

**ECOLE NATIONALE SUPERIEURE D'AGRONOMIE EL HARRACH – ALGER**

En vue de l'obtention du diplôme de Magister en sciences agronomiques

Département : Génie Rural

Spécialité : Hydraulique Agricole

# ***MODELISATION DES STATIONS D'EPURATION A BOUES ACTIVEES***

## **Cas de la station de Baraki (Alger)**

**Présentée par : Mme BOUKERROUCHA**

**Aicha Amina épouse M. EL SHARKAWI**

Directeur de thèse : M. HARTANI T. Professeur, ENSA Alger

Année universitaire : 2010-2011

Devant le jury composé de : Président M. AIDAOUI A. Professeur, ENSA Alger Examineurs : M. CHABACA M.N. Maître de Conférences, ENSA Alger M. SELLAM F. Chargé de Cours, ENSA Alger



# Table des matières

Remerciements . .	5
Liste des symboles . .	6
Résumé . .	7
Summary . .	8
ص خ لم . .	9
Introduction générale . .	10
Partie 1 Bibliographie . .	13
Chapitre I : La pollution et les eaux usées . .	13
I.Définition . .	13
II.Pollution des eaux . .	14
III.Collecte et traitement des eaux usées . .	16
IV.Evaluation de pollution . .	17
Chapitre II : Procédées d'épuration des eaux usées . .	22
A ) Filière eau . .	22
B ) filière boue . .	34
Chapitres III : Modélisation des stations d'épuration a boues activées . .	36
I. Modélisation biologique dans le traitement des eaux usées . .	37
II. Présentation des modèles de station d'épuration Activated Sludge Model ASM1, ASM2, ASM3 . .	38
III Avantage de la création des différents modèles . .	45
IV. Logiciels de simulation . .	46
Chapitre IV : Phénomène de la biodégradation de la matière organique . .	47
I. nitrification en boues activées . .	47
Chapitre V : L'épuration en Algérie . .	55
I. Situation de l'épuration en Algérie . .	56
Partie 2 Matériel et méthodes . .	60
Chapitre VI : Descriptif de fonctionnement de la STEP de Baraki . .	60
I.Données de base . .	61
II.Filière de Traitement . .	62
III. Récapitulatif des paramètres et normes d'analyses des effluents de la Station . .	75
Chapitre VII : Présentation du modèle ACP . .	76
I. Analyse en Composante Principale (ACP) . .	76
II Présentation des résultats de l'ACP . .	79
III Règles d'interprétation des résultats d'une ACP . .	80
Chapitre VIII : Présentation du modèle ASIM . .	81
I. Schéma de fonctionnement d'une station . .	81
II. exécutions . .	82
III options . .	85
IV valeurs ayant du poids sur les résultats du modèle . .	86
V calculs : . .	86

<b>Partie 3 Résultats et Discussion . .</b>	<b>88</b>
<b>Chapitre IX : Traitement des données et contrôle de performance de traitement . .</b>	<b>88</b>
<b>I. Analyse des données . .</b>	<b>88</b>
<b>II. Contrôle de performances de fonctionnement de la station durant la période d'étude . .</b>	<b>95</b>
<b>III étude évolutive entre les deux années d'étude . .</b>	<b>116</b>
<b>VI.évaluation de la pollution organique des eaux usées . .</b>	<b>122</b>
<b>Chapitre X : Application de l'ACP . .</b>	<b>124</b>
<b>I. Application de l'ACP . .</b>	<b>124</b>
<b>I. Analyses des variables . .</b>	<b>126</b>
<b>I. Analyses des variables . .</b>	<b>130</b>
<b>Chapitre XI : Application du modèle Asim . .</b>	<b>132</b>
<b>I Choix du modèle . .</b>	<b>132</b>
<b>II application du modèle: . .</b>	<b>132</b>
<b>III Présentation des résultats d'application du modèle Asim . .</b>	<b>141</b>
<b>Conclusion générale . .</b>	<b>148</b>
<b>Références bibliographiques . .</b>	<b>150</b>
<b>Annexes . .</b>	<b>152</b>
Annexe A . .	152
Annexe B . .	153
Annexe C . .	155
Annexe D . .	163
Annexe E . .	173

## Remerciements

Je tiens tout d'abord à remercier le bon Dieu tout Puissant pour m'avoir permis d'accomplir ma thèse.

J'adresse mes plus vifs remerciements à la personne qui m'a encadrée durant ces trois années : M. Hartani Tarik, mon directeur de thèse d'avoir accepté l'encadrement de ce travail, sa disponibilité et sa patience a été pour moi d'un grand soutien pour l'achèvement de ce travail.

Mes remerciements les plus particuliers vont à M. AIDAOUI A. non seulement parce qu'il a accepté de présider mon jury de soutenance mais pour tout ce qu'il fait pour la réussite de ma promotion de post-graduation hydraulique agricole, il mérite tous les remerciements, d'avoir accepté d'être président de ce jury.

Je remercie en particulier également ceux qui m'ont fait l'honneur de bien vouloir être les examinateurs de cette thèse. Je les remercie également pour le regard critique qu'ils ont porté sur ces travaux. :

M. CHABACA M.N., qui a accepté d'examiner ce mémoire de magistère, je le remercie vivement.

M. SELLAM F d'avoir accepté d'examiner ce travail de recherche, je le remercie vivement.

Je remercie également tous les enseignants du département de Génie Rural. Je tiens à remercier tous mes collègues de post graduation; leurs connaissances m'ont fait un grand plaisir.

A l'issue de ce travail, je tiens à exprimer ma gratitude aux nombreuses personnes qui ont contribué à son élaboration d'une manière directe ou indirecte.

“En essayant continuellement, on finit par réussir.

Donc plus ça rate, plus on a des chances que ça marche.” Devise Shadok

## Liste des symboles

- ASM : Activated Sludge Model
- DBO : Demande Biochimique en Oxygène
- $DBO_{21}$  : Demande Biochimique en Oxygène 21 jours
- $DBO_5$  : Demande Biochimique en Oxygène 5 jours
- DCO : Demande Chimique en Oxygène
- DCOP : Demande Chimique en Oxygène particulaire
- DCOS : Demande Chimique en Oxygène soluble
- DCOT : Demande Chimique en Oxygène totale
- $HCO_3^-$  les carbonates
- MES : Matières En Suspension
- MVS : Matières Volatiles Sèches
- NGL: azote total
- $NH_3$ : ammoniac,
- $NH_4^+$ : ammonium
- $NO_2^-$ : nitrites
- $NO_3^-$ : nitrates
- Norg: azote organique
- NTK: azote Kjeldahl
- pH : potentiel d'hydrogène
- PT : phosphore total
- Si : Matière organique soluble inerte
- $S_{nh}$  : azote ammoniacal
- Ss : Fraction rapidement biodégradable
- T : température
- $X_{ba}$ : Biomasses autotrophes
- $X_{bh}$  : Biomasses hétérotrophes
- $X_i$  : Matière organique particulaire inerte
- $X_s$  : Fraction lentement biodégradable

## Résumé

L'objectif principal de ce travail était de modéliser le fonctionnement de la station de Baraki. Nous avons d'abord pour caractériser les eaux résiduaires pour préparer la simulation. En utilisant le modèle Asim, nous avons essayé d'obtenir des indicateurs de qualité de l'eau : DCO, DBO<sub>5</sub>, le NO<sub>3</sub>, leur traitement dans le logiciel d'Asim est ainsi une solution pour se libérer de cette simplification. Laisser simuler les nitrates et le carbone. Le suivi des processus des boues activées est dû à la complexité de leur comportement mais également en raison du manque de l'information précise. Le traitement des mesures des indicateurs de qualité qui permet d'indiquer que nous avons l'eau biodégradable, étudier les corrélations qui existent après l'application du modèle ACP. La comparaison des mesures des indicateurs de la qualité confirme la bonne qualité de l'eau usée épurée. Finalement les résultats de la simulation étaient avec Asim satisfaisantes selon la base de données d'entrée.

**Mots-clés** : station d'épuration - boues activées – traitement des eaux usées urbaines –modèle Asim.

## Summary

The principal objective of this work was the modeling functioning of the station of purification of Baraki. We have first characterized waste water urban to prepare the simulation. Using the model Asim, we attempted to obtain water quality indicators: DCO, DBO<sub>5</sub>, NO<sub>3</sub>, their treatment in the Asim software is thus a solution to free itself from this simplification. Allow to simulate nitrates and carbon. The follow-up of the processes with activated sludge is delicate due to the complexity of their behavior but also due to the lack of precise information. The treatment to the measures which enables to say that we have biodegradable water leads us to study correlations which exist after application of the ACP model. The comparison of measurements of the indicators of quality confirms the good quality of urban water purified. Finally the results of simulation were with ASIM1 satisfactory according to the data obtained with regard to the input database.

**Keywords:** station of purification - activated sludge - urban liquid waste processing –model Asim.



## ص خ لم

الغرض الرئيسي من هذا العمل هو نمذجة محطة المعالجة لموقع الدراسة لدينا ، بهدف وصف مياه الصرف الصحي في المناطق الحضرية بهدف محاكاة معالجتها في برنامج **Asim** الذي هو الحل للتبسيط. محاكاة النترات والكربون. رصد عمليات الحمأة المنشطة صعبة و سلوكهم المعقد و خاصة لعدم توافر معلومات بشأن حالتها. حسب القياسات المعالجة لدينا مياه صرف متحللة بشكل جزئي، الارتباطات التي توجد بعد تطبيق نموذج **ACP** منطقية ومقارنة قياسات مؤشرات التلوث يؤكد أساسا على نوعية المياه في المناطق الحضرية النقية، وأخيرا نتائج المحاكاة مرضية حسب البيانات التي استعملنا.

الكلمات الرئيسية: مياه الصرف الصحي تنشيط الحمأة. معالجة النفايات في المناطق الحضرية. نموذج **Asim**.

## Introduction générale

Depuis longtemps l'eau naturelle est la même, sans cesse recyclée .Mais la nature ne peut plus accomplir seule le travail de nettoyage de l'eau utilisées par les hommes. Polluer l'eau que nous utilisons et nous dépolluons les eaux souillées en mettant en œuvre des méthodes extrêmement efficaces, dont certaines sont le thème de notre travail.

Aujourd'hui, la préservation de notre environnement et celle de nos ressources en eau, dépendent de notre capacité à nettoyer les eaux usées avant leur retour dans la nature.

L'élimination des eaux usées a revêtu une importance croissante au début des années soixante-dix. Compte tenu de préoccupation générale exprimée partout au monde qui face au problème de plus en plus important de la pollution de l'environnement humain comme leur nom l'indique. Les eaux usées sont des eaux qui après utilisation domestique ou industrielle, véhiculent des déchets leur traitement est une nécessité pour préserver l'environnement direct de l'homme et préserver, les rivières, les eaux souterraines dans le monde.

Protéger le milieu naturel et plus globalement notre cadre de vie, pollution de l'eau, disparition de la nature inquiètent les dirigeants des pays développés qui se demandent si la vie sera encore possible dans quelques dizaines d'années et qui commencent à prendre des mesures pour protéger " l'environnement"

Depuis que l'habitation s'est concentré sous forme de village et de ville, l'homme est confronté au problème de l'eau. Il a développé des techniques lui permettant l'alimentation de l'agglomération et l'évacuation des eaux usées. Les conditions de vie devenant déplorables, les pouvoirs publics ont pris conscience de cet état de fait.

Au milieu du 19<sup>ème</sup> siècle, sous l'impulsion d'un mouvement hygiéniste, s'est développé la notion «tout à l'égout». L'assainissement est devenu une affaire publique et est géré par la collectivité. «Explosion urbaine», « urbanisation galopante ». Autant d'expressions qui désignent le même problème majeur : la croissance des villes.

En ce sens, certains auteurs considèrent que la plupart des villes du tiers monde doivent encore mener intégralement les deux premières « révolutions environnementales » à savoir la révolution de l'hygiène du milieu et la réduction des dangers chimiques et physiques dans l'espace urbain en général dont les enjeux sont avant tout locaux.

Collectées, transportées jusqu'à un point de rejet les eaux usées doivent être épurée savant d'être rejetées dans le milieu naturel. Traiter l'eau après utilisation est devenu aussi indispensable que traiter nos déchets.

En Algérie la situation est aggravée à la fois par la concentration de la population sur la bande littorale , où se trouvent les centres urbains et les zones industrielles et par les insuffisances des infrastructures existantes qui ne sont pas en mesure de faire face à une gestion environnementale des rejets d'eaux usées .en ne connaît pas encore de situation dramatique, mais il existe néanmoins de symptômes de pollution surtout des eaux et de l'environnement en générale qui méritent dès à présent qu'on se penche dessus pour parer à toute éventualité et pour ne pas laisser les choses prendre au sérieux.

Ainsi le secteur de l'assainissement en Algérie connaît-il des difficultés structurelles qui ne facilitent pas la tâche à ceux à qui incombe la gestion du secteur ; en effet, parmi

les problèmes reconnus dans la gestion de ce secteur d'activité, les éléments suivants paraissent prépondérants:

La multiplicité des intervenants.

Les normes de rejets de plus en plus sévères pour les rejets de stations d'épuration impliquent une fiabilisation et un meilleur contrôle de celles-ci. L'utilisation de modèles mathématiques prend alors tout son intérêt pour aider à l'élaboration de stratégies de gestion performantes.

Le manque de moyens technologiques et scientifiques pour la réalisation et le suivi des études concernant l'assainissement et la dépollution des eaux usées urbaines.

Ces dernières années, le développement d'outils de supervision et d'aide à la décision, motivé par l'intensification du fonctionnement des stations de traitement urbaines résultant de quantités d'effluents à traiter toujours plus importantes et du durcissement des réglementations, a été important.

Ces outils intègrent généralement une analyse des données obtenues sur le procédé préalablement.

La modélisation basée sur des modèles mathématiques, s'avère intéressante. Si ce genre d'étude est fréquente pour les procédés par boues activées, ce n'est en revanche pas le cas pour les procédés à milieu fixe, De fait, les modèles sont complexes et peu nombreux.

L'objectif de cette thèse est voir les performances de la station, les corrélations existantes entre les indicateurs de pollution et d'évaluer le modèle de simulation dynamique du fonctionnement de station d'épuration à boues activées proposées dans la littérature pour modéliser le traitement de carbone et d'azote. Cette évaluation permettra de:

- D'approfondir l'analyse des indicateurs de pollution par rapport aux disponibles ;
- Evaluer les performances de la station de Baraki ;
- De fournir des critères de choix des modèles en fonction des objectifs du cas étudié ;
- D'appliquer le modèle, proposer les données existantes de station et les données de référence (indicateurs, caractérisation des eaux résiduaires).Ce qui, associé au critère précédent, permettra une meilleure mise en œuvre de ces outils par les praticiens.

Ce document est organisé en trois parties, et comprend onze grands chapitres:

- La première partie comprend cinq chapitres, axés sur la synthèse bibliographique quimettra en exergue:
  - La pollution et les eaux usées ;
  - Traitement des eaux usées : processus utilisées dans l'épuration des eaux usées ;
  - Etat de l'art dans la modélisation des stations d'épuration à boues activées ;
  - Phénomène de la biodégradation de la matière organique ;
  - Situation de l'épuration en Algérie.
- La deuxième partie de ce travail s'intitule les matériels et méthodes et comprend trois chapitres:
  - Le premier chapitre porte sur la description de la station étudiée ;
  - Le second sur de modèle appliqué à la station étudiée ;

- Présentation du modèle ACP ;
- en dernier la présentation du modèle Asim.
- La troisième partie de ce travail met en exergue les résultats et les discussions avec trois chapitres:
  - Traitement des données et étude de performances ;
  - Application du modèle ACP ;
  - Application du modèle Asim et interprétation des résultats.

Et enfin une conclusion général en fonction des résultats obtenus.

# Parie 1 Bibliographie

## Chapitre I : La pollution et les eaux usées

### I.Définition

---

Les eaux usées sont toutes les eaux parvenant dans les canalisations d'eaux usées dont les propriétés naturelles sont modifiées par les utilisations domestiques, industrielles, agricoles, etc. On englobe aussi les eaux de la pluie qui s'écoule dans ces canalisations.

#### I.2Classification des eaux usées

Ces eaux ont trois origines

##### I.2.1Eaux usées domestiques

Les eaux usées d'origine domestique sont issues de l'utilisation de l'eau (potable dans la majorité des cas) par les particuliers pour satisfaire tous les usages ménagers. On distingue généralement deux types d'eaux usées domestiques qui arrivent toutes les deux dans le réseau d'assainissement[Baumant, S. 2003]

Les eaux-vannes, qui correspondent aux eaux de toilettes ;

Les eaux grises qui correspondent à tous les autres usages : lave-linge, lave-vaisselle, douche/bain, etc.

La composition des eaux usées d'origine domestique peut être extrêmement variable, on distingue trois origines principales :

- La composition originale de l'eau potable, qui dépend de la composition de l'eau utilisée pour produire l'eau potable, de la qualité du traitement de cette eau, des normes sanitaires du pays concerné, de la nature des canalisations, etc.
- Les diverses utilisations par les particuliers qui peuvent apporter un nombre quasi-infini des polluants.
- Les utilisateurs eux-mêmes qui vont rejeter de la matière organique dans les égouts (urines et fèces), la matière organique est le polluant majoritaire des eaux domestiques. Ce type de rejet apporte également des micro-organismes et des contaminants divers [Baumant, S. 2003]

##### I.2.2Eaux usées d'origine industrielle

Tous les rejets résultant d'une utilisation de l'eau autre que domestique sont qualifiés de rejets industriels. Cette définition concerne les rejets des usines, mais aussi les rejets d'activités artisanales ou commerciales : blanchisserie, restaurants, laboratoires d'analyses médicales, etc. Le déversement de ces eaux dans les égouts publics n'est pas un droit et doit être préalablement autorisé par la collectivité. Les rejets industriels peuvent donc suivre trois voies d'assainissement:

- Soit ils sont directement rejetés dans le réseau domestique;

- Soit ils sont prétraités puis rejetés dans le réseau domestique;
- Soit ils sont entièrement traités sur place et rejetés dans le milieu naturel.

Dans le cas d'un rejet dans le réseau domestique, avec ou sans prétraitement, les effluents industriels peuvent fortement modifier la composition des eaux usées.

### **I.2.3Eaux de ruissellement**

Les eaux de pluie qui ruissellent sur les surfaces imperméabilisées, sont collectées par un réseau qui peut-être le même que celui qui collecte les eaux usées, ou non.

## **II.Pollution des eaux**

---

### **II.1Définition**

La pollution est définie comme l'introduction par l'homme, directement ou indirectement, dans le milieu aquatique de substances ou d'énergie, provoquant des effets nuisibles aux ressources biologiques. Dans le cas le plus générale la pollution dont l'effluent est le vecteur qui sera constitué de:

- Matières dissoutes organiques ou minérales biodégradables ou non pouvant être toxiques ou inhibitrices pour la flore et la faune du milieu récepteur.
- Matières colloïdales ou émulsionnés (graisses, huiles, etc.).
- Matières en suspensions plus ou moins décantables, minérales ou organiques.

### **II.2Classification de la pollution**

La pollution peut être classée selon plusieurs critères à savoir : l'origine de la pollution, la nature des polluants, la nature des nuisances créées. Nous retiendrons le premier mode de classification qui nous permet de distinguer trois types de pollution, pour les eaux de surface.

#### **II.2.1Pollution d'origine urbaine**

Ces effluents ont eux-mêmes trois origines possibles : eaux de ruissellements, eaux usées d'origine domestique, et les eaux usées résultants d'activité artisanales ou industrielles.

#### **II.2.2Pollution d'origine industrielle**

Dans l'industrie, l'eau a une grande importance et les volumes utilisés sont considérables, cela constitue un volume d'eaux résiduelles très important, leur composition est extrêmement variable. On distingue trois grands groupes :

##### **1. Eaux à caractère minéral dominant**

ces rejets sont chargés en matière solide en suspension et en sels dissous.

##### **2. Eaux à caractère organique dominant**

c'est surtout le cas des résidus d'industrie agroalimentaire (abattoirs, élevage, etc.).

##### **3. Eaux à caractéristiques mixtes**

ce sont des eaux qui contiennent un ou plusieurs constituants plus ou moins facilement biodégradables mais qui constituent des milieux inhibés par d'autres constituants.

### **II.2.3 Pollution d'origines agricole**

Cette pollution intéresse les eaux de ruissellement et concerne deux familles de composés:

- Pollution par les pesticides ;
- Pollution par les fertilisants.

## **II.3. Principaux types de polluants**

### **II.3.1 Substances organiques fermentescibles**

Constituent la première cause de pollution des ressources en eau. Ces matières organiques (déjections animales et humains, graisses, etc.) sont notamment issues des effluents domestiques, mais également des rejets industriels (industrie agro-alimentaire, en particulier).

### **II.3.2 Substances minérales nutritives**

Nitrates, phosphates, provenant essentielles de l'agriculture et des effluents domestiques.

### **II.3.3 Métaux lourds (Mercure, cuivre, cadmium, etc.)**

Constituant un problème préoccupant lorsqu'ils sont impliqués dans la pollution des ressources en eau non seulement leur toxicité peut être fort dommageable pour le milieu aquatique, mais leur accumulation au fil de la chaîne alimentaire pourrait avoir des effets plus ou moins graves pour la santé humaine.

### **II.3.4 Hydrocarbures**

Elles peuvent contaminer les ressources en eau selon différentes modalités : rejets industriels, rejets des garages et stations-services, ruissellements des chaussées, effluents domestiques.

### **II.3.5 Organismes vivantes**

Parmi les polluants des eaux, on distingue les polluants biologiques représentés par les micro-organismes. Ils ont des effets divers sur la santé [Baumant, S. 2003].

#### **1. Virus**

Ce sont des organismes infectieux de très petite taille, qui se reproduisent en infectant un organisme hôte. Parmi ces virus on a : virus de l'hépatite A et E, Rotavirus, Adénovirus, Astrovirus, Calicivirus, Coronavirus, Réovirus et Poliovirus.

#### **2. Bactéries**

Elles sont des organismes unicellulaires simples et sans noyau. La quantité moyenne des bactéries dans les fèces est d'environ  $10^{12}$  bactéries/g. Les eaux usées contiennent en moyenne  $10^7$  à  $10^8$  bactéries/l. la concentration en bactéries pathogènes est de l'ordre

de  $10^4$  par litre. Le nombre de germes peut être multiplié par mille dans les eaux des rivières après un rejet urbain. Les bactéries pathogènes *Salmonella*, *Shigella*, *Escherichia coli*, *Yersinia*, *Campilobactères*, *Vibrio*, *Leptospira*, *Legionella* et *Mycobactérium*.

### 3. Protozoaires

La plupart des protozoaires pathogènes sont des organismes parasites. Certains d'eux adoptent au cours de leur cycle de vie une forme de résistances, appelée kyste. Cette forme peut résister généralement aux procédés de traitement des eaux usées on peut citer parmi ceux-ci : *entamoeba histolytica*, *giardia lamblia*, *balantidium coli*, *cryptosporidium*, *toxoplasma gondii*, *cyclospora* et *microsporidium*.

### 4. Helminthes

Tout comme les protozoaires ce sont majoritairement des organismes parasites. Les oeufs d'helminthes sont très résistants et peuvent notamment survivre plusieurs semaines voir mois, sur les sols ou les plantes cultivées. La concentration en oeufs d'helminthes dans les eaux usées est de l'ordre de 10 à 103 oeufs /l. On peut citer parmi ceux-ci : *ascaris*, *ancylostoma*, *necator*, *taenia*, *trichuris*, *toxocora*, *strongyloïdes* et *hymenolepis*.

## III. Collecte et traitement des eaux usées

---

Les eaux usées doivent être collectées et traitées pour réduire le degré de la pollution avant d'être rejetées dans le milieu naturel.

### III.1 Collecte des eaux usées

Les deux principaux systèmes de collecte utilisés en assainissement collectif sont des systèmes à fonctionnement continu :

#### III.1.1 Système unitaire

Où les eaux usées et les eaux pluviales sont reçues dans une même et unique canalisation.

#### III.1.2 Système séparatif

Comportant deux réseaux de canalisations différents l'un pour les eaux pluviales, et l'autre, pour les eaux usées.

### III.2 Épuration des eaux usées

#### III.2.1 But d'épuration

Le but des différents traitements est de diminuer suffisamment la quantité de substances polluantes contenues dans les eaux usées pour que l'eau finalement rejetée dans le milieu naturel ne dégrade pas ce dernier.

#### III.2.2 Les principes d'élimination des différents composés

Les eaux usées sont habituellement un milieu complexe chargé de matières présentes sous différentes formes :



- Physique : en suspension, etc.
- Chimique : minérale, organique.
- Biologique : organismes vivants.

La caractéristique commune à l'ensemble de ces principes est qu'ils sont créateurs de sous-produits sous forme de «boues» qu'il conviendra soit d'éliminer, soit de les valoriser.

### **1. Séparation physique**

Repose sur le principe de la séparation des éléments solides de la phase liquide. Cette séparation selon, la taille, la densité des éléments solides, est réalisée par des dispositifs simples de criblage ou en utilisant un processus de décantation physique, sédimentation ou flottation.

### **2. Transformations biologiques**

Lorsque les éléments sont présents sous forme soluble ou lorsque leur taille ne leur permet pas d'être piégés par les prétraitements physiques, on utilise le plus souvent un traitement biologique. Il permet de faire passer des éléments présents sous forme soluble ou colloïdale en éléments floculables et de constituer des agrégats que l'on peut de nouveau séparer de la phase liquide.

### **3. Corrections chimiques**

Elles sont utilisées pour la transformation de certains éléments en particules séparables de la phase liquide ou également pour l'élimination de microorganismes (désinfections).

## **IV.Evaluation de pollution**

---

La plupart des effluents pollués sont des mélanges très complexes dont la composition varie suivant leur provenance industrielle, agricole ou urbaine. L'évaluation de la pollution est donc basée sur des classifications selon les propriétés globales de l'effluent.

La pollution se définit comme l'introduction dans un milieu naturel de substances provoquant sa dégradation [Boeglin, J-C. 1998]. Les effets néfastes peuvent avoir lieu à tous les niveaux (sanitaire, écologique et économique). Ainsi, par exemple, les polluants sous forme particulaire provoquent entre autre une augmentation de la turbidité de l'eau et un envasement.

La classification la plus immédiate de ces composés est de les répertorier en fonction de leur taille selon le tableau suivant :

**Tableau I.1 : classification des composés de l'effluent suivant leur taille.**

Classification	Diamètre des Particules (µm)	Caractéristique	Exemple de composé
Soluble	< 0,08	-----	Carbohydrates simples, acides aminés, acides gras volatils, protéines, polysaccharides (amidon, cellulose),...
Colloïdale	0,08 - 1	Limite entre phase solide et soluble	Graisses, bactéries libres, débris cellulaires, ...
Supra-colloïdale	1 – 100	Matières fines en suspension, visibles à l'œil nu ; contribue à la turbidité de l'eau	Fibres cellulosiques, agrégats lipidiques, floccs bactériens, macroprotéines, ...
Particulaire	> 100	Composés grossiers	

Source: [Bassompierre, C. 2007]

Une autre classification très importante est fondée sur la capacité des polluants à être dégradés. On distingue deux classes principales :

**1. Matières biodégradables** : elles sont dégradées par les micro-organismes, et peuvent être structurées en deux groupes :

- **Matières rapidement biodégradables** : composées de substances solubles, elles sont directement assimilées par les bactéries ;
- **Matières lentement biodégradables** : composées de substrats particuliers formés par un mélange de substances organiques solides, colloïdales et solubles. Ces matières sont soumises à certains processus intermédiaires avant d'être assimilées par les populations bactériennes.

**2. Matières non biodégradables** : ces substances inertes ne subissent aucun phénomène biologique de transformation. Elles peuvent être de nature aussi variée que des métaux lourds ou des composés issus de la mortalité des micro-organismes par exemple.

Les polluants nécessitant un traitement biologique sont d'une part les matières carbonées ou organiques biodégradables qui constituent de loin la première cause de pollution des ressources en eau et d'autre part, les matières azotées qui sont principalement présentes dans les eaux usées urbaines ou industrielles de type agro-alimentaire. Leurs conséquences sur le milieu naturel sont :

Pour les matières carbonées ou organiques (qui ont la particularité commune de posséder au moins un atome de carbone), d'être polluantes lorsque leur quantité dépasse la capacité d'auto épuration naturelle du milieu récepteur. En effet, la dégradation de ces substances (oxydation par des micro-organismes) provoque une consommation d'oxygène au détriment des organismes aquatiques. Nous noterons également l'existence de matières inorganiques carbonées pouvant être dégradées ;

Pour les matières azotées qui sont des éléments nutritifs, d'entraîner la prolifération d'algues et de végétaux aquatiques, ce qui génère un phénomène d'eutrophisation. La présence de phosphates accélère ce phénomène d'eutrophisation.

La structure chimique des polluants permet de distinguer les matières organiques des matières inorganiques selon le tableau ci après.

Tableau I.2: Classification des composés de l'effluent suivant leur nature chimique

Classification	Caractéristique	Exemple de composé
Matière organique	Possède au moins un atome de carbone lié à un atome d'hydrogène	Hydrates de carbone, protéines, matières grasses, huiles, pesticides, phénols, azote organique...
Matière inorganique ou minérale	Ne contient pas de carbone	Métaux lourds, azote ammoniacal, nitrates et nitrites, phosphates, sulfates, chlorures, ...

(Source: [Bassompierre, C. 2007])

La caractérisation de ces composés au sein de l'effluent s'effectue grâce à des mesures globales de la pollution [Bassompierre, C. 2007] : les matières en suspension, les matières organiques et les composés azotés. Elles définissent un «équivalent» de la pollution commun à tous les composés de l'effluent. Ces caractéristiques sont également utilisées pour définir les seuils de rejet en milieu naturel [Bassompierre, C. 2007] et ces termes sont couramment utilisés à la place de la matière qu'ils représentent.

### 1. Matières en suspension

**Matières En Suspension (MES)** : les MES représentent l'ensemble des matières solides et colloïdales flocculées, organiques ou minérales, contenues dans une eau usée et pouvant être retenues par filtration ou centrifugation.

**Matières Volatiles Sèches (MVS)** : les MVS représentent la partie organique des MES, la partie restante représentant les matières minérales. Cette partie organique comprend les particules de biomasse, vivante ou morte, ainsi que certaines particules organiques n'intervenant pas dans le processus de dépollution biologique.

### 2. Composés organiques

- **Demande Chimique en Oxygène (DCO)** : cette mesure permet la quantification de l'ensemble des composés organiques, présents sous forme solide, colloïdale ou dissoute ainsi que celle des minéraux oxydables. Lorsque l'ensemble des composés est pris en considération, on parle de DCO totale (DCOT) et lorsque seuls les composés solubles sont analysés, il s'agit de la DCO soluble (DCOS). La différence entre ces deux mesures constitue la DCO particulaire (DCOP).
- **Demande Biochimique en Oxygène (DBO)** : la DBO permet de quantifier la matière organique, dissoute ou particulaire, pouvant être consommée par la biomasse dans un échantillon. Le résultat sera obtenu au bout d'une durée de 5 jours (DBO<sub>5</sub>) ou 21 jours (DBO<sub>21</sub>).

### 3. Composés azotés

L'azote est présent dans les effluents sous différentes formes : azote organique (Norg), azote ammoniacal (ammoniac NH<sub>3</sub>, ion ammonium NH<sub>4</sub><sup>+</sup>), nitrates (NO<sub>3</sub><sup>-</sup>), nitrites (NO<sub>2</sub><sup>-</sup>). Plusieurs analyses sont possibles :

- Azote total : représente la somme de tous ces composés ;
- Azote Kjeldahl : généralement utilisée sur les sites urbains et industriels, cette mesure représente l'azote organique et l'azote ammoniacal ;
- Azote ammoniacal ;
- Nitrate ;

- Nitrites.

#### IV.1 Concentrations et flux

Comme nous l'avons vu, les activités de l'homme consomment de l'eau de façon diverse et variée. Les débits qui ont été présentés sont bien sûr associés à des concentrations et/ou à des flux comme l'illustrent:

##### IV.1.1 Composition d'effluents urbains

Les Ordres de grandeur des concentrations des eaux usées domestiques d'après plusieurs références:

Selon la norme française nous avons :

Tableau I.3: Ordres de grandeur des concentrations des eaux usées domestiques

Paramètre	Echelle
MES MVS DBO5 DCO Co/Ni/201	100 à 400 (mg/l)
NH4 N-	400 mg/l 150 à 500
NO3 PT pH	mgO2/l 300 à 1000 mgO2/l 100 à 300 mg/l 30 à 100 mg N/ l 20 à 80 mg N/l < 1 mg N/l 5 à 25 mg P/ l 7 à 8

Source: [Emmanuel, A. 2005]

D'après l'OIE, 2008, l'échelle de variation des eaux usées des différents paramètres des eaux usées urbains :

Tableau I.4: Echelle de variation des concentrations des eaux usées domestiques.

Paramètre	Echelle
PH	7.5 à 8.5
MES	100 à 400 (mg/l)
DBO5	150 à 500 (mg/l)
DCO	300 à 1000 (mg/l)

Source: [OIE, 2008]

La composition des effluents urbains selon d'autres auteurs, est représentée ci-dessous.

Tableau I.5 : Ordres de grandeur des concentrations des eaux usées urbaines

Paramètres	Unité	Echelle de variation
PH	Unité pH	7,5-8,5
MES	mg/l	150-500
DBO5	mg/l	100-400
DCO	mg/l	300-1000
Azote (Kjeldhal)	mg/l	30-100
Phosphore	mg/l	10-25

Source: [René M]

D'après les normes internationales de l'organisation mondiale de santé, l'échelle de variation des eaux usées des différents paramètres des eaux usées urbaines sont présentés dans le tableau suivant :

**Tableau I.6 : Normes internationales des rejets urbaines.**

Caractéristiques	Normes utilisées (OMS)
PH	6,5-8,5
DBO5	<30 mg/1
DCO	<90 mg/1
MES	<20 mg/1
NH+4	<0,5 mg/1
NO2	1 mg/1
NO3	<1 mg/1
P2O5	<2 mg/1
Température T	<30°C
Couleur	Incolore
Odeur	Inodore

Source: [Ghadbane, N. 2003]

Après la caractérisation des concentrations des eaux usées domestiques on peu classer ces eaux d'après le tableau I.6 suivant :

**Tableau I.7 : Classe de qualité de la pollution de l'eau**

Classes	1A	1B	2	3	HC
DBO5 mgO2/	3	de 3 à 5	de 5 à 10	de 10 à 25	25
DCO mgO2/l	20	de 20 à 25	de 25 à 40	de 40 à 80	80
O2 dissous mg/l	7	de 5 à 7	de 3 à 5	< 3	*
NH4+ mg/l	0,1	de 0,1 à 0,5	de 0,5 à 2	de 2 à 8	8

Source : [Ac- montpellier.fr]

**1A** : Bonne. Absence de pollution significative.

**1B** : Assez bonne. Pollution modérée.

**2** : Médiocre. Pollution nette.

**3** : Mauvaise. Pollution importante.

**HC** : Hors Classe. Pollution très importante.

**Conclusion**

En Algérie, ces normes de rejet ont été promulguées en 1993 uniquement pour les installations industrielles. Les normes dépendent de l'usage de l'effluent. Si les eaux usées sont destinées à l'irrigation, alors les normes doivent être plus sévères. Dans le cas de la sonatrach, l'effluent est destiné généralement à l'arrosage.

## Chapitre II : Procédées d'épuration des eaux usées

### Introduction

À la sortie des égouts, les eaux usées urbaines sont épurées dans une station d'épuration. Une série de traitements primaires permettent d'éliminer rapidement les déchets les plus grossiers mais aussi les sables, les graisses et des matières en suspension.

Ensuite, un traitement biologique permet d'éliminer le reste de la pollution. Ce sont des bactéries qui s'en nourrissent.

Les eaux usées urbaines sont collectées dans les égouts afin d'être acheminées vers une station d'épuration. Alors que la pollution était auparavant diffuse, elle est maintenant concentrée en un endroit donné. Pour les stations d'épuration efficaces, l'eau est épurée à 90 % environ. Il reste 10 % de pollution qui va rejoindre le milieu naturel.

En proposant une description des procédés de traitement des effluents.

### A ) Filière eau

---

#### I. Grandes étapes du traitement

La composition d'une eau usée est très diversifiée suivant son origine et chaque installation est par conséquent conçue pour répondre à un besoin spécifique. Les quatre étapes principales du traitement sont détaillées sur la figure suivante et décrites dans les paragraphes suivants. [Bassompierre, C. 2007]

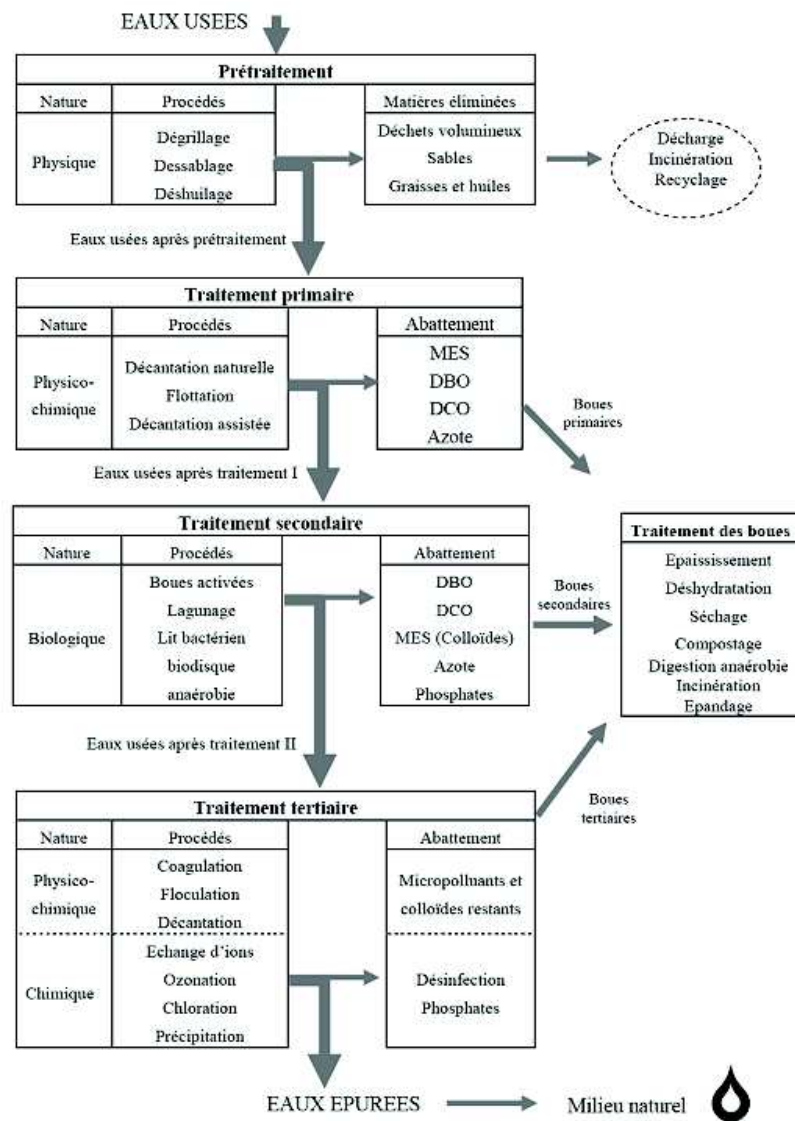


Figure II.1 : Etapes d'une filière de traitement des eaux, Source [Bassompierre, C. 2007]

## I.1 Le pré-traitement

Tout traitement de dépollution doit comporter ce qu'il est convenu d'appeler un « prétraitement » qui consiste en un certain nombre d'opérations mécaniques ou physiques destinées à extraire le maximum d'éléments dont la nature et la dimension constitueraient une gêne ultérieurement [Fndae n° 33. 2004].

Il comprend d'après [Bassompierre, C. 2007]:

### I.1.1 Dégrilleur

Son rôle est une protection mécanique des pompes et permet de limiter aussi la présence de dépôts dans les ouvrages à l'aval. Il est nécessaire de concevoir un dispositif de récupération des refus efficace et facile d'exploitation afin d'éviter son by passer (ex : canaux restant à sec en l'absence de passage d'effluents)[Fndae n° 33. 2004] .

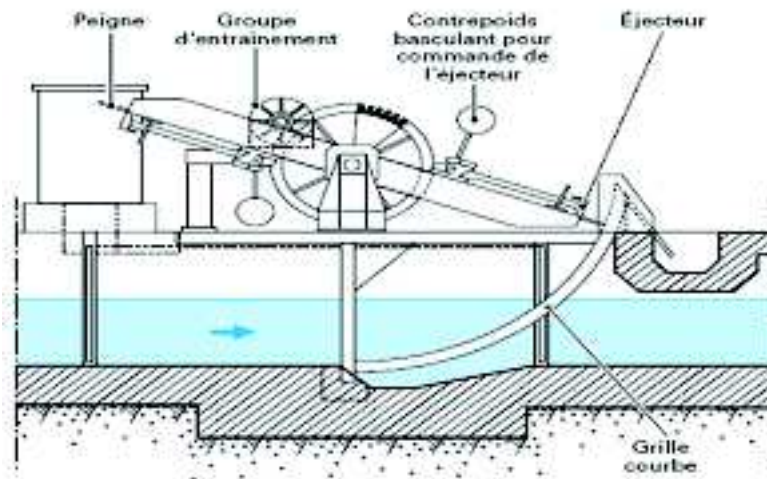


Figure II.2 : Grille mécanique ourbée [Fndae n° 33. 2004]

### I.1.2 Déshuilage-dégraissage

Sa fonction consiste à faire remonter les matières grasses en surface de manière à permettre leur récupération et leur élimination.

Le déshuilage-dégraissage se rapporte à l'extraction de toutes les matières flottantes d'une densité inférieure à celle de l'eau.

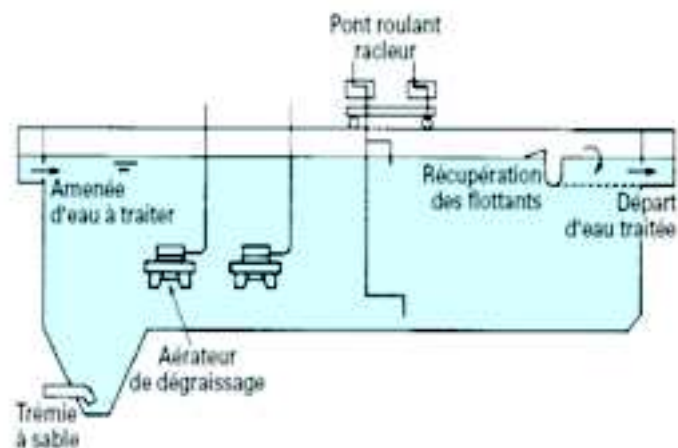
### I.1.3 Dessableur

Les équipements en place doivent permettre une évacuation quotidienne des dépôts. Le système d'évacuation doit être le plus simple et le plus robuste possible.

Des vitesses ascensionnelles comprises entre 10 et 20 m.h-1 sont souhaitables.

De très faibles vitesses occasionnent des dépôts organiques difficilement gérables (rôle de décanteur primaire) [Fndae n° 33. 2004].

Le dessablage a pour but d'extraire des rejets, les graviers, les sables et autres particules denses de façon à éviter les dépôts dans les conduites et canaux, et à protéger les pompes contre l'abrasion. Il peut devenir indispensable lorsque les usines sont alimentées par un réseau unitaire, et notamment pour les industries métallurgiques ou mécaniques.





**Figure II.3 : Ouvrage de dessablage-déshuilage combinés [Gaid, A. 1993]**

## I.2 Traitement primaire

Le traitement primaire est une séparation physique, liquide-solide, dont l'objectif est de retenir le maximum de matières en suspension présentes dans les eaux usées. La Figure II.4 représente un décanteur circulaire avec raclage de boue [Boeglin, J-C. 1998].

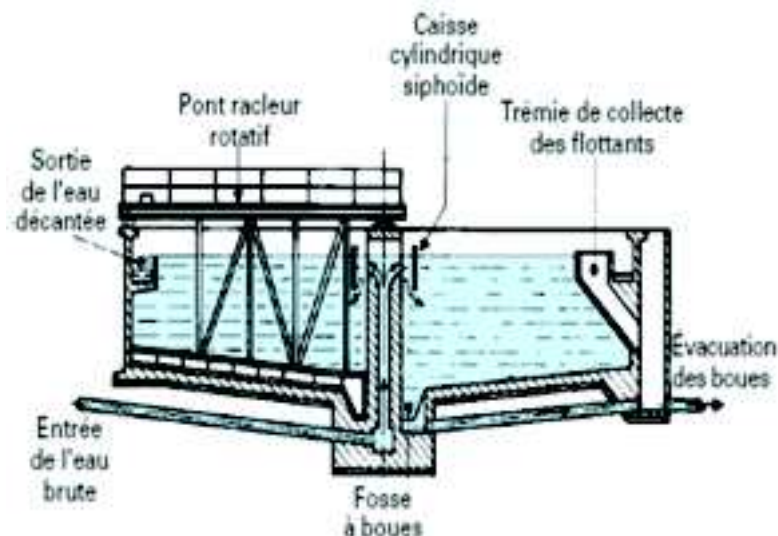
Ce traitement s'effectue par voie physico-chimique avec trois voies de traitement sont possibles [Bassompierre, C. 2007]:

### 1. Décantation (processus physique)

le principe de séparation solide-liquide est la pesanteur, les matières en suspension ou colloïdales tendent à se séparer du liquide par sédimentation ;

### 2. Flottation (processus physique)

par opposition à la décantation, la flottation est un procédé de séparation solide-liquide ou liquide-liquide qui s'applique à des particules dont la masse volumique réelle ou apparente (flottation assistée) est inférieure à celle du liquide qui les contient ;



**Figure II.4 : Un décanteur circulaire avec raclage de boues [Gaid, A. 1993]**

### 4. Décantation associée à l'utilisation d'un coagulant- flocculant (voie physico-chimique)

le principe est ici de favoriser l'agrégation des molécules en suspension grâce aux techniques de coagulation et de floculation de façon à augmenter la sédimentation grâce à l'obtention de floccs plus gros.

Durant la phase de traitement primaire, une quantité importante de la pollution totale est éliminée (abattement des Matières En Suspension pouvant atteindre 90%, de la Demande Biochimique en Oxygène de l'ordre de 35% [Bassompierre, C. 2007]. La DCO et la concentration en azote peuvent également être réduits durant cette phase de traitement. Les matières solides extraites représentent ce que l'on appelle les boues primaires.

### I.3 Traitement secondaire

Le traitement secondaire a pour objectif principal l'élimination des composés solubles d'origine organique. Parallèlement, la floculation de la biomasse permet de piéger les matières en suspension restant à l'issue du traitement primaire [Bassompierre, C. 2007].

Le principe de ce traitement est de mettre en contact la matière organique contenue dans les eaux usées avec une population bactérienne. Celle-ci assimile alors la matière organique pour son propre développement. Ces dispositifs permettent d'intensifier et de localiser sur des surfaces réduites les phénomènes de transformation et de dégradation des matières organiques tels qu'ils se produisent en milieu naturel. Ils sont la reconstitution d'un écosystème simplifié et sélectionné faisant intervenir une microfaune de bactéries, de protozoaires et de métazoaires [Bassompierre, C. 2007].

Plusieurs types de traitement secondaire peuvent être distingués :

#### **1. Procédés à cultures fixes (microorganismes fixés sur des supports) et les procédés à culture libre (micro-organismes maintenus en suspension dans le mélange à épurer)**

plusieurs techniques sont associées à chacune de ces familles, le choix de l'une ou l'autre est fonction de l'emplacement disponible pour le procédé de traitement, de la charge de l'effluent, de la quantité de pollution à traiter. [Bassompierre, C. 2007] :

##### **2. Lit bactérien ou granulaire (culture fixe)**

ruissellement de l'eau à traiter sur le support, ne nécessite pas de clarificateur en ce qui concerne le lit granulaire, coûts de fonctionnement faibles, rendement moyen pour un lit bactérien et bon pour un lit granulaire, chocs toxiques supportés, fonctionnement stable, risque de colmatage ;

##### **3. Biodisques (culture fixe)**

biomasse fixée sur des disques tournants au sein du mélange à traiter, coûts de fonctionnement faibles, efficace à faible charge uniquement, sensible aux conditions climatiques (lessivage du biofilm par la pluie) ;

##### **4. Lagunage (culture libre)**

concentration faible en organismes épurateurs, de la dimension d'un étang, utilisé lorsque de grands espaces sont disponibles, coûts de construction et de fonctionnement faibles, rendement élevé, fonctionnement relativement stable ;

##### **5. Boues activées (culture libre)**

traitement en deux phases, contact de la biomasse et de l'eau usée dans un réacteur puis séparation des solides de la phase liquide épurée par décantation. Le processus d'épuration par boues activées est le plus répandu (60 % des unités de dépollution en France [Bassompierre, C. 2007]). Son développement est dû à ses excellentes performances de dépollution (rendement supérieur à 95 %) par rapport aux autres procédés existants. En contrepartie, suivant le type d'effluents à traiter, ce procédé peut être difficile à maîtriser notamment pour le traitement de l'azote et du phosphore ou en cas de variations importantes des flux à traiter.

**Tableau II.1 : Classement des procédés par boues activées**

Caractéristiques	Aération Prolo	Forte charge	Moyenne charge	Forte charge	Très forte charge
Charge massique ..... [kg DBO <sup>5</sup> / (kg MES.j)]	< 0,08	0,08 à 0,25	0,25 à 0,5	0,5 à 1	> 1
Charge volumique..... [kg DBO <sup>5</sup> / (m <sup>3</sup> .j)]	< 0,32	< 0,4	0,8 à 1	1 à 1,5	> 5
Age des boues.....(j)	> 18	13 à 18	3 à 7	1 à 3	0,3 à 0,7
Concentration des boues.... (kg/m <sup>3</sup> )	4 à 6	3 à 5	3 à 4	2 à 3	< 3
Rendement d'élimination de DBO <sub>5</sub>	> 90 % nitrification possible	90 % nitrification possible	80 à 90 % possible	< 80 %	

Source : [Gaid, A. 1993]

### I.3.1 Traitement du carbone et de l'azote

Le traitement secondaire a comme objectif l'élimination de la matière organique par voie biologique. Celle-ci est réalisée dans le bassin d'aération et dans les bassins annexes (bassin d'anoxie, d'anaérobie,...). La présence de ces derniers dépend du type de traitement recherché (C, N, P) figure II.5, ci-dessous in [Fndae n° 33. 2004] .

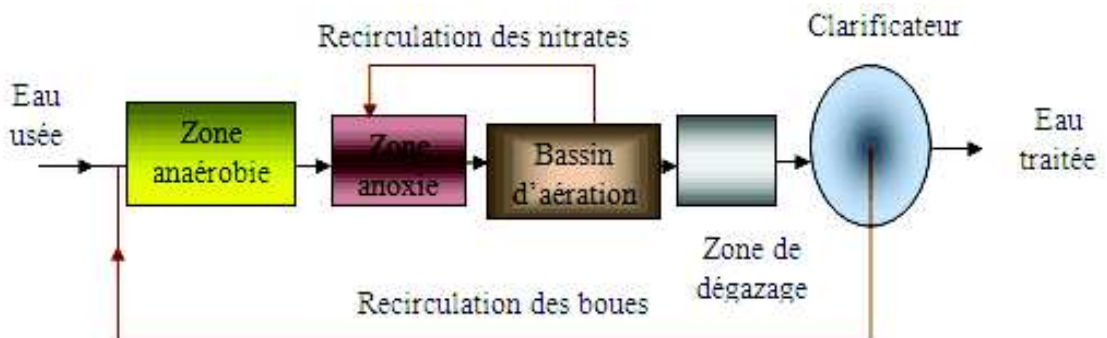


Figure II.5 : Schéma d'une filière de traitement du carbone et d'azote

#### I.3.1.1 zone de contact

Cet ouvrage permet la création à l'amont du bassin d'aération d'une zone à forte charge qui favorise le développement des bactéries figure II.6, ci-dessous [Fndae n° 33. 2004] .

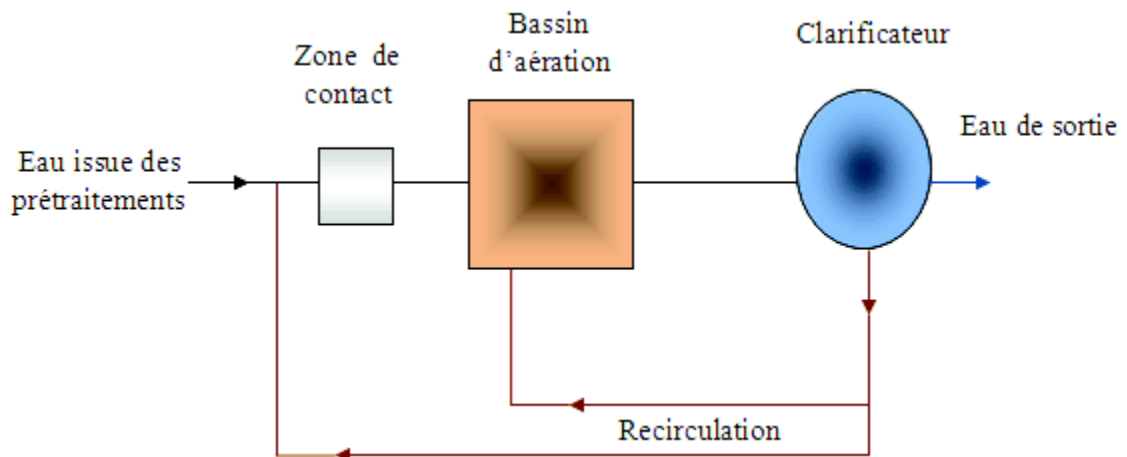


Figure II.6 : Schéma de principe de la zone de contact

### I.3.1.2 bassin d'anaérobiose

Ce type de bassin est nécessaire pour la déphosphatation biologique des eaux usées.

En conditions anaérobies, l'hydrolyse des substrats carbonés produit des acides gras volatils (AGV), substrats privilégiés des bactéries déphosphatantes.

### I.3.1.3 bassin d'anoxie

Il permet la dénitrification (transformation des nitrates en azote gazeux) des nitrates formés dans le bassin d'aération et renvoyés par une recirculation interne.

### I.3.1.4 Bassin d'aération

Les éléments majeurs à maîtriser au niveau de ce bassin sont : les conditions d'aération et de brassage, le mode d'admission et de circulation de l'eau usée dans l'ouvrage et la bonne gestion de la concentration en boues dans l'ouvrage.

#### 1. Aération et brassage

Un des principaux facteurs déclenchant ou aggravant un dysfonctionnement biologique est la sous-aération au niveau du réseau de collecte ou dans la filière de traitement elle même.

#### 2. Ecoulement

Le développement de bactéries sous forme floculée est favorisé par la création d'un gradient de charge au sein du bassin d'aération. Ce gradient peut être créé par la mise en place d'une zone de contact en tête du bassin, d'un bassin d'anaérobiose (jouant le rôle de sélecteur) ou par une configuration qui favorisera un mélange de type «flux piston». La mise en place d'un système compartimenté peut être envisagée (figure II.7).

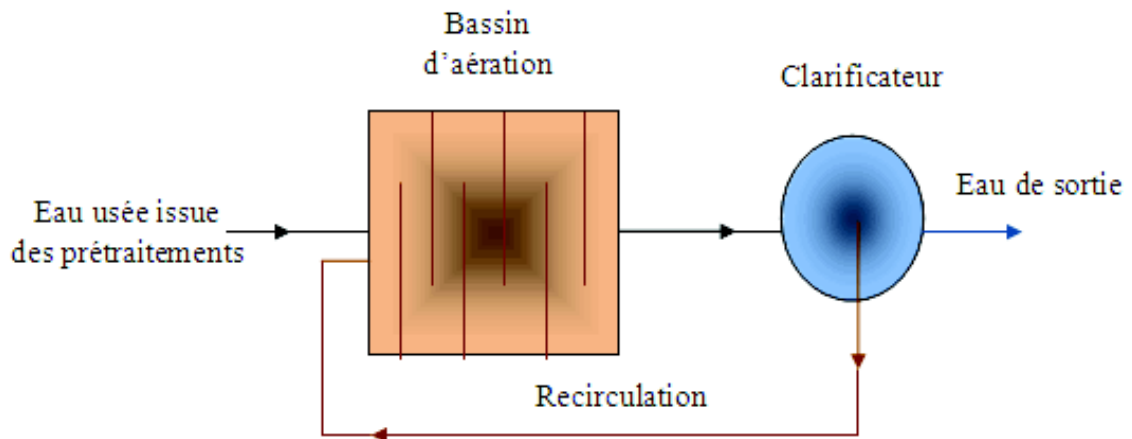


Figure II.7 : Schéma de principe d'un bassin compartimenté (flux piston)

### 3. Température

La température de la boue ou de l'effluent est un facteur sensible qui a des répercussions diverses sur le traitement et génère des dysfonctionnements variés.

- Une température dans le bassin d'aération supérieure à 35°C interdit très souvent le passage d'une faune de protozoaires de petits flagellés et petits ciliés au stade trophique supérieur (grands ciliés et ciliés péritriches). Il s'en suit une mauvaise floculation de la boue et un floc qui reste au stade de grains unitaires d'une vingtaine de microns.
- Une température élevée dans le bassin d'aération (25 à 30°C) augmente sensiblement le taux de multiplication des microorganismes.

### 4. Charge massique

La charge massique (Cm) paramètre clé du traitement détermine l'âge de la biomasse (ou âge de boue en jours).

La charge massique correspond à la charge organique reçue par jour, rapportée à la masse de MVS présente dans le bassin.

$$Cm = \text{kg de DBO5 / kg de MVS}$$

$$\text{Âge de la boue} = 1 / (Cm \times PSB)$$

PSB = Production spécifique de boue (en kg de MVS.kg<sup>-1</sup> de DBO5)

L'âge de boue s'exprime en jours et il est inversement proportionnel à la charge massique. Il se définit, par ailleurs, ainsi :

Âge de la boue = Quantité totale de boue dans le système / Quantité de boue produite / jour.

À noter qu'en l'absence des valeurs de MVS, on retiendra en première approche, pour des effluents urbains en aération prolongée et sans décanteur primaire que :

$$MVS = 0,7 \times MES$$

- pour des indices de boue normaux et :

$$MVS = 0,8 \times MES$$

- pour des indices de boue supérieurs à 200 mL.g-1.

En l'absence de valeurs de DBO<sub>5</sub>, on prendra pour des effluents urbains, un rapport

$$\text{DCO/DBO}_5 = 2,4.$$

### I.3.1.5 dégazeur

La présence d'un dégazeur à l'amont du clarificateur est fortement conseillée et s'avère indispensable dès que le dénivelé entre le bassin d'aération et le clarificateur est supérieur à 0,5 m ou dans le cas de bassin d'aération profond (supérieur à 7 m). (Figure II.8)



*Figure II.8 : Système de raclage d'un dégazeur*

### I.3.1.6 clarificateur et recirculation

Un clarificateur doit être en mesure d'assurer simultanément trois fonctions complémentaires:

- Retenir un maximum de particules en suspension (clarification) ;
- Concentrer les boues avant leur réintroduction dans le bassin d'aération pour minimiser le dimensionnement des pompes (recirculation et extraction) ;
- Stocké provisoirement des boues en cas de surcharge hydraulique temporaire (protection hydraulique).

## I.4 Traitements tertiaires

Des traitements tertiaires permettant d'éliminer les composés restant après le traitement secondaire. Ces composés peuvent être des métaux, des composés organiques non-biodégradables ou encore des odeurs apparues durant le traitement secondaire. Leur rendement est en général très satisfaisant puisque ces procédés permettent d'abattre de 75 à 95% de la DCO restante après le traitement secondaire, jusqu'à 97% des composés aromatiques et 98% de la couleur [Bassompierre, C. 2007].

Selon le niveau du rejet final recherché, ou la réutilisation envisagée. Ces traitements sont basés essentiellement sur les procédés de désinfection, qui peut être chimiques ou physiques.

### I.4.1 Désinfection chimique

Utilise les produits chimiques suivants : halogènes, chlore, brome et iode aussi bien qu'un certain nombre de composés chlorés d'une part, et permanganate de l'ozone et de potassium de l'autre part. Les acides et les bases forts ( $\text{pH} < 3$  et  $\text{pH} > 11$ ) tuent toutes les bactéries pathogènes mais, malheureusement, endommagent en même temps la destruction de l'équipement avec lesquels les eaux usées entrent en contact.

### I.4.2 Désinfection physique

1 Désinfection par la chaleur : est une pratique recommandée où de l'eau potable est concernée, mais c'est une méthode insatisfaisante où les eaux usées sont impliquées.

2 Désinfection par la lumière : la lumière ultraviolette artificiellement produite peut être utilisée seulement dans des circonstances exceptionnelles et pour des petites quantités d'eaux usées, comme les eaux usées des hôpitaux.

## II. Objectifs du traitement

### II.1 Réglementation française d'après [Gaid, A. 1993].

Elle a déterminé des niveaux de qualité types que l'on peut fixer comme objectif à une dépollution d'eaux usées (tableau II.2) et (tableau II.3).

### II.2 Norme européenne d'après [Gaid, A. 1993].

La norme relative au traitement des eaux résiduaires, impose la collecte et le traitement de la globalité des eaux urbaines résiduaires dans des délais qui s'échelonnent entre fin 1998 et fin 2005. Pour un réseau unitaire qui collecte à la fois les eaux résiduaires et les eaux pluviales, cette directive implique de prendre en compte, pour le dimensionnement des ouvrages de traitement, les débits et les charges par temps de pluie.

Les niveaux de rejet exigés après traitement sont fonction de la capacité d'autoépuration du milieu récepteur.

#### Cas général (II\*)

Le traitement correspond à un traitement biologique :

DBO<sub>5</sub> : 25 mg/L ou 70 à 90 % de réduction ;

DCO : 125 mg/L ou 75 % de réduction ;

MES : 35 mg/L ou 90 % de réduction.

Ce dernier paramètre est optionnel. Les analyses sont réalisées sur des échantillons moyens journaliers [Gaid, A. 1993]

Tableau II.2 : Exigences épuratoires minimales (1)

## MODELISATION DES STATIONS D'EPURATION A BOUES ACTIVEES

Zone	Paramètre	Concentration maximale (mg/L)	Rendement (mg/Charge (%))	de pollution rejetée (h.)	Règles de conformité	
					Nombre de (épassements) (4)	Valeurs rédhitoires (mg/L) autorisés (5)
Zones normales de pollution carbonée	DCO (2)	25	70	2 000 à 10 000	[Doc. C 5 220, Tableau A] (4)	50
				> 10 000		
	DCO (2)	125	75	Toutes charges		
	MES	35 (3)	90	Toutes charges		85
Zones sensibles et/ou phosphore	NGL (7)	15	70	10 000 à 100 000	Valeurs à respecter en moyenne annuelle (6)	
		10		> 100 000		
	PT (7)	2	80	10 000 à 100 000		
		1		> 100 000		

Source : [Gaid, A. 1993]

(1) Elles correspondent aux valeurs définies par l'arrêté du 22 décembre 1994 in [Gaid, A. 1993]. Elles doivent être respectées pour un fonctionnement dans les conditions normales. (2) Pour le lagunage : analyses réalisées sur échantillon filtré. (3) Pour le lagunage, cette valeur est fixée à 150 mg/L. (4) Un échantillon moyen journalier est déclaré conforme si l'une au moins des deux valeurs (concentration au rejet ou rendement épuratoire) figurant dans l'autorisation de rejet est respectée. (5) Parmi les échantillons moyens journaliers déclarés non conformes, aucun d'entre eux ne doit dépasser les valeurs rédhitoires. (6) La station est déclarée conforme sur l'année considérée pour N ou P, si l'une au moins des deux valeurs (concentration moyenne annuelle au rejet-rendement épuratoire moyen annuel) figurant dans l'autorisation de rejet est respectée. (7) NGL (azote global) : azote organique + azote ammoniacal + azote nitreux + azote nitrique. PT : phosphore total.

**Tableau II.3 : Exigences épuratoires minimales plus fortes préconisées par le ministère de l'Environnement**



Rejet	Niveau	Paramètre	Concentration maximale (mg/L)	Rendement minimum (%)	Règles de tolérance	
					Nombre de dépassements autorisés	Valeurs rédhibitoires (2) (mg/L)
Pollution carbone	Épuration poussée	DBO <sub>5</sub>	25	Calculé au point près à partir de la concentration moyenne d'entrée nominale	[Doc. C 5 220, Tableau A] (1)	DBO <sub>5</sub> : 50 DCO : 250 MES : 85
		DCO	90			
		MES	30			
	Épuration très poussée	DBO <sub>5</sub>	15			
		DCO	50			
		MES	20			
Pollution azote	Nitrification Classique	NTK (4)	15	Calculé à 5 points près à partir de la concentration moyenne d'entrée nominale	Valeurs à respecter en moyenne annuelle (3)	
		NGL (4)	10			
	Nitrification dénitrifiante	NTK (4)	15			
		NGL (4)	10			
Pollution phosphore	Déphosphatation 1 <sup>e</sup> niveau	PT (4)	2			
	Déphosphatation 2 <sup>e</sup> niveau		1			

Source : [Gaid, A. 1993]

(1) Un échantillon moyen journalier est déclaré conforme, si l'une au moins des deux valeurs (concentration au rejet ou rendement épuratoire) figurant dans l'autorisation de rejet est respectée. (2) Parmi les échantillons journaliers déclarés non conformes, aucun d'entre eux ne doit dépasser les valeurs rédhibitoires. (3) La station est déclarée conforme sur l'année considérée pour N ou P, si l'une au moins des deux valeurs (concentration moyenne annuelle au rejet-rendement épuratoire moyen annuel) figurant dans l'autorisation de rejet est respectée. (4) NTK: azote Kjeldahl, NGL: azote total, PT: phosphore total

Tableau II.4: Norme de rejet des eaux usées [Guide de l'eau. 2009]

	Concentration	Rendement minimal d'épuration par rapport aux valeurs d'entrée
DBO5 - Demande biologique en oxygène	25 mg/l O2	70 % pour les stations de 120 à 600 Kg/j de DBO5. 80 % pour les stations traitant une charge supérieure à 600 kg/j de DBO5.
DCO - Demande chimique en oxygène	125 mg/l O2	75 %
MES Matières en suspension	35 mg/l	90 %
EN ZONE SENSIBLE		
NGL Azote global	15 mg/l pour une charge brute de pollution entre 600 et 6 000 kg/jour. 10 mg/l pour une charge brute de pollution > 6 000 kg/jour.	70 %
PT Phosphore total	2 mg/l pour une charge brute de pollution entre 600 et 6 000 kg/jour. 1 mg/l pour une charge brute de pollution > 6000 kg/jour.	80 %

## B ) filière boue

### I. Traitement des boues

Les boues contiennent en général 95 % à 98 % d'eau [Bassompierre, C. 2007]. La réduction de volume est classiquement obtenue à travers des opérations de séparation. La figure suivante précise l'enchaînement de ces opérations unitaires.

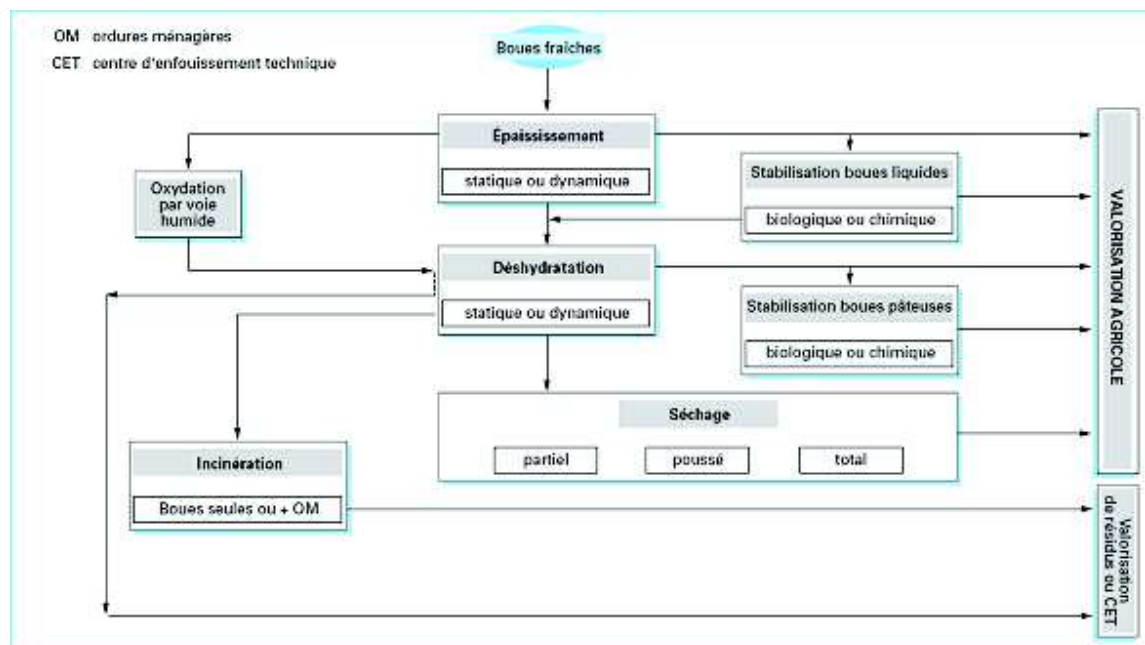


Figure II.9 : Enchaînement des opérations unitaires du traitement des boues

## **I.1 Epaissement**

Concerne essentiellement les boues fraîches. Les boues sont concentrées de 3 à 10 fois de quelques g/L à quelques dizaines de g/L selon le type de boue et le procédé utilisé. Cette opération peut être effectuée par simple épaissement gravitaire dans un ouvrage cylindrique ou bien mécaniquement, par table ou tambour d'égouttage, par centrifugation ou encore par flottation moyennant l'ajout d'un polymère organique à charge cationique.

## **I.2 stabilisation**

Éventuellement, la boue épaissie peut être stabilisée. Cette opération minimise la masse de matières et réduit les nuisances microbiologiques. La digestion dans un ouvrage anaérobie moyennant un temps de séjour de l'ordre de 20 j demeure la technique la plus courante. Après déshydratation, le volume à évacuer se trouve alors réduit d'un tiers environ.

## **I.3 Déshydratation**

Permet de poursuivre l'opération d'épaissement jusqu'à un état pâteux, les boues titrant alors de 15 à 35 % de siccité selon le type de boue et l'appareillage sélectionné. Elle se fait couramment par des moyens mécaniques tels que la décanteuse centrifuge, le filtre à bande ou le filtre-pressé à plateaux. Ces techniques exigent l'ajout de polymère, ou encore de chaux et de chlorure ferrique dans le cas des filtres à plateaux.

La déshydratation constitue souvent l'étape limitante de la filière : une siccité minimale peut en effet être imposée contractuellement (généralement > 30 %) en vue de l'évacuation de la boue ou être requise en vue d'une incinération dans des conditions d'auto combustibilité.

L'ajout de chaux à hauteur de 200 à 600 kg de  $\text{Ca}(\text{OH})_2$  par tonne de matière sèche est alors souvent pratiqué et permet une stabilisation chimique de la boue déshydratée.

## **I.4 Séchage**

Conduit à une réduction de volume jusqu'à plus de 60 %, voire 90 %, de siccité si nécessaire. Il peut être aussi utilisé en couplage avec un four afin de dépasser la siccité requise (supérieure à 30 %) pour rendre la boue toujours auto combustible.

## **I.5 Incinération**

Réduit enfin la quantité finale de boues aux seules matières minérales.

Grâce aux hautes températures mises en jeu, le séchage et surtout l'incinération hygiénistes la boue en éliminant les germes et les odeurs. Si ces deux opérations ne sont pas envisagées dans la filière, une stabilisation des boues peut être effectuée sur les boues déshydratées par chaulage ou par compostage.

## **II Performances du traitement des boues**

Des méthodes expérimentales permettent de juger, grâce à des tests de laboratoire tels que la mesure de la siccité limite, des matières volatiles, de l'indice de boue, de la « traitabilité » d'une boue, c'est-à-dire de son aptitude à atteindre de bonnes performances, généralement exprimées en termes de siccité, en limitant les coûts opératoires, essentiellement dépendant des consommations en réactifs et en électricité.

Le tableau A.1 en annexe A donné quelques ordres de grandeur. Les valeurs rencontrées sont très dépendantes du site (caractéristiques de l'eau brute et filière de traitement de l'eau) et peuvent encore varier sur un rythme saisonnier (station balnéaire ou activité agro-industrielle saisonnière...), voire hebdomadaire (effluents industriels) pour une usine donnée.

### III. Problématique des boues

Tout traitement d'épuration conduit à la production de déchets.

Ceux-ci sont collectés :

- Au niveau du prétraitement : refus de dégrillage, déchets du dégraissage et du dessablage ;
- Au niveau des décanteurs primaires, secondaires, voire tertiaires : il s'agit des boues.

D'une façon générale, les équipements de la filière boue doivent être dimensionnés pour pouvoir traiter la totalité de la production de boue de la station sans provoquer d'accumulation anormale et prolongée de boue dans le décanteur primaire, le bassin d'aération, le clarificateur ou l'épaississeur. La pérennité de la destination finale des boues est indispensable au bon fonctionnement de la station d'épuration [Fndae n° 33. 2004]

Plusieurs scénarios d'évacuation doivent être disponibles afin que cette étape ne soit jamais limitant, entraînant alors des modifications des paramètres de fonctionnement.

Les fonctions d'épaississement et de stockage au sein de la filière doivent être bien dissociées.

Rappelons que les temps de séjour des boues mais aussi de l'eau dans l'épaississeur doivent être inférieurs à 48 h. Des temps de séjour de la boue supérieurs à deux jours entraînent rapidement une évolution du milieu vers l'anaérobie engendrant des composés favorables au développement de bactéries filamenteuses.

#### Conclusion

À la sortie des égouts, les eaux usées urbaines sont épurées dans une station d'épuration. Une série de traitements primaires permettent d'éliminer rapidement les déchets les plus grossiers mais aussi les sables, les graisses et des matières en suspension.

Ensuite, un traitement biologique permet d'éliminer le reste de la pollution. Ce sont des bactéries qui sont nourries.

## Chapitres III : Modélisation des stations d'épuration a boues activées

### Introduction

Modéliser des processus de station à boues activées est devenu une tâche courante pour comprendre et gérer des stations de traitement des eaux résiduaires.

Aujourd'hui des modèles sont employés dans la conception, le contrôle, la gestion, mais aussi dans la recherche.

L'objectif de ce chapitre est de présenter brièvement les modèles biologiques utilisés pour prédire le rendement épuratoire d'un bassin à boues activées.

Les modèles mathématiques développés pour les systèmes à boues activées se sont intéressés uniquement aux aspects microbiologique et chimique et ont le plus souvent ignoré l'hydrodynamique du système. Ils se basent sur l'hypothèse d'une structure d'écoulement de type parfaitement mélangé et représentent alors le bassin à boues activées comme une série de réacteurs parfaitement mélangés.

Or de nombreux facteurs influencent la croissance bactérienne rendant la modélisation biologique complexe.

Parmi tous les facteurs on peut citer :

- L'hydrodynamique locale, le type d'écoulement (présence d'air, présence d'une phase solide) ;
- La composition de l'effluent : variabilité, complexité;
- Les conditions opératoires.

Récemment, l'approche couplée « hydrodynamique et biologie » a été envisagée.

## I. Modélisation biologique dans le traitement des eaux usées

---

Dans le traitement des eaux usées, les modèles les plus courants ne décrivent pas les mécanismes de contrôles biochimiques tel que les ratios ADP/ATP ou les comportements d'une espèce de microorganismes en particulier [Iawq. 1997]. Mais par simplification, les micro-organismes ayant une même fonction sont regroupés dans une seule entité, un seul groupe de micro-organismes « surrogate organism ». On distingue ainsi :

### 1. Bactéries hétérotrophes

capables de dégrader la matière organique en condition aérée pour la synthèse cellulaire et utilisent l'oxygène comme source d'énergie,

### 2. Bactéries autotrophes

capables de d'oxyder du carbone inorganique (CO<sub>2</sub> dissous, carbonate, bicarbonate) et de l'utiliser comme source d'énergie.

### I.1 Historique de la modélisation

En 1982, l'association internationale sur la recherche et le contrôle de la pollution de l'eau (IAWPRC), a créé un groupe de travail sur la modélisation mathématique pour la conception et la mise en œuvre des processus à boues activées. Dès lors, modéliser des stations est devenu une discipline pendant environ 15 années. Les divers modèles développés à cette époque ont cependant été peu utilisés, par manque de confiance et par la complexité de leur présentation sous forme écrite.

Des prévisions réalistes dans le fonctionnement de systèmes simples à boues activées devaient être définies. Ainsi le groupe de travail devait créer une plate-forme commune qui pourrait être employée pour le développement de futurs modèles. Ce modèle devait présenter un minimum de complexités. Le résultat a été le modèle à boues activées N°1, aujourd'hui connu sous différents noms : **IAWPRC modèle**, **Activated Sludge Model ASM1**, **modèle IAWQ n°1**, et autres.

Le modèle fut présenté lors d'une conférence à Kollokollo, Danemark, en 1985. Il a été édité **en 1987** sous sa forme finale dans le rapport Scientific and Technical Report N°1 de l'IAWPRC. Une base solide fut établie après de nombreuses discussions entre chercheurs et praticiens. Plusieurs autres modèles ont ensuite été développés. Ainsi, **en 1995** le modèle n°2 incluant l'élimination de l'azote combinée à l'élimination biologique du phosphore (**ASM2**) a été édité. Cependant, ce processus était peu clair et a été mal pris en compte. Pour cette raison, le modèle ASM2, devenu obsolète, a été remplacé en 1995 par le modèle ASM2d incluant la dénitrification combinée.

**En 1998**, le groupe de travail a décidé de développer un nouveau processus l'ASM3, afin de créer un outil à l'usage des prochaines générations de modèles. L'ASM3 est basé sur des développements récents dans la compréhension des processus à boues activées. Nous y trouvons les possibilités de suivre le stockage interne de composés, qui ont un rôle important dans le métabolisme des organismes.

## II. Présentation des modèles de station d'épuration Activated Sludge Model ASM1, ASM2, ASM3

---

La modélisation du fonctionnement des stations d'épuration à boues activées à l'aide des modèles de type ASM (Activated Sludge Model) est un outil du génie des procédés, utilisé pour optimiser le traitement des eaux résiduaires, qui s'est développé depuis une vingtaine d'années.

Ces modèles permettent de représenter mathématiquement l'évolution des substrats d'intérêt (carbone, azote et phosphore) au cours de leur dégradation biologique, ainsi que celle des biomasses mises en jeu (hétérotrophe, autotrophe, déphosphatante).

De nombreux travaux portant sur l'optimisation du traitement du carbone et de l'azote ont utilisé l'ASM1 [Henze, M., Grady, et al. 1987], qui constitue la référence en matière de modélisation des boues activées nitrifiantes. Plus récemment, le modèle ASM3 a été mis en avant pour comparer certaines limitations de l'ASM1, comme par exemple le non prise en compte des phénomènes de stockage du carbone facilement assimilable ou des différences de taux de mortalité en anoxie et en aérobie [Gujer W, Henze M, Mino T, Van Loosdrecht MCM. 1999].

### II.1 Présentation du modèle ASM1

De nombreuses études ont été entreprises depuis une vingtaine d'années pour modéliser le procédé de traitement par boues activées. C'est en 1987, avec la publication du modèle ASM1, qu'un consensus dans le milieu scientifique sur la façon de raisonner et de quantifier les phénomènes dans le réacteur biologique a été atteint. Le modèle ASM1 (Activated Sludge Model n°1) [Henze, M., Grady, et al. 1987]. Il permet de **simuler le traitement des pollutions carbonée et azotée** (nitrification/dénitrification) en fonction du temps. [Jeppsson, U. 1996].

Un système à boues activées comporte des phénomènes tels que l'oxydation du carbone, la nitrification et la dénitrification. La simulation de son comportement fait appel à de nombreuses réactions entre un grand nombre de composants. Pour être mathématiquement exploitables, tout en fournissant des prévisions réalistes, les réactions doivent représenter les processus fondamentaux du système.

En outre, le modèle doit prendre en compte la cinétique (vitesse de réaction) et la stœchiométrie (rapport qu'un composant a sur les autres dans une réaction chimique) de chaque processus. Les principales tâches conceptuelles dans le développement du modèle mathématique sont l'identification des réactions, le choix de leurs expressions cinétiques et stœchiométriques appropriées. Associant une description simple des phénomènes biologiques et une représentation conforme de la réalité, elles expriment les vitesses de dégradation des substrats carbonés et azotés en fonction de l'état de pollution (nommé par des variables) et des caractéristiques de la biomasse assurant le traitement (nommé par des paramètres).

Le modèle ASM1 fait appel à différentes notions que nous allons essayer de décrire.

### **II.1.1 Unité utilisée**

Une question qui a jeté la confusion et qui dans une certaine mesure a empêché le développement de la théorie des boues activées est le choix du paramètre permettant d'évaluer le mieux la matière organique dans l'eau usée. Trois mesures reconnues sont largement répandues : la Demande Biochimique en Oxygène (DBO), le Carbone Organique Total (COT), et la Demande Chimique en Oxygène (DCO). De ces dernières, la DCO est assurément la meilleure mesure. En effet, elle seule fournit un lien entre les équivalents électrons dans le substrat organique, la biomasse et l'oxygène utilisé. En outre, le bilan massique peut être fait en termes de DCO. Ainsi, les concentrations de toutes les formes organiques, y compris la biomasse, sont dans des unités de DCO dans le modèle.

### **II.1.2 Variables**

Tout en restant conforme aux nomenclatures utilisées dans les précédents modèles, ASM1 utilise toutefois un vocabulaire particulier. Les constituants insolubles (ou particuliers) portent le symbole **X**, les constituants solubles portent le symbole **S**, la biomasse est représentée par **b**, le substrat par **s** et l'oxygène par **O**.

La matière organique dans les eaux résiduaires peut être subdivisée en un certain nombre de catégories.

#### **1. Matière organique non biodégradable**

est biologiquement inerte (ou réfractaire) et traverse le système à boues activées sans modification de concentration. Selon l'état physique, deux formes peuvent être identifiées :

##### **1.1 Matière organique soluble inerte (Si)**

qui quitte le système avec la même concentration qu'à l'entrée.

##### **1.2 Matière organique particulaire inerte (Xi)**

qui se retrouve dans les boues pour être évacuée lors de leur extraction.

#### **2. Matière organique biodégradable**

peut également être divisée en deux fractions selon la rapidité d'utilisation par les bactéries :

##### **2.1 Fraction rapidement biodégradable (Ss)**

qui est considérée comme des molécules à structure simple qui peuvent être utilisées directement par les bactéries hétérotrophes et participent à la croissance de la biomasse. Pour la modélisation elle est traitée comme si elle était soluble.

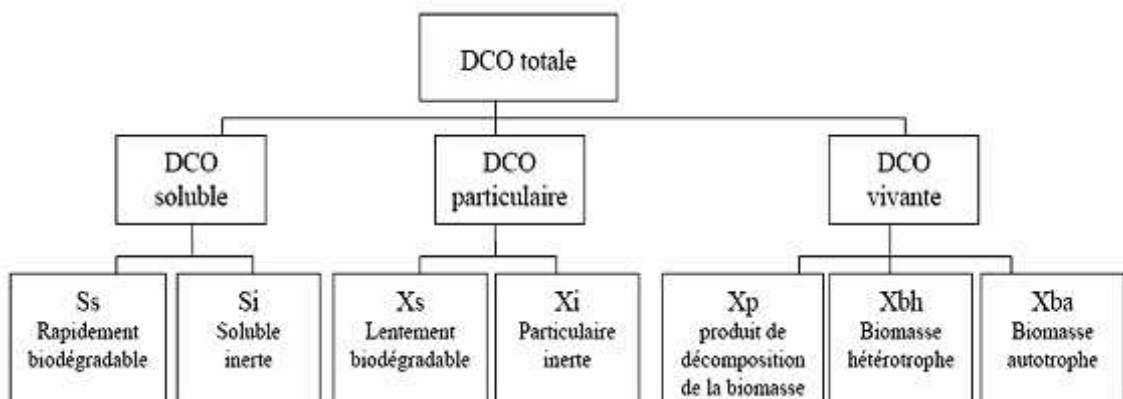
### 2.2 Fraction lentement biodégradable (Xs)

qui est constituée de molécules complexes, qui doivent être transformées en substrat rapidement biodégradable avant d'être utilisées. Elle est traitée comme si elle était particulaire.

### 3. Biomasses hétérotrophes (Xbh) et autotrophes (Xba)

Peuvent être présentes dans l'eau usée, ayant de ce fait un effet important sur l'exécution des réactions dans le système.

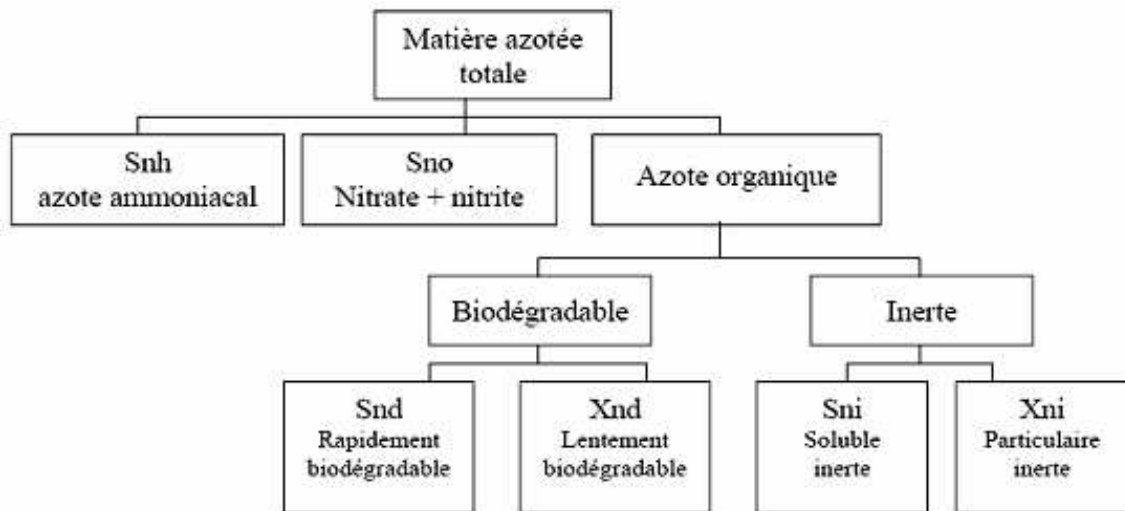
Cependant, la prédominance et l'intensité de cet effet sont toujours inconnues et ceci n'a pas été considéré par le groupe de travail dans le développement du modèle. Cette biomasse est perdue par décomposition et devient à son tour une fraction de substrat lentement biodégradable (Xs). La matière organique est ainsi fractionnée en différentes parties dont les définitions se distinguent selon leur rôle dans la croissance de la biomasse. Elles interviennent dans le modèle sous forme de **variables** et caractérisent l'état de pollution de l'effluent brut, de la boue des bassins et de l'effluent traité. Ce qui s'illustre pour la DCO totale sous trois formes : la forme substrat, la forme inerte et la biomasse vivante (hétérotrophe et autotrophe). Ces trois formes se subdivisent à leur tour et nous pouvons distinguer sept fractions dont la hiérarchie est présentée dans l'organigramme ci dessous:



**Figure III.1 : Fractionnement de la DCO**

Pour l'azote, nous retrouvons la même démarche de fractionnement. Il consiste à déterminer les fractions minérales (**Snh** : azote ammoniacal et **Sno** : nitrates), organique biodégradable (soluble: **Snd** et particulaire : **Xnd**) et réfractaires au traitement (soluble : **Sni** et particulaire : **Xni**).





**Figure III.2 : Fractionnement de l'azote**

L'effluent est ainsi caractérisé par un ensemble de variables. Le pH et la quantité d'oxygène dissous permettent de compléter cette description.

### II.1.3 Processus du modèle

Fondamentalement, quatre processus sont considérés :

- La croissance de la biomasse ;
- La décomposition de la biomasse ;
- L'ammonification de l'azote organique ;
- Et l'hydrolyse des produits organiques particuliers qui sont immobilisés dans le bio-floc.

Au préalable, pour faciliter la modélisation, la matière rapidement biodégradable (Ss) est considérée comme le seul substrat pour la croissance de la biomasse hétérotrophe. La matière lentement biodégradable (Xs) est éliminée de la suspension instantanément par occlusion dans le biofloc.

Ensuite, les réactions la convertissent en substrat rapidement biodégradable. Ces réactions s'appellent simplement les "hydrolyses" dans le modèle, bien qu'en réalité elles soient susceptibles d'être beaucoup plus complexes.

Concernant la croissance de la biomasse, trois étages sont distingués :

- La croissance aérobie de la biomasse hétérotrophe qui se réalise aux dépens du substrat rapidement biodégradable et de la présence en oxygène.
- La croissance anoxique de la biomasse hétérotrophe qui se réalise aux dépens du substrat rapidement biodégradable et de la présence en nitrate.
- La croissance aérobie de la biomasse autotrophe qui se réalise aux dépens du substrat azoté ammoniacal et de la présence en oxygène.

Pour la décroissance de la biomasse le concept pris en compte est celui de la mort régénération. Elle a comme conséquence la transformation de la biomasse active en produits particuliers inertes (Xp) et en substrat lentement biodégradable qui se réinscrit dans le cycle de l'hydrolyse, de la croissance, etc.

Le modèle considère ces réactions comme étant indépendantes des conditions environnementales.

### II.1.4 Paramètres stœchiométriques et cinétiques

Les réactions qui régissent le devenir des différentes variables constitutives de l'effluent mettent en œuvre des paramètres stœchiométriques et cinétiques. Selon les processus, nous retrouvons des paramètres stœchiométriques qui illustrent le rendement des bactéries hétérotrophes et autotrophes, la fraction de biomasse qui se transforme en produit particulaire, la proportion d'azote contenu dans la biomasse et dans les produits de sa décomposition. De même, les paramètres cinétiques illustrent la croissance et le décès des bactéries, l'ammonification, l'hydrolyse, et les facteurs de correction en condition anoxique de la croissance hétérotrophe et de l'hydrolyse. Au total nous avons à notre disposition 5 paramètres stœchiométriques et 14 paramètres cinétiques.

### II.1.5 Matrice de calcul et outil de simulation dynamique

Les premiers modèles décrivaient des systèmes complexes et il était souvent difficile de repérer toutes les interactions des composants du système. Pour surmonter cette difficulté tout en donnant une quantité d'information maximum, le groupe de travail a préconisé un format de matrice. La matrice associée au modèle ASM1 est présentée dans l'annexe B (tableau B.1). Cette matrice se compose d'un tableau à trois entrées :

- La première entrée est constituée par la première colonne qui énumère les processus utilisés dans le modèle ;
- La deuxième entrée se fait par la première ligne qui représente les variables caractéristiques de l'effluent. Nous pouvons remarquer que les fractions ( $S_i$ ) et ( $X_i$ ) n'est concernés par aucune équation, cependant elles figurent dans la matrice car leur présence est importante. La fraction ( $S_i$ ) contribue à la quantité de DCO en sortie de station et la fraction ( $X_i$ ) constitue les Matières Volatiles en Suspension dures (MVS dures). Les autres colonnes de la matrice font intervenir les autres variables qui participent à diverses équations. La dernière colonne représente l'alcalinité du milieu. Ce composant n'est pas essentiel pour le modèle mais il permet d'avoir des informations lors de son évolution quant à la capacité de nitrification. Un pH bas ( $\text{pH} < 7$ ) diminue le taux de nitrification et peut causer d'autres problèmes comme la défloculation ou le gonflement des boues,
- La troisième entrée est matérialisée dans la dernière colonne par l'ensemble des équations cinétiques mettant en relation les processus et les variables.

Les "cases intérieures" de la matrice sont complétées par les différents paramètres stœchiométriques.

Cette matrice permet de mettre en jeu toutes les relations ayant lieu dans les processus biologiques dont le modèle le plus simple consiste à considérer trois composants : la biomasse, le substrat et l'oxygène dissous [Iwa .2000]. Les équations de Monod et Herbert sont utilisées.

L'équation de Monod, indique que la croissance de la biomasse est proportionnelle à la concentration de biomasse dans une relation de premier ordre et à la concentration en substrat par une relation d'ordre mixte. L'expression d'Herbert, précise que la décomposition de biomasse est de premier ordre par rapport à la concentration de biomasse.

La lecture de la matrice peut s'illustrer avec les vitesses de réactions concernant la fraction rapidement biodégradable (S<sub>s</sub>). Elle est éliminée par la croissance des bactéries hétérotrophes dans des conditions aérobie et anoxie et elle est formée par hydrolyse des particules de matière organique immobilisées dans le floc biologique.

Depuis une vingtaine d'années, l'utilisation du modèle ASM1 est fréquente dans le domaine du traitement des eaux usées. Sa capacité à prendre en compte les interactions entre les différentes réactions biologiques a été mise en œuvre au travers de scénarios numériques en régime permanent (charge de pollution en entrée constante) ou dynamique (charge en entrée de pollution variable en fonction du temps). Le système d'équations caractérisant les phénomènes de croissance, de décès, d'hydrolyse et d'ammonification est constitué d'équations différentielles du premier ordre par rapport au temps. Résolues à différents instants, ces équations permettent d'étudier les phénomènes en régime dynamique.

Donc le modèle ASM1 comporte au total 13 variables d'état permettant de caractériser 8 processus de dégradation de la pollution.

Le Tableau III.1 présente les valeurs de paramètres suggérées par le groupe de travail de l'IWA. Ces valeurs sont données à titre indicatif et peuvent varier en fonction des conditions environnementales.

paramètres du modèle	symbole	unité	20°C
rendement de croissance hétérotrophe	$Y_H$	g DCO biomasse formée.(g DCO oxydée)-1	0,67
fraction de biomasse recyclée en produits particulaires	$f_p$	sans dimension	0,08
<i>paramètres cinétiques</i>			
taux de croissance spécifique max. hétérotrophe	$\mu_H$	jour <sup>-1</sup>	6
taux de mortalité hétérotrophe	$b_H$	jour <sup>-1</sup>	0,62
constante de demi-saturation hétérotrophe	$K_S$	g DCO.m <sup>3</sup>	20
taux d'hydrolyse spécifique max.	$k_H$	g DCO lentement dégradable.(g DCO biomasse.jour)-1	3
constante de demi-saturation pour l'hydrolyse de X <sub>S</sub>	$K_X$	g DCO lentement dégradable.(g DCO biomasse)-1	0,03

**Tableau III.1** : Valeurs des paramètres d'ASIM suggérées par le groupe de travail de l'IWA [Henze, M., Grady, et al. 1987]

## II.2 Présentation du modèle ASM2 [Henze, M., Gujer, et al. 1995]

Suite à la directive du 21 mai 1991 relative au traitement des eaux urbaines résiduaires, fixant de nouvelles contraintes de rejets concernant les pollutions azotées et phosphorées, l'International Water Association (IWA) a proposé le modèle ASM 2 qui répond aux besoins de simulation de l'élimination biologique du phosphore. Les apports d'ASM 2 par rapport à ASM 1 résident dans :

- La description de la structure interne de la biomasse qui permet ainsi d'inclure l'élimination du phosphore par incorporation dans la biomasse.
- En plus du processus biologique, ASM2 distingue 2 processus chimiques qui peuvent être utilisés pour décrire la précipitation chimique du phosphore.

En conditions anaérobies (absence d'oxygène et de nitrate) le substrat rapidement biodégradable (SF) est transformé en produits de fermentation (SA).

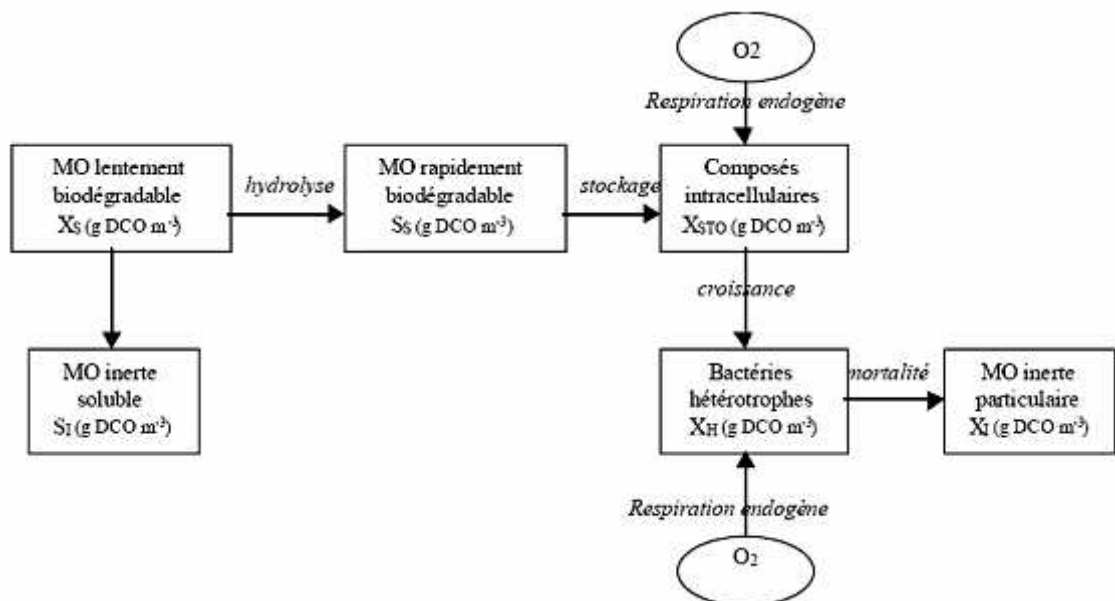
Ce sont des bactéries hétérotrophes, dont le développement est favorisé par le passage alterné de la biomasse en phase anaérobie et aérobie, qui assurent la déphosphatation biologique. En effet, ces bactéries dégradent, en conditions anaérobies, leurs réserves en polyphosphates pour accumuler des substrats carbonés. Cette dégradation conduit à la libération de phosphates dans le milieu. Ensuite, en conditions aérobies (ou en présence d'accepteurs d'électrons), les réserves de carbone sont utilisées et les polyphosphates intracellulaires sont suraccumulés par rapport à l'état initial.

### II.3 Présentation du modèle ASM3 [Gujer W, Henze M, Mino T, Van Loosdrecht MCM. 1999]

L'IWA a, plus récemment, proposé le modèle ASM3 [Gujer W, Henze M, Mino T, Van Loosdrecht MCM. 1999], qui prend en compte le stockage intracellulaire lors de la dégradation de la matière organique dans les processus à boues activées.

Le stockage correspond à la formation de composés intracellulaires (polymères). Ce phénomène a lieu, par exemple, dans les systèmes à boues activées et aussi lors d'expériences en réacteur lorsque la biomasse croît en conditions non stables (pulse de substrat rapidement biodégradable). Dans ces conditions, les micro-organismes se multiplient et stockent simultanément des polymères dans leur cellule en consommant des substrats externes. Le rôle du stockage a été étudié dans les moindres détails en ce qui concerne les processus anaérobie / aérobie pour le traitement du phosphore par voies biologiques. En revanche, peu d'études ont été effectuées sur le stockage en conditions aérobies.

Dans ASM3, le substrat rapidement biodégradable (SS) est d'abord transformé en composés intracellulaires de stockage (XSTO) puis assimilé par la biomasse (Figure III.3). Le rendement global de croissance bactérienne est réparti entre un rendement de stockage (YSTO) et un rendement de croissance (YH). La modélisation de la mortalité bactérienne est simplifiée par rapport à ASM1 : une respiration endogène est proposée pour remplacer le recyclage des sous-produits générés par la mortalité bactérienne d'ASM1. Les équations décrivant le stockage et l'assimilation de la matière organique sont décrites dans le Tableau B.2 (annexe B).



**Figure III.3 :** Concept décrivant la biodégradation de la matière organique dans ASM3 [Gujer W, Henze M, Mino T, Van Loosdrecht MCM. 1999].

ASM3 décrit les mêmes principaux processus qu'ASM1 : consommation d'oxygène, production de biomasse, nitrification et dénitrification dans les systèmes à boues activées.

L'IWA a conçu ASM3 pour être la base de nombreux modèles. En effet, les modules pour l'élimination biologique du phosphore (comme ceux contenus dans ASM2 [Henze, M., Gujer, et al. 1995], précipitation chimique, croissance des organismes filamenteux ou calcul du pH ne font pas partie d'ASM3 mais peuvent facilement être ajoutés.

La complexité d'ASM3 est comparable à celle d'ASM1. Le processus central qui était l'hydrolyse dans ASM1 devient le stockage de substrats organiques dans ASM3. La différenciation entre les substrats soluble et particulaire (SS et XS) reste arbitraire comme dans

ASM1 et est principalement basée sur les taux de dégradation plus que sur une réelle séparation physique.

De la même façon qu'ASM2 [Henze, M., Gujer, et al. 1995], ASM3 tient compte de composés internes de stockage. La biomasse est donc modélisée avec une structure interne.

Quatre processus de mortalité sont comptabilisés (perte de XH et XSTO en conditions aérobies et anoxies). Les cinétiques de croissance (en aérobie et anoxie) sont relatives au rapport XSTO/XH. Le Tableau B.3 (annexe B) présente les valeurs de paramètres suggérées par le groupe de travail de l'IWA.

#### II.4 Autres modèles de simulation

Parallèlement, plusieurs autres modèles du traitement de l'azote et du phosphore ont été développés : le modèle dit métabolique de l'Université de Delft, le modèle dérivé de Barker, dit ASDM (activated sludge - anaerobic digestion model) et le module de déphosphatation biologique de l'EAWAG [Gujer W, Henze M, Mino T, Van Loosdrecht MCM. 1999].

Les modèles développés sont de complexité variable, les processus modélisés sont différents et certains concepts également (par exemple pour modéliser la déphosphatation biologique), mais leurs spécificités, leur domaine d'application, leurs avantages et inconvénients sont mal connus.

### III Avantage de la création des différents modèles

L'existence de la famille des modèles Activated Sludge Model ASM présente plusieurs avantages.

1. Le premier est le langage commun de la nomenclature et de la notation dans la matrice de calcul que les modélisateurs ont employé pour l'utilisation des concepts. Ceci a permis un fort développement du modèle au cours des 15 dernières années, ce qui n'aurait été probablement pas le cas si tous les modélisateurs avaient employé leurs propres concepts, notation et modèle de base.
2. Le second est l'effet de groupe en travaillant autour d'un modèle. Ceci a permis d'une part aux chercheurs de réaliser des conceptions expérimentales plus efficaces et d'autre part aux gestionnaires d'installation de mieux comprendre et organiser

l'information disponible sur leurs stations. Dans beaucoup de cas, des erreurs ont été repérées.

Le troisième est **l'orientation de la recherche**. En montrant où la recherche était nécessaire, l'accent a été mis sur certains détails, par exemple la caractérisation de l'eau usée.

## IV. Logiciels de simulation

---

Il y a maintenant une quinzaine d'année, Anjou Recherche en collaboration avec OTV a développé le modèle SIMBA/SIMBAD, qui est l'outil de référence au sein du groupe Vivendi Water.

Depuis peu, une nouvelle façon de concevoir la modélisation est entrain d'émerger. Initiés par la réglementation, qui s'oriente vers une approche plus globale de la maîtrise du système d'assainissement, à savoir que toutes les entités interagissent entre elles, les logiciels de dernière génération s'apparentent maintenant de plus en plus à des plateformes de modélisation intégrée, en sachant que leur configuration «ouverte» fait d'eux des systèmes évolutifs. Soucieuse de préserver son expérience en modélisation.

### IV.1. simba/simbad

SIMBA signifie SIMulation de Boues Activées et SIMBAD, SIMulation de Boues Activées Dynamique. Ce logiciel repose sur les concepts du modèle IAWQ n°1 et comporte quelques ajouts et modifications spécifiques. Ainsi, sa particularité principale est de décomposer l'effluent en différents compartiments, associés à des cinétiques de réaction et exprimés en masse (MES), afin de calculer la concentration en MES dans la boue activée et les boues de retour [Lesouëf, A. 1990].

### IV.2. WEST

Le logiciel WEST est le fruit d'une collaboration active entre deux entités, d'un côté la société belge HEMMIS, pour la partie programmation des modèles et commercialisation du produit, et de l'autre, l'Université de Gand (Belgique), en charge du développement scientifique de l'outil.

Ce logiciel de dernière génération est une plate-forme «ouverte» de modélisation, à savoir que chacun a accès au code de calcul et qu'un utilisateur averti peut y intégrer ses propres modèles de façon relativement aisée. Contrairement à SIMBA/SIMBAD qui repose sur les équations du modèle.

IAWQ n°1, WEST dispose dans sa bibliothèque de l'ensemble des modèles ASM. Avec les modèles ASM1 et ASM3 [Gujer W, Henze M, Mino T, Van Loosdrecht MCM. 1999], on sera en mesure de simuler le traitement des pollutions carbonée et azotée, et avec les versions ASM2/2d [Henze, M., Gujer, et al. 1995], WEST permet de modéliser l'élimination du phosphore par voie chimique ou biologique. Concernant le clarificateur, WEST dispose d'une large gamme de modèles de décantation, dont le modèle multicouche Takács.

### IV.3. Modèles employés dans l'étude

Le modèle ASM1 tel qu'il a été décrit précédemment repose sur un certain nombre de simplifications. En effet, il ne prend pas en compte :

- - L'effet de la température de l'eau au niveau de l'activité bactérienne ;
- - L'impact de l'alcalinité sur la cinétique de nitrification ;
- - La présence d'azote organique soluble inerte (SNI) en concentration non négligeable dans certains affluents ;
- - Une compartimentation spécifique basée sur les MES (le modèle ASM1 calcule les MES comme une fraction de la DCO particulaire).

### Conclusion

Des modèles de plus en plus complexes se sont développés au cours des années. Cela débuta par l'ASM1 comprenant les procédés d'élimination de l'azote, suivi de l'ASM2 comprenant des procédés biologiques d'élimination du phosphore, supplanté par l'ASM2d comprenant la dénitrification par les organismes accumulant du phosphore. Enfin, en 1998 le nouveau modèle ASM3 a été développé.

Le langage commun, l'effet de groupe et les orientations de la recherche sont les principaux avantages de cette famille de modèles.

Le modèle ASM1 est le mieux adapté pour réaliser notre étude. Pour modéliser en juste proportion un système à boues activées effectuant l'oxydation du carbone, la nitrification, et la dénitrification, 13 variables sont considérées comme le minimum exigé. Associées aux quatre processus fondamentaux (croissance, décès, ammonification et hydrolyse), des équations cinétiques sont proposées pour mettre en jeu toutes les relations biologiques du système au travers d'une matrice de calcul. De plus, le modèle présente une méthode pour évaluer l'ensemble des variables et paramètres nécessaires à la résolution des équations proposées.

Enfin, ce modèle permet à la fois de simuler des états de régime permanent mais aussi des situations de régimes dynamiques permettant de mieux appréhender les variations reçues par une station dans un temps donné.

## Chapitre IV : Phénomène de la biodégradation de la matière organique

### I. nitrification en boues activées

---

#### I.1 Réactions de transformation de l'azote

Éliminer l'azote par voie biologique consiste à le transformer par des micro-organismes vivants. En milieu naturel, les micro-organismes capables de transformer l'azote pour leur synthèse sont nombreux : algues, champignons, bactéries nitrifiantes autotrophes ou hétérotrophes, et bactéries dénitrifiantes autotrophes ou hétérotrophes [Choubert, J-M. 2002]. En revanche, en boues activées (culture mixte de microorganismes utilisant la pollution carbonée, azotée et phosphorée comme source d'énergie pour leur croissance), les conditions présentes les sélectionnent. L'azote ammoniacal y est essentiellement transformé au cours des réactions suivantes :

- L'assimilation par laquelle l'azote est intégré dans la biomasse hétérotrophe (synthèse bactérienne) ;

- La nitrification par laquelle l'azote sert essentiellement à produire l'énergie nécessaire à la synthèse des bactéries autotrophes.

### I.1.1 Assimilation

L'azote représente environ 10% du poids sec de la biomasse hétérotrophe. Une quantité équivalente à 5% de la DBO<sub>5</sub> éliminée y est intégrée lors de la synthèse de nouvelles cellules (figure suivante). Le rendement cellulaire de l'assimilation est élevé (Y<sub>H</sub> = 0.67 gDCO produit / gDCO éliminé).

C'est pourquoi, l'essentiel de l'azote ammoniacal assimilé se retrouve sous forme de biomasse. La réaction de synthèse biologique peut être décrite par l'équation 01.

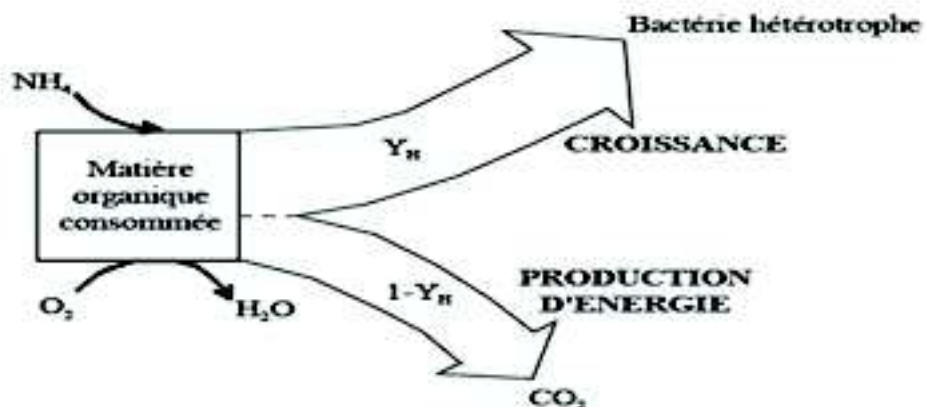
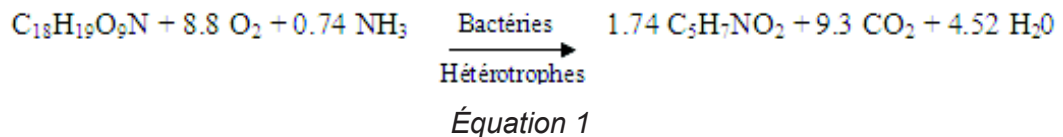


Figure IV.1 : Utilisation de l'azote lors de l'assimilation d'après

Source: [Choubert, J-M. 2002]



### I.1.2 Nitrification et dénitrification

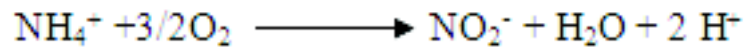
#### I.1.2.1 Nitrification

La nitrification consiste en l'oxydation biologique de l'azote ammoniacal en nitrates. Cette transformation est réalisée en deux étapes : la nitritation, suivie de la nitratisation. Elle est effectuée en présence d'oxygène par des bactéries autotrophes qui utilisent l'azote ammoniacal (NH<sub>4</sub><sup>+</sup>) et les carbonates (HCO<sub>3</sub><sup>-</sup>) comme source d'énergie.

#### 1 Nitritation

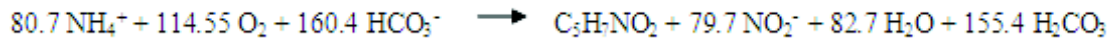
C'est l'oxydation de l'azote ammoniacal (NH<sub>4</sub><sup>+</sup>) en azote nitreux (NO<sub>2</sub><sup>-</sup>) par des bactéries autotrophes du genre *Nitrosomonas*, *Nitrosococcus* ou *Nitrospira*. La transformation chimique de l'azote ammoniacal s'écrit par l'équation 02:





Équation 2

L'équation biologique traduisant la synthèse de bactéries nitritantes effectuant la réaction se déroule conformément à l'équation 03:

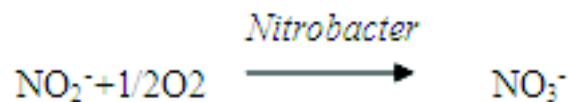


Équation 3

La réaction s'accompagne d'une production théorique de biomasse nitritante de 0.1 MVS/gN-NH<sub>4</sub><sup>+</sup>, soit 0.14 g DCO/gN-NH<sub>4</sub><sup>+</sup> et d'une diminution d'alcalinité du milieu de culture.

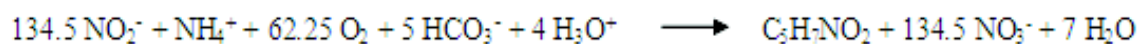
## 2 Nitratisation

Les bactéries du genre *Nitrobacter* oxydent les nitrites (NO<sub>2</sub><sup>-</sup>) formés lors de l'étape de nitratisation en nitrates (NO<sub>3</sub><sup>-</sup>). La réaction chimique s'écrit par l'équation 04.



Équation 4

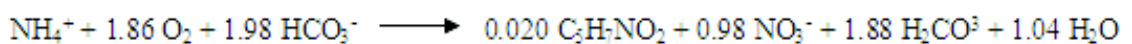
Celle-ci s'accompagne de la formation d'une biomasse nitratante (équation 05) par une production théorique de biomasse nitratante de 0.06 gMVS/gN-NO<sub>2</sub><sup>-</sup> ou 0.085 g CO/gNNO<sub>2</sub><sup>-</sup>.



Équation 5

## 3 Bilan

L'équation stœchiométrique de la nitrification s'écrit finalement d'après [Henze, M., Gujer, et al. 1995], par l'équation 06:



Équation 6

Le rendement de synthèse de cette réaction (YA = 0.24 g DCO produit/g N nit, soit 0.17 g MVS produit/g N nit) est faible.

Contrairement au cas de l'assimilation, son rendement énergétique (1-YA) est élevé.

C'est pourquoi, l'essentiel de l'azote ammoniacal utilisé pour la nitrification se retrouve sous forme de nitrates et non sous forme de biomasse.

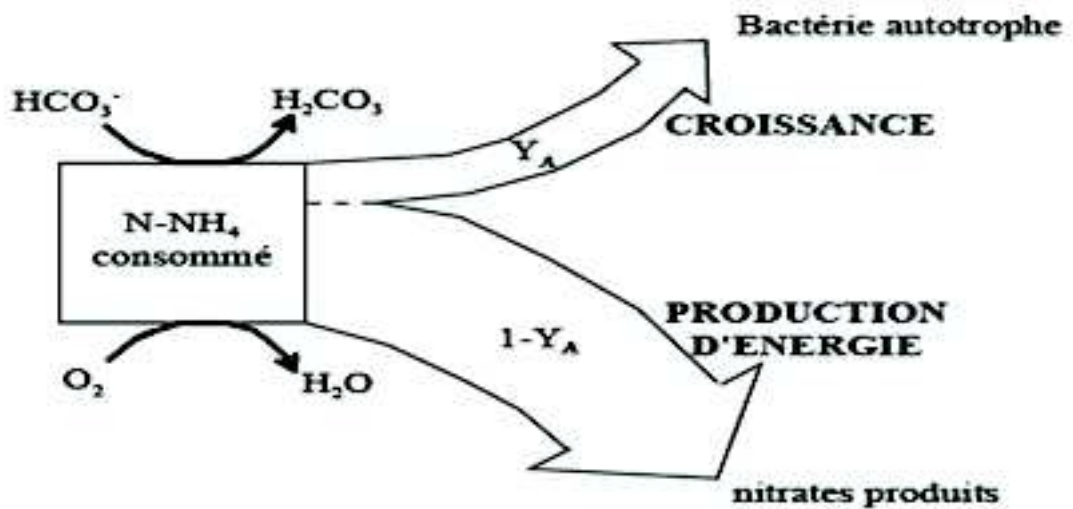
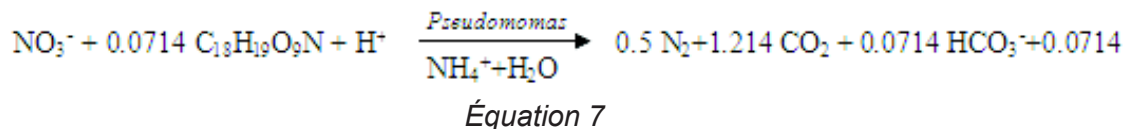


Figure IV.2 : Utilisation de l'azote lors de l'assimilation d'après [Choubert, J-M. 2002]

### I.1.2.2 Dénitrification

La dénitrification consiste en une réduction des nitrates en azote gazeux par des bactéries hétérotrophes du genre *Pseudomonas* en l'absence d'oxygène dissous avec présence de nitrates. La matière organique est utilisée comme source de carbone et les nitrates comme accepteurs d'électrons. L'équation 07 stœchiométrique de la réaction biologique s'écrit :

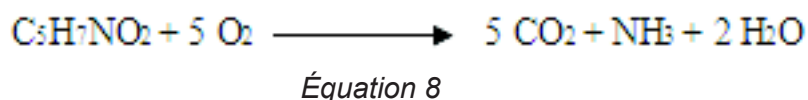


#### Remarque

Lorsque les micro-organismes cessent leur activité biologique, la lyse des membranes bactériennes constitue une source de matière organique hydrolysée en carbone et en azote.

Fortement majoritaire, c'est essentiellement la biomasse hétérotrophe qui contribue à produire ces éléments minéraux dont les quantités sont proportionnelles à sa concentration.

La minéralisation de la biomasse vivante conformément à l'équation suivante et produite 0.09 gN/gDCO éliminée soit 0.12 gN/gMVS éliminée. Le carbone produit est utilisable pour la dénitrification.



## I.2 Equations bilan en régime permanent

### I. 2.1 Cinétiques biologiques

Le milieu dans lequel se développe les bactéries nitritantes et nitratantes doit réunir des conditions adéquates pour permettre leur croissance, sans quoi, les processus enzymatiques, et donc d'oxydation, ralentissent ou sont totalement stoppés.

### I.2.1.1 Cinétique de croissance de la biomasse autotrophe

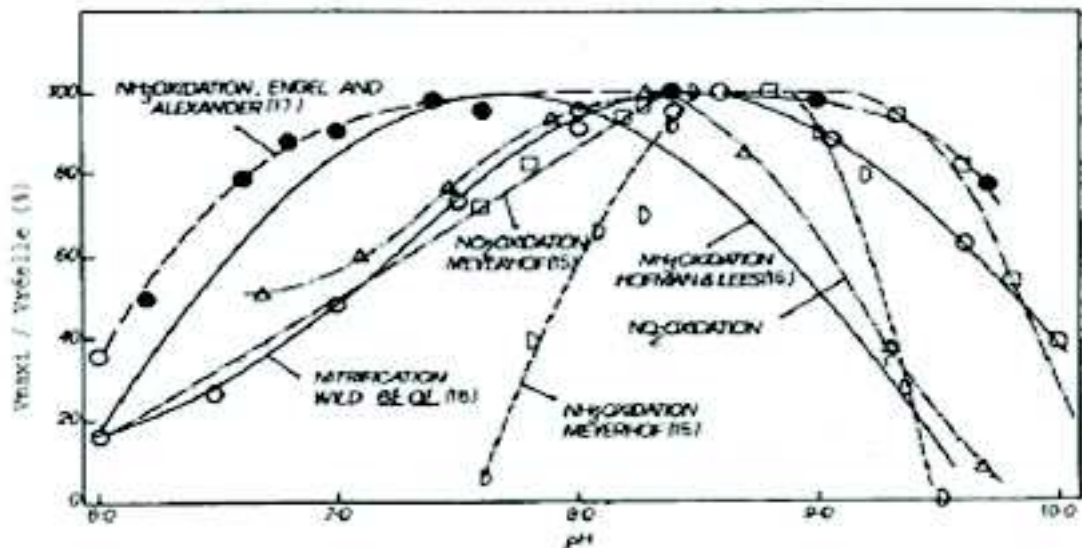
La croissance de la biomasse autotrophe est influencée par les valeurs de pH, de température, d'oxygène dissous et d'azote ammoniacal, ainsi que par la présence de carbonates et de substances inhibitrices.

#### 1 Influence des caractéristiques du milieu de culture

##### pH

Le pH influence directement la croissance des bactéries nitrifiantes. L'activité la plus élevée est atteinte pour des pH compris entre 8 et 9 mais il est fréquent qu'elle ne soit pas significativement affectée jusqu'à un pH de 7 (Figure IV.3).

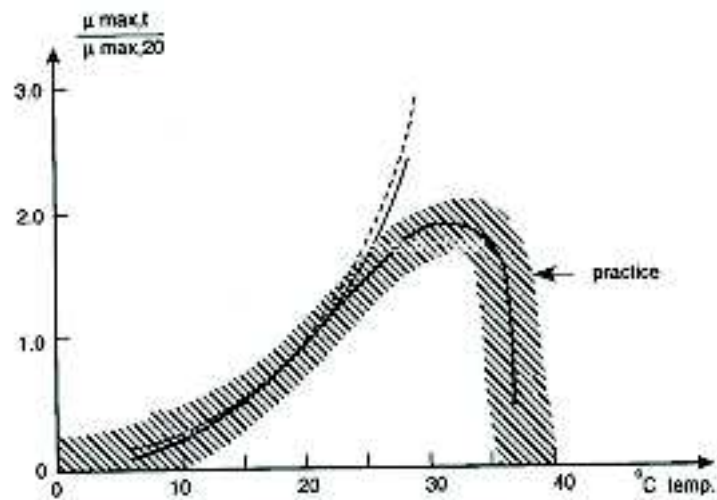
Au-delà de ces valeurs optimales de pH (7 à 9), la vitesse de croissance de la biomasse nitrifiante chute significativement traduisant une inhibition partielle de son activité (Figure IV.3). Les contraintes liées au pH peuvent se résumer d'après la figure suivante :



**Figure IV.3 :** Influence du pH sur la vitesse de dénitrification [Choubert, J-M. 2002]

##### Température

La température modifie le rythme de synthèse des bactéries nitrifiantes en deçà de 30°C. Entre 30 et 35°C, la croissance est peu influencée par la température, puis devient impossible au delà de 35°C (Figure IV.4).



**Figure IV.4 :** Influence de la température sur le taux de croissance maximum des autotrophes [Choubert, J-M. 2002]

Tout changement de température a un impact immédiat sur l'activité de la biomasse nitrifiante. Mais, un temps d'adaptation est nécessaire pour que les bactéries autotrophes prennent leur taux de croissance définitif (Figure IV.4).

Lors d'une augmentation brutale de température, on constate une augmentation immédiate du taux de croissance, suivie d'une seconde plus lente permettant d'attendre la valeur stabilisée du taux de croissance.

- Substances inhibitrices

La croissance des bactéries nitrifiantes est sensible à la présence de nombreuses substances inhibitrices dont les effets sont fonction de leur concentration et du temps d'application [Henze, M., Gujer, et al. 1995]. Parmi ces substances néfastes, on trouve certains ions métalliques (Cuivre, Nickel, Chrome, Zinc et Cobalt), les composés sulfurés, les composés de l'aniline, les phénols, les cyanures, les molécules chlorées.

- Carbonates

La nitrification nécessite des ions carbonates. Pour chaque mole d'azote nitrifié, deux moles de carbonates sont nécessaires. Au contraire, lors de la dénitrification, une mole de nitrates produit 1.3 mole de carbonates. Le bilan net en carbonates étant négatif, une acidification naturelle du milieu de culture a lieu et provoque un abaissement de pH inhibiteur en deçà de 6. Dans le cas des eaux usées urbaines, l'apport d'alcalinité par l'effluent à traiter compense généralement le déficit [Henze, M., Gujer, et al. 1995]. C'est pourquoi, ce paramètre est rarement considéré comme un frein au développement de la biomasse nitrifiante.

- Oxygène dissous et substrat azoté

L'oxygène dissous et l'azote ammoniacal sont les réactifs essentiels permettant de réaliser la nitrification. Lorsqu'ils sont présents en quantité non-limitante, la croissance des bactéries autotrophes est maximale. Lorsqu'un des deux réactifs devient limitant, les bactéries y accèdent plus difficilement ce qui ralentit leur vitesse de croissance [Henze, M., Gujer, et al. 1995]. Les praticiens ont coutume de décrire l'influence de l'oxygène dissous et du substrat azoté sur le taux de croissance des autotrophes par une double équation de Monod (équation 09).

$$\mu_A(T) = \mu_{A, \text{maxi}}(T) \cdot \frac{[O_2]}{[O_2] + K_{O,A}} \cdot \frac{[N - NH_4^+]}{[N - NH_4^+] + K_{NH}}$$

Équation 9

Pratique et facile à mettre en œuvre, une relation de ce type est aussi utilisée pour prédire le taux de croissance des hétérotrophes lors de l'assimilation. Dans un milieu où l'oxygène est limité, les biomasses autotrophes et hétérotrophes sont en compétition. Le déroulement des réactions est fonction de la capacité des bactéries à accéder à l'oxygène à de faibles concentrations. Propre à chaque biomasse, cette affinité est traduite par une constante de demi-saturation. Utilisant plus facilement l'oxygène à de faibles concentrations, les bactéries hétérotrophes sont caractérisées par une constante de demi-saturation plus faible ( $K_{O, H} = 0.2 \text{ mgO}_2/\text{L}$ ) que celle des autotrophes ( $K_{O, A} = 0.4 \text{ mgO}_2/\text{L}$ ) [Henze, M., Grady, et al. 1987].

Remarque

La dégénérescence des cellules vivantes implique la disparition des micro-organismes nitrifiants. Connu sous la notion de mortalité, ce phénomène a lieu naturellement quelles que soient les conditions d'oxygène et de substrat azoté du milieu. Il est caractérisé par un taux de décès noté  $b_A$ .

**I.2.1.2 Bilan**

Les principaux facteurs influençant la croissance des bactéries autotrophes en boues activées sont :

- Le pH et la température intervenant au niveau du déroulement des mécanismes internes aux bactéries. Ils imposent la valeur du taux de croissance maximal de la biomasse nitrifiante ( $\mu_{A, \text{maxi}}$ ) ;
- L'azote ammoniacal et l'oxygène dissous agissant par le biais de leur disponibilité.

Leurs concentrations modulent le taux de croissance maximal de la biomasse autotrophe.

La croissance nette, résultant de la croissance et du décès, prenant en compte à la fois la limitation par la concentration en oxygène dissous et par le substrat azoté, est alors définie par l'équation 10:

$$\mu_A - b_A = \mu_{A, \text{maxi}}(20^\circ\text{C}) \cdot \theta^{T-20} \cdot \frac{[O_2]}{[O_2] + K_{O,A}} \cdot \frac{[N - NH_4^+]}{[N - NH_4^+] + K_{NH}} - b_A$$

Équation 10

**I. 2.2 Cinétique d'oxydation de l'azote ammoniacal**

La vitesse de nitrification (notée VL) est définie par l'équation 11 comme le produit du taux de croissance réel ( $\mu_A$ ) par la concentration en biomasse autotrophe ( $X_{B,A}$ ) divisée le rendement cellulaire ( $Y_A$ ).

$$V_L = \frac{\mu_A (\text{pH}, T, [\text{Inhibiteurs}], [\text{O}_2], [\text{N}-\text{NH}_4], [\text{HCO}_3^-]). X_B, A}{Y_A}$$

Équation 11

Elle conditionne le temps nécessaire pour que cette réaction soit totale. Les facteurs qui l'influencent sont les mêmes que ceux qui interviennent sur la croissance de la biomasse qui en est responsable.

### I. 2.2.1 Equations de bilan

#### I. 2.2.1.1 Paramètres et conditions d'équilibre

##### 1 Rôle et expression de l'âge des boues

Soit une installation de traitement par boues activées (Figure IV.5) constituée d'un réacteur biologique de volume (V) contenant de la boue en concentration (X) recevant un effluent de concentration (S0) à un volume journalier (Q). Pour renvoyer la boue du décanteur en tête du réacteur, un taux de recyclage (R) est appliqué.

Une partie du flux de pollution carboné éliminé est transformé en biomasse dont l'essentiel est retiré par les extractions (concentration Xw avec un débit σ.Q). L'effluent traité obtenu alors en sortie a une concentration en pollution soluble (Se) et en matières en suspension (Xe).

Lorsque le système fonctionne en régime permanent, la boue extraite permet de définir le temps de séjour moyen des boues dans le système (aussi appelé «âge des boues» et noté SRT) comme le rapport de la masse totale de boue divisé par la quantité de boue journalièrement extraite.

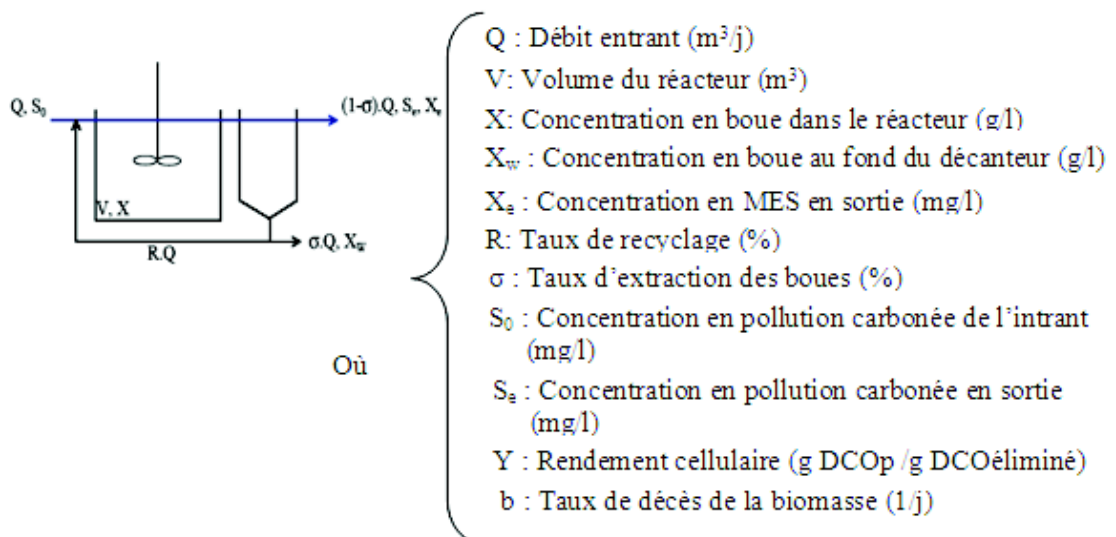


Figure IV.5 : Schématisation d'une installation de traitement par boues activées

En introduisant le paramètre «temps de séjour hydraulique (τ)» défini comme le rapport entre le volume du réacteur biologique et le débit journalier (τ = V/Q), l'âge des boues (SRT) s'exprime par l'équation 12.

$$SRT = \frac{X.V}{(1-\sigma).Q.X_e + \sigma.Q.X_w} = \frac{X.\tau}{(1-\sigma).X_e + \sigma.X_w}$$

Équation 12

$$\frac{Q.(S_0 - S_e)}{V}$$

Équation 13

Pour une température de 20°C et pour des conditions de substrat et d'oxygène nonlimitantes, les taux de croissance ( $\mu$ ) des deux biomasses sont très différents (Tableau suivant).

Tableau IV.1: Temps de doublement et taux de croissance à 20°C en conditions non-limitantes [Choubert, J-M. 2002]

Types de bactéries	Temps de doublement tg	Taux de croissance $\mu = \ln(2) / tg$
Autotrophes <i>Nitrosomonas</i> à <i>Nitrobacteres</i>	10 à 140 heures	0.1 à 2 j-1
Hétérotrophes <i>Pseudomonas</i> à <i>Escherichia coli</i>	20 à 40 minutes	1 à 2 h-1

En conditions idéales de croissance, la biomasse autotrophe se multiplie deux à cinquante fois plus lentement que la biomasse hétérotrophe.

**Conclusion**

Une analyse simplifiée en régime permanent montre qu'une nitrification poussée est possible à basse température. La condition intrinsèque est de maintenir un taux de croissance de la biomasse autotrophe au moins égal à celui de la biomasse hétérotrophe. L'étude théorique permet ainsi de fixer des valeurs optimales de charge massique en fonction de la température et du degré d'épuration souhaité.

Toutefois, les systèmes industriels sont généralement soumis à des conditions de fonctionnement très variables (modifications de la nature de l'effluent, variations du débit d'entrée) et nécessitent l'application de coefficients correctifs aux valeurs théoriques.

## Chapitre V : L'épuration en Algérie

**Introduction**

En Algérie, et conformément aux priorités arrêtées par le secteur des ressources en eaux relatives à la protection de l'environnement, un programme ambitieux en matière de réalisation de station d'épuration est actuellement en cours, en plus des stations d'épuration qui sont en cours d'exploitation.

### I. Situation de l'épuration en Algérie

---

De l'inventaire préliminaire des grandes rivières en Algérie, deux ont été retenues (le Cheliff et l'Isser). D'après les informations communiquées, on a pu considérer 26 rivières et cours d'eau (Beni Messous, Bouthmira, Bouzedjar, Chélif, Cherka, Djemaa, el Hallouf, El Harrach, Feraraa, Fodda, Ghazlia, Kebir, Mafragh, Mazzafra, Meboudja, Mekhaissia, Messida, Ouahrane, Ouzert, Réghaia, Saf Saf, Seybouse, Soummam, Tafna, Tayeb) [Kalamata. 2009].

En ce qui concerne les villes/agglomérations et les installations de traitement respectives, il convient de noter que les villes/agglomérations (Annaba, El Bouni, Oran, Ain El Turk, Arzew, Marsa El Hadjaj, Jijel, Sidi Ben Adda, Ténès, Sidi Abderahmane, Skikda, Kerkera, Collo, Filfila, Bejaia, Souk El Tenine et Melbou, Aokas) ont été exclues de l'analyse. Ce fut aussi le cas pour les villes d'Hamrouche Hamoudi, Hamadi Krouma et El Hadaiek qui sont desservies par la station de traitement des eaux usées de Skikda qui déverse dans la mer, la ville de Guantra El Hamra qui déverse ses eaux dans le lac Mellah et Larbi Ben M'Hidi, qui déverse dans la mer par le biais d'un émissaire sous-marin.

Par conséquent, 56 villes/agglomérations ont été incluses dans l'analyse avec une population résidente de 1 102 565 habitants. En ce qui concerne les stations de traitement des eaux usées, seules huit villes/agglomérations sont desservies et toutes avec un traitement secondaire. Le rejet des eaux usées traitées ( $2\,198\text{ m}^3/\text{jour}$ ) et des eaux usées non traitées ( $37\,185\text{ m}^3/\text{jour}$ ) se fait par écoulement dans les rivières respectives.

La population totale desservie par des stations de traitement des eaux usées s'élève à 223 176 habitants, ce qui correspond à 20% de la population totale considérée.

Conformément aux données disponibles, environ  $257\,444\text{ m}^3$  d'eaux usées traitées sont déversés quotidiennement (75% de la quantité totale) et  $86\,666\text{ m}^3$  d'eaux usées non traitées (25% de la quantité totale) sont déversés dans le milieu aquatique. Une quantité limitée d'eaux usées ( $1\,168\text{ m}^3/\text{jour}$ ) est réutilisée [Kalamata. 2009].

A l'heure actuelle, les eaux usées de la Wilaya d'Alger sont traitées par les 4 stations d'épuration (STEP) suivantes d'après [Ladjel. F, 2010] on a :

- STEP Reghaïa dimensionnée pour traiter les effluents de 400 000 Équivalents Habitants (EH) ;
- STEP Beni Messous dimensionnée pour traiter les effluents de 250 000 EH ;
- STEP Staoueli dimensionnée pour traiter les effluents de 15 000 EH ;
- STEP Baraki dimensionnée pour traiter les effluents de 900 000 EH.

Des extensions ou de nouvelles stations d'épurations sont prévues à court et moyen termes.

A plus long terme, les premières orientations du schéma directeur assainissement (en cours de finalisation) semblent indiquer la nécessité de prévoir à l'échéance 2025 de nouvelles stations ou extensions. La capacité de traitement des stations d'épurations passerait de 1 565 000 EH à 2 900 000 EH à court terme puis à 4 200 000 EH à plus long terme.

Problématique des Boues des STEP d'Alger, la production maximum de boue des stations d'épuration à moyen terme (construction ou extension de station d'épuration déjà entamée ou prévu à court terme) correspond à plus de 228 000 tonnes par an (soit



environ 146 000 m<sup>3</sup>/an). Les premières indications du schéma directeur (données en cours d'élaboration) prévoient une production de l'ordre de 310 700 tonnes par an (soit environ 202 000 m<sup>3</sup>/an) à horizon 2025.

D'un point de vue réglementaire, on retient que l'Algérie ne dispose pas, pour l'heure, de réglementation spécifique à l'élimination ou la valorisation des boues de station d'épuration.

Parmi les pays limitrophes à l'Algérie, la Tunisie a fait le choix de la valorisation agricole et s'est dotée d'une réglementation encadrant l'épandage de boues sur cultures. Le Maroc ne dispose pas de réglementation spécifique mais travaille actuellement à l'élaboration d'une stratégie nationale de gestion des boues d'épuration.

En France, l'ensemble des filières de valorisation ou d'élimination des boues est inscrit dans un cadre réglementaire européen strict :

En valorisation agricole, l'épandage sur culture est réglementé par l'arrêté du 8 janvier 1998 et le compostage, par l'arrêté du 7 janvier 2002, La valorisation thermique, par incinération ou co-incinération suit l'arrêté du 20 septembre 2002, directement issu de la directive européenne n° 2000/76/CE [Kalamata. 2009], fixant notamment les valeurs seuil en termes de rejet d'émissions gazeuses, Enfin l'enfouissement n'est réservé qu'aux déchets ultimes, c'est-à-dire non valorisables. Les boues non conformes sont acceptées sous certaines conditions, fixées par la directive européenne 1999/31/CE et les textes en découlant d'après [Dezenclos, T. 2010]. Les installations d'épuration des eaux usées municipales de l'Algérie sont présentées au niveau de tableau I.C (annexe C).

### **conclusion**

Depuis l'indépendance, 44 stations d'épuration des eaux usées domestiques ont été réalisées en Algérie. Leur capacité de traitement varie de 1000 à 900 000 équivalent-habitant et totalise une capacité estimée à 2 900 000 équivalent-habitant pour une population raccordée de 2 452 000 habitants ; soit 20% de la population raccordée à un réseau d'assainissement.

Ces stations d'épuration sont souvent en panne (parfois même abandonnées) ou fonctionnent irrégulièrement avec un rendement épuratoire presque nul.

Sur les 44 stations, 28 seront réhabilitées et 16 sont dans un état qui ne permet pas leur réhabilitation, 17 stations sont en cours de réalisation à travers le territoire national dont 4 ont été réceptionnées au courant de l'année 1996 donc les capacités d'épuration des eaux usées restent très faibles dans notre pays. Le nombre de population agglomérée raccordée à une station d'épuration n'est que de 8% [Ghadbane, N. 2003].

On note un déficit important en matière de réalisation d'infrastructures d'épuration [Ghadbane, N. 2003]. Il faut souligner que les systèmes d'épuration utilisent des procédés et des technologies non adaptées et non appropriées au climat et à l'environnement de notre pays.

Pourtant les dispositions de code des eaux, dans son article 85bis précise que, "les agglomérations de plus de 100 000 habitants doivent disposer impérativement de procédés et de systèmes d'épuration des eaux usées " Cette déperdition énorme des eaux usées surtout d'origine domestique, est systématiquement à travers tout le pays.

A titre de comparaison, en France, il est prévu que toutes les eaux usées devront être traitées selon un calendrier s'étalant de 1998 à 2005, au Canada ,89% des eaux usées font l'objet d'une épuration avant leur rejet vers le milieu naturel.

Tableau V.1 : Nombre de station d'épuration en Algérie en 2003

Station	Nombre	Volume d'eau usée
Exploitation	14	160 000 m <sup>3</sup> /j soit 58 Millions m <sup>3</sup> /an
Travaux	07	115 000 m <sup>3</sup> /j soit 42 Millions m <sup>3</sup> /an
Réhabilitation	24	390 000 m <sup>3</sup> /j soit 142 Millions m <sup>3</sup> /an
Total	45	665 000 m <sup>3</sup> /j soit 242 Millions m <sup>3</sup> /an

Source : [Ghadbane, N. 2003]

Parmi les projets inscrits à ces dernières années par le gouvernement algérien on retiendra:

- La réhabilitation de 52 stations d'épuration ;
- La réalisation de 200 nouvelles stations d'épuration.

Tableau V.2: Tableau récapitulatif

Région hydrographique de lancement nb	STEP en projet		STEP en travaux		STEP en exploitation		STEP a réhabiliter		STEP en cours de lancement	
	nb	cap	nb	cap	nb	cap	nb	cap	nb	cap
ORANIE	13	60	2	2	05	27	05	2.6	0	0
CHELIFF-ZAHREZ	08	22	0	0	0	0	0	0	04	18
ALGEROIS-HODNASOUMMAM	18	35	0	0	10	103	09	80	06	90
CONSTANTINOIS	16	68	1	14	03	27	04	07	01	1.5
SAHARA	05	27	0	0	0	0	01	3.5	0	0

Source : [Ghadbane, N. 2003]

Le volume global d'eaux usées rejetées annuellement est évalué à près de 600 millions de m<sup>3</sup>, dont 550 pour les seules agglomérations du nord. Ce chiffre passerait à près de 1.150 millions de m<sup>3</sup> à l'horizon 2020.

La réponse, c'est l'épuration des eaux usées et leur réutilisation. On a recours à cette activité pour différents motifs:

- Absence d'exutoire;
- Déficit en eau;
- Souci de protéger l'environnement

Les usagers possibles sont théoriquement illimités :

- Irrigation, recharge des aquifères, industrie, lavage des chaussées, etc.

La réutilisation des eaux usées épurées pour l'irrigation doit concerner en priorité les zones déficitaires en eau conventionnelle afin d'alléger le recours à cette dernière.

La réutilisation des eaux usées nécessite, comme pour les eaux naturelles, une infrastructure de collecte, de traitement, de transport et de distribution. Des risques sanitaires existent et des précautions doivent donc être prises pour éviter les risques de

contamination. Les obstacles d'ordre psychologique et culturel ne sont pas à négliger non plus et, là encore, des actions d'information soutenues sont nécessaires pour lever les préjugés.

## Partie 2 Matériel et méthodes

### Chapitre VI : Descriptif de fonctionnement de la STEP de Baraki

#### Introduction

Le présent chapitre a pour objet de définir les notions et principes fondamentaux de fonctionnement de la station d'épuration des eaux usées de Baraki que WABAG a retenus pour son exploitation.

La station d'épuration des eaux usées d'El Harrach, située dans la ville de Baraki, intéresse les 10 arrondissements du Grand Alger, de Baba Ali.

Les eaux brutes d'Oued El Harrach et de Baba Ali arrivent dans deux collecteurs (un gravitaire et l'autre en refoulement) qui se rejoignent dans un regard placé à l'entrée de la station avant de passer au poste de relevage.

Le système de traitement retenu pour l'épuration des eaux usées de Baraki est l'aération à moyenne charge.



*Figure VI.1: Carte de la station d'épuration de Baraki*

#### Historique

L'historique des installations est le suivant:

- **Début 1989:** Mise en route des installations sous la responsabilité d'OTV (constructeur) et EPEAL (exploitant).

- **Juin 1989:** Problème d'ensablement dans le canal amont du dégrillage, arrêt des installations 22 jours.
- **1989 à 1992:** Fonctionnement de la STEP uniquement pendant la journée (arrêt la nuit).
- **Mars-avril 1992:** Essais de performance réalisés par OTV.
- **Juillet-octobre 1993:** Arrêt de la STEP pour effectuer des travaux de réparation.
- **Octobre-décembre 1993:** Mise en route des installations.
- Depuis avril 1995 :
  - La station de pompage de la glacière (SRG2) principal pompage alimentant la STEP a été détruite lors d'un attentat en avril 1995. Depuis, la station de Baraki a alimenté par un collecteur de Baba Ali (débit estimé) à 1% de la capacité hydraulique de la STEP.
  - Les postes PR1, PR2, dégrillage seul fonctionne depuis 1995 (environ 30min/jour).
  - La filière de traitement des boues n'a réellement jamais fonctionné de manière satisfaisante.
- **Juin 2004:** La DRHEE (Alger) confie à la société VA TECH WABAG Algérie la réhabilitation de remise en service et exploitation pendant 2 ans.
- **Fin 2007:** Date de mise en service.
- **15 mars 2009:** Début d'exploitation.

## I. Données de base

La filière de traitement de la STEP, a été conçue et dimensionnée dans l'objectif d'assurer une qualité d'effluent traité répondant aux valeurs suivantes :

**Tableau VI.1 : Valeurs limites données dans le contrat technique**

Paramètre	Moyenne sur 24 heures par temps sec	Moyenne sur 24 heures par temps de pluie	Maximum par temps sec	Maximum par temps de pluie
DBO <sub>5</sub> (mg/l)	20	30	30	40
DCO (mg/l)	100	120	120	150
MES (mg/l)	20	30	30	40

Source : [Station d'épuration de baraki. 2010]

La capacité de la population raccordée était estimée à 750.000 équivalents habitants environ. Soit ainsi les dotations principales suivantes pour la partie urbaine :

### 1- Débit d'eau usée

**Tableau VI.2 : Débits d'eau usée de la STEP**

Paramètre	Unité	Valeur
Equivalent Habitant	E.H	750.000
Débit moyen journalier	m <sup>3</sup> /j	149 040

Source : [Station d'épuration de baraki. 2010]

### 2- Charge polluante

Tableau VI.3 : Valeurs de charge polluante à l'entrée de la STEP

Désignation	Valeur du paramètre	
	Kg/j	mg/l
Charge massique de MES à l'entrée de la STEP	67 500	450
Charge massique de DBO <sub>5</sub> à l'entrée de la STEP	45 000	300
Charge massique de DCO à l'entrée de la STEP	75 000	500
Charge massique de N <sub>tot</sub> à l'entrée de la STEP	****	****
Charge massique de NTK à l'entrée de la STEP	****	****
Charge massique de P <sub>tot</sub> à l'entrée de la STEP	****	****

Source : [Station d'épuration de baraki. 2010]

### 3- Objectifs de traitement (VI\*)

L'objectif cible est requis en sortie de station est le suivant:

- DBO<sub>5</sub> ≤ 40 mg/l ;
- DCO ≤ 100 mg/l ;
- MES ≤ 30 mg/l ;
- NTK ≤ 40 mg/l.

## II.Filière de Traitement

La station d'épuration, restant un outil fondamental pour la protection des milieux naturels, peut donc comporter plusieurs étages. L'étage primaire est constitué par les prétraitements et la décantation primaire. L'étage secondaire associe l'épuration biologique et la décantation secondaire. En fin, lorsque la nécessité d'un traitement poussé apparaît, un traitement tertiaire est ajouté.

Tous ces procédés produisent des déchets et des boues, qui, grâce à la chaîne de traitement, seront eux aussi traités.

- Relevage des eaux entrant à la station, comprenant :
  - Station de relevage PR1
  - Station de relevage PR2
- Prétraitement mécanique constitué de :
  - Chenal d'échantillonnage et d'analyses
  - Dégrillage grossier mécanisé
  - Dégrillage fin mécanisé
  - Canal de by-pass général de la station
  - Ouvrage de dessablage et déshuilage
- Traitement biologique constitué de :
  - Deux bassins d'aération avec aération de fond
- Décantation secondaire et pompage des boues activées constitué de :
  - Quatre décanteurs secondaires circulaires
  - Ouvrage de pompage des boues en excès et de recirculation des boues

- Ouvrage de sortie et de rejet constitué de :
  - Bassin tampon
  - Ouvrage d'analyses et d'échantillonnage
  - Canal de comptage des eaux by-passées
- Ligne de boues constitué de :
  - Deux Epaisseurs de boues
  - Quatre digesteurs de boues
  - Système de chaufferie formé par 02 chaudières et 02 échangeurs de chaleur
  - Traitement de biogaz formé d'un gazomètre et torchère
  - 06 lignes de déshydratation mécanique des boues digérées
  - 02 silos de stockage en variance un aire de stockage des boues déshydratées

## II.1 Description du procédé de fonctionnement de la station

La chaîne de traitement est composée de deux lignes : une ligne d'eau et une ligne de boue. Le débit est divisé parallèlement sur certains ouvrages afin d'améliorer la fiabilité du traitement, les opérations de maintenance et la souplesse de fonctionnement de la station.

La filière de traitement comprend ainsi en totalité et successivement :

### II.1.1 postes de prélèvements

#### II.1.1.1 PR1



**Figure VI.2:** Poste de relevage PR1 de la STEP Baraki, année 2011

Les eaux brutes relevées depuis la station de pompage de la (SRG2), ainsi que les eaux usées internes de la station (eaux pluviales et eaux de drainage) sont reprises par des pompes à vis vers le poste de relevage PR2. Ces vis de relevage ont un débit unitaire de 8 280 m<sup>3</sup>/h pour les vis N° : 1 et 2, et 14 400 m<sup>3</sup>/h pour la vis N° : 3.

Ces vis de relevage ont les caractéristiques suivantes :

Tableau VI.4 : Caractéristiques des vis de relevage de PR1

Dimensions	Vis N°1 & 2	Vis N°3
Débit unitaire (m <sup>3</sup> /h)	8 280	14 400
Hauteur de relèvement (m)	8,58	7,5
Niveau liquide de démarrage (m)	0,92	2

Source : [Station d'épuration de baraki. 2010]

### II.1.1.2 PR2



Figure VI.3 : Poste de relevage PR2 de la STEP Baraki, année 2011

Les eaux brutes, relevées depuis le poste de relevage PR1 arrivent dans la fosse de PR2 où elles sont mélangées avec les eaux provenant de l'émissaire BABA ALI, sont pompées par les pompes à vis vers le poste de dégrillage. Ces vis de relevage ont un débit unitaire de 8 640 m<sup>3</sup>/h pour les vis N° : 1 et 2, et 14 400 m<sup>3</sup>/h pour la vis N° : 3.

Ces vis de relevage ont les caractéristiques suivantes :

Tableau VI.5: Caractéristiques des vis de relevage de PR2

Dimensions	Vis N°1 & 2	Vis N°3
Débit unitaire (m <sup>3</sup> /h)	8 640	14 400
Hauteur de relèvement (m)	7,6	6,02
Niveau liquide de démarrage (m)	7,8	9,38

Source : [Station d'épuration de baraki. 2010]

## II.1.2 Les prétraitements

Les effluents bruts relevés seront collectés dans un canal ouvert comprenant une mesure du niveau et un ensemble de mesure de la qualité d'eau, soit le pH, la conductivité et la teneur en Hydrocarbures avant d'arriver sur l'ouvrage de dégrillage.

### II.1.2.1 Dégrillage



Cet ouvrage comprend:

### 1. Dégrillage mécanisé grossier



**Figure VI.4 :** Dégrilleur mécanique fin et grossier de la STEP Baraki, année 2011

Constitué de 02 dégrilleurs et d'une mesure ultrasonique différentielle de niveau il comprend, deux canaux de dégrillage, équipé chacun d'une grille à nettoyage automatique de caractéristiques suivantes :

**Tableau VI.6: Caractéristiques de dégrilleur grossier**

Dimensions	Valeur
Nombre de grille	2
Espacement entre barreaux (mm)	60
Largeur (m)	2

Source : [Station d'épuration de baraki. 2010]

### 2. Dégrillage mécanisé fin

Constitué de 02 dégrilleurs et d'une mesure ultrasonique différentielle de niveau. Les canaux de dégrillage, équipés eux aussi d'une grille à nettoyage automatique de caractéristiques suivantes :

**Tableau VI.7: Caractéristiques de dégrilleur fin**

Dimensions	Valeur
Nombre de grille	2
Espacement entre barreaux (mm)	20
Largeur (m)	2

Source : [Station d'épuration de baraki. 2010]

Les eaux de percolation seront récupérées dans un regard relié au réseau de drainage.

Le canal de sortie des dégrilleurs fins comprend un échantillonneur automatique permettant de prélever des échantillons d'eau brute.

#### Préleveur d'échantillons

Un préleveur d'échantillons est installé en aval des dégrilleurs fins et est prévu pour prélever des échantillons d'eau brute pour l'analyse au laboratoire. Le prélèvement des échantillons est asservi à un signal de sortie correspondant à la mesure du débit d'eau brute.

Cette installation de dégrillage est suivie d'un ouvrage permettant de dériver les eaux vers le traitement physique.



*Figure VI.5 : Préleveur d'échantillons à l'entrée de la STEP Baraki, année 2011*

### II.1.2.2 Dessablage-déshuilage



*Figure VI.6: Dessableur et le déshuileur de la STEP Baraki, année 2011*

Ces deux phases sont ainsi combinées et réalisées dans un même ouvrage, dit dessableur / déshuileur, avec insufflation d'air, et dispositif complet d'écumage des matières flottées et de raclage et d'extraction des sables. Un canal de sortie amenant les eaux dégrillées vers le dessableur - déshuileur. Tout l'ouvrage se compose d'un canal rectangulaire, avec les dimensions suivantes :

**Tableau VI.8: Caractéristiques de dessableur / déshuileur**

---

Dimensions	Valeur
Longueur (m)	40
Largeur (m)	8
Surface (m <sup>2</sup> )	320
Volume utile total (m <sup>3</sup> )	1 330

### 1 Pompes à sables

Les pompes à sables refoulent le sable collecté par le pont déssableur vers le classificateur à sable.

### 2 Classificateur à sables

Le classificateur à sable extrait les sables de l'eau résiduelle pompée par les pompes à sables et les déchargeur sur la bande transporteuse commune aux refus des dégrilleurs et sables.



*Figure VI.7: Classificateur à sables de la STEP Baraki, année 2011*

### 3 Pompes à graisses

La pompe refoule les graisses collectées par le pont déssableur vers une citerne.

#### II.1. 3 Décantation primaire

Cet ouvrage fait l'objet d'une future extension. De ce fait, il ne sera pas exploitable au cours du présent contrat de management de VA-TECH WABAG. Donc, aucune description n'est prévue pour cet effet.



*Figure VI.8 : Décanteur primaire de la STEP Baraki, année 2011*

### **II.1. 4 Réacteur biologique (bassin d'aération)**

Les eaux dessablées et déshuilées arrivent, en provenance du prétraitement, au deux (02) réacteurs biologiques. Les caractéristiques de bassin d'aération sont illustrées dans le tableau VI.9.

Le procédé d'épuration mis en œuvre est le traitement des eaux usées par boues activées. Il fait appel aux microorganismes dans les eaux pour la transformation et l'élimination des matières polluantes.



*Figure VI.9: Bassin d'aération de la STEP Baraki, année 2011*

Le rendement des micro-organismes l'élément important de l'épuration biologique est son rendement. Ce rendement fixe un certain rapport à respecter entre la pollution à éliminer et la masse des boues activées. Ce rapport est appelé «Charge massique».

Les eaux dessablées et déshuilées arrivent, en provenance du prétraitement, par l'intermédiaire d'un caniveau rectangulaire, aux Réacteurs biologiques après leur répartition entre les deux bassins.

Le Réacteur biologique ou bassins d'aération constituent le cœur du procédé, dans lequel s'effectue le métabolisme bactérien à l'origine du phénomène aboutissant à l'épuration.

La géométrie du bassin d'aération est la suivante :

**Tableau VI.9 : Caractéristiques de bassin d'aération**

Dimensions	valeur
Nombre de bassin	2
Longueur au plan d'eau (m)	84
Largeur au plan d'eau (m)	63
Hauteur d'eau (m)	7
Volume net unitaire (m <sup>3</sup> )	36 000
Volume net total (m <sup>3</sup> )	72 000

Source : [Station d'épuration de baraki. 2010]

Afin d'assurer le métabolisme microbien et le besoin énergétique pour la biodégradation des matières organiques, un apport d'oxygène est donc indispensable pour le traitement biologique, une teneur d'oxygène dissous de l'ordre de 1 à 3 mg/l devrait être maintenue dans le système d'aération.

Pour assurer les objectifs classiques appliqués à cette station d'épuration à boues activées, le dimensionnement du bassin d'aération prendra généralement en compte les conditions de fonctionnement suivantes :

- Charges massique: 0,25 à 0,3 Kg DBO<sub>5</sub>/kg M.S
- Concentration en boues activées: 3,3 à 3,7 g/l
- Temps de séjour moyen: 5h45 h
- Age des boues : 13 à 15 j

La station fonctionnant à une moyenne charge massique suivant le processus d'une aération permettant une bonne efficacité d'élimination de la DBO. Les équipements prévus pour l'épuration biologique sont :

- 03 turbocompresseurs dont deux en service au maximum et en un de secours.
- Un ensemble de conduites de répartition d'air comprimé sur le long de deux bassins.
- 01 déversoir de sortie du bassin avec baffle siphonide de protection pour chaque bassin.
- Des sondes mesurent les teneurs d'oxygène dissous dans les bassins d'aération.

## II.1. 5 Clarificateur



**Figure VI.10:** Clarificateur de la STEP Baraki, année 2011

La liqueur mixte de boues activées formée ainsi dans le réacteur biologique est ensuite dirigée vers l'ouvrage de décantation secondaire. Ce dernier est alimenté par le centre à travers une conduite d'alimentation, débouchant à l'intérieur de la jupe de répartition. Le but de cette opération est la séparation de l'eau épurée des boues qu'elle contient. La liqueur mixte est introduites au centre, l'eau clarifiée déborde en périphérie et les boues décantées se déposent sur le radier et seront raclées vers le centre de l'ouvrage où elles s'épaississent légèrement. Les dimensions du clarificateur cylindro-conique sont les suivantes :

**Tableau VI.10 : Caractéristiques de clarificateur**

Dimensions	valeur
Diamètre (m)	60 m
Hauteur cylindrique (m)	3,1
Volume net unitaire (m <sup>3</sup> )	8 900
Nombre de Clarificateurs	4
Volume net total (m <sup>3</sup> )	35 600

Source : [Station d'épuration de baraki. 2010]

Le rôle de la décantation secondaire est d'assurer une meilleure séparation de la biomasse de l'eau traitée et de permettre par ailleurs un premier épaississement des boues biologiques décantées.

**Tableau VI.11 : Temps de séjour (TR) en fonction du débit des eaux usées (Q)**

Débit des eaux usées	Q (m <sup>3</sup> /h)	TR (h)
Débit moyen par temps sec	6 210	5,73
Débit de pointe par temps sec	7 920	4,5
Débit de pointe par temps de pluie	15 840	2,25

Source : [Station d'épuration de baraki. 2010]

**Tableau VI.12 : Vitesse ascensionnelle (VA) en fonction du débit des eaux usées (Q)**

Débit des eaux usées	Q (m <sup>3</sup> /h)	VA (m/h)
Débit moyen par temps sec	6 210	2,2
Débit de pointe par temps sec	7 920	2,8
Débit de pointe par temps de pluie	15 840	5,6

Source : [Station d'épuration de baraki. 2010]

A la sortie de la décantation secondaire, les eaux, dites épurées, sont envoyées ensuite vers le bassin tampon. Pour permettre son nettoyage ou son isolement, le bassin est équipé d'une vanne Batardeau offrant l'éventualité de by-pass directement les eaux épurées vers l'ouvrage de sortie.

Cette station peut être isolée dans le cas d'un retour du «Oued EL Harrach» par deux vannes motorisées 12-VPM-01/02, installées à la sortie de la station, dans l'ouvrage de rejet.

Cet ouvrage offre également la possibilité d'analyser l'eau épurée au moyen des analyseurs on-line de pH ; de conductivité et de turbidité et également d'un échantillonneur automatique Q11-004 proportionnellement à la mesure du débit d'entrée FIQR 08-001.

### II.1. 6 Préleveur d'échantillons

Un préleveur d'échantillons est installé en amont du bassin et est prévu pour prélever des échantillons d'eau clarifiée pour l'analyse au laboratoire.



*Figure VI.11 : Préleveur d'échantillon à la sortie de la STEP Baraki, année 2011*

### II.1. 7 Evacuation de l'eau épurée

Les eaux traitées par la station d'épuration de BARAKI seront évacuées dans l'Oued EL HARRACH.



*Figure VI.12 : Evacuation de l'eau épurée de la STEP Baraki, année 2011*

### II.1. 8 Traitement des boues

#### II.1.8.1 Recirculation et extraction des boues



*Figure VI.13: Vis recirculation des boues de la STEP Baraki, année 2011*

Le but de la recirculation des boues des décanteurs secondaires vers le réacteur biologique est d'y maintenir une concentration constante et correcte de la liqueur mixte permettant de respecter une charge massique de fonctionnement considérée ou, ce qui revient au même, de limiter le temps de séjour dans les décanteurs pour garantir une bonne qualité et un âge de boue bien défini et d'éviter conséquemment l'accumulation et le débordement du lit de boue dans les décanteurs.

#### 1 Vis de recirculation des boues

Deux vis sont prévues pour pomper les boues des décanteurs secondaires depuis une bêche d'aspiration commune vers les bassins d'aération à un débit unitaires  $3\ 150\ \text{m}^3/\text{h}$  pour la vis N°1 et 2.



## 2 Pompage des boues en excès

Les boues en excès sont prises au refoulement des vis et refoulées jusqu'au répartiteur des épaisseurs par trois groupes d'électropompes (un de secours), à un débit unitaires  $220 \text{ m}^3/\text{h}$ .

### II.1.8.2 Epaissement des boues



*Figure VI.14: Epaisseur de la STEP Baraki, année 2011*

L'épaulement des boues a pour objectif de concentrer de la façon la plus économique les boues et de permettre d'alimenter à régime régulier et à concentration pratiquement constante les installations de déshydratation. Il s'agit donc d'une étape intermédiaire pour la diminution du volume de boues produites par la station en permettant d'améliorer la concentration des boues en excès en termes de matières sèches  $10 \text{ g/l}$  avant l'épaulement, jusqu'aux  $35 \text{ g/l}$  après épaulement. L'ouvrage prévu pour cet effet ayant les caractéristiques suivantes :

**Tableau VI.13: Caractéristiques d'épaulement de boues**

Dimensions	valeur
Nombre des épaulements	2
Diamètre (m)	28
Hauteur de boue (m)	3
surface ( $\text{m}^2$ )	616
Volume net unitaire ( $\text{m}^3$ )	1 848
Volume net total ( $\text{m}^3$ )	3 696

Source : [Station d'épuration de baraki. 2010]

### II.1.8.3 Digestion

Cet ouvrage de traitement des boues fait l'objet d'une extension. Aucune description n'est prévue pour l'instant.



Figure VI.15 : Digesteur de la STEP Baraki, année 2011

#### II.1.8.4 déshydratation



Figure VI.16 : Presseur à bande filtrante de la STEP Baraki, année 2011

La déshydratation des boues en excès est assurée par une presse à bande filtrante. Les boues à traiter après avoir été mélangées à une solution de polymères sont déversées sur un tapis roulant perméable qui assure la pression de ces boues au fur et à mesure de leur passage sur le tapis.

Tableau VI.14 : Caractéristiques de presseur à bande filtrante

Paramètre	Vis N°1	Vis N°2
Débit unitaire (m <sup>3</sup> /h)	3 150	3 150
H.M.T (MCE)	1,55	1,55
Niveau de démarrage (m)	12	12,2
Temps de fonctionnement (h)	24	24

Source : [Station d'épuration de baraki. 2010]

Les boues excédentaires sont prises au refoulement des vis d'Archimède et refoulées jusqu'au répartiteur des épaisseurs par trois groupes électropompes (un de secours) de caractéristiques unitaires :

**Tableau VI.15 : Caractéristiques des groupes électropompes**

Paramètre	Valeur
Nombre de pompes	2 + 1 réserve
Débit unitaire (m <sup>3</sup> /h)	220
Temps de fonctionnement (h)	24

Source : [Station d'épuration de baraki. 2010]

Ces boues excédentaires sont comptabilisées, pour les bilans de rendement de la station, au moyen d'un débitmètre électromagnétique 14-FIQR-002.

### III. Récapitulatif des paramètres et normes d'analyses des effluents de la Station

La société exploitante VA TECH WABAG dans le cadre de son contrat de management doit procéder aux mesures et aux analyses de contrôle du fonctionnement de l'installation pour assurer le suivi de la qualité de l'eau suite au traitement. Le tableau qui suit et fourni par WABAG comme document de travail présente les analyses et les mesures du suivi du fonctionnement courantes et de la qualité des eaux avec leurs fréquences minimales et les références des normes françaises.

**Tableau VI.16: Analyses des eaux (Eau Brutes et Eaux Traitées)**

Paramètres	Normes Françaises	Fréquences d'analyses
Demande biochimique en oxygène (DBO <sub>5</sub> ).	NFT 90 -103	Journalier : EB + ET
Demande Chimique en Oxygène (DCO).	NFT 90 -101	Journalier : EB + ET
Matière en Suspension (MES).	NFT 90 -105	Journalier : EB + ET
Matières décantables	-----	Journalier : EB
Matière volatile en suspension (MVS).	NFT 90 - 029	Hebdomadaire : EB
Azote Kjeldahl Total (NTK).	NFT 90 - 110	Journalier : EB + ET
Azote Ammoniacal (N-NH <sub>4</sub> ).	NFT 90 – 015	Bi-Hebdomadaire : EB +ET
Azote Nitrique (NO <sub>3</sub> ).	NFT 90 – 012	Journalier : EB + ET
Phosphore Total (PT).	NFT 90 – 023	Hebdomadaire : EB + ET
Phosphates (PO <sub>4</sub> ) <sup>3-</sup> .	NFT 90 – 023	Hebdomadaire : EB + ET
Graisses (Subs. extractible au Chloroforme). SEC).		Hebdomadaire : EB
pH.	NFT 90 – 008	Plusieurs fois par jour
rH.		Journalière
Conductivité.	NFT 90 – 031	Plusieurs fois par jour
Oxygène dissous.	NFT 90 – 106	Plusieurs fois par jour
Température.	NFT 90 – 100	Plusieurs fois par jour

Source : [Station d'épuration de baraki. 2010]

Tableau VI.17 : Analyses des boues (BA : Boue activées, BE : Boue épaissie, BD : Boue digérée ; BS : Boue Sèche)

Paramètres	Normes Françaises	Fréquences d'analyses
pH	NFT 90 – 008	Journalière : BD
Test de Décantation.	-----	Journalière : BA
Matières sèches (MS) + siccité.	NFT 90 – 029	Bi-Hebdomadaire : BA+ BE+ BD + BS
Matières volatiles en suspension (MVS).	NFT 90 – 029	Journalière : BA + BD
Alcalinité (TA, TAC)	NFT 90 – 036	Hebdomadaire BD + BS
Teneur en Acide Gras Volatil (AGV)	-----	Hebdomadaire BA + BD

Source : [Station d'épuration de baraki. 2010]

On s'intéresse dans ce qui va suivre uniquement à quelques-uns des tests globaux les plus utilisés et les plus représentatifs de la pollution des eaux usées.

## Chapitre VII : Présentation du modèle ACP

### Introduction

L'historique de l'ACP: la recherche de la "droite du meilleur ajustement" l'ACP prend sa source dans un article de Karl Pearson publié en 1901, le père du Test du  $\chi^2$  y prolonge ses travaux dans le domaine de la régression et des corrélations entre plusieurs variables. Pearson utilise ces corrélations non plus pour expliquer une variable à partir des autres (comme en régression), mais pour décrire et résumer l'information contenue dans ces variables.

Encore connue sous le nom de transformée de Karhunen-Loeve ou de transformée de Hotelling, l'ACP a été de nouveau développée et formalisée par Harold Hotelling. La puissance mathématique de l'économiste et statisticien américain le conduira aussi à développer l'analyse canonique, généralisation des analyses factorielles dont fait partie l'ACP. Les champs d'application sont aujourd'hui multiples [Bassompierre, C. 2007].

### I. Analyse en Composante Principale (ACP)

L'ACP est une méthode de la famille de l'analyse des données et plus généralement de la statistique multivariée, qui consiste à transformer des variables liées entre elles (dites "corrélées" en statistique) en nouvelles variables indépendantes les unes des autres (donc "non corrélées"). Ces nouvelles variables sont nommées "composantes principales", ou axes. Elle permet au praticien de réduire l'information en un nombre de composantes plus limite que le nombre initial de variables.

Il s'agit d'une approche à la fois géométrique (représentation des variables dans un nouvel espace géométrique selon des directions d'inertie maximale) et statistique (recherche d'axes indépendants expliquant au mieux la variabilité – la variance - des données). Lorsqu'on veut alors compresser un ensemble de variables aléatoires, les premiers axes de l'ACP sont un meilleur choix, du point de vue de l'inertie ou la variance expliquée.

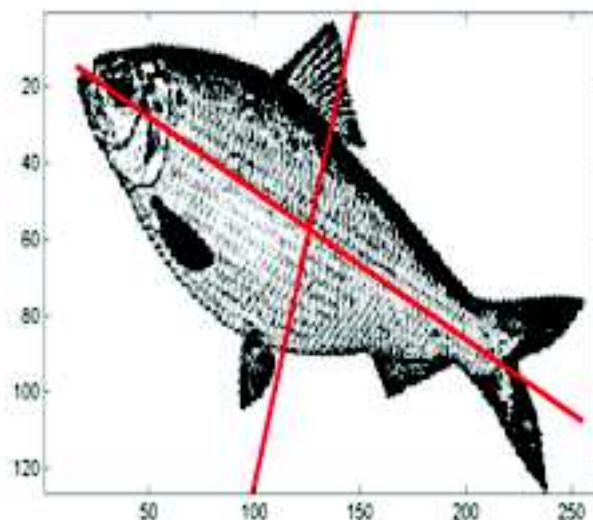
C'est une méthode qui vise à mettre en évidence graphiquement l'information essentielle contenue dans un tableau de données. Son grand mérite est de permettre d'y voir plus claire non pas pour chaque variables prises simultanément.

- Le but de cette analyse est de résumer le maximum d'informations possibles en perdant le moins possible, l'ACP est majoritairement utilisée pour:
- Décrire et visualiser des données ;
- Les corrélés dans la nouvelle base, constituée des nouveaux axes, les variables ont une corrélation nulle ;
- Faciliter l'interprétation d'un grand nombre de données initiales ;
- Donner plus de sens aux données réduites.

L'ACP permet donc de réduire des tableaux de grandes tailles en un petit nombre de variables tout en conservant un maximum d'information. Les variables de départ sont dites 'métriques'.

- Exemples introductifs

Dans la figure VII.1, les pixels sont représentés dans un plan et considérés comme une variable aléatoire à deux dimensions. L'ACP va déterminer les deux axes qui expliquent le mieux la dispersion de l'objet, interprète comme un nuage de points. Elle va aussi les ordonner par inertie expliquée, le second axe étant perpendiculaire au premier.



*Figure VII.1 : Les deux axes d'une ACP sur la photo d'un poisson*

### I.1 Principe de L'ACP

La première phase essentielle de l'ACP consiste à transformer les variables quantitatives initiales. Les plus variables corrélées sont transformés en d'autres nouvelles variables toute indépendantes appelés composantes principales des données.

Pour expliquer mieux le principe de l'ACP, nous allons supposer qu'on dispose d'un ensemble de données constitué de  $n$  points représentés dans un espace à  $p$  dimensions. L'objectif de cette technique est d'avoir une image ou une représentation de ces points dans un espace plus facile à visualiser avec une perte minimale d'information. Les  $n$  points sont appelés individus et les  $p$  dimensions sont appelés variables. Ces dernières

représentent les différentes variables qui composent un vecteur d'état par exemple, les individus correspondent aux mesures disponibles pour chacune des variables. Pour pouvoir appliquer la technique de l'ACP, les variables ne doivent pas être indépendantes les unes des autres. En d'autres termes, le nombre de variables sera réduit au nombre minimum possible des composantes principales qui maintient l'information essentielle de l'ensemble original des données. Les composantes principales seront alors des combinaisons linéaires des variables initiales.

Le problème est donc de trouver les composantes les plus représentatives de l'ensemble des données.

## 1.2 Formulation mathématique

Les données qui sont analysées par cette approche doivent être stockées dans une matrice de données, notée  $\Gamma$ . Les  $p$  variables sont représentées en colonnes et les  $n$  individus en lignes. Les éléments de la matrice correspondent aux valeurs prises par chaque variable, pour chaque individu.

Ceci est illustré par l'expression suivante d'après [Bassompierre, C. 2007]:

$$\Gamma = \begin{bmatrix} \Gamma_{11} & \dots & \Gamma_{1p} \\ \vdots & \Gamma_{ij} & \vdots \\ \Gamma_{n1} & \dots & \Gamma_{np} \end{bmatrix}$$

Equation 1

Un pré-traitement des données, qui consiste à normaliser les éléments de la matrice  $\Gamma$ , doit être réalisé pour réduire l'effet des variations d'échelle entre les variables. Pour cela, chaque élément de la matrice  $\Gamma$  est modifié et stocké dans une nouvelle matrice appelée matrice normalisée ou matrice centrée réduite, notée  $\Gamma_n$ . L'élément  $ij$  de cette matrice est calculé par l'expression suivante d'après [Bassompierre, C. 2007]:

$$\Gamma_{n_{ij}} = \frac{\Gamma_{ij} - \bar{u}_j}{\sigma(\bar{u}_j)}$$

Equation 2

Où:  $u_j$ : est la moyenne de la variable  $j$  et  $\sigma(u_j)$ : l'écart type de la variable  $j$ .

L'étape suivante est de calculer la matrice de covariance, notée  $\Gamma_{ncov}$ , des éléments de  $\Gamma_n$  puis la matrice de corrélations, notée  $\Gamma_\rho$ . L'élément  $ij$  de cette dernière est calculé par l'expression suivante d'après [Bassompierre, C. 2007]:

$$\Gamma_{\rho_{ij}} = \frac{\Gamma_{ncov_{ij}}}{\sqrt{\Gamma_{ncov_{ii}} \cdot \Gamma_{ncov_{jj}}}}$$

Equation 3

Ensuite, les vecteurs propres de  $\Gamma\rho$  sont calculés et classés dans l'ordre décroissant de leurs valeurs propres associées pour construire ainsi la matrice  $u$ .

Enfin, la matrice des composantes principales  $M_{cp}$  est déduite à partir de la matrice normalisée et de la matrice des vecteurs propres d'après [Bassompierre, C. 2007]:

$$M_{cp} = \Gamma_n \cdot u$$

Equation 4

La matrice des composantes principales est donc celle qui contient les coordonnées des individus dans l'espace formé par les composantes principales. Par ailleurs, la quantité totale d'information sur le modèle peut être définie par la somme des valeurs propres associées à la matrice  $\Gamma\rho$ . Il est donc possible de déterminer la proportion d'information du modèle apportée par chaque composante principale grâce à l'expression suivante d'après [Bassompierre, C. 2007]:

$$\% \text{ d'information de la composante } k = \frac{100 \times \text{valeur propre associée à } k}{\sum \text{valeur propre}}$$

Equation 5

## II Présentation des résultats de l'ACP

Pour observer les individus, il faut construire les plans à partir des composantes principales les plus intéressantes. C'est le plan engendré par les axes 1 et 2 qui sera examiné. Donc, c'est le plan dans lequel le maximum d'information est visible, il est appelé «plan principal».

### II.1 Représentation graphique

Le rôle de cette étape est de présenter les résultats de l'analyse d'une manière graphique en un plan à deux ou à plusieurs axes, selon le nombre des composantes principales. Dans de nombreux cas, deux dimensions sont suffisantes pour représenter la totalité de l'information. Dans les représentations graphiques, les composantes principales sont donc assimilées aux axes. Ainsi, pour une représentation des données dans un espace à deux dimensions, l'axe des abscisses représentera la première composante principale et l'axe des ordonnées sera la deuxième composante principale.

Deux représentations graphiques sont possibles lors de l'ACP : le diagramme de dispersion et le cercle de corrélations. Dans le diagramme de dispersion, l'intérêt est focalisé sur les individus. En effet, ces derniers sont représentés sous forme de nuages de points dans des plans à deux ou trois dimensions (deux ou trois composantes principales). Le diagramme de dispersion permet de montrer comment chaque individu est situé par rapport aux composantes principales. De cette manière les cas isolés peuvent être identifiés. La figure VII.2 illustre un diagramme de dispersion.

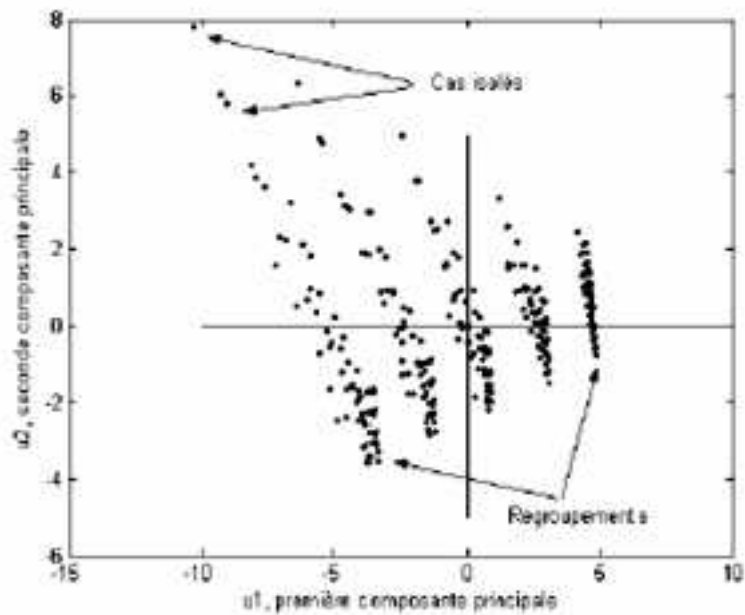


Figure VII.2: Exemple de diagramme de dispersion. D'après [Bassompierre, C. 2007]

En revanche, le cercle de corrélation s'intéresse à la représentation des variables dans des plans à deux dimensions avec un cercle de rayon 1 qui permet une meilleure interprétation des résultats. L'objectif du cercle de corrélation est de rendre plus aisée la visualisation des relations existant entre les variables de l'ensemble de données afin de savoir quelle composante principale peut mieux expliquer ces relations. Le cercle de corrélation est illustré par la figure suivante. La manière d'établir des conclusions à partir du diagramme de dispersion et du cercle de corrélation se fait suivant certaines règles d'interprétation qui seront détaillées dans le paragraphe suivant.

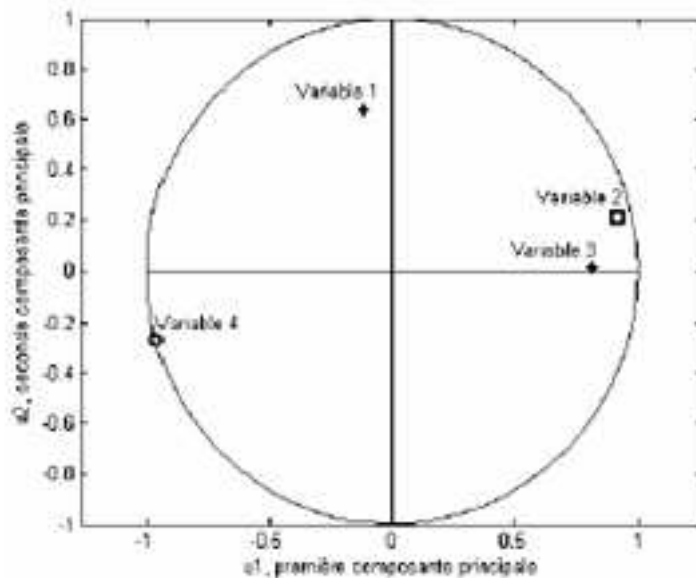


Figure VII.3 : Exemple d'un cercle de corrélation [Bassompierre, C. 2007]

### III Règles d'interprétation des résultats d'une ACP



Le nombre d'axes choisis dépend de l'information visible sur chaque axe, mais aussi de notre problème particulier. Il faut examiner des axes jusqu'à obtenir une information que nous jugeons suffisante. Il faut aussi tenir compte de la forme dégressive des valeurs propres.

La dernière partie de l'analyse en composantes principales est l'interprétation des représentations graphiques résultantes. Il s'agit de donner un sens aux graphiques en fonction de l'information d'origine afin de déterminer la nature des relations entre individus exprimées dans le diagramme de dispersion et entre variables données par le cercle de corrélation. Ainsi, pour l'interprétation des résultats, des méthodes empiriques, numériques ou de complément peuvent être évoquées. Dans la plupart des cas, les méthodes empiriques sont privilégiées car ces méthodes permettent de donner un sens réel aux résultats basés sur la connaissance de l'information d'origine. Ces méthodes se basent sur l'observation des graphiques. Les trois principales règles d'interprétation empirique sont alors:

1. Plus une variable n'est proche de la périphérie du cercle et d'un des axes (plus sa coordonnée sur cet axe est proche de 1 ou -1), plus elle est corrélée à cet axe (plus cette composante principale explique cette variable).
2. Plus deux variables ou individus sont proches sur le graphe, plus leur lien n'est fort.
3. Plus un ensemble d'individus est proche plus ces individus ont des caractéristiques similaires.

### **conclusion**

L'ACP est une technique de statistique descriptive dont le principe est simple mais qui met en œuvre des calculs numériques importants, pour cette raison elle n'a pu se développer qu'avec l'apparition des ordinateurs.

Il est à présent possible de traiter des données de taille conséquente sur micro-ordinateur.

L'ACP est à conseiller pour un premier examen, une mise en forme ou une présentation synthétique de données abondantes croisant des individus avec des variables quantitatives. On n'omettra cependant pas d'examiner préalablement les données par les méthodes statistiques usuelles (moyenne, écart-type, graphiques, corrélation, etc.).

Un reproche fréquemment adressé à l'ACP et aux techniques connexes est qu'elles ne révéleraient que des évidences. Le propos est injuste, mais il est rassurant que souvent les premiers axes retrouvent et confirment ce qui était déjà connu.

Comme avec les autres méthodes descriptives, il faut être très prudent pour inférer des modèles explicatifs ou causals à partir des configurations obtenues.

## **Chapitre VIII : Présentation du modèle ASIM**

### **I. Schéma de fonctionnement d'une station**

---

Asim c'est le modèle réduit d'ASM1, il dessine sur une étude de cas, il permet le traitement des eaux résiduaires, comme exemple pour simuler la nitrification. Ce chapitre d'instruction couvre les aspects les plus importants d'Asim.

---

Le schéma de fonctionnement d'une station il sera établir par le modèle, après d'avoir proposé au modèle les données de base (le débit, nombre des réacteurs, nombre des clarificateurs, etc).

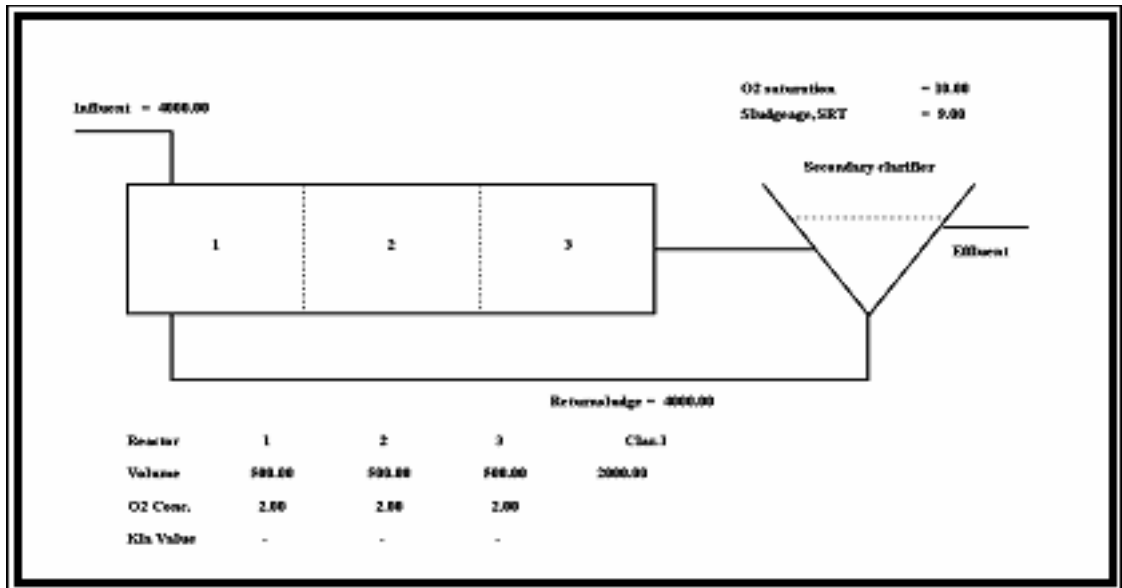


Figure VIII.1 : Schéma de fonctionnement de station

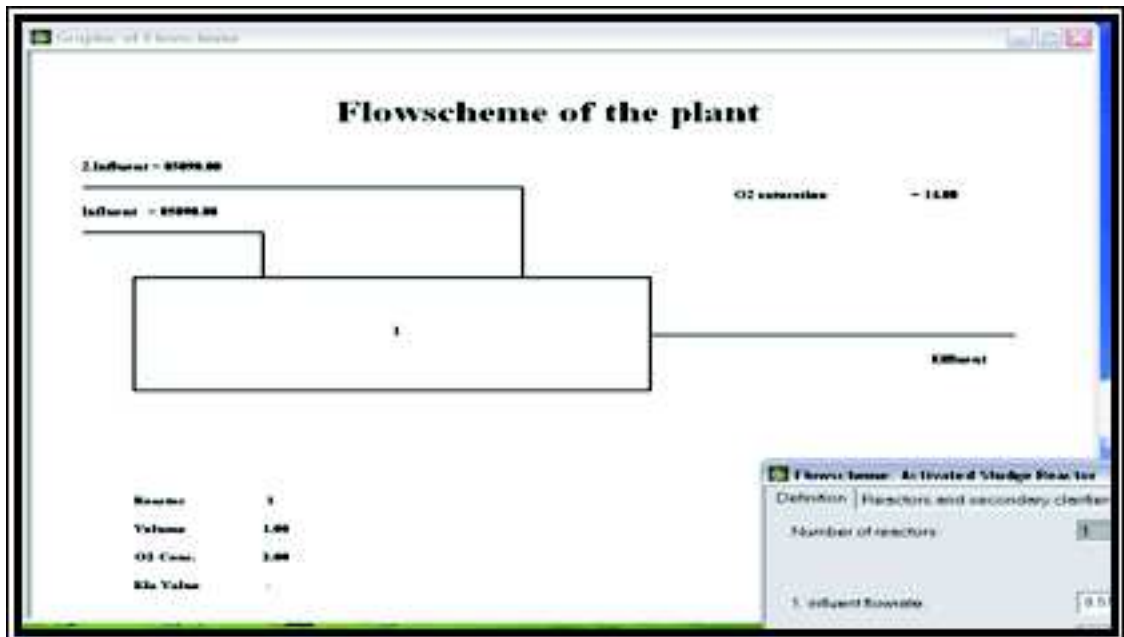
## II. exécutions

Tu créeras un schéma du modèle et découvriras comment l'entrée essentielle. Commencer Asim par la création d'un nouveau projet, nous avons utilisé dans notre étude une version démonstration du modèle pour cela nous avons obligés de travailler sur un exemple existant.



Figure VIII.2 : la création d'un nouveau projet ou d'un projet qui existe

Asim emploie différents fichiers de données, plusieurs fenêtres qui s'ouvrent pour entrer les données nécessaires pour tourner le modèle après d'être choisis le plan de la station.



**Figure VIII.3:** Le schéma de définition du plan avec la configuration des réacteurs.

Les différents fichiers de données pour contrôler différents types d'information. Les données et les variables nécessaires pour faire marcher le modèle sera présenté à partir des fenêtres qui présentent les concentrations des eaux au niveau de chaque ouvrage.

## II.1 définition

- Choisir le nombre des réacteurs des boues activées. Les eaux à traiter et le débit de retour.
- Il n'y a aucun recyclage interne.
- Les quantités d'âge de boues à combien de jours.
- Le clarificateur secondaire.

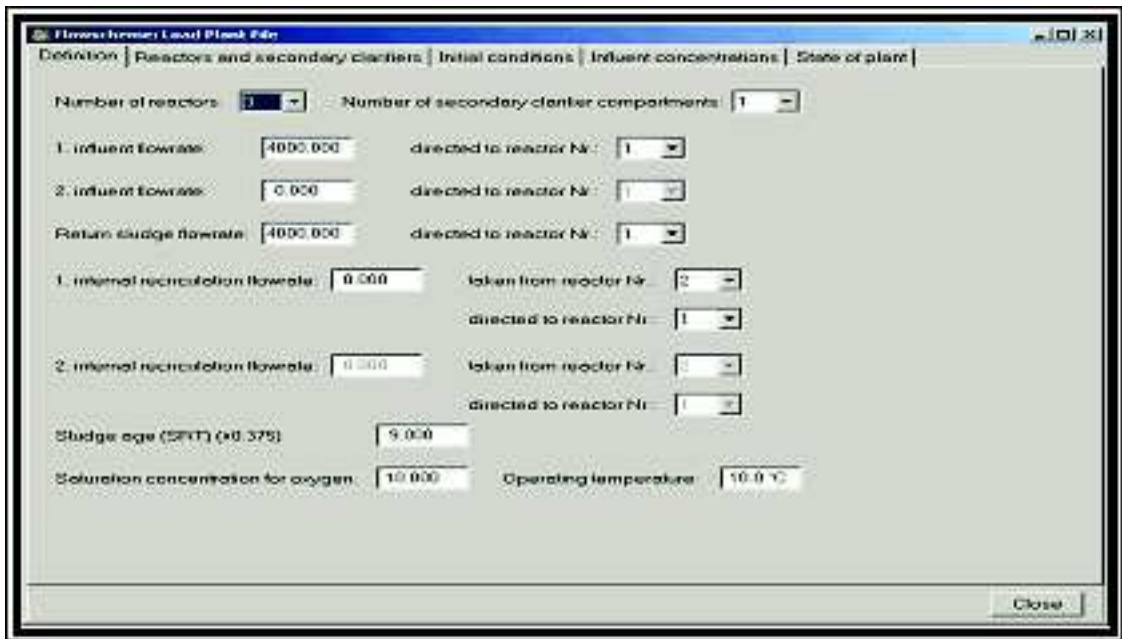


Figure VIII.4: Le schéma de définition du plan.

## II.2 Réacteur et clarificateur secondaires

Actuellement nous nous tournons vers différents volumes de réacteur et capacités d'aération :

- $O_2$ : La concentration en oxygène est toujours maintenue à un certain niveau,  $O_2$  à un constant niveau de 2 mg/l dans tous les réacteurs.
- $kla$ : La capacité d'aération constante.

The screenshot shows the 'Flowscheme: Load Plant File' window with the 'Reactors and secondary clarifiers' tab selected. A table displays the configuration for three reactors and one clarifier:

Reactors	Volume	O2 Setpoint	Kla Value
Reactor 1	500.000	2.000	0.000
Reactor 2	500.000	2.000	0.000
Reactor 3	500.000	2.000	0.000
Clarifier 1	2000.000		

Figure VIII.5: Le schéma de définition du plan de réacteur et de clarificateur

### II.3 concentration d'eau à traiter

Dans ce registre tu complètes les concentrations de la première eau à traiter (l'effluent à traité).

Le tableau VIII.1 illustre comment la concentration est divisée en fractions de DCO, avec les concentrations des premières eaux à traiter selon la figure VII.6.

Flowschema Load Plant File														
Definition   Reactors and secondary clarifiers   Initial conditions   Influent concentrations   State of plant														
Concentrations of 1. influent														
for dissolved species:														
Species	Oxygen	O2	Inert	COD	Substrate	COD	Ammonium	N	Denitrogen	N	Nitrate	N	Alkalinity	Mol
values	2.000		16.000		20.000		25.000		0.000		0.000		6.000	
for particulate species:														
Species	Inert	COD	Substrate	COD	Heterotro	COD	Storage p	COD	Nitrifier	COD	Total Mass	TSS		
values	56.000		154.000		25.200		0.000		0.000		210.000			
Concentrations of 2. influent														
for dissolved species:														
Species	Oxygen	O2	Inert	COD	Substrate	COD	Ammonium	N	Denitrogen	N	Nitrate	N	Alkalinity	Mol
values	2.000		40.000		230.000		20.000		0.000		0.000		6.000	
for particulate species:														
Species	Inert	COD	Substrate	COD	Heterotro	COD	Storage p	COD	Nitrifier	COD	Total Mass	TSS		
values	100.000		100.000		100.000		0.000		0.000		250.000			

Figure VIII.6 : Le schéma de définition de plan des concentrations des eaux à traiter.

Tableau VIII.1 : Valeurs standard pour les diverses fractions de la MORUE totale dans ASM3

Part De Fraction	Dissous		Particulaire						Total :
	6% inerte	Substrat 10%	20% inerte	Substrat 55%	Hétérotrophe 9%	Stockage p 0%	Nitrifiant 0%		
								100%	

### III options

Comme montré la figure VIII.7 nous observons que on peut choisir la durée de cycle de simulation qu'elle varie entre 1 - 24heures.

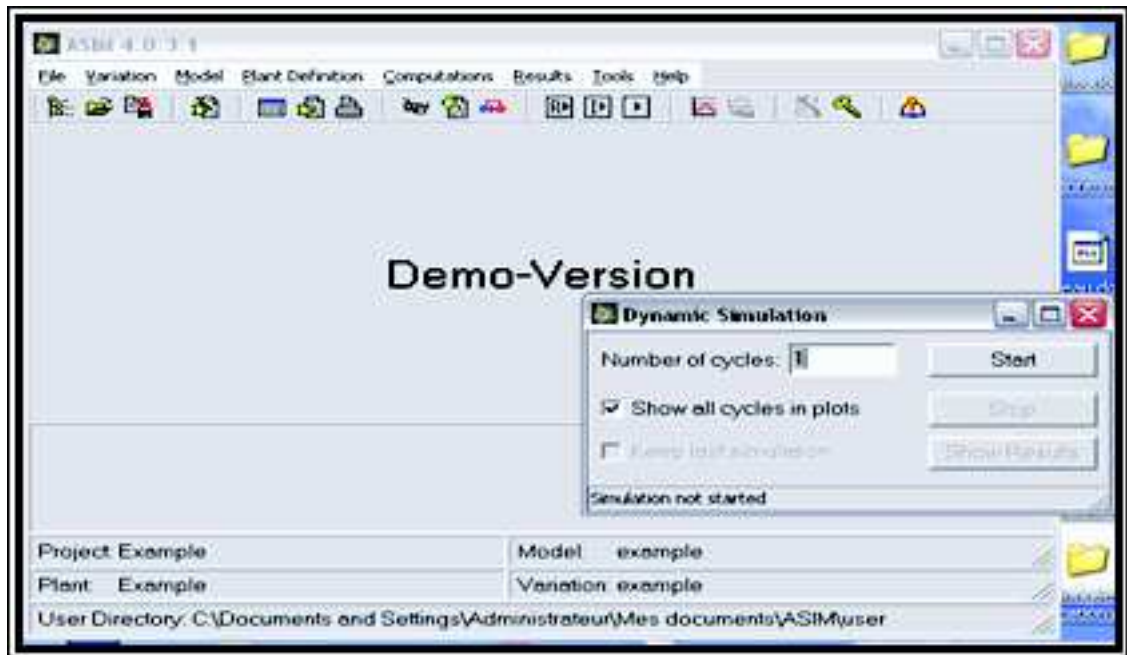


Figure VIII.7: Définition de variation de cycle

## IV valeurs ayant du poids sur les résultats du modèle

- Concentration en ammonium

Les concentrations de  $\text{NO}_3$  des eaux à traiter.

- Fractionnement de DCO

Pour la simplicité, nous supposons ici que le fractionnement de DCO dépend des variations identiques. Utiliser les valeurs du tableau VII.1 en n'importe quelle valeur de DCO, ce fractionnement s'applique même sur le modèle ASM1.

## V calculs :

Asim offre trois méthodes de calcul : relaxation, intégration et simulation dynamique.

### V.1 États d'équilibre

#### V.1.1 Relaxation

La relaxation est une routine très rapide qui apporte le système rapidement vers son régulier état. Cependant, possible ne jamais atteindre l'état d'équilibre par relaxation, seulement la rapprocher. L'état d'équilibre est plus tard accompli par l'intégration. La relaxation exige écrire trois fois de calcul. Ceci suit du différent taux dont l'espèce de l'oxygène, dissoute et particulaire exige pour atteindre leur individu états d'équilibre. Les valeurs proposées sont habituellement appropriées. Le régulier l'état est réalisé en résultant à partir de la relaxation à l'intégration.

#### V.1.2 Intégration

Un système accède son état d'équilibre par l'intégration. Après avoir certain une intégration la vérification des états d'équilibre de calcul substituera des conditions initiales avec valeurs fraîchement calculées. Tous les calculs suivants sont faits sur la base de ces nouvelles valeurs. Ceci peut mener aux résultats nuisibles, particulièrement dans des simulations dynamiques, apporter votre plan à son état d'équilibre et comparer les résultats (déviations de jusqu'à 2 % être dans les limites de l'exactitude d'Asim).

### **V.1.3 Calculs dynamiques**

Choisir "la simulation dynamique" à partir du menu "calculs". Dans apparaître le masque, écrivent le nombre de cycles de calcul à simuler. Sur option, illustrer tous les cycles calculés comme série de diagramme. Commencer votre simulation et jeter un coup d'œil aux résultats (tu peux accéder aux résultats après aussi bien, en cliquant l'article de menu "résultats").

## Partie 3 Résultats et Discussion

### Introduction

Cette partie sera réservée à la présentation et à l'interprétation des résultats de nos travaux.

Les mesures de qualité effectuée à une station d'épuration sont des éléments essentiels pour permettre la surveillance et l'évaluation des performances d'un processus.

Le moindre défaut sur un processus est néfaste dans un environnement où le rendement est primordial. Il est donc nécessaire de s'assurer en permanence du bon fonctionnement du processus vis-à-vis des objectifs de la station. L'information permettant de traduire le comportement d'un système est donnée par la mesure des variables de celui-ci.

- La première étape est un traitement des données pour voir la performance de la station ainsi que la qualité des eaux de rejet.
- La deuxième est un ensemble de relations explicites de type entrée/sortie entre les variables de ce système par le modèle ACP.
- La troisième est la simulation de la qualité des eaux épurées par le modèle réduit Asim, l'introduction des données d'entrées du modèle et les méthodes de détermination de chaque variable. Les données de sortie, que ce soit des données mesurées directement ou calculées à partir des données mesurées sont comparées aux résultats de simulation du modèle Asim.

## Chapitre IX : Traitement des données et contrôle de performance de traitement

### introduction

Un traitement des données est nécessaire pour contrôler les performances d'une station par rapport aux normes. Ce traitement a été fait sur les indicateurs de qualité pour les eaux usées et les eaux épurées à fin de ce traitement des conclusions seront effectuées sur la qualité de traitement de notre station d'épuration.

L'évaluation des caractéristiques de pollution se fait sur des échantillons qui ont été prélevés. Les analyses du laboratoire n'ont guère de valeur si l'échantillon n'est pas vraiment représentatif des conditions ou de la qualité existant réellement dans la pratique. En matière d'eaux usées, les difficultés sont accrues car le débit et la composition instantanée varient dans de grandes proportions. Pour cela, il est important de réaliser des échantillons moyens sur 24 h, asservis au débit pour déterminer le flux journalier de pollution.

### I. Analyse des données

---



D'après la base de données menée pendant la période de fonctionnement de la station, on s'intéresse aux analyses des eaux brutes et épurées, avec le contrôle de la qualité des eaux en aval de station. Le protocole expérimental de la mesure des paramètres au niveau de la station de Baraki décrivez dans l'annexe D.

Les performances épuratoires des procédés ont été évaluées par les mesures de la demande chimique en oxygène (DCO) (totale), de la demande biochimique (DBO<sub>5</sub>) (totale), des matières en suspension (MES), des nitrates (NO<sub>3</sub>-N), de l'azote Global (NGL), de la température, du pH et de Conductivité électrique (CE).

Les traitements des données seront effectués en deux campagne, mais chaque campagne de mesure sera traité a par pour étudier l'évolution de traitement de WABEG durant ces deux années qui est la durées de son contrat.

### **I.1 Présentation des données**

La présentation des données concerne les analyses des paramètres principaux des eaux usées et les eaux épurées, la moyenne mensuelle de 17 mois pendant deux campagnes de mesure, 2009 et 2010 seront représentées dans, le tableau IX.1 qui présente les valeurs mensuelles moyennes des indicateurs de qualité pour l'année 2009 et le tableau IX.2 présente les valeurs mensuelles moyennes des indicateurs de qualité pour l'année 2010.

## MODELISATION DES STATIONS D'EPURATION A BOUES ACTIVEES

paramètres / date:	avril-	mai-	juin-	juillet-	août	septembre-	octobre-	novembre-	décembre-
Q j, entrée (m <sup>3</sup> /j)	60587,67	<u>60054,19</u>	73039,67	70293,55	68012,76	65991,33	67070,97	<u>73488,33</u>	71981,61
T entrées (°C)	<u>17,19</u>	18,71	21,38	23,61	<u>23,72</u>	23,24	22,71	22,69	22,71
T sorties (°C)	<u>17,49</u>	19,09	20,95	<u>23,38</u>	23,23	23,22	22,69	22,67	22,69
pH entrée	7,71	<u>7,74</u>	7,67	7,65	7,61	7,73	7,55	<u>7,53</u>	7,55
pH sortie	7,49	7,55	7,47	7,55	<u>7,38</u>	<u>7,61</u>	7,43	7,42	7,43
CE entrée (µS/cm)	<u>2032,60</u>	<u>1626,87</u>	1723,33	1747,32	1766,45	1717,17	1763,10	1765,57	1763,10
CE sortie (µS/cm)	<u>1829,77</u>	<u>1488,32</u>	1647,97	1652,71	1602,23	1578,83	1584,52	1588,03	1584,52
MES concentrations entrées (mg/l)	<u>696,83</u>	625,65	-	625,13	597,87	<u>557,83</u>	614,19	594,70	609,63
MES concentrations sorties (mg/l)	20,50	<u>20,68</u>	-	16,35	<u>13,19</u>	16,73	15,42	15,97	15,23
Taux de réduction de MES (%)	<u>0,97</u>	<u>0,97</u>	-	<u>0,97</u>	<u>0,98</u>	<u>0,97</u>	<u>0,97</u>	<u>0,97</u>	<u>0,97</u>
DCO concentration entrée (mg/l)	<u>718,67</u>	808,39	807,63	885,48	<u>926,10</u>	786,97	764,35	732,17	858,77
DCO concentration sortie (mg/l)	62,13	<u>60,13</u>	70,27	65,39	66,14	<u>71,53</u>	67,61	69,77	65,58
Taux de réduction du DCO (%)	0,91	0,92	0,91	0,92	<u>0,93</u>	0,91	0,91	<u>0,90</u>	0,92
DBO5 concentration entrée (mg/l)	<u>396,33</u>	464,55	476,00	456,45	<u>501,68</u>	446,00	460,32	436,33	456,45
DBO5 concentration sortie (mg/l)	40,33	39,81	<u>40,37</u>	38,94	37,03	35,90	32,90	<u>32,83</u>	33,42
Taux de réduction du DBO5 (%)	<u>0,89</u>	0,91	0,91	0,91	0,92	0,92	<u>0,93</u>	0,92	0,92
Rapport: DCO / DBO5	1,90	<u>1,51</u>	1,71	<u>1,96</u>	1,83	1,79	1,71	1,74	1,94

**Tableau IX.1 : Valeurs mensuelles moyennes des indicateurs de qualité pour l'année 2009**

paramètres	date:	janvier-10	février-10	mars-10	avril-10	mai-10	juin-10	juillet-10	août-10
Q j, entrée (m <sup>3</sup> /j)		66790,40	69395,00	69395,00	56698,73	51954,94	66203,67	57526,77	64891,61
T entrées (°C)		19,91	19,12	19,12	19,72	20,34	22,22	23,31	23,80
T sorties (°C)		20,24	19,33	19,33	20,09	20,70	22,48	23,66	23,89
pH entrée		7,67	7,83	7,83	7,92	8,06	8,08	8,02	7,97
pH sortie		7,47	7,49	7,49	7,47	7,65	7,67	7,69	7,48
CE entrée (µS/cm)		1649,57	1705,36	1705,36	1694,57	1787,00	1749,93	1754,97	1748,21
CE sortie (µS/cm)		1403,61	1470,46	1470,46	1456,97	1447,03	1488,47	1439,77	1466,41
MES concentrations entrées (mg/l)		599,52	610,32	610,32	576,47	600,06	563,90	590,45	608,23
MES concentrations sorties (mg/l)		19,61	16,89	16,89	21,20	23,61	24,00	23,48	24,65
Taux de réduction de MES (%)		0,97	0,97	0,97	0,96	0,96	0,96	0,96	0,96
DCO concentration entrée (mg/l)		682,22	704,18	704,18	648,07	699,71	723,20	671,00	657,68
DCO concentration sortie (mg/l)		63,39	58,82	58,82	68,00	85,20	106,47	93,67	98,19
Taux de réduction du DCO (%)		0,91	0,91	0,91	0,89	0,87	0,85	0,85	0,84
DBO5 concentration entrée (mg/l)		356,96	368,93	368,93	360,67	350,97	364,00	330,97	308,39
DBO5 concentration sortie (mg/l)		31,30	30,36	30,36	29,60	35,77	40,23	36,06	39,74
Taux de réduction du DBO5 (%)		0,91	0,92	0,92	0,92	-	0,89	0,89	0,87
Rapport: DCO / DBO5		1,92	1,92	1,92	1,80	-	2,00	2,03	2,12

**Tableau IX.2 : Valeurs mensuelles moyennes des indicateurs de qualité pour l'année 2010**

## I.2 Analyse des paramètres étudiés

### a. Analyse des valeurs annuelles

Une analyse statistique des valeurs mensuelles des paramètres mesurés pour la période d'étude: moy, max, min, écartype et variance représenté au niveau des tableaux IX.3 et IX.4.

Pour les analyses annuelles des paramètres, on conclut que pour les deux années de mesure :

La valeur moyenne de Q<sub>j</sub> est nettement inférieure à la variance, les valeurs moyenne de CE de MES de DCO et DBO<sub>5</sub> sont inférieures aux valeurs de variance correspondantes, par contre les valeurs moyennes de T et de pH ont des valeurs supérieures à la valeur de la variance.

**b. Analyse des valeurs mensuelles**

Nous avons diminué l'échelle d'analyses pour travailler à l'échelle mensuelle, les résultats d'analyse sont représentés dans l'annexe E, le résumé sera mentionné dans le tableau IX.5.

	Moy		Max		Min		Ecartype		Variance	
	Eau Usée	Eau épurée	Eau Usée	Eau épurée	Eau Usée	Eau épurée	Eau Usée	Eau épurée	Eau Usée	Eau épurée
<b>Q j (m³/j)</b>	67827,80		149167,00		6150,00		18501,28		342297402,56	
<b>T (°C)</b>	21,78	21,72	25,30	24,90	15,40	16,00	2,33	2,18	5,43	4,75
<b>pH</b>	7,64	7,48	8,30	7,85	5,78	5,64	0,37	0,29	0,13	0,08
<b>CE (µS/cm)</b>	1766,66	1616,80	2380,00	2070,00	1488,00	1216,00	158,53	142,09	25133,18	20190,96
<b>MES (mg/l)</b>	615,21	16,75	1100,00	50,00	262,00	7,00	132,41	6,23	17531,70	38,76
<b>DCO (mg/l)</b>	810,54	66,48	1785,00	102,00	425,00	30,00	234,13	12,03	54817,07	144,65
<b>DBO<sub>5</sub> (mg/l)</b>	455,14	36,83	840,00	70,00	220,00	17,00	119,72	8,71	14332,19	75,92

**Tableau IX.3: Analyses des indicateurs de qualité pour l'année 2009**

	Moy		Max		Min		Ecartype		Variance	
	Eau Usée	Eau épurée	Eau Usée	Eau épurée	Eau Usée	Eau épurée	Eau Usée	Eau épurée	Eau Usée	Eau épurée
<b>Q j (m³/j)</b>	62600,53		104580,00		9480,00		15442,96		238484927,73	
<b>T (°C)</b>	21,01	21,29	24,70	25,60	17,70	18,00	1,95	1,93	3,81	3,74
<b>pH</b>	7,92	7,55	8,67	8,21	7,45	7,12	0,24	0,20	0,06	0,04
<b>CE (µS/cm)</b>	1727,28	1456,56	1948,00	1647,00	1540,00	1246,00	81,73	70,79	6679,55	5010,93
<b>MES (mg/l)</b>	594,56	21,45	1020,00	74,00	295,00	7,00	130,58	6,53	17051,18	42,66
<b>DCO (mg/l)</b>	685,96	79,96	1183,00	172,00	380,00	43,00	158,32	22,83	25065,91	521,42
<b>DBO<sub>5</sub> (mg/l)</b>	350,43	34,37	540,00	50,00	220,00	15,00	63,49	7,03	4031,12	49,37

**Tableau IX.4: Analyses des indicateurs de qualité pour l'année 2010**

**Tableau IX.5 : Analyse des indicateurs de qualité pour les valeurs mensuelles**

Paramètre	Comparaison aux normes		La classe de pollution	
	Oui	Non	Classe 3	Classe HC
T (°C)	17/17	0/17	-	
pH	17/17	0/17	-	
CE (us/cm)	0/17	17/17	-	
MES (mg/l)	9/17	8/17	-	
DCO (mg/l)	14/17	03/17	13/17	04/17
DBO <sub>5</sub> (mg/l)	01/17	16/17	0/17	17/17

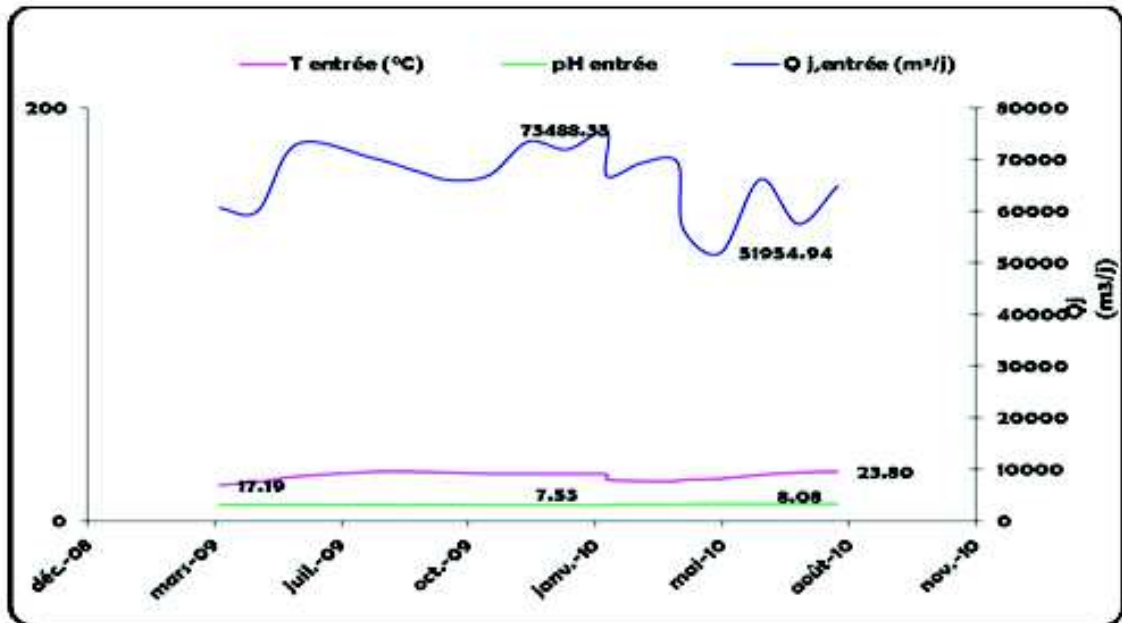
**c. La comparaison par rapport à la norme de l'OMS et la classe de pollution:**

- Pour les températures et pH mesurés sont 100% conformes aux normes, par contre les 100% des mesures moyennes de CE ne sont pas conformes aux normes.
- Nous avons 52.94% de MES qui sont conformes à la norme, 47.02% qui ne conviennent pas à la norme.
- 82.35% de la DCO qui conviennent à la norme, 17.64% ne convient pas à la norme, pour la classe de la pollution 76.47% des eaux qui sont de la classe 3 (Mauvaise. Pollution importante) et 23.52% sont de la classe HC (Hors Classe. Pollution très importante).
- Pour la DBO<sub>5</sub> il y'a 5.88% qui conviennent à la norme, 94.11% ne conviennent pas à la norme, pour la classe des eaux nous avons les 100% des eaux sont de classe HC.

### I.2.1 Evolution des indicateurs de pollution en fonction de débit

D'après les tableaux précédents nous avons établi des histogrammes pour tous les paramètres mesurables:

L'histogramme présent dans la figure ci-dessous explique la variation de température, de pH et la relation avec le débit.



**Figure IX.1** : Variation de T, de pH et de débit des eaux usées de la station de Baraki durant la période d'étude

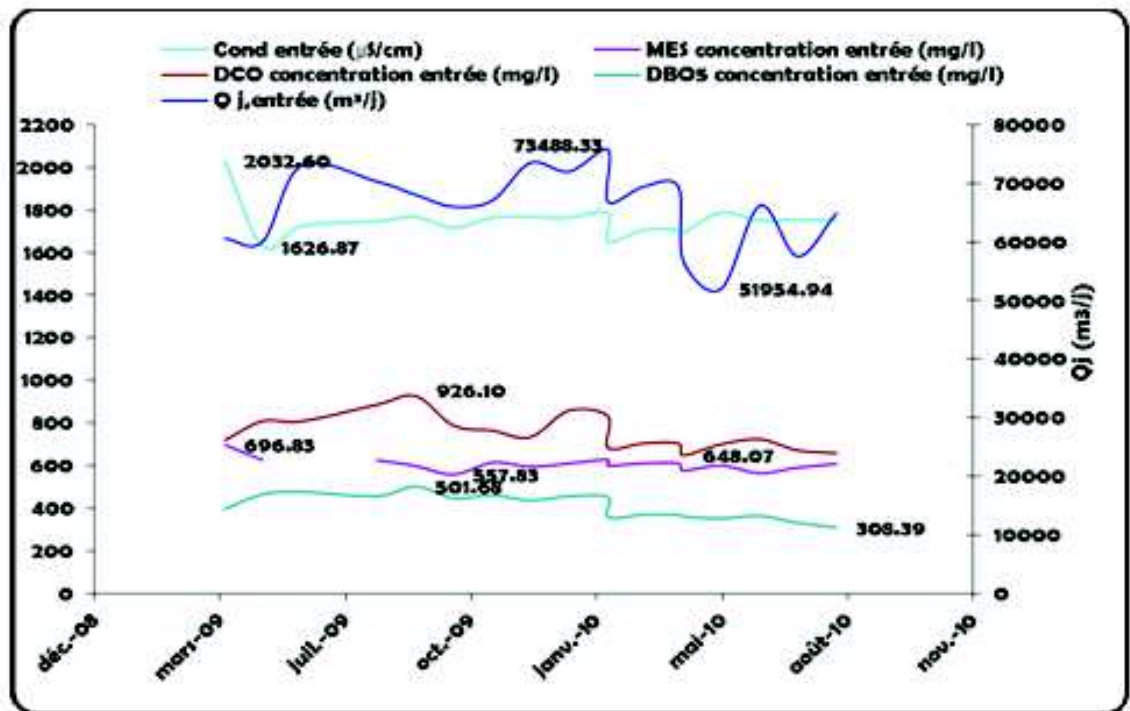
La figure IX.1 présente 3 histogrammes :

Un qui explique la variation de débit en fonction du temps, ce débit varie entre un maximum de  $73\,488,33\text{m}^3/\text{j}$  au mois de novembre, un minimum de  $51\,954,94\text{m}^3/\text{j}$  au mois de mai, cette variation du débit peut être saisonnière.

Le deuxième histogramme explique la variation de T en fonction de la période d'étude, nous avons remarqué que la T varie entre  $23,8^\circ\text{C}$  au mois d'aout et  $17,19^\circ\text{C}$  au mois d'avril.

Le dernier histogramme variation de pH en fonction du temps qu'il est compris entre un maximum de 8.8 au mois de juin et un minimum de 7.53 au mois de novembre.

On conclut que l'allure de T et de pH suit en général l'allure de débit.



*Figure IX.2: Variation des indicateurs de qualité des eaux usées et de débit de station de Baraki durant toute la période d'étude*

La figure IX.2 explique la variation des indicateurs de pollution en fonction du temps et la relation avec le débit, nous avons expliqué la variation de débit dans la première figure, un histogramme indique la variation de CE qu'elle est comprise entre 2032.60us/cm au mois d'avril et 1626.87us/cm au mois de mai, le second histogramme c'est pour la DCO avec un max de 926.10mg/l et un min de 648.07mg/l au mois d'avril, un histogramme de variation des MES en fonction du temps est compris entre 696.83mg/l au mois d'avril et 557.83mg/l au mois de septembre, le dernier histogramme explique la DBO<sub>5</sub> et leur variation en fonction du temps, les deux valeurs extrêmes sont 501.68mg/l et 308.39mg/l au mois de aout.

Il y a une relation à grande échelle du temps entre les indicateurs de pollution et le débit, on l'observe bien sur la figure IX.2 que les fluctuations de tous les paramètres suivent les fluctuations de débit ce qui explique la relation de taux de pollution avec le volume de débit.

### 1.2.2 évolution de l'azote et de phosphore en fonction de débit

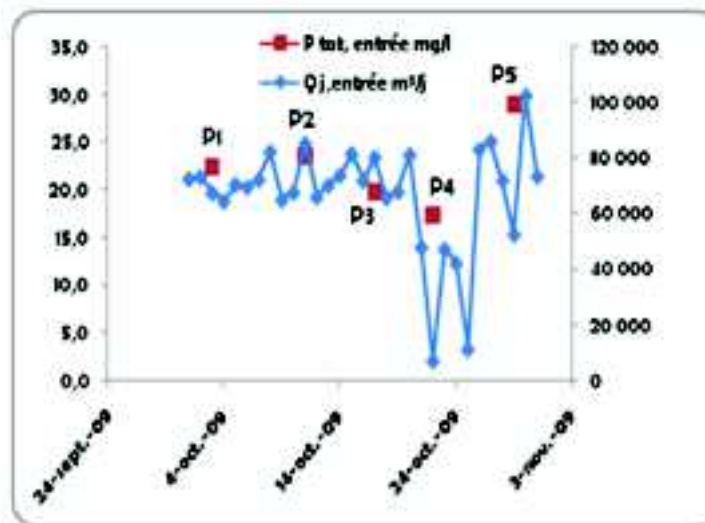


Figure IX.3: Représentation graphique de Ptot à l'entrée de la station

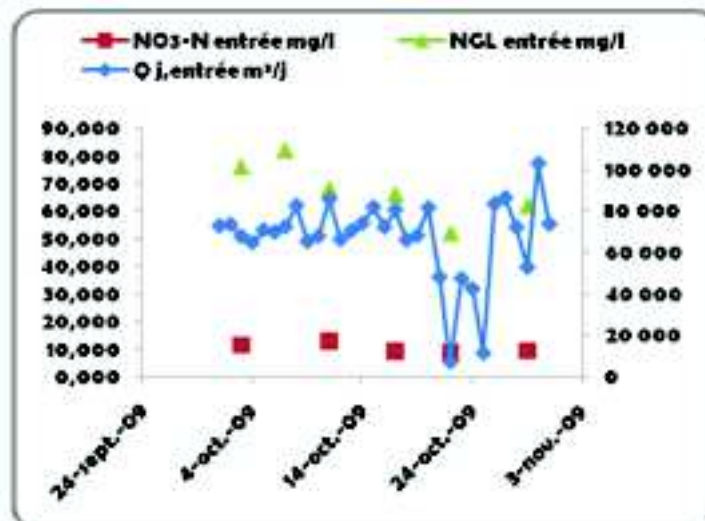


Figure IX.4: Représentation graphique des NO<sub>3</sub>-N et NGL à l'entrée de la station.

Les points de mesures de NO<sub>3</sub>, de NGL et de Ptot, ne sont pas des mesures régulières sur un pas de temps journalier, on a quand même essayé d'établir les graphes pour présenter la variation de ces paramètres avec la variation de débit et on fonction de la période qu'on dispose.

D'après les histogrammes présents dans les figures IX.3 et IX.4 les fluctuations de NGL et de NO<sub>3</sub>-N suivent généralement la variation de débit. Pour le Ptotal on peut remarquer sur les points qu'on a que la variation du débit (augmentation ou diminution) induite automatiquement la variation de Ptotal.

## II. Contrôle de performances de fonctionnement de la station durant la période d'étude

### II.1 Contrôle des paramètres des eaux usées et des eaux épurées en 2009

### II.1.1 Contrôle des paramètres physico-chimiques

Nous avons établi des histogrammes des eaux usées et épurées au même temps pour comparer la variation de pollution avant et après traitement pour l'année 2009:

#### II.1.1.1 Analyse du débit journalier à l'entrée

Les débits des eaux usées brutes de la station de Baraki durant avril 2009-décembre 2009, ces données nous permet d'établir le graphe représentant dans la figure IX.5.

L'histogramme présent dans la figure ne montre pas une grande variation de débit entrant à la station durant cette période, cette variation comme elle peut être saisonnière elle peut être aussi dû à la différenciation de consommation domestiqué.

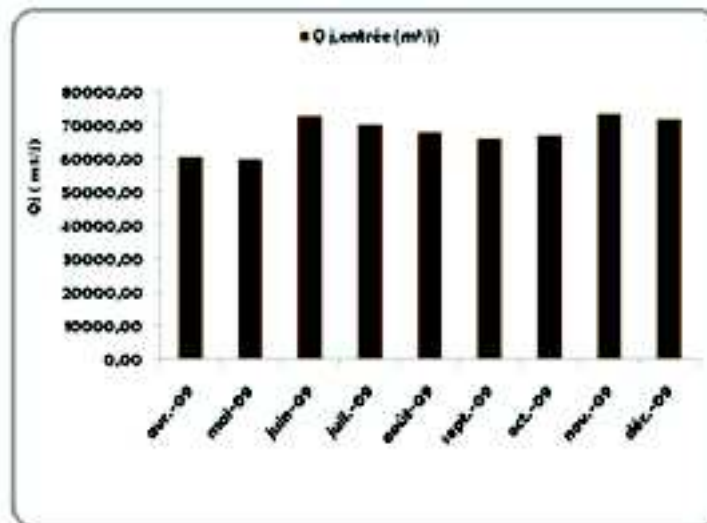


Figure IX.5: Représentation graphique des débits à l'entrée de la station.

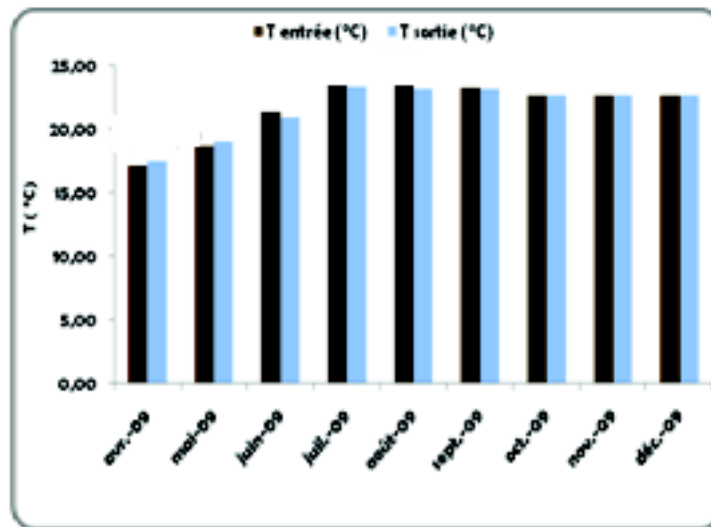
#### II.1.1.2 contrôle des indicateurs physiques

Les analyses des indicateurs physiques de T, de pH, et de CE dans les eaux usées et épurées de la station seront présentées dans ce qui suit:

##### 1. Analyses de T

L'analyse de température est déduire que, la température des eaux épurées est comprise entre 17,19°C et 23,72°C comme valeur extrême minimale et maximale et 21,71°C comme valeur moyenne.





**Figure IX.6 :** Représentation graphique de la variation des températures à l'entrée et à la sortie de la station

La figure IX.6 des variations mensuelles des températures des eaux usées et des eaux épurées enregistrées au cours de la période d'étude. La comparaison des valeurs de température des eaux usées et des eaux épurées avec les normes sont mentionnées au niveau des tableaux IX.6.a et IX.6.b sont inférieures à 30°C considérée comme valeur limite de rejet.

	<b>T mesurée</b>	<b>T selon la bibliographie</b>	<b>Références</b>
<b>Eau usée</b>	21,78	< 30	-

*Unité : °C*

**Tableau IX.6.a:** Comparaison de T moy mesurée à Baraki avec la T moy donnée en bibliographie pour l'eau usée

	<b>T mesurée</b>	<b>T selon la bibliographie</b>	<b>Références</b>
<b>Eau épurée</b>	21,72	< 30	Tableau I.6

*Unité : °C*

**Tableau IX.6.b:** Comparaison de T moy mesurée à Baraki avec la T moy donnée en bibliographie pour l'eau épurée

## 2. Analyses de pH

Les échantillons des eaux usées et des eaux épurées analysés ont un pH relativement neutre.

Le pH indique l'alcalinité des eaux usées, son rôle est capital pour la croissance des microorganismes qui ont généralement un pH optimum variant de 6.5 à 7.5. Lorsque le pH

est inférieur à 5 ou supérieur à 8.5, la croissance des microorganismes est directement affectée. En outre, le pH est un élément important pour l'interprétation de la corrosion dans les canalisations des installations de l'épuration. Les valeurs de pH mesurées varient peu et reste autour de 7.64 et 7.48 pour les eaux usées et les eaux épurées au niveau des tableaux IX.7.a et IX.7.b.

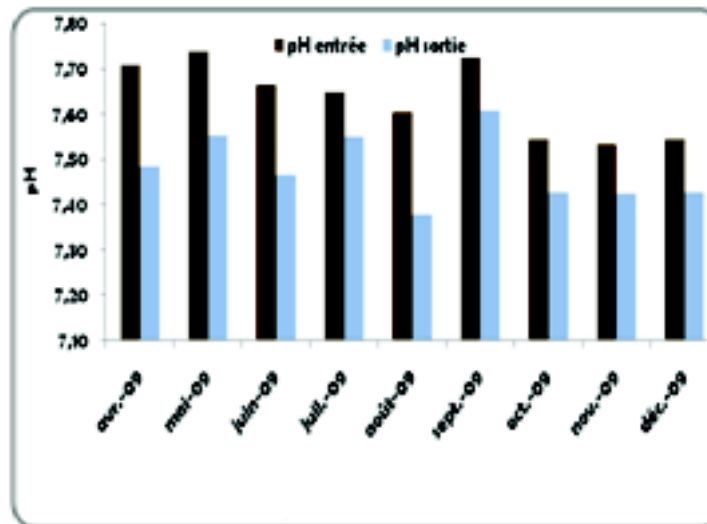


Figure IX.7 : Représentation graphique de la variation de pH à l'entrée et à la sortie de la station.

	pH mesuré	pH selon la bibliographie	Référence
Eau usée	7,64	7.5 à 8.5	Tableau I.5
		7 à 8	Tableau I.3

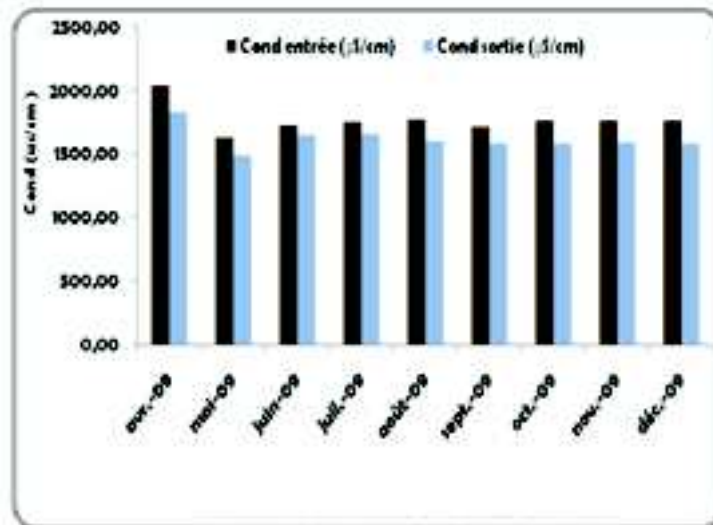
Tableau IX.7.a: Comparaison de pH moy mesuré à Baraki avec le pH moy donné en bibliographie pour l'eau usée

	pH mesuré	pH selon la bibliographie	Références
Eau épurée	7,48	6.5 à 8.5	Tableau I.6

Tableau IX.7.b: Comparaison de pH moy mesuré à Baraki avec le pH moy donné en bibliographie pour l'eau épurée

### 3. Analyses de CE

Pour la conductivité électrique, les valeurs moyennes enregistrées se situent entre 1617,43  $\mu\text{s}/\text{cmet}$  2032.60 $\mu\text{s}/\text{cm}$  avec comme valeur moyenne de 1616.80  $\mu\text{s}/\text{cm}$  pour les eaux usées épurées.



**Figure IX.8 :** Représentation graphique de la variation de la conductivité à l'entrée et à la sortie de la station.

La conductivité électrique est probablement l'un des paramètres mesurables simples et le plus important pour le contrôle de qualité des eaux usées. Ce paramètre traduit le degré de minéralisation globale, il nous renseigne sur le taux de salinité, c'est une expérience numérique de la capacité de l'eau à conduire un courant électrique. Les résultats obtenus mettent en évidence une variation plus ou moins importante de la minéralisation exprimée en conductivité moyenne figure IX.8. Ces résultats pourraient être expliqués d'une part, par le rejet des eaux usées résiduelles riches en fertilisants artificiels d'une industrie d'engrais. Les tableaux IX.8.a et IX.8.b expliquent la comparaison de CE mesurée avec les normes données en bibliographie, les valeurs de CE dans les eaux épurées sont supérieures à la norme.

	CE mesurée	CE selon la bibliographie	Références
Eau usée	1766,66	-	-

Unité : us/cm

**Tableau IX.8.a:** Comparaison de CE moy mesurée à Baraki avec la CE moy donnée en bibliographie pour l'eau usée

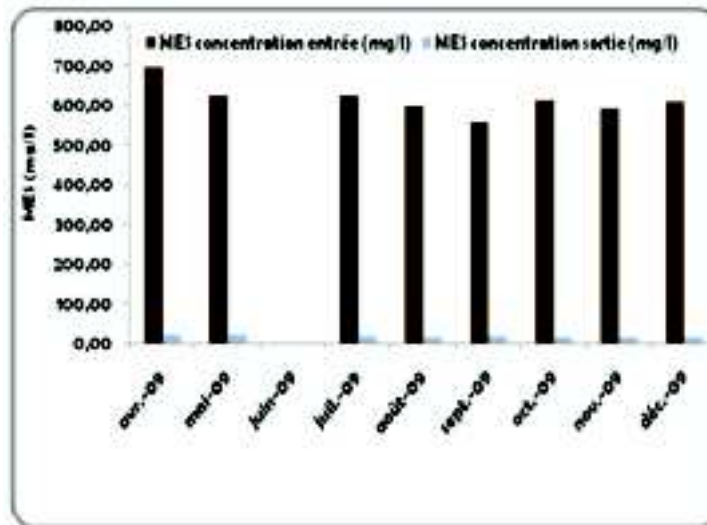
	CE mesurée	CE selon la bibliographie	Références
Eau épurée	1616,80	1250	Anonyme

Unité : us/cm

**Tableau IX.8.b:** Comparaison de CE moy mesurée à Baraki avec la CE moy donnée en bibliographie pour l'eau épurée

### II.1.1.3 contrôle des indicateurs chimiques

#### 1. Analyses de MES



**Figure IX.9:** Représentation graphique de la variation de MES à l'entrée et à la sortie de la station.

Les concentrations en MES des eaux usées épurées analysées varient entre 13.19 mg/l et 20.68 mg/l avec une moyenne de 16.75 mg/l tableau IX.9.b.

On comparant les moyennes des eaux usées et des eaux usées épurées en MES, on trouve qui sont :

-Pour les eaux usées la valeur est supérieur à la norme donc cette valeur ne conforme pas à la norme, pour les eaux usées épurées est inférieur à la norme c'est-à-dire elle est conforme.

D'une manière générale, la MES intervient dans la composition de l'eau par son effet d'échange d'ions ou d'absorption aussi bien sur les éléments chimiques a l'état de trace sur les microorganismes. Les variations mensuelles de ces deux paramètres sont indiquées dans la figure IX.9. D'après les résultats, on note que les concentrations dépasse les normes dans les eaux usées, tandis que après épuration les concentrations dans les eaux usées épurées sont situées dans l'intervalle, malgré que les eaux à l'entrées de la station elles sont chargées mais le traitement a été efficace pour diminuer les concentrations en MES à la sortie.

	MES mesurée	MES selon la bibliographie	Références
Eau usée	615,21	150 à 500	Tableau I.5
		100 à 400	Tableaux I.3 et I.4

Unité : mg/l

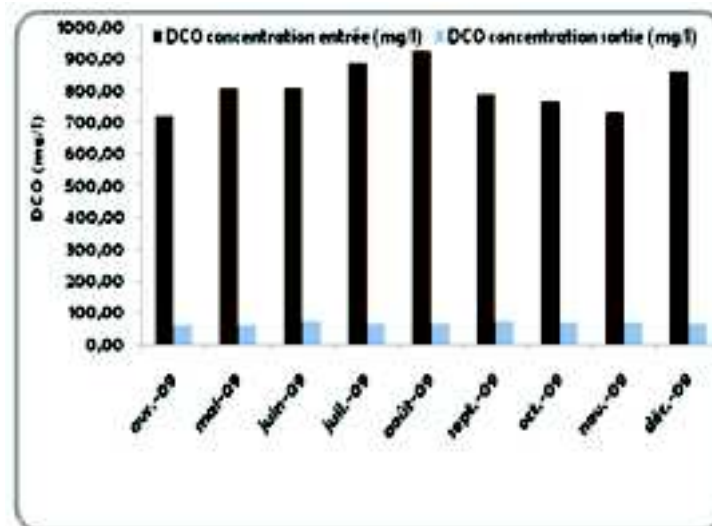
**Tableau IX.9.a:** Comparaison de MES moy mesurée à Baraki avec la MES moy donnée en bibliographie pour l'eau usée

	MES mesurée	MES selon la bibliographie	Références
Eau épurée	16,75	<20	Tableau I.6
		≤30	VI*
		35	Tableaux I.4 et II.2

Unité : mg/l

**Tableau IX.9.b:** Comparaison de MES moy mesurée à Baraki avec la MES moy donnée en bibliographie pour l'eau épurée

## 2. Analyses de DCO



**Figure IX.10:** Représentation graphique de la variation de DCO à l'entrée et à la sortie de la station.

Les valeurs de DCO présentent une variation non négligeable au cours de la période d'étude entre les eaux usées et les eaux usées épurées. Les valeurs des eaux usées épurées varient entre 60.13 mg/l et 71.53 mg/l avec une moyenne de 66.48 mg/l.

Les valeurs de DCO moyenne des eaux épurées sont comprises entre les limites des normes.

La figure IX.10 indique qu'il y a une variation de DCO durant la période d'étude, et une grande variation entre les eaux usées et épurées de la station, dont:

La variation saisonnière de DCO elle est en fonction de débit comme on a vu précédemment.

La variation de DCO entre les eaux usées et les eaux usées épurées est nettement constatée, les deux valeurs moyennes de DCO à l'entrée et à la sortie de la station sont inclus dans l'intervalle des normes d'après les tableaux IX.10.a et IX.10.b.

Tableau IX.10.a: Comparaison de DCO moy mesurée à Baraki avec la DCO moy donnée en bibliographie pour l'eau usée

	DCO mesurée	DCO selon la bibliographie	Références
Eau usée	810,54	300 à 1000	Tableaux I.3 et I.4

Unité : mg/l

Tableau IX.10.b: Comparaison de DCO moy mesurée à Baraki avec la DCO moy donnée en bibliographie pour l'eau épurée

	DCO mesurée	DCO selon la bibliographie	Références
Eau épurée	66,48	90 ≤100 125	Tableau II.3 VI* Tableaux II.2 et I.4

Unité : mg/l

### 3. Analyses de DBO<sub>5</sub>

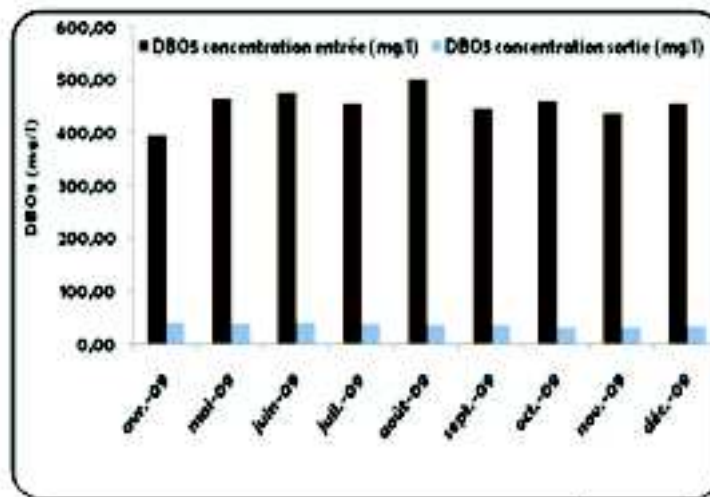


Figure IX.11: Représentation graphique de la variation de DBO<sub>5</sub> à l'entrée et à la sortie de la station.

Les valeurs de pollution organique exprimées en DBO<sub>5</sub> présentent des variations non négligeables entre les eaux usées et les eaux usées épurées figure IX.11 .les valeurs de DBO<sub>5</sub> des eaux usées épurées enregistrées varient entre 32.83mg/l (valeur minimale) et 40.37mg/l (valeur maximale) avec une valeur moyenne de 36.83 mg/l (tableau IX.11.b).

Les valeurs moyennes de DCO des eaux usées épurées sont comprises entre les limites des normes.

La figure IX.11 indique qu'il y a une variation de DCO durant la période d'étude, et une grande variation entre les eaux usées et les eaux usées épurées de la station, dont:

- La variation saisonnière de DBO<sub>5</sub> elle est en fonction de débit comme on a vue précédemment.

- La variation de DBO<sub>5</sub> entre les eaux usées et épurées est nettement constatée, les deux valeurs moyennes de DBO<sub>5</sub> à l'entrée et à la sortie de la station sont situées dans l'intervalle des normes.

**Tableau IX.11.a: Comparaison de DBO<sub>5</sub> moy mesurée à Baraki avec la DBO<sub>5</sub> moy donnée en bibliographie pour l'eau usée**

	DBO <sub>5</sub> mesurée	DBO <sub>5</sub> selon la bibliographie	Références
Eau usée	455,14	150 à 500	Tableaux I.3 et I.4

Unité : mg/l

**Tableau IX.11.b: Comparaison de DBO<sub>5</sub> moy mesurée à Baraki avec la DBO<sub>5</sub> moy donnée en bibliographie pour l'eau épurée**

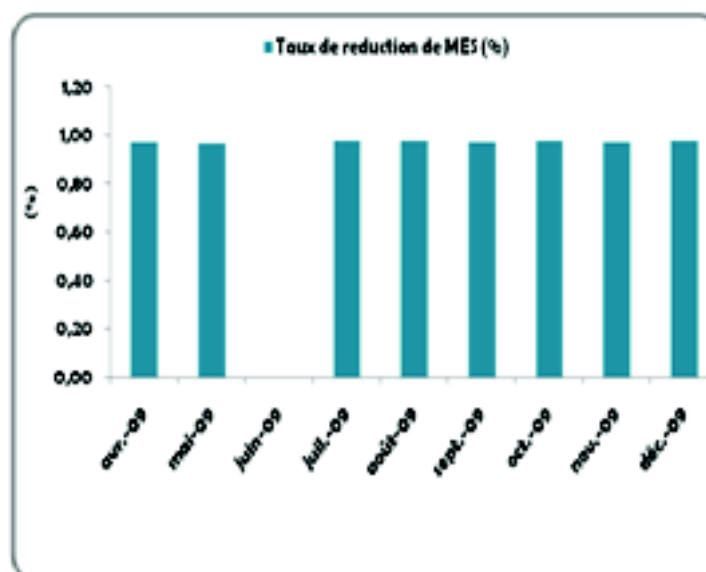
	DBO <sub>5</sub> mesurée	DBO <sub>5</sub> selon la bibliographie	Références
Eau épurée	36,83	≤40 25	VI* Tableaux II.2 et II.3

Unité : mg/l

## II.1.2 contrôle de taux de réduction des MES, de DCO et de DBO<sub>5</sub>

### 1. Taux de réduction de MES

La figure IX.12 indique un taux de réduction moyenne de 97% de MES qui est supérieur aux normes indiquées dans le tableau IX.12, ce taux explique que les traitements sont efficaces pour faire augmenter ce taux de réduction de 7% par rapport aux normes indiquées en bibliographie. 90% de concentration de MES est éliminée en traitement primaire. Dans notre cas 92.78% de réduction de concentration en MES est éliminée comme on a déjà indiqué en traitement primaire.

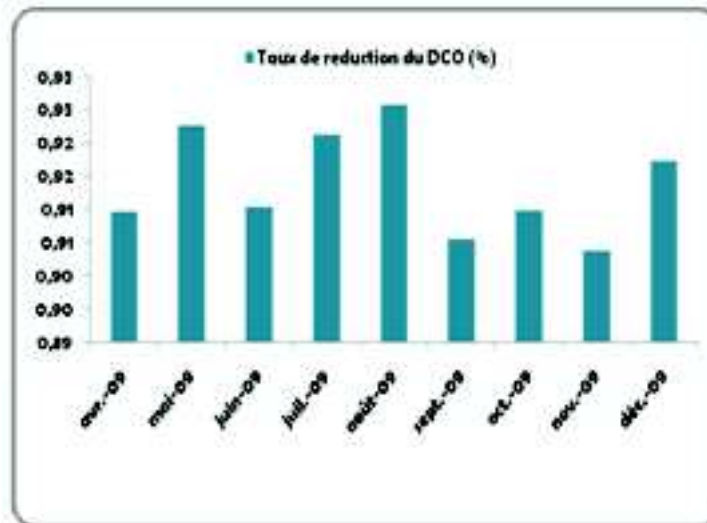


**Figure IX.12:** Représentation graphique de taux de réduction de MES

Unité : %

## 2. Taux de réduction de DCO

La figure IX.13 présente le taux de réduction de DCO, le tableau IX.13 indique une moyenne de 88%, cette valeur est supérieure à la norme qu'elle est de 75%, 13% de taux qui supérieur à la norme c'est dû à l'efficacité de traitement, 35% de concentration de DCO élimée en traitement primaire, c'est-à-dire 39.72% de concentration en DCO qui été éliminée à ce niveau de traitement.



**Figure IX.13 :** Représentation graphique de taux de réduction de DCO

Unité : %

## 3. Taux de réduction de DBO<sub>5</sub>

la figure IX.14 présente le taux de réduction de DBO<sub>5</sub>, d'après le tableau IX.14 la moyenne de taux de réduction est de 90%, cette valeur est largement supérieure à la norme qu'elle est de 80%, différence de 10% c'est à dire il y a un bon traitement, la grande partie de concentration en DBO<sub>5</sub> est éliminée en traitement secondaire.





Figure IX.14: Représentation graphique de taux de réduction de DBO<sub>5</sub>.

Unité : %

## II.2 Contrôle des indicateurs des eaux usées et des eaux épurées en 2010

### II.2.1 Contrôle des indicateurs physico-chimiques

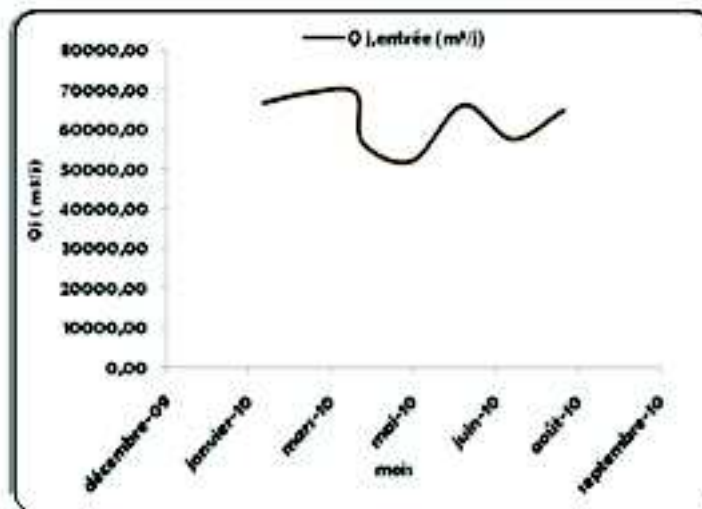


Figure IX.15: Représentation graphique de la variation des débits à l'entrée de la station.

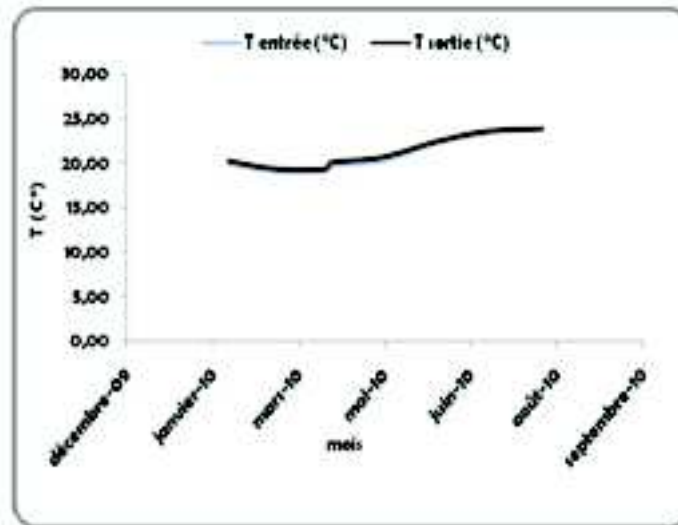
Nous avons établi des histogrammes des eaux usées et des eaux usées épurées avant et après traitement durant l'année 2010:

#### II.2.1.1 Analyse du débit

La représentation de débit au niveau de la figure IX.15 ne montre pas une grande variation de débit entrant à la station durant cette période, cette variation comme elle peut être

#### II.2.1.2 Contrôle des indicateurs physiques

## 1. Analyses de température



**Figure IX.16:** Représentation graphique de la variation des températures à l'entrée et à la sortie de la station.

La température des eaux usées épurées est comprise entre 19,33°C et 23,89°C comme valeurs extrêmes, minimal et maximal et 21,29°C comme valeur moyenne pour les eaux usées épurées.

La figure IX.16 montre les variations saisonnières des températures des eaux usées et des eaux usées épurées enregistrées au cours de la période d'étude. Les valeurs de température des eaux usées et des eaux usées épurées enregistrées (tableaux IX.15.a et IX.15.b) sont inférieures à 30°C considérée comme valeur limite de rejet. Pour les eaux épurées la valeur de température est inférieure à la norme c'est-à-dire elle est conforme.

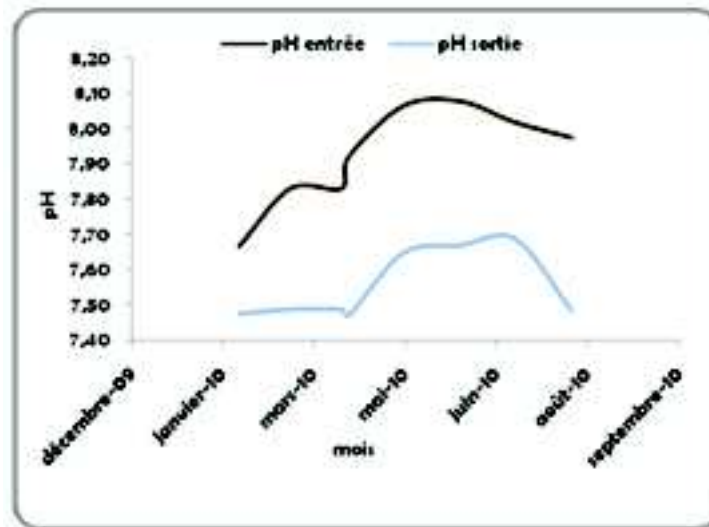
Unité : °C

**Tableau IX.15.b:** Comparaison de T moy mesurée à Baraki avec la T moy donnée en bibliographie pour l'eau épurée

	T mesurée	T selon la bibliographie	Références
Eau épurée	21,29	< 30	Tableau I.6

Unité : °C

## 2. Analyses de pH



**Figure IX.17 :** Représentation graphique de la variation de pH à l'entrée et à la sortie de la station.

Les échantillons des eaux usées et des eaux usées épurées analysés ont un pH relativement neutre.

Les valeurs de pH mesurées varient peu et restent autour de 7,92 et 7,55 pour les eaux usées et eaux usées épurées (tableau IX.16.a et IX.16.b).

La figure IX.17 montre une variation de pH, que ce soit mensuelles et variation entre les eaux usées et eaux usées épurées de la station.

**Tableau IX.16.a:** Comparaison de pH moy mesuré à Baraki avec pH moy donné en bibliographie pour l'eau usée

	pH mesurée	pH selon la bibliographie	Références
Eau usée	7,92	7.5 à 8.5 7 à 8	Tableaux I.5 Tableau I.3

Unité : -

**Tableau IX.16.b:** Comparaison de pH moy mesuré à Baraki avec pH moy donné en bibliographie pour l'eau épurée

	pH mesurée	pH selon la bibliographie	Références
Eau épurée	7,55	6.5 à 8.5	Tableau I.6

Unité : -

### 3. Analyses de CE

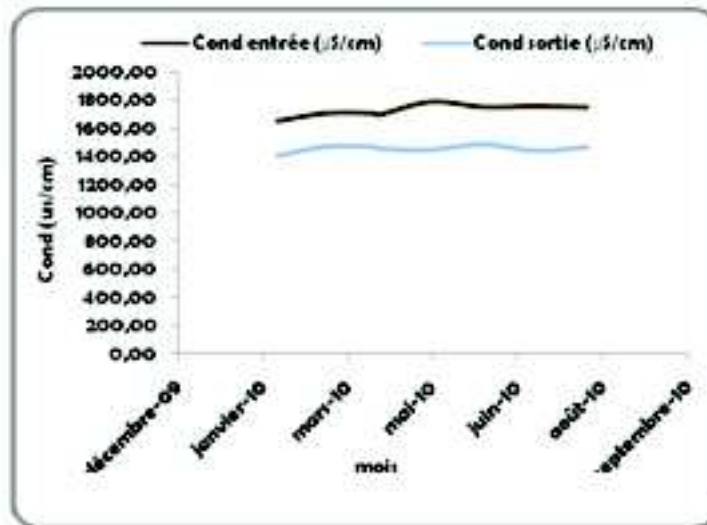


Figure IX.18 : Représentation graphique de la variation de la conductivité à l'entrée et à la sortie de la station.

Pour la conductivité électrique, les valeurs moyennes enregistrées se situent entre 1727,28µs/cm et 1456,56µs/cm pour les eaux usées et les eaux usées épurées avec comme valeur moyenne de 1456.56µs/cm pour les eaux usées.

La figure IX.18 ne montrent pas qu'il y a une variation de conductivité durant la période d'étude, mais on observe une petite variation entre les eaux usées et les eaux usées épurées de la station, dont:

D'après le tableau IX.17 la valeur moyenne de CE dans les eaux usées épurées elle est égale 1456.56µs/cm, cette valeur est supérieure à la norme.

Unité : µs/cm

Tableau IX.17.b: Comparaison de CE moy mesurée à Baraki avec la CE moy donnée en bibliographie pour l'eau épurée

	CE mesurée	CE selon la bibliographie	Références
Eau épurée	1456,56	1250	(Anonyme)

Unité : µs/cm

### II.2.1.3 contrôle des indicateurs chimiques

#### 1. Analyses de MES

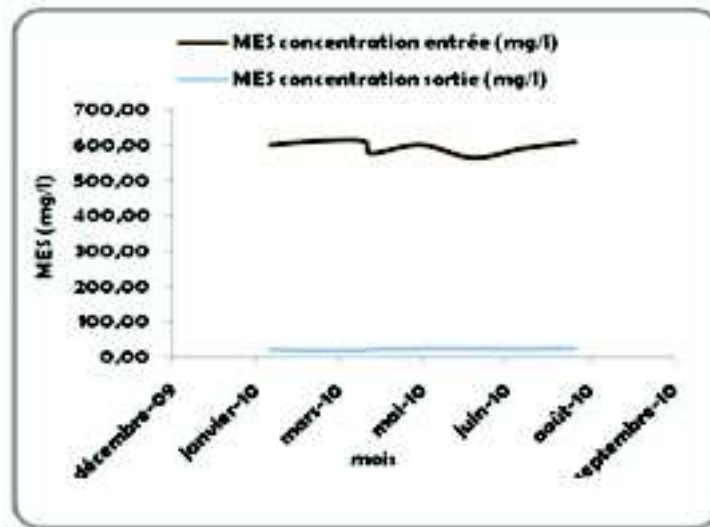


Figure IX.19: Représentation graphique de la variation de MES à l'entrée et à la sortie de la station.

Les concentrations en MES des eaux usées épurées analysées varient entre 16.89mg/l et 24.65mg/l avec une moyenne de 21.45mg/l.

D'après les résultats, on note que les concentrations des eaux usées dépassent les normes, tandis qu'après épuration les concentrations dans les eaux usées épurées sont situées dans l'intervalle. La figure IX.19 indique qu'il y a une petite variation de MES durant la période d'étude, et une grande variation entre les eaux usées et les eaux usées épurées de la station, dont: les valeurs de MES dans les eaux usées sont supérieures aux normes et les valeurs de MES dans les eaux usées épurées sont comprises dans l'intervalle de norme, tableaux IX.18.a et IX.18.b.

Unité : mg/l

	MES mesurée	MES selon la bibliographie	Références
Eau épurée	21,45	30	Tableau II.3
		≤30	VI*
		35	II.* et Tableau II.4

Tableau IX.18.b: Comparaison de MES moy mesurée à Baraki avec la MES moy donnée en bibliographie pour l'eau épurée

Unité : mg/l

## 2. Analyses de DCO

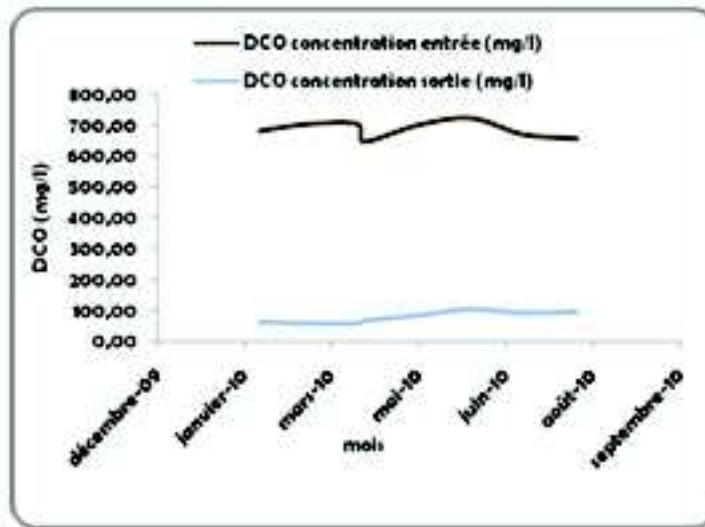


Figure IX.20 : Représentation graphique de la variation de DCO à l'entrée et à la sortie de la station.

Les valeurs de DCO présentent une variation non négligeable au cours de la période d'étude (figure IX.20) entre les eaux usées et les eaux usées épurées. Les valeurs des eaux épurées varient entre 58.82mg/l et 106.47mg/l avec une moyenne de 79.96mg/l.

Les valeurs moyennes de DCO des eaux épurées sont comprises entre les limites des normes. La figure IX.20 indique qu'il y a une variation de DCO durant la période d'étude, et une grande variation entre les eaux usées et les eaux usées épurées de la station, dont:

Les valeurs de DCO entre eaux usées et les eaux usées épurées conformes à la norme.

Tableau IX.19.a: Comparaison de DCO moy mesurée à Baraki avec la DCO moy donnée en bibliographie pour l'eau usée

	DCO mesurée	DCO selon la bibliographie	Références
Eau usée	685,96	300 à 1000	Tableaux I.3 et I.4

Unité : mg/l

Tableau IX.19.b: Comparaison de DCO moy mesurée à Baraki avec la DCO moy donnée en bibliographie pour l'eau épurée

	DCO mesurée	DCO selon la bibliographie	Références
Eau épurée	79,96	90 ≤100 125	Tableau II.3 VI* II* et Tableau II.2

Unité : mg/l

### 3. Analyses de DBO<sub>5</sub>

Les valeurs de DBO<sub>5</sub> des eaux usées épurées enregistrées varient entre 29.60mg/l (valeur minimale) et 40.23mg/l (valeur maximale) avec une valeur moyenne de 34.37mg/l.

La figure IX.21 indique qu'il y a une variation de DBO<sub>5</sub> durant la période d'étude, et une grande variation entre les eaux usées et les eaux usées épurées de la station, dont:

D'après le graphe représentant la variation de la DBO<sub>5</sub> de l'eau brute et l'eau traitée pendant l'année 2010, nous observons que l'eau brute à l'entrée de la station présente une DBO<sub>5</sub> varie entre 350,43mg/l qui confirme l'origine urbain de l'eau brute proche de 300mg/l.

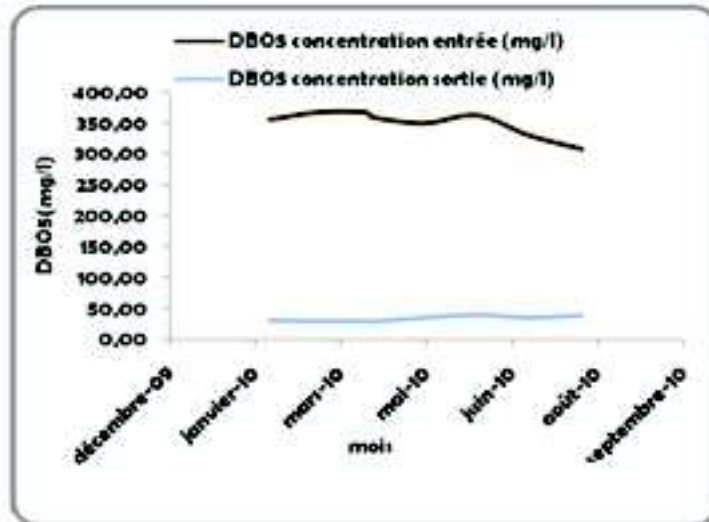


Figure IX.21 : Représentation graphique de la variation de DBO<sub>5</sub> à l'entrée et à la sortie de la station.

La valeur moyenne de DBO<sub>5</sub> dans les eaux usées est égale à 350,43mg/l, d'après les normes cette valeur est inférieure aux normes. Dans les eaux usées épurées, la valeur moyenne de DBO<sub>5</sub> est de 34.18mg/l, cette valeur est conforme par rapport aux objectives ciblés par la station (tableau IX.20.b).

Tableau IX.20.a: Comparaison de DBO<sub>5</sub> moy mesurée à Baraki avec la DBO<sub>5</sub> moy donnée en bibliographie pour l'eau usée

	DBO <sub>5</sub> mesurée	DBO <sub>5</sub> selon la bibliographie	Références
Eau usée	350,43	150 à 500 100 à 400	Tableaux I.3 et I.4 Tableau I.5

Unité : mg/l

Tableau IX.20.b: Comparaison de DBO<sub>5</sub> moy mesurée à Baraki avec la DBO<sub>5</sub> moy donnée en bibliographie pour l'eau épurée

	DBO <sub>5</sub> mesurée	DBO <sub>5</sub> selon la bibliographie	Références
Eau épurée	34,37	<30 25	Tableau I.6 Tableaux II.2, II.3, II.4 et II*

Unité : mg/l

## II.2.2 contrôle de taux de réduction des MES, de DCO et de DBO<sub>5</sub>

### 1. Taux de réduction de MES

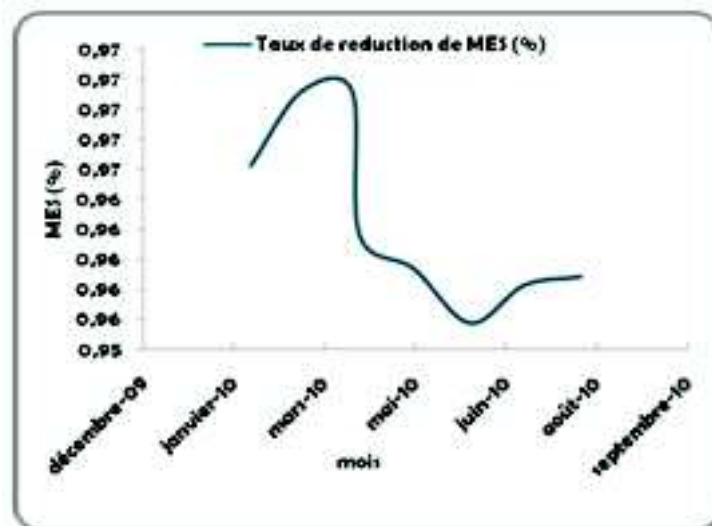


Figure IX.22: Représentation graphique de taux de réduction de MES

la figure IX.22 présente le taux de réduction de MES qu'il est au moyenne de 96% (tableau IX.21), le taux est supérieur aux normes de 6%, c'est-à-dire l'élimination de concentration en MES dans les eaux usées est efficace, elle est de 93.75% de concentration en

MES au niveau de traitement primaire et le reste sera éliminée au niveau des autres traitements.

Tableau IX.21: Comparaison de MES moy mesurée à Baraki avec la MES moy donnée en bibliographie pour l'eau épurée

	Taux de réduction de MES	Normes	Références
Eau épurée	96	90	Tableaux II.2, II.4 et II*

Unité : %

### 2. Taux de réduction de DCO

Le taux de réduction de DCO présenté dans la figure IX.23, avec une moyenne de 88% (tableau IX.22), ce taux est supérieur à la norme qu'il est de 75%. Une différence de taux de réduction de 13% explique l'efficacité de traitement, une diminution de concentration de DCO de 39.72%, donc le traitement de station pour la réduction de DCO est efficace.



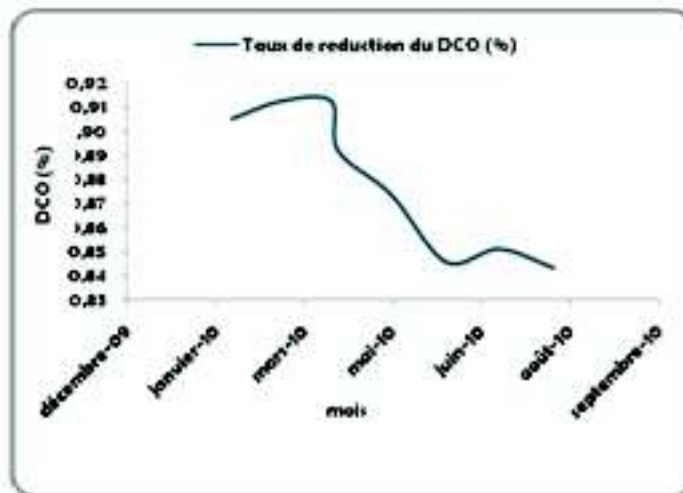


Figure IX.23: Représentation graphique de taux de réduction de DCO

Tableau IX.22: Comparaison de DCO moy mesurée à Baraki avec la DCO moy donnée en bibliographie pour l'eau épurée

	Taux de réduction du DCO	Normes	Références
Eau épurée	88	75	Tableau II.2 et II*

Unité : %

### 3. Taux de réduction de DBO<sub>5</sub>

La figure indique le taux de réduction de DBO<sub>5</sub>, d'après le tableau IX.23 ce taux a une moyenne de 90% qui est dans les normes donc le traitement est efficace pour diminuer la concentration en DBO<sub>5</sub> entre les eaux usées et les eaux épurées.

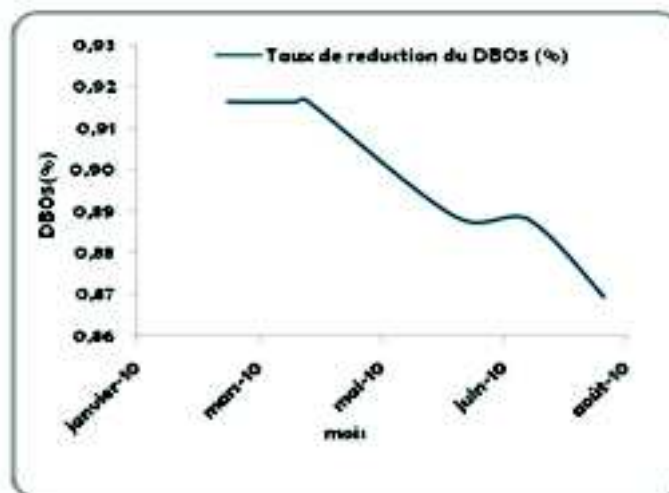


Figure IX.24: Représentation graphique de taux de réduction de DBO<sub>5</sub>.

Tableau IX.23: Comparaison de DBO<sub>5</sub> moy mesurée à Baraki avec la DBO<sub>5</sub> moy donnée en bibliographie pour l'eau épurée

	Taux de réduction du DBO <sub>5</sub>	Normes	Références
Eau épurée	90	70 à 90	II* Tableau II.4

Unité : %

## II.2.3 contrôle de l'azote et de phosphore

### 1. Analyses de NGL

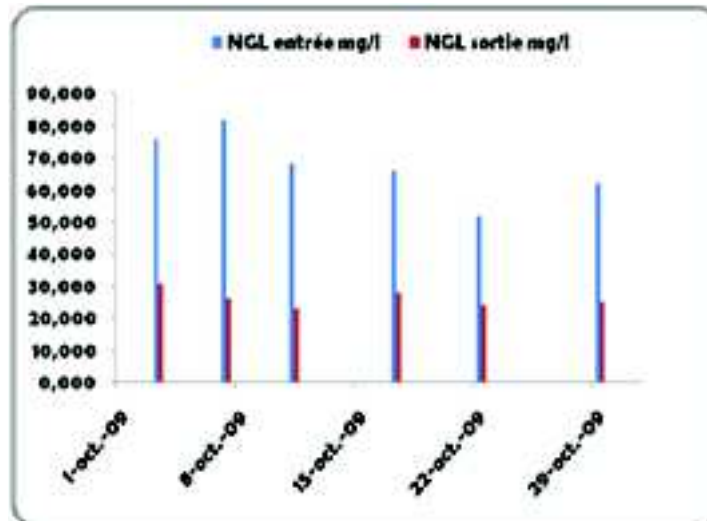


Figure IX.25 : Représentation graphique de variation de NGL à l'entrée et à la sortie de la station

L'azote présent dans l'eau usée peut avoir un caractère organique ou minéral. L'azote organique un principal constituant des protéines, des polypeptides, des acides aminés et de l'urée. La figure IX.25 présente les valeurs mesurées de NGL dans les eaux usées et les eaux usées épurées, par rapport à la norme mentionnée au niveau de tableau IX.24.b, la valeur de NGL après traitement est largement supérieure à la donnée de référence.

Tableau IX.24.a: Comparaison de NGL moy mesuré à Baraki avec la NGL moy donné en bibliographie pour l'eau usée

	NGL mesurée	NGL selon la bibliographie	Références
Eau usée	67.66	-	-

Unité : mg/l

Tableau IX.24.b: Comparaison de NGL moy mesurée à Baraki avec la NGL moy donnée en bibliographie pour l'eau épurée

	NGL mesurée	NGL selon la bibliographie	Références
Eau épurée	26.11	10	Tableau II.4

Unité : mg/l

### 2. Analyses de NO<sub>3</sub>-N

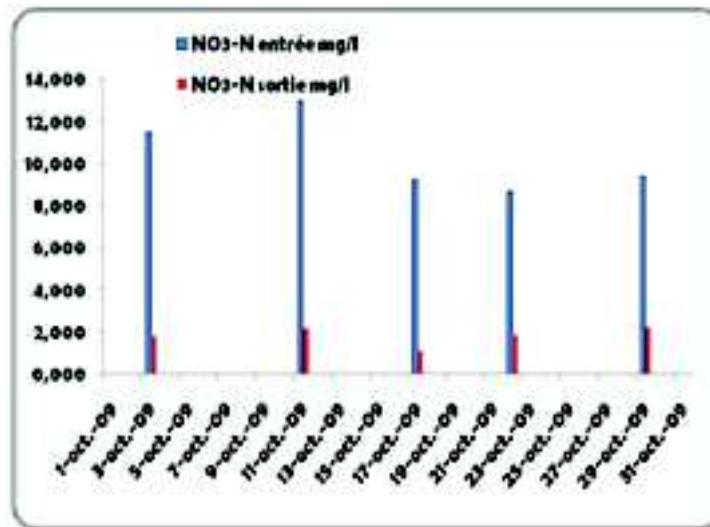


Figure IX.26: Représentation graphique de variation de NO3-N à l'entrée et à la sortie de la station

Les teneurs en nitrates dans les eaux usées et les eaux usées épurées sont en moyenne de 10.36mg/l et 1.84mg/l respectivement.

Les nitrates constituent la majeure partie de l'azote totale, la valeur en nitrate dans les eaux usées est largement supérieure à la norme et dans les eaux épurées elle est également supérieure à la norme.

Tableau IX.25.a: Comparaison de NO3-N moy mesuré à Baraki avec la NO3-N moy donné en bibliographie pour l'eau usée

	NO3-N mesurée	NO3-N selon la bibliographie	Références
Eau usée	10.36	<1	Tableau I.3

Unité : mg/l

Tableau IX.25.b: Comparaison de NO3-N moy mesuré à Baraki avec la NO3-N moy donné en bibliographie pour l'eau épurée

	NO 3 -N mesurée	NO 3 -N selon la bibliographie	Références
Eau épurée	1.84	< 1	Tableau I.6

Unité : mg/l

### 3. Analyses de Ptot

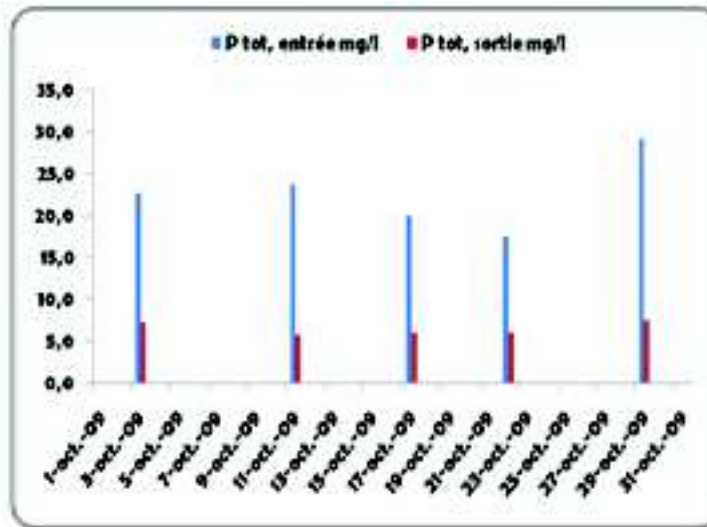


Figure IX.27: Représentation graphique de variation de P à l'entrée et à la sortie de la station

Les valeurs enregistrées en phosphore total dans les eaux usées et les eaux usées épurées sont 22.46mg/l et 6.44mg/l respectivement (tableau IX.26.a et IX.26.b). Les composés phosphorés existent dans les eaux naturelles et les eaux usées sous différents formes les mesures qu'on dispose sont les mesures de phosphore total. Les valeurs enregistrées dans les eaux usées sont comprise dans l'intervalle de norme, par contre les valeurs de l'eau épurée est largement supérieur à la norme. On n'a pas un bon traitement pour le Ptot.

Tableau IX.26.a: Comparaison de Ptot moy mesuré à Baraki avec la Ptot moy donné en bibliographie pour l'eau usée

	Ptot mesurée	Ptot selon la bibliographie	Références
Eau usée	22.46	5 à 25	Tableau I.3

Unité : mg/l

Tableau IX.26.b: Comparaison de Ptot moy mesuré à Baraki avec la Ptot moy donné en bibliographie pour l'eau épurée

	Ptot mesurée	Ptot selon la bibliographie	Références
Eau épurée	6.44	< 2 1	Tableau I.6 Tableaux II.3 et II.4

Unité : mg/l

### III étude évolutive entre les deux années d'étude

Pour comparer le bon fonctionnement de la station d'épuration de Baraki que WABAG a retenu pour son exploitation, si l'exploitation a réalisé leurs objectifs, pour aboutir à la qualité requise en objectifs fixés, voir aussi l'évolution de qualité de traitement entre les deux années (évolution positive, négative ou bien stable).

### III.1 l'étude évolutive des paramètres physiques

Nous avons réalisé une étude évolutive des paramètres en calculant la valeur moyenne de pollution de chaque mois durant la période d'étude, les résultats obtenus sont reportés dans la suite :

#### 1. Evolution des températures

Les températures dans les eaux usées épurées d'après la figure IX.28 montre qu'il y a une différence entre l'année 2009 et 2010, les valeurs de l'année 2010 sont supérieures par rapport à l'année 2009, la qualité de traitement elle a été plus efficace en 2009 par rapport en 2010, mais elle reste toujours dans les normes.

#### 2. Evolution de pH

D'après la figure IX.29 l'étude évolutive de pH dans les eaux épurées montre qu'il y a une différence entre les deux années, durant quatre mois, un pH qui est supérieur en 2010 c'est-à-dire un traitement efficace en 2009, mais toujours les valeurs de pH entre les deux années sont dans les normes.

#### 3. Evolution des CE

La figure IX.30 montre qu'après une analyse évolutive des CE dans les eaux usées épurées on observe qu'en 2010 le traitement de CE est plus efficace par rapport en 2009, mais sont toujours supérieures aux normes.

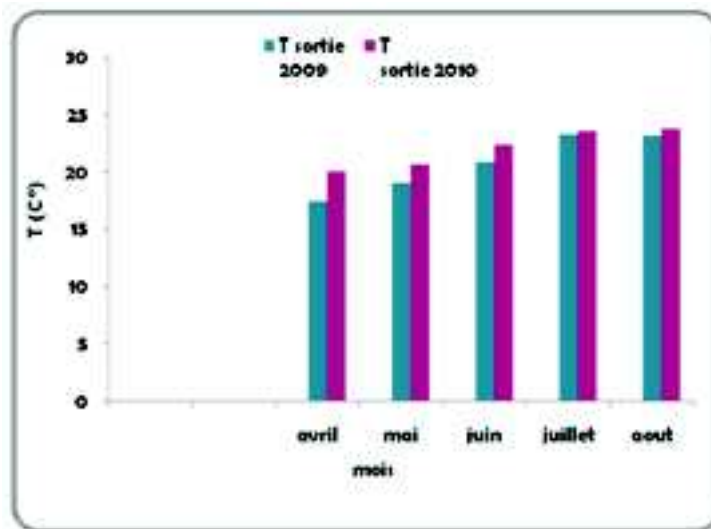


Figure IX.28: Evolution des T pour l'effluent épuré à la sortie de la station

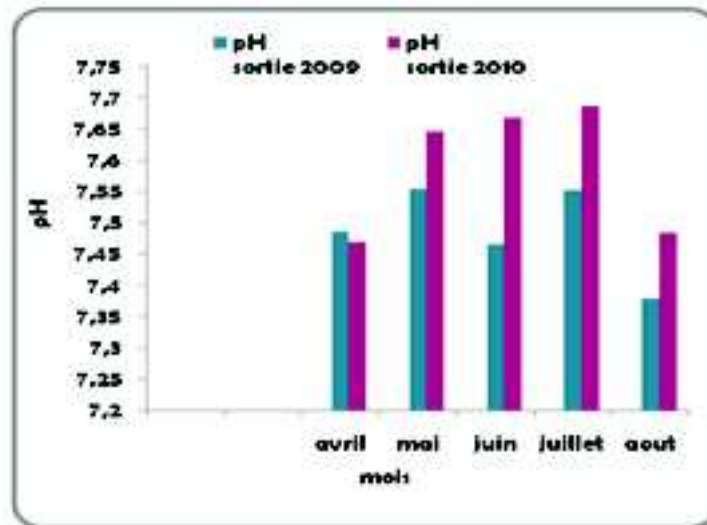


Figure IX.29 : Evolution des pH pour l'effluent épuré à la sortie de la station

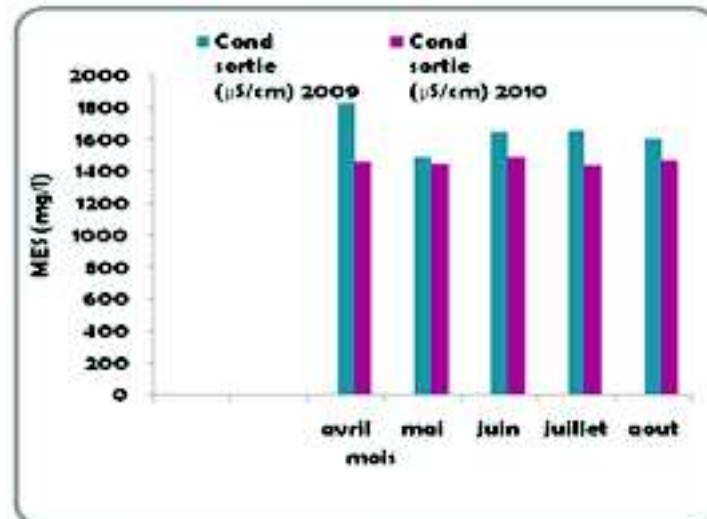


Figure IX.30: Evolution des CE pour l'effluent épuré a la sortie de la station

## III.2 l'étude évolutive des paramètres chimiques

### 1. Evolution des MES

La mesure moyenne mensuelle de MES dans les eaux usées épurées varie entre les deux années d'étude, les MES en 2009 sont inférieurs par rapport à l'année 2010 (figure IX.31), mais sont inclus dans les normes.

### 2. Evolution de DCO

D'après les mesures moyennes mensuelles de DCO dans les eaux usées épurées, on observe que les valeurs supérieures de DCO sont enregistrées en 2010, c'est-à-dire qu'en 2009 le rendement est plus efficace de diminuer la concentration de DCO (figure IX.32).

### 3. Evolution de DBO<sub>5</sub>

Les mesures moyennes mensuelles de DBO<sub>5</sub> dans les eaux usées épurées indiquent un rendement efficace en 2010 (figure IX.33).

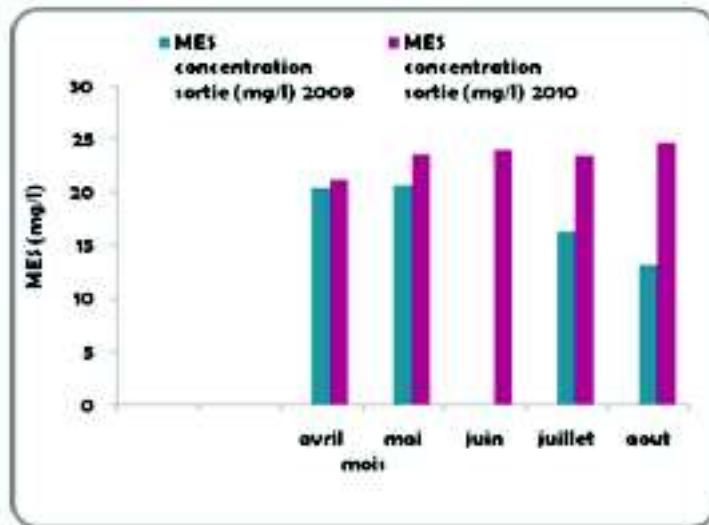


Figure IX.31: Evolution des MES pour l'effluent épuré à la sortie de la station

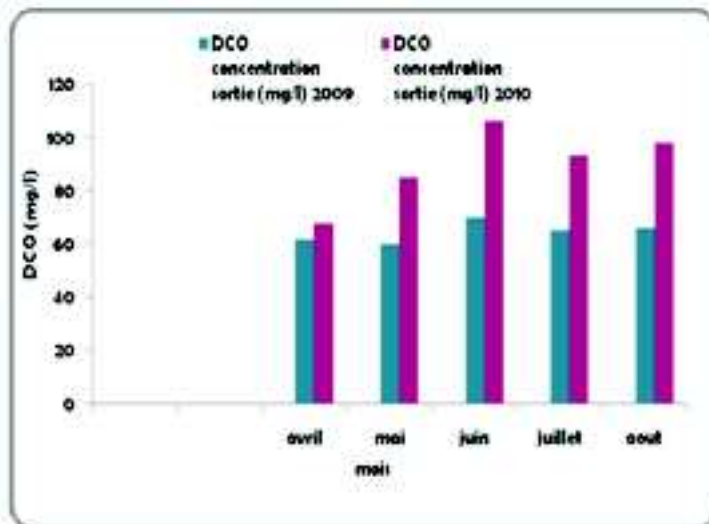


Figure IX.32: Evolution de DCO pour l'effluent épuré à la sortie de la station

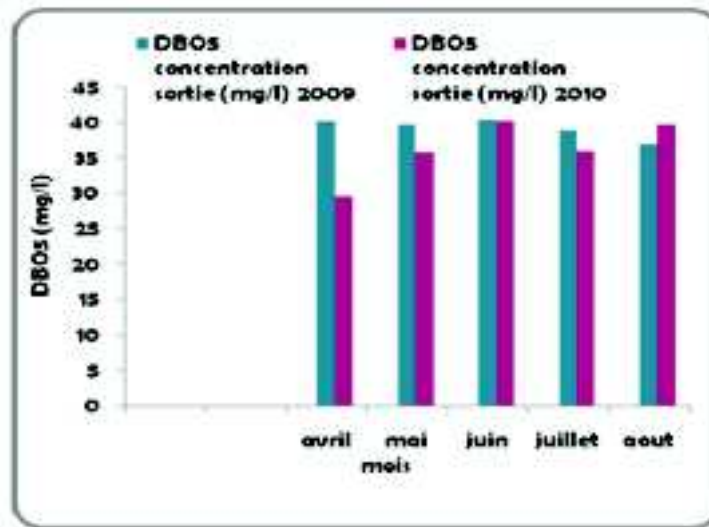


Figure IX.33: Evolution de DBO<sub>5</sub> pour l'effluent épuré à la sortie de la station

### III.3 contrôle de taux de réduction de l'azote et de phosphore

#### 1. Taux de réduction de N-NO<sub>3</sub>

La figure IX.34 indique la variation de taux de réduction de N-NO<sub>3</sub> qui varie entre 88 et 76 %, ce taux de réduction est de 82% à la moyenne (tableau IX.27).

#### 2. Taux de réduction de NGL

La figure IX.35 indique la variation de taux de réduction de NGL qui varie de 54 et 68%, ce taux de réduction de NGL la moyenne de 60%, inférieur de 10% par rapport à la norme citée en tableau IX.28, le traitement de NGL est efficace.

#### 3. Taux de réduction de Pt

La figure IX.36 indique un taux de réduction de Pt qui varie de 66 et 67% avec une moyenne de 90%. D'après les normes (tableau IX.29) le taux de réduction de phosphore est supérieur à la norme, l'élimination du phosphore est efficace.

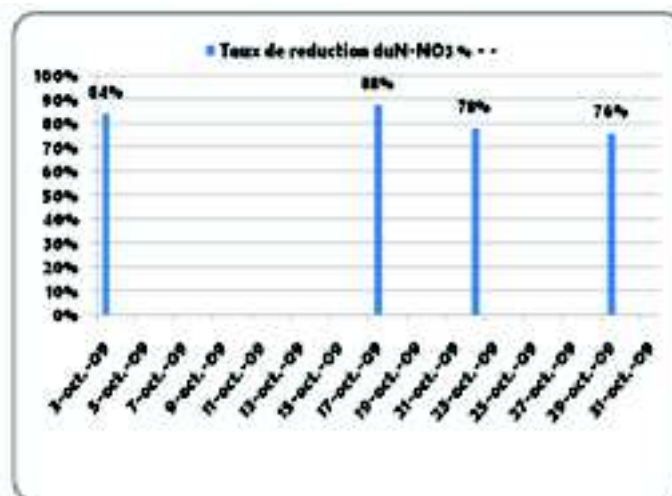


Figure IX.34: Représentation graphique de taux de réduction de N-NO<sub>3</sub>





Figure IX.35: Représentation graphique de taux de réduction de NGL

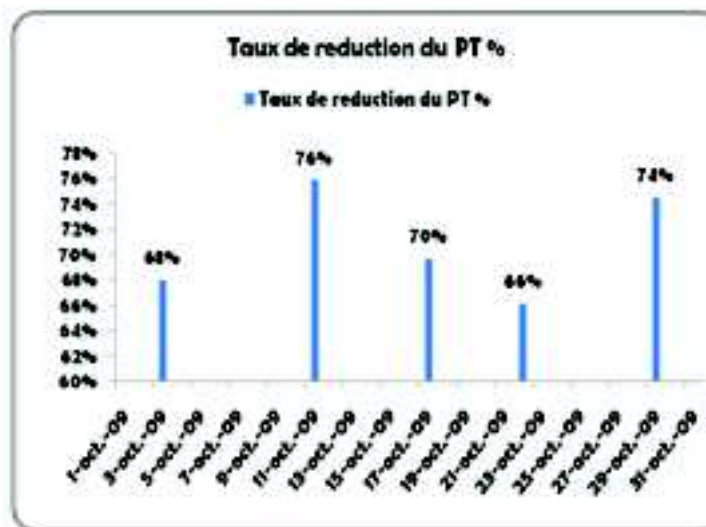


Figure IX.36: Représentation graphique de taux de réduction du PT

Tableau IX.27: Comparaison de N-NO3 moy mesurée à Baraki avec la N-NO3 moy donnée en bibliographie pour l'eau épurée

	Taux de réduction du NO3-N	Normes	Références
Eau épurée	82	-	-

Unité :%

Tableau IX.28: Comparaison de NGL moy mesuré à Baraki avec la NGL moy donné en bibliographie pour l'eau épurée

	Taux de réduction du NGL	Normes	Références
Eau épurée	60	70	Tableaux II.2 et II.4

Unité :%

Tableau IX.29: Comparaison de Pt moy mesuré à Baraki avec la Pt moy donné en bibliographie pour l'eau épurée

	Taux de réduction du Pt	Normes	Références
Eau épurée	90	80	Tableaux II.4 et II.2

Unité :%

## VI.évaluation de la pollution organique des eaux usées

Pour une meilleur appréciation de l'origine des eaux usées de ces effluents étudiés, le calcul des rapports DCO/DBO<sub>5</sub>, DBO<sub>5</sub>/DCO et MES/DBO<sub>5</sub> présente des intérêts très importantes. L'utilisation de ces paramètres de caractérisation constitue un bon moyen pour donner une image du degré de pollution des effluents bruts.

### 1. Le ratio DCO/DBO<sub>5</sub>

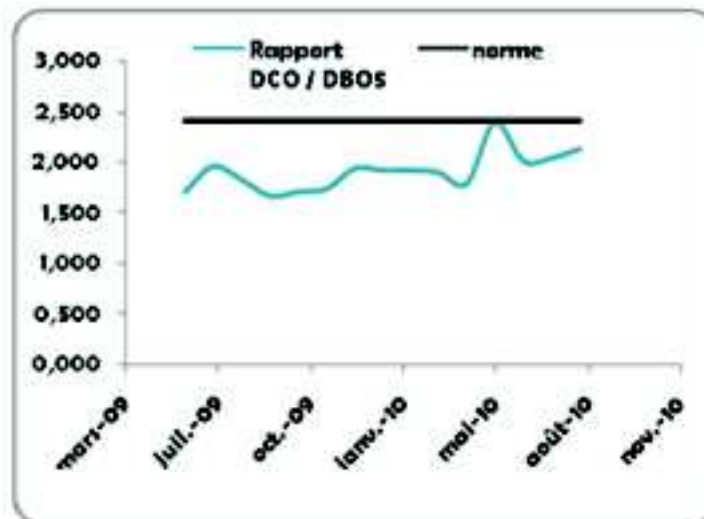


Figure IX.37: Représentation graphique de rapport DCO/DBO<sub>5</sub>

Le rapport DCO/DBO<sub>5</sub> permet de déduire si les eaux usées rejetées directement dans le milieu récepteur ont des caractéristiques des eaux usées domestiques (rapport DCO/DBO<sub>5</sub> inférieur à 3 [Ministère de l'environnement du Maroc. 2002]). Les résultats de ce rapport constituent une indication de l'importance des matières polluantes peu ou pas biodégradables.

Nous avons traduit le rapport de la biodégradabilité (DCO/DBO<sub>5</sub>) sous forme graphique (figure IX.37), ce rapport est compris entre 1.5 et 2.5, ce que vous dire que l'effluent est biodégradable.

Donc ces eaux usées urbaines présentent un rapport DCO/DBO<sub>5</sub> inférieur à 3. Donc, on peut conclure que même si les eaux usées de ce rejet urbain présentent une charge

organique élevée elles sont facilement biodégradables [Ministère de l'environnement du Maroc. 2002].

## 2. Ratio $DBO_5$ /DCO

Pour caractériser une pollution industrielle, on considère souvent le rapport  $DBO_5$ /DCO, qui donne des indications très intéressantes sur l'origine d'une pollution des eaux usées et ses possibilités de traitement. Pour notre étude, ce rapport est de 0.51 (figure IX.38). C'est le cas général pour les rejets urbains [Ministère de l'environnement du Maroc. 2002].

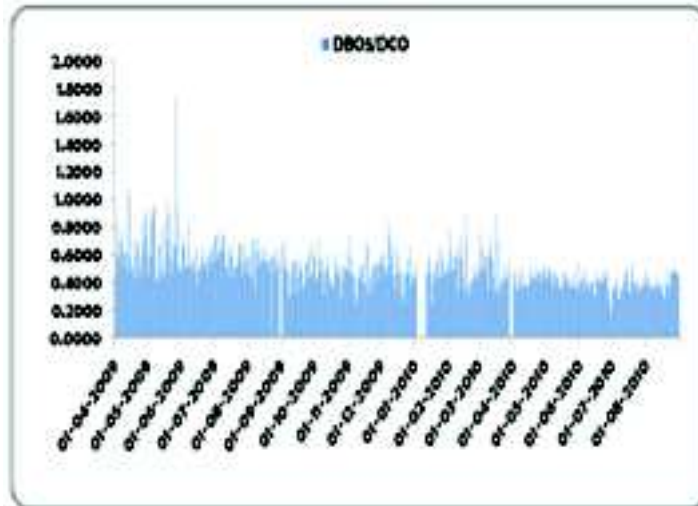
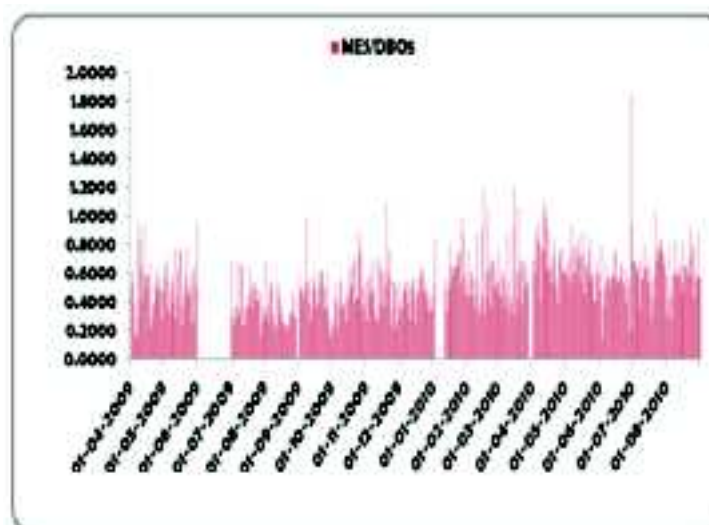


Figure IX.38: Représentation graphique de rapport  $DBO_5$  /DCO

## 3. Ratio MES/ $DBO_5$

Au niveau des eaux usées le rapport  $DBO_5$ /DCO est de (0.51), ce qui confirme que les eaux usées sont moyennement chargées en matières organiques, ce résultat obtenu est confirmé par l'estimation de rapport de MES/ $DBO_5$  de 0.52 (figure IX.39). Par ailleurs le rapport DCO/ $DBO_5$  est moyen, ce qui nous permet de déduire que la charge en matières organiques dans les eaux usées est moyennement biodégradable.



**Figure IX.39:** Représentation graphique de rapport MES/DBO<sub>5</sub>

### Conclusion

Les eaux usées de notre station d'étude et après traitement des données physico-chimiques, qui confirme que ces eaux usées sont d'origines domestiques d'après le rapport DCO/DBO<sub>5</sub> (situé entre 1.5 et 2.5) et le rapport DBO<sub>5</sub>/DCO (de 0.51), c'est le cas général pour les rejets urbains moyennement biodégradable. Ce résultat obtenu est confirmé par l'estimation de rapport MES/DBO<sub>5</sub> (de 0.52).

Une étude a été faite sur les eaux usées de la station d'épuration durant l'année 2009 et l'année 2010, effectuer une étude des variables physicochimiques de la station de Baraki, l'étude a comme résultat un débit qui a une tendance avec la variation saisonnière, l'allure de variation de débit à une relation avec la variation des paramètres de pollution. La température inférieure à la norme pour les eaux usées et épurées les valeurs mensuelles observées restent comprises entre l'intervalle pour apprécier le pouvoir épuratoire des microorganismes, pour le pH nous avons un pH pratiquement neutre, la valeur de la conductivité électrique est supérieure à la norme dans les eaux usées épurées, les matières en suspension malgré que la valeur dans les eaux usées est supérieure à la norme mais après épuration la valeur est conforme, les valeurs de DCO dans les eaux usées et les eaux usées épurées sont comprises entre l'intervalle de pollution, pour la DBO<sub>5</sub>, les valeurs des eaux usées sont incluses dans l'intervalle, pour les eaux usées épurés sont conforme par rapport à l'objective de la station, pour les valeurs de nitrates et de phosphore sont conforment aux normes pour les deux années d'études et pour les eaux avant et après épuration.

D'après les taux de réduction des indicateurs nous avons constaté que les traitements effectuées dans le traitement est efficaces.

L'étude comparative pour les deux années, la station à fournie un bon traitement en 2009 pour (T, pH, MES et DCO) avec les taux de réduction maximums et des concentrations minimales et un bon traitement en 2010 pour la (CE et de DBO<sub>5</sub>) avec les taux de réduction maximum et des concentrations minimales.

## Chapitre X : Application de l'ACP

### I. Application de l'ACP

---

Technique d'analyse statistique, la méthode d'Analyse en Composantes Principales (ACP) permet de découvrir les liens existants entre les individus constituant un ensemble de données multidimensionnelles afin de comprendre leur interaction. Une description de la méthode ACP est proposée en chapitre VII. Nous avons appliqué cette méthode en amont et en aval de la station Baraki pour une meilleure distinction de relations existantes entre les variables des eaux usées et des eaux usées épurées.

Une base de données constituée de 21 280 points différents a été construite. Pour cela, le modèle a été appliqué aux variables d'entrées et de sorties non nulles.

#### I.1 Analyse en composantes principales des paramètres d'entrées

La valeur de  $r$  est une corrélation numérique entre les variables, elle est limitée entre 1 et -1.

Plus la valeur de  $r$  est proche de 1 les variables sont fortement corrélées, et plus cette valeur est proche de -1 les variables sont négativement corrélées, et dans le cas où nous trouvons cette valeur proche de 0, on dit qu'il n'y a pas de corrélation entre les variables.

**Tableau X.1: Matrice de corrélation entre variables des paramètres physico-chimiques des eaux à l'entrée de la station.**

	Q jE	T° E	pH E	Cond E	MES E	DCO E	DBO 5 E
Q jE	1	0,114	-0,098	0,058	-0,081	0,075	0,165
T° E	0,114	1	-0,030	-0,092	-0,151	0,137	0,115
pH E	-0,098	-0,030	1	-0,095	-0,035	-0,102	-0,199
Cond E	0,058	-0,092	-0,095	1	0,042	0,078	0,120
MES E	-0,081	-0,151	-0,035	0,042	1	0,322	0,164
DCO E	0,075	0,137	-0,102	0,078	0,322	1	0,687
DBO 5 E	0,165	0,115	-0,199	0,120	0,164	0,687	1

La matrice de corrélation est par hypothèse symétrique par rapport à la diagonale. Elle donne une première idée des associations entre les différentes variables tableau X.1, elle indique des valeurs minimales et maximales égales à **-0,199 et 1** respectivement donc bien comprise dans l'intervalle  $[-1,1]$ . Il convient d'affirmer qu'une valeur positive indique une relation fonctionnelle croissante entre deux variables et inversement lorsque cette valeur est négative.

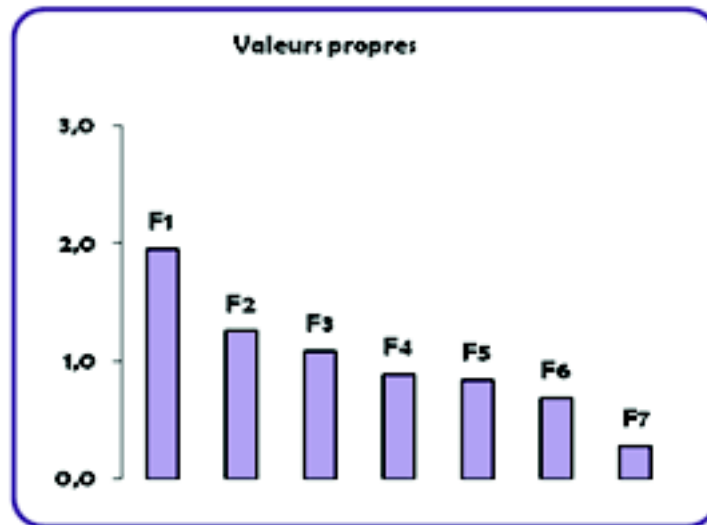
A l'issue de cette description par l'analyse statistique élémentaire et selon le tableau X.1, on constate que:

- La **DBO 5** à l'entrée de la station est: fortement corrélée avec la DCO, positivement corrélée avec le Q, la T, la CE, les MES, et négativement corrélée avec le pH.
- La **DCO** est : fortement corrélée avec la DBO<sub>5</sub>, positivement corrélée avec la T, les MES ; négativement corrélée avec le pH et pas de corrélation avec le Q et la CE.
- Les **MES** est : positivement corrélées avec la DCO et la DBO<sub>5</sub>, négativement corrélées avec la T et pas de corrélation avec la CE.
- La **CE** est : positivement corrélée avec la DBO<sub>5</sub>, pas de corrélation avec le Q, la DCO et les MES.

Pour ce faire, on procède à l'opération analytique des axes, ou uniquement les axes présentant les valeurs les plus élevées des valeurs propres et des taux de variances les plus élevées seront retenus. Le tableau X.2 représente les sept premiers axes accompagnés de leurs valeurs propres et taux de variance, ainsi le graphe représentatif des axes.

**Tableau X.2: Valeurs propres et taux de variance des sept premiers axes**

	F1	F2	F3	F4	F5	F6	F7
Valeur propre	1,951	1,257	1,089	0,891	0,840	0,693	0,281
% variance	27,871	17,951	15,554	12,725	11,994	9,895	4,011
% cumulé	27,871	45,821	61,376	74,100	86,094	95,989	100,000



**Figure X.1:** Représentation graphique des axes des valeurs propres.

Les valeurs propres issues de la matrice de corrélation représentent la qualité d'information récupérée dans l'axe. On calcule les variances pour les sept composantes étudiées et le pourcentage cumulé qui permet d'évaluer le poids relatif de chaque facteur.

Le principe de l'interprétation des valeurs de tableau X.2 est que la première valeur propre égale à 1,951 explique 27,871% de la variable initiale, la deuxième valeur propre égale à 1,257 explique 17,951% de la variable initiale, la troisième valeur propre égale à 1,089 explique 15,554% de la variable initiale et ainsi de suite jusqu'à la septième valeur.

Alors, il apparaît clairement que seuls les trois premiers axes de l'analyse en composantes principales qui expliquent près de 61.376 % de la variabilité exprimée, donc seulement les axes 1, 2 et 3 seront retenus lors de cette analyse.

### I.1.1 Etude des variables

L'examen de corrélation entre les variables initiales et les axes principaux permet de déterminer les structures des variables. Les résultats sont présentés par les cercles de corrélations.

#### I.1.1.1 Etude des cercles de corrélation

L'étude des cercles de corrélation permet de connaître les variables corrélables entre elles ou non. Les éléments situés près du pourtour du cercle indiquent des corrélations peu différentes de 1 entre les éléments associés. Les éléments opposés sur le cercle indiquent des corrélations négatives également proches de 1. Les éléments situés proche du centre du cercle indiquent au contraire des deux cas précédents, une absence de corrélation.

## I. Analyses des variables

L'examen du plan défini par les axes 1, 2 et 3, montre une nette différenciation de trois ensembles distincts. La distribution spatiale de ces ensembles apparaît comme suit:

### 1.1 Variables axes F1 et F2 qui représentent 46%

- L'axe F1 absorbe 28% de la variation, explique les paramètres: DBO<sub>5</sub>, DCO. Qui présentent les corrélations existantes entre ces deux paramètres.
- L'axe F2, qui explicite 18% de la variation, explique les paramètres T°, Q.
- La projection des points sur le plan défini par les axes 1 et 2, montre suivant l'axe 1 la DBO<sub>5</sub> et la DCO qui sont corrélées positivement avec l'axe F1. Suivant l'axe 2, on a la T et le Q qui sont corrélées positivement avec l'axe F2.

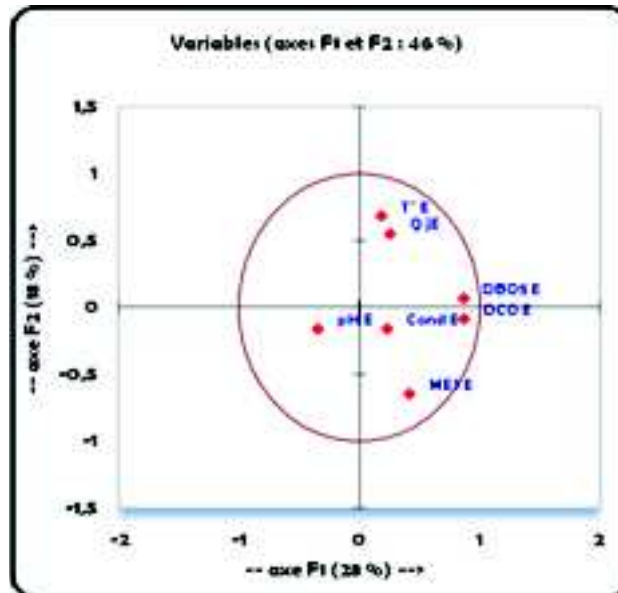


Figure X.2: Cercle de corrélation sur le plan F1-F2

### 1.2 Variables axes F1 et F3 qui représentent 43%

- L'axe F1 absorbe 28% de la variation, explique les paramètres : DBO<sub>5</sub>, DCO.
- L'axe F3 qui explicite 16% de la variation, explique les paramètres : CE ; Q.
- La projection des points sur le plan défini par les axes 1 et 3 figure X.3 montre suivant l'axe 1 la DBO<sub>5</sub> et la DCO qui sont corrélées positivement avec l'axe F1, suivant l'axe 2, on a la CE et le Q qui sont corrélées positivement avec l'axe F2.

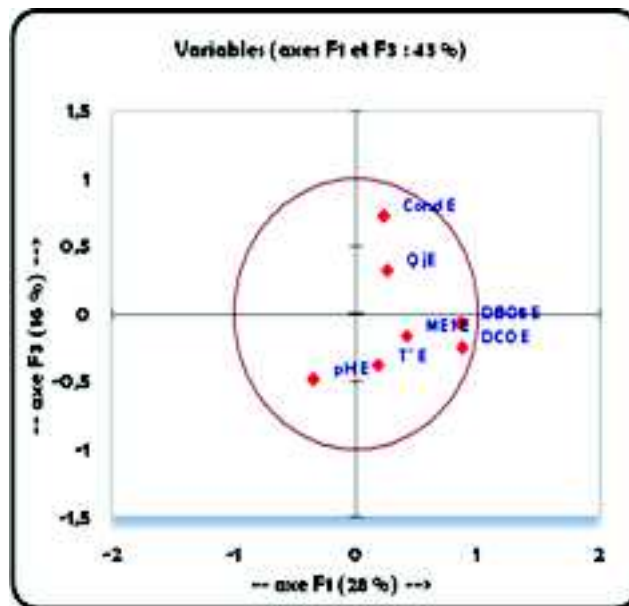


Figure X.3: Cercle de corrélation sur le plan F1-F3

### 1.3 Variables axes F2 et F3 qui représentent 34%

- L'axe F2 absorbe 18% de la variation, explique les paramètres : Q et T.
- L'axe F3 qui explicite 16% de la variation, explique le paramètre : CE.
- La projection des points sur le plan défini par les axes 2 et 3 figure X.4 montre suivant l'axe 2 le Q et la T qui sont corrélées positivement avec l'axe F1 et MES corrélée négativement, suivant l'axe 2, et la CE qui est corrélée positivement avec l'axe F2.

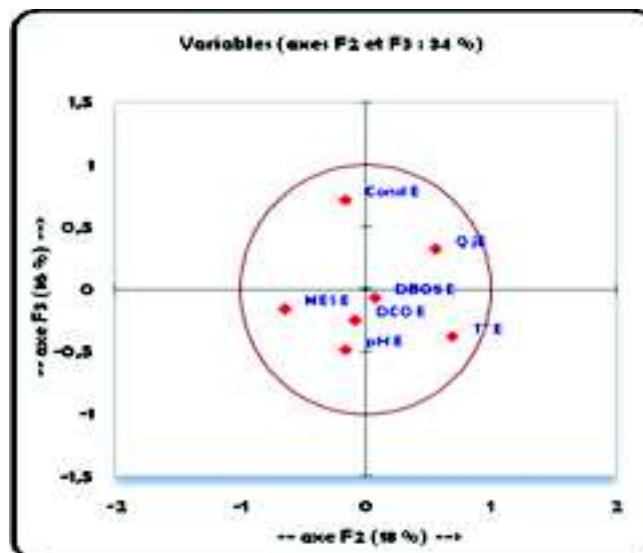


Figure X.4: Cercle de corrélation sur le plan F2-F3

### 1.2 Analyse en composantes principales des paramètres de sortie

La matrice des données faisant l'objet de cette analyse est défini par 06 paramètres qualitatifs et 06 paramètres quantitatifs.



La matrice de corrélation est par hypothèse symétrique par rapport à la diagonale. Elle donne une première idée des associations entre les différentes variables le tableau X.3 de matrice de corrélation indique des valeurs minimales et maximales égales à **-0.188 et 1** respectivement donc bien comprise toujours dans l'intervalle  $[-1,1]$ . Il convient d'affirmer qu'une valeur positive indique une relation fonctionnelle croissante entre deux variables et inversement lorsque cette valeur est négative.

A l'issue de cette description et selon le tableau X.3, on constate que:

- La **DBO<sub>5</sub>** à la sortie de la station est : positivement corrélée avec la DCO, la CE, et les MES, et faiblement corrélé avec le Q et la T.
- La **DCO** est : positivement corrélée avec la T, le pH, les MES, et DBO<sub>5</sub>, et négativement corrélée avec la CE.
- Les **MES** est : positivement corrélée avec la DCO ; la DBO<sub>5</sub>, et le pH, et négativement corrélée avec la CE.
- La **CE** est : positivement corrélée avec la DBO<sub>5</sub>, négativement corrélée avec la DCO, les MES et le pH.

Pour ce faire, on procède à l'opération analytique des axes, ou uniquement les axes présentant les valeurs les plus élevées des valeurs propres et des taux de variances les plus élevées seront retenus. Le tableau X.4, représente les six premiers axes accompagnés de leurs valeurs propres et du taux de variance.

Tableau X.4 : Valeurs propres pour les facteurs F1 à F6 des paramètres physico-chimiques de la station:

	F1	F2	F3	F4	F5	F6
Valeur propre	1,907	1,163	1,075	0,905	0,578	0,372
% variance	31,782	19,383	17,915	15,075	9,637	6,207
% cumulé	31,782	51,166	69,081	84,156	93,793	100,000

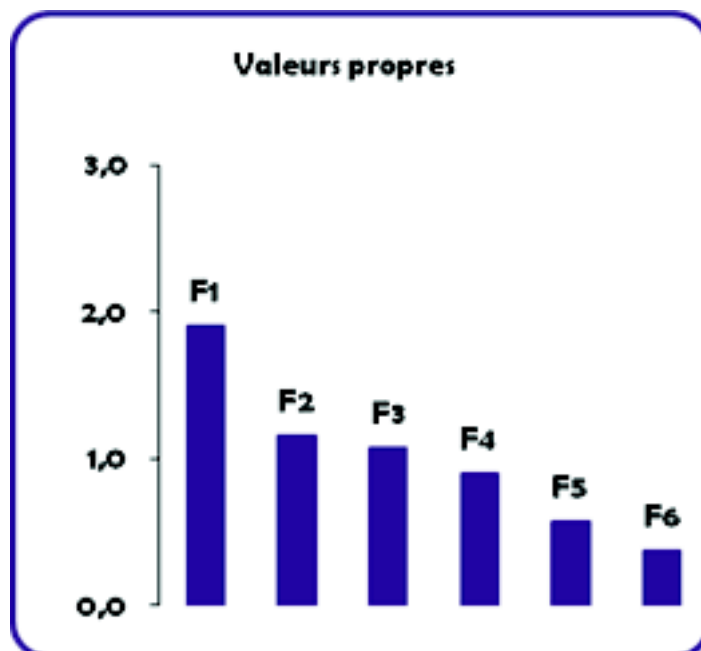


Figure X.5: Représentation graphique des axes des valeurs propres

**I.2.1 Etude des variables : Etude des cercles de corrélation**

**I. Analyses des variables**

**1.1 Variables axes F1 et F2 qui représentent 51%**

- L'axe F1 absorbe 32% de la variation, explique les paramètres : DBO<sub>5</sub>, DCO, et MES.
- L'axe F2, qui explicite 19% de la variation, explique le paramètre de CE.
- La projection des points sur le plan défini par les axes 1 et 2 (figure X.6), montre que suivant l'axe 1 la DCO et les MES qui sont corrélées positivement avec l'axe F1. Suivant l'axe 2, on a la CE et la DBO<sub>5</sub> qui sont corrélées positivement avec l'axe F2.

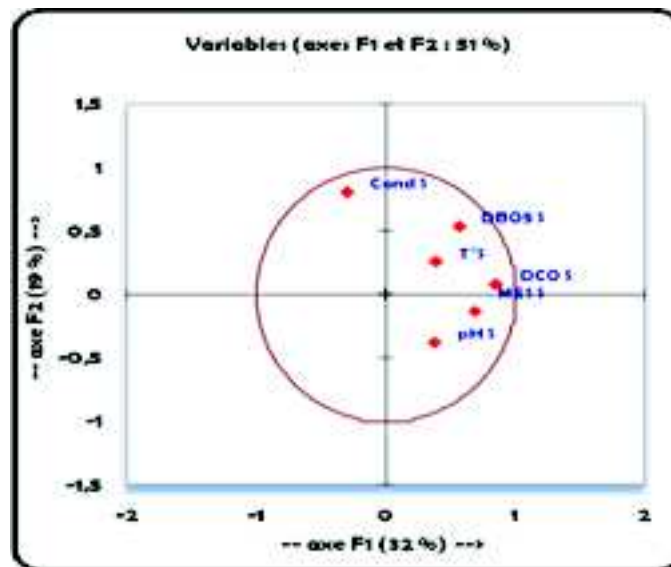


Figure X.6: Cercle de corrélation sur le plan F1-F2

**1.2 Variables axes F1 et F3 qui représentent 50%**

- L'axe F1 absorbe 32% de la variation, explique les paramètres : DBO<sub>5</sub>, DCO et MES.
- L'axe F3, qui explicite 18% de la variation, explique le paramètre de T.
- La projection des points sur le plan défini par les axes 1 et 3 (figure X.7), montre suivant l'axe 1 la DBO<sub>5</sub>, la DCO et les MES qui sont corrélées positivement avec l'axe F1. Suivant l'axe 2, on a la T qui est corrélée positivement avec l'axe F2.

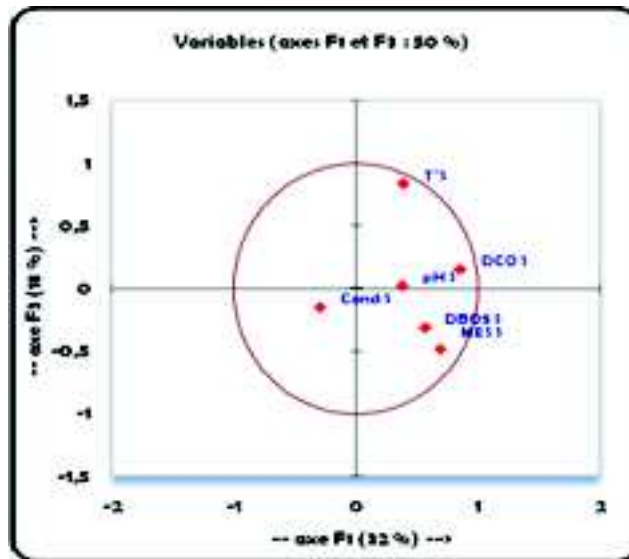


Figure X.7 : Cercle de corrélation sur le plan F1-F3

### 1.3 Variables axes F2 et F3 qui représentent 37%

- L'axe F2 absorbe 19% de la variation, explique les paramètres : DBO<sub>5</sub> et CE.
- L'axe F3, qui explicite 18% de la variation, explique le paramètre de T.
- La projection des points sur le plan défini par les axes 2 et 3 (figure X.8), montre suivant l'axe 2 la DBO<sub>5</sub> et la CE qui sont corrélées positivement avec l'axe F2. Suivant l'axe 3, on a la T et qui est corrélée positivement avec l'axe F3.

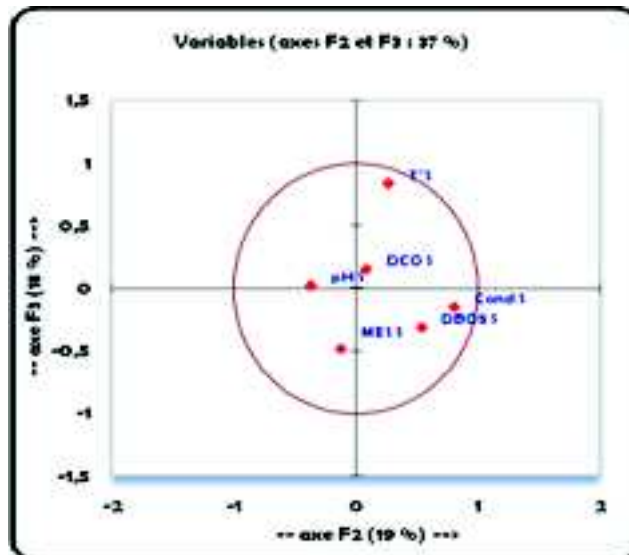


Figure X. 8: Cercle de corrélation sur le plan F2-F3

### Conclusion

L'application du modèle ACP a été basée sur les indicateurs de pollution des eaux usées et des eaux usées épurées, les corrélations qui existent entre les indicateurs de pollution à l'issus de cette analyse :

Elle existe une corrélation positive entre la DCO et la DBO<sub>5</sub>, les deux paramètres basés sur la consommation de l'oxygène pour les microorganismes ; le milieu favorable de T et de pH optimal comme notre cas est favorable le développement des microorganismes c'est interprète les corrélations existe entre la DCO et la DBO<sub>5</sub> avec la T et le pH

Ces deux variables sont corrélées avec la température qui a une influence sur le développement des microorganismes et les matières en suspension, qui sont corrélées avec la DCO, la DBO<sub>5</sub> (relation inverse) et ne sont pas corrélées avec la CE.

Pour les corrélations existent entre les MES, la DCO et la DBO<sub>5</sub> nous avons les MES sont de nature organique en grande partie puisque notre étude a reflète que cette eaux usées est biodégradables cela veut dire que la matière organique incluse dans les matières en suspension sera consommé par les microorganismes et demande plus l'oxygène (DCO et DBO)

Pour la CE, est corrélées avec le débit en grande partie.

Nous avons appliqué le modèle sur les eaux épurées, les mêmes corrélations existent entre les variables.

En effet, les relations existantes entre les indicateurs de qualité elle apparut dans cette analyse.

## Chapitre XI : Application du modèle Asim

### Introduction

Le modèle ASM1 est largement utilisé par la communauté scientifique. Cependant, sa complexité (grand nombre de variables, non-linéarités) ne permet pas de l'exploiter facilement, d'observation des états non mesurés ou de supervision. Pour toutes ces raisons, de nombreux modèles dits « modèles réduits » ont été proposés.

La réduction du modèle ASM1 peut être réalisée suivant deux approches distinctes : une première approche basée sur le choix du schéma réactionnel, une seconde approche basée sur la linéarisation. L'objectif commun est de conserver le meilleur arrangement entre facilité d'utilisation et précision.

### I Choix du modèle

---

Tout dépend les variables quand peut les mesurées et calculées on a choisir ce modèle réduit pour simuler le carbone et les nitrates au niveau de notre station, plus de détail sur l'application du modèle réduit Asim (la présentation du modèle au chapitre VIII).

### II application du modèle:

---

Le pas de temps de travail varie de (1-24h). Des mesures journalières de (24 h) on été effectuées au niveau de station, une mesure par jour pour chaque paramètre on considère cette valeur comme un seule point de mesure, chaque point de mesure donne une valeur simulée par le modèle.

Les paramètres sont classés en fonction des fenêtres du modèle (pour chaque ouvrage et chaque étape de traitement nous avons des mesures pour différents paramètres)

Les 31 mesures représentent les 100% des mesures effectuées dans la station de Baraki, de NO<sub>3</sub> et la masse de boue, les paramètres nécessaires de l'application du modèle ainsi les paramètres de vérification des résultats de simulation sera présenté dans les tableaux XI.1 et XI.2.

**Tableau XI.1 : Paramètres d'entrées nécessaires de l'application**

Date	Jour	Q j, entrée m <sup>3</sup> /j	T entrée ° C	DCO concentration entrée %	NO <sub>3</sub> -N entrée mg/l	Masse de Boue m <sup>3</sup> /j
01/08/09	jour 1	85 090	22,7	780	12,000	2776,00
02/08/09	jour 2	77 870	23,1	1272	10,000	12568,00
03/08/09	jour 3	84 250	22,5	1180	11,000	850,00
04/08/09	jour 4	67 700	23,6	1018	12,000	723,00
05/08/09	jour 5	78 130	23,7	1251	12,000	5185,00
06/08/09	jour 6	80 740	22,9	580	4,000	6332,00
07/08/09	jour 7	75 830	24,7	1372	9,000	5538,00
08/08/09	jour 8	71 860	24,7	1250	16,000	5788,00
09/08/09	jour 9	80 680	22,4	850	5,000	2503,00
10/08/09	jour 10	81 790	24,4	1651	13,000	4312,00
11/08/09	jour 11	78 970	23,5	811	11,000	3321,00
15/08/09	jour 12	67 281	24,5	630	5,000	5623,00
16/08/09	jour 13	24 379	24,8	524	6,000	5456,00
18/08/09	jour 14	66 650	23,4	1500	8,000	7023,00
19/08/09	jour 15	57 900	24,3	1090	16,000	7030,00
22/08/09	jour 16	57 180	25,1	780	6,000	5962,00
23/08/09	jour 17	62 330	24,9	647	9,000	6314,00
24/08/09	jour 18	52 510	25,3	1234	11,000	5676,00
25/08/09	jour 19	66 810	24,0	1785	10,000	61,00
26/08/09	jour 20	67 050	23,6	1241	9,000	5021,00
29/08/09	jour 21	76 460	22,7	625	8,000	7002,00
01/09/09	jour 22	61 740	22,2	566	5,000	8983,00
02/09/09	jour 23	55 790	22,8	1046	8,000	1964,00
03/09/09	jour 24	81 970	22,0	1286	16,000	1945,00
07/09/09	jour 25	63 910	23,5	780	8,000	4926,00
08/09/09	jour 26	64 130	23,4	758	11,000	6907,00
13/09/09	jour 27	76 420	23,4	610	7,800	8888,00
14/09/09	jour 28	58 400	24,0	753	5,000	869,00
17/09/09	jour 29	62 160	22,2	840	7,800	2250,00
21/09/09	jour 30	47 600	23,6	880	9,800	6831,00
22/09/09	jour 31	54 930	23,4	750	7,500	2812,00

**Tableau XI.2 : Paramètres de sortie**

Date	Jour	T sortie ° C	DCO concentration sortie mg/l	NO3- N sortie mg/ l
01/08/09	jour 1	21,8	53	2,00
02/08/09	jour 2	22,9	95	1,40
03/08/09	jour 3	22,2	69	0,90
04/08/09	jour 4	23,5	66	1,60
05/08/09	jour 5	23,5	88	1,80
06/08/09	jour 6	21,8	48	0,70
07/08/09	jour 7	23,6	90	1,10
08/08/09	jour 8	23,2	69	1,30
09/08/09	jour 9	24,6	58	1,00
10/08/09	jour 10	23,8	98	1,00
11/08/09	jour 11	23,6	71	2,00
15/08/09	jour 12	23,9	50	0,40
16/08/09	jour 13	23,8	46	0,85
18/08/09	jour 14	23,0	70	1,00
19/08/09	jour 15	23,9	79	1,40
22/08/09	jour 16	24,4	53	1,20
23/08/09	jour 17	23,6	62	1,00
24/08/09	jour 18	23,8	65	1,40
25/08/09	jour 19	23,4	88	1,60
26/08/09	jour 20	22,8	60	1,00
29/08/09	jour 21	22,8	55	0,80
01/09/09	jour 22	22,2	75	1,20
02/09/09	jour 23	23,0	84	1,60
03/09/09	jour 24	22,4	101	2,00
07/09/09	jour 25	23,4	98	1,80
08/09/09	jour 26	23,2	80	1,90
13/09/09	jour 27	23,3	60	1,40
14/09/09	jour 28	23,4	85	0,90
17/09/09	jour 29	22,4	72	1,30
21/09/09	jour 30	23,8	68	1,40
22/09/09	jour 31	23,3	65	1,60

## II.1 Paramètres du modèle

Toutes les données nécessaires pour la simulation elles seront présentées dans les tableaux ci-après., deux types de variables pour l'application, des valeurs fixes et des valeurs variables, l'adaptation du modèle Asim consiste en la détermination de ses paramètres. Dans ce but, les variables d'entrées et les variables internes ont été déterminées soit par voie expérimentale, soit par voie de calcul.

### II.1.1 Valeurs variables : ces dernières sont

1. Données variables mesurées directement, par exemple : le débit, la température, les nitrates.

2. Données variables calculées d'après des valeurs mesurées, par exemples la DCO inerte et la DCO substrat.

### II.1.2 Valeurs fixes

1. Valeurs fixes qui sont des valeurs mesurées, ne varie pas avec la variation des paramètres par exemple : l'âge des boues.

2. Valeurs fixes que l'on ne peut pas mesurer mais données par la bibliographie le modèle va fixer ces valeurs par défaut par exemple l'oxygène.

### II.2 Fractionnement dans l'effluent brut :

Pour chaque station d'épuration nous avons un élément de bilan de la station d'épuration, dans notre cas d'étude les mesures n'ont pas été effectuées au niveau de chaque ouvrage ou après chaque traitement, pour cela nous avons obligés de faire face au bilan qui existe dans les littératures (Annexe E).

Exposé le fractionnement de la DCO de l'effluent appliqué a été effectué par la méthode dans le tableau VII.1.

Les fractions ont été calculées pour chaque mesure de concentration en DCO totale mesurée au niveau de terrain. Nous n'avons pas des valeurs mesurables pour chaque fractionnement de DCO nous avons que la DCO totale.

Les tableaux ci-après présentent les différents paramètres que ce soit mesurés ou calculés pour l'application du modèle.

**Tableau XI.3: Valeurs utilisées dans la partie définition**

## MODELISATION DES STATIONS D'EPURATION A BOUES ACTIVEES

	valeur variable	
	Débit de retour m3/j	Température °C
jour 01	85090	22,7
jour 02	77870	23,1
jour 03	84250	22,5
jour 04	67700	23,6
jour 05	78130	23,7
jour 06	80740	22,9
jour 07	75830	24,7
jour 08	71860	24,7
jour 09	80680	22,4
jour 10	81790	24,4
jour 11	78970	23,5
jour 12	67281	24,5
jour 13	24379	24,8
jour 14	66650	23,4
jour 15	57900	24,3
jour 16	57180	25,1
jour 17	62330	24,9
jour 18	52510	25,3
jour 19	66810	24
jour 20	67050	23,6
jour 21	76460	22,7
jour 22	61740	22,2
jour 23	55790	22,8
jour 24	81970	22
jour 25	63910	23,5
jour 26	64130	23,4
jour 27	76420	23,4
jour 28	58400	24
jour 29	62160	22,2
jour 30	47600	23,6
jour 31	54930	23,4
valeur fixe		
Nombre des réacteurs	Concentration O2 en oxygène	Age des boues
1	2	14

Tableau XI.4 : Valeurs utilisées dans la partie réacteur et clarificateur secondaire

valeur variable					
réacteur 1			clarificateur 1		
valeur fixe					
volume	O2	Kla valeur	volume	O2	Kla valeur
72 000	0	0	35 600	0	0

Tableau XI.5 : Valeurs utilisées dans la partie condition initiale dans le réacteur et le clarificateur



valeur variable : dissolved species				
réacteur 1				
	DCO réacteur	DCO inerte	DCO substrate	nitrate
jour 01	234	14,04	23,4	12
jour 02	381,6	22,896	38,16	10
jour 03	354	21,24	35,4	11
jour 04	305,4	18,324	30,54	12
jour 05	375,3	22,518	37,53	12
jour 06	174	10,44	17,4	4
jour 07	411,6	24,696	41,16	9
jour 08	375	22,5	37,5	16
jour 09	255	15,3	25,5	5
jour 10	495,3	29,718	49,53	13
jour 11	243,3	14,598	24,33	11
jour 12	189	11,34	18,9	5
jour 13	157,2	9,432	15,72	6
jour 14	450	27	45	8
jour 15	327	19,62	32,7	16
jour 16	234	14,04	23,4	6
jour 17	194,1	11,646	19,41	9
jour 18	370,2	22,212	37,02	11
jour 19	535,5	32,13	53,55	10
jour 20	372,3	22,338	37,23	9
jour 21	187,5	11,25	18,75	8
jour 22	169,8	10,188	16,98	5
jour 23	313,8	18,828	31,38	8
jour 24	385,8	23,148	38,58	16
jour 25	234	14,04	23,4	8
jour 26	227,4	13,644	22,74	11
jour 27	183	10,98	18,3	7,8
jour 28	225,9	13,554	22,59	5
jour 29	252	15,12	25,2	7,8
jour 30	264	15,84	26,4	9,8
jour 31	225	13,5	22,5	7,5
valeur fixé par le modèle				
O2	-	-	-	-
ammonium	-	-	-	-
dinitrogen	-	-	-	-
alkalinity	-	-	-	-

Tableau XI.6 : Valeurs initiales dans le réacteur et le clarificateur

MODELISATION DES STATIONS D'EPURATION A BOUES ACTIVEES

valeur variable : dissolved species				
clarificateur 1				
	DCO clarificateur	DCO inerte	DCO substrate	nitrate
jour 01	546	32,76	54,6	12
jour 02	890,4	53,424	89,04	10
jour 03	826	49,56	82,6	11
jour 04	712,6	42,756	71,26	12
jour 05	875,7	52,542	87,57	12
jour 06	406	24,36	40,6	4
jour 07	960,4	57,624	96,04	9
jour 08	875	52,5	87,5	16
jour 09	595	35,7	59,5	5
jour 10	1155,7	69,342	115,57	13
jour 11	567,7	34,062	56,77	11
jour 12	441	26,46	44,1	5
jour 13	366,8	22,008	36,68	6
jour 14	1050	63	105	8
jour 15	763	45,78	76,3	16
jour 16	546	32,76	54,6	6
jour 17	452,9	27,174	45,29	9
jour 18	863,8	51,828	86,38	11
jour 19	1249,5	74,97	124,95	10
jour 20	868,7	52,122	86,87	9
jour 21	437,5	26,25	43,75	8
jour 22	396,2	23,772	39,62	5
jour 23	732,2	43,932	73,22	8
jour 24	900,2	54,012	90,02	16
jour 25	546	32,76	54,6	8
jour 26	530,6	31,836	53,06	11
jour 27	427	25,62	42,7	7,8
jour 28	527,1	31,626	52,71	5
jour 29	588	35,28	58,8	7,8
jour 30	616	36,96	61,6	9,8
jour 31	525	31,5	52,5	7,5
valeur fixe				
O2	-			
ammonium	-			
dinitrogen	-			
alkalinity	-			

Tableau XI.7 : Valeurs initiales dans le réacteur et le clarificateur

<b>valeurs variables : particules species</b>					
<b>réacteur 1</b>					
	<b>DCO réacteur</b>	<b>DCO inerte</b>	<b>DCO substrate</b>	<b>hetero</b>	<b>total masse</b>
<b>jour 01</b>	234	46,8	128,7	21,06	2776,00
<b>jour 02</b>	381,6	76,32	209,88	34,344	12568,00
<b>jour 03</b>	354	70,8	194,7	31,86	850,00
<b>jour 04</b>	305,4	61,08	167,97	27,486	723,00
<b>jour 05</b>	375,3	75,06	206,415	33,777	5185,00
<b>jour 06</b>	174	34,8	95,7	15,66	6332,00
<b>jour 07</b>	411,6	82,32	226,38	37,044	5538,00
<b>jour 08</b>	375	75	206,25	33,75	5788,00
<b>jour 09</b>	255	51	140,25	22,95	2503,00
<b>jour 10</b>	495,3	99,06	272,415	44,577	4312,00
<b>jour 11</b>	243,3	48,66	133,815	21,897	3321,00
<b>jour 12</b>	189	37,8	103,95	17,01	5623,00
<b>jour 13</b>	157,2	31,44	86,46	14,148	5456,00
<b>jour 14</b>	450	90	247,5	40,5	7023,00
<b>jour 15</b>	327	65,4	179,85	29,43	7030,00
<b>jour 16</b>	234	46,8	128,7	21,06	5962,00
<b>jour 17</b>	194,1	38,82	106,755	17,469	6314,00
<b>jour 18</b>	370,2	74,04	203,61	33,318	5676,00
<b>jour 19</b>	535,5	107,1	294,525	48,195	61,00
<b>jour 20</b>	372,3	74,46	204,765	33,507	5021,00
<b>jour 21</b>	187,5	37,5	103,125	16,875	7002,00
<b>jour 22</b>	169,8	33,96	93,39	15,282	8983,00
<b>jour 23</b>	313,8	62,76	172,59	28,242	1964,00
<b>jour 24</b>	385,8	77,16	212,19	34,722	1945,00
<b>jour 25</b>	234	46,8	128,7	21,06	4926,00
<b>jour 26</b>	227,4	45,48	125,07	20,466	6907,00
<b>jour 27</b>	183	36,6	100,65	16,47	8888,00
<b>jour 28</b>	225,9	45,18	124,245	20,331	869,00
<b>jour 29</b>	252	50,4	138,6	22,68	2250,00
<b>jour 30</b>	264	52,8	145,2	23,76	6831,00
<b>jour 31</b>	225	45	123,75	20,25	2812,00

Tableau XI.8 : Valeurs utilisées dans la partie influent concentration

## MODELISATION DES STATIONS D'EPURATION A BOUES ACTIVEES

	variable fixe : dissolved species		
	influent concentration		
	DCO totale	DCO Inerte	DCO Substrat
jour 01	780	46,8	78
jour 02	1272	76,32	127,2
jour 03	1180	70,8	118
jour 04	1018	61,08	101,8
jour 05	1251	75,06	125,1
jour 06	580	34,8	58
jour 07	1372	82,32	137,2
jour 08	1250	75	125
jour 09	850	51	85
jour 10	1651	99,06	165,1
jour 11	811	48,66	81,1
jour 12	630	37,8	63
jour 13	524	31,44	52,4
jour 14	1500	90	150
jour 15	1090	65,4	109
jour 16	780	46,8	78
jour 17	647	38,82	64,7
jour 18	1234	74,04	123,4
jour 19	1785	107,1	178,5
jour 20	1241	74,46	124,1
jour 21	625	37,5	62,5
jour 22	566	33,96	56,6
jour 23	1046	62,76	104,6
jour 24	1286	77,16	128,6
jour 25	780	46,8	78
jour 26	758	45,48	75,8
jour 27	610	36,6	61
jour 28	753	45,18	75,3
jour 29	840	50,4	84
jour 30	880	52,8	88
jour 31	750	45	75

Tableau XI.9 : Valeurs utilisées dans la partie influent concentration

	variable fixe : dissolved species			
	influent concentration			
	DCO total	DCO Inert	DCO Substrate	DCO Heterotroph
jour 01	780	156	429	70,2
jour 02	1272	254,4	699,6	114,48
jour 03	1180	236	649	106,2
jour 04	1018	203,6	559,9	91,62
jour 05	1251	250,2	688,05	112,59
jour 06	580	116	319	52,2
jour 07	1372	274,4	754,6	123,48
jour 08	1250	250	687,5	112,5
jour 09	850	170	467,5	76,5
jour 10	1651	330,2	908,05	148,59
jour 11	811	162,2	446,05	72,99
jour 12	630	126	346,5	56,7
jour 13	524	104,8	288,2	47,16
jour 14	1500	300	825	135
jour 15	1090	218	599,5	98,1
jour 16	780	156	429	70,2
jour 17	647	129,4	355,85	58,23
jour 18	1234	246,8	678,7	111,06
jour 19	1785	357	981,75	160,65
jour 20	1241	248,2	682,55	111,69
jour 21	625	125	343,75	56,25
jour 22	566	113,2	311,3	50,94
jour 23	1046	209,2	575,3	94,14
jour 24	1286	257,2	707,3	115,74
jour 25	780	156	429	70,2
jour 26	758	151,6	416,9	68,22
jour 27	610	122	335,5	54,9
jour 28	753	150,6	414,15	67,77
jour 29	840	168	462	75,6
jour 30	880	176	484	79,2
jour 31	750	150	412,5	67,5

### III Présentation des résultats d'application du modèle Asim

La simulation de nitrates, de DCO inertes et de DCO substrat sur 31 jours, considérées chaque jour comme un point, on a établi les graphes sur Excel après avoir les résultats de simulation, on a comparé ces résultats avec les concentrations des paramètres étudiés à la sortie c'est-à-dire après épuration, enfin calculé l'erreur entre les valeurs mesurées (ou calculées à partir des valeurs mesurées) avec les valeurs simulées.

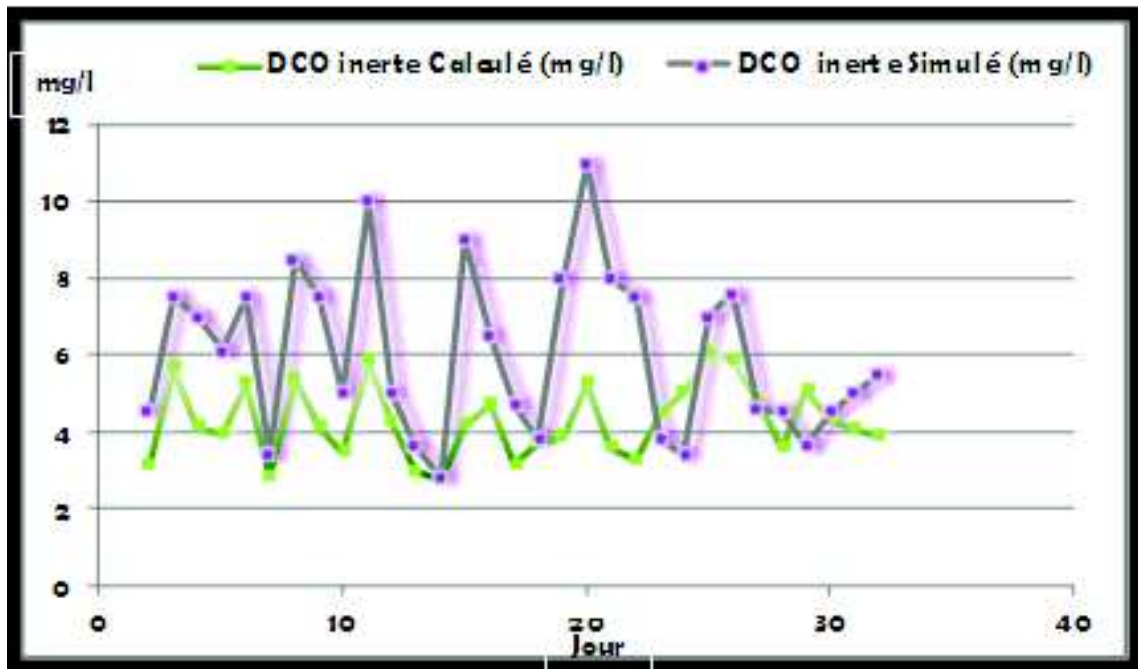
#### III.1 Simulation de nitrate

Les résultats de nitrate pour les valeurs simulées et mesurées avec l'erreur seront présentés dans le tableau XI.10.

L'erreur entre les valeurs des concentrations simulées et mesurées est moyenne, que signifie que la différence qu'il y a entre les valeurs du modèle et de mesures.

Tableau XI.10: Résultat de nitrate simulée et calculée

	NO3-N sortie mesurée (mg/l)	NO3-N sortie simulée (mg/l)	L'erreur (%)
jour 1	2,00	1,1	45,00
jour 2	1,40	0,3	78,57
jour 3	0,90	0,35	61,11
jour 4	1,60	0,8	50,00
jour 5	1,80	0,3	83,33
jour 6	0,70	0,2	71,43
jour 7	1,10	0,2	81,82
jour 8	1,30	0,3	76,92
jour 9	1,00	0,2	80,00
jour 10	1,00	0,5	50,00
jour 11	2,00	0,6	70,00
jour 12	0,40	0,9	125,00
jour 13	0,85	0,5	41,18
jour 14	1,00	7	600,00
jour 15	1,40	0,2	85,71
jour 16	1,20	2	66,67
jour 17	1,00	0,6	40,00
jour 18	1,40	0,9	35,71
jour 19	1,60	0,7	56,25
jour 20	1,00	0,5	50,00
jour 21	0,80	0,5	37,50
jour 22	1,20	1	16,67
jour 23	1,60	0,7	56,25
jour 24	2,00	0,65	67,50
jour 25	1,80	1	44,44
jour 26	1,90	0,8	57,89
jour 27	1,40	1	28,57
jour 28	0,90	0,9	0,00
jour 29	1,30	0,5	61,54
jour 30	1,40	0,8	42,86
jour 31	1,60	0,9	43,75



*Figure XI.1 : Représentation graphique de nitrate mesurée et simulée à la sortie de la station de Baraki*

Malgré la différence entre les concentrations simulées et mesurées de nitrate, qu'elle est peu élevée est en moyenne de 23.30%, mais il apparaît sur le graphe que l'allure de la courbe de nitrate simulée suit l'allure de courbe de nitrate mesurée.

### III.2 Simulation de DCO inerte

Les valeurs simulées et calculées à partir de DCO total mesurée avec l'erreur entre les deux, seront présentées dans le tableau XI.11

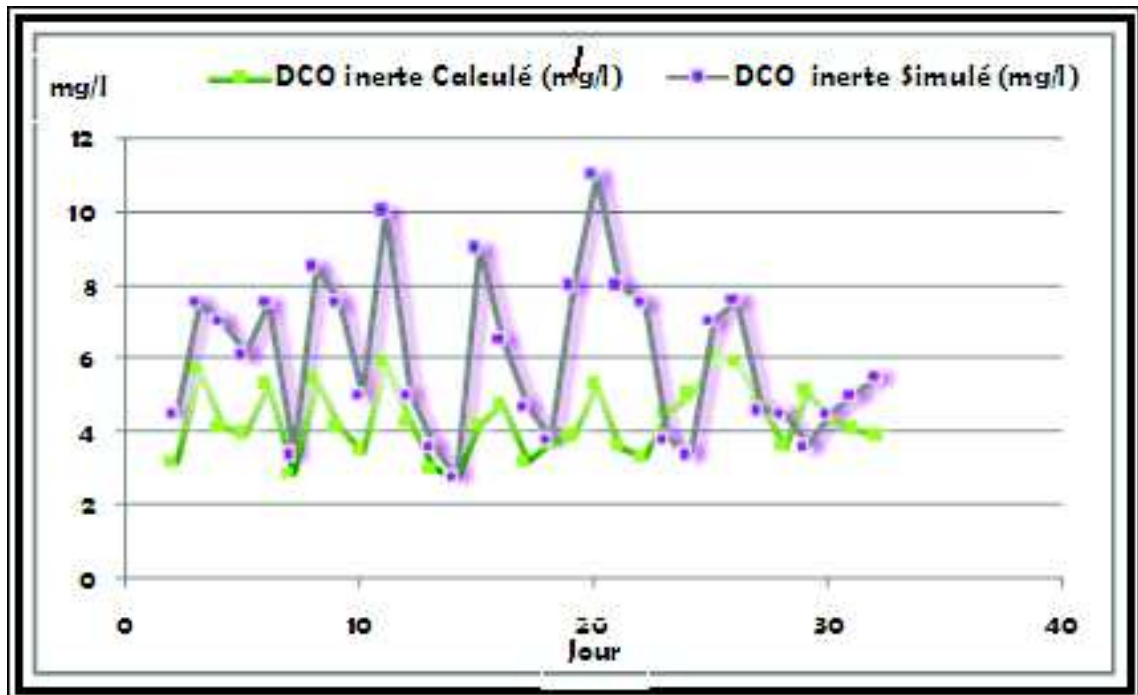
Tableau XI.11 : Résultat de DCO inerte simulée et calculée

## MODELISATION DES STATIONS D'EPURATION A BOUES ACTIVEES

---

	DCO inerte calculé (mg/l)	DCO inerte Simulé (mg/l)	Erreur %
jour 1	3,18	4,5	41.51
jour 2	5,7	7,5	31.58
jour 3	4,14	7	69.08
jour 4	3,96	6,1	54.04
jour 5	5,28	7,5	42.05
jour 6	2,88	3,4	18.06
jour 7	5,4	8,5	57.41
jour 8	4,14	7,5	81.16
jour 9	3,48	5	43.68
jour 10	5,88	10	70.07
jour 11	4,26	5	17.37
jour 12	3	3,6	20.00
jour 13	2,76	2,8	1.45
jour 14	4,2	9	114.29
jour 15	4,74	6,5	37.13
jour 16	3,18	4,7	47.80
jour 17	3,72	3,8	2.15
jour 18	3,9	8	105.13
jour 19	5,28	11	108.33
jour 20	3,6	8	122.22
jour 21	3,3	7,5	127.27
jour 22	4,5	3,8	15.56
jour 23	5,04	3,4	32.54
jour 24	6,06	7	15.51
jour 25	5,88	7,6	29.25
jour 26	4,8	4,6	4.17
jour 27	3,6	4,5	25.00
jour 28	5,1	3,6	29.41
jour 29	4,32	4,5	4.17
jour 30	4,08	5	22.55
jour 31	3,9	5,5	41.03





**Figure XI.2 :** Représentation graphiques de DCO inerte mesurée et simulée à la sortie de la station de Baraki

La moyenne calculée de l'erreur entre les concentrations simulées est de 40.89 %, mais il apparaît sur le graphe que l'allure de la courbe de DCO inerte simulée suit l'allure de courbe de DCO inerte calculée.

### III.3 Simulation de DCO substrat

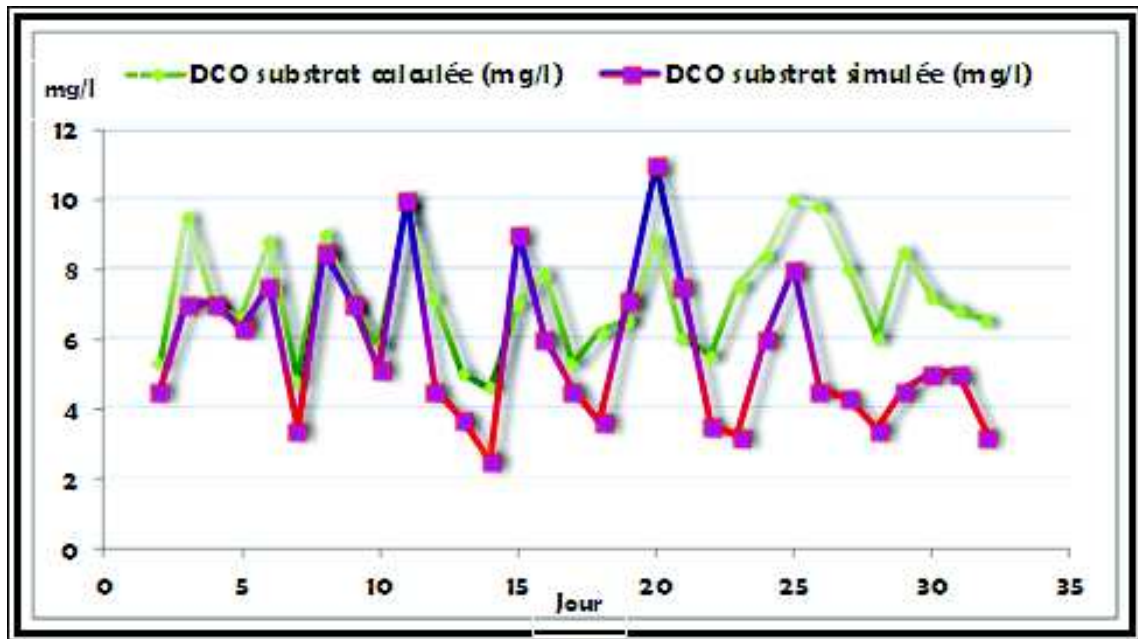
Le tableau XI.12 indique les résultats de DCO substrat pour les valeurs simulées et calculées avec l'erreur, cette erreur entre les valeurs des concentrations simulées et mesurées est peu élevée, que signifie que la différence qu'il y'a entre les valeurs du modèle et de mesures.

Tableau XI.12 : Résultat de DCO substrat simulée et calculée :

## MODELISATION DES STATIONS D'EPURATION A BOUES ACTIVEES

---

	DCO substrat calculée (mg/l)	DCO substrat simulée (mg/l)	Erreur %
jour 1	5,3	4,5	15.09
jour 2	9,5	7	26.32
jour 3	6,9	7	1.45
jour 4	6,6	6,3	4.55
jour 5	8,8	7,5	14.77
jour 6	4,8	3,4	29.17
jour 7	9	8,5	5.56
jour 8	6,9	7	1.45
jour 9	5,8	5,1	12.07
jour 10	9,8	10	2.04
jour 11	7,1	4,5	36.62
jour 12	5	3,7	26.00
jour 13	4,6	2,5	45.65
jour 14	7	9	28.57
jour 15	7,9	6	24.05
jour 16	5,3	4,5	15.09
jour 17	6,2	3,6	41.94
jour 18	6,5	7,1	9.23
jour 19	8,8	11	25.00
jour 20	6	7,5	25.00
jour 21	5,5	3,5	36.36
jour 22	7,5	3,2	57.33
jour 23	8,4	6	28.57
jour 24	10	8	20.00
jour 25	9,8	4,5	54.08
jour 26	8	4,3	46.25
jour 27	6	3,4	43.33
jour 28	8,5	4,5	47.06
jour 29	7,2	5	30.56
jour 30	6,8	5	26.47
jour 31	6,5	3,2	50.77



**Figure XI.3 :** Représentation graphiques de DCO substrat mesurées et simulées à la sortie de la station Baraki

Malgré l'erreur entre les concentrations simulées et calculées est moyenne, elle est de 20.80%, mais il expose sur le graphe que l'allure de la courbe de DCO substrat simulée suit l'allure de courbe de DCO substrat calculée, il y a une relation entre ces deux graphes, nous avons observé même des points de DCO calculée qui corrèle avec la DCO simulée par le modèle.

### Conclusion

Après avoir étudié les données nécessaires, nous avons appliqué le modèle Asim. Les simulations sont moyennement satisfaisantes et l'outil s'est avéré être d'un apport certain pour la prédiction de modélisation pour les stations à boues activées.

Pour la simulation de nitrate et de DCO substrat, l'erreur entre les valeurs simulées et mesurées est moyenne, la simulation de DCO inerte l'erreur est un peu élevée, le modèle dans ce cas, il simule moyennement ces variables.

On peut justifier les résultats moyenne de simulation par :

- Le fractionnement de DCO : malgré qu'on a travaillé sur des références justifier mais le manque des valeurs mesurées pour comparer les résultats (pas de fractionnement de DCO au niveau de la station).
- La comparaison des valeurs simulées se fait avec les valeurs calculée et n'ont pas avec les valeurs mesurées directement, cette variation peut être c'est la cause de la variation de l'erreur entre la simulation de nitrate et la simulation de DCO.

Le modèle Asim simule moyennement les nitrates et le carbone dans notre cas d'étude.

## Conclusion générale

Les eaux usées de la station de Baraki sont d'origines domestiques d'après les rapports DCO/DBO<sub>5</sub>, c'est le cas général pour les rejets urbains moyennement biodégradable. Ce résultat obtenu est confirmé par l'estimation de rapport MES/DBO<sub>5</sub>.

Ces eaux usées sont caractérisées par des valeurs moyennes : T =21°C, pH =7.76, CE = 1748.72mg/l, MES =605.17mg/l, DCO =753.53mg/l, DBO<sub>5</sub> =407mg/l. Alors que les valeurs moyennes des eaux épurées : T =21.52°C, pH =7.51, CE =1543.81mg/l, MES =19.03mg/l, DCO =72.72mg/l, DBO<sub>5</sub> =35.69mg/l.

Comparé ces mesures aux normes existant en bibliographie : les températures, le pH et la DCO sont conformes aux normes des eaux usées urbaines et de rejet après traitement.

Pour les MES les valeurs à l'entrée sont supérieures aux normes. Par contre, à la sortie les valeurs sont diminuées pour atteindre des valeurs des normes. Pour la DBO<sub>5</sub>, les valeurs à l'entrée sont légèrement supérieures aux normes, à la sortie sont conforme aux objectifs de la station. Les valeurs de CE sont supérieures à la norme avant et après épuration.

Les mesures montrent qu'il y'a la diminution de pollution pour chaque indicateur après traitement appliqué. Dans notre cas, le taux de réduction est confirmé la bonne épuration

Les données d'entrée et de sortie de la station, ont été utilisées pour étudier les corrélations existent entre les paramètres de pollution:

Concernant la matrice de corrélation, une corrélation positive entre la DCO et la DBO<sub>5</sub>, est observée. Ceci est normal vu que les deux paramètres sont basés sur la consommation de l'oxygène pour les microorganismes. Ces derniers sont corrélés avec la température qui a une influence sur le développement des microorganismes et les matières en suspension. Ces dernières sont corrélées avec la DCO et la DBO<sub>5</sub> (relation inverse) et ne sont pas corrélées avec la CE. Elles sont corrélées négativement avec la température.

Les outils proposés dans la littérature étant généralement fondés sur des systèmes experts, ils permettent d'analyser l'information obtenue sur le procédé mais ne portent pas de solution au problème du manque de mesures.

La modélisation a été effectuée par application du modèle réduit biologique Asim grâce au choix du schéma réactionnel. Cette démarche est celle qui permet la simplification de l'ordre du modèle tout en conservant l'information essentielle pour expliquer le fonctionnement du procédé.

Après avoir présenté les données nécessaires, nous avons appliqués le modèle réduit Asim. Les résultats de simulation des nitrates de la DCO inerte et substrat ont permis de calculer l'erreur entre les valeurs simulées et mesurées.

Nous avons pu justifier les résultats de simulation par :

Les résultats de simulation ont été obtenus après estimation des différents composants de la DCO en se basant sur la littérature scientifique. De ce fait la comparaison des valeurs

simulées se fait avec les valeurs calculées et avec les valeurs mesurées. cette variation explique peut être de la variation de l'erreur entre la simulation de la mesure de  $\text{NO}_3$  et DCO.

## Références bibliographiques

- Bassompierre, C. 2007. Procédé à boues activées pour le traitement d'effluents papetiers : de la conception d'un pilote à la validation de modèles. Thèse de doctorat. Institut national polytechnique de Grenoble. 179 p.
- Baumant, S. 2003. Réutilisation des eaux usées épurées. École nationale supérieure agronomique de Toulouse (ENSAT), France. 169 p.
- Boeglin, J-C. 1998. Traitements biologiques des eaux résiduaires. Techniques de l'Ingénieur. Traité Génie des procédés. J3 942.
- Choubert, J-M. 2002. Analyse et optimisation du traitement de l'azote par les boues activées à basse température. Thèse de doctorat, Ecole doctorale: Sciences pour l'ingénieur, discipline : Génie de procédés, Université de Strasbourg I. 193p.
- degremont, S. 2005. Mémento technique de l'eau – Tome 1et 2, - 1718 p ISBN 2-7430-0717-6
- Dezenclos, T. 2010. Problématique des Boues des STEP d'Alger. Communication orale 17 « Les Enjeux de la Qualité dans le Secteur de l'Eau et de l'Assainissement en Algérie, Apport des Techniques Nucléaires » Tipaza (Algérie), 11-12 mai 2010.
- Emmanuel, A. 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. 68 p.
- Fndae n° 33. 2004. Dysfonctionnements biologiques des stations d'épuration: origines et solutions. Ministère de l'Agriculture et de la Pêche.124 p.
- Gaid, A. 1993. Traitement des eaux usées urbaines. Ingénieur Process. Direction technique Omnium de Traitement et de Valorisation (OTV). 28p.
- Ghadbane, N. 2003. Les eaux usées urbaines : Cas d'étude : ville de M'sila. Thèse de magister : Université Mohamed Boudiaf. 126 p.
- Guide de l'eau. 2009. Le rejet des eaux usées. 5 p.
- Gujer W, Henze M, Mino T, Van Loosdrecht MCM. 1999. Activated sludge model No. 3. Water Sci. Technol., 39(1), p. 183-193.
- Henze, M., Grady, et al. 1987. Activated Sludge Model No. 1. IAWQ Scientific and Technical Report No. 1, London, UK.
- Henze, M., Gujer, et al. 1995. Activated Sludge Model No. 2. IWA Scientific and Technical Report No. 3, London, UK.
- Henze, M., Gujer, et al. 1999. Activated Sludge Model No. 2d, ASM2D. Water Sci. Technol. 39 (1), 165–182.
- iawq. 1997. Microbial community analysis: the key to the design of biological wastewater treatment systems. Scientific and technical report n°5.

- Iwa .2000. Task group on mathematical modelling for design and operation of biological wastewater treatment., Activated sludge models ASM1, ASM2, ASM2d, ASM3, Scientific and Technical Report N°9, 121 p., ISBN 1-900222-24-8.
- Jeppsson, U. 1996. Modelling aspects of wastewater treatment processes. Ph.D. thesis: Department of Industrial Electrical Engineering and Automation, Lund Institute of Technology, Sweden. 428p.
- Kalamata. 2009. Rejets des stations d'épuration des eaux usées municipales dans les fleuves et cours d'eau de jettent dans la mer méditerranée. Réunion des Points focaux pour le MED POL (Grèce), 2-4 juin 2009. 71 p.
- Koch G., Kühni M., Gujer W. and Siegrist H. (2000). Calibration and validation of activated sludge model no. 3 for Swiss municipal wastewater. Water Research, 34(14):3580-3590.
- Ladjel. F, 2010. Eaux Usées : Epuration et Valorisation. Communication orale 17 « Les Enjeux de la Qualité dans le Secteur de l'Eau et de l'Assainissement en Algérie, Apport des Techniques Nucléaires » Tipaza (Algérie), 11-12 mai 2010.
- Lesouëf, A. 1990. SIMBAD : un modèle mathématique pour systèmes de boues activées. Techniques Sciences Méthodes - L'Eau, vol 85, n°7-8, juillet-août 1990, p. 371-378.
- Ministère de l'environnement du Maroc. 2002. Normes marocaines, bulletin officiel du Maroc, n°5062 du 30 ramadan 1423.rabat.
- Office International de l'Eau - Janvier 2008
- Organisation Mondiale de la Santé (OMS), ed. E. et FN.SPON, Royaume-Uni, 1997.
- René M. L'eau, sa pollution, et son traitement. Paris : Moletta Méthanisation. Chapitre 4, p.1-13.
- Station d'épuration de baraki. 2010. Document de suivi de la mise en service et début d'exploitation, p 98.

**Sites web :**

Ac- montepelier.fr

Site du Centre d'information sur l'eau (CIEAU) 2009: <http://www.cieau.com/accueil.htm>

# Annexes

## Annexe A

**Tableau A.1 – Performances des techniques de traitement des boues (ordres de grandeur)**

Opération	Technique	Primaire (1) (2)	Mixte (1) (2)	Aération prolongée (1) (2)	Énergie électrique (kWh/ tMS)
Boues fraîches	(origine : décanteurs et clarificateurs)	2 %	1 %	1 %	
Épaississement	Statique gravitaire	8 %	4 %	3 %	5
	Table d'égouttage	8 % (3)	6 % (4)	5 % (6)	50
	Décanteuse centrifuge			6 % (0 à 4)	150 à 200
	Flottateur			4 (0 à 0,2)	100
Déshydratation	Décanteuse centrifuge	32 % (3)	25 % (5)	17 % (7)	25 à 80
	Filtre à bandes	27 % (4)	23 % (4)	16 % (6)	40
	Filtre à plateaux + polymère	35 % (6)	31 % (6)	28 % (9)	40
Stabilisation	Digestion anaérobie	4	3		50
	Aérobie thermophile	5	4		400
	Compostage	65 %	65 %	65 %	30
	Chaulage	> 30 %	> 30 %	> 30 %	5
Stabilisation + déshydratation	Digestion + centrifugation	26 % (6)	24 % (6)		50 à 70
	Digestion + filtre à bandes	24 % (5)	23 % (5)		40
	Digestion + filtre à plateaux	34 % (6)	32 % (6)		30
Séchage partiel	Sécheurs thermiques		35 %	35 %	30
Séchage poussé	Sécheurs thermiques	> 90 %	> 90 %	> 65 %	60
Oxydations Thermiques	Incubation sur lit fluidisé	98 %	98 %	98 %	300
	OVH + déshydratation	50 %	50 %	50 %	750

Source : [9]

(1) Les chiffres en % précisent les siccités atteintes pour l'opération et la boue considérée.

Les chiffres entre parenthèses définissent des consommations de polymères types. Ils sont exprimés en kg de matière active par t MS de boue.

(2) Les cases tramées indiquent l'absence ou la rareté de la pratique pour la boue considérée.



# Annexe B

Composés Z, <sup>4</sup>	Composés solubles							Composés particulaires						Vitesse du processus $\rho_j$ (ML <sup>-3</sup> T <sup>-1</sup> )
	1	2	3	4	5	6	7	1	2	3	4	5	6	
$\beta$ Processus j	Si	Ss	Isi	Ssh	Sso	So	Ssk	Xi	Xs	Xsk	Xso	Xsp	Xsd	
1. Croissance aérobie hétérotrophe		$\frac{1}{Yh}$		$-iXB$		$\frac{1-Yh}{Yh}$	$\frac{iXB}{14}$							$\mu h \frac{Ss}{Ks + Ss} \frac{So}{Koh + So} Xbh$
2. Croissance anaérobie hétérotrophe		$-\frac{1}{Yh}$		$-iXB$	$-\frac{1-Yh}{2,86Yh}$		$\frac{1-Yh}{14 + 2,86Yh} \frac{iXB}{14}$							$\mu h \frac{Ss}{Ks + Ss} \frac{Koh}{Koh + So} \frac{Sno}{Kno + Sno} \eta g Xbh$
3. Croissance aérobie autotrophe				$-iXB$	$+\frac{1}{Ya}$	$\frac{4,57 - Ya}{Ya}$	$\frac{iXB}{14} \frac{1}{Ysa}$							$\mu a \frac{Ssh}{Ksh + Ssh} \frac{So}{Koa + So} Xba$
4. Mortalité hétérotrophe								$1 - fp$		$-1$		$fp$	$iXB$	$bH Xbh$
5. Mortalité autotrophe								$1 - fp$			$-1$	$fp$	$iXB$	$bA Xba$
6. Ammonification de l'azote organique soluble			$-1$	$-1$			$+\frac{1}{14}$							$ka Snd Xbh$
7. Hydrolyse de la matière organique adsorbée		$+1$							$-1$					$bh \frac{Xi}{Kx + (Xi/Xb)} Xbh$ $\left[ \frac{So}{Koh + So} = \eta h \frac{Koh}{Koh + So} \frac{Sno}{Kno + Sno} \right]$
8. Hydrolyse de l'azote organique adsorbé			$+1$										$-1$	$\rho 8 \cdot (Xnd / Xi)$
Vitesse apparente de conversion [ML <sup>-3</sup> T <sup>-1</sup> ]	$r = \sum_j \rho_j \times \beta_j$												Coefficients $c_{ij}$	
Paramètres stœchiométriques :													Paramètres cinétiques :	
Rendement de conversion :													Croissance et mortalité hétérotrophes :	
- hétérotrophe, Yh													$\mu h, Ks, Koh, Kno, \theta_h$	
- autotrophe, Ya													Croissance et mortalité autotrophes :	
Fraction de biomasse donnant des résidus cellulaires : fp													$\mu a, Ksh, Koa, \theta_a$	
Teneur en azote de la biomasse : iXB													Facteur de correction pour la croissance anaérobie hétérotrophe : $\eta g$	
Teneur en azote des résidus cellulaires : iXP													Ammonification : ka	
													Hydrolyse (garniculaire) bh, Kx	
													Facteur de correction pour l'hydrolyse anaérobie : $\eta h$	

Tableau B.1 : Matrice des équations des modèles boues activées LAWQ n°1 [13].

Composante i →	1	2	3	4	5	6	7	Cinétique des process. $\rho_j$ [ML <sup>-3</sup> T <sup>-1</sup> ]
Process j ↓	S <sub>I</sub> (DCO)	S <sub>S</sub> (DCO)	X <sub>I</sub> (DCO)	X <sub>S</sub> (DCO)	X <sub>H</sub> (DCO)	X <sub>STO</sub> (DCO)	S <sub>O</sub> (O <sub>2</sub> )	
1 hydrolyse	$\hat{f}_{SI}$	$1 - \hat{f}_{SI}$		-1				$k_H \cdot \frac{X_S / X_H}{K_X + X_S / X_H} \cdot X_H$
2 stockage aérobie		-1				Y <sub>STO</sub>	1 - Y <sub>STO</sub>	$k_{STO} \cdot \frac{S_S}{K_S + S_S} \cdot X_H$
3 aérobie croissance					1	-1/Y <sub>H</sub>	1/Y <sub>H</sub> - 1	$\hat{\mu}_H \cdot \frac{X_{STO} / X_H}{K_{STO} + X_{STO} / X_H} \cdot X_H$
4 respiration endog. aérobie			$\hat{f}_I$		-1		(1 - $\hat{f}_I$ )	$b_H \cdot X_H$
5 respiration aérobie of X <sub>STO</sub>						-1	1	$b_{STO} \cdot X_{STO}$
taux conversion observé [ML <sup>-3</sup> T <sup>-1</sup> ]	$r_i = \sum_j v_{ij} \rho_j$							
paramètres stoéchiométriques:								paramètres cinétiques:
rendement de croissance hétérotrophe : Y <sub>H</sub>								Hydrolyse :
rendement de stockage de S <sub>S</sub> en X <sub>STO</sub> : Y <sub>STO</sub>								k <sub>H</sub> : taux d'hydrolyse
Production de S <sub>I</sub> lors de l'hydrolyse : $\hat{f}_{SI}$								K <sub>X</sub> : constante de demi-saturation de l'hydrolyse
Production de X <sub>I</sub> lors de la respiration endogène : $\hat{f}_I$								organismes hétérotrophes :
	Matière organique inerte soluble [M(DCO)L <sup>-3</sup> ]	Substat rapidement dégradable [M(DCO)L <sup>-3</sup> ]	Matière organique particulaire inerte [M(DCO)L <sup>-3</sup> ]	Matière organique lentement dégradable [M(DCO)L <sup>-3</sup> ]	Biomasse hétérotrophe active [M(DCO)L <sup>-3</sup> ]	Produit de stockage intracellulaire [M(DCO)L <sup>-3</sup> ]	Oxygène [M(O <sub>2</sub> )L <sup>-3</sup> ]	k <sub>STO</sub> : taux de stockage
								K <sub>S</sub> : constante de demi-saturation de S <sub>S</sub>
								$\hat{\mu}_H$ : taux de croissance
								K <sub>STO</sub> : constante de demi-saturation de X <sub>STO</sub>
								b <sub>H</sub> : taux de respiration endogène aérobie de X <sub>H</sub>
								b <sub>STO</sub> : taux de respiration endogène aérobie sur X <sub>STO</sub>

**Tableau B.2** : Cinétique et stœchiométrie de dégradation de la matière organique dans ASM 3 [12]

paramètres du modèle	symbole	unité	20°C
rendement de croissance hétérotrophe	$Y_H$	$\text{g DCO } X_H / (\text{g DCO } X_{STO})^{-1}$	0,63
rendement de stockage	$Y_{STO}$	$\text{g DCO } X_{STO} / (\text{g DCO } S_S)^{-1}$	0,85
production de $S_i$ lors de l'hydrolyse	$f_{Si}$	$\text{g DCO } S_i / (\text{g DCO } X_S)^{-1}$	0
production de $X_i$ lors de la resp. endogène	$f_{Xi}$	$\text{g DCO } X_i / (\text{g DCO } X_H)^{-2}$	0,2
<i>paramètres cinétiques</i>			
taux de croissance spécifique max. hétérotrophe	$\mu_H$	jour <sup>-1</sup>	2
taux de mortalité hétérotrophe	$b_H$	jour <sup>-1</sup>	0,2
constante de demi-saturation hétérotrophe	$K_S$	$\text{g DCO.m}^3$	2
taux d'hydrolyse spécifique max.	$k_H$	$\text{g DCO } X_S / (\text{g DCO } X_H \text{ jour})^{-1}$	3
constante de demi-saturation pour l'hydrolyse de $X_S$	$K_X$	$\text{g DCO } X_S / (\text{g DCO } X_H)^{-1}$	1
taux de stockage	$k_{STO}$	$\text{g DCO } S_S / (\text{g DCO } X_H)^{-1} \text{ d}^{-1}$	5
constante de demi-saturation pour le stockage de $X_{STO}$	$K_{STO}$	$\text{g DCO } X_{STO} / (\text{g DCO } X_H)^{-1}$	1
taux de respiration aérobie à partir de $X_{STO}$	$b_{STO}$	jour <sup>-1</sup>	0,2

**Tableau B.3** : Valeurs des paramètres d'ASIM  
3 suggérées par le groupe de travail de l'IWA [12]

## Annexe C

## MODELISATION DES STATIONS D'EPURATION A BOUES ACTIVEES

WILAYA	Oued *	Ville**	Population permanente (en milliers)	Station d'épuration des eaux usées	Méthode d'épuration des eaux usées	Degré de traitement des eaux usées	Eaux usées traitées (m3/ jour)	Rejet d'eaux usées traitées	Eaux usées non traitées (m3/ jour)	Rejet d'eaux usées non traitées	OBS
Annaba * (Source RGP2008) **En absence d'instrument métrologique débit, le volume rejeté est estimé sur la base de 80% de la dotation moyenne en eau potable de l'ordre de 150/hab)	O Boujemaa	Annaba	232 664	En cours de construction (580700eq/hab)	Traitement biologique	Prétraitement T.primaire, T.secondeire, T.tertiaire (2)			27919.6	Di O Boujemaa (3)	(2) Le rejet subit un prétraitement avant l'évacuation vers la mer. (3) : Les eaux usées de l'ouest de la ville rejoignent l'oued puis la mer par un canal exutoire.
	O Seybouse	El Bouni	127 492	En cours de construction (580700eq/hab)	Traitement biologique	Prétraitement T.primaire, T.secondeire, T.tertiaire			15299	O Boujemaa O Seybouse	
		El Hadjer	27 163	Non					3259.5	O Seybouse O Meboudja	
	O Meboudja	Sidi Amar	80 186	Non					9622.3	O Meboudja	
		Chetabi	5 216	Oui		Traitement biologique	T.primaire	625.9	Di		

**Tableau C.1 : Installations d'épuration des eaux usées municipales de l'Algérie**

WILAYA	Oued *	Ville**	Population permanente (en milliers)	Station d'épuration des eaux usées	Méthode d'épuration des eaux usées	Degré de traitement des eaux usées	Eaux usées traitées (m3/ jour)	Rejet d'eaux usées traitées	Eaux usées non traitées (m3/ jour)	Rejet d'eaux usées non traitées	OBS
Oran		Oran	1.500.000	En cours de réalisation	Agunage	75%	240.000	Sebkha	65.000	SS	
		An El Turk	31977	En projet	Mécanique	65%	3262	Mer	575	DI	
		Boussfer	16140	En cours de réalisation	Mécanique	65%	1646	Terre agricole	290	DI	
		Al Ancor	9840	A l'arrêt	Mécanique	65%	Aucune information	Terre agricole	Aucune information	DI	
		Arzew	94873	En projet	Mécanique et biologique	75%	9677	Reutiliser dans l'industrie	1707	SS	
		Marsa El Hadjaj	13609	En projet	Mécanique	75%	1368	Mer	245	DI	
Jijel		Jijel	146546	Oui	Traitement biologique	Secondaire	30.000	DI			
El Taref	Embouchure oued Mefragh	Ben M'hidi	38.000	Néant	Décantation	Méthode inadéquate bassin sous dimensionné	26.6	Néant	Néant	Vers oued Bounamoussa qui fait jonction avec oued Kabir pour former l'embouchure de la Mefragh	
	O Boukhmira	Echatt	39.000	Néant	Décantation	Méthode inadéquate bassin sous dimensionné	31.2	Néant	Néant	Vers Oued Boukhmira qui verse ses eaux dans la mer	
	Embouchure Oued Mefragh	Sidi M'barek	4000	Néant	Décantation	Méthode inadéquate bassin sous dimensionné	3.2	Néant	Néant	Vers l'embouchure de oued Mefragh	
	Embouchure Oued Mefragh	Berrhane	8200	Néant	Décantation	Méthode inadéquate bassin sous dimensionné	6.5	Néant	Néant	Vers oued Kabir qui fait jonction avec Bounamoussa pour former l'embouchure de la Mefragh	

**Tableau C.1 : Installations d'épuration des eaux usées municipales de l'Algérie (suite)**

## MODELISATION DES STATIONS D'EPURATION A BOUES ACTIVEES

WILAYA	Qued *	Ville**	Population permanente (en milliers)	Station d'épuration des eaux usées	Méthode d'épuration des eaux usées	Degré de traitement des eaux usées	Eaux usées traitées (m3/ jour)	Rejet d'eaux usées traitées	Eaux usées non traitées (m3/ jour)	Rejet d'eaux usées non traitées	OBS
El Taref	Embouchure Oued Mafraigh	Sebba	3700	Néant	Décantation	Méthode inadéquate bassin sous dimensionné	3.9	Néant	Néant	Vers oued Kebir qui fait jonction avec oued Bouamoussa pour former l'embouchure de la Mafraigh	
	Embouchure Oued Mafraigh	Rghia	4300	Néant	Décantation	Méthode inadéquate bassin sous dimensionné	3.5	Néant	Néant	Vers oued Kebir qui fait jonction avec oued Bouamoussa pour former l'embouchure de la Mafraigh	
	Oued Messida	Souarekh	9000	Néant	Décantation	Méthode inadéquate bassin sous dimensionné	7.1	Néant	Néant	Vers Oued Messida qui verse ses eaux vers la mer.	
	Lac Meliah	Guantra El Hamra	3800	STEP	Biologique	80%	3.2	Lac Meliah	Néant		
Ain Temouchent (Toutes les opérations sont prises en charges par le secteur de l'hydraulique)	Oued Sennane	Sidi Ben Adda	13.499	Oui	Biologique à boue activée				1.619.68		La STEP en cours d'étude

**Tableau C.1 : Installations d'épuration des eaux usées municipales de l'Algérie (suite)**

WILAYA	Oued *	Ville**	Population permanente (en milliers)	Station d'épuration des eaux usées	Méthode d'épuration des eaux usées	Degré de traitement des eaux usées	Eaux usées traitées (m3/ jour)	Rejet d'eaux usées traitées	Eaux usées non traitées (m3/ jour)	Rejet d'eaux usées non traitées	OBS
Ain Temouchent Suite	Oued Tayeb	Terga	8.084	Non				DI	970,08	DI	STEP proposée pour le programme de 2009
	Oued Fararaa	Bouzedjar	4.424	Oui	Oxydation alternée	95% théoriquement	1920	DI	530,88	DI	L'étude de la STEP de Bouzedjar est en voie d'achèvement et la réalisation en voie de lancement.
	Oued Tafna	Beni Saf	43.131	Oui	Biologie à boue activée				5.175,72	DI	La STEP en cours d'étude
	Oued Tafna	Ouhaca	15.492	Non					1.859,04		
	Oued el Halouf	Ould el Khal	3.539	Non					424,68		STEP proposée pour le programme de 2009
	Oued Bouzedjar	Msaid	4.376	Non					525,36		
	Oued Ouzert	Ouled Boujemaa	6.083	Non					729,96		STEP proposée pour le programme de 2009
	Oued Mekhassia	Sidi Safi	7.493	Oui	Lagunage naturel	95% théoriquement mais l'ONA n'a pas encore été effectuée les analyses	1168	RB	899,16	DI	

**Tableau C.1 : Installations d'épuration des eaux usées municipales de l'Algérie (suite)**

## MODELISATION DES STATIONS D'EPURATION A BOUES ACTIVEES

WILAYA	Oued *	Ville**	Population permanente (en milliers)	Station d'épuration des eaux usées	Méthode d'épuration des eaux usées	Degré de traitement des eaux usées	Eaux usées traitées (m3/ jour)	Rejet d'eaux usées traitées	Eaux usées non traitées (m3/ jour)	Rejet d'eaux usées non traitées	OBS
Chlef Les oueds cités sont les affluents de l'Oued Chéiff	Fodda	Oued El Fodda	36.749 (2008)	Non	Néant	Néant	Néant	Néant	1861	1861	
	Chéiff	Oued Abbas	5328	Non	Néant	Néant	Néant	Néant	521	521	
	Chéiff	Oum Drou	6909	Non	Néant	Néant	Néant	Néant	390	390	
	Chéiff	Chéiff	162.912	Oui	Boues activées	= 90%	9000	9000	5620	5620	
	Chéiff	Chéiffa	64.723	Non	Néant	Néant	Néant	Néant	4401	4401	
	Ouahrana	Oued Fares	13.281	Non	Néant	Néant	Néant	Néant	2357	2357	
	Chéiff	Oued Sly	37.054	Non	Néant	Néant	Néant	Néant	2935	2935	
	Chéiff	Boukadi	33.237	Non	Néant	Néant	Néant	Néant	2384	2384	
	Chéiff	Sobha	16.805	Non	Néant	Néant	Néant	Néant	938	938	
	Ghazla	Haranta	6526	Non	Néant	Néant	Néant	Néant	305	305	
Les agglomérations situées dans le sous bassin versant côtier de D'ehra											
Mer	Bani Haous		3890	Non	Néant	Néant	Néant	Néant	388	388	
Chlef suite	Mer	Oued Gouaine	2346	Non	Néant	Néant	Néant	Néant	280	280	
	Alaia	Ténes	45.466	Non	Néant	Néant	Néant	Néant	2991	2991	
	Mer	Sidi Abderrahmane	4426	Non	Néant	Néant	Néant	Néant	386	386	
	Mer	El Marsa	10.248	Non	Néant	Néant	Néant	Néant	264	264	
Skikda	Embouchure de l'Oued Saf	Skikda	177.402	En cours de réalisation	Traitement Biologique	80-90%	42.000	40.000			
		Hamrouche Hamoudi	13132								
		Hamadi Krouma	21.292								
		El Hadziak	13.913								
		Zerdezas	13.679	Non						1665.48	Rejet en mer via l'oued
		Said Bousbas	8054	Non						966.48	Rejet en mer via l'oued
		El Harouch	47.159	Non						5659.08	Rejet en mer via l'oued
		Salah Bouhour	29.364	Non						3523.68	Rejet en mer via l'oued
Ramdane Djamel	26.587	Non						3190.44	Rejet en mer via l'oued		
Bani Béchir	9.567	Non						1148.04	Rejet en mer via l'oued		

Tableau C.1 : Installations d'épuration des eaux usées municipales de l'Algérie (suite)



WILAYA	Oued *	Ville**	Population permanente (en milliers)	Station d'épuration des eaux usées	Méthode d'épuration des eaux usées	Degré de traitement des eaux usées	Eaux usées traitées (m3/jour)	Rejet d'eaux usées traitées	Eaux usées non traitées (m3/jour)	Rejet d'eaux usées non traitées	OBS	
Annaba *(Source RGP/2008) **En absence d'instrument météorologique débit, le volume rejeté est estimé sur la base de 80% de la dotation moyenne en eau potable de l'ordre de 150(l/hab)	O Boudjemaas	Annaba	232.884	En cours de construction (580700eq/hab)	Traitement biologique	Prétraitement, T primaire, T secondaire, T tertiaire (2)			27919.8	O1 O Boudjemaas (3)	(2) : Le rejet subit un prétraitement avant évacuation vers la mer. (3) : Les eaux usées de l'ouest de la ville rejoignent l'oued puis la mer par un canal exutoire.	
		O Seybouse	El Gourni	127.492	En cours de construction (580700eq/hab)	Traitement biologique	Prétraitement, T primaire, T secondaire, T tertiaire			15299	O Boudjemaas O Seybouse	
	O Meboudja	El Hadjar	27.163	Non						3259.5	O Seybouse O Meboudja	
		Sidi Amar	80.168	Non						9822.3	O Meboudja	
		Chetabi	5.218	Oui	Traitement biologique	T primaire	825.9	O1				Le module épuratif est à l'arrêt, une opération de rénovation est prise en charge par l'Hydraulique

**Tableau C.1 : Installations d'épuration des eaux usées municipales de l'Algérie (suite)**

## MODELISATION DES STATIONS D'EPURATION A BOUES ACTIVEES

WILAYA	Qued *	Ville**	Population permanente (en milliers)	Station d'épuration des eaux usées	Méthode d'épuration des eaux usées	Degré de traitement des eaux usées	Eaux usées traitées (m3/ jour)	Rejet d'eaux usées traitées	Eaux usées non traitées (m3/ jour)	Rejet d'eaux usées non traitées	OBS
Skikda		Tamous	44550	Non					5346	Rejet en mer via l'oued	
		Kerkera	27742	Non					3329.04	Rejet en mer via l'oued	
		Ahmed Salem	3352	Non					402.24	Rejet en mer via l'oued	
		Hadjria	4552	Non					546.24	Rejet en mer via l'oued	
		Bin El Ouidene	19913	Non					2389.56	Rejet en mer via l'oued	
	Embouchure de Oued Siel	Collo	35644	Non					4277.28	Rejet en mer via l'oued	
	Embouchure de Oued Cherka	Oued Mazzouz	2755	Non					330.60	Rejet en mer via l'oued	
		Beni Zid	19978	Non					2361.36	Rejet en mer via l'oued	
	Embouchure de Oued Kebir	Boumaiza	3952	Non					474.24	Rejet en mer via l'oued	
		Bekkrouche Lekhdar	15956	Non					1914.72	Rejet en mer via l'oued	
		Ain Chatchar	15531	Non					1863.72	Rejet en mer via l'oued	
		Azzaba	55472	Non					6656.64	Rejet en mer via l'oued	
	Embouchure de Oued Righa	Djendel	8867	Non					1064.04	Rejet en mer via l'oued	
		Fiflia	28475	Non					341.7	Rejet en mer via l'oued	
	Emissaire en mer plage de Larbi Ben M'Hidi	Larbi Ben M'Hidi	7904	Non				948.48	SO		

**Tableau C.1 : Installations d'épuration des eaux usées municipales de l'Algérie (suite)**

WILAYA	Qued *	Ville**	Population permanente (en milliers)	Station d'épuration des eaux usées	Méthode d'épuration des eaux usées	Degré de traitement des eaux usées	Eaux usées traitées (m3/ jour)	Rejet d'eaux usées traitées	Eaux usées non traitées (m3/ jour)	Rejet d'eaux non traitées	OBS		
Cherif	Fodda	Qued El Fodda	36.749 (2005)	Non	Néant	Néant	Néant	Néant	1861	1861			
	Cheriff	Qued Abbas	5326	Non	Néant	Néant	Néant	Néant	521	521			
	Cheriff	Oum Drou	6909	Non	Néant	Néant	Néant	Néant	390	390			
	Cheriff	Cherif	162.912	Oui	Boues activées	= 90%	9000	9000	5620	5620			
	Cheriff	Chettia	64.723	Non	Néant	Néant	Néant	Néant	4401	4401			
	Cheriff	Ouahrane	Qued Fares	13.281	Non	Néant	Néant	Néant	Néant	2357	2357		
	Cheriff	Qued Sly	37.054	Non	Néant	Néant	Néant	Néant	2935	2935			
	Cheriff	Boukadi	33.237	Non	Néant	Néant	Néant	Néant	2384	2384			
	Cheriff	Sobha	16.805	Non	Néant	Néant	Néant	Néant	938	938			
	Cheriff	Heranfa	6526	Non	Néant	Néant	Néant	Néant	305	305			
Les agglomérations situées dans le sous bassin versant côtier de Dhanra													
Cherif suite	Mer	Beni Hadoua	3690	Non	Néant	Néant	Néant	Néant	388	388			
	Mer	Qued Goussine	2346	Non	Néant	Néant	Néant	Néant	280	280			
	Alila	Tanéé	45.456	Non	Néant	Néant	Néant	Néant	2991	2991			
	Mer	Sidi Abderahmane	4425	Non	Néant	Néant	Néant	Néant	386	386			
Skikda	Mer	El Marsa	10.248	Non	Néant	Néant	Néant	Néant	264	264			
	Embouchure de Qued Saï Saï	Skikda	177.402	En cours de réalisation	Traitement Biologique	80-90%	42.000	40.000					
			Hamrouche Hamoudi						13132				
			Hamadi Krouma						21.292				
			El Hadouak	13.913									
			Zerdezas	13.879	Non					1665.48	Rejet en mer via l'oued		
			Saïd Boussas	8054	Non					966.48	Rejet en mer via l'oued		
			El Harrouch	47.159	Non					5659.06	Rejet en mer via l'oued		
			Salah Bouchour	29.364	Non					3523.68	Rejet en mer via l'oued		
			Ramdane Djamel	26.587	Non					3190.44	Rejet en mer via l'oued		
	Beni Béchir	9.597	Non					1148.04	Rejet en mer via l'oued				

Tableau C.1 : Installations d'épuration des eaux usées municipales de l'Algérie (suite)

## Annexe D

Pour assurer les résultats de qualité des eaux usées et épurées, le laboratoire de la station est mené des appareillages qui mesurent les différents paramètres. Avant tous ça il faut prendre les échantillons il faut être représentatifs de station.

### I. Prélèvement et échantillonnage

C'est l'acte de prendre une partie du milieu. L'objectif principal de l'échantillonnage est d'obtenir des prélèvements représentatifs de l'élément que l'on désire analyser (eau, matériau, boue, dépôt, gaz, réactif...) [5]

#### I.1 Types d'échantillons

On distingue deux types d'échantillons.

### I.1.1 L'échantillon ponctuel

Les prélèvements instantanés ou ponctuels sont réalisés généralement de façon manuelle (utilisation de bouteilles à col large). Dans ce cas, l'échantillon sera représentatif de la qualité de l'eau à l'instant et à l'endroit du prélèvement

### I.1.2 L'échantillon composite

Ce sont des échantillons préparés par mélange de plusieurs échantillons ponctuels. Il existe deux types d'échantillons composites :

- Echantillons dépendant du temps.
- Echantillons dépendant du débit [5]

## I.2 Technique de prélèvement

Pour évaluer la qualité de l'eau épurée dans la station d'épuration de BARAKI il y a deux techniques de prélèvement :

### I.2.1 Manuelle

On utilise des récipients ou flacons, A partir de bassin d'aération ou dans les clarificateurs.

### I.2.2 Automatique

A l'aide d'une armoire d'échantillonnage, le prélèvement se fait facilement. Cette appareil prélève 100ml chaque 60min puis elle les mit automatiquement dans des bouteilles de 1 litre. La température à l'intérieure d'échantillonnage est de 4°C, il y a deux postes de prélèvement, le premier est localisé après le dégrilleur et le deuxième avant le poste de rejet.



**Figure 1:** Vue d'intérieur d'une armoire d'échantillonnage dans la STEP de Baraki.

Les prélèvements des eaux brutes et épurées ont été effectués par des armoires d'échantillonnages, au niveau de l'entrée de la station (après dégrilleur) et au niveau de la sortie (poste de rejet) tel que le schéma présenter dans la figure.

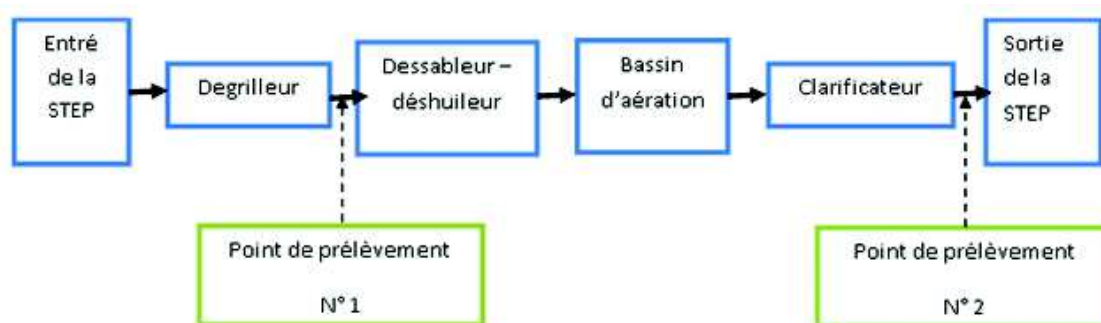


Figure 2 : Schéma illustratif des points de prélèvements.

## II. Indicateurs d'évaluation de pollution

Dans notre travail, nous avons analysé les eaux de chaque prélèvement (eau brute, eau épurée). Les variables mesurées sont : Les matières en suspensions **MES**, la demande chimique en oxygène **DCO**, la demande biochimique en oxygène **DBO5**, phosphate total **Pt**, nitrate **NO<sub>3</sub><sup>-</sup>**, nitrite **NO<sub>3</sub><sup>-</sup>**, l'ammonium **NH<sub>4</sub>** et l'azote total **NGL**. Le **pH**, la température **T**, la conductivité, Les résultats obtenus sur les divers échantillons examinés pendant le mois d'avril 2010 seront discutés dans ce qui suit.

### II.1 Normes d'analyses des effluents de la Station

Les normes et les fréquences d'analyses des différents indicateurs mesurés sont présentés dans le tableau suivant :

Paramètres	Normes	Fréquences d'analyses
Demande biochimique en oxygène(DBO <sub>5</sub> ).	NFT 90 -103	Journalier : EB + ET
Demande Chimique en Oxygène (DCO).	NFT 90 -101	Journalier : EB + ET
Matière en Suspension (MES).	NFT 90 -105	Journalier : EB + ET
Matière volatile en suspension (MVS).	NFT 90 - 029	Hebdomadaire : EB
Azote Kjeldahl Total (NTK).	NFT 90 - 110	Journalier : EB + ET
Azote Ammoniacal (N-NH <sub>4</sub> ).	NFT 90 - 015	Bihebdomadaire : EB +ET
Azote Nitrique (NO <sub>3</sub> ).	NFT 90 - 012	Journalier : EB + ET
Phosphore Total (PT).	NFT 90 - 023	Hebdomadaire : EB + ET
pH.	NFT 90 - 008	Plusieurs fois par jour
Conductivité.	NFT 90 - 031	Plusieurs fois par jour
Oxygène dissous.	NFT 90 - 106	Plusieurs fois par jour
Température.	NFT 90 - 100	Plusieurs fois par jour

Tableau 1 : Normes et fréquences d'analyses des différents indicateurs

### II.2. Potentiel d'hydrogène (pH)

Le pH est un paramètre qui exprime la concentration des ions d'hydrogènes d'une eau usée. Il est important que l'exploitant de l'installation se familiarise complètement avec cette mesure et son application spécifique comme outil à régulation des processus. La mesure de pH des eaux brutes provenant du poste de relevage PR2 et des eaux traitées à l'entrée de l'ouvrage de rejet est réalisée par une sonde installée localement.

### II.3. Conductivité électrique

La conductivité électrique d'une eau est la conductance d'une colonne d'eau comprise entre deux électrodes, s'exprime en micro siemens par centimètre ( $\mu\text{S}/\text{cm}$ ). La conductivité des eaux brutes provenant du poste de relevage PR2 et des eaux traitées à l'entrée de l'ouvrage de rejet est mesurée par une Sondes installé localement.

### II.4. Température

La température est un facteur écologique important du milieu. Son élévation peut perturber fortement la vie aquatique (pollution thermique). Certains rejets présentent des écarts de température importants avec le milieu récepteur : ce sont par exemple, les eaux de refroidissement des centrales nucléaires thermiques induisant ainsi une forte perturbation du milieu. Il est important de connaître la température de l'eau avec précision. En effet, celle-ci joue un rôle dans la solubilité des sels et surtout des gaz, dans la détermination du pH, pour la connaissance de l'origine de l'eau et des mélanges éventuels, etc. La température est mesurée par thermo-sonde installé localement.

### II.5. Matière en suspension

Les éléments en suspension dont la taille permet leur rétention sur un filtre de porosité donnée, ces éléments peuvent être de l'origine minérale (sable, argiles, limons) ou organique (produit de la décomposition des matières végétales ou animales). A ces composés s'ajoute des microorganismes tels que bactéries, planctons, algues et virus. La Matière en suspension est un paramètre important qui marque bien le degré de pollution d'un effluent urbain ou même industrielle.

#### 1 Principe

La technique d'analyse fait appel à la séparation directe par filtration ou par centrifugation, le résidu est séché à  $105^{\circ}\text{C}$  et ensuite pesé. Le résultat est exprimé en milligramme par litre.

#### 2 Matérielles

- Bécher.
- Centrifugeuse.
- Tube à essai.
- Étuve  $105^{\circ}\text{C}$ .
- Balance de précision.
- Creuset en porcelaine.
- Dispositif de filtration sous vide (pompe à vide).
- Papiers filtres à  $0,45\ \mu\text{m}$ .

#### 3 Mode opératoire

##### a- Pour l'eau brute

- 40 ml L'échantillon est centrifugé à 4500 tr/min pendant 30 min ;
- Le culot sera récupéré dans un creuset en porcelaine et mis à sécher à  $105^{\circ}\text{C}$  pendant deux heures ;
- Retirer le creuset de l'étuve, le laisser refroidir dans un dessiccateur ;
- Le creuset est ensuite pesé.

##### b- Pour l'eau traitée

- Sécher le filtre dans l'étuve à  $105^{\circ}\text{C}$  pendant 1 à 2h.

- Placer le filtre sur le support de filtration ensuite connecter l'appareille d'aspiration sous vide (pompe à vide).
- Verser progressivement l'échantillon 70 ml sur le filtre jusqu'à ce que le dispositif soit vidé.
- Retirer avec précaution le filtre, placer le filtre sur le support de séchage ensuite sécher le filtre dans l'étuve à 105°C pendant 1 à 2h.
- Retirer le filtre de l'étuve, le laisser refroidir dans un dessiccateur, Peser le filtre.

#### 4 Expression des résultats

##### a- Pour l'eau brute

La teneur en MES est calculée à partir de la formule suivante :  $[MES] = (M1-M0)*1000/V$  en mg.l-1  
 M0 : la masse en milligrammes du creuset en porcelaine vide (la tare). M1 : la masse en milligrammes du creuset et de son contenu après séchage à 105°C. V : le volume en millilitre de la prise d'essai.

##### b- Pour l'eau traitée

La teneur en MES est calculée à partir de la formule suivante :  $[MES] = (M1-M0)*1000/V$  en mg.l-1  
 M0 : La masse en milligrammes du filtre avant filtration. M1 : La masse en milligrammes du filtre après filtration. V : Le volume en millilitre de la prise d'essai.

#### II.6 Matière volatile en suspension

Elle représente la fraction de MES obtenue par calcination de cette dernière à 600° C pendant une demi-heure. La différent de poids entre MES à 105° C et MES à 600° C c'est la MVS (en mg/l).

##### 1 Matériels

- Four (600°C) (incinérateur rapide).
- Balance de précision du laboratoire.
- Un dessiccateur.

##### 2 Mode opératoire

- Après séchage de l'échantillon à 105°C, ce dernier est mis dans un incinérateur rapide pendant 30min.
- Retirer l'échantillon, le laisser refroidir dans un dessiccateur.
- Peser le creuset.

##### 3 Expression des résultats

La teneur en MVS est calculée à partir de la formule suivante :  $[MVS] = (M2-M1)*1000/V$  en mg.l-1

M1 : la masse en milligrammes du creuset et de son contenu après séchage à 105°C.  
 M2 : la masse en milligrammes du creuset et de son contenu après séchage à 505°C.

V : le volume en millilitre de la prise d'essai.

#### II.7 Demande chimique en oxygène (DCO)

Elle correspond à la quantité d'oxygène nécessaire pour oxyder chimiquement les matières organiques et minérales contenue dans l'effluent.

Elle représente la teneur totale de l'eau en matières organiques, qu'elles soient ou non biodégradables.

### 1 Principe

Oxydation de la matière organique présente dans l'eau, par un excès de dichromate de potassium, en milieu acide et à l'ébullition et en présence de sulfate de mercure qui complexe les ions chlorure (peuvent être oxydés par l'ion dichromate) et empêche, d'interférer dans le dosage. L'excès de dichromate de potassium est ensuite dosé par une solution de sulfate de fer II et d'ammonium (sel Mohr).

### 2 Matériels

- Spectrophotomètre (DR2800).
- Bloc chauffant pour DCO (thermostat) LT200.
- Tubes de réactifs à DCO pour l'eau brute et l'eau traitée. Ces deux sont différents par leur concentration en réactifs.
- Pipette 2ml

### 3 Mode opératoire par spectrophotométrie

- 2ml de l'eau à analyser est rajouté dans le tube de réactifs à DCO de l'eau brut ou traité.
- Fermer le tube et bien agiter.
- Chauffer le tube dans le thermostat pendant 2h à 148°C.
- Après refroidissement placer le tube dans spectrophotomètre et lire directement la DCO en mg. l<sup>-1</sup>.

## II.8 Demande biochimique en oxygène (DBO)

C'est la masse d'oxygène dissoute nécessaire au microorganisme pour la dégradation des matières organiques contenues dans l'eau. Il a été conventionnellement retenu d'exprimer la DBO5 en milligrammes d'oxygène consommé pendant cinq jours à 20 °C en obscurité, La détermination de DBO5 est réalisée par méthodes manométriques.

### 1 Principe de la méthode manométrique

Le principe de la méthode manométrique consiste à mesurer l'évolution de la pression de l'air à l'intérieur du flacon qui contient l'échantillon, l'évolution est directement liée à la diminution de la concentration en oxygène dans l'oxitop. En effet, Les micro-organismes lors de la biodégradation des molécules organiques consomment l'oxygène dissous dans l'eau de l'échantillon et l'oxygène de l'air se dissout pour remplacer l'oxygène consommé. Ceci crée un déficit en O<sub>2</sub> dans l'air du flacon qui n'est pas renouvelé, à condition que le CO<sub>2</sub> formé lors de la biodégradation soit absorbé par de la soude présente dans le flacon.

### 2 Matériel :

- Oxitop (flacon ou bouteille DBO avec membrane manométrique).
- Agitateur magnétique.
- La soude (NaOH).
- Bloc d'incubation des bouteilles DBO à 20°C voir annexe 1.
- L'échantillon de l'eau.





**Figure 3 : Oxitops pour la mesure de DBO**

### 3. Mode Opérateur

- Choisir le volume de l'échantillon qui correspond à la gamme de mesure de la DCO : Après la mesure de la DCO la valeur est située dans une gamme adéquate qui correspond au volume de l'échantillon. Les gammes et les volumes correspondant sont présentés dans le tableau 2.
- Verser le volume d'échantillon dans le flacon DBO.
- Ajouter de la soude pour absorber le CO<sub>2</sub> formé.
- Ajouter un barreau magnétique pour assurer l'agitation.

DCO (mg/l)	Volume d'essai (ml)	Facteur f	DCO (mg/l)	volume d'essai (ml)	Facteur f
0 ... 40	432	1	0 ... 400	164	10
0 ... 80	365	2	0 ... 800	97	20
0 ... 200	250	5	0 ... 2000	43,5	50
			0 ... 4000	22,7	100

**Tableau 2 : Gammes de DCO, les volumes et les facteurs correspondant pour déterminer la DBO<sub>5</sub>**

### 4. Expression de résultats

Lecture après cinq jours jour ; Calculer la concentration en DBO<sub>5</sub> par la formule suivante : **[DBO<sub>5</sub>]= V\*f mg.l-1 V** : La valeur indiquée après cinq jours sur l'afficheur du flacon DBO. **f** : Le facteur qui correspond au volume de l'échantillon choisie voir tableau X.

### II.9 Azotes

Dans une eau usée, on distingue différentes formes d'Azote : Formes réduites : Azote organique + Azote ammoniacal : c'est l'azote Kjeldahl (NTK) Formes oxydées : Azote nitreux

(NO<sub>2</sub>-) + Azote nitrique (NO<sub>3</sub>-) L'ensemble des formes d'azote est appelé Azote global (NGL) [5].

### II.9.1 Azote totale ou globale (NGL) :

L'azote total comprend les nitrates, les nitrites, l'azote ammoniacal et l'azote lié à la matière organique. Toutes ces formes se trouvent en quantités variables dans la nature, les activités humaines en étant d'importantes sources d'émission.

#### 1. Principe

L'azote de composition organique et inorganique s'oxyde en présence de peroxydisulfate (S<sub>2</sub>O<sub>8</sub>) et se transforme donc en nitrate. Les ions nitrates réagissent dans une solution d'acide sulfurique et phosphorique avec 2-6-diméthylphénol en formant du nitrophénole.

#### 2. Matériel

- Solution A (LCK 338A).
- Tablette B (LCK138/238/338B).
- Micrcap C (LCK138/238/338C).
- Solution D (LCK138/238/338D).
- Spectrophotomètre (DR-2800).
- Thermostat LT200.
- L'échantillon de l'eau brut ou traité.
- Pipette 0.2ml.
- Eprouvette.
- Tube de mesure

#### 3. Mode opératoire

- Prépare l'échantillon dans l'éprouvette de manière suivant :
- Pour l'eau brute mélanger 0.2ml de l'échantillon et 2.3ml de la solution A (**LCK 338A**) avec une tablette B (**LCK138/238/338B**) fermé immédiatement.
- Pour l'eau traitée mélanger 0.5 ml de l'échantillon et 2 ml de la solution A (**LCK 338A**) avec une tablette B (**LCK138/238/338B**) fermé immédiatement.
- Chauffer directement dans le Thermostat à 100° C pendant 60 min.
- Refroidir et ajouter un Micrcap C (**LCK138/238/338C**).
- Fermer l'éprouvette de réaction et mélanger jusqu'à la dissolution complète dissous.
- Pipetter 0.5 ml du mélange préparé auparavant dans le tube de mesure.
- Pipetter 0.2 ml de solution D (**LCK138/238/338D**), fermer immédiatement le tube et mélanger bien.
- Laisser au repos pendant 15 min puis lire directement la concentration de l'azote totale sur le spectrophotomètre (DR-2800).

### II.9.2 Ammonium

L'azote ammoniacal est présent sous deux formes, l'ammoniac NH<sub>3</sub> et l'ammonium NH<sub>4</sub><sup>+</sup>, dont les proportions relatives dépendent du pH et de la température. L'ammonium est souvent dominant, c'est pourquoi, ce terme est employé pour désigner l'azote ammoniacal. En milieu oxydant, l'ammonium se transforme en nitrites puis en nitrates. Ce qui induit une consommation d'oxygène du milieu naturel.

#### 1. Principe

En milieu alcalin et en présence de nitroprussiate qui agit comme catalyseur, les ions ammonium traités par une solution de chlore de phénol donnent du bleu d'indophénol susceptible d'un dosage par spectrophotométrie.

Tube réactif DosiCap Zip (LCK303).

- L'échantillon de l'eau brut ou traité.
- Spectrophotomètre (DR-2800).
- Pipette 0.2ml

### 3. Mode opératoire

- Ouvrir avec précaution le tube (DosiCap Zip), verser 0.2 ml d'échantillon et fermer le tube.
- Agiter le tube.
- Après 15 min lire directement la concentration de l'ammonium sur le spectrophotomètre.

### II.9.3 Nitrite :

Les nitrites (NO<sub>2</sub><sup>-</sup>) sont un stade intermédiaire entre l'ammonium (NH<sub>4</sub><sup>+</sup>) et les nitrates (NO<sub>3</sub><sup>-</sup>). Les bactéries nitrifiantes (nitrosomonas) transforment l'ammonium en nitrites. Cette opération, nécessite une forte consommation d'oxygène. Les nitrites proviennent aussi de la réduction bactérienne des nitrates, appelée dénitrification.



#### 1. Principe

La diazotation de l'amino-4-benzènesulfonamide par le nitrite en milieu acide et sa copulation avec le dichlorure de N-(naphtyl-1) diamino-1,2 éthane donne un complexe coloré pourpre susceptible d'un dosage spectrophotométrique.

#### 2. Matériel

- Tube réactif DosiCap Zip (LCK 341).
- L'échantillon de l'eau brut ou traité.
- Spectrophotomètre (DR-2800).
- Pipette 0.2ml.

### 3. Mode opératoire

- Dévissez avec précaution le tube (DosiCap Zip), verser 0.2 ml d'échantillon et fermer le tube.
- Agiter le tube.
- Laisser 10 min en suite lire directement la concentration de nitrite sur le spectrophotomètre.

### II.9.4 Nitrate

Les nitrates constituent le stade final de l'oxydation de l'azote organique dans l'eau. Les bactéries nitratantes (nitrobacters) transforment les nitrites en nitrates. Cette réaction appelée nitratisation s'accompagne aussi d'une consommation d'oxygène

**2 NO<sub>2</sub> + O<sub>2</sub> Nitrobacters → 2 NO<sub>3</sub><sup>-</sup>** Les nitrates ne sont pas toxiques, mais des teneurs élevées en nitrates provoquent une prolifération des algues qui contribuent à l'eutrophisation du milieu

### 1. Principe

Dans une solution d'acide sulfurique et phosphorique, les ions nitrate réagissent avec le 2.6-diméthylphénol pour donner le 4-nitro-2.6-diméthylphénol.

### 2. Matériel

- Tube réactif A DosiCap Zip(LCK339).
- Tube de mesure.
- L'échantillon de l'eau brut ou traité.
- Spectrophotomètre (DR-2800).
- Pipette 2ml

### 3. Mode opératoire :

- Dévissez avec précaution le tube de mesure, verser 1ml d'échantillon, 0.2 ml du réactif A et fermé le tube.
- Agiter le tube.
- laisser 15 min en suite lire directement la concentration de nitrate sur le spectrophotomètre.

## II.10 Phosphore

Le phosphore est présenté dans l'eau sous plusieurs formes : phosphates, polyphosphates, phosphore organique, etc. Les apports les plus importants proviennent des déjections humaines et animales, et surtout des produits de lavage. Les composés phosphorés sont indésirables dans les réservoirs de distribution d'eau potable, parce qu'ils contribuent au développement des algues et plus généralement du plancton aquatique.

### 1. Principe

Les ions phosphate réagissent en solution acide avec les ions molybdate et antimoine pour donner un complexe de phosphate molybdate d'antimoine. Celui-ci est réduit par l'acide ascorbique en bleu de phosphormlybdène.

### 2. Matériel

- Tube de réactif DosiCap Zip(LCK350).
- Réactif B (LCK 348/349/350B).
- Réactif C se trouve à l'intérieur de bouchon.
- Spectrophotomètre (DR-2800).
- Thermostat LT200.
- L'échantillon de l'eau brut ou traité.

### 3. Mode opératoire

- Dévissez avec précaution le tube (DosiCap Zip), verser 0.4 ml d'échantillon et fermer le tube;
- Agiter le tube énergiquement ;
- Chauffer dans le thermostat à 100° C pendant 60min ;
- Laisser refroidir et verser 0.5 ml de réactif B (LCK 348/349/350B) ;
- Fermer avec un bouchon C et mélanger le contenu de tube en la retournant plusieurs fois et laisser 10 min en suite lire directement la concentration de phosphate totale sur le spectrophotomètre.

## Annexe E

### Eléments de bilan d'une station d'épuration (traitement de l'eau):

DECANTATION PRIMAIRE

**Rdt**

50%

30%

30%

DECANTATION secondaire

**Rdt**

75%

75%

70%