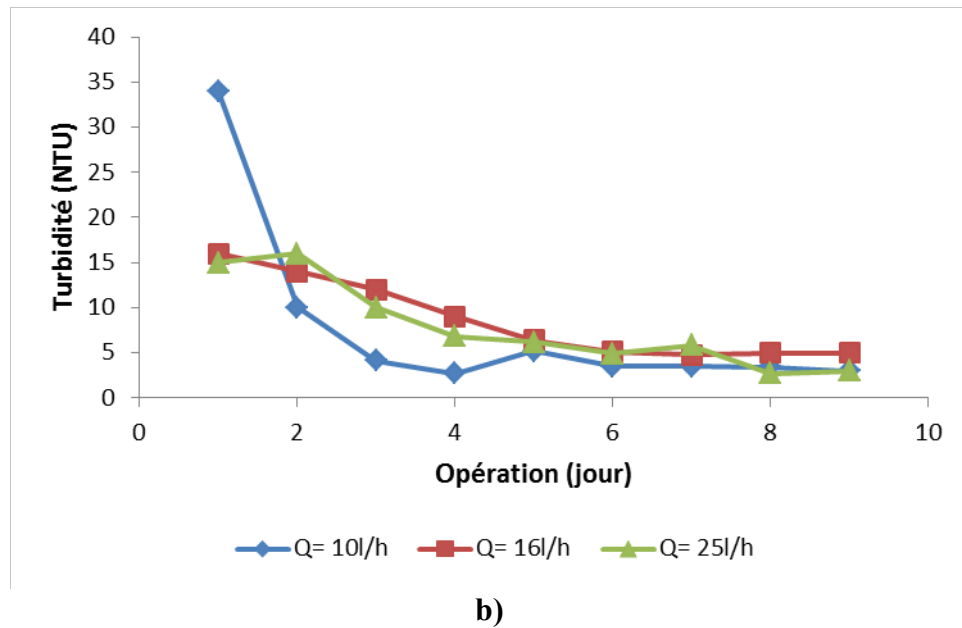
On remarque concernant la figure IV.15 une baisse de la turbidité durant l'utilisation de troisième matériau pour le débit de 40 et 80 cm, de 100 à 13 NTU et de 110 à 10 NTU respectivement, et une bonne amélioration de la turbidité dans la hauteur de 80 cm par rapport

à 40 cm, et il y a une meilleure réduction de la turbidité pour un débit d'alimentation de 16 l/h que les autres (fig. IV.14 et 15).

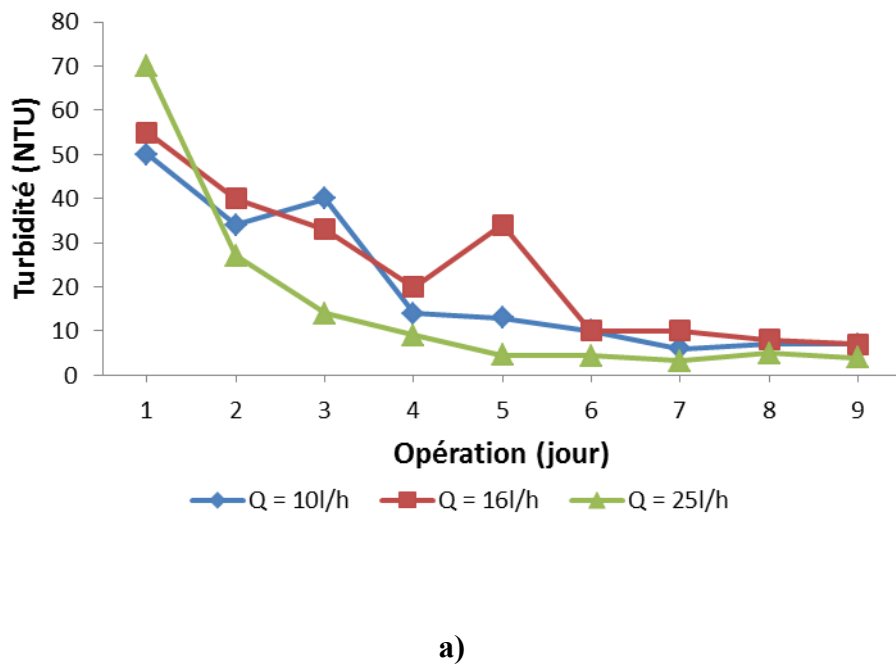
La constance des performances du matériau s'est améliorée pendant le fonctionnement du filtre en raison du colmatage progressif ; où la taille des pores est devenue plus petite entraînant une augmentation de la tension dans la couche supérieure du filtre, améliorant ainsi l'élimination de la turbidité en réduisant la taille des pores du média et donc la rétention de plus de particules (Davies et al, 2012). Cette tendance peut être cohérente avec la maturation du filtre, qui contribue à améliorer l'efficacité d'élimination dans le temps, et par l'interaction des contaminants avec le biofilm composé principalement de protozoaires, de bactéries et d'autres formes de vie dans le lit filtrant qui est considéré comme le réduction principale de la turbidité (Li et al, 2010).

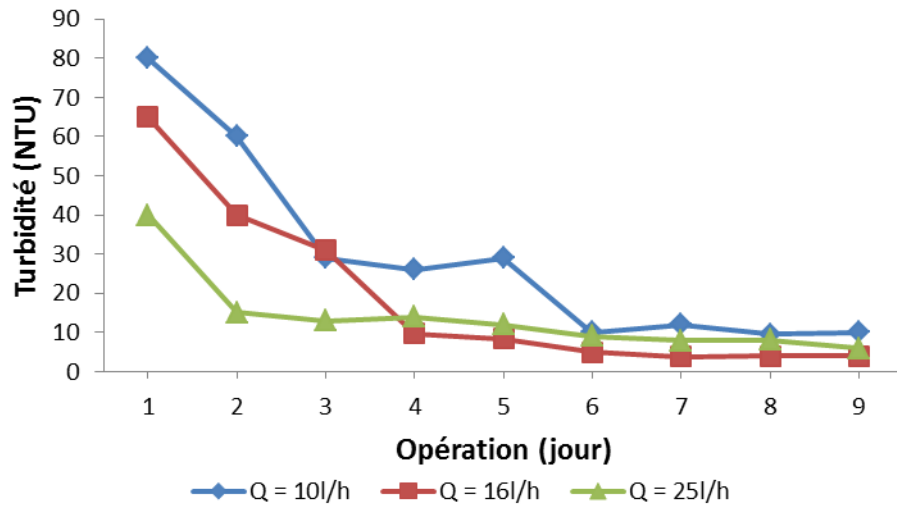


a)



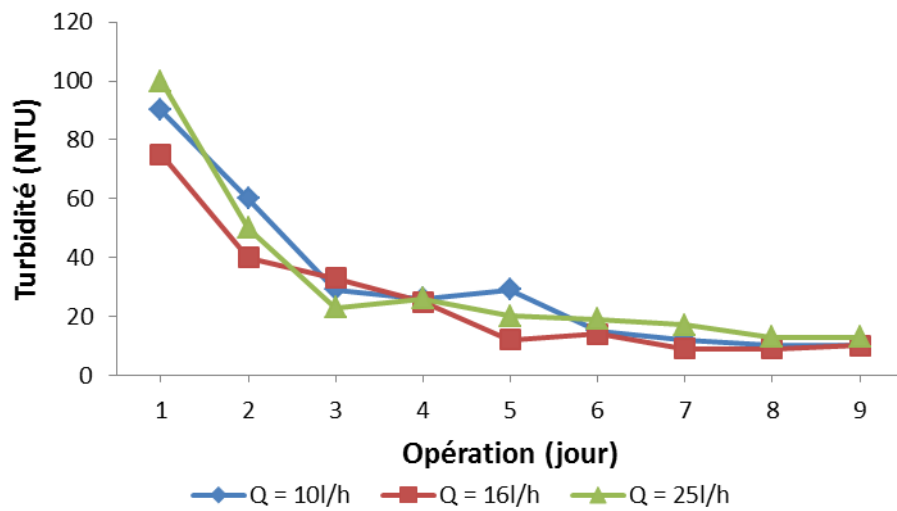
**Figure IV.13:** Variation de la turbidité au cours de l'épuration pour les différents débits (10 L/h, 16 L/h, 25 L/h) ; a) pour une hauteur de 40 cm, b) pour une hauteur de 80 cm, pour la pouzzolane.





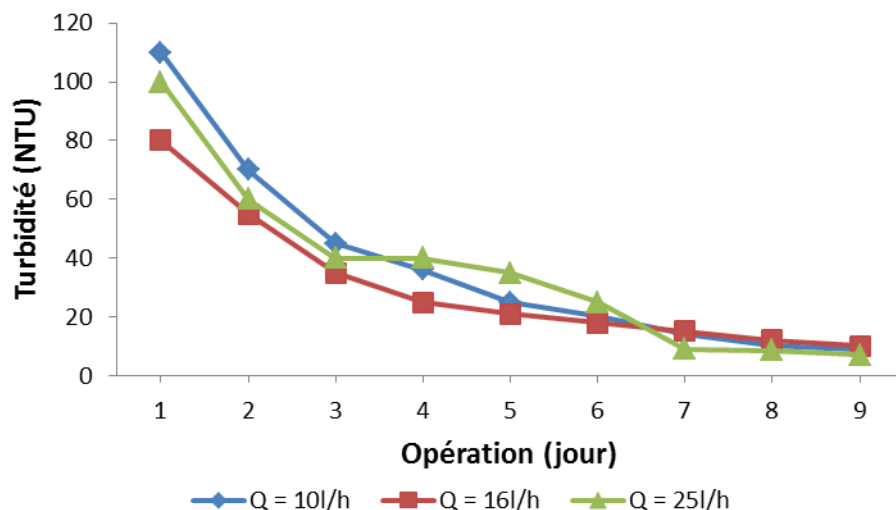
b)

Figure IV.14: Variation de la turbidité au cours de l'épuration pour les différents débits (10 L/h, 16 L/h, 25 L/h); a) pour une hauteur de 40 cm, b) pour une hauteur de 80 cm pour la brique concassées.



a)





b)

**Figure IV.15:** Variation de l'oxygène dissous au cours de l'épuration pour les différents débits (10 L/h, 16 L/h, 25 L/h); a) pour une hauteur de 40 cm, b) pour une hauteur de 80 cm pour le troisième matériau.

#### IV.4.1.6. Evolution de la DCO :

La DCO est un indicateur important de la charge organique des eaux usées urbaines, La DCO est la quantité d'oxygène consommée lors d'une réaction chimique mettant en milieu sulfurique concentré et à une température élevée. Ce paramètre est une indication sur les quantités de substances organiques chimiquement oxydables, présentes dans l'eau (Bliefert et al, 2001).

On remarque que les valeurs de la DCO de l'eau brute est variable selon les jours, elles oscillent entre 115 mg/l et 489 mg/l. Concernant l'effluent traité, les valeurs enregistrées de la DCO varient entre 9.6 mg/l et 48 mg/l qui sont inférieure à la norme de rejet (Fig IV.16). Le rendement d'épuration pour la hauteur de 40 cm et de 80 cm était 92 % et 98 % respectivement donc on peut dire qu'il y'a une bonne réduction de la DCO. On remarque aussi dans les graphes (a) et (b) de la figure IV.16 qu'on a une meilleure réduction de la DCO pour un débit de 10 l/h que les autres deux débit mais à la fin dans les trois derniers jours les résultats sont les mêmes avec le débit de 25 l/h.

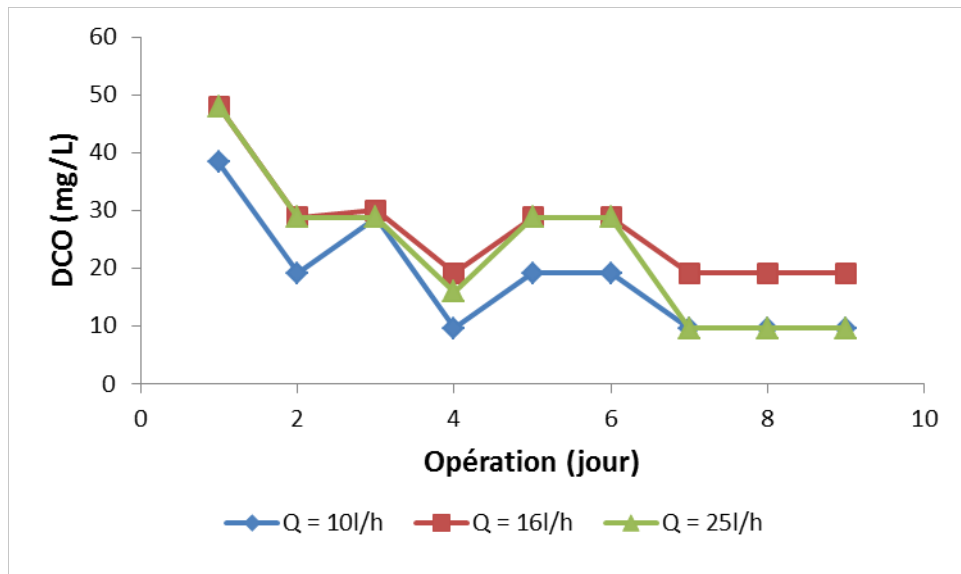
Pour la figure IV.17, on remarque une diminution de la DCO de 140 à 10 mg /l et de 40 à 10 mg/l pour la hauteur de 40 et 80 cm respectivement. D'après la figure IV.18, on observe

une baisse de la concentration de la DCO de 140 à 19.2 mg/l et de 96 à 19.2 mg/l, concernant la hauteur 40 et 80 cm respectivement, cette diminution due à la dégradation importante de la charge polluante, et concernant le débit d'alimentation la meilleure réduction a été observée dans le débit de 25 l/h pour les deux derniers matériaux presque pour tous les jours. Alors nous pouvons dire à la fin qu'il y a un bon abattement de DCO pour tous les matériaux utilisés ; mais la pouzzolane est le meilleur matériau pour le rendement d'épuration de la DCO.

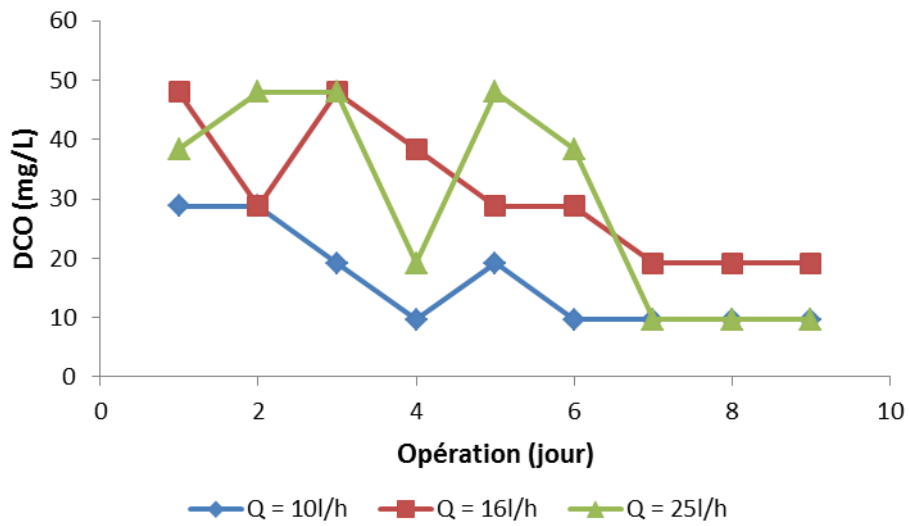
D'après **Khengaoui et al, (2015)**, Ce phénomène de dégradation peut être justifié par la formation probable de biofilm, notamment au niveau de la couche superficielle du filtre, qui favorise la rétention et l'adsorption de la matière organique et donc sa dégradation par les bactéries. La diminution importante de la DCO indique qu'une bonne assimilation bactérienne a lieu dans le matériau mais aussi que la flore microbienne du biofilm formé s'est acclimatée à la composition de l'effluent au fil des semaines ce qui facilite sa dégradation (**Riley et al, 2018**).

Selon **Do Carmo Lourenço (2008)**, ce phénomène peut être justifié par la formation probable de biofilm, en particulier au niveau de la couche superficielle des matériaux, ce qui favorise la décantation de la matière organique et donc sa dégradation par les bactéries.

Cette phase s'appelle « la période de maturation des filtres » où le filtre commence à se fissurer après une semaine de fonctionnement, il s'ensuit une activité biologique entraînant la dégradation des matières organiques dans le filtre. Par conséquent, la présence d'une petite quantité de matière organique contribue à accélérer la maturation des filtres de matériau, et donc favoriser la formation rapide de la biomasse (**Achak, 2009**).

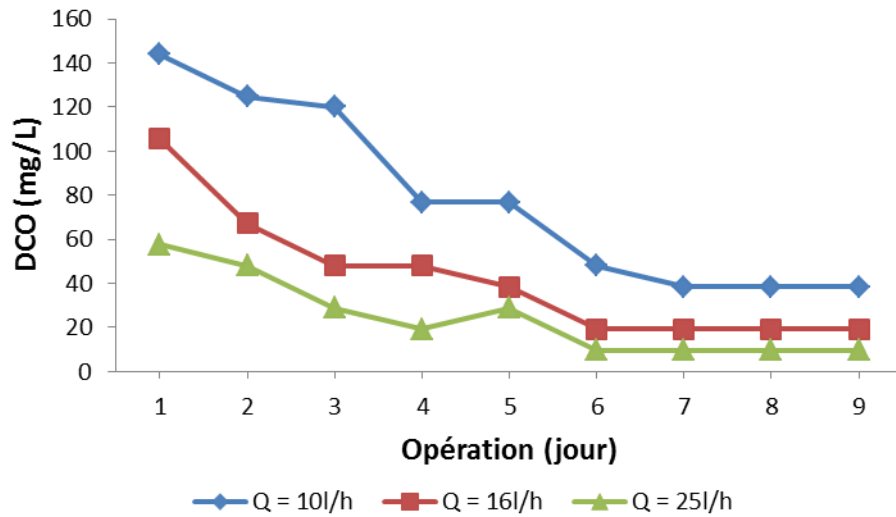


a)

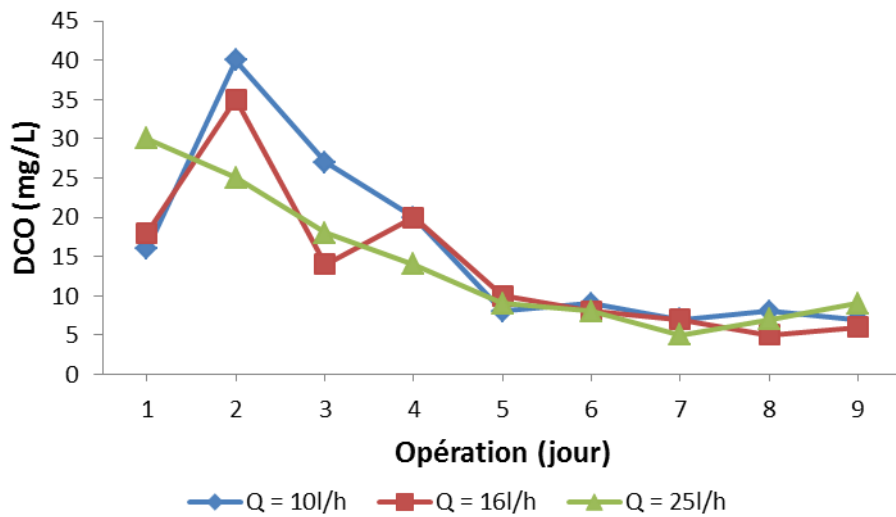


b)

**Figure IV.16:** Variation de la DCO au cours de l'épuration pour les différents débits (10 L/h, 16 L/h, 25 L/h) ; a) pour une hauteur de 40 cm, b) pour une hauteur de 80 cm, pour la pouzzolane.

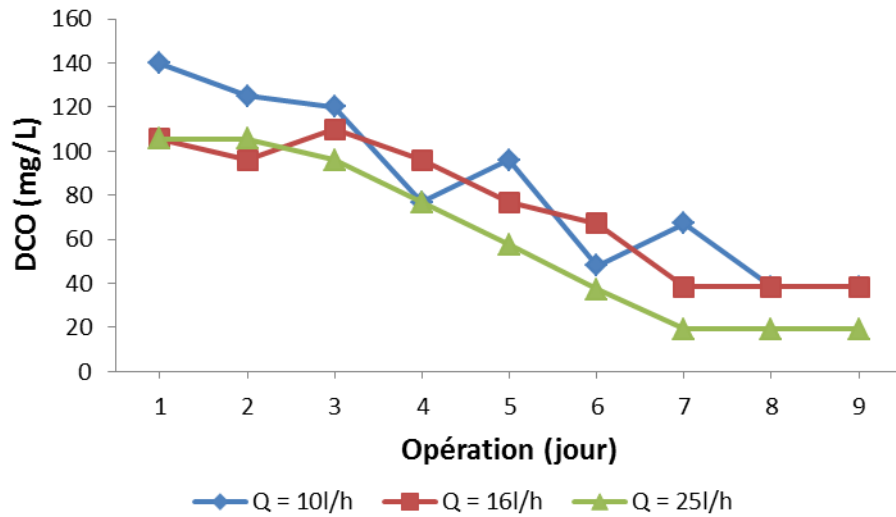


a)

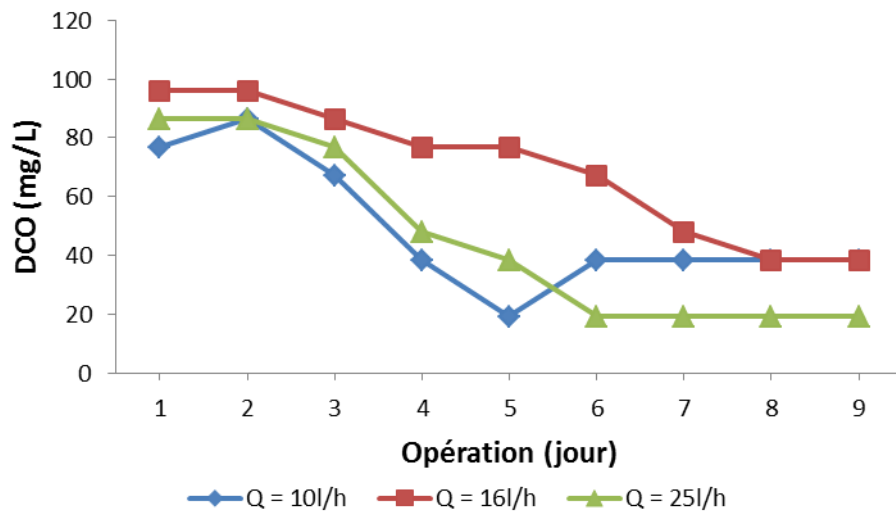


b)

**Figure IV.17:** Variation de la DCO au cours de l'épuration pour les différents débits (10 L/h, 16 L/h, 25 L/h); a) pour une hauteur de 40 cm, b) pour une hauteur de 80 cm pour la brique concassées.



a)



b)

**Figure IV.18:** Variation de l'oxygène dissous au cours de l'épuration pour les différents débits (10 L/h, 16 L/h, 25 L/h); a) pour une hauteur de 40 cm, b) pour une hauteur de 80 cm pour le troisième matériau.

#### **IV.4.1.7. Evolution de la DBO<sub>5</sub> :**

La DBO<sub>5</sub> est un paramètre constitue un bon indicateur de la teneur en matières organiques biodégradables d'une eau naturelle polluée ou d'une eau résiduaire. Les variations de la teneur en DBO<sub>5</sub> au cours de notre suivie des paramètres de la pollution organique, le long de la filière de traitement sont représentés par les figures IV.19, 20 et 21. La valeur moyenne de la charge polluante reçue par le pilote varie entre 50 mg/l et 290 mg/l en fonction des jours, et nous remarquons que pour tous les matériaux, nous avons eu une forte dégradation de la DBO<sub>5</sub>.

Les concentrations sortantes sont presque confondues avec la norme requise. Les graphes des concentrations sortantes ont une forme très proche d'une droite. Alors il n'y a pas une différence significative entre les concentrations sortantes au cours de toutes les expériences.

Les teneurs en DBO<sub>5</sub> de l'eau filtré sont entre 4 mg/l et 38 mg/l, pour la hauteur de 40 cm, ce qui correspond à un taux d'abattement moyen de 92%, et entre 3 mg/l et 27 mg/l pour la deuxième hauteur avec un rendement moyen de 97% (fig IV.19). De plus, **Ouadi et al. (2020)** ont rapporté un pourcentage d'élimination similaire entre 93 % et 97 % pour la DBO<sub>5</sub> en utilisant la pouzzolane comme système de biofiltre.

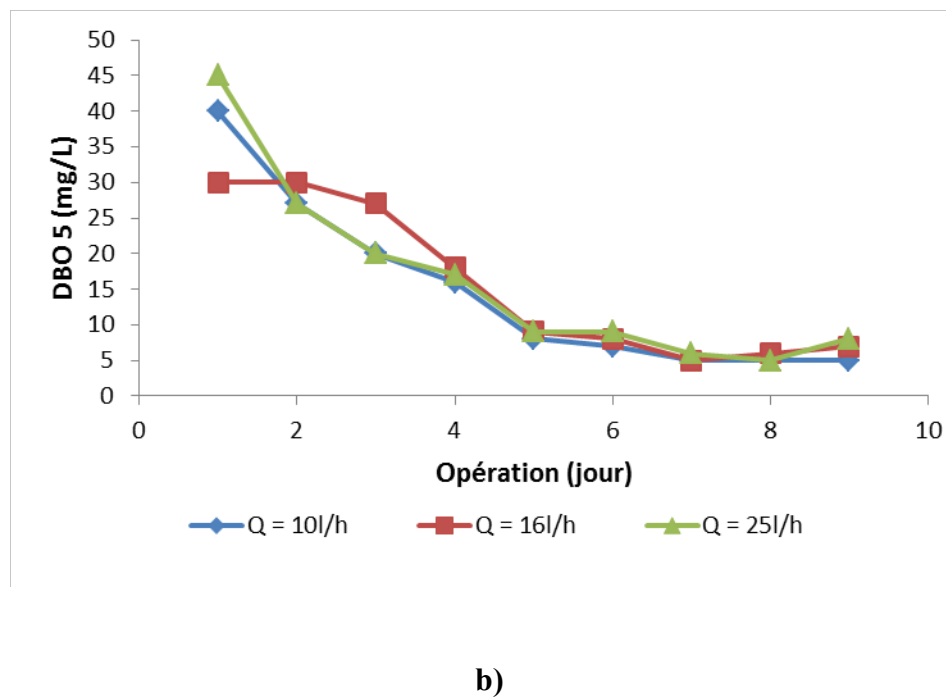
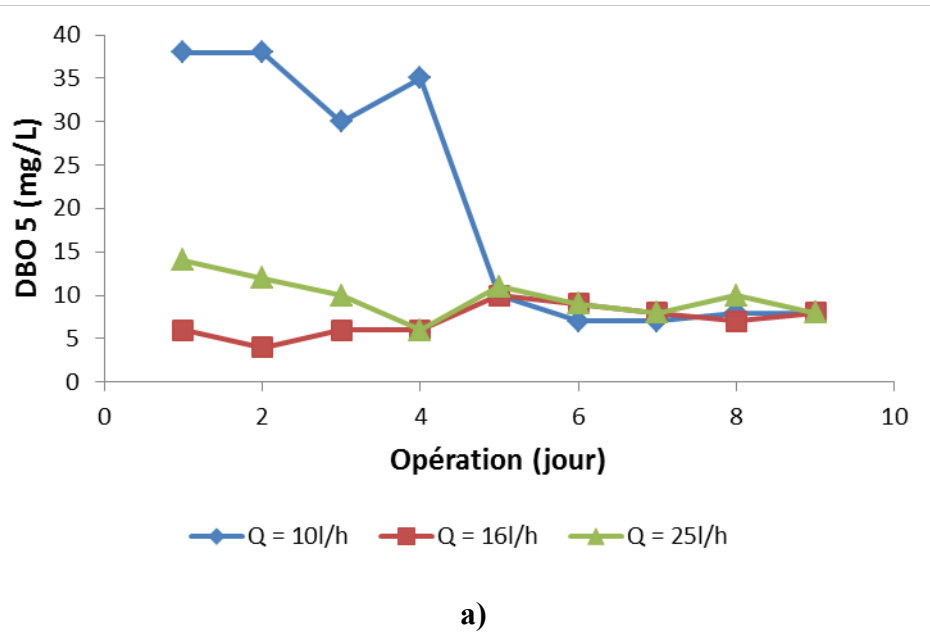
On observe dans la figure IV.20 une diminution de la DBO<sub>5</sub> de 50 à 9 mg/l et de 30 à 7 mg/l pour la hauteur de 40 et 80 cm respectivement.

Concernant la figure IV.21 pour l'évolution de la concentration en DBO<sub>5</sub>, on aussi une diminution dans la hauteur de 40 et 80 cm de 90 à 11 mg /l et de 45 à 9 mg/l respectivement. On remarque dans les graphes que les valeurs des résultats de la DBO<sub>5</sub> sont proche les uns des autres pour tous les débits, juste pour un débit de 25 l/h il y a un bon rendement que les autres débits presque pour tous les matériaux. Selon **Bagundol et al (2013)**, le mécanisme de réduction de la DBO<sub>5</sub> peut être le piégeage mécanique et l'adsorption de particules inorganiques et organiques.

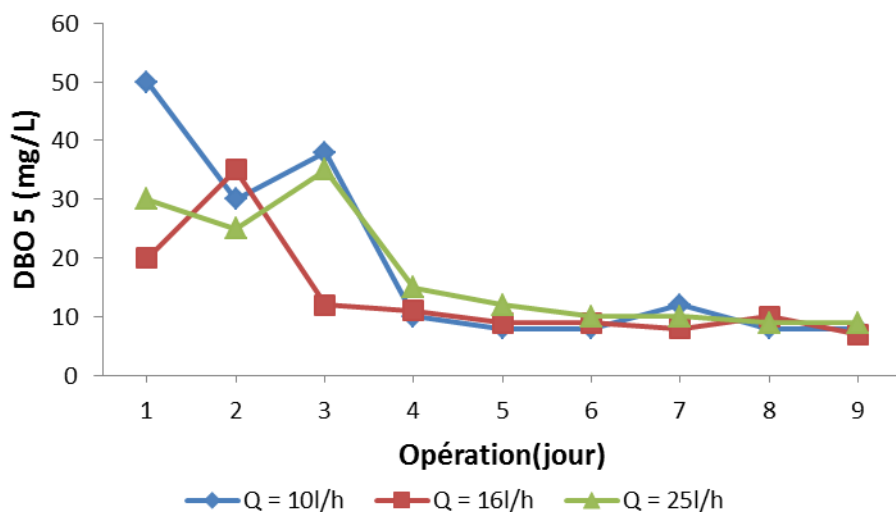
D'après les résultats trouvés, on remarque une réduction moins importante de la DBO et DCO pour les deux derniers matériaux, cette décroissance de performance est caractérisée par le type de matériau et ces caractéristiques, mais les résultats restent acceptables.

La qualité de l'eau en DBO<sub>5</sub> est inférieure aux normes algériennes de rejet (40 mg/l), et celles du journal officiel de la communauté européenne (30 mg/l).

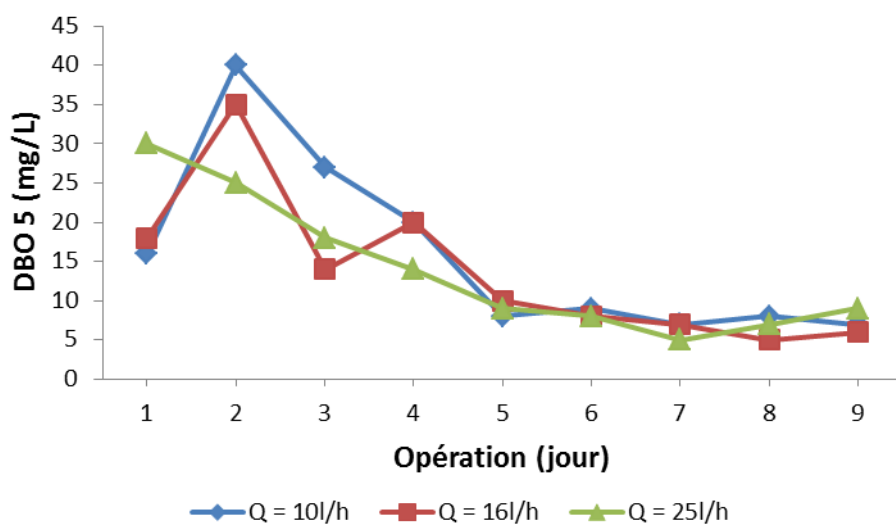
La forte réduction de la DBO<sub>5</sub> et de la DCO indique que la flore microbienne du biofilm formé s'est acclimatée avec la composition de l'effluent au fur et à mesure des jours ce qui facilite la dégradation des composés biodégradables (**Achak, 2009**).



**Figure IV.19:** Variation de la DBO<sub>5</sub> au cours de l'épuration pour les différents débits (10 L/h, 16 L/h, 25 L/h) ; a) pour une hauteur de 40 cm, b) pour une hauteur de 80 cm, pour la pouzzolane.



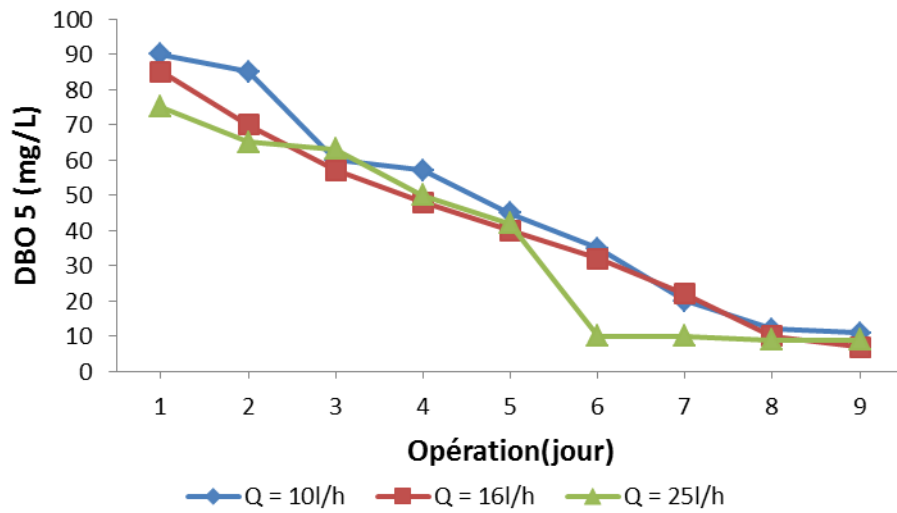
a)



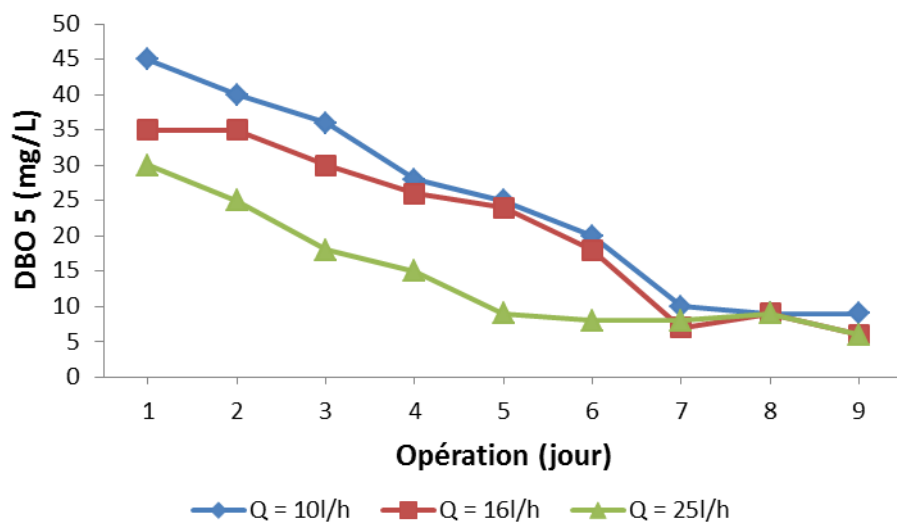
b)

**Figure IV.20:** Variation de la DBO<sub>5</sub> au cours de l'épuration pour les différents débits (10 L/h, 16 L/h, 25 L/h); a) pour une hauteur de 40 cm, b) pour une hauteur de 80 cm pour la brique concassées.





a)



b)

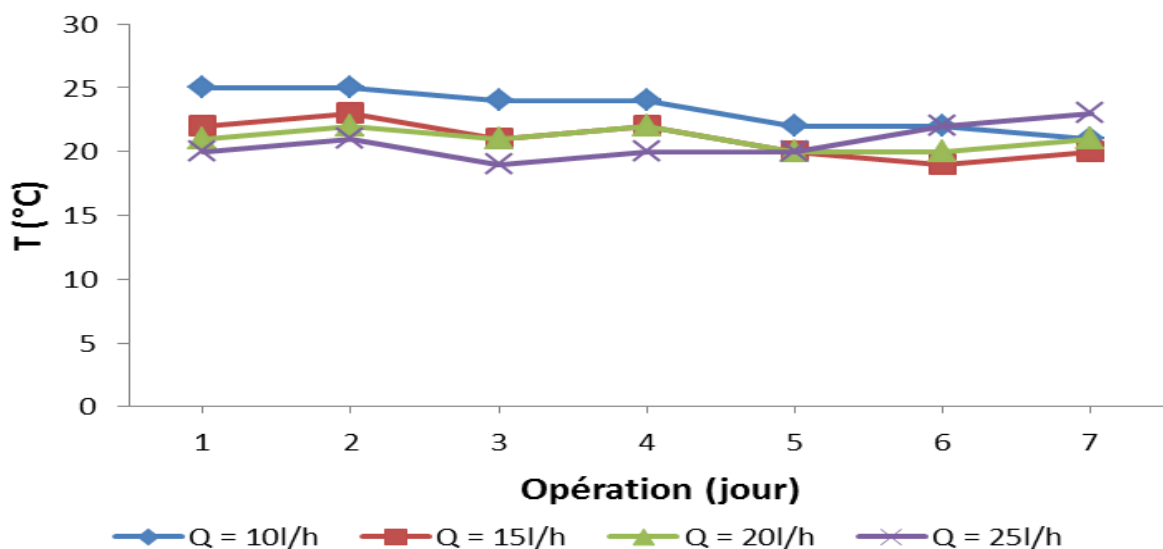
**Figure IV.21:** Variation de l'oxygène dissous au cours de l'épuration pour les différents débits (10 L/h, 16 L/h, 25 L/h); a) pour une hauteur de 40 cm, b) pour une hauteur de 80 cm pour le troisième matériau.

#### IV.2.4. Utilisation d'une colonne de double couche pouzzolane et brique concassée :

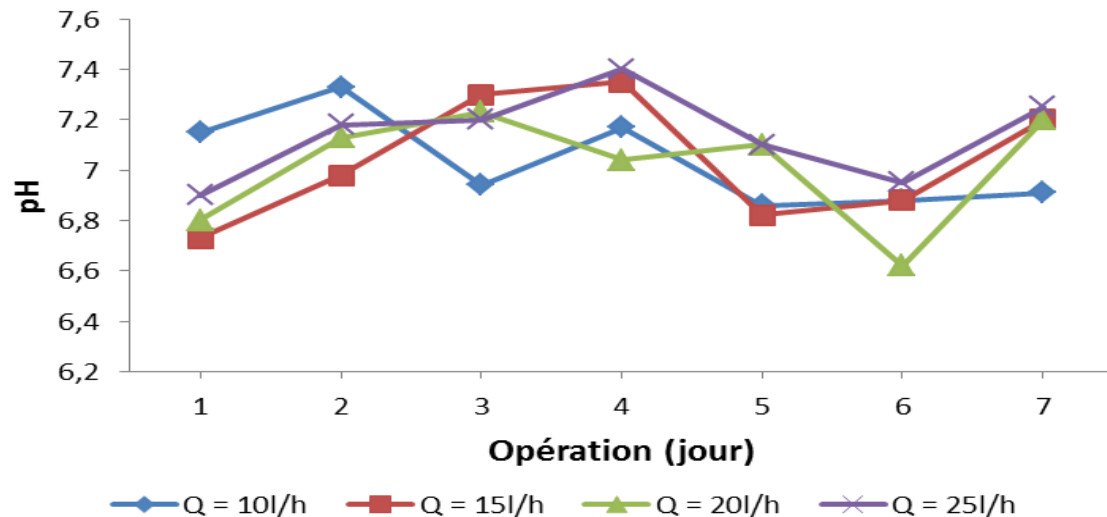
##### IV.2.4.1. Résultats du pH et la température :

Les valeurs de la température des eaux usées traitée enregistrées sont inférieures à 30°C considérée comme valeur limite de rejet direct dans le milieu récepteur (Fig. IV.22). Les résultats de la température sont proches les uns des autres pour tous les débits, et le changement dans le débit n'influe pas sur la variation de la température.

Les résultats de la figure. IV.23 montrent La variation de la valeur du ph des eaux traités par le pilote, qu'est liée d'une façon significative aux processus de nitrification et dénitrification. Les valeurs de pH mesurés varient peu et restent autour de 7 en moyenne. Les valeurs obtenues sont comparables à la norme de rejet pour les eaux usées épurée qui présentent généralement un pH neutre. On remarque aussi que les valeurs sont proches les uns des autres et la variation de débit n'influe pas sur les résultats de pH.



**Figure IV.22:** Variation de la température au cours de l'épuration pour les différents débits (10 L/h, 15 L/h, 20 L/h, 25 L/h) par une double couche



**Figure IV.23:** Variation du PH au cours de l'épuration pour les différents débits (10 L/h, 15 L/h, 20 L/h, 25 L/h) par une double couche

#### IV.2.4.2. Résultats de l'oxygène dissous, MES et turbidité

La figure IV.24 montre l'évolution de la teneur de l'oxygène dissous obtenue par le pilote. La diminution est probablement due au phénomène de dégradation de la forte charge en matière organique des eaux usées traitée d'une part et d'autre part de la bonne oxygénation du filtre. On constate des meilleurs résultats pour un débit de 25l/h que les autres débits.

A la suite de la lecture du graphe IV.26, (représentant des variations de MES), qui indique des certains valeurs supérieures à la norme algérienne de rejet au début d'essai ceci revient principalement au mauvais échantillonnage et que au début de l'expérience le biofilm n'a pas encore formé sur les surfaces des grains des deux types de matériaux. Ensuite après le passage de l'effluent dans l'unité pilote qui permet de réduire les MES de l'effluent traité de 40 mg/l à une valeur moyenne de 5 mg/l satisfaisante comparée à la valeur des normes de rejet qui est de 35mg/l. le taux d'abattement atteint un rendement moyenne de 92 % pour tous les débits. On remarque aussi que pour un débit de 25l/h on a une bonne réduction de MES que dans les autres trois débits, car le filtre prend le temps pour former le biofilm à la surface des grains des matériaux.

Concernant la turbidité, on a une bonne réduction dans la turbidité pour un débit de 25l/h que pour les autres débits.

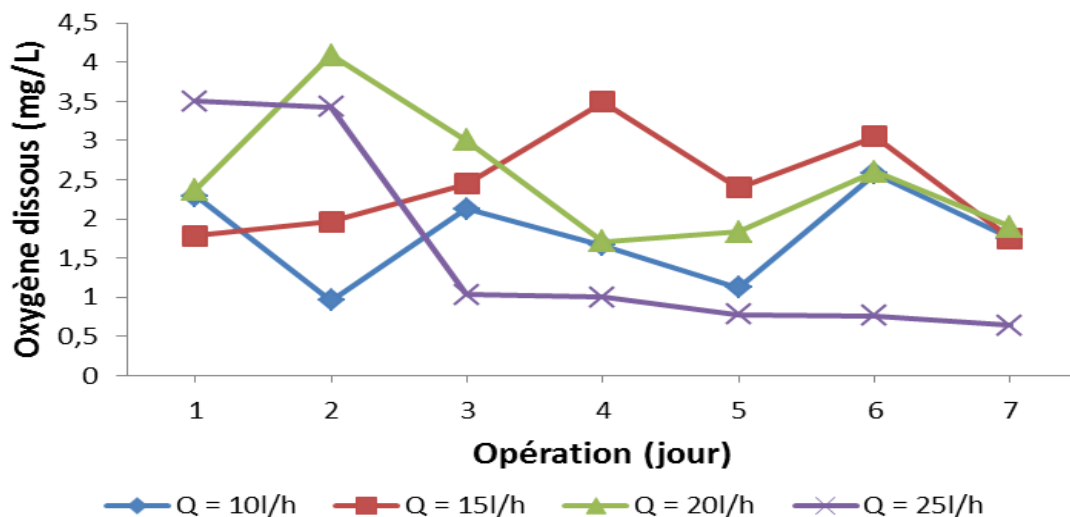


Figure IV.24: Variation de l'oxygène dissous au cours de l'épuration pour les différents débits (10 L/h, 15 L/h, 20 L/h, 25 L/h) par une double couche

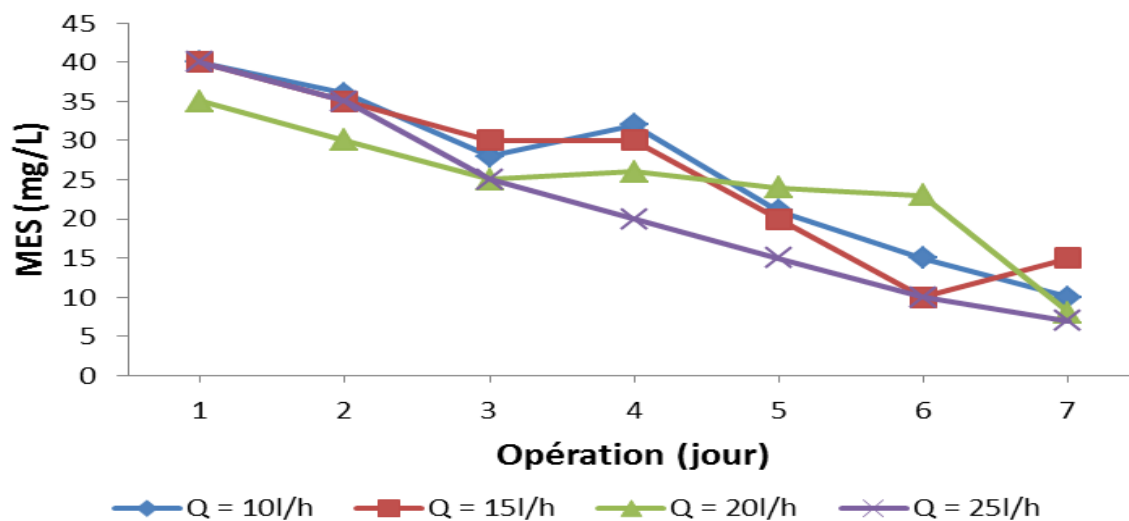
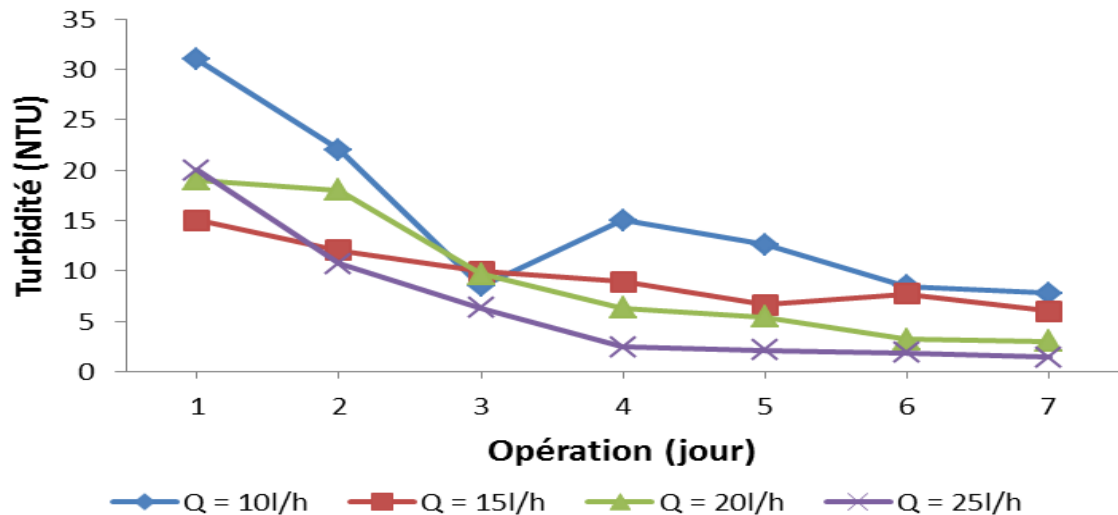


Figure IV.25: Variation de MES au cours de l'épuration pour les différents débits (10 L/h, 15 L/h, 20 L/h, 25 L/h) par une double couche

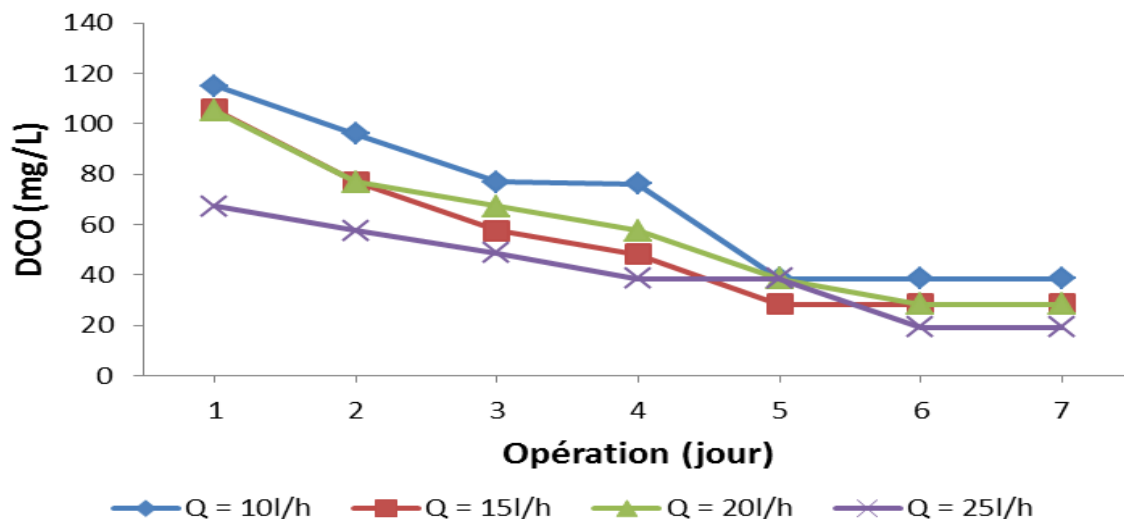


**Figure IV.26:** Variation de la turbidité au cours de l'épuration pour les différents débits (10 L/h, 15 L/h, 20 L/h, 25 L/h) par une double couche

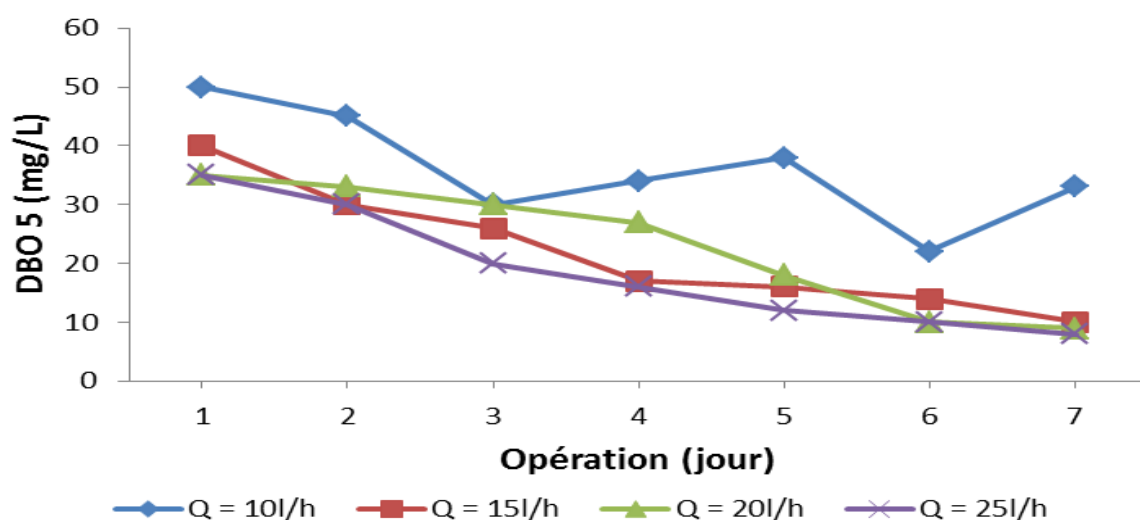
#### IV.2.4.3. Résultats de la DCO et la DBO<sub>5</sub> :

Les valeurs obtenues sont comprises entre 19.2 et 119 mg/l dans tous les débits. Elles sont inférieures aux normes fixées à 120 mg /l considérée comme valeur limite de rejet direct pour les stations d'épuration. Au début de l'expérience pour un débit de 10l/h, la couche de biofilm n'a pas encore formé bien sur les parois des grains des matériaux c'est pourquoi les valeurs les résultats sont un peu grand, après une période et dans le débit de 25l/h on a une bonne réduction dans la concentration de la DCO que pour les restes débit (Fig. IV.27).

Concernant Les valeurs des DBO<sub>5</sub> (Fig. IV.28) obtenues sont oscillent entre 50 et 8 mg/l pour tous les débits. La valeur maximale enregistrée est pour le débit de 10l/h indique que la formation de biofilm n'a pas encore formé sur les surfaces des matériaux donc la dégradation de la matière organique n'a pas encore faites, après on passe au débit de 15 et 20l/h on constate une amélioration dans la réduction de la concentration de DBO<sub>5</sub>, et on termine par le débit de 25l/h ou on a une meilleur réduction de la DBO<sub>5</sub> que pour les autres.



**Figure IV.27:** Variation de la DCO au cours de l'épuration pour les différents débits (10 L/h, 15 L/h, 20 L/h, 25 L/h) par une double couche



**Figure IV.28:** Variation de la DBO<sub>5</sub> au cours de l'épuration pour les différents débits (10 L/h, 15 L/h, 20 L/h, 25 L/h) par une double couche

## IV.5. Etude des paramètres microbiologiques

L'OMS (1989) a choisi plusieurs témoins répondant à certaines exigences ; il s'agit des coliformes, des streptocoques fécaux. La raison de ce choix réside dans le fait que la numération de ces bactéries est beaucoup plus simple et rapide (entre 24 et 48h), que celle des germes pathogènes nécessitant, généralement plusieurs jours d'identification sérologique.

La recherche des organismes pathogènes de manières spécifiques et quotidiennement est très couteuse et aléatoire, c'est pourquoi l'on s'intéresse aux concentrations des germes témoins (coliformes totaux, coliformes fécaux, streptocoques) pour seulement deux échantillon pour la première hauteur de 40 cm, et autre pour la deuxième hauteur de 80 cm.

Les coliformes totaux sont un bon indicateur de la contamination de l'eau, parmi ces coliformes ; on trouve *Escherichia sp*, *Citrobacter sp*, *Klebsiella sp*. et *Enterobacter sp* (Maurya et al, 2020).

Les coliformes fécaux sont les indicateurs les plus couramment utilisés pour évaluer le niveau de contamination fécale et l'efficacité de l'élimination des agents pathogènes dans les processus de traitement des eaux usées (Santiago et al, 2018).

L'analyse bactériologique des eaux usées brutes entrant dans le système épuratoire montre que les coliformes et les streptocoques fécaux sont présents en moyenne à des concentrations un peu élevées. La moyenne de la concentration des coliformes totaux dans les eaux usées avant traitement par le matériau de filtration est de  $4,6 \text{ E}+05$ , elle a été réduite à  $1,5 \text{ E}+05$  concernant le premier matériau, pour le deuxième réduit à  $2.5 \text{ E} +04 \text{ UFC}/100\text{ml}$  et à  $3 \text{ E} +04 \text{ UFC}/100\text{ml}$  pour le troisième matériau, pour la hauteur de matériau de 40 cm. Et concernant la deuxième hauteur de matériau on a une meilleure réduction des coliformes totaux par rapport à la première hauteur (tableau VI.5).

Pour les coliformes fécaux, le rendement du système était à 90% pour la pouzzolane, 86% et 85% pour le deuxième et troisième matériau respectivement. La deuxième hauteur une réduction d'environ 96%, 85% et 82% Pour le matériau 1, 2 et 3 respectivement.

En ce qui concerne les streptocoques fécaux, le rendement était 87%. Et pour la deuxième hauteur, L'abattement obtenu est important et lié à la profondeur de percolation du lit bactérien, environ 98% pour tous les paramètres microbiologiques étudié ; c'est pour l'utilisation de pouzzolane.

Pour le deuxième matériau, une réduction de 88% et 89% pour la hauteur de 40 et 80 cm respectivement. Et pour le troisième matériau la réduction est de 82 % et 87 pour la hauteur de 40 et 80cm.

Le taux de réduction pour la pouzzolane est plus important que les autres, Ces taux importants d'élimination des indicateurs bactériens peuvent s'expliquer par la nature du matériau utilisé qui est caractérisées par sa forme qui contient plusieurs pores. L'élimination des bactéries par tous les matériaux étudiés est dû à l'accumulation de particules organiques sur le matériau filtrant conduisant à la formation d'une couche (schmutzdecke) constituée de

bactéries et autres micro-organismes qui fournit une surface adsorbante pour la fixation de la matière organique et des micro-organismes dans l'eau (**Fitriani et al, 2020**).

La filtration et l'adsorption sont les premiers mécanismes d'élimination bactérienne, suivis par d'autres mécanismes d'élimination tels que la dégradation microbienne et naturelle des bactéries (**Latrach et al, 2017**).

Les concentrations d'indicateurs bactériens de contamination fécale de l'eau usée et épurée par le pilote sont mentionnées dans le tableau suivant :

**Tableau VI .5 :** Résultat de la concentration des paramètres microbiologiques (germes/100ml) de l'eau filtrée pour les différents matériaux à deux hauteurs.

Paramètres (UFC/100ml)	Eau usée brute	Eau épurée					
		40 cm			80 cm		
		Matériau 1	Matériau 2	Matériau 3	Matériau 1	Matériau 2	Matériau 3
CT	4,6 E+05	1.5 E +04	2.5 E +04	3 E +04	1.1 E +03	1.5 E +03	1.6 E +03
CF	2,1 E+05	2.1 E +04	2.9 E +04	3.1 E +04	7.5 E +02	8.6 E +02	8.7 E +03
STF	9,3 E+05	1.2 E +05	1.9 E +05	2 E +05	1.5 E +02	1.6 E +02	1.8 E +02

D'après les résultats des analyses bactériologiques, Nous constatons une bonne élimination des coliformes et streptocoques avec des rendements dépassent 82% pour tout Ce qui confirme l'efficacité de cette technique en manière d'élimination bactériologique. Cette élimination est due à la fixation de la biomasse autour des grains de matériau qui compte des germes.

Cette élimination est expliquée selon **Latrach et al, (2014)** par l'obstruction progressive des interstices de la matière filtrant où l'espace inter granulaire diminue avec l'accumulation des germes ; la formation de biofilm biologique et des matières en suspension. La réduction bactérienne dans les milieux poreux est normalement attribuée à divers mécanismes autres que la filtration, tels que l'adsorption, la mort microbienne et la soi-disant «mort» des cellules bactériennes (**Torrens et al, 2009**).

**Ouadi et al, (2020)** ont observé qu'au sein du milieu poreux, il existe des zones où l'eau peut être piégée et immobile et donc où les débits d'eau sont nuls. C'est dans ces zones que les bactéries peuvent ensuite diffuser et se faire piéger en plus des zones de constriction où les pores sont trop petits pour permettre le passage des cellules (**Johnson et al, 2007**).



On peut constater que la filtration et l'épuration par la pouzzolane donne des bons rendements d'éliminations des coliformes et streptocoques par rapport aux autres matériaux. Nous concluons de cette étude que la filtration biologique en utilisant les filtres en matériaux locaux assurent des bonnes filtrations des eaux usées, mais quelques résultats dépassent largement la norme fixée par l'organisation mondiale de santé à 1000 CF/100 ml (WHO, 1989).

#### **IV.6. Comparaison des résultats et des performances épuratoires**

Les figures suivantes présentent les variations des rendements épuratoires du pilote pour les différentes manipulations, pour chaque hauteur de 40 et 80 cm et à différents débits ; ces variations des rendements de la turbidité, MES, DCO et DBO<sub>5</sub> sont indiqués dans les figures : IV. 29, 30, 31, 32, 33, 34 et 35.

D'après le calcul des rendements, Les figures IV. 29, 30 montrent que les abattements de MES, la turbidité, la DCO et la DBO<sub>5</sub> sont très élevés ; pour une hauteur de 80 cm les rendements sont importants que celle de la hauteur de 40 cm, La hauteur du lit du matériau filtrant joue un rôle important dans l'efficacité de rétention car plus il est profond plus le temps de rétention est important. En comparant les rendements moyens d'élimination des paramètres de pollution pour chaque débit, on remarque que pour un débit de 10l/h et 16 l/h on a un bon rendement presque pour tous les paramètres que le troisième débit.

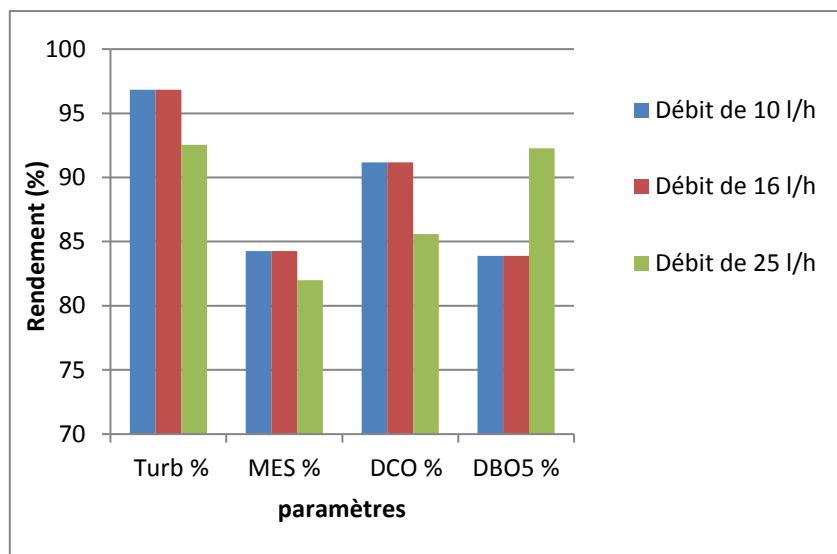
Pour la figure IV. 31,32 et d'après le calcul des rendements, l'abattement de MES est plus important pour le débit de 25l/h par rapport aux autres débits pour la hauteur de 40 et 80cm, il atteint un rendement de 74% environ, la même remarque pour la turbidité avec un rendement moyen de 82%. Concernant la DCO et la DBO<sub>5</sub> un rendement moyen de l'ordre de 85% et 89% respectivement, avec un meilleur rendement pour un débit de 25% que pour les autres débits est cela à cause des pauvretés de matériau en biomasse au début de fonctionnement du système. Après une période de maturation qui est due à la formation de la biomasse autour des grains de matériau, le rendement a atteint des valeurs très intéressantes (valeurs maximales).

Concernant la figure IV. 33,34 qui représentent le rendement des paramètres de pollution pour différent hauteur et débit, un rendement moyen environ 80%, 70%, 85%, 88% pour la turbidité, MES, la DCO et la DBO<sub>5</sub>.

Nous avons remarqué que le rendement épuratoire de nos pilotes augmente avec la hauteur de la couche du matériau. Ce qui est confirmé par les travaux de (Gherairi et al, 2015), qui ont constaté après plusieurs heures de la mise en service du matériau filtrant, une maturation du filtre. Il se forme dans les couches supérieures du matériau filtrant une accumulation de

particules organiques et minérales dans laquelle règne une vie biologique intense (biomasse), cette association biologique recouvre les grains de matériau ; c'est la formation de la membrane ou de film biologique qui permet une épuration très poussée.

Sur l'ensemble du suivi, les performances du filtre à pouzzolane sont significativement meilleures que celles du filtre à brique concassées et silico calcaire pour les paramètres de pollution étudié. La texture microporeuse de la pouzzolane faciliterait le développement du biofilm et limiterait son décrochement (**Chakri et al, 2019; Menoret, 2001**). La structure de la pouzzolane (porosité, densité, taux d'adsorption...) a permis d'assurer la diffusion aisée de l'oxygène atmosphérique, et par conséquent de l'oxygène dissous dans l'eau, facteur très important pour une bonne épuration des effluents .Ceci expliquerait en partie les meilleures performances du filtre à pouzzolane (**Abissy et al, 1999 ; Chakri et al, 2019**). Cependant la texture du support et la possibilité d'adhésion plus ou moins grande des microorganismes qu'elle permet n'est sans doute pas la seule responsable des différences de performances observées.



**Figure IV.29 :** Rendement d'épuration pour une hauteur de 40 cm de pouzzolane

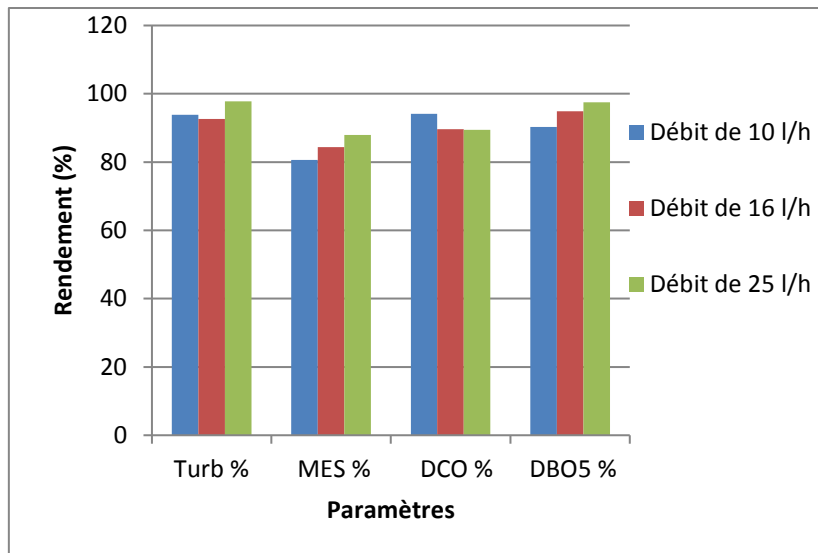


Figure IV.30 : Rendement d'épuration pour une hauteur de 80 cm de pouzzolane

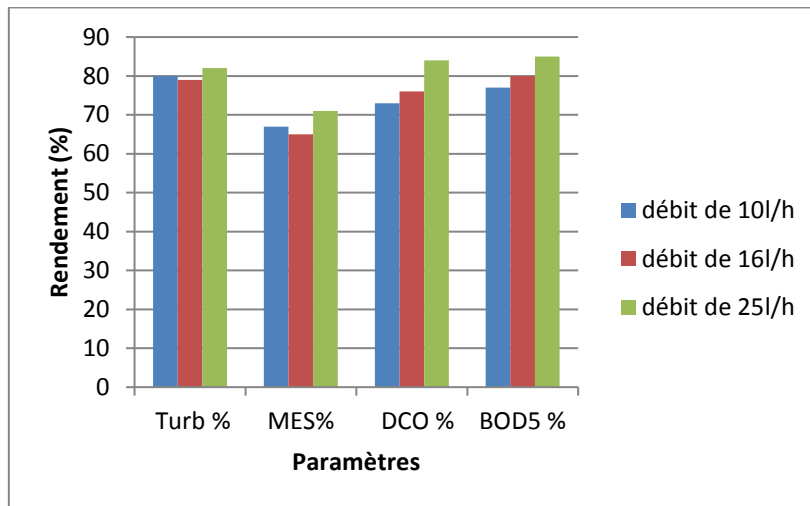


Figure IV.31 : Rendement d'épuration pour une hauteur de 40 cm de brique concassée.

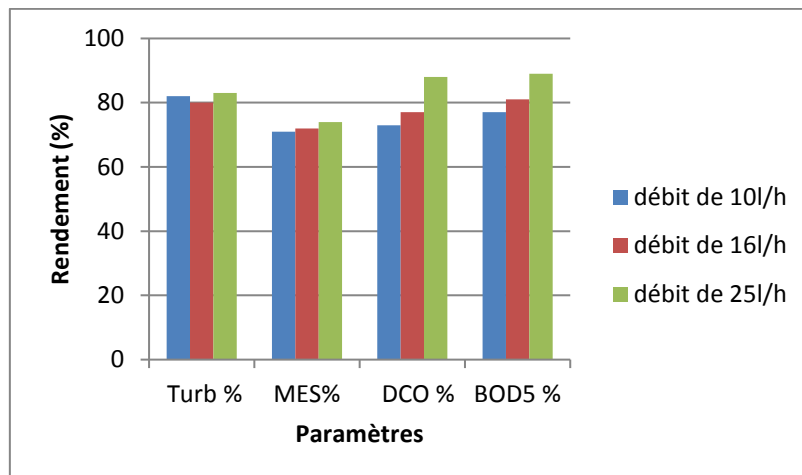
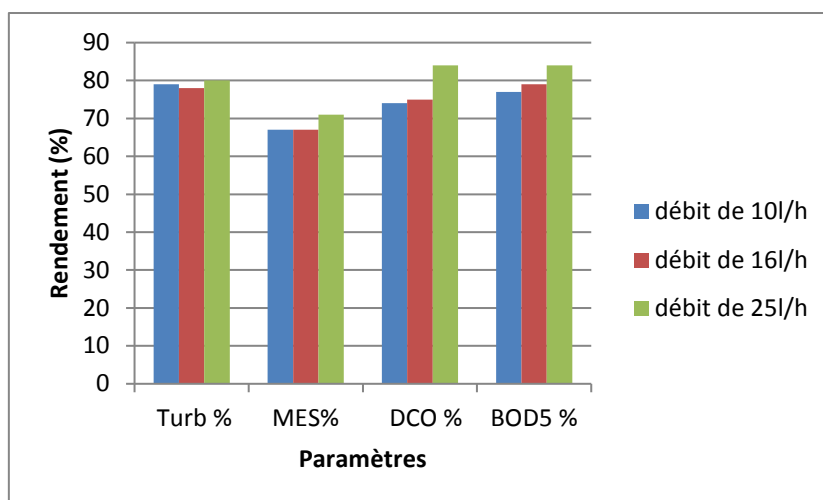
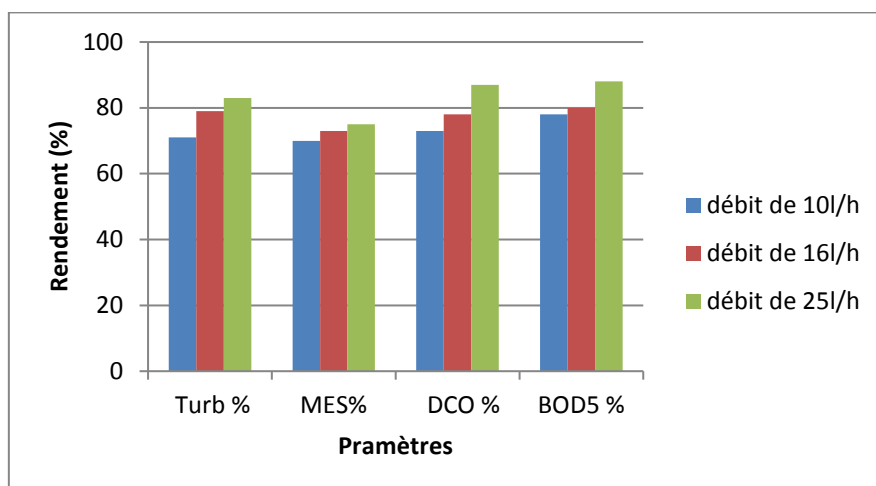


Figure IV.32 : Rendement d'épuration pour une hauteur de 80 cm de brique concassée.



**Figure IV.33 :** Rendement d'épuration pour une hauteur de 40 cm de silico calcaire.



**Figure IV.34 :** Rendement d'épuration pour une hauteur de 80 cm de silico calcaire.

Pour la dernière manipulation (fig. IV.35), On observe une augmentation de rendement de la turbidité et de la  $DBO_5$  avec l'augmentation de débit de 10 au 25l/h, cette augmentation progressive de rendement due au commencement de la formation des biomasses, pour la DCO on a presque les même rendement presque pour tous les débits environ 80%, et pour les MES un rendement atteint jusqu'au 90% ; donc d'après les résultats des rendements on constate que l'utilisation d'une double couche de pouzzolane et brique concassées donne des bon performances épuratoires dans l'élimination de la pollution des eaux.

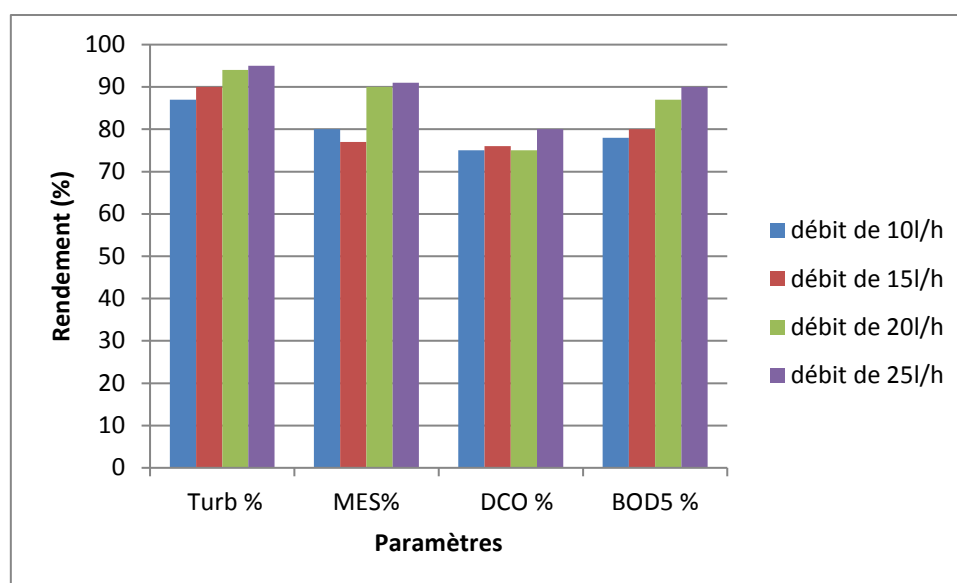


Figure IV.35 : Rendement d'épuration d'une double couche de pouzzolane et brique concassée.

#### IV.7. Comparaison des rendements du pilote avec ceux de la STEP

Le tableau ci-dessous illustre les résultats des performances épuratoires du pilote en comparaison avec les rendements moyennes de la STEP de Ain El Houtz.

Tableau VI.6 : Comparaison des rendements du pilote avec les rendements de la station de Tlemcen

Paramètres (mg/l)	Rendement d'élimination (%)				
	Pouzzolane	Brique concassée	Silico calcaire	Double couche	STEP d'AIN EL HOUTZ
MES	87	74	73	91	93
DCO	95	88	84	80	92
DBO <sub>5</sub>	98	89	85	90	95

Les rendements de l'utilisation de la pouzzolane pour la DCO et la DBO<sub>5</sub> sont plus importants que ceux obtenus dans la station d'épuration mécanisée à boues activées de la ville de Tlemcen.

#### IV.8. Conclusion

Notre objectif principal dans cette étude est de vérifier si la qualité des eaux épurées par les matériaux locaux en Algérie est conforme aux normes de rejet en milieu récepteur.

Ce procédé est très intéressant comme traitement secondaire des eaux usées urbaines, et nous permet aussi de favoriser l'utilisation de matériaux locaux, naturels et respectueux de l'environnement, ce qui rend ce procédé simple, accessible et peu coûteux.

Les essais réalisés au cours de cette étude ont eu pour objectif de tester la performance des matériaux pour l'épuration des eaux usées de la STEP de Ain El Houtz comme un traitement secondaire.

Les résultats enregistrés montrent une meilleure performance de la pouzzolane comparés aux résultats trouvés avec les deux autres matériaux, les abattements trouvés s'approchent de 98% pour les différentes grandeurs physico-chimiques (DBO<sub>5</sub>, DCO, MES et la turbidité) des eaux épurées.

L'analyse des résultats obtenus montrent que le lit bactérien à garnissage en pouzzolane de Beni Saf permet d'éliminer une fraction importante de la charge polluante des eaux usées. Les rendements d'épuration obtenus sont assez encourageants. On peut dire que le rabattement des paramètres de pollution montre bien l'efficacité de l'épuration par ce procédé. Cette étude donc a montré aussi que la pouzzolane est un massif filtrant très efficace pour éliminer la pollution organique, cette élimination augmente avec l'augmentation de la hauteur du massif filtrant. Concernant les paramètres microbiologiques ; on a obtenu une bonne réduction des coliformes et streptocoques.

## Conclusion générale

Le choix d'une filière à faible consommation énergétique s'impose, le lit bactérien consomme moins d'énergie (jusqu'à cinq fois moins par rapport à une installation qui fonctionne avec les boues activées), et donne des eaux traitées très appréciables en termes de respect des normes des rejets dans le milieu naturel ou pour la réutilisation en agriculture.

Pour soulager la crise de la pénurie d'eau que souffrent la plupart des secteurs économie de notre pays, il faut soutenir la stratégie de la réutilisation des eaux usées épurées non seulement à des fins agricoles, mais aussi pour la recharge des nappes souterraines. Pour réussir cette stratégie il faut que les stations d'épuration fonctionnent très bien et rejettent des eaux épurées d'une qualité adéquate à leur réutilisation.

Ce travail de thèse s'inscrit dans la thématique « Environnement » et plus précisément dans l'axe de recherche « dépollution et rétention des polluants ».

Le principal objectif de cette thèse est l'étude de procédé d'épuration des eaux usées issues de la STEP de Ain EL Houtz de la ville de Tlemcen-Algérie en utilisant des matériaux locaux. L'enjeu de l'étude est de faire un traitement de ces eaux usées (prises après le prétraitement et avant l'entrée dans les bassins d'aération) par des matériaux naturels et locaux, disponibles et abondants permettant d'assurer une qualité physicochimiques et bactériologique acceptables répondant aux normes de rejet (norme de rejet Algérienne dans notre cas). Donc ce travail ayant pour objectif l'étude de la performance de trois matériaux Algérienne ; ces matériaux sont : La pouzzolane de Beni Saf, La brique concassé et le silicocalcaire fabriqués en Algérie ; utilisé dans un pilote d'épuration des eaux usées (TE 900, fabriqué par DELTALAB) dans l'élimination des polluants organique.

Les travaux expérimentaux ont été réalisés en deux partie ; la première étant la détermination des différents caractéristiques des différents matériaux et leur granulométrie, et voir la granulométrie la plus efficace et ne provoque pas du colmatage dans la colonne de matériau. La seconde partie, était procéder à l'épuration de l'eau usée domestique sur le pilote TE 900 en utilisant le premier matériau qui est la pouzzolane avec deux hauteurs de lit de filtration de 40 cm et 80 cm avec des débits d'alimentation de 10l/h,16l/h et 25l/h et des débits de recyclage de l'eau clair variable à chaque fois ; un deuxième matériau qui a été testé la brique concassée avec les deux hauteurs de 40 cm et 80 cm par des débits d'alimentation de 10l/h, 16 l/h et 25l /h, ensuite le troisième matériau testés est le silico calcaire avec les même deux hauteurs de 40cm et 80cm et avec les mêmes débit précédents, et enfin une double couche d

## Conclusion générale

---

brique concassée et de la pouzzolane avec des débits d'alimentation de 10l/h, 15l/h, 20l/h et 25l/h.

Les eaux usées brutes provenant de la STEP sont mises dans la cuve d'alimentation du pilote ; ensuite pompées avec une pompe émergente vers la colonne de filtre qui contient notre matériau ensuite vers le décanteur, et deux prélèvements par jour ont été effectués, l'un au niveau de la cuve d'alimentation (eau brute) et l'autre au niveau du décanteur (eau épurée) dont les analyses ont été portées sur les paramètres physicochimiques ; la température, pH, l'oxygène dissous, MES, turbidité, DCO et DBO, ainsi que certains paramètres bactériologiques juste à la fin de chaque expérience ; coliformes totaux, coliformes fécaux et streptocoques fécaux.

Les résultats trouvés ont permis de montrer l'intérêt de l'utilisation des matériaux locaux filtrants pour le traitement des eaux usées domestiques qui sont donné de bonnes performances en termes de diminution de MES, turbidité, DCO et DBO<sub>5</sub>.

En se basant sur les résultats obtenus lors de cette étude, nous pouvons conclure que les trois matériaux assurent la dépollution des eaux, mais la pouzzolane reste le plus efficace, puisqu'il est très performant dans la diminution de la concentration de la DCO, DBO<sub>5</sub>, MES et la turbidité.

Ces résultats montrent l'efficacité et l'intérêt de l'utilisation des différents matériaux en épurations des eaux usées, et leurs performances épuratoires. Le fonctionnement du pilote est fiable et permet un abaissement important des matières en suspension, de la DBO<sub>5</sub>, la DCO, et de la turbidité et ainsi pour les paramètres microbiologiques. On a pu constater une très bonne amélioration de la qualité physicochimique des eaux en utilisant la pouzzolane de beni saf comparé à l'utilisation des autres matériaux, La pollution éliminée dépend de la nature de l'eau à traiter, de la nature du matériau de remplissage, de la charge hydraulique et de la température.

Les conclusions suivantes ont été tirées des résultats de cette étude:

- Les analyses obtenues sont en concordance avec celles trouvées sur la station à boue activées de la ville de Tlemcen surtout pour la pouzzolane.
- Toutes les résultats trouvés sont dans les normes de rejet et certains paramètres conformes à la norme de qualité des eaux destinées à l'irrigation en Algérie.
- Le rendement des paramètres de cette étude avec l'utilisation de matériau locaux comme bio filtre dépend de plusieurs paramètres qui sont la hauteur du lit bactérien et le débit de son alimentation et autre paramètres aussi comme la qualité de l'eau a épurée.



## Conclusion générale

---

- Des bons performances sont tirées de l'utilisation de ces matériaux pour l'épuration des eaux usées ;

Pour la pouzzolane, une réduction moyenne environ 96 % pour la turbidité a été obtenue; 85 % pour les MES, 92 % pour la DCO et 94% pour la DBO<sub>5</sub> cela pour la hauteur de 40cm, et pour la hauteur de 80 cm ; 97 %, 90 %, 98 % et 97 % pour la turbidité, les matières en suspension, la DCO et la DBO<sub>5</sub> respectivement.

Pour le deuxième matériau qui est la brique concassées, une réduction de la turbidité de 82%, de MES, DCO et DBO<sub>5</sub> une réduction de 71%, 84% et 85% respectivement pour la hauteur de 40 cm, et pour la hauteur de 80 cm une réduction de 83% 74% 88% 89% de la turbidité, MES, DCO et DBO<sub>5</sub> respectivement.

Pour le silico calcaire une réduction de la turbidité, MES, DCO et la DBO<sub>5</sub> passant de 79% à 80%, de 67% à 73%, de 75% à 87% et de 79% à 88% après le passage d'une hauteur de 40 cm à 80cm. Concernant le couplage pouzzolane brique concassée ; on a constaté une bonne réduction des quatre paramètres de pollution, avec une réduction de 95%, 91%, 80% et 90% pour la turbidité, MES, DCO et DBO<sub>5</sub> respectivement.

Concernant les paramètres bactériologiques on a obtenu une très bonne réduction des coliformes et streptocoques par l'utilisation de la pouzzolane par rapport aux autres deux matériaux.

Cette étude suggère que les caractéristiques des eaux usées pourraient être considérées comme un paramètre clé de la conception du traitement des eaux usées en utilisant ce procédé. En ce qui concerne les performances obtenues, l'application de la méthode d'utilisation des matériaux offre une option efficace de purification et de réutilisation des eaux usées d'origine domestiques dans les petites communautés isolées.

Toutefois, des recherches supplémentaires sur les performances d'élimination de la pollution à long terme de ce système sont nécessaires en utilisant autres matériaux et Pour de futurs travaux de recherche on a les Perspectives suivants :

- Tester la capacité des matériaux utilisés pour traiter d'autres effluents avec ce système d'épuration.
- Chercher d'autres nouveaux matériaux naturels pour améliorer les performances microbiologiques du pilote ou de système.
- Plus des analyses physico-chimiques pour la détermination du rendement de l'élimination des autres paramètres de pollution des eaux, tels que l'Azote et le Phosphore

## Conclusion générale

---

- L'étude a été réalisée à l'échelle du laboratoire ; Il serait intéressant d'effectuer les mêmes tests sur des pilotes à grande échelle.
- Utiliser de l'énergie renouvelable dans le processus d'épuration
- Utilisation de la roche volcanique de la pouzzolane pour l'élimination de certains métaux lourds (Cd, Cr, Cu, Pb)
- Approfondir le travail par l'étude d'autres modèles multicouches en matériaux locaux pour affiner le modèle de traitement qui pourrait être utilisé dans la lutte contre la pollution des effluents



## Références bibliographiques

---

### Références Bibliographiques

- **ACHAK M ; MANDI L ; ET OUAZZANI N ; 2009**, Removal of organic pollutants and nutrients from olive mill wastewater by a sand filter. *J. Environ. Manage.* 90, 2771–2779.
- **ADLER E ; 2005**, Eléments sur l'épuration des eaux usées et la gestion des sous-produits de l'assainissement, Cours sur l'épuration des eaux usées et la gestion des sous-produits de l'assainissement – ENTPE.
- **ARGYRAKI A ; RAMSEY M.H ; POTTS P.J ; 1997**, Evaluation of portable X ray fluorescence instrumentation for in situ measurements of lead on contaminated land. *Analyst* 122 :743-749.
- **APHA; 2005**, Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater 21st ed, United States Environmental Protection Agency, American Public Health Association/American Water Works Association/Water Environment Federation, Washington, DC, USA.
- **ARIAS C.A; DEL BUBBA M; BRIX H; 2001**, Phosphorus removal by sands for use as media in subsurface flow constructed reed beds, *Water Res.*, 35 -1159-1168.
- **ALIGHARDASHI A; 2007**, Composés pharmaceutiques et eaux usées urbaines I. Analyse bibliographique II, Effet de deux antibiotiques de type macrolide sur les boues actives. Institut National Polytechnique de Lorraine.
- **ABISSY M., MANDI L ; 1999**, Utilisation des plantes aquatiques enracinées pour le traitement des eaux usées urbaines : cas du roseau. *J. Water Sci.* 12, 285–315.
- **ADOUANI N., LIMOUSY L., LENDORMI T., SIRE O ; 2015**, Comptes Rendus Chimie International Chemical Engineering Congress 2013 N 2 O and NO emissions during wastewater denitrification step : Influence of temperature on the biological process étude de l'influence de la température, *Comptes rendus - Chim.*, vol. 18, no. 1, pp. 15–22.
- **BDOURI A.N; HAMDI M.R; TARAWNEH Z; 2009**, Perspectives on sustainable wastewater treatment technologies and reuse options in the urban areas of the Mediterranean region. *Desalination*, 237, 162–174. doi:10.1016/j.desal.2007.12.030.
- **BELARIBI N., SEMCHA M., LAOUFI L ; 2003**, Influence de la pouzzolane de Beni Saf sur les caractéristiques mécaniques des bétons. *Can.J.Civ.Eng.* 30: 580-584 (2003). Doi : 10.1139 / L03-029.

## Références bibliographiques

---

- **BERNIER B ; DUMOULIN P et TETREAULT R ; 2001**, Guide pour l'étude des technologies conventionnelles de traitement des eaux usées d'origine domestique. Direction des politiques du secteur municipal. Service de l'expertise technique en eau. France.
- **BELAID N; 2010**, Evaluation des impacts de l' irrigation par les eaux usées traitées sur les plantes et les sols du perimetre irrigué d'El Hajeb –Sfax: Salinisation, accumulation et phytoabsorption des elements métalliques, these de doctorat en cotutelle de l'université de sfax et de Limoges.
- **BOUAZIZ K. I ; 2014**, Traitement de solutions organiques diluées par couplage adsorption-oxydation électrochimique. Génie des procédés et en l'environnement. Université de Toulouse.
- **BECT D ; 2000**, Modélisation des procédés d'épuration par cultures fixées sur matériau granulaire. Travail de fin d'étude de l'Ecole Centrale de Lyon, 46 p + annexes.
- **BISHOP P. L ; 1997**, Biofilm structure and kinetics. Wat. Sci. Tech., 36 (1), p. 287-294
- **BASSOMPIERRE C; 2007**, procédé à boues activées pour le traitement d'effluents papetiers : de la conception d'un pilote a la validation de modèles. Thèse Doctorat Institut National Polytechnique De Grenoble, pp 25-42
- **BAGUNDOL T.B., AWA A.L., ENGUITO M.R.C; 2013**, Efficiency of slow sand filter inpurifying well water, J. Multidiscip. Stud., <https://doi.org/10.7828/jmds.v2i1.402>.
- **BLIEFERT C ; PERRAUD R ; 2001**, Chimie de l'environnement: Air, Eau, Sols, Déchets. Edition de Boeck, pp 317 à 477.
- **CARRE E; 2017**, Qualité biologique des eaux usées traitées en vue de la réutilisation ; université de Lyon.
- **CHOUMANE F. Z ; 2012**, Elimination des métaux lourds et pesticides en solution aqueuse par des matrices argileuses, Thèse DE DOCTORAT Spécialité : Chimie et Environnement, Université de Tlemcen.
- **CHOCAT B., 1997**, Encyclopédie de l'hydrologie urbaine et de l'assainissement, Edition Lavoisier Tec & Doc.
- **CHACHUAT B ; 1998**, Traitement d'effluents concentrés par cultures fixées sur gravier. Rapport de DEA, Ecole Nationale du Génie de l'Eau et de l'Environnement de Strasbourg, 118 p + annexes.

## Références bibliographiques

---

- **CHRISTENSEN B. E. ; CHARACKLIS W. G ; 1990**, Physical and chemical properties of biofilms. Biofilms. Ed. Marshall and Wiley. p. 523-584
- **COUFORT N., DERLON N., OCHOA-CHAVES J., LINE, A., ET PAUL E ; 2007**, Cohesion and detachment in biofilm systems for different electron acceptor and donors. Water Sci. Technol. 55(8-9): 421-428.
- **CHAKRI N., EL AMRANI B; BERRADA F; AMRAOUI F; 2019**, Study of wastewater treatment's scenarios of the faculty of sciences. Ain Chock, Casablanca, Proposal 1: vertical flow filter. Springer Nature Switzerland AG 2019, <https://DOI.org/10.1007/978-3-030-11881-5-15>, pp 176-187.
- **DESJARDINS R; 1997**, Le traitement des eaux, 2ème Edition. Editions de l'Ecole Polytechnique de Montréal.
- **DUGUET J. P., BERNAZEAU F., CLERET D., GAID A., LAPLANCHE A., MOLES J., MONTIEL A., RIOU G., SIMON P., 2006**, Réglementation et traitement des eaux destinées à la consommation humaine. 1ère édition. ASTEE (Association Scientifique et Technique pour l'environnement).
- **DEGREMONT ; 2005**, Mémento technique de l'eau. Tome 1, 2ème édition. Cinquantenaire, Paris, pp 109-599.
- **DELTALAB ; 1993**, Bulletin technique traitement des eaux usées, épuration à boues activées TE900; (manuel du pilote).
- **DO CARMO LOURENÇO DA SILVA MARIA ; 2008**, Effet de la variabilité du fractionnement de la pollution carbonée sur le comportement des systèmes de traitement des eaux usées par boues activées. Institut National Polytechnique de Lorraine.
- **DAVID P. L., 2013**, Traitement des eaux grises par réacteur à lit fluidisé et dangers liés à leur utilisation pour l'irrigation d'espaces verts urbains. Génie des procédés. Ecole des Mines de Nantes.
- **DHAOUADI H; 2008**, Traitement des Eaux Usées Urbaines, Les procédés biologiques d'épuration, Université Virtuelle de Tunis, Fiche technique.
- **DAALACH S ; 2017**, Étude de la performance des filtres Vortisand en présence d'un balayage de surface. Génie de l'environnement. Université du Québec.
- **DAVIES P.D; WHEATLEY A.D; 2012**, Pilot plant study of alternative filter media for rapid gravity filtration, Water Sci. Technol., 66, 2779–2784.

## Références bibliographiques

---

- **DERLON N., MASSE A., ESCUDIE R., BERNET N., et PAUL E ; 2008**, Stratification in the cohesion of biofilms grown under various environmental conditions. *Water Res.* 42: 2102-2110.
- **EDELIN F ; 1997**, L'épuration biologique des eaux : Théorie et technologie des réacteurs, Ed. Cebedoc, Liège, Belgique.
- **FRANCK R ; 2002**, Analyse des eaux, Aspects réglementaires et techniques. Edition Scérén CRDP AQUITAINE. Bordeaux, pp165-239.
- **FITRIANI N ; ARDIYANTI P.E ; KUNCORO E.P ; BUDIYANTO W.D ; ISNADINA D.R.M ; WAHYUDIANTO F.E ; MOHAMED R.M.S.R ; 2020**, Behavior of schmutzdecke with varied filtration rates of slow sand filter to remove total coliforms. *Heliyon* 6, e03736.
- **FERCHICHI M; GHRABI A; GRASMICK A; 1994**, Urban wastewater treatment by trickling filter and rotating biological reactor. *Wat. Res.* 28 (2). 437- 443.
- **FERAY C ; 2000**, Nitrification en sédiment d'eau douce : incidence de rejets de station d'épuration sur la dynamique de communautés nitrifiantes », Thèse de doctorat sciences naturelles, Écologie microbienne. Université Claude Bernard-Lyon, Lyon, France, 204 p.
- **GHERAIRI F., HAMDIAISSA B., TOUIL Y., HADJ-MAHAMMED M., MESSROUK H., AMRANE A; 2015**, Comparative study between two granular materials and their influence on the effectiveness of biological filtration, *Energy Procedia*, 74, 799–806.
- **GUELLAF H ; 1999**, Les massifs de sable dans les filières « cultures fixées sur supports fins » : caractérisation granulométrique, hydraulique et minéralogique. Rapport de stage pour l'Ecole Supérieure de l'Energie et des Matériaux. Université d'Orléans. 114 p. + annexes.
- **GUILLOTEAU J.A ; 1992**, Traitement des eaux résiduaires par infiltration percolation. Thèse de Sciences et Techniques de l'eau. Université Louis Pasteur, Strasbourg, 145 p+ annexes.
- **GETTE-BOUVAROT M ; 2014**, Rôle du compartiment biologique dans les processus de colmatage et décolmatage de bassins d'infiltration. Ingénierie de l'environnement. École Nationale des Travaux Publics de l'État [ENTPE].
- **GAÏD A., 2008**, Traitement des eaux résiduaires. *Techniques de l'Ingénieur C 5 220*.
- **GUILLOTEAU J.A; 1992**, Traitement des eaux résiduaires par infiltration percolation. Thèse de doctorat. P. 21. 170p.

## Références bibliographiques

---

- **GAID K et TREAL Y; 2007**, Le désalement des eaux par osmose inverse: l'expérience de Véolia Water. *Desalination* 203, 1-14.
- **GAID A ; 1984**, Épuration biologique des eaux usées urbaines tome I, édition OPU, Alger.
- **GLANIC R et BENNETON J. P., 1989**, Caractérisation d'effluents d'assainissement individuel et essais de matériels d'assainissement autonome - TSM - L'eau - 84 année - N 11 – pp. 573-584.
- **HEISTAD A., SCOTT T., SKAARER A.M., SEIDU R., HANSSEN J.F., STENSTRÖM T.A; 2009**, Virus removal by unsaturated wastewater filtration: effects of biofilm accumulation and hydrophobicity. *Water Sci. Technol.* 60, 399-407.
- **HASLAY C ; LECLERC H ; 1993**, Microbiologie des eaux d'alimentation. Edition Techniques et documentations, Paris, pp 309-347.
- **HERTEMAN M; 2010**, Evaluation des capacités bioremédiatrices d'une mangrove impactée par des eaux usées domestiques. Application au site pilote de Malamani, Mayotte. *Ecologie*. Université de Toulouse.
- **HEBERT S ; LEGRE S ; 2000**, Suivi de la qualité de l'eau des rivières et petits cours d'eau. Direction du suivi de l'état de l'environnement, Ministère de l'Environnement Gouvernement du Québec, 5 p.
- **HOEHN R.C ; RAY A.D ; 1973**, Effects of thickness on bacterial film, *Journal WPCF*, 45, n°11, pp.2303-2320.
- **JORA**. JOURNAL OFFICIEL DE LA REPUBLIQUE ALGERIENNE, n°04. (2006).
- **JOHNSON WP; LI X; YAL G; 2007**, Colloid retention in porous media: mechanistic confirmation of wedging and retention in zones of flow stagnation. *Environ Sci Technol* 41:1279–1287.
- **KAUPPINEN A., MARTIKAINEN K., MATIKKA V., VEIJALAINEN A.M., PITKÄNENT., HEINONEN-TANSKI H., MIETTINEN I.T; 2014**, Sand filters for removal of microbe sand nutrients from wastewater during a one-year pilot study in a cold temperate climate. *J. Environ. Manag.* 133, 206–213.
- **KHENGAOUI K., MAHAMMED M.H., TOUIL Y., AMRANE A ; 2015**, Influence of secondary salinity wastewater on the efficiency of biological treatment of sand filter. *Energy Procedia*, 74, 398–403.
- **LATRACH L; MASUNAGAT; OUAZZANI N; MASUNAGA T., HEJAJ A; MAHI, M., MANDI L; 2014**, Removal of bacterial indicators and pathogens from



## Références bibliographiques

---

- domestic wastewater by the multi-soil-layering (MSL) system. A laboratory pilot study. *Soil Science and Plant Nutrition*, DOI: 10.1080/00380768.2014.974480.
- **LATRACH L., OUAZZANI N., HEJJAJ A., MAHI M., MASUNAGA T., MAND L., 2017**, Two stage vertical flow multi-soil-layering (MSL) technology for efficient removal of coliforms and human pathogens from domestic wastewater in rural areas under arid climate. *International Journal of Hygiene and Environmental Health*. <http://dx.doi.org/10.1016/j.ijheh.2017.10.004>.
  - **LI, C., WU, Y.F., ZHANG, L.B., LIU, W; 2010**, Treatment Efficiencies of Slow Sand Filtration for Landscape Water. 4th International Conference on Bioinformatics and Biomedical Engineering, IEEE, Chengdu, China, pp. 1–3.
  - **LIPTÁK B; 2003**, *Instrument Engineers' Handbook: Process Measurement and Analysis*, CRC Press, Boca Raton, Florida.
  - **LORENZO C ; 1999**, *Traitement d'effluents industriels par biofiltration : Etude d'applicabilité dans une usine agroalimentaire*, mémoire de maîtrise ès sciences appliquées en génie chimique, Université de SHERBROOKE, Québec, CANADA.
  - **LUANMANEE S., BOONSOOK P., ATTANANDANA T., SAITTHITI B., PANICHAJAKUL C., WAKATSUKI T; 2002**, Effect of intermittent aeration regulation of a multi-soil-layering system on domestic wastewater treatment in Thailand. *Ecol. Eng.* 18, 415–428.
  - **METAHRI M. S; 2012**, *Elimination simultanée de la pollution azotée et phosphatée des eaux usées traitées par des procédés mixtes. Cas de la STEP Est de la ville TIZI OUZOU*, Thèse de doctorat en agronomie, université de TIZI OUZOU.
  - **MENORET C ; 2001**, *Traitement d'effluents concentrés par cultures fixes sur gravier ou pouzzolane*. Thèse de doctorat en sciences de l'eau et de l'environnement continental. Université Montpellier II.
  - **MAILLER R; 2015**, *Devenir des micropolluants prioritaires et émergents dans les filières conventionnelles de traitement des eaux résiduaires urbaines des grosses collectivités (files eau et boues), et au cours du traitement tertiaire au charbon actif*. Ingénierie de l'environnement. Université Paris-Est.
  - **MEKHERMECHE A ; 2012**, *Contribution à l'étude des propriétés mécaniques et thermiques des briques en terre en vue de leur utilisation dans la restauration des Ksours sahariennes*, Mémoire En vue de l'obtention du diplôme de Magister en Génie Civil Option, Géo-Matériaux, Université Kasdi Merbah Ouargla.

## Références bibliographiques

---

- **METCALF E. I ; 2003**, Wastewater engineering, treatment and reuse. 1<sup>h</sup> Edition. McGraw-Hill, New-York, NY, 1891 p.
- **MENORET C; 2001**, Traitement d'effluents concentrés par cultures fixées sur gravier ou pouzzolane ; Université Montpellier II sciences et techniques du Languedoc Thèse de doctorat en Sciences de l'Eau et de l'Environnement Continental.
- **MAURYA A., SINGH M.K., et KUMAR S., 2020**, Biofiltration technique for removal of waterborne pathogens, in: Waterborne Pathogens. Elsevier, pp. 123–14
- **ONA**. Office nationale de l'assainissement de Tlemcen, 2006.
- **OBEID L ; 2014**, Synthèse et caractérisation de matériaux magnétiques pour l'adsorption de polluants présents dans les eaux. Chimie organique. Université Pierre et Marie Curie - Paris VI.
- **OUALI M ; 2001**, Cours de procédés unitaires biologiques et traitement des eaux, Office des publications universitaires, Alger.
- **OUADI B., BENDRAOUA A., BOUALLA N., ADJDIR M; 2020**, Efficiency of pozzolan and sawdust as bio filter in the treatment of wastewater, Journal of Applied water science; <https://doi.org/10.1007/S13201-020-01226-y>
- **PASQUINI L; 2013**, Micropolluants issus de l'activité domestique dans les eaux urbaines et leur devenir en station d'épuration. Université de Lorraine.
- **PIERZO V ; 1996**, Etude de la composition et de l'activité de biofilms développés sur supports granulaires : élimination conjointe de l'azote et du carbone au cours du traitement des eaux résiduaires urbaines. Thèse en Biologie des Populations et Ecosystèmes. Université de Savoie, Chambéry, 261 p. + annexes.
- **RODIER J., 2005**, L'analyse d'eau : eaux naturelles, eaux résiduaires, eau de mer, 8<sup>ème</sup> édition, DUNOD, Paris.
- **RIZK N ; 2017**, Caractérisation du colmatage chimique et biologique et leurs interactions au sein d'un dispositif de micro-irrigation dans le contexte de la réutilisation des eaux usées épurées en irrigation. Génie des procédés. Université de Marseille.
- **RACAULT Y ; SEGURET F ; 2004**, Eléments de conception et de dimensionnement des lits bactériens, Stage CNFPT, Bases de dimensionnement des stations d'épuration rurales, Toulouse.
- **ROCHER PH; 1992**, Mémento roches et minéraux industriels Ponces et pouzzolanes Étude réalisée dans le cadre des actions de Service public du BRGM ; Rapport BRGM R 36447 SGN/GEO-9.

## Références bibliographiques

---

- **RILEY S.M., AHOOR D.C., CATH T.Y; 2018**, Enhanced bio filtration of O&G produced water comparing granular activated carbon and nutrients, *Sci. Total Environ.*, 640–641, 419–428.
- **SÄRNER E ; 1978**, Plastic-Packed trickling filters, Ann Arbor Science Publishers Inc., Ann Arbor, 155 p.
- **SID S; 2017**, Intensive biological processes are increasingly used in wastewater field due to their principles to operate on a reduced surface and produce good quality waters. *Chimie. Université de Montpellier*.
- **SCHMITT A ; 1989**, Modélisation de l'épuration par infiltration. Thèse en Mécanique, Génie Mécanique et Génie Civil. Université des Sciences du Languedoc, Montpellier II, 261 p.
- **SEGURET F ; 1998**, Etude de l'hydrodynamique des procédés de traitement des eaux usées à biomasse fixée, application aux lits bactériens et aux bio filtres. Thèse de doctorat, spécialité mécanique. Université de Bordeaux I, 118 p. + annexes.
- **SANTIAGO P., JIMENEZ-BELENGUER A., García-Hernández J., Estellés R.M., Pérez M.H., López M.A.C., Ferrús M.A., et Moreno Y., 2018**, High prevalence of Salmonella spp. In wastewater reused for irrigation assessed by molecular methods. *Int. J. Hyg. Environ. Health* 221, 95–101.
- **TORRENS A ; MOLLE P ; BOUTIN C ; SALGOT M ; 2009**, Removal of bacterial and viral indicators in vertical flow constructed wetlands and intermittent sand filters. *Desalination*, 246,169–178. doi:10.1016/j.desal.2008.03.050.
- **THIERY C ; HEBERT V ; LESAVRE J ; 2007**, procédés d'épuration des petites collectivités, élément de comparaison techniques et économiques, document technique, Agence de l'eau.
- **VALERIE T.M ; 2014**, Spectrométrie de fluorescence X. Circulation et provenance des matériaux dans les sociétés anciennes, Editions des archives contemporaines, Collection Sciences Archéologiques, 9782813001634.
- **VERNIERES R ; 2008**, La pouzzolane, Roche à tout faire Mines et carrière, revue de la Sim, septembre 2008, 5 p.
- **VERONIQUE T ; 2009**, Utilisation d'écaillés de cacao comme matériau support pour la bio filtration d'effluents agroalimentaire, Mémoire présenté Pour l'obtention du grade de Maître ès sciences en chimie, Université du Québec. Institut national de la recherche scientifique Eau, Terre et Environnement.

## Références bibliographiques

---

- **VON SPERLING M; 2007**, Biological waste water treatment, basic principles of wastewater treatment, first published; 2007; copy –edited and typeset by aptara, New Delhi, India.
- **WANG C ; 2015**, Etude comparative des matériaux de garnissage dans les réacteurs de filtration pour l'assainissement non collectif. Sciences for Environnement. Université de Limoges.
- **WHO. World Health Organization; 1989**, Guidelines for the use of wastewater in Agriculture and Aquaculture. Technical Report Series No. 778. HO, Geneva.

## Annexe 1

### Préparation des réactifs nécessaires pour la détermination de la DCO

1- Solution de dichromate de potassium ( $K_2Cr_2O_7$ ) à 0,040 mol/l contenant du sulfate de mercure (II) :

- Dissoudre 80 g de sulfate de mercure dans 800 ml d'eau déminéralisée ;
- Ajouter avec précaution 100 ml d'acide sulfurique ( $H_2SO_2$ ) concentré ( $\bar{n} = 1,84$ ) ;
- Laisser refroidir et ajouter 11,767 g de dichromate de potassium préalablement séché à 105 °C pendant 2 h ;
- Transvaser dans une fiole jaugée d'un litre et compléter au volume avec de l'eau distillée.

2- Solution d'acide sulfurique et sulfate d'argent :

- Ajouter 10 g de sulfate d'argent ( $Ag_2SO_4$ ) à 40 ml d'eau distillée ;
- Mélanger avec 960 ml d'acide sulfurique ( $H_2SO_2$ ) concentré ( $d = 1,84$ ) ;
- Agiter et laisser refroidir.
- Laisser reposer 1 à 2 jours.

3- Solution de sulfate de fer et d'ammonium (sel de Mohr) [ $Fe(NH_4)_2 (SO_4)_2 6 H_2O$ ] à 0,12 mol/l :

- Dissoudre 47 g de sulfate de fer (II) et d'ammonium dans de l'eau déminéralisée ;
- Ajouter 20 ml d'acide sulfurique ( $H_2SO_2$ ) concentré ( $d = 1,84$ ) ;
- Laisser refroidir et diluer à 1000 ml.

Le titre de cette solution doit être vérifié tous les jours.

4- Solution d'indicateur coloré (Ferroïne) :

- Dissoudre 0,7 g de sulfate de fer (II) ( $FeSO_4, 7H_2O$ ) dans de l'eau distillée ;
- Ajouter 1,50 g de phénanthroline-1,10 monohydraté ;
- Diluer à 100 ml.

5- Solution d'hydrogénophthalate de potassium ( $K C_8 H_5 O_4$ ) à 2,0824 mol/l :

- Dissoudre 0,4253 g d'hydrogénophthalate de potassium, préalablement séché à 105°C dans de l'eau distillée et diluer jusqu'à 1000 ml dans une fiole jaugée.

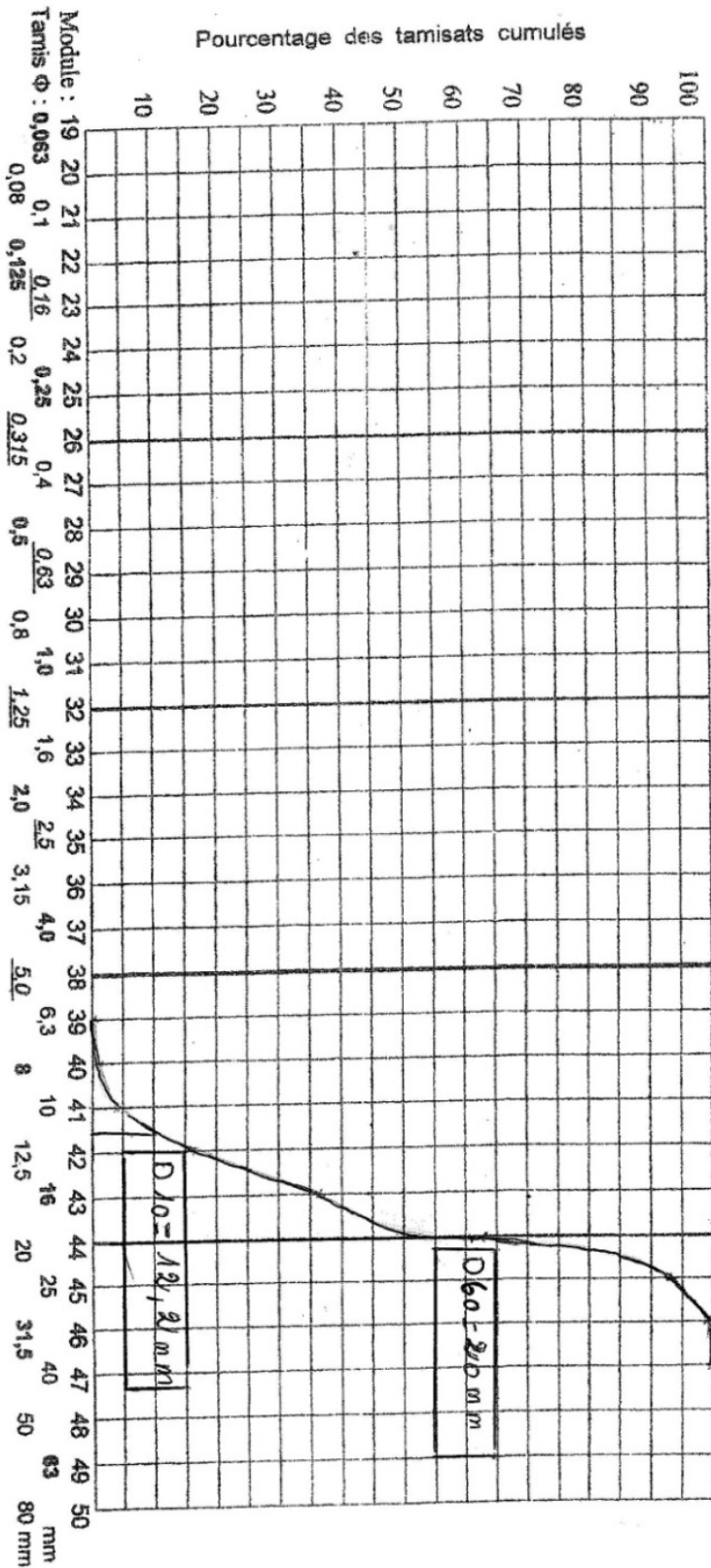
Cette solution à une DCO théorique de 500 mg/l et est stable au moins une semaine à 4°C.

SOURCE : REJSEK F., 2002. Analyse des eaux : Aspects Réglementaires et Techniques. Edition SCEREM, 360p.

Annexe 2

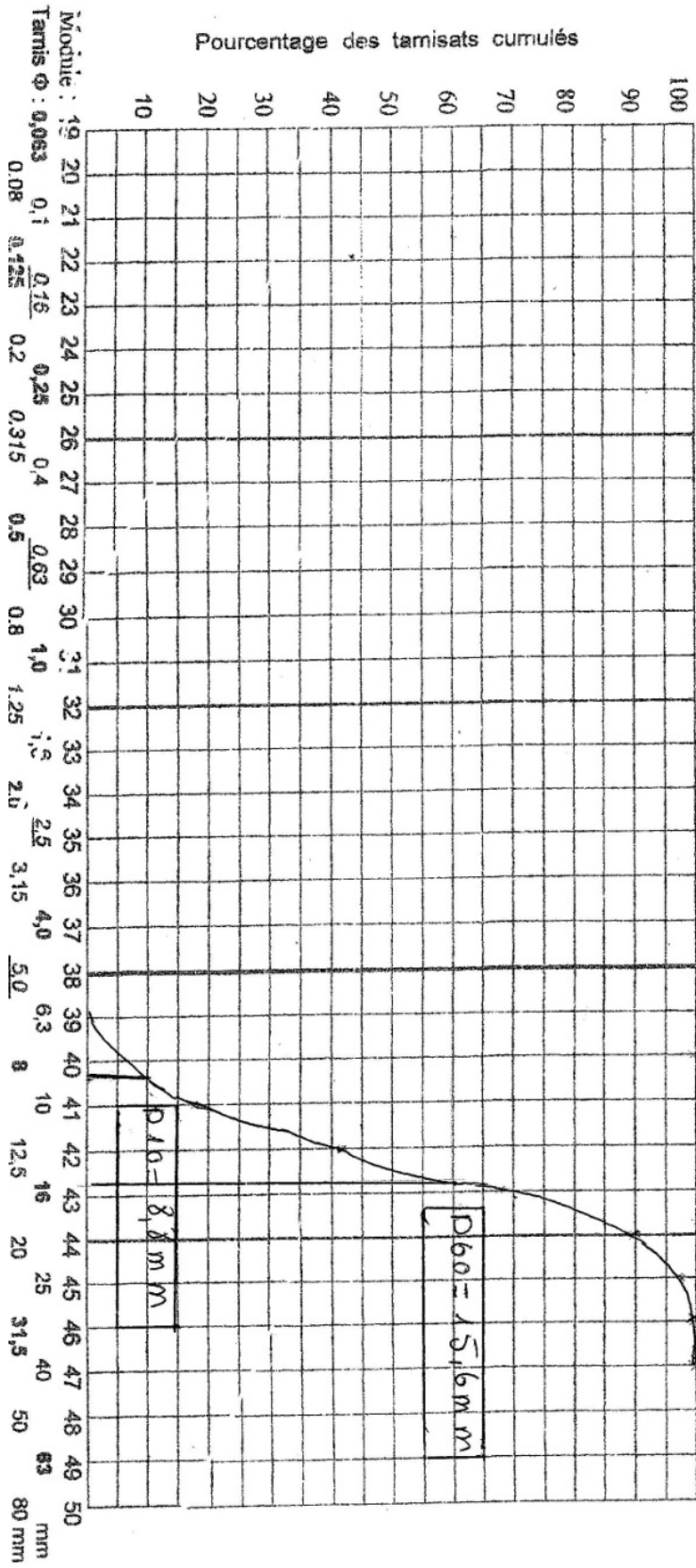
Courbes granulométrique des matériaux

1) courbe granulométriques de la brique concassée

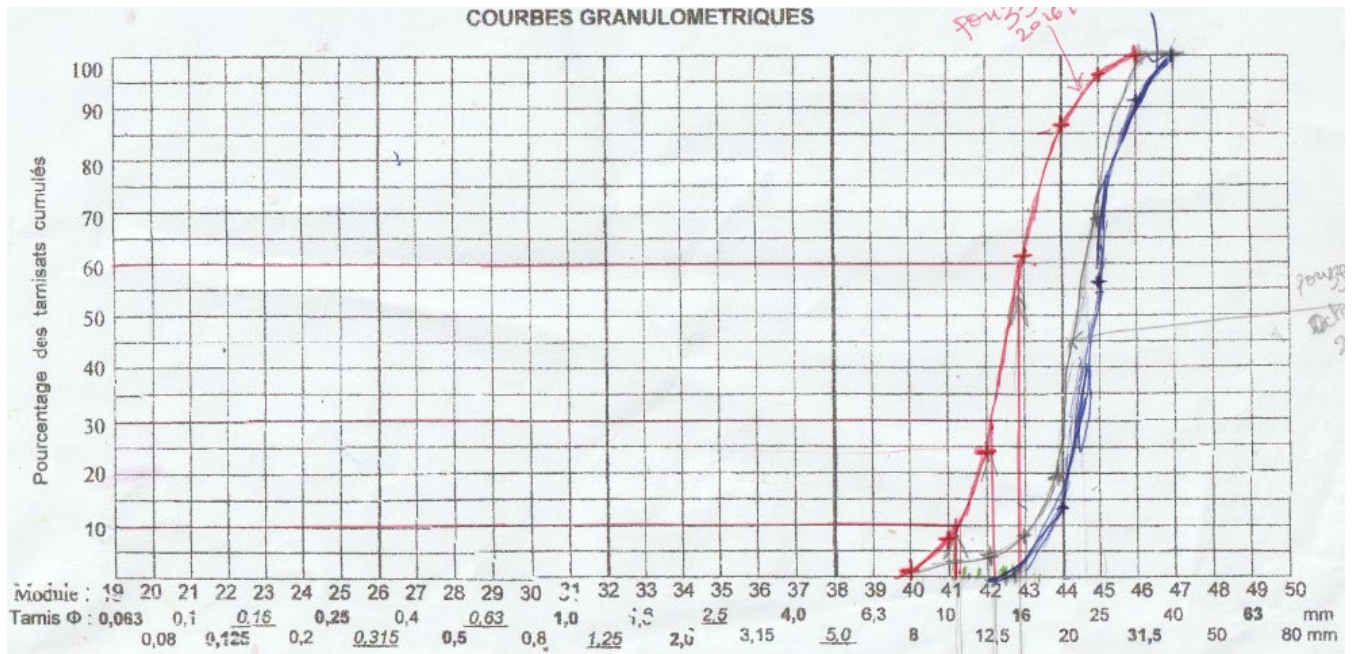


2) courbe granulométriques de la silico-calcaire concassée

COURBES GRANULOMETRIQUES



### 3) courbe granulométriques de la pouzzolane

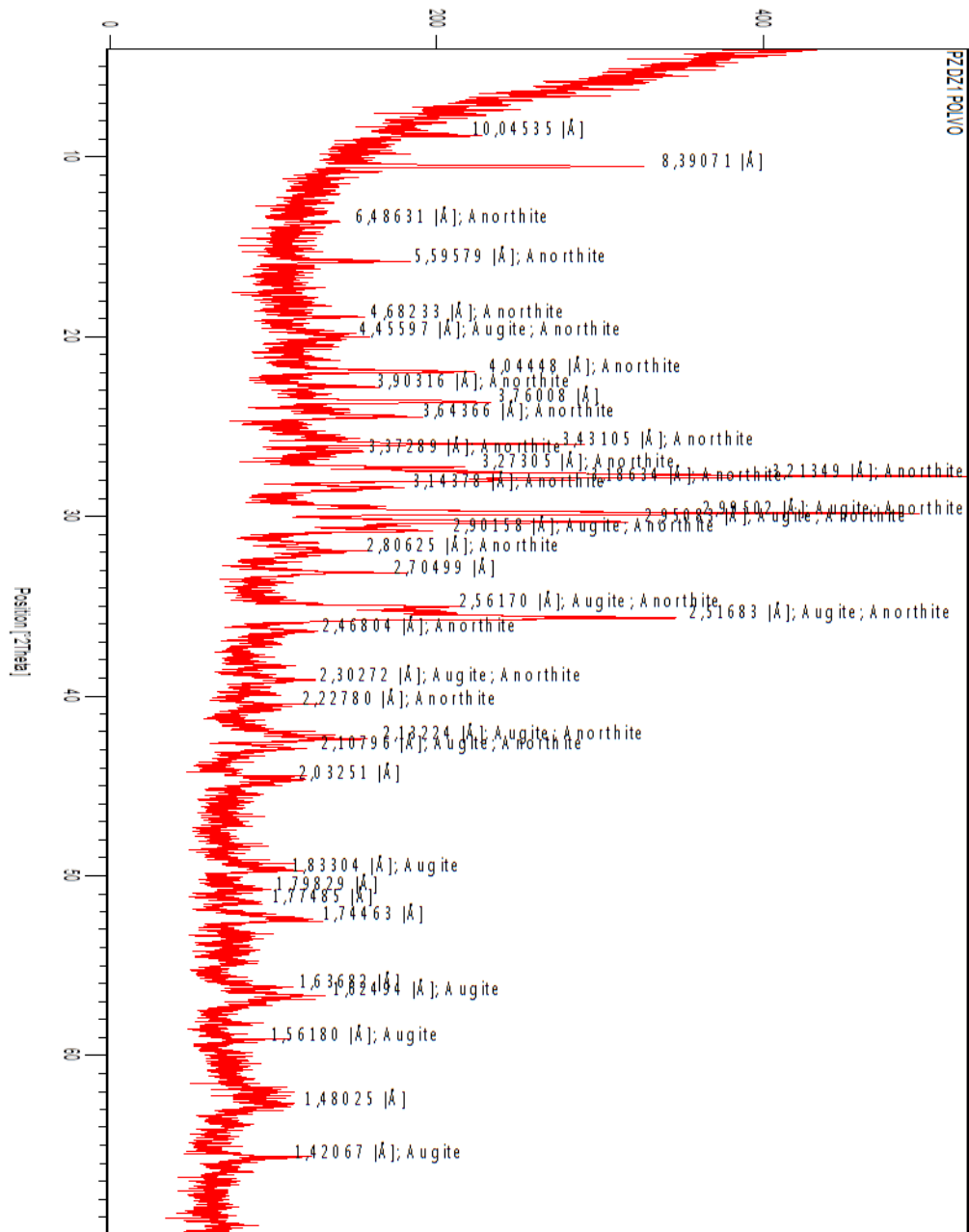




### Annexe 3

### Spectre de diffraction X de la pouzzolane (DRX).

Counts



## Annexe 4

### Les résultats expérimentaux:

#### 1) Utilisation de la pouzzolane

**Tableau 1 :** Résultats d'analyse du prélèvement avant le lit bactérien sur une hauteur de 40 cm de garnissage en pouzzolane avec un débit de 10 l/h.

Date de prélèvement	heure	T (°C)	PH	O <sub>2</sub> dissous (mg/l)	O <sub>2</sub> dissous (%)	Turbidité (NTU)	MES (mg/l)	DCO (mg/l)	DBO <sub>5</sub> (mg/l)
04/12/2016	10:00	23	9	3,75	39,1	140	160	460,8	100
05/12/2016	10:00	22	8,37	2,59	19,4	150	210	345,6	130
06/12/2016	09:30	24	9,11	3,61	41,7	140	230	480	210
07/12/2016	09:00	25	7,67	2,43	27,4	270	360	422,4	80
07/12/2016	12:00	26	7,52	3,21	35,4	100	80	192	90
08/12/2016	09:30	24	7,64	3,29	32,3	230	240	278,4	60
08/12/2016	12:00	25	7,97	3,05	31,8	95	290	172,8	50
11/12/2016	09:00	22	7,57	2,7	26,9	310	140	412,8	40

**Tableau 2 :** Résultats d'analyse du prélèvement après le lit bactérien sur une hauteur de 40 cm de garnissage en pouzzolane avec un débit de 10 l/h.

Date de prélèvement	heure	T (°C)	PH	O <sub>2</sub> dissous (mg/l)	O <sub>2</sub> dissous (%)	Turbidité (NTU)	MES (mg/l)	DCO (mg/l)	DBO <sub>5</sub> (mg/l)
04/12/2016	10:00	19	7,31	6,01	59,4	80	100	144	50
05/12/2016	10:00	20	6,86	3,85	38,05	60	98	124,8	30
06/12/2016	09:30	19	7,11	4,59	40,4	29	60	120	38
07/12/2016	09:00	18	7,6	3,51	34,4	26	80	76,8	10
07/12/2016	12:00	21	6,97	2,48	18,2	29	90	76,8	8
08/12/2016	09:30	18	6,78	2,5	25,6	10	40	48	8
08/12/2016	12:00	18	6,88	4,08	46,5	12	10	38,4	12
11/12/2016	09:00	17	6,6	2,67	21,2	9,5	10	38,4	8

**Tableau 3 :** Résultats d'analyse du prélèvement avant le lit bactérien sur une hauteur de 40 cm de garnissage en pouzzolane avec un débit de 16 l/h.

Date de prélèvement	heure	T (°C)	PH	O <sub>2</sub> dissous (mg/l)	O <sub>2</sub> dissous (%)	Turbidité (NTU)	MES (mg/l)	DCO (mg/l)	DBO <sub>5</sub> (mg/l)
13/12/2016	09:00	25	7,38	2,99	29,4	120	80	134,4	140
14/12/2016	09:30	20	8,5	2,25	23,2	120	110	259,2	180
15/12/2016	09:30	23	7,58	2,97	29	130	160	316,8	150
18/12/2016	09:00	22	7,29	2,93	28,8	110	180	192	140
19/12/2016	10:00	20	6,56	2,82	27,9	130	250	288	130
20/12/2016	09:30	26	7,87	2,15	21,9	100	80	144	90
21/12/2016	10:00	28	6,67	2,58	27	80	70	115,2	100

**Tableau 4 :** Résultats d'analyse du prélèvement après le lit bactérien sur une hauteur de 40 cm de garnissage en pouzzolane avec un débit de 16 l/h.

Date de prélèvement	heure	T (°C)	PH	O <sub>2</sub> dissous (mg/l)	O <sub>2</sub> dissous (%)	Turbidité (NTU)	MES (mg/l)	DCO (mg/l)	DBO <sub>5</sub> (mg/l)
13/12/2016	09:00	20	7,7	6,5	64,3	65	100	105,6	20
14/12/2016	09:30	19	6,8	3,29	28,8	40	90	67,2	35
15/12/2016	09:30	18	7,12	3,22	28,6	31	30	48	12
18/12/2016	09:00	19	6,91	3,38	30	9,7	40	48	11
19/12/2016	10:00	20	7,15	3,45	30,5	8,4	40	38,4	9
20/12/2016	09:30	21	6,85	5,98	58,6	4,9	20	19,2	9
21/12/2016	10:00	22	7,69	2,19	21,7	3,8	10	19,2	8

**Tableau 5 :** Résultats d'analyse du prélèvement avant le lit bactérien sur une hauteur de 40 cm de garnissage en pouzzolane avec un débit de 25 l/h.

Date de prélèvement	heure	T (°C)	PH	O <sub>2</sub> dissous (mg/l)	O <sub>2</sub> dissous (%)	Turbidité (NTU)	MES (mg/l)	DCO (mg/l)	DBO <sub>5</sub> (mg/l)
09/01/2017	09:30	25	7,38	2,99	29,4	120	80	134,4	140
10/01/2017	09:30	20	8,5	2,25	23,2	120	110	259,2	180
11/01/2017	09:30	23	7,58	2,97	29	130	160	316,8	150
12/01/2017	09:00	22	7,29	2,93	28,8	110	180	192	140
15/01/2017	10:00	20	6,56	2,82	27,9	130	250	288	130
16/01/2017	10:00	26	7,87	2,15	21,9	100	80	144	90
17/01/2017	10:00	28	6,67	2,58	27	80	70	115,2	100

**Tableau 6 :** Résultats d'analyse du prélèvement après le lit bactérien sur une hauteur de 40 cm de garnissage en pouzzolane avec un débit de 25 l/h.

Date de prélèvement	heure	T (°C)	PH	O <sub>2</sub> dissous (mg/l)	O <sub>2</sub> dissous (%)	Turbidité (NTU)	MES (mg/l)	DCO (mg/l)	DBO <sub>5</sub> (mg/l)
09/01/2017	09:30	17	7	7,7	77,6	40	100	57,6	30
10/01/2017	09:30	20	7,06	6,51	69,8	15	80	48	25
11/01/2017	09:30	17	7,07	6,23	63	13	65	28,8	35
12/01/2017	09:00	18	7,2	2,95	30,9	14	60	19,2	15
15/01/2017	10:00	18,5	7,16	3,96	32,1	12	30	28,8	12
16/01/2017	10:00	17	6,96	4,34	47,74	9	20	9,6	10
17/01/2017	10:00	18	6,92	2,33	28	7,9	10	9,6	10

**Tableau 7 :** Résultats d'analyse du prélèvement avant le lit bactérien sur une hauteur de 80 cm de garnissage en pouzzolane avec un débit de 10 l/h.

Date de prélèvement	heure	T (°C)	PH	O <sub>2</sub> dissous (mg/l)	O <sub>2</sub> dissous (%)	Turbidité (NTU)	MES (mg/l)	DCO (mg/l)	DBO <sub>5</sub> (mg/l)
07/02/2017	09:00	25	6,5	0,78	6,8	120	70	355,2	170
08/02/2017	10:00	29	6,38	0,84	6,3	240	50	537,6	260
09/02/2017	09:00	28	6,6	0,86	7,3	200	70	422,4	200
12/02/2017	09:30	27	6,87	1,9	18,5	170	60	489,6	160
13/02/2017	10:00	25	6,89	1,93	21	150	190	480	170
14/02/2017	10:00	25	6,82	2,29	27,4	140	150	307,2	80
15/02/2017	09:00	26	6,64	2,32	24,8	140	180	259,2	100
16/02/2017	09:00	29	6,75	2,43	24,6	190	230	288	60

**Tableau 8 :** Résultats d'analyse du prélèvement après le lit bactérien sur une hauteur de 80 cm de garnissage en pouzzolane avec un débit de 10 l/h.

Date de prélèvement	heure	T (°C)	PH	O <sub>2</sub> dissous (mg/l)	O <sub>2</sub> dissous (%)	Turbidité (NTU)	MES (mg/l)	DCO (mg/l)	DBO <sub>5</sub> (mg/l)
07/02/2017	09:00	20	7,17	2,46	26,4	50	110	76,8	16
08/02/2017	10:00	17,5	7,2	1,48	15,9	34	65	48	40
09/02/2017	09:00	21	6,86	2,43	14,2	40	60	67,2	27
12/02/2017	09:30	20	6,69	1,66	17	14	40	38,4	20
13/02/2017	10:00	20	7,43	2,1	21,7	13	30	19,2	8
14/02/2017	10:00	20	6,73	0,68	7,4	10	20	38,4	9
15/02/2017	09:00	19	6,85	0,65	7,1	6	10	9,6	7
16/02/2017	09:00	18	7,1	0,57	6,2	7	9	9,6	7

**Tableau 9 :** Résultats d'analyse du prélèvement avant le lit bactérien sur une hauteur de 80 cm de garnissage en pouzzolane avec un débit de 16 l/h.

Date de prélèvement	heure	T (°C)	PH	O <sub>2</sub> dissous (mg/l)	O <sub>2</sub> dissous (%)	Turbidité (NTU)	MES (mg/l)	DCO (mg/l)	DBO <sub>5</sub> (mg/l)
19/02/2017	09:30	28	7,77	2,14	22,3	180	150	307,2	240
20/02/2017	10:00	20	7,78	0,73	7,6	191	132	383	290
21/02/2017	09:00	19	7,81	0,77	8,02	172	142	315	240
22/02/2017	09:00	18,5	7,79	0,59	6,15	168	124	303	210
23/02/2017	10:00	18	7,82	0,84	8,75	159	170	297	280
26/02/2017	10:00	19	7,79	0,82	8,54	269	252	231	250
27/02/2017	09:30	25	8,2	1,15	11,7	300	200	470,4	260
28/02/2017	09:30	27	7,95	1,14	10,9	230	160	305	270

**Tableau 10 :** Résultats d'analyse du prélèvement après le lit bactérien sur une hauteur de 80 cm de garnissage en pouzzolane avec un débit de 16 l/h.

Date de prélèvement	heure	T (°C)	PH	O <sub>2</sub> dissous (mg/l)	O <sub>2</sub> dissous (%)	Turbidité (NTU)	MES (mg/l)	DCO (mg/l)	DBO <sub>5</sub> (mg/l)
19/02/2017	09:30	17	7,74	5,01	53,76	55	100	67,2	18
20/02/2017	10:00	19	6,76	3,01	32,3	40	105	48	35
21/02/2017	09:00	17	7,09	2,2	35,1	33	80	48	14
22/02/2017	09:00	18	7,16	1,17	12,5	20	50	38,4	20
23/02/2017	10:00	21	7,41	1,97	20	34	45	48	10
26/02/2017	10:00	22	7,78	3,81	43	10	20	38,4	8
27/02/2017	09:30	20	7,5	1,11	11,8	10	10	19,2	7
28/02/2017	09:30	19	7,11	0,65	7,1	8	10	9,6	5

**Tableau 11 :** Résultats d'analyse du prélèvement avant le lit bactérien sur une hauteur de 80 cm de garnissage en pouzzolane avec un débit de 25 l/h.

Date de prélèvement	heure	T (°C)	PH	O <sub>2</sub> dissous (mg/l)	O <sub>2</sub> dissous (%)	Turbidité (NTU)	MES (mg/l)	DCO (mg/l)	DBO <sub>5</sub> (mg/l)
01/03/2017	09:00	17,5	7,3	0,83	9,13	150	130	287	180
02/03/2017	10:00	18	8,5	0,82	9,02	140	180	325	150
05/03/2017	09:00	18,5	7,5	0,72	7,92	120	160	294	140
06/03/2017	09:30	19	7,77	0,69	7,59	110	170	319	134
07/03/2017	09:30	19,5	7,75	0,72	7,92	130	250	288	130
08/03/2017	10:00	20	7,78	0,79	8,69	120	110	144	111
09/03/2017	09:00	21	7,77	0,77	8,47	90	80	134,4	100

**Tableau 12 :** Résultats d'analyse du prélèvement après le lit bactérien sur une hauteur de 80 cm de garnissage en pouzzolane avec un débit de 25 l/h.

Date de prélèvement	heure	T (°C)	PH	O <sub>2</sub> dissous (mg/l)	O <sub>2</sub> dissous (%)	Turbidité (NTU)	MES (mg/l)	DCO (mg/l)	DBO <sub>5</sub> (mg/l)
01/03/2017	09:00	18	6,78	4,28	47,1	70	105	86,4	30
02/03/2017	10:00	20,5	6,81	3,55	38,52	27	90	48	25
05/03/2017	09:00	22	6,59	2,7	23	14	60	28,8	18
06/03/2017	09:30	23	7,14	1,97	21,4	9	40	48	14
07/03/2017	09:30	19	6,75	1,18	21,8	4,5	30	38,4	9
08/03/2017	10:00	22	6,76	1,73	19,1	4,4	30	19,2	8
09/03/2017	09:00	18	7,11	0,85	7,6	3,2	10	19,2	5

## 2) Double couche Pouzzolane + brique concassée

**Tableau 1 :** Résultats d'analyse du prélèvement avant le lit bactérien de garnissage en double couche avec un débit de 10 l/h.

Date de prélèvement	heure	T (°C)	PH	O <sub>2</sub> dissous (mg/l)	O <sub>2</sub> dissous (%)	Turbidité (NTU)	MES (mg/l)	DCO (mg/l)	DBO <sub>5</sub> (mg/l)
16/10/2017	09:00	33	7,2	3,92	49,8	150	130	364	180
17/10/2017	09:30	34	7,06	3,64	43,98	140	120	345	220
18/10/2017	09:00	32	7,19	4,13	53	120	120	259	120
19/10/2017	10:00	29	7,15	2,04	17,5	90	170	297	150
20/10/2017	10:00	30	7,7	2,37	26,9	85	70	220	160
23/10/2017	09:30	31	7,67	3,45	41,68	95	80	249	165
24/10/2017	09:00	29	7,18	3,84	48,8	130	220	230	170

**Tableau 2 :** Résultats d'analyse du prélèvement après le lit bactérien de garnissage en double couche avec un débit de 10 l/h.

Date de prélèvement	heure	T (°C)	PH	O <sub>2</sub> dissous (mg/l)	O <sub>2</sub> dissous (%)	Turbidité (NTU)	MES (mg/l)	DCO (mg/l)	DBO <sub>5</sub> (mg/l)
16/10/2017	09:00	25	7,15	2,29	32,2	31	40	115	50
17/10/2017	09:30	25	7,33	0,96	11,6	22	36	96	45
18/10/2017	09:00	24	6,94	2,13	25,7	8,5	28	76,8	30
19/10/2017	10:00	24	7,17	1,66	19,2	15	32	76	34
20/10/2017	10:00	22	6,86	1,12	12,9	12,6	21	38,4	38
23/10/2017	09:00	22	6,88	2,58	29,7	8,5	15	38,4	22
24/10/2017	09:30	21	6,91	1,75	19,7	7,8	10	38,4	33

**Tableau 3 :** Résultats d'analyse du prélèvement avant le lit bactérien de garnissage en double couche avec un débit de 15 l/h.

Date de prélèvement	heure	T (°C)	PH	O <sub>2</sub> dissous (mg/l)	O <sub>2</sub> dissous (%)	Turbidité (NTU)	MES (mg/l)	DCO (mg/l)	DBO <sub>5</sub> (mg/l)
25/10/2017	09:00	28	7,3	2,78	19,4	95	135	230	110
25/10/2017	13:00	29	7,06	3,85	46,9	130	130	220	100
26/10/2017	09:00	30	7,54	3,15	28,7	85	125	153,6	120
27/10/2017	11:00	29	7,6	3,5	31,8	90	160	145	135
28/10/2017	09:00	29	7,5	3,6	32,7	140	90	140	130
28/10/2017	12:00	28	7,8	3,9	35,4	120	80	138	120

**Tableau 4 :** Résultats d'analyse du prélèvement après le lit bactérien de garnissage en double couche avec un débit de 15 l/h.

Date de prélèvement	heure	T (°C)	PH	O <sub>2</sub> dissous (mg/l)	O <sub>2</sub> dissous (%)	Turbidité (NTU)	MES (mg/l)	DCO (mg/l)	DBO <sub>5</sub> (mg/l)
02/11/2017	09:00	22	6,73	1,78	20,7	15	40	105,6	40
03/11/2017	11:00	23	6,98	1,96	22,6	12	35	76,8	30
04/11/2017	09:00	21	7,3	2,45	28,5	9,94	30	57,6	26
04/11/2017	13:00	22	7,35	3,49	40,9	8,9	30	48	17
05/11/2017	09:00	20	6,82	2,4	28,6	6,6	20	28,4	16
05/11/2017	13:00	19	6,88	3,05	41,7	7,73	10	28,4	14

**Tableau 5 :** Résultats d'analyse du prélèvement avant le lit bactérien de garnissage en double couche avec un débit de 20 l/h.

Date de prélèvement	heure	T (°C)	PH	O <sub>2</sub> dissous (mg/l)	O <sub>2</sub> dissous (%)	Turbidité (NTU)	MES (mg/l)	DCO (mg/l)	DBO <sub>5</sub> (mg/l)
08/11/2017	09:00	28	6,9	4,87	57,8	290	450	330	280
08/11/2017	13:00	29	7,4	4,67	55,4	280	300	290	220
09/11/2017	09:30	30	7,61	5,21	60,7	230	225	250	180
10/11/2017	11:00	31	7,8	4,33	50,4	190	200	235	170
11/11/2017	09:00	29	8,66	3,08	32,6	150	190	200	168
11/11/2017	13:00	28	8,5	3,04	32,1	130	150	156	165
12/11/2017	09:00	30	8	3	31,6	145	145	142	150
12/11/2017	13:00	28	7,7	2,99	31,5	125	100	130	140

**Tableau 6 :** Résultats d'analyse du prélèvement après le lit bactérien de garnissage en double couche avec un débit de 20 l/h.

Date de prélèvement	heure	T (°C)	PH	O <sub>2</sub> dissous (mg/l)	O <sub>2</sub> dissous (%)	Turbidité (NTU)	MES (mg/l)	DCO (mg/l)	DBO <sub>5</sub> (mg/l)
15/10/2017	09:00	21	6,8	2,37	28,24	19	35	105	35
15/10/2017	13:00	22	7,13	4,09	47,1	18	30	76,8	33
16/10/2017	09:30	21	7,23	3	34,5	9,7	25	67,2	30
16/10/2017	13:00	22	7,04	1,71	19,6	6,3	26	57,6	27
17/10/2017	09:00	20	7,1	1,83	20,8	5,4	24	38,4	18
17/10/2017	13:00	20	6,62	2,6	32,8	3,18	23	38,4	10
18/11/2017	09:00	21	7,2	1,9	23,9	3	8	28,4	9
19/11/2017	10:00	20	7,25	1,75	22,1	2,98	8	28,4	9

**Tableau 7 :** Résultats d'analyse du prélèvement avant le lit bactérien de garnissage en double couche avec un débit de 25 l/h.

Date de prélèvement	heure	T (°C)	PH	O <sub>2</sub> dissous (mg/l)	O <sub>2</sub> dissous (%)	Turbidité (NTU)	MES (mg/l)	DCO (mg/l)	DBO <sub>5</sub> (mg/l)
22/11/2017	09:00	29	6,95	4,8	50,5	290	450	320	240
23/11/2017	10:00	30	7,5	4,7	49	280	300	280	220
24/11/2017	09:30	30	7,7	5,33	56,2	230	225	255	195
24/11/2017	12:00	29	7,8	4,2	44,2	190	200	230	170
25/11/2017	09:00	31	8,98	3,2	34	150	190	220	165
25/11/2017	12:00	28	8,7	3,09	32,5	125	150	160	155
26/11/2017	09:00	27	8	2,99	31,5	145	100	150	140

**Tableau 8 :** Résultats d'analyse du prélèvement après le lit bactérien de garnissage en double couche avec un débit de 25 l/h.

Date de prélèvement	heure	T (°C)	PH	O <sub>2</sub> dissous (mg/l)	O <sub>2</sub> dissous (%)	Turbidité (NTU)	MES (mg/l)	DCO (mg/l)	DBO <sub>5</sub> (mg/l)
29/11/2017	09:00	20	6,9	3,5	38	20	40	67,2	35
29/11/2017	14:00	21	7,18	3,43	37,2	10,7	35	57,6	30
30/11/2017	09:30	19	7,2	1,03	11,2	6,3	25	48,6	20
30/11/2017	12:00	20	7,4	1	10,8	2,4	20	38,4	16
01/12/2017	09:00	20	7,1	0,78	8,4	2,12	15	38,4	12
01/12/2017	12:00	22	6,95	0,76	8,2	1,87	10	19,2	10
02/12/2017	09:00	23	7,25	0,64	6,9	1,4	7	19,2	8