

الجمهورية الجزائرية الديمقراطية الشعبية  
République Algérienne Démocratique et Populaire  
وزارة التعليم العالي و البحث العلمي  
Ministère de l'Enseignement Supérieur et de la Recherche Scientifique  
المدرسة الوطنية العليا للفلاحة - الحراش - الجزائر  
École Nationale Supérieure Agronomique -El Harrach -Alger

Mémoire présenté en vue de l'obtention du diplôme de  
Magister en Sciences Agronomiques  
Département : Génie Rural  
Spécialité : Hydraulique

## THÈME

**MODÉLISATION DU FONCTIONNEMENT  
D'UNE STATION D'ÉPURATION PAR BOUES  
ACTIVÉES  
APPLICATION À LA STATION DE BOUMERDES**

Présenté par : MR KADIR Mokrane

Devant le Jury composé de :

Président : Monsieur AIDAOUI A Professeur, ENSA Alger

Promotrice : Madame SOUAG D. Maître de conférences, USTHB Alger

Examineurs : Monsieur DECHEMI N. Professeur, ENSP Alger

Monsieur HARTANI T. Professeur, ENSA Alger

2010-2011

## Remerciements

Ce mémoire a été effectué sous la direction de Madame SOUAG Doudja, Maître de conférences à l'USTHB, je la remercie vivement pour avoir accepté de suivre mon travail, pour son encadrement apprécié, ses conseils avisés, et la confiance qu'elle m'a accordée pour que ce travail puisse être achevé.

Un grand merci également à Jean Marc Choubert pour son aide précieuse dans la maîtrise de la modélisation.

Merci à Mlle Emmanuelle Vigne pour toute l'aide et les explications qu'elle m'a fournies sur l'utilisation du logiciel GPS-X, et pour toutes les réponses à mes très nombreuses questions.

J'adresse ensuite toute ma reconnaissance à G.Prades, pour la transmission de son savoir en matière de modélisation et de fractionnement, et la documentation qu'il a mise à ma disposition.

Mes remerciements vont également à toute l'équipe de la station de traitement des eaux usées de Boumerdes et celle du Cemagref de Marseille.

Mes vifs remerciements vont au professeur AIDAOUI A., Directeur du Laboratoire Maîtrise de L'Eau en Irrigation (LME-Irrigation) à l'ENSA d'Alger, pour l'ensemble des moyens qu'il a mis à ma disposition, et pour avoir accepté de me faire l'honneur de présider le jury.

Je remercie grandement, Monsieur HARTANI T., Professeur à l'École Nationale Supérieure Agronomique, pour avoir accepté d'examiner ce mémoire.

Je remercie grandement, Monsieur DECHEMI N., Professeur à l'École Nationale Supérieure Polytechnique, pour avoir accepté d'examiner ce mémoire.

Enfin, mes remerciements les plus sincères s'adressent aux nombreuses personnes avec lesquelles j'ai eu l'occasion de travailler et à tous ce qui ont contribué de près ou de loin à la réalisation de ce modeste travail.

## LSTE DES ABREVIATIONS

AGV : Acide gras volatils  
ASM1: Activated Sludge Model 1  
ASM2: Activated Sludge Model 2  
ASM3: Activated Sludge Model 3  
 $b_H$  : Coefficient de mortalité de la biomasse hétérotrophe ( $j^{-1}$ ).  
 $b$  : Coefficient de mortalité de la biomasse ( $j^{-1}$ )  
 $b_A$  : Taux de décroissance des bactérie autotrophes ( $T^{-1}$ )  
 $C_5 H_7 NO_2$  : Formule chimique de la biomasse vivante  
 $C_i$  et  $C_e$  : Concentrations de l'influent et de l'effluent (mg/l)  
 $C_i$  et  $C_e$  : Concentrations de l'influent et de l'effluent (mg/l)  
 $C_m$  : Chage massique (DBO/ Kg.j)  
 $C_v$  : Charge volumique (DBO/  $m^3.j$ )  
 $DBO_{21}$  : Demande Biochimique en Oxygène à 21 jours ( $mgO_2.L^{-1}$ )  
 $DBO_5$  : Demande Biochimique en Oxygène à 5 jours ( $mgO_2.L^{-1}$ )  
 $DBO_{5(entrée)}$  : Concentration de l'effluent à l'entrée de la station (mg/l)  
 $DCO$  : Demande Chimique en Oxygène ( $mgO_2.L^{-1}$ )  
 $DCO_P$  : Demande Chimique particulaire en Oxygène ( $mgO_2.L^{-1}$ )  
 $DCO_S$  : Demande Chimique soluble en Oxygène ( $mgO_2.L^{-1}$ )  
 $DCO_T$  : Demande Chimique totale en Oxygène ( $mgO_2.L^{-1}$ )  
Cemagref : Centre de recherche pour l'ingénierie de l'agriculture et de l'environnement  
 $f_p$  : Fraction de biomasse recyclée en produits particuliers (--)  
GPS-X : General Purpose Simulator  
H : Profondeur de la lagune ( $1m < H < 3 m$ ).  
IM : Indice de Molhman ( $mL.g^{-1}$ )  
IWA : International Water Association  
 $K_A$  : Constante de vitesse d'ammonification de  $S_{ND}$  par les bactéries hétérotrophes ( $L^3.M^{-1}.T^{-1}$ )  
Kg : Kilogramme  
 $K_h$  : Constante de vitesse d'hydrolyse de  $X_S$  par les bactéries hétérotrophes ( $L^{-3}.M^{-1}.T^{-1}$ )  
 $K_{inhib}$  Constante d'inhibition. (mg / l ).  
 $K_{NH}$  : Constante de demi-saturation pour l'azote ammoniacal ( $g_{NH_3-N} / l$ )  
 $K_{NO}$  : Constante de demi-saturation des bactéries hétérotrophes ( $g_{NO_3-N} / l$ )  
 $K_{NO}$  : Constante de demi saturation des bactéries hétérotrophes pour le nitrate ( $L^{-3}.M$ )  
 $K_{OA}$  : Constante de demi saturation des bactéries autotrophes ( $L^{-3}.M$ )  
 $K_{OH}$  : Constante de demi saturation des bactéries autotrophes ( $L^{-3}.M$ )  
 $K_S$  : Constante de demi-saturation du substrat ( $g O_2 / l$ ).  
 $k_T$  : Constante cinétique de premier ordre ( $j^{-1}$ )  
 $k_T$  : Constante cinétique de premier ordre ( $j^{-1}$ )  
kW : Kilowatt  
 $K_X$  : Constante de demi saturation des bactéries hétérotrophes pour l'hydrolyse de  $X_S$  ( $M.M^{-1}$ )  
MES : Matières En Suspension ( $mg.l^{-1}$ )  
mn : Minute  
MS : Matière sèche  
MVS Matières Volatiles Sèches ( $mg.l^{-1}$ )  
 $N_2$  : Diazote  
NGI : Azote global (en  $mgN/l$ )

$\text{NH}_4^+$  : Ammonium (mgN/l)  
 $\text{NO}_2^-$  : Nitrites (mgN/l)  
 $\text{NO}_3^-$  : Nitrates (mgN/l)  
 NTK : Azote Kjeldahl ( mgN/l)  
 ONA : Office National d'Assainissement  
 P : poids sec (g).  
 pH : Potentiel Hydrogène  
 pKa: Indication de la « constante d'acidité » Ka d'un équilibre acido-basique ( $\text{pKa} = -\log_{10}K_a$ )  
 Q: Apport d'eau par habitant et par jour (litres /j/hab)  
 $Q_a$  : Débit d'alimentation ( $\text{m}^3/\text{j}$ ).  
 $S$  : Concentration en substrat ( $\text{L}^{-3}.\text{M}$ )  
 $S$  : Superficie de la lagune (hectare)  
 $S$  : Superficie de la lagune (hectare)  
 $S_0$  : Concentration en oxygène dissous ( $\text{mg O}_2/\text{l}$ )  
 $S_a$  : La concentration des MES dans les réacteurs (g/l)  
 $S_{\text{ND}}$  : Concentration en azote organique soluble ( $\text{L}^{-3}.\text{M}$ )  
 $S_{\text{NH}}$  : Concentration en azote ammoniacal (mg N / l)  
 $S_{\text{NO}}$  : Concentration en nitrate ( $\text{L}^{-3}.\text{M}$ )  
 $S_{\text{O}}$  : Concentration en oxygène dissous ( $\text{L}^{-3}.\text{M}$ )  
 $\text{SO}_4^{2-}$  : l'ion Sulfate  
 $S_r$  : La concentration des MES recirculées (g/l)  
 $S_s$  : Concentration en substrat rapidement biodégradable ( $\text{mg O}_2/\text{l}$ )  
 $T$  : Température ( $^{\circ}\text{C}$ )  
 $t$  : Temps de séjour  
 $T_a$  : Température minimale mensuelle en  $^{\circ}\text{C}$   
 $T_m$  : Température moyenne mensuelle du mois le plus froid de l'année ( $\text{C}^0$ ).  
 $X_{\text{AH}}$  : Concentration en bactéries autotrophes ( $\text{L}^{-3}.\text{M}$ )  
 $X_{\text{B}}$  : Concentration en biomasse ( $\text{mgO}_2/\text{l}$ ).  
 $X_{\text{BA}}$  : Concentration en bactéries autotrophes ( $\text{L}^{-3}.\text{M}$ )  
 $X_{\text{BH}}$  : Concentration en bactéries hétérotrophe active ( $\text{mgO}_2/\text{l}$ )  
 $X_{\text{ND}}$  : Concentration en azote organique biodégradable particulaire (mg N/ l)  
 $X_{\text{P}}$  : Concentration en particule de biomasse morte ( $\text{mgO}_2/\text{l}$ )  
 $X_{\text{S}}$  : Concentration en substrat lentement biodégradable ( $\text{mgO}_2/\text{l}$ )  
 $Y_A$  : Le taux de rendement ( $\text{mg O}_2/\text{mg N- NH}_4^+$ ).  
 $\eta_{\text{G}}$  : Facteur de correction pour la croissance en milieu anoxie.  
 $\eta_{\text{H}}$  : Facteur de correction de la vitesse d'hydrolyse en anoxie (-)  
 $\eta_{\text{NO}}$ : Facteur correctif de la croissance des bactéries hétérotrophes en anoxie (-)  
 $\mu_{\text{H}}$  : Taux de croissance spécifique maximal ( $\text{j}^{-1}$ )  
 $\mu$  : Taux spécifique de croissance ( $\text{j}^{-1}$ )  
 $\rho$  : La cinétique de la réaction.  
 $\eta_{\text{H}}$  : Facteur de correction de la vitesse d'hydrolyse en anoxie  
 $\mu_{\text{H}}$  : Taux de croissance maximal de la biomasse hétérotrophe ( $\text{j}^{-1}$ )  
 $\mu_{\text{Hmax}}$  : Taux de croissance maximale des bactéries hétérotrophes ( $\text{T}^{-1}$ )  
 $\mu_{\text{max}}$  : Taux de croissance maximal ( $\text{T}^{-1}$ )

## LISTE DES FIGURES

<b>Figure.I.1 :</b>	Etapes d'une filière de traitement des eaux usées (Hadj sadok, 1999).....	07
<b>Figure.I.2 :</b>	Métabolisme d'une bactérie hétérotrophe ou autotrophe.....	23
<b>Figure.I.3 :</b>	Mécanisme de dégradation des matières organiques biodégradables dans les procédés biologiques.....	24
<b>Figure.I.4 :</b>	Mécanisme de dégradation des matières azotées dans les procédés biologiques.....	24
<b>Figure.II.1:</b>	Transformations de l'azote dans un réacteur à boues activées.....	27
<b>Figure.II.2:</b>	Processus de transformation de la matière organique en traitement biologique.....	29
<b>Figure.II.3:</b>	Conversion de la matière organique pendant la croissance de la biomasse.....	29
<b>Figure.II.4:</b>	Réduction des nitrates au cours de la dénitrification.....	31
<b>Figure.II.5:</b>	Représentation schématique du processus d'hydrolyse de la DCO lentement biodégradable.....	37
<b>Figure.II.6:</b>	Oxydation de l'azote ammoniacal au cours de la dénitrification.....	41
<b>Figure.II.7:</b>	Influence du pH sur la vitesse de nitrification (Shammas, 1986).....	45
<b>Figure.II.8:</b>	Influence de la température sur le taux de croissance maximum des autotrophes (Henze et al., 1995).....	45
<b>Figure.II.9:</b>	Impact d'un changement brutal de température sur le taux de croissance des autotrophes (Henze et al., 1995).....	46
<b>Figure.III.1:</b>	Evolution de la concentration des bactéries (Edeline, 1988).....	54
<b>Figure.III.2:</b>	Représentation graphique des lois de Monod et de Haldane.....	55
<b>Figure.III.3:</b>	La biodégradation de la matière organique dissoute et particulaire dans ASM 1 ( Henze et al., 1987).....	57
<b>Figure.III.4:</b>	Fractionnement de la DCO.....	64
<b>Figure III.5:</b>	Fractionnement de l'azote.....	64
<b>Figure.III.6:</b>	Concept décrivant la biodégradation de la matière organique dans ASM3 (Gujer al., 1999).....	67
<b>Figure.IV.1:</b>	Schéma de l'évolution de la DCO dans un couple de réacteurs brut et filtré.....	81
<b>Figure.IV.2:</b>	Schéma du dispositif de fractionnement de la DCO.....	82
<b>Figure.IV.3:</b>	Mise en place d'un couple de réacteurs d'eau brute et d'eau filtrée à 1,2 µm.....	83
<b>Figure.IV.4:</b>	Résultats du fractionnement de la DCO d'un effluent domestique.....	85
<b>Figure.IV.5:</b>	Schéma de la station actuelle de Boumerdes sous GPS-X.....	91
<b>Figure.IV.6:</b>	Régime permanent établi sur GPS-X avec valeurs d'entrée.....	96
<b>Figure.IV.7:</b>	Régime permanent établi sur GPS-X avec grandeurs de sortie.....	97
<b>Figure.IV.8:</b>	Régime permanent établi sur GPS-X avec valeurs de sortie du réacteur.....	99
<b>Figure.IV.9:</b>	Evolution des MES en sortie de la station sur 20 jours.....	102
<b>Figure.IV.10:</b>	Evolution de la DBO5 en sortie de la station sur 20 jours.....	103
<b>Figure.IV.11:</b>	Evolution de la DCO en sortie de la station sur 20 jours.....	103

## LISTE DES TABLEAUX

<b>Tableau.I.1 :</b>	Classification des composés de l'effluent (Sperandio, 1998).....	03
<b>Tableau.I.2 :</b>	Classification des composés de l'effluent suivant leur nature chimique.....	05
<b>Tableau.II.1:</b>	Valeurs des constantes cinétiques et stœchiométriques mises en jeu dans la cinétique de croissance à 20°C.....	33
<b>Tableau.II.2:</b>	Constantes d'hydrolyse à 20°C pour les trois principaux modèles cinétiques.....	38
<b>Tableau.II.3:</b>	Facteurs de correction $\eta_H$ pour l'hydrolyse en milieu anoxie.....	39
<b>Tableau.III.1:</b>	Matrice des équations du modèle boues activées ASM 1 (Henze et al., 1987).....	60
<b>Tableau.III.2:</b>	Valeurs des paramètres d'ASM1 (Henze et al., 1987).....	62
<b>Tableau.III.3:</b>	Quelques différences entre les modèles ASMs.....	69
<b>Tableau.III.4:</b>	Comparaison ASM 1 / ASM 3.....	69
<b>Tableau.IV.1:</b>	Capacité nominale de la station de Boumerdes.....	71
<b>Tableau.IV.2:</b>	Réutilisation des eaux usées épurées.....	72
<b>Tableau.IV.3:</b>	Résultats d'analyse d'eau de la station de Boumerdes.....	73
<b>Tableau.IV.4:</b>	Valeurs d'entrée en régime permanent.....	88
<b>Tableau.IV.5:</b>	Ratios calculés sur la station de Boumerdes.....	89
<b>Tableau.IV.6:</b>	Estimation des variables d'entrée dans GPS-X.....	90
<b>Tableau.IV.7:</b>	Jeu de paramètres déterminés lors du calage du modèle et significations.....	94
<b>Tableau.IV.8:</b>	Synthèse du calage sur le régime permanent.....	95
<b>Tableau.IV.9:</b>	Régime permanent établi sur GPS-X avec grandeurs de sortie.....	98
<b>Tableau.IV.10</b>	Régime permanent établi sur GPS-X avec valeurs de sortie du réacteur.....	99

## SOMMAIRE

Introduction générale.....	1
----------------------------	---

**Chapitre I: Procédés utilisés en épuration**

I.1. Introduction.....	3
I.2. Evaluation de la pollution .....	3
I.3. Les grandes étapes du traitement .....	6
I.3.1. Le prétraitement .....	8
I.3.2. Le traitement primaire.....	9
I.3.3. Le traitement secondaire .....	10
I.3.3.1. Les techniques intensives.....	10
A. Lit bactérien (culture fixe).....	10
B. Disques biologiques (culture fixe).....	11
C. Boues activées (culture libre) .....	12
I.3.3.2. Les techniques extensives .....	13
A. L'infiltration-percolation sur sable .....	14
B. Les filtres plantés à écoulement vertical.....	15
C. Les filtres plantés de roseaux à écoulement horizontal .....	16
D. Lagunage naturel .....	17
E. Lagunage à macrophytes.....	18
F. Lagunage aéré .....	18
G. L'oxylag .....	19
I.3.4. Les traitements tertiaires .....	20
I.3.5. Le traitement des boues.....	20
I.4. Le traitement secondaire à boues activées .....	21
I.4.1. Les boues activées à l'échelle microscopique.....	21
I.4.1.1. Microfaune et microflore .....	21
I.4.1.2. Les éléments nécessaires au développement des micro-organismes .....	22
I.4.1.3. Les processus métaboliques .....	22
I.4.2. Le fonctionnement du procédé à boues activées.....	25
I.5. Conclusion .....	26

**Chapitre II: Mécanisme biologique de transformation de la matière organique**

II.1. Introduction .....	27
II.2. Les processus de biodégradation de la matière organique .....	28
II.3. Le processus de nitrification .....	41
II.4. Cinétiques biologiques – Rappels.....	44
II.4.1. Cinétique de croissance de la biomasse autotrophe.....	44
II.4.1.1. Influence des caractéristiques du milieu de culture .....	44
II.5. Conclusion .....	48

**Chapitre III: Modélisation du procédé à boue activée**

III.1. Introduction .....	49
III.2. Modélisation des procédés biologiques.....	50
III.3. Bilan de matière .....	51

III.3.1. Schéma réactionnel.....	51
III.3.2. Cinétiques des réactions .....	53
III.4. Modèles de station d'épuration : Activated Sludge Model .....	56
III.4.1. Activated Sludge Model 1 (Henze et al., 1987) .....	56
III.4.2. Activated Sludge Model 2 (Henze et al., 1995) .....	65
III.4.3. Activated Sludge Model 3 (Gujer et al., 1999) .....	66
III.5. Comparaison des trois modèles ASMs.....	68
III.6. Conclusion.....	69

## **Chapitre IV: Application à la station de Boumerdes**

IV.1. Introduction.....	70
IV.1. Station d'épuration de la ville de Boumerdes .....	70
IV.2. Réutilisation des eaux usées épurées .....	71
IV.3. Elément indicateurs de pollution urbaine .....	73
IV.4. Expression et Interprétation des résultats .....	74
IV.4.1. La demande biochimique en oxygène au bout de 5 jours (DBO <sub>5</sub> ).....	74
IV.4.2. La demande chimique en oxygène (DCO).....	74
IV.4.3. Les matières en suspension (MES) .....	75
IV.4.4. Le rapport DCO/DBO <sub>5</sub> .....	75
IV.4.5. La température (T °).....	75
IV.4.6. Le potentiel hydrogène (pH) .....	75
IV.5. Principe du traitement de l'eau usée de la station de Boumerdes .....	75
IV.5.1. Arrivée des eaux et bassins d'orage .....	76
IV.5.2. Prétraitement .....	76
IV.5.3. Ouvrage de répartition.....	77
IV.5.4. Réacteur biologique (bassin d'aération).....	77
IV.5.5. Clarification finale et ouvrage de recirculation.....	78
IV.5.6. Canal de comptage et désinfection de l'eau traitée .....	79
IV.6. Principe de traitement des boues.....	79
IV.6.1. Epaissement des boues .....	79
IV.6.2. Déshydratation mécanique des boues sur bandes presseuses .....	80
IV.7. Caractérisation de l'effluent domestique .....	80
IV.7.1. Méthode .....	80
IV.7.2. Mise en œuvre .....	81
IV.7.3. Résultats obtenus.....	83
IV.7.3.1. Rendement apparent.....	83
IV.7.3.2. Fractions de la DCO.....	84
IV.7.4. Conclusion .....	85
IV.8. Logiciel de simulation.....	86
IV.8.1. Besoin d'un outil informatique .....	86
IV.8.2. Logiciel de simulation.....	86
IV.8.3. Choix du modèle ASM .....	87
IV.8.3.1. Pourquoi l'ASM1 ? .....	87
IV.9. Méthode de recherche .....	88
IV.10. Vérification de l'adéquation en régime permanent.....	88
IV.10.1. Caractéristique de l'effluent d'entrée .....	88
IV.10.2. Hypothèses de fonctionnement prises en compte .....	91
IV.10.2.1. Aération.....	91
IV.10.2.2. Recirculation .....	91



IV.10.2.3. Indice de Mohlman .....	92
IV.10.2.4. Extraction des boues .....	92
IV.10.2.5. Performance du clarificateur .....	92
IV.10.3. Calage du modèle .....	92
IV.10.4. Résultats du régime permanent .....	94
IV.10.5. Analyse des résultats .....	100
IV.10.6. Simulation de la station de Boumerdes sur une période de 20 jours .....	101
IV.10.7. Résultats de la simulation .....	102
IV.10.8. Analyse des résultats .....	104
IV.10.9. Conclusion .....	104
Conclusion générale .....	105
Références bibliographiques	

## Introduction générale

Maîtriser la qualité de l'eau... Vaste défi aux enjeux vitaux.

L'eau est un bien précieux qui subit diverses pollutions et dégradations : les écosystèmes et la santé des personnes en sont directement impactés, les pollutions présentes dans l'eau sont d'origines diverses : industrielle, domestique ou agricole.

Les procédés de traitement des eaux qui recueillent ces eaux usées sont composés de plusieurs phases, chacune traitant un type particulier de pollution (organique, chimique, minérale). De par ses excellentes performances, la phase de traitement biologique par boues activées représente la phase clé de la chaîne globale de traitement. Cependant, son fonctionnement repose sur le développement de populations bactériennes et est également le plus difficile à maîtriser : variations brutales des flux d'entrée et des quantités de pollution, conditions opératoires contraignantes, évolution non prévisible du comportement bactérien.

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 à leur transmission à l'opérateur.

Ces stations sont conçues pour produire une eau secondaire de qualité conforme aux normes de rejet dans les milieux récepteurs naturels. La concentration des rejets dans certaines zones, caractérisées par une urbanisation dense et une forte activité économique, peut cependant conduire à l'apparition d'impacts négatifs ponctuels sur les milieux récepteurs. D'autre part, la réutilisation des eaux usées s'impose de plus en plus comme une des composantes de la stratégie nationale de gestion des ressources en eau.

Le développement de la réutilisation des eaux épurées et la préservation des milieux naturels contre la pollution résiduelle des rejets exigent la production d'une eau épurée de meilleure qualité et l'introduction de traitements complémentaires efficaces. L'amélioration de la qualité de l'eau épurée exige une meilleure maîtrise des procédés. Ceux-ci se caractérisant par leur complexité et la variabilité des conditions de leur fonctionnement, l'introduction d'outils et de méthodes plus évolués pour leur gestion est la démarche adoptée actuellement par tous les gestionnaires des stations d'épuration.

Une avancée importante a été accomplie dans la connaissance des mécanismes de la biodégradation des substances organiques, de l'élimination de l'azote et du phosphore. Les modèles ainsi élaborés sont exploités pour mettre au point des logiciels de simulation (comme

le logiciel GPS-X) utilisables comme outil de conception ou de gestion des systèmes d'épuration. La simulation permettra une meilleure programmation des extensions, l'optimisation, gestion, réhabilitation ou renforcement des différents organes de la station en permettant de prévoir à l'avance leur capacité à faire face, par exemple, à l'extension du réseau de collecte, à la mise en place de nouvelles unités industrielles,....etc.

D'après un rapport publié par l'office national d'assainissement en 2006, l'Algérie compte 49 stations d'épuration réparties à travers tout le territoire national. Le rapport précise que l'état de 63% de ces stations nécessite une réhabilitation, 18% d'entre elles sont abandonnées et 19 % ne fonctionnent pas correctement. Cette situation est due essentiellement à la mauvaise conception de certains ouvrages, l'inadéquation des certains équipements, le manque de pièces de rechange et de réactifs chimiques, ajoutons à cela l'insuffisance des moyens opérationnels pour assurer une bonne exploitation des réseaux d'assainissement et leurs maintenance. La station d'épuration des eaux usées de Boumerdes n'est pas en dehors de ce constat pour le moins négatif. Aujourd'hui avec le durcissement de la réglementation, il faut faire face à d'innombrables difficultés concernant la réutilisation des eaux épurées dans l'agriculture et la gestion des boues. De plus, ce travail peut s'appuyer sur l'expérience du Cemagref de l'ASM1, de son calage et des modifications apportées à celui-ci. En effet, dès 2000, Stricker (2000) s'est intéressée au fractionnement de la DCO et de l'azote pour le modèle ASM1. Choubert (2002) a utilisé une installation pilote pour calibrer le modèle ASM1 afin d'étudier la nitrification à faible température. Finalement, Marquot (2006) a calibré le modèle ASM1 sur une installation réelle soulignant les difficultés et contraintes rencontrées sur une station d'épuration de taille réelle, les études en Algérie concernant la modélisation des usines de traitement des eaux usées sont plutôt rares.

Le modèle de simulation des stations d'épuration, ASM, est utilisé dans cette recherche pour essayer de mieux comprendre les transformations biologiques dans l'usine de dépollution en vue de la mieux gérer sur des bases scientifique et technique. On a utilisé le modèle ASM1 de l'IWQ on y introduisant des modifications rendues nécessaire vue la nature des données mises à notre disposition.

L'objectif principal de ce travail était d'étudier le diagnostic du point de fonctionnement d'une installation de traitement par boues activées à faible charge, lors de surcharges organiques en saison estivale. La méthode utilisée a été de réaliser différentes simulations informatiques à l'aide de modélisations numériques des stations de traitement à boues activées.

La démarche scientifique adoptée dans cette étude conduit à une répartition de ce manuscrit en quatre chapitres :

Le premier chapitre a pour objectif de poser la problématique du traitement des effluents domestiques, ce chapitre introduit d'abord les connaissances nécessaires à la compréhension de ce travail, puis il aborde les procédés de traitement associés ; le comportement de la biomasse et la description de son pouvoir épurateur, et la description technique des différentes étapes du traitement.

Le second chapitre est consacré au mécanisme biologique de la transformation de la matière organique et le processus de l'élimination de l'azote ; l'analyse des processus de dégradation de la matière organique, les principaux mécanismes mis en jeu : l'hydrolyse, la croissance des bactéries et le décès.

L'étude de l'influence de nombreux paramètres, notamment les concentrations en oxygène dissous et en ammoniac, la température et le pH.

Dans le troisième chapitre, nous avons donné un aperçu sur la modélisation du procédé à boues activées, et les différents modèles de modélisation et de simulation dynamique de stations de traitement des eaux usées. L'avènement de normes de rejets de plus en plus sévères pour les rejets de stations d'épuration implique 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 performante.

Dans le dernier chapitre, Nous avons utilisé le logiciel GPS-X afin d'appliquer le modèle ASM1 pour la modélisation du point de fonctionnement de la station d'épuration de Boumerdes.

Enfin, nous donnons une conclusion.

# Chapitre I

---

## Procédés utilisés en épuration

---

# CHAPITRE I : PROCÉDÉS UTILISÉS EN ÉPURATION

## I.1. Introduction

La synthèse présentée dans ce chapitre concerne la description de l'effluent et les moyens de traitement associés ; le comportement de la biomasse et de son pouvoir épurateur, la description technique des différentes étapes du traitement, la caractérisation des effluents ainsi que les étapes usuelles de traitement. Nous nous intéressons ensuite, dans un second temps, à l'étape clé de la chaîne de traitement des effluents étudiée : le procédé à boues activées. Le procédé est d'abord abordé du point de vue microscopique (métabolisme des bactéries) puis de son fonctionnement macroscopique.

## I.2. Evaluation de la 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, 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 de ces composés est répertoriée en fonction de leur taille (tableau I.1)

**Tableau. I.1:** Classification des composés de l'effluent (Sperandio, 1998).

Classification	Diamètre des particules ( $\mu\text{m}$ )	Caractéristique	Exemple de composé
Soluble	< 0,08		Carbohydratessimples,acides aminés, acides gras volatils, protéines, polysaccharides (amidon, cellulose), ...
Colloïdale	0,08 - 1	Limite entre phase solide et soluble	Graisses,bactérieslibres,débris cellulaires, ...
Supra-colloïdale	1 – 100	Matières fines en suspension, visibles à l'œil nu ; Contribue à la turbidité de l'eau	Fibrescellulosiques,agrégats lipidiques, flocs bactériens, macroprotéines, ...
Particulaire	> 100	Composés grossiers	

Une autre classification est fondée sur la capacité des polluants à être dégradés.

On distingue deux classes principales :

- **Les 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.

- **Les 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, on notera également l'existence de matières inorganiques carbonées pouvant être dégradées ;

- Pour les matières azotées qui sont des éléments nutritifs, entraînent 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  
(Hadj sadok, 1999).

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,

La caractérisation de ces composés au sein de l'effluent s'effectue grâce à des mesures globales de la pollution (Boudrant et al, 1994) : 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 et ces termes sont couramment utilisés à la place de la matière qu'ils représentent.

#### Les matières en suspension

- **Matières En Suspension (MES)** : Les MES représentent l'ensemble des matières solides et colloïdales floculées, 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.

#### Les composés organiques

- **Demande Chimique en Oxygène (DCO)** : Cette mesure permet la quantification de l'ensemble des composés organiques, présents sous forme solide, colloïdale ou dissouts ainsi que celle des minéraux oxydables. Lorsque l'ensemble des composés est pris en considération, on parle de DCO totale ( $DCO_T$ ), et lorsque seuls les composés solubles sont analysés, il s'agit de la DCO soluble ( $DCO_S$ ), la différence entre ces deux mesures constitue la DCO particulaire ( $DCO_P$ ).
- **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 cinq ( $DBO_5$ ) ou 21 jours ( $DBO_{21}$ ).



### Les composés azotés

L'azote est présent dans les effluents sous différentes formes : Azote organique ( $N_{\text{org}}$ ), azote ammoniacal (ammoniac  $\text{NH}_3$ , ion ammonium  $\text{NH}_4^+$ ), nitrates ( $\text{NO}_3^-$ ), nitrites ( $\text{NO}_2^-$ ). 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, nitrates, nitrites.

### Le phosphore

Le phosphore peut également se trouver sous forme minérale (en provenance des lessives ou des rejets industriels) ou organique, élément indispensable à la vie des algues, la présence de phosphore entraîne un risque d'eutrophisation du cours d'eau ou du lac, c'est-à-dire que celui-ci peut se voir envahi par un développement excessif de la population algale.

## I.3. Les grandes étapes du traitement

Nous venons de voir que 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 technologies utilisées se développent et se perfectionnent constamment par la recherche de technologies ou de procédés nouveaux et par la mise en place de nombreux automatismes. Les étapes principales du traitement sont détaillées sur la figure I.1.

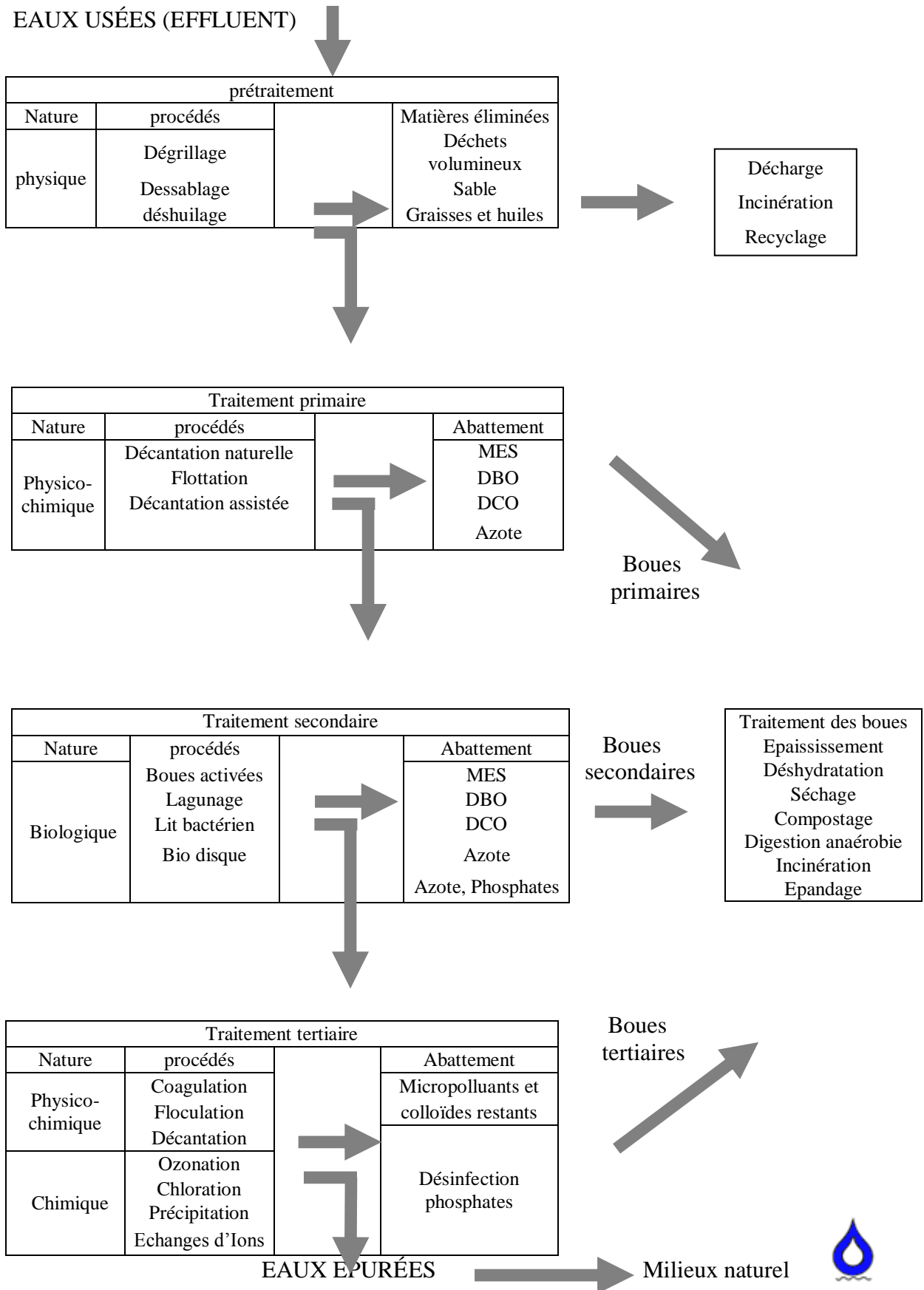


Figure.I.1 : Etapes d'une filière de traitement des eaux usées (Hadj sadok, 1999).

### I.3.1. Le prétraitement

Le prétraitement a pour objectif l'extraction des matières les plus grossières (brindilles, feuilles, tissus, ...) et des éléments susceptibles de gêner les étapes ultérieures du traitement.

Il comprend :

- **Le dégrillage** : Pour retenir les déchets volumineux à l'aide d'une succession de grilles (2 à 4) de plus en plus fines, les résidus recueillis sont déposés en décharge ;

Il est assuré par des grilles dont l'écartement varie suivant que l'on ait à faire au :

- Dégrillage grossier qui arrête les objets volumineux : les barreaux des grilles sont espacés de 30 à 100 mm;
- Dégrillage moyen : de 10 à 30 mm ;
- Dégrillage fin qui retient les détritiques de petites dimensions : de moins de 10 mm, généralement précédé d'un pré drégillage de protection.
- Les vitesses moyennes de passage admises sont de l'ordre de 0,60 m/s à 1,40 m/s au débit de pointe.

Les grilles doivent être régulièrement raclées, le nettoyage s'effectue :

- Manuellement lorsque la quantité de détritiques retenue n'est pas importante.
- Mécanique si les risques de colmatage sont plus fréquents.

On distingue deux types de grille :

❖ Grilles manuelles :

Les grilles manuelles sont composées de barreaux droits en acier, de section cylindrique ou rectangulaire, elles peuvent être verticales, mais souvent inclinées de 60 à 80 ° dans le cas où le débit d'effluent est important.

❖ Grilles mécaniques :

Ce sont des grilles à nettoyage automatique.

- Grille mécanique à nettoyage par l'aval :

Le mécanisme est placé à l'aval la grille, vertical ou incliné à 60 ou 80°.

- Grille mécanique à nettoyage par l'amont :

Le mécanisme est assuré par un ou deux peignes montés à l'extrémité du bras.

- **Le dessablage** : Pour prévenir les dépôts dans les canalisations, protéger les organes mécaniques (pompes) contre l'abrasion et éviter de perturber les autres étapes de traitement. Les sables, recueillis généralement par raclage en fond de bassin, sont

recyclés ; On distingue plusieurs types de déssableurs, suivant la géométrie des bassins ou la circulation du fluide dont les principaux types sont :

- Les déssableurs à couloirs à section rectangulaire,
- Les déssableurs circulaires également connus sous l'appellation de centrifuges ou encore cyclones.
- Le dégraissage-déshuilage : pour éviter l'encrassement de la station par des corps gras. Effectuée dans le même bassin que l'étape de dessablage, la récupération des graisses et huiles se fait en surface, les composés collectés seront alors incinérés (cas du traitement d'un effluent urbain) ou recyclés pour la fabrication du savon ou détergents (cas de certains effluents industriels) en fonction de leur qualité.

### **I.3.2. Le traitement primaire**

Le traitement s'effectue par voie physico-chimique avec pour but d'extraire le maximum de matières en suspension et de matières organiques facilement décantables, trois voies de traitement sont possibles :

- La 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 ;
- La 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 ;
- La décantation associée à l'utilisation d'un coagulant- flocculant (voie physico-chimique) :

Le principe est ici de favoriser l'agrégation des molécules en suspension par des techniques de coagulation et de floculation de façon à augmenter la sédimentation pour 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 % et de la Demande Biochimique en Oxygène de l'ordre de 35 % (Cardot, 1999). 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.3.3. Le 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.

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.

Deux grandes familles peuvent être distinguées : les procédés à cultures fixes (micro-organismes 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. Nous pouvons citer les plus courantes (Satin et Selmi, 1999 ; Degrémont, 2005) :

#### **I.3.3.1. Les techniques intensives**

Les techniques les plus développées au niveau des stations d'épuration urbaines sont des procédés biologiques intensifs, le principe de ces procédés est de localiser sur des surfaces réduites et d'intensifier les phénomènes de transformation et de destruction des matières organiques que l'on peut observer dans le milieu naturel.

Trois grands types de procédés sont utilisés :

- Les lits bactériens et disques biologiques ;
- Les boues activées ;
- Les techniques de biofiltration ou filtration biologique accélérée.

#### **A. Lit bactérien (culture fixe)**

Le principe de fonctionnement d'un lit bactérien consiste à faire ruisseler les eaux usées, préalablement décantées sur une masse de matériaux poreux ou caverneux qui sert de support aux micro-organismes (bactéries) épurateurs, une aération est pratiquée soit par tirage naturel soit par ventilation forcée. Il s'agit d'apporter l'oxygène nécessaire au maintien des bactéries aérobies en bon état de fonctionnement, les matières polluantes contenues dans l'eau et

l'oxygène de l'air diffusent, à contre courant, à travers le film biologique jusqu'aux micro-organismes assimilateurs. Le film biologique comporte des bactéries aérobies à la surface et des bactéries anaérobies près du fond, les sous-produits et le gaz carbonique produits par l'épuration s'évacuent dans les fluides liquides et gazeux.

### **B. Disques biologiques (culture fixe)**

Une autre technique faisant appel aux cultures fixées est constituée par les disques biologiques tournants.

Les micro-organismes se développent et forment un film biologique épurateur à la surface des disques, les disques étant semi-immérgés, leur rotation permet l'oxygénation de la biomasse fixée, il convient, sur ce type d'installation, de s'assurer :

- De la fiabilité mécanique de l'armature (entraînement à démarrage progressif, bonne fixation du support sur l'axe) ;
- Du dimensionnement de la surface des disques (celui-ci doit être réalisé avec des marges de sécurité importantes).

#### **Avantages (Lit bactérien et disque biologique)**

- Faible consommation d'énergie ;
- Fonctionnement simple demandant moins d'entretien et de contrôle que la technique des boues activées ;
- Bonne décantabilité des boues ;
- Plus faible sensibilité aux variations de charge et aux toxiques que les boues activées ;
- Généralement adaptés pour les petites collectivités ;
- Résistance au froid (les disques sont toujours protégés par des capots ou par un petit bâtiment).

#### **Inconvénients (Lit bactérien et disque biologique)**

- Performances généralement plus faibles qu'une technique par boues activées, cela tient en grande partie aux pratiques anciennes de conception. un dimensionnement plus réaliste doit permettre d'atteindre des qualités d'eau traitée satisfaisantes ;
- Coûts d'investissement assez élevés (peuvent être supérieurs d'environ 20 % par rapport à une boue activée) ;
- Nécessite de prétraitements efficaces ;
- Sensibilité au colmatage ;
- Ouvrages de taille importante si des objectifs d'élimination de l'azote sont imposés.

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

Le principe des boues activées réside dans une intensification des processus d'auto-épuration que l'on rencontre dans les milieux naturels.

Le procédé "boues activées" consiste à mélanger et à agiter des eaux usées brutes avec des boues activées liquides, bactériologiquement très actives, la dégradation aérobie de la pollution s'effectue par mélange intime des micro-organismes épurateurs et de l'effluent à traiter. Ensuite, les phases "eaux épurées" et "boues épuratrices" sont séparées (Agence de l'Eau, 1999), le processus d'épuration par boues activées est le plus répandu, 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 (Cardot, 1999).

Une installation de ce type comprend les étapes suivantes :

- Les traitements préliminaires et, éventuellement, primaire ;
- Le bassin d'activation (ou bassin d'aération) ;
- Le décanteur secondaire avec reprise d'une partie des boues ;
- L'évacuation des eaux traitées ;
- Les digesteurs des boues en excès provenant des décanteurs.

#### **Avantages**

- Adaptée pour toute taille de collectivité (sauf les très petites) ;
- Bonne élimination de l'ensemble des paramètres de pollution (MES, DCO, DBO<sub>5</sub>, N par nitrification et dénitrification) ;
- Adaptée pour la protection de milieux récepteurs sensibles ;
- Boues légèrement stabilisées ;
- Facilité de mise en œuvre d'une déphosphatation simultanée.

#### **Inconvénients**

- Coûts d'investissement assez importants ;
- Consommation énergétique importante ;
- Nécessité de personnel qualifié et d'une surveillance régulière ;
- Sensibilité aux surcharges hydrauliques ;
- Décantabilité des boues pas toujours aisée à maîtriser ;
- Forte production de boues qu'il faut concentrer.

### I.3.3.2. Les techniques extensives

Les techniques dites extensives sont des procédés qui réalisent l'épuration à l'aide de cultures fixées sur support fin ou encore à l'aide de cultures libres mais utilisant l'énergie solaire pour produire de l'oxygène par photosynthèse, le fonctionnement de ce type d'installation sans électricité est possible, excepté pour le lagunage aéré pour lequel un apport d'énergie est nécessaire pour alimenter les aérateurs ou les matériels d'insufflation d'air, les charges surfaciques appliquées restent très faibles, ces techniques ont été développées dans différents pays pour des collectivités de taille, en général, inférieure à 5000 équivalent habitants, trois grands types de procédés sont utilisés (Satin et Selmi, 1999) :

- **Cultures fixées :**
  - Infiltration-percolation ;
  - Filtre planté à écoulement vertical ;
  - Filtre planté à écoulement horizontal.
- **Cultures libres :**
  - Lagunage naturel ;
  - Lagunage à macrophytes ;
  - Lagunage aéré.

#### Les cultures fixées sur support fin

Les procédés d'épuration à cultures fixées sur support fin consistent à faire ruisseler l'eau à traiter sur plusieurs massifs indépendants, les deux principaux mécanismes sont :

**Filtration superficielle** : les matières en suspension (MES) sont arrêtées à la surface du massif filtrant, et avec elles une partie de la pollution organique (DCO particulaire).

**Oxydation** : le milieu granulaire constitue un réacteur biologique, un support de grande surface spécifique, sur lequel se fixent et se développent les bactéries aérobies responsables de l'oxydation de la pollution dissoute (DCO dissoute, azote organique et ammoniacal).

L'aération est assurée par :

- Une convection à partir du déplacement des lames d'eau ;
- Une diffusion de l'oxygène depuis la surface des filtres et les cheminées d'aération, vers l'espace poreux.

L'oxydation de la matière organique s'accompagne d'un développement bactérien, qui doit être régulé afin d'éviter le colmatage biologique interne du massif filtrant et le décrochage épisodique de la biomasse qui sont inévitables dès que les charges appliquées sont importantes. L'auto régulation de la biomasse est obtenue grâce à la mise en place de plusieurs



massifs indépendants alimentés en alternance. Pendant les phases de repos (ou de non alimentation), le développement des bactéries placées en situation “de disette” est réduit au maximum par prédation, dessiccation,...etc (Satin et Selmi, 1999).

Ces phases de repos ne doivent pas être trop longues afin que les processus épuratoires puissent reprendre rapidement, dès la nouvelle phase d'alimentation, le plus fréquemment, les filières “cultures fixées sur support fin” sont conçues sur la base de trois plateaux alimentés chacun pendant trois à quatre jours consécutifs (Cardot, 1999).

Le dispositif d'alimentation des unités d'infiltration doit assurer une distribution uniforme de l'influent (afin d'utiliser l'ensemble de la surface disponible) et l'homogénéité des charges hydrauliques unitaires. L'alimentation peut se faire par submersion temporaire (ou par aspersion) à partir d'un réservoir dont la vidange se réalise à très fort débit par divers moyens (siphon, pompes...), ces apports séquencés permettent également de maintenir une concentration importante en oxygène dans le filtre par la diffusion d'air entre deux lâchers.

Le massif filtrant est généralement constitué de sable qu'il s'agisse de sable rapporté ou de sable dunaire en place, le sable doit répondre à quelques caractéristiques précises dans le but de trouver un compromis entre le risque de colmatage (sable trop fin), et le passage trop rapide (sable trop gros) (Liénard et al., 2000).

### **Cultures libres**

Le processus d'épuration par “cultures libres” repose sur le développement d'une culture bactérienne, de type aérobie principalement, l'oxygène provient de diverses sources selon les filières, la culture bactérienne est ensuite séparée de l'eau traitée par mécanisme de sédimentation dans un ouvrage, le plus souvent spécifique (clarificateur, lagune de décantation...).

### **A. L'infiltration-percolation sur sable**

L'infiltration-percolation d'eaux usées est un procédé d'épuration par filtration biologique aérobie sur un milieu granulaire fin, l'eau est successivement distribuée sur plusieurs unités d'infiltration, les charges hydrauliques sont de plusieurs centaines de litres par mètre carré de massif filtrant et par jour. L'eau à traiter est uniformément répartie à la surface du filtre qui n'est pas recouvert, la plage de distribution des eaux est maintenue à l'air libre et visible.

Une autre variante intéressante de l'épuration par le sol est constituée par les filtres à sable horizontaux ou verticaux enterrés. Ces techniques utilisées, avant tout, pour les situations relevant de l'assainissement autonome restent intéressantes pour l'assainissement autonome regroupé concernant quelques centaines d'équivalent -habitants. Pour un filtre à sable vertical

enterré, un dimensionnement de 3,5 m<sup>2</sup>/ habitant est nécessaire, et une alimentation basse pression recommandée (Commission Européenne, 2001).

#### **Avantages techniques**

- Excellents résultats sur la DBO<sub>5</sub>, la DCO, les MES ;
- Nitrification poussée ;
- Superficie nécessaire bien moindre que pour un lagunage naturel ;
- Capacité de décontamination intéressante.

#### **Inconvénients techniques**

- Nécessité d'un ouvrage de décantation primaire efficace ;
- Risque de colmatage à gérer (d'où l'importance de l'emploi d'un sable "lavé" et de bonne granulométrie) ;
- Nécessité d'avoir à disposition de grandes quantités de sable, ce qui peut engendrer des investissements importants s'il n'y en a pas de disponible à proximité ;
- Adaptation limitée aux surcharges hydrauliques.

### **B. Les filtres plantés à écoulement vertical**

Les filtres sont des excavations, étanchées du sol, remplies de couches successives de gravier ou de sable de granulométrie variable selon la qualité des eaux usées à traiter. Contrairement à l'infiltration-percolation précédemment évoquée, l'influent brut est réparti directement, sans décantation préalable, à la surface du filtre. Il s'écoule en son sein en subissant un traitement physique (filtration), chimique et biologique (biomasse fixée sur support fin), les eaux épurées sont drainées. Les filtres sont alimentés en eaux usées brutes par lâchées, pour un même étage, la surface de filtration est séparée en plusieurs unités permettant d'instaurer des périodes d'alimentation et de repos (Cardot, 1999).

Le principe épuratoire repose sur le développement d'une biomasse aérobie fixée sur un sol reconstitué, l'oxygène est apporté par convection et diffusion, l'apport d'oxygène par les racelles des plantes est, ici, négligeable par rapport aux besoins (Pujol, 2000).

#### **Avantages techniques**

- Facilité et faible coût d'exploitation, aucune consommation énergétique si la topographie le permet ;
- Possibilité de traiter des eaux usées domestiques brutes ;
- Gestion réduite au minimum des boues ;
- Bonne adaptation aux variations saisonnières de population.

**Inconvénients techniques**

- Exploitation régulière, faucardage annuel de la partie aérienne des roseaux, désherbage manuel avant la prédominance des roseaux ;
- Utiliser cette filière pour des capacités supérieures à 2 000 équivalents habitants reste très délicat pour des questions de maîtrise de l'hydraulique et de coût par rapport aux filières classiques, une conception pour des tailles supérieures ne peut s'envisager que sous réserve d'une réflexion poussée concernant l'adaptation des bases de dimensionnement et les conditions à remplir pour s'assurer de la maîtrise de l'hydraulique ;
- Risque de présence d'insectes ou de rongeurs.

**C. Les filtres plantés de roseaux à écoulement horizontal**

Dans les filtres à écoulement horizontal, le massif filtrant est quasi-totalement saturé en eau, l'effluent est réparti sur toute la largeur et la hauteur du lit par un système répartiteur situé à une extrémité du bassin ; il s'écoule ensuite dans un sens principalement horizontal au travers du substrat. La plupart du temps, l'alimentation s'effectue en continu car la charge organique apportée est faible, l'évacuation se fait par un drain placé à l'extrémité opposée du lit, au fond et enterré dans une tranchée de pierres drainantes. Ce tuyau est relié à un siphon permettant de régler la hauteur de surverse, et donc celle de l'eau dans le lit, de façon à ce qu'il soit saturé pendant la période d'alimentation. Le niveau d'eau doit être maintenu environ à cinq centimètres sous la surface du matériau, en effet, l'eau ne doit pas circuler au-dessus de la surface pour ne pas court-circuiter la chaîne de traitement ; il n'y a donc pas d'eau libre et pas de risque de prolifération d'insectes (Commission Européenne, 2001).

**Avantages techniques**

- Faible consommation énergétique : ne nécessite pas une pente importante pour l'écoulement par gravité ;
- Aucune nécessité d'une qualification poussée pour l'entretien ;
- Bonne réaction aux variations de charge.

**Inconvénients techniques**

- L'emprise au sol est importante ;
- Une installation pour des tailles d'environ 4000 équivalents habitants ne peut s'envisager que sous réserve d'une réflexion poussée des conditions d'adaptation des bases de dimensionnement et de l'assurance de la maîtrise de l'hydraulique.

## **D. Lagunage naturel**

L'épuration est assurée grâce à un long temps de séjour, dans plusieurs bassins étanches disposés en série, le nombre de bassin le plus communément rencontré est de trois, cependant, utiliser une configuration avec quatre voire six bassins permet d'avoir une désinfection plus poussée.

Le mécanisme de base sur lequel repose le lagunage naturel est la photosynthèse, la tranche d'eau supérieure des bassins est exposée à la lumière, ceci permet l'existence d'algues qui produisent l'oxygène nécessaire au développement et maintien des bactéries aérobies. Ces bactéries sont responsables de la dégradation de la matière organique, le gaz carbonique formé par les bactéries, ainsi que les sels minéraux contenus dans les eaux usées, permettent aux algues de se multiplier, il y a ainsi prolifération de deux populations interdépendantes : les bactéries et les algues planctoniques, également dénommées "microphytes", ce cycle s'auto-entretient tant que le système reçoit de l'énergie solaire et de la matière organique.

En fond de bassin, où la lumière ne pénètre pas, ce sont des bactéries anaérobies qui dégradent les sédiments issus de la décantation de la matière organique, un dégagement de gaz carbonique et de méthane se produit à ce niveau (Koller, 2004).

### **Avantages**

- Un apport d'énergie n'est pas nécessaire si le dénivelé est favorable ;
- L'exploitation reste légère, mais si le curage global n'est pas réalisé à temps, les performances de la lagune chutent très sensiblement ;
- Elimine une grande partie des nutriments tels que le phosphore et l'azote (en été) ;
- Très bonne élimination des germes pathogènes en été ;
- S'adapte bien aux fortes variations de charge hydraulique ;
- Pas de construction "en dur", le génie civil reste simple ;
- Bonne intégration paysagère ;
- Absence de nuisance sonore ;
- Les boues de curages sont bien stabilisées (sauf celles présentes en tête du premier bassin) et faciles à épandre sur sol agricole.

### **Inconvénients techniques**

- Forte emprise au sol ;
- Coût d'investissement très dépendant de la nature du sous-sol, dans un terrain sableux ou instable, il est préférable de ne pas se tourner vers ce type de lagune ;

- Performances moindres que les procédés intensifs sur la matière organique, cependant, le rejet de matière organique s'effectue sous forme d'algues, ce qui est moins néfaste qu'une matière organique dissoute pour l'oxygénation du milieu en aval. Ce rejet reste faible en été (évapotranspiration), période la plus défavorable pour les cours d'eau, ce qui permet un rendement excellent en flux rejeté.
- Qualité du rejet variable selon les saisons.

### **E. Lagunage à macrophytes**

Les lagunes à macrophytes reproduisent des zones humides naturelles comportant une tranche d'eau libre, tout en essayant de mettre en valeur les intérêts des écosystèmes naturels, elles sont peu utilisées en Europe, mais sont souvent réalisées pour des traitements tertiaires à la suite de lagunage naturel, de lagunes facultatives ou de lagunage aéré aux États-Unis. Cette filière est généralement utilisée en vue d'améliorer le traitement (sur les paramètres DBO<sub>5</sub> ou MES) ou de l'affiner (nutriments, métaux,...). Cependant l'utilisation d'une lagune de finition à microphytes permettra d'obtenir de meilleurs rendements et sera plus commode d'entretien (Nicholas, 2002).

### **F. Lagunage aéré**

L'oxygénation est, dans le cas du lagunage aéré, apportée mécaniquement par un aérateur de surface ou une insufflation d'air, ce principe ne se différencie des boues activées que par l'absence de système de recyclage des boues ou d'extraction des boues en continu, la consommation en énergie des deux filières est à capacité équivalente, comparable (1,8 à 2 kW/kg DBO<sub>5</sub> éliminée) (Alexandre et al., 1997).

Dans l'étage d'aération, les eaux à traiter sont en présence de micro-organismes qui vont consommer et assimiler les nutriments constitués par la pollution à éliminer, ces micro-organismes sont essentiellement des bactéries et des champignons (comparables à ceux présents dans les stations à boues activées) (Nicholas, 2002).

Dans l'étage de décantation, les matières en suspension que sont les amas de micro organismes et de particules piégées, décantent pour former les boues. Ces boues sont pompées régulièrement ou enlevées du bassin lorsqu'elles constituent un volume trop important, cet étage de décantation est constitué d'une simple lagune de décantation, voire, ce qui est préférable, de deux bassins qu'il est possible de by-passer séparément pour procéder à leur curage.

En lagunage aéré, la population bactérienne sans recirculation conduit :

- A une densité de bactéries faible et à un temps de traitement important pour obtenir le niveau de qualité requis ;
- A une floculation peu importante des bactéries, ce qui contraint à la mise en place d'une lagune de décantation largement dimensionnée.

### **Avantages techniques**

Ce procédé est particulièrement tolérant à de très nombreux facteurs qui engendrent, en général, de très sérieux dysfonctionnements dans les procédés d'épuration classiques :

- Variation de charges hydrauliques et/ou organiques importantes ;
- Effluents très concentrés ;
- Effluents déséquilibrés en nutriments (cause de foisonnement filamenteux en boues activées) ;
- Traitements conjoints d'effluents domestiques et industriels biodégradables ;
- Bonne intégration paysagère ;
- Boues stabilisées ;
- Curage des boues tout les deux ans.

### **Inconvénients techniques**

- Rejet d'une qualité moyenne sur tous les paramètres ;
- Présence de matériels électromécaniques nécessitant l'entretien par un agent spécialisé ;
- Nuisances sonores liées à la présence de système d'aération ;
- Forte consommation énergétique.

## **G. L'oxylag**

L'oxylag est un procédé extensif de traitement par lagunage aéré dont l'hydrodynamique permet de limiter la taille des bassins, destiné aux collectivités rurales de 500 à 3000 équivalents habitant, l'épuration biologique est réalisée dans deux bassins d'aération et l'affinage du traitement est adapté aux objectifs du rejet.

L'aération est réalisée dans un puit dont la profondeur est de trois mètres, ceci lui confère une bonne dissolution de l'oxygène, met la masse d'eau en mouvement et cela sans aucun matériel électromécanique immergé, les dimensions des bassins d'épuration couplées à une hauteur d'eau (1,5 m de profondeur utile) font de l'oxylag un procédé hybride entre lagunage naturel et lagunage aéré.

**Caractéristiques :**

- Charge volumique : 20 à 35 g DBO<sub>5</sub>/m<sup>3</sup>/j ;
- Temps de séjour dans la filière de traitement : 10 à 20 jours ;
- Consommations énergétiques : 20 à 30 kW/ équivalent habitants /an.

**Avantages :**

- Absence totale d'odeur et de bruit ;
- Emprise au sol optimisée (1,5 à 2 m<sup>2</sup>/équivalents habitants) ;
- Minéralisation des boues et gestion différée ;
- Peu énergivore ;
- Exploitation très légère ;
- Maintenance réduite et risques de panne minimales ;
- Pas de moteur dans les bassins ;
- Intégration paysagère aisée ;
- Process évolutif.

**I.3.4. Les traitements tertiaires**

La législation sur les seuils de rejet en milieu naturel se durcissant régulièrement, de nombreuses études sont menées afin de proposer des traitements tertiaires permettant d'éliminer les composés restant après le traitement secondaire. Kwon et al., (2004), Temmink et Grolle (2005) soulignent que ces composés peuvent être des métaux, des composés organiques non biodégradables ou encore des odeurs apparues durant le traitement secondaire. Ils sont généralement éliminés par ozonation, coagulation / floculation, filtration par membrane ou encore adsorption (carbone activé ou échange d'ions), 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.

**I.3.5. Le traitement des boues**

Les techniques actuelles d'épuration des eaux usées domestiques ou industrielles, ainsi que les seuils de rejet de plus en plus exigeants et les quantités à traiter de plus en plus grandes, entraînent, au cours des différentes phases de traitement, une importante production de boues. Les boues contiennent en général 95 % à 98 % d'eau. Les traitements imposés aux boues s'effectuent classiquement en différentes étapes : épaissement, digestion anaérobie,

déshydratation, séchage et valorisation. La valorisation est soit agricole (épandage direct ou compostage), soit énergétique (incinération, digestion anaérobie).

#### **I.4. Le traitement secondaire à boues activées**

Le principe du procédé à boues activées repose sur le constat suivant : un effluent, dans lequel on insuffle de l'air, est le lieu du développement progressif d'une flore bactérienne et cela au détriment des matières organiques polluantes appelées substrat.

##### **I.4.1. Les boues activées à l'échelle microscopique**

###### **I.4.1.1. Microfaune et microflore**

La faune et la flore bactérienne, appelées encore biomasse, représentent l'ensemble des êtres vivants, animaux et végétaux, qui sont présents dans le milieu considéré. Les bactéries sont les agents principaux du traitement mais les autres formes biologiques gravitant autour d'elles (protozoaires, métazoaires,...) sont indispensables au bon équilibre de l'écosystème. Les espèces varient suivant le type de station de traitement et sont caractéristiques du fonctionnement d'une station (Pujol et al., 1990 ; Canler et al., 1999), entre toutes ces espèces se créent alors des relations de compétition, certaines vont se développer plus facilement au détriment d'autres qui resteront minoritaires ou tendront à disparaître.

Les propriétés acides ou basiques du milieu peuvent en particulier donner lieu à des développements préférentiels, chaque type de bactérie est caractérisé par un pH « optimal » qui conviendra le mieux à sa croissance et à son développement, il existe par conséquent des limites inférieures et supérieures de pH au-delà desquelles la bactérie ne peut pas se développer. Pour le traitement de la majorité des effluents, un pH neutre doit être maintenu.

Les bactéries utilisées dans les procédés à boues activées sont classées en deux catégories :

- Les bactéries hétérotrophes pouvant se développer en milieu aéré (aérobie) ou non aéré (anoxique) : elles utilisent du carbone organique comme substrat et, selon leur type et le milieu considéré, peuvent dégrader la matière carbonée ou les nitrates-nitrites ;
- Les bactéries autotrophes ne se développant qu'en milieu aéré (aérobie), elles utilisent du carbone minéral (CO<sub>2</sub>) comme substrat, elles ne dégradent pas les matières carbonées mais permettent d'éliminer les composés azotés.



#### **I.4.1.2. Les éléments nécessaires au développement des micro-organismes**

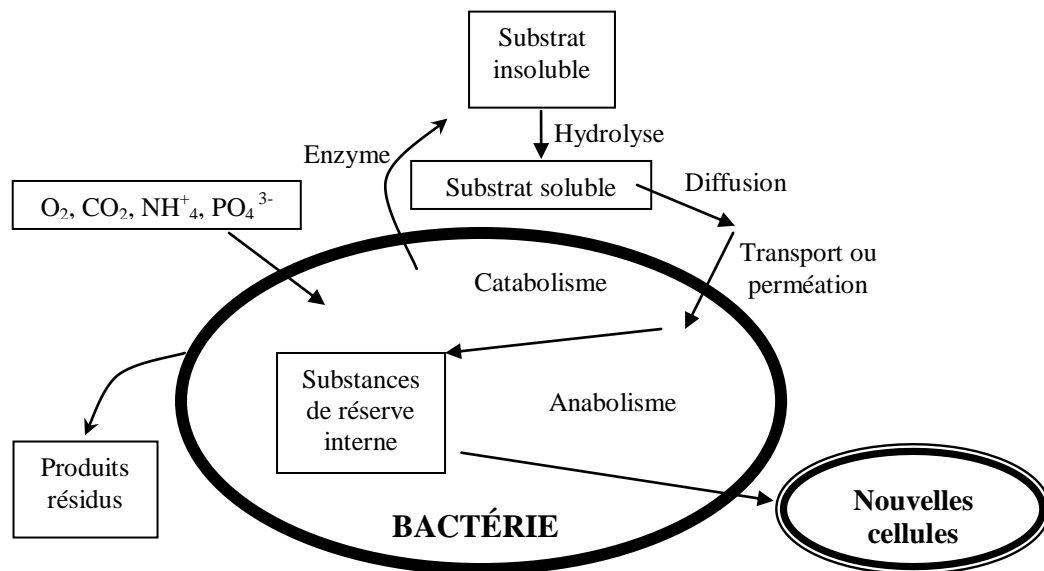
Le terme « **substrat** » désigne les substances constituant la nourriture nécessaire au développement des micro-organismes, les composés organiques à dégrader représentant la majorité de ces substances. Si le substrat n'est pas sous une forme directement assimilable par la bactérie, il sera hydrolysé à l'extérieur de la cellule bactérienne par des exoenzymes.

L'azote ammoniacal et les phosphates sont utilisés en tant que nutriments car ils entrent dans la composition des composés cellulaires (protéines, membrane cellulaire, ADN), l'oxygène dissous est également indispensable au développement des bactéries aérobies.

#### **I.4.1.3. Les processus métaboliques**

La connaissance de ces processus métaboliques est essentielle car elle permet d'expliquer les phénomènes observés d'un point de vue macroscopique, le métabolisme de la cellule bactérienne se divise en trois processus (figure I.2) :

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



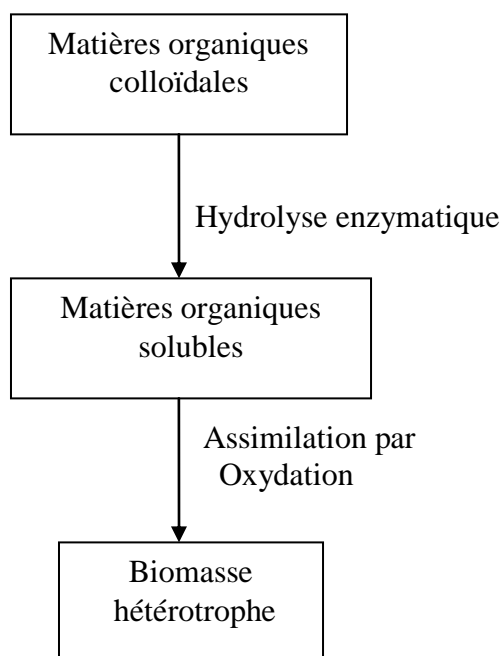
**Figure .I.2 :** Métabolisme d'une bactérie hétérotrophe ou autotrophe.

Les réactions de catabolisme et d'anabolisme sont très générales et sont, en fait, constituées de plusieurs réactions élémentaires, c'est la raison pour laquelle on préfère s'intéresser directement aux réactions aboutissant à la réduction de la teneur en matières polluantes et engendrant la croissance des bactéries sans faire de distinction entre catabolisme et anabolisme, cinq réactions principales sont répertoriées :

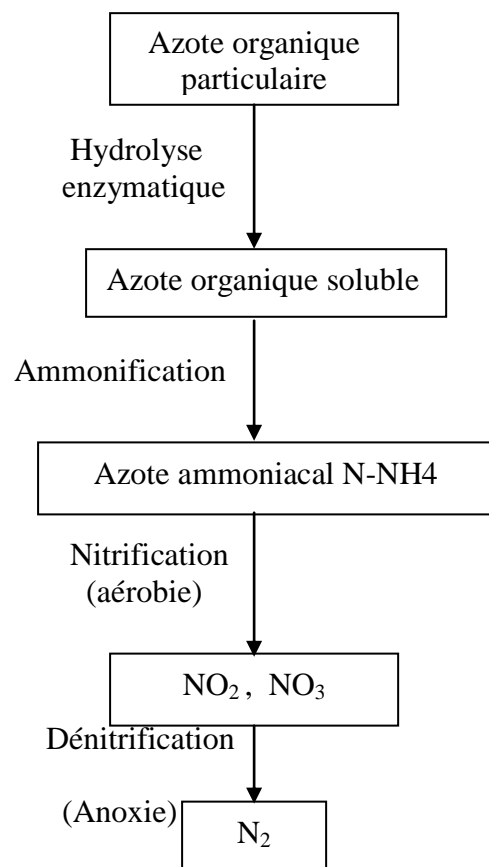
- L'hydrolyse des chaînes complexes de matière organique biodégradable : série de réactions enzymatiques extra-cellulaires appliquées aux substances absorbées (matières organiques colloïdales et azote organique particulaire), et qui ont lieu à la surface des micro-organismes, les molécules organiques complexes sont converties en molécules plus simples qui peuvent pénétrer dans la cellule par perméation ou transport ;
- L'oxydation de la matière organique biodégradable (croissance des bactéries hétérotrophes en phase aérobie) : une partie des matières absorbées par les micro-organismes est utilisée pour fournir l'énergie nécessaire afin d'accomplir leur fonction biologique ;
- L'ammonification : première étape de la dégradation des déchets azotés organiques, l'azote organique est converti en ammoniacque ( $NH_4^+$  et  $NH_3$ ) par réaction chimique, cette réaction chimique est complète en milieu boues activées ;

- La nitrification (croissance des bactéries autotrophes en phase aérobie) : en environnement aérobie, les bactéries autotrophes *Nitrosomonas* et *Nitrobacter* transforment l'azote ammoniacal ( $NH_4^+$ ) en présence d'oxygène pour se développer et produire des nitrites ( $NO_2^-$ ) puis des nitrates ( $NO_3^-$ ) ;
- La dénitrification (croissance de bactéries hétérotrophes en phase anoxique) : en environnement anoxique, certaines bactéries hétérotrophes consomment les nitrates, à la place de l'oxygène, et le carbone pour se développer et produire de l'azote gazeux ( $N_2$ ) ;
- La mort cellulaire : une fraction des produits de mortalité est biodégradable (matière organique colloïdale ou azote organique particulaire), et entre alors dans la boucle de dégradation des composés, l'autre partie représente les résidus endogènes inertes.

Les figures I.3 et I.4 (Cardot, 1999) présentent les dégradations respectives de la matière organique biodégradable et de l'azote organique au travers de ces différentes réactions.



**Figure I.3** : Mécanisme de dégradation des matières organiques biodégradables dans les procédés biologiques.



**Figure I.4** : Mécanisme de dégradation des matières azotées dans les procédés biologiques.

### **I.4.2. Le fonctionnement du procédé à boues activées**

Le procédé de traitement est dit « à boues activées » car l'ensemble des conditions favorables à une activité maximale des bactéries est mis en œuvre : un apport en oxygène suffisant, un apport en nutriment si l'effluent ne contient pas tous les composés nécessaires au développement des bactéries, une agitation permanente afin de favoriser le contact entre bactéries et pollution, une concentration élevée en bactérie pour augmenter l'efficacité du traitement, la chaîne de traitement est composée d'un bioréacteur, d'un clarificateur et d'une boucle de recyclage des boues.

- **Le bioréacteur**

Le mélange, appelé "liqueur mixte", se compose d'une phase solide (micro-organismes, débris organiques, matières minérales), et d'une phase liquide contenant les matières dissoutes, pour éliminer la matière azotée, le réacteur biologique peut être séparé en deux zones distinctes aérobie et anoxique. Dans la majorité des cas, la zone anoxique est placée en amont de la zone aérobie, juste à l'entrée de l'effluent dans le réacteur, pour que les bactéries aient suffisamment de matière organique biodégradable pour effectuer la réaction de dénitrification. Le recyclage de la liqueur mixte de la zone aérobie vers la zone anoxique permet l'élimination des polluants azotés oxydés.

- **Le clarificateur**

En sortie de réacteur, on obtient une liqueur mixte composée de boues floculées et d'eau épurée prête à être rejetée en milieu naturel, elles sont séparées au sein du clarificateur (qui a une fonction de séparation de phase et une fonction d'épaississement) afin de ramener la boue la plus concentrée possible dans le réacteur biologique. Du fait de l'absence d'oxygène, le temps de passage des boues doit être le plus faible possible pour éviter qu'elles ne se trouvent en phase anaérobie, ceci aurait pour conséquence l'apparition d'odeurs ainsi qu'une détérioration de la qualité mécanique de la boue perturbant tant le traitement biologique de l'eau que le traitement futur des boues.

- **Le recyclage des boues**

La croissance de la biomasse au sein du bioréacteur n'est pas suffisante pour compenser la perte engendrée par le débit de sortie de la liqueur mixte. Pour conserver une concentration en biomasse constante dans le réacteur, une partie des boues du clarificateur est recyclée vers le réacteur. Des purges ont également lieu afin d'extraire la quantité de boues en excès dans le procédé. Les taux de recyclage et de purge permettent également de maîtriser l'âge des boues.

## **I.5. Conclusion**

De par la variété de sa composition, la pollution contenue dans les effluents ne peut être éliminée que par une chaîne de traitement complexe faisant intervenir plusieurs types de procédé. Le bon fonctionnement de chaque étape est primordial notamment la phase de traitement biologique qui est la phase la plus difficile à maîtriser. En effet, son fonctionnement est basé sur le développement de micro-organismes vivants et nécessite des conditions opératoires contraignantes.

## **Chapitre II**

---

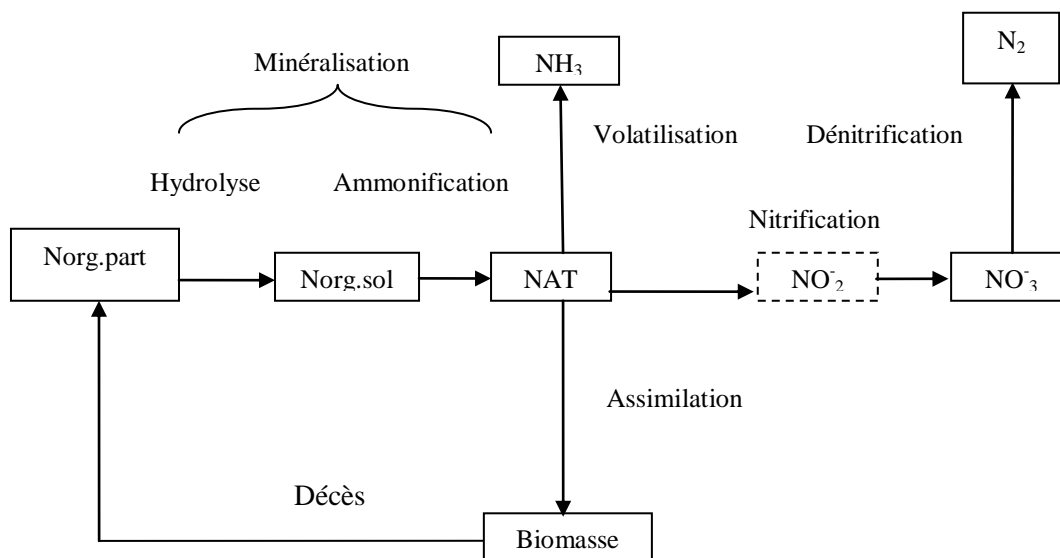
# **Mécanisme biologique de transformation de la matière organique**

---

## CHAPITRE II : MÉCANISME BIOLOGIQUE DE TRANSFORMATION DE LA MATIÈRE ORGANIQUE

### II.1. Introduction

Pour éliminer l'azote brut initialement sous forme ammoniacale et organique, plusieurs transformations microbiologiques sont nécessaires : minéralisation, ammonification, assimilation, nitrification, dénitrification, auxquelles peut s'ajouter le processus physique de volatilisation (Figure II.1).



**Figure II.1** : Transformations de l'azote dans un réacteur à boues activées.

Au cours de la minéralisation, l'azote organique particulaire ( $N_{\text{ORG,part}}$ ) est d'abord hydrolysé en azote organique soluble ( $N_{\text{ORG, sol}}$ ) par les micro-organismes présents dans le réacteur, puis converti en azote ammoniacal total (NAT) (processus d'ammonification), les réactions sont catalysées par les enzymes produites par les bactéries hétérotrophes du milieu qui utilisent la matière organique biodégradable comme source de carbone et d'énergie, l'azote ammoniacal constitue une source de nutriment pour les micro-organismes, utile pour la synthèse cellulaire (assimilation).

L'azote ammoniacal est la somme des deux espèces du couple acido-basique  $\text{NH}_4/\text{NH}_3$ , dont le pKa (Indication de la « constante d'acidité »  $K_a$  d'un équilibre acido-basique) s'élève à 9,25 à  $25^\circ\text{C}$ , dans un milieu basique, l'azote est principalement sous forme de  $\text{NH}_3$ . Un milieu basique concourt donc à la volatilisation de l'ammoniac vers l'atmosphère.

Par contre, si les conditions du réacteur sont favorables (milieu aérobie), l'azote ammoniacal est oxydé en nitrites ( $\text{NO}_2^-$ ), puis en nitrates ( $\text{NO}_3^-$ ) par les bactéries autotrophes au cours de la nitrification, le degré d'oxydation de l'azote passe alors de (-3) à (+3) puis (+5).

La réaction complète de nitrification nécessite une quantité d'oxygène importante, l'oxygène apporté au réacteur par l'aération est également consommé par les bactéries hétérotrophes pour la respiration et la dégradation de la matière organique, il existe alors une compétition entre les deux flores bactériennes dans le réacteur de traitement.

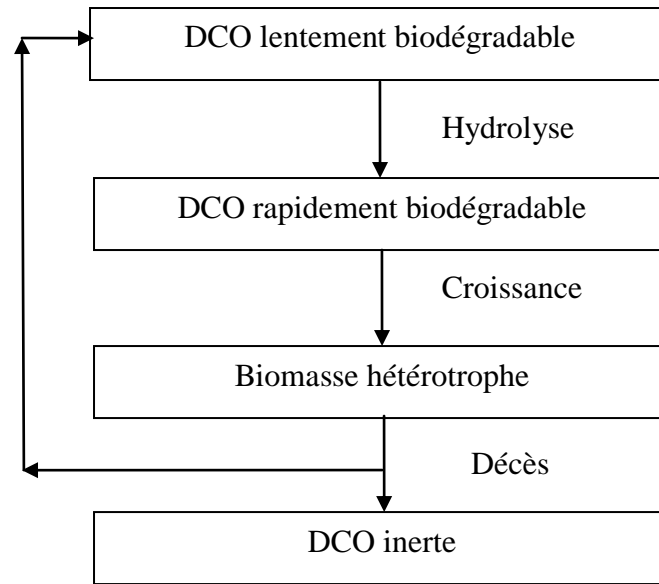
Enfin, les nitrates sont réduits en azote moléculaire ( $\text{N}_2$ ) pendant la dénitrification, le nombre d'oxydation de l'azote diminue de (+5) à 0. Le processus de dénitrification est en fait un processus de consommation de la matière organique biodégradable par les bactéries hétérotrophes en milieu anoxie, (c'est à dire en l'absence d'oxygène et en présence de formes oxydées de l'azote).

Les processus de nitrification et de dénitrification sont donc les deux processus clés responsables de l'élimination d'azote, il apparaît cependant que ces derniers sont largement influencés par les processus de dégradation de la matière organique.

## **II.2. Les processus de biodégradation de la matière organique**

Initialement, la dégradation de la matière organique était considérée comme une seule étape correspondant à la consommation du substrat par les bactéries hétérotrophes pour leur croissance, l'observation plus précise de l'activité respiratoire de la boue activée a permis de révéler la présence d'une étape intermédiaire pouvant limiter la croissance des bactéries, cette étape a été identifiée comme une étape d'hydrolyse de la matière organique particulaire (Dold et al., 1980), ou comme une étape de stockage intra-cellulaire des composés organiques (Dawes & Ribbons, 1964). A ces deux étapes il convient d'ajouter la mortalité de la biomasse et le recyclage de la matière organique cellulaire, la figure (II.2) résume les différentes étapes de la dégradation de la matière organique et de la croissance des bactéries hétérotrophes.



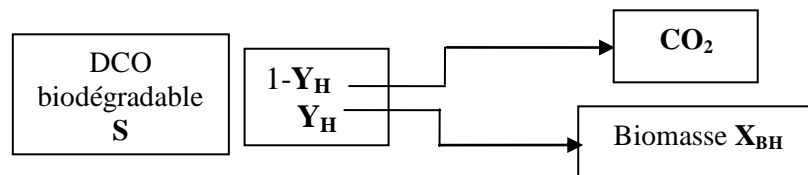


**Figure. II.2** : Processus de transformation de la matière organique en traitement biologique.

Le cycle de transformations comprend une hydrolyse des composés organiques lentement biodégradables en matière rapidement assimilable, la croissance de la biomasse, la lyse et le relargage de produits inertes, et le recyclage d'une partie des débris cellulaires en matières lentement biodégradables.

### La croissance des bactéries

Pour leur croissance, les bactéries hétérotrophes ( $X_{BH}$ ) utilisent la matière organique directement assimilable ( $S_s$ ) comme substrat, une partie de cette matière organique est assimilée pour former de la biomasse (fraction  $Y_H$ ) et l'autre partie ( $1 - Y_H$ ) est utilisée comme source d'énergie (figure II.3).



**Figure. II.3** : Conversion de la matière organique pendant la croissance de la biomasse hétérotrophe.

Le taux de rendement global de la réaction ( $Y_H$ ) peut donc être exprimé comme le rapport entre la quantité de biomasse produite et la quantité de substrat consommé.

$$Y_H = \frac{\Delta X_{BH}}{\Delta S} \quad (\text{II.1})$$

$$\frac{dX_{BH}}{dt} = \mu_H \frac{S_s}{S_s + K_s} X_{BH} \quad (\text{II.2})$$

Avec

$X_{BH}$  : Concentration en bactéries hétérotrophes (mg O<sub>2</sub>/ l);

$S_s$  : Concentration en substrat rapidement biodégradable (mg O<sub>2</sub>/ l);

$\mu_H$  : Taux de croissance spécifique maximal (j<sup>-1</sup>);

$K_s$  : Constante de demi-saturation du substrat (g O<sub>2</sub>/ l).

Lorsque le substrat est non limitant ( $S_s \gg K_s$ ), la cinétique (vitesse de réaction) est une équation de premier ordre dépendant de la concentration en micro-organismes, on se trouve alors en phase de croissance maximale des bactéries où la concentration  $X_{BH}$  augmente de façon exponentielle. Lorsque le substrat est presque épuisé, la concentration en bactéries cesse d'augmenter, ce qui signifie que le nombre de divisions cellulaires (croissance) est égal au nombre de décès de cellules (déclin).

La cinétique de Monod modélise de façon satisfaisante la transition entre les phases de croissance exponentielle et nulle, la constante de demi-saturation  $K_s$  correspond à la concentration en substrat pour laquelle le taux de croissance spécifique ( $\mu$ ) est égal à la moitié du taux de croissance maximal ( $\mu_{MAX/2}$ ),  $K_s$  exprime en fait l'affinité de la biomasse pour le substrat présent.

La croissance des bactéries requiert également la présence de nutriments pour la synthèse des constituants cellulaires ( $NH_4^+$ ,  $PO_3^-$ , ...), cependant, en dehors de l'azote ammoniacal, on considère en général que ces nutriments sont en quantité non limitante lors du traitement des effluents.

Au cours de ce processus, un composé accepteur des électrons produits lors de l'oxydation de la matière organique est également nécessaire, en milieu aérobie, l'accepteur d'électrons est l'oxygène alors qu'en milieu anoxie (l'absence d'oxygène et la présence de nitrates), les accepteurs sont les nitrites et les nitrates.

En présence d'oxygène, la croissance bactérienne peut donc être décrite comme suit :

$$\frac{dX_{BH}}{dt} = \mu_H \frac{S_s}{S_s + K_s} \frac{S_o}{S_o + K_{OH}} \frac{S_{NH}}{S_{NH} + K_{NH}} X_{BH} \quad (\text{II.3})$$

Avec :

$S_o$  : Concentration en oxygène dissous (mg O<sub>2</sub>/ l);

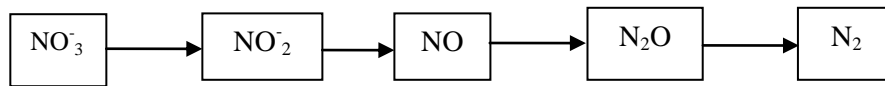
$S_{NH}$  : Concentration en azote ammoniacal (mg N / l);

$K_{OH}$  : Constante de demi-saturation pour l'oxygène dissous (g O<sub>2</sub>/l) ;

$K_{NH}$  : Constante de demi-saturation pour l'azote ammoniacal (g NH<sub>3</sub>-N / l) ;

$\mu_H$  : Taux de croissance spécifique maximal (j<sup>-1</sup>).

Par contre, en milieu anoxie, caractérisé par l'absence (ou la très faible concentration d'oxygène dissous) et la présence de formes oxydées de l'azote, les bactéries hétérotrophes facultatives utilisent les formes oxydées de l'azote comme accepteurs d'électrons à la place de l'oxygène, les nitrates sont alors réduits en azote moléculaire N<sub>2</sub> par l'intermédiaire de plusieurs réactions successives (Payne, 1973).



**Figure. II.4 :** Réduction des nitrates au cours de la dénitrification.

La réaction de dénitrification est fortement inhibée par l'oxygène dissous (Kornaros, 1997), l'effet inhibiteur de l'oxygène ne porte pas sur la synthèse bactérienne mais sur l'activité des enzymes réductrices, parmi les différentes étapes de la réaction, la réduction des nitrates en nitrites est la moins affectée, alors que la réduction de N<sub>2</sub>O et/ou de NO est la plus sensible, cet effet peut donc conduire à l'accumulation de nitrites dans le réacteur de traitement pendant la dénitrification, il y'a une grande adaptabilité des bactéries lors du passage d'un milieu aérobie à un milieu anoxie.

En utilisant la technique du marquage de l'azote au <sup>15</sup>N, Béline (1998) montre que l'inhibition de l'enzyme N<sub>2</sub>O-réductase par l'oxygène dissous conduit à l'accumulation de N<sub>2</sub>O dans le réacteur de traitement de lisier. Si le réacteur est en condition d'aération continue, le gaz produit diffuse dans le liquide et est émis dans l'atmosphère, par contre, dans le cas d'une aération séquentielle, l'arrêt de l'aération pendant la dénitrification, ainsi que la production de mousse au cours de la phase aérée, empêchent les transferts de N<sub>2</sub>O vers l'atmosphère.

D'autre part, les observations en réacteur de traitement des eaux usées ont montré que la croissance était plus faible en milieu anoxie qu'en milieu aérobie, ce phénomène peut s'expliquer par le fait que seulement une partie de la biomasse hétérotrophe est capable de dénitrifier et /ou que le taux de croissance est plus faible dans ces conditions, d'un point de vue cinétique, le processus s'écrit :

$$\frac{dX_{BH}}{dt} = \eta_G \mu_H \frac{S_S}{S_S + K_S} \frac{S_{NO}}{S_{NO} + K_{NO}} \frac{S_{OH}}{S_O + K_{OH}} \frac{S_{NH}}{S_{NH} + K_{NH}} X_{BH} \quad (\text{II.4})$$

Où :

$S_{NO}$  : Concentration en nitrates (mg N / l);

$K_{NO}$  : Constante de demi-saturation en nitrates ( $g NO_3^- N / l$ );

$\eta_G$  : Facteur de correction pour la croissance en milieu anoxie ;

$\mu_H$  : Taux de croissance spécifique maximal ( $j^{-1}$ ).

Huang & Hao (1996) ont choisi de modéliser les deux étapes de la dénitrification en attribuant à chaque étape une flore bactérienne, un taux de croissance maximale et un taux de rendement associés, et une constante de demi-saturation liée à l'accepteur d'électrons ( $NO_3^-$  ou  $NO_2^-$ ), l'accumulation de nitrites est modélisée par un terme d'apport, dû à la réduction des nitrates, diminué d'un terme d'élimination, dû à leur réduction en  $N_2$ .

La température et le pH ont une influence sur la croissance des bactéries, en effet, Henze et al. (1997) soulignent que le taux de croissance maximal s'accroît de façon exponentielle lorsque la température augmente de 0 à 32°C, entre 32 et 40°C, le taux de croissance maximal reste constant et au delà de cette température, la cinétique de croissance est fortement diminuée, voire nulle au-dessus de 45°C.

Concernant le pH, la gamme optimale pour la dénitrification est généralement 7 - 9 (Henze et al., 1997), mais cette gamme varie en fonction des autres conditions environnementales (température, espèces bactériennes actives, configuration du réacteur, etc). L'effet du pH est de favoriser, en pH acide la formation d'acide nitrique ( $HNO_2$ ), et en pH basique la formation d'ammoniac ( $NH_3$ ), ces deux composés étant nocifs pour les bactéries. Beccari et al. (1983) montrent que la réduction des nitrites en azote moléculaire est auto-inhibitrice : une concentration inférieure à 10mg N- $NO_2^-/l$  commence à inhiber la réaction pour des concentrations faibles en biomasse, et l'inhibition est totale à des taux à peine plus élevés, par contre, lorsque la concentration en nitrites augmente graduellement par incréments successifs, la biomasse hétérotrophe s'acclimate aux nitrites. Par ailleurs, le processus global de dénitrification produit des ions  $OH^-$ , ce qui augmente l'alcalinité du milieu.

D'un point de vue stœchiométrique, la quantité théorique d'azote ammoniacal assimilé par la biomasse ( $i_{BN}$ ) peut être déterminée à partir de la représentation empirique de cette dernière ( $C_5 H_7 NO_2$ ), des valeurs plus faibles sont généralement employées dans les modèles (tableau II.1). La plupart du temps, on émet l'hypothèse que le coefficient  $i_{BN}$  est constant, c'est à dire que le contenu d'une cellule bactérienne en azote est indépendant de son taux de croissance.

De plus, la quantité d'accepteurs d'électrons consommée pour la croissance est fonction du taux de rendement de la boue et égale à  $1 - Y_H$  en milieu aérobie et  $(1 - Y_H) / 2,86$  en milieu anoxie. En effet, on considère que l'énergie délivrée par l'utilisation de 1g d'oxygène dissous comme accepteur d'électrons est équivalente à l'énergie délivrée par 2,86g de nitrates. Ainsi, pour oxyder entièrement un substrat carboné S, il faut 2,86 g DCO /gN-NO<sub>3</sub><sup>-</sup>.

Les valeurs rencontrées dans la littérature pour les différents modèles de croissance aérobie sont répertoriées dans le tableau II.1.

**Tableau. II.1 :** Valeurs des constantes cinétiques et stœchiométriques mises en jeu dans la cinétique de croissance à 20°C.

Effluent	$\mu_H$ j <sup>-1</sup>	$K_S$ mgO <sub>2</sub> /l	$K_{OH}$ mgO <sub>2</sub> /l	$K_{NH}$ Mg N/l	$Y_H$ --	$i_{BN}$ gN.gO <sub>2</sub> /l	K °C <sup>-1</sup>	Auteurs
Eaux usées municipales	4-8	5-30	0.5-1.0	0.1-0.5	0.5-0.7	0.086	0.06-0.10	Henze et al. (1997)
Eaux usées municipales	1-7	2.5-10.0	0.25	--	--	--	--	Kappeler & Gujer (1992)
Eaux usées municipales	1.5	5	--	--	0.64	--	--	Sollfrank & Gujer (1991)
Effluents de salaisonnerie	3.6-4.2	--	--	--	--	--	--	Sozen et al. (1998)
Effluents de laiterie	2.9-3.3	--	--	--	--	--	--	Sozen et al. (1998)
Lisier de porcs	10	--	--	--	0,65	0,11	--	Andreottola et al. (1997)

En milieu anaérobie, la dégradation de la matière organique est réalisée par deux voies principales : la sulphato-réduction et les processus d'acidogénèse et de méthanogénèse, les bactéries impliquées dans ces mécanismes sont particulièrement diversifiées et les conditions de leur développement varient selon les espèces, les substrats et les milieux.

En boues activées anaérobies, les bactéries coopèrent pour l'utilisation des substrats et le recyclage des co-produits, mais entrent également en compétition pour la consommation de la DCO biodégradable et de l'hydrogène (Lens et al., 1995; Manilal et al., 2000; Weijma & Stams, 2001). Ainsi, certaines conditions opératoires favorisent la voie acidogénèse-méthanogénèse (milieu mésophile, DCO/SO<sub>4</sub><sup>2-</sup> élevé) tandis que la sulphato-réduction est majoritaire dans des conditions thermophiliques avec limitation en H<sub>2</sub> (Lens & Kuenen, 2001).

### Le décès

Les connaissances de base dans le domaine de la microbiologie ont souvent été constituées à partir d'expériences menées sur des cultures pures, et ont ensuite été appliquées aux systèmes de boues activées. Cependant, ces deux milieux génèrent des comportements très différents de la part des populations bactériennes (Van Loosdrecht & Henze, 1999) :

Le taux de croissance observé des bactéries est relativement faible en boues activées ( $0,02 - 0,2 \text{ j}^{-1}$ ) ;

Les bactéries sont soumises à des périodes de famine, où aucun substrat exogène n'est présent dans le milieu, ce qui conduit au stockage du substrat exogène sous forme de polymères intra-cellulaires puis à sa consommation pendant les périodes de famine ;

Les bactéries sont également soumises à la présence de prédateurs (les protozoaires) qui jouent probablement un rôle important dans la régulation des populations bactériennes (nitrifiantes, accumulatrices de phosphore, filamenteuses, ...).

Dans les conditions sévères de la boue activée, les bactéries ont donc développé des mécanismes de survie qui leur permettent, lorsque le milieu ne contient plus de substrat disponible, de maintenir leur activité, même à un taux de croissance plus faible. Ces mécanismes sont conceptualisés sous les termes de maintenance, de respiration endogène ou de mort-régénération de la biomasse.

Le premier concept exprime l'utilisation du substrat exogène ou endogène par la biomasse pour produire une énergie de maintenance, le processus de respiration endogène correspond à l'oxydation par la biomasse des composés intra-cellulaires, issus de substrats exogènes ou des constituants même de la cellule. Dans le concept de mort-régénération, la lyse des cellules bactériennes entraîne d'une part le relargage de produits inertes, d'autre part la production de substrat hydrolysable et utilisé pour la production de nouvelles cellules.

Pour la modélisation, le décès de la biomasse est pris en compte par l'ajout d'un taux de décès ( $b_H$ ) à la cinétique de croissance des bactéries hétérotrophes, dans le cas où aucun substrat n'est limitant, l'évolution de la biomasse est exprimée comme la différence entre la croissance et le décès.

$$\frac{dX}{dt} = (\mu_H - b_H) X_{BH} \quad (\text{II.5})$$

Avec

$\mu_H$  : Taux de croissance maximal de la biomasse hétérotrophe ( $\text{j}^{-1}$ ) ;

$X_{BH}$  : Concentration en biomasse hétérotrophe ( $\text{mgO}_2/\text{l}$ );

$b_H$  : Coefficient de mortalité de la biomasse hétérotrophe ( $\text{j}^{-1}$ ).

Plusieurs auteurs ont tenté de déterminer la valeur de  $b_H$ , le plus souvent en mesurant la respiration endogène d'une boue activée, c'est à dire la consommation d'oxygène lorsqu'aucun substrat carboné n'a été apporté à la boue (Avcioglu et al., 1998; Spérandio, 1998; Contreras et al., 2001). Cependant, la valeur de  $b_H$  dépend significativement de l'origine de la boue, de son conditionnement avant la mesure respirométrique, de la température de la boue, etc. Ainsi  $b_H$  est compris entre 0,1 et 0,2  $j^{-1}$  pour les eaux usées municipales (Henze et al., 1997), ces valeurs comprennent en fait la respiration des composés stockés à l'intérieur des cellules bactériennes, la dégradation de la matière très lentement hydrolysable et adsorbée sur le floc de la boue activée, la respiration des protozoaires, etc, en effet, il n'est pas possible expérimentalement de mesurer chacun de ces processus séparément sur une boue activée.

La lyse cellulaire entraîne le relargage de produits microbiens inertes au sein de la boue activée, ces produits peuvent être, soit sous forme soluble ( $X_p$ ), soit sous forme particulaire ( $X_s$ ), les modèles négligent en général la production de forme soluble ( $X_p$ ) car cette quantité est très faible pour les eaux usées domestiques.

Au cours du décès bactérien, une fraction  $f_p$  de la biomasse est donc transformée en produits inertes  $X_p$ , et l'autre fraction  $(1-f_p)$  est recyclée en matière organique lentement biodégradable ( $X_s$ ). De plus, comme la biomasse contient de l'azote organique, une fraction  $i_{BN} \cdot (1-f_p)$  de la cellule est convertie en azote organique particulaire ( $X_{ND}$ ).

$$\frac{dX_p}{dt} = f_p \frac{dH_{BH}}{dt} \quad (\text{II.6})$$

$$\frac{dX_s}{dt} = (1-f_p) \frac{dH_{BH}}{dt} \quad (\text{II.7})$$

$$\frac{dX_{ND}}{dt} = i_{BN} (1-f_p) \frac{dH_{BH}}{dt} \quad (\text{II.8})$$

Avec

$X_{BH}$  : Concentration en biomasse hétérotrophe ( $mgO_2/l$ );

$X_p$  : Concentration en particule de biomasse morte ( $mgO_2/l$ );

$X_s$  : Concentration en substrat lentement biodégradable ( $mgO_2/l$ );

$X_{ND}$  : Concentration en azote organique biodégradable particulaire ( $mg N/l$ );

$f_p$  : Fraction de DCO inerte générée par la biomasse morte (%).

Le coefficient  $f_p$  est généralement fixé à la valeur 0,08 (Henze et al., 1987), ce qui signifie que 8% de la biomasse morte est convertie en produits inertes, de plus, la quantité d'azote

organique biodégradable produite au cours du décès de la biomasse s'élève à 8% de la quantité de bactéries mortes.

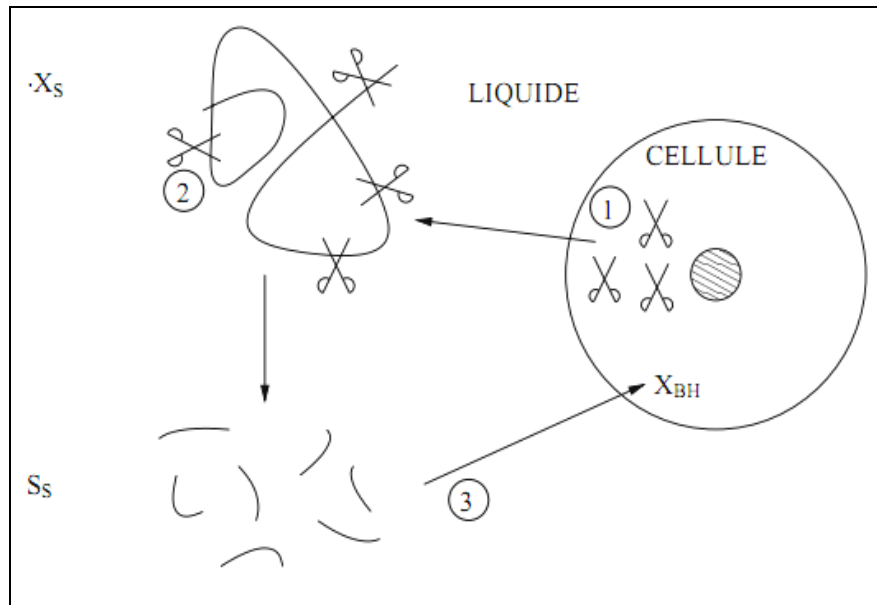
Le processus de décès est une étape importante du cycle de l'azote, en effet, l'azote organique particulaire  $X_{ND}$  va ensuite être minéralisé par les bactéries hétérotrophes en azote ammoniacal, la minéralisation constitue un exemple du mécanisme d'hydrolyse.

### **L'hydrolyse**

Dans les effluents, la matière organique biodégradable est principalement sous la forme lentement biodégradable ( $X_S$ ), c'est à dire composée de polymères organiques relativement complexes et de poids moléculaire élevé. Les bactéries n'étant pas capables d'assimiler directement ces polymères, elles ont mis au point le mécanisme de l'hydrolyse afin d'utiliser ce substrat potentiel (figure II.5). Les bactéries produisent des enzymes qui diffusent au travers de la membrane cellulaire et restent généralement attachées à la membrane, ces enzymes extracellulaires peuvent découper spécifiquement certaines liaisons des polymères organiques présents dans le milieu, et les transformer en petites molécules diffusables au travers de la membrane cellulaire (Confer & Logan, 1997). Les molécules issues de l'hydrolyse comportent peu d'atomes de carbone ( $C_2 - C_6$ ) et sont composées d'acides gras volatils (AGV), de glucose, de méthanol, etc. Elles constituent la fraction rapidement biodégradable  $S_S$  et peuvent être assimilées par la biomasse hétérotrophe. Le mécanisme global de l'hydrolyse implique la régulation de la synthèse des enzymes, l'extraction des enzymes vers la membrane externe et l'hydrolyse des polymères.

La synthèse des enzymes peut être à taux constant (enzymes constitutives), ou, plus communément, à taux variant en fonction des concentrations en substrat dans le milieu. Priest (1984) explique que les enzymes sont produites à taux constitutif très faible lorsque le milieu est peu chargé. Si de larges polymères entrent dans l'environnement, l'hydrolyse commence à un faible taux, et la pénétration des produits de l'hydrolyse dans la cellule déclenche l'accélération de la synthèse enzymatique. Pour contrôler le processus, des concentrations trop fortes de produit final de l'hydrolyse inhibent la synthèse, les enzymes extracellulaires ne sont ainsi produites qu'en fonction des besoins en source carbonée de la cellule bactérienne.





**Figure. II.5** : Représentation schématique du processus d'hydrolyse de la DCO lentement biodégradable.

La cinétique d'hydrolyse est généralement décrite par une équation limitée par la surface réactionnelle (Henze et al., 1987), en effet, les polymères organiques doivent d'abord s'adsorber sur la surface des membranes cellulaires avant d'être hydrolysés, les enzymes n'étant pas libérées dans le milieu, la cinétique dépend donc du ratio  $X_S / X_{BH}$  entre la DCO lentement biodégradable et la biomasse hétérotrophe.

$$\frac{dX_S}{dt} = k_H \frac{X_S / X_{BH}}{K_S + X_S / X_{BH}} X_{BH} \quad (\text{II.9})$$

Avec :

$X_S$  : Concentration en matière organique lentement biodégradable ( $\text{mgO}_2 / \text{l}$ ) ;

$k_H$  : Constante de vitesse d'hydrolyse de  $X_S$  par les bactéries hétérotrophes ( $\text{L}^{-3} \cdot \text{M}^{-1} \cdot \text{T}^{-1}$ ) ;

$X_{BH}$  : Concentration en bactéries hétérotrophe active ( $\text{mgO}_2 / \text{l}$ ) ;

$K_X$  : Constante de demi saturation des bactéries hétérotrophes pour l'hydrolyse de  $X_S$  ( $\text{M} \cdot \text{M}^{-1}$ )

Lorsque la concentration en biomasse est très faible ( $X_S \gg X_{BH}$ ), la cinétique est seulement fonction de la concentration en biomasse active, cependant, en traitement biologique par boues activées, la concentration en substrat est généralement faible par rapport à la biomasse présente dans le réacteur ( $X_S \ll X_{BH}$ ). Dans ce cas, la cinétique d'hydrolyse est d'ordre 1 par rapport au substrat  $X_S$  ce qui signifie que la concentration en DCO lentement biodégradable

diminue de façon logarithmique. Cette simplification de l'équation d'hydrolyse est souvent adoptée pour les eaux usées domestiques (Kappeler & Gujer, 1992; Sollfrank & Gujer, 1991; Spérandio, 1998). (Orhon et al., 1998) ont choisi, devant l'hétérogénéité des valeurs de constantes d'hydrolyse (tableau II.2), de diviser la fraction lentement biodégradable de la DCO en deux sous-fractions rapidement ( $S_H$ ) et lentement ( $X_S$ ) hydrolysables pour mieux représenter la variété des composés organiques biodégradables. Les cinétiques d'hydrolyse associées à chacune des sous-fractions peuvent alors être du type proposé par Henze et al (1987) (limitation par la surface réactionnelle), ou du type simplifié. Des valeurs de constantes d'hydrolyse sont fournies pour les différentes cinétiques dans le tableau II.2.

**Tableau. II.2 :** Constantes d'hydrolyse à 20°C pour les trois principaux modèles cinétiques.

		Henze et al. (1997)	Sollfrank & Gujer(1991)	Orhon et al. (1999a)
$\frac{dX_S}{dt} = k_H \frac{X_S / X_{BH}}{K_x + X_S / X_{BH}} X_{BH}$	$k_H$ $K_X$	0,6 -1,4 0,02 – 0,05	- -	- -
$\frac{dX_S}{dt} = K_H X_S$	$K_H$	-	2,5 -25	-
$\frac{dS_H}{dt} = k_{HR} \frac{X_H / X_{BH}}{K_{XR} + X_H / X_{BH}} X_{BH}$	$K_{HR}$	-	-	2,1 - 4,5
	$K_{XR}$	-	-	0,1 - 0,3
$\frac{dX_S}{dt} = k_{HS} \frac{X_S / X_{BH}}{K_{XS} + X_S / X_{BH}} X_{BH}$	$K_{HS}$	-	-	0,75 - 1,50
	$K_{XS}$	-	-	0,18 - 0,80

Les valeurs des constantes d'hydrolyse sont très variables en fonction du substrat, la différence entre les fractions  $S_H$  et  $X_S$  se fait en pratique par une séparation physique (filtration ou centrifugation) entre la matière organique hydrolysable soluble et particulaire, ce qui n'est pas forcément représentatif de la vitesse de dégradation des deux fractions. De plus le choix de deux fractions est arbitraire et on pourrait tout aussi bien diviser la DCO lentement biodégradable en davantage de fractions, cependant il se pose alors le problème de la détermination des constantes d'hydrolyse associées aux cinétiques des différentes fractions.

Plus globalement, la question de l'hydrolyse met en évidence les deux contraintes majeures dans l'élaboration d'un modèle : la nécessité d'être le plus représentatif possible du système réel, et celle de pouvoir déterminer relativement simplement les coefficients impliqués dans les équations du modèle.

Concernant l'hydrolyse de la matière organique en milieu anoxie, certains résultats tendent à montrer que pour une même boue, les cinétiques d'hydrolyse sont plus faibles en milieu anoxie qu'en milieu aérobie (Henze et al., 1987; Kristensen et al., 1992) mais des résultats contradictoires ont été observés sur d'autres effluents (Sozen et al., 1998).

D'un point de vue mathématique, ces résultats sont décrits en ajoutant un terme correctif  $\eta_H$  à l'équation d'hydrolyse observée en condition aérobie, au vu des résultats énoncés précédemment, les valeurs du coefficient  $\eta_H$  sont très variables (tableau II.3).

$$\frac{dX_S}{dt} = \eta_H k_H \frac{X_S / X_{BH}}{K_x + X_S / X_{BH}} X_{BH} \quad (\text{II.10})$$

Avec :

$X_S$  : Concentration en DCO lentement biodégradable ( $L^{-3}.M$ ) ;

$\eta_H$  : Facteur de correction de la vitesse d'hydrolyse en anoxie ;

$k_H$  : Constante de vitesse d'hydrolyse de  $X_S$  par les bactéries hétérotrophes ( $L^{-3}.M^{-1}.T^{-1}$ ) ;

$X_{BH}$  : Concentration en bactéries hétérotrophes ( $L^{-3}.M$ ) ;

$K_x$  : Constante de demi saturation des bactéries hétérotrophes pour l'hydrolyse de  $X_S$  ( $M.M^{-1}$ )

**Tableau. II.3** : Facteurs de correction  $\eta_H$  pour l'hydrolyse en milieu anoxie.

Substrat	$\eta_H$	Auteurs
Eau usée municipale	0,4	Henze et al.
Eau usée municipale	0,6	(1987)
Eau usée municipale	0,6	Henze et al.
Eau usée municipale	0,52-	(1995)
Hydrolysats	1,48	Gujer et al. (2000)
Eaux usées industrielles	0,18-	Sozen et al. (1998)

Comme pour le facteur  $\eta_G$  appliqué à la cinétique de croissance, certaines valeurs observées sont supérieures à l'unité, ce qui est impossible en théorie, cependant ces résultats n'ont, jusqu'à présent, pas été expliqués ( Kristensen et al., 1992).

Concernant l'hydrolyse de l'azote organique, le premier modèle cinétique a été proposé par Henze et al. (1987), l'azote organique est sous la forme particulaire ( $X_{ND}$ ), et soluble ( $S_{ND}$ ). L'hydrolyse de  $X_{ND}$  en  $S_{ND}$  est décrite par une cinétique proportionnelle à la cinétique d'hydrolyse de DCO lentement biodégradable, la deuxième étape est l'ammonification de  $S_{ND}$  en  $S_{NH}$ , la cinétique d'ammonification est dépendante de la concentration en azote organique soluble ( $S_{ND}$ ) et de la concentration en biomasse hétérotrophe ( $X_{BH}$ ), la constante d'ammonification  $k_A$  a été fixée à la valeur de  $0,081 \text{ (mgO}_2\text{)}^{-1} \cdot \text{j}^{-1}$  par Henze et al. (1987).

$$\frac{dS_{ND}}{dt} = k_A S_{ND} X_{BH} \quad (\text{II.11})$$

Avec :

$S_{ND}$  : Concentration en azote organique soluble ( $L^{-3}.M$ ) ;

$K_A$  : Constante de vitesse d'ammonification de  $S_{ND}$  par les bactéries hétérotrophes ( $L^3.M^{-1}.T^{-1}$ )

$X_{BH}$  : Concentration en bactéries hétérotrophes ( $L^{-3}.M$ ).

Ainsi, les transformations entre les différentes formes de l'azote sont liées stœchiométriquement aux transformations correspondantes de la matière organique. Lorsque la DCO fermentescible  $S_F$  est convertie en acides gras assimilables ( $S_A$ ) en condition anaérobie, ou consommée par les bactéries hétérotrophes en conditions aérobies ou anoxie, la quantité d'azote organique associée à ( $S_F$ ) est relarguée dans le milieu sous forme d'azote ammoniacal, lorsque la fraction  $X_S$  est hydrolysée en  $S_F$ , la différence entre les quantités d'azote organique associé à  $X_S$  et  $S_F$  est simultanément relarguée dans le milieu sous forme d'azote ammoniacal.

### Le stockage intra-cellulaire

Lorsqu'une cellule est en présence de substrat organique, elle stocke une partie de ce substrat sous forme de poly  $\beta$ -hydroxyalkanoate (**PHA**) ou de glycogène à l'intérieur de sa membrane, dès que le milieu est épuisé en substrat exogène, la bactérie utilise les matériaux stockés, et éventuellement des constituants cellulaires (**ARN**, acides aminés et protéines), pour continuer son existence (Dawes & Ribbons, 1964). Carucci et al., (2001) expliquent que l'évolution des concentrations en acétate, poly- hydroxybutyrate (**PHB**), et de la consommation en oxygène d'une boue activée alimentée ponctuellement par de l'acétate. Cette activité bactérienne permet de maintenir un équilibre entre les périodes où le substrat est disponible dans le milieu, et les périodes de famine. Ainsi, les bactéries capables de stocker rapidement la matière organique et de la consommer par la suite ont un avantage concurrentiel fort par rapport aux micro-organismes n'ayant pas cette capacité.

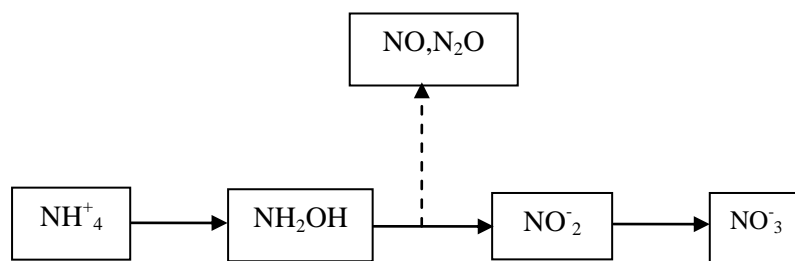
Le contenu d'une cellule en PHA peut atteindre jusqu'à 50 % de son poids sec, plus une cellule est riche en PHA, plus son taux de respiration endogène sera élevé, car l'énergie de maintenance provient de l'oxydation des composés stockés, et plus longtemps elle sera viable. Le glycogène et le PHA sont utilisés comme source de carbone, pour former d'autres constituants cellulaires, ou comme source d'énergie (Majone et al., 1999).

Van Loosdrecht et al. (1999) soulignent que le procédé le plus influencé par le stockage de polymères est la déphosphatation par voie biologique, en milieu anaérobie, les bactéries appelées **bio-P** stockent les acides gras volatils provenant de l'acidification des polymères organiques, et les convertissent en PHA en utilisant l'énergie produite par l'hydrolyse du glycogène et des polyphosphates. Lorsqu'un accepteur d'électrons ( $O_2$  ou  $NO_2^-$ ) devient disponible dans le milieu, les bactéries dégradent le **PHA** pour produire de l'énergie pour la croissance, et restaurer les niveaux de glycogène et de poly-phosphates.

### II.3. Le processus de nitrification

La nitrification est le processus biologique de transformation de l'azote ammoniacal en nitrates, elle est principalement assurée par une flore bactérienne autotrophe, strictement aérobie, dont la seule source de carbone est le  $\text{CO}_2$  dissous dans le milieu et la source d'énergie est  $\text{NH}_4^+$ . Jetten et al. (1997) soulignent cependant que d'autres mécanismes que la nitrification autotrophe ont été mis en évidence notamment par les techniques de biologie moléculaire, tels que l'oxydation de l'ammonium en milieu anaérobie (Anamox) et la nitrification hétérotrophe couplée à la dénitrification simultanée en milieu aérobie.

La nitrification est en fait une série de réactions biologiques successives convertissant l'ammonium en hydroxylamine ( $\text{NH}_2\text{OH}$ ), puis en nitrites et finalement en nitrates, des intermédiaires entre  $\text{NH}_2\text{OH}$  et  $\text{NO}_2^-$  pourraient être à l'origine de la production et de l'émission des gaz  $\text{N}_2\text{O}$  et  $\text{NO}$  parfois identifiés au cours de la dénitrification, en effet, Béline (1998) a montré qu'une accumulation de nitrites au cours de l'aération entraîne l'émission de  $\text{N}_2\text{O}$ .

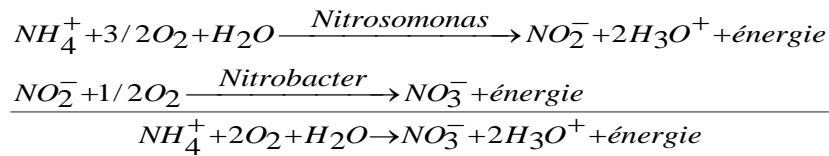


**Figure. II.6 :** Oxydation de l'azote ammoniacal au cours de la dénitrification.

Pour simplifier, la réaction de nitrification peut être découpée en deux étapes :

- Oxydation de l'ammonium en nitrites par les bactéries nitritantes ;
- Transformation des nitrites en nitrates par les bactéries nitratantes.

L'étape de nitritation produit  $270 \text{ kJ/mol N} - \text{NH}_4^+$  oxydé, et l'étape de nitratation apporte  $80 \text{ kJ/mol N} - \text{NO}_2^-$  oxydé (Henze et al., 1997). Ce faible rendement énergétique conduit à des taux de croissance bactérienne faibles par rapport aux bactéries hétérotrophes.



La méthode de culture microbiologique traditionnelle a mis en évidence la prédominance des genres *Nitrosomonas* pour la réaction de nitritation et de *Nitrobacter* pour la nitratisation. Cependant, ces résultats sont remis en cause depuis une dizaine d'années depuis le développement des techniques de marquage moléculaire des bactéries (Aoi et al., 2000; Hiorns et al., 1995; Van Loosdrecht & Jetten, 1998; Daims et al., 2001). En effet, en microbiologie classique les micro-organismes sont généralement enrichis et cultivés en conditions non-limitantes (fortes concentrations en substrat et en oxygène dissous), et dilués dans le but de n'avoir qu'une seule colonie par boîte de culture, cela favorise les bactéries à taux de croissance et taux de rendement élevés, et les bactéries capables de se développer individuellement, les résultats peuvent alors ne plus être représentatifs des systèmes environnementaux réels.

En fait, la nitritation peut être réalisée par plusieurs bactéries des genres *Nitrosomonas*, *Nitrospira*, *Nitrosococcus* et la prédominance d'un genre bactérien semble dépendre de l'écosystème. Hiorns et al. (1995) notent la présence de *Nitrospira* dans différents environnements naturels comme le sol, les sédiments, les lacs, ainsi que dans de la boue activée, mais les auteurs n'ont pas pu détecter le genre *Nitrosomonas* dans ces environnements. En cultivant plusieurs espèces en réacteurs de laboratoire, Aoi et al. (2000) montrent que la prédominance de *Nitrosomonas* ou de *Nitrospira* dépend de la charge azotée appliquée. Ainsi, lorsque la charge en azote ammoniacal est élevée, *Nitrosomonas* a tendance à prédominer. Van Loosdrecht & Jetten (1998) en déduisent ainsi que le genre *Nitrosomonas* est probablement majoritaire pour la nitritation dans les systèmes de boues activées, une analyse in situ des bactéries nitrifiantes dans un réacteur de traitement de lisier en lits bactériens confirme cette information (Kim et al., 2003b).

Concernant la nitratisation, Wagner et al. (1996) ont observé la présence éventuelle de *Nitrobacter* dans différents environnements naturels et dans des réacteurs de traitement d'eaux usées municipales par la méthode de biologie moléculaire. Dans aucun des milieux, le genre *Nitrobacter* n'a pu être détecté, les auteurs font donc l'hypothèse que d'autres genres sont responsables de la nitratisation dans ces environnements, notamment *Nitrospira*, *Nitrosococcus* et *Nitrospira*. En réacteur de traitement de lisier par lits bactériens, Kim et al. (2003b) mettent en

évidence la prédominance du genre *Nitrospira* pour la nitratisation, les auteurs ont également tenté d'identifier les genres bactériens responsables de la nitrification dans un réacteur SBR traitant du lisier, mais la forte prédominance des bactéries hétérotrophes les a empêchés de détecter les bactéries nitrifiantes, ces résultats confirment la vulnérabilité des bactéries nitrifiantes par rapport à la flore hétérotrophe dans les réacteurs à boues activées.

Cependant, de nombreux auteurs ont montré que l'activité des bactéries nitrifiantes est fortement sensible aux conditions du milieu environnant (température, pH, concentration en substrat et en  $O_2$ , présence d'inhibiteurs, ...), et que la sensibilité des biomasses nitritantes et nitratantes est souvent différente, cet effet est utilisé en réacteur de traitement de l'azote pour réaliser la nitrification - dénitrification sans passer par l'étape  $NO_3^-$  (Hellinga et al., 1998).

### Stœchiométrie de la réaction

La cinétique de consommation du substrat lors de la croissance des bactéries nitrifiantes est directement proportionnelle à la cinétique de croissance.

$$\frac{dS_{NH}}{dt} = \frac{1}{Y_A} \frac{dX_{BA}}{dt} \quad (\text{II.12})$$

Avec :

$S_{NH}$  : Concentration en azote ammoniacal ( $L^{-3}.M$ ) ;

$X_{BA}$  : concentration en bactéries autotrophes ( $L^{-3}.M$ ) ;

$Y_A$  : Le taux de rendement ( $mg O_2 / mg N - NH_4^+$ ) ;

Le taux de rendement  $Y_A$  décrit la stœchiométrie de la réaction globale de nitrification. Il est exprimé en  $mg O_2$  (biomasse formée) /  $mg N - NH_4^+$  (consommé), il est à noter que ce taux de rendement est faible devant le taux de rendement des bactéries hétérotrophes (Henze et al., 1987).

Alleman (1985) liste les conditions d'une accumulation de nitrites dans les réacteurs de nitrification : une température réduite, de faibles concentrations en  $O_2$  et  $CO_2$ , un pH élevé, la présence d'ammoniac, un âge de boue faible, une charge organique importante, etc. Dans ces situations, la croissance des bactéries nitratantes est faible, voire complètement inhibée, mais l'activité de la flore nitritante peut également être limitée.

## II.4. Cinétiques biologiques – Rappels

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. Comme la vitesse de nitrification est essentiellement déterminée par la nitritation, nous n'effectuerons plus, dans la suite, de distinction entre les deux types de micro-organismes (nitritants et nitratants) et étudierons les propriétés de micro-organismes « nitrifiants » aussi dénommés bactéries autotrophes (Aoi et al., 2000)

### II.4.1. 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.

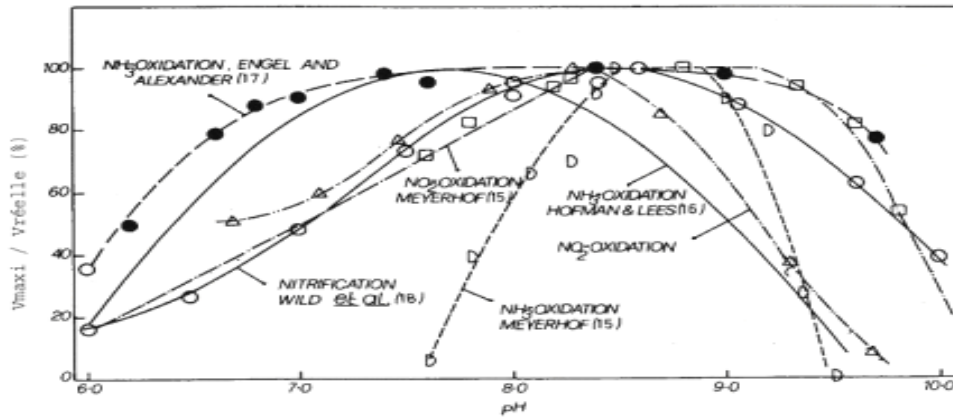
#### II.4.1.1. Influence des caractéristiques du milieu de culture

- **Potentiel hydrogène (pH)**

Le pH influence directement la croissance des bactéries nitrifiantes (Antoniou et al., 1990; Shammas, 1986). 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 II.7). Yuan & Bogaert, 2001) soulignent qu'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 II.7). Les contraintes liées au pH peuvent se résumer ainsi:

Pour un pH supérieur à 9, l'espèce prédominante du couple l'ammoniaque  $NH_4^+ / NH_3$  qui constitue un toxique pour les bactéries de type Nitrobacter et Nitrosomonas, pour un pH inférieur à 6, l'espèce prédominante du couple ( $HNO_2 / NO_2^-$ ) est l'acide nitreux ( $HNO_2$ ) qui est toxique pour les bactéries de type Nitrobacter.





**Figure .II.7 :** Influence du pH sur la vitesse de nitrification (Shammas, 1986)

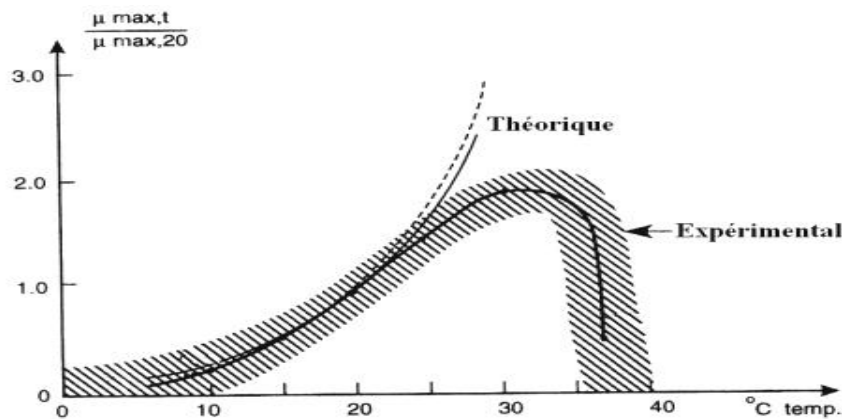
Lorsque le pH diffère des valeurs optimales, les bactéries adaptent leur activité de croissance. Leur taux de croissance maximum s’exprime alors par l’équation II.13 :

$$\mu_{A,maxi}(pH) = \mu_{A,maxi}(pH_{optimal}) \frac{K_{pH}}{K_{pH} + 10^{|pH_{optimal}-pH|}} \tag{II.13}$$

Avec :  $K_{pH} = 200$  (Henze et al., 1995)

• **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 II.8).



**Figure.II.8:** Influence de la température sur le taux de croissance maximum des autotrophes (Henze et al., 1995)

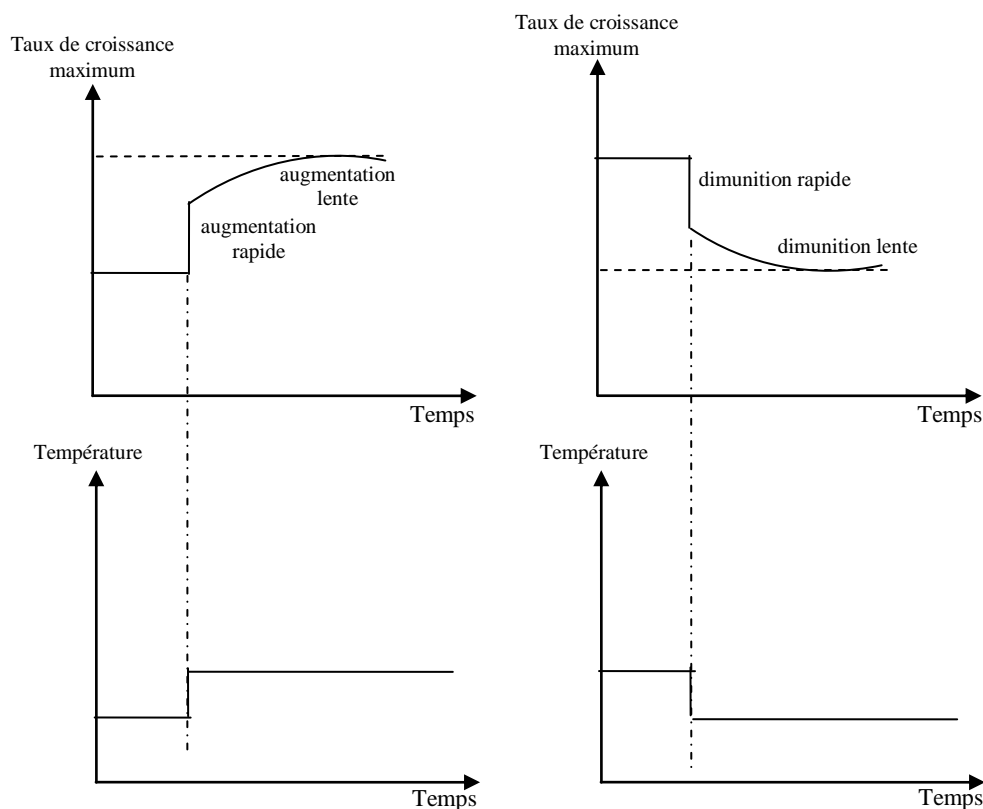
Pour traduire les changements d’activité de la biomasse autotrophe lorsque des variations de température lui sont appliquées, une loi de type Arrhénius est généralement utilisée (équation II.14).

$$\mu_{A,maxi}(T) = \mu_{A,maxi}(20^{\circ}C) \theta^{T-20} \tag{II.14}$$

La constante de changement de température ( $\theta$ ) prend des valeurs assez différentes selon les auteurs : 1,02 (Oleszkiewicz et Berquist, 1988), 1,024 (Argaman, 1994; Mines et Sherrard, 1999), 1,044 (Funamizu et Takakuwa, 1994), 1,06 (FNDAE et al., 2002), 1,103 (Lesouef et al., 1992) et 1,165 (Mccartney et Oleszkiewicz, 1990).

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 II.9).

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, lors d'une diminution de température, on constate une diminution rapide et amplifiée du taux de croissance, l'évolution vers la nouvelle valeur d'équilibre lui succède.



**Figure.II.9** : Impact d'un changement brutal de température sur le taux de croissance des autotrophes (Henze et al.,1995).

- **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 et al., 1995), parmi ces substances néfastes, on trouve certains ions métalliques (Cuivre, Nickel, Chrome (III), 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 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 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 II.15) (Charley et al., 1980).

$$\mu_A(T) = \mu_{A,\max i}(T) \frac{[O_2]}{[O_2] + K_{O,A}} \frac{[N - NH_4^+]}{[N - NH_4^+] + K_{NH}} \quad \text{II.15}$$

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 et al., 1995).

## II.5. Conclusion

L'analyse des processus de dégradation de la matière organique a permis de mettre en évidence les trois principaux mécanismes mis en jeu : l'hydrolyse, la croissance des bactéries et le décès, le devenir de la matière organique en réacteur de traitement biologique dépend donc largement de la forme initiale de la matière organique. Il est donc nécessaire de caractériser la matière organique, en particulier de quantifier les différentes fractions carbonées biodégradables, il apparaît également que la nitrification est influencée par de nombreux paramètres, notamment les concentrations en oxygène dissous et en ammoniac, la température et le pH, et que les sensibilités des flores nitritantes et nitratantes sont différentes. Dans des conditions de traitement en aération intermittente où les concentrations en  $O_2$ ,  $NH_3$  et le pH varient au cours du temps, et face aux variations extérieures de la température, il convient également d'étudier ces paramètres.

## **Chapitre III**

---

### **Modélisation du procédé à boue activée**

---

## **CHAPITRE III :**

# **MODÉLISATION DU PROCÉDÉ A BOUE ACTIVÉE**

### **III.1. Introduction**

Lorsque le but est d'expliquer et de prédire l'évolution du système, ceci nécessite de faire appel aux modèles de connaissance, ce type de modélisation, contrairement à la modélisation « boîte noire », permet de conserver l'information physique issue des variables d'état et ainsi d'expliquer ce qui se passe au sein du procédé. Pour cela, le comportement global du procédé biologique est défini grâce à des bilans de matière, cependant, les lois disponibles pour caractériser l'évolution des micro-organismes sont principalement des lois empiriques plus spécifiques et de domaine de validité moins étendu que les lois physiques classiques. L'établissement d'un modèle de ce type nécessite donc une bonne connaissance des phénomènes se produisant au sein du milieu, de ce fait, le modèle sera différent selon le procédé étudié et l'origine de l'effluent (Winkler et al., 2001 ; Fikar et al., 2004 ).

La modélisation des systèmes biologiques, du fait du caractère « vivant » du procédé et de l'interaction entre les phénomènes biologiques et hydrodynamiques, se heurte cependant à quatre difficultés principales:

- La complexité des réactions mises en jeu ;
- La méconnaissance des phénomènes hydrodynamiques entraînant l'utilisation de modèles ;
- Hydrodynamiques relativement simples ne permettant pas de représenter justement l'influence de l'hydrodynamique sur le rendement du procédé de dépollution (Metcalf et Eddy, 2003 ; Potier et al., 2005) ;
- Le faible nombre de mesures disponibles, souvent imprécises, et un manque de reproductibilité des expérimentations, ce qui freine la constitution de bases de données conséquentes, représentatives du fonctionnement et fiables ;
- L'évolution au cours du temps des paramètres du modèle, révélateur de l'insuffisance d'une approche macroscopique du fait de variations du métabolisme bactérien ou encore de phénomènes microscopiques non perceptibles (Dochain et al., 2001).

L'identification des paramètres de ces modèles est importante, c'est la raison pour laquelle la minimisation du nombre de paramètres et de variables d'état est recherchée. Toutefois, le nombre de paramètres détermine également la dynamique du modèle, il est donc nécessaire de

réaliser un compromis afin de respecter à la fois une simplicité de structure et une représentation dynamique répondant aux objectifs du modèle (Dochain et al., 2001).

L'avènement de normes de rejets de plus en plus sévères pour les rejets de stations d'épuration implique 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 performante, dans ce chapitre, seront abordés différents modèles de simulation dynamique de stations de traitement des eaux usées, la plupart des modèles sont utilisés à la fois en recherche et en industrie.

### **III.2. Modélisation des procédés biologiques**

- **Un outil puissant en évolution**

La modélisation mathématique consiste à créer une représentation virtuelle d'un système grâce à la résolution par ordinateur d'équations décrivant son fonctionnement, cette représentation se prête ensuite à l'étude et à des expérimentations (appelées simulations) tout comme le système réel, en présentant l'avantage de pouvoir multiplier les expériences avec un gain de temps, de moyens et d'efficacité par rapport à l'expérimentation sur site. Cet outil se développe dans tous les domaines scientifiques et techniques, il est utilisé par les chercheurs, mais aussi par les opérationnels (gestionnaires, ingénieurs...) (Printemps, 2001). En effet, en plus d'améliorer la compréhension des phénomènes en interprétant et prolongeant l'expérience, la modélisation est un outil de prévision, de test de scénarios et d'optimisation de procédés. En traitement des effluents liquides, on modélise le fonctionnement dynamique (intégrant les variations dans le temps) d'une station d'épuration grâce à la mise en équation des phénomènes biologiques (croissance de populations microbiennes), physiques (aération, hydraulique, décantation...) et chimiques (précipitation, oxydo-réduction...) qui s'y déroulent, le procédé sur lequel les connaissances et les applications sont les plus avancées est la boue activée (eaux usées) (Choubert et al., 2007).

- **Les données d'entrée**

Pour modéliser le fonctionnement d'une station d'épuration, il est impératif de disposer de données précises et spécifiques : description physique (filière, volume des ouvrages, débits des pompes...), gestion (contrôles et automatisations, alimentation, aération, extractions de boue...), quantité et qualité des eaux à traiter. (Choubert et al., 2007).

- **Le calage et la validation**

Le modèle doit ensuite être adapté au cas étudié en modifiant les paramètres des équations biologiques (taux de croissance, rendements, informations sur la décantation...) de façon à ce

que les concentrations mesurées et simulées concordent pour les mêmes données d'entrée (Juillard et al., 2000), c'est l'opération de calage dont dépend le domaine de validité et le degré de confiance que l'on accorde aux résultats de simulations ultérieures, adapter la quantité d'information nécessaire aux besoins de modélisation et d'extrapolation est une étape importante, une fois les paramètres obtenus (calage), le modèle doit être validé en confrontant ses prédictions avec des données différentes d'alimentation ou de fonctionnement ou de température...etc. (Choubert et al., 2007).

### III.3. Bilan de matière

Les modèles, formés d'un ensemble d'équations différentielles non linéaires, sont obtenus à partir des équations dynamiques de bilan sur le bioréacteur, un bilan de matière définit la variation de la quantité d'un composé comme étant la somme de ce qui est apporté ou produit, diminué de ce qui est soutiré ou consommé, soit (Stricker et Racault y, 2005) :

$$\text{Accumulation} = (\text{Entrée} + \text{Production}) - (\text{Sortie} + \text{Consommation})$$

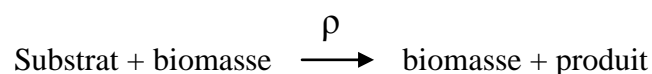
L'écriture d'un bilan pour chaque composé aboutit à la proposition d'un modèle global du procédé, la partie traduisant les réactions biologiques est représentée par les termes Production et Consommation.

#### III.3.1. Schéma réactionnel

En résumant de manière synthétique et d'un point de vue macroscopique l'ensemble des réactions biologiques et chimiques, le schéma réactionnel permet de définir les termes production et consommation du bilan de matière, ce sont ces réactions qui déterminent la dynamique biologique du procédé, leur vitesse correspondant généralement à la vitesse de croissance de la bactérie impliquée.

Le schéma réactionnel est donc construit à partir des connaissances phénoménologiques disponibles, de plus, son degré de complexité est fonction de la précision que l'on souhaite obtenir : choix des réactions jugées prépondérantes pour le procédé étudié, des composés présents, son écriture n'est donc pas unique, les réactions principales intervenant dans un procédé de traitement biologique sont schématisées ci-dessous :

- La croissance de la biomasse par oxydation de la matière carbonée, nitrification ou dénitrification

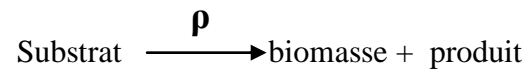




Avec :

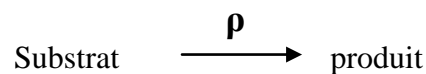
$\rho$  : La cinétique de la réaction.

On peut écrire de manière plus synthétique cette réaction, selon (Bastin et Dochain, 1990), par :

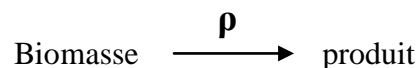


La flèche de retour signifie que la biomasse utilise le substrat pour produire de la nouvelle biomasse (biomasse à la fois produit et catalyseur), en d'autres termes il n'y a pas de croissance de biomasse sans biomasse initiale.

- La transformation d'un composé en un autre composé par réaction enzymatique, les enzymes jouant le rôle de catalyseur (hydrolyse des composés à l'extérieur de la cellule) ou par réaction chimique (ammonification) :



- La mort de la biomasse :



Chaque réaction est caractérisée par les concentrations des composés (substrat, biomasse, produits), la cinétique de réaction  $\rho$  et les taux de conversion  $Y$ .

Le taux de conversion  $Y$  représente la quantité théorique de produit formé à partir d'une quantité donnée de réactif, il dépend donc de la nature des composés (substrat, biomasse,...) impliqués dans la réaction. Il existe un taux pour chaque réaction biologique et composé impliqué, nous trouvons ainsi un taux de conversion de la biomasse morte en produits inertes, un taux de conversion du substrat en produits formés mais le taux de conversion le plus couramment utilisé est celui du substrat en biomasse. Leur valeur peut être déterminée par une expérimentation en mode batch : on laisse évoluer librement les composés de la réaction étudiée dans un réacteur fermé sans ajout ni soutirage, le taux est alors déterminé par la quantité de produits formés (biomasse, produits) divisée par la quantité de réactifs consommés (substrats, biomasse).

Pour chaque réaction biologique, les vitesses de consommation et de production des composés impliqués sont données par le produit  $Y \times \rho$ , précédé respectivement du signe  $-$  et du signe  $+$ .

L'ensemble des vitesses agissant sur le composé  $j$  et correspondant au terme Production  $-$

Consommation du bilan de matière est appelé la vitesse biologique globale, notée  $r_j$ , son expression est de la forme :

$$r_j = \sum_i Y_{i,j} \times \rho_i \quad (\text{III.1})$$

Le schéma réactionnel permet donc de définir :

- Les variables d'état qui sont les composés intervenant dans les réactions ;
- Les cinétiques associées à chacune des variables d'état en fonction des réactions biologiques dans lesquelles elle intervient.

Il peut être également mis sous la forme d'un diagramme fonctionnel qui contient la même information mais qui, visuellement, permet de mieux mettre en évidence les enchaînements de réaction (Farza et Chérury, 1991).

### III.3.2. Cinétiques des réactions

Les cinétiques (vitesses de réaction) sont un élément important de la dynamique du système, cependant, la manière dont chaque composé influe sur la cinétique de réaction est difficile à évaluer, l'écriture de ces cinétiques sous forme d'équation est issue de considérations souvent empiriques et ces formulations ne constituent donc que des relations approximatives (Béline et al., 1998a)

L'expression d'une cinétique est :

$$\rho = \mu \times [\text{biomasse}] \quad (\text{III.2})$$

$\mu$  est un paramètre pouvant être exprimé par une constante ou un paramètre variant dans le temps ou encore un produit des autres variables d'état du système. Dans le cas de la mortalité de la biomasse, un coefficient constant est suffisant :

$$\rho = -b \times X_B \quad (\text{III.3})$$

Avec :

$b$  : Coefficient de mortalité de la biomasse ( $j^{-1}$ ) ;

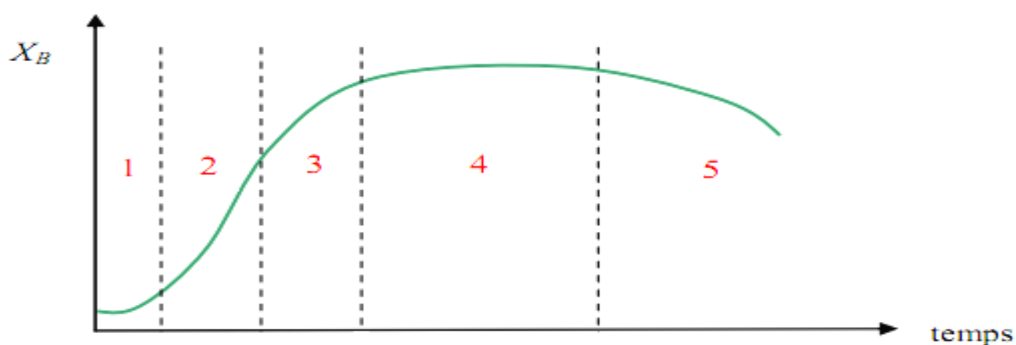
$X_B$  : Concentration en biomasse ( $\text{mgO}_2/\text{l}$ ).

Le paramètre «  $b$  » a l'avantage de pouvoir être mesuré directement par méthode respirométrique (Spanjers et Vanrolleghem, 1995), ce qui n'est généralement pas le cas des coefficients cinétiques, cependant, cette écriture (équation. III.3) n'est pas suffisante pour décrire les cinétiques complexes (oxydation de la matière organique biodégradable, nitrification, dénitrification, hydrolyses) puisqu'elle ne permet pas la représentation des phénomènes de saturation ou d'inhibition, la mise en équation de cinétiques complexes

nécessite donc de déterminer si un composé, suivant sa concentration dans le milieu réactionnel, inhibe, active ou limite la réaction et dans quelle proportion. Les modèles empiriques de Haldane et de Monod (Edeline, 1988) apportent des solutions à ce problème, ils s'intéressent principalement à la réaction de croissance de la biomasse qui est l'une des réactions les plus complexes du procédé de traitement.

Afin de déterminer l'action du substrat sur la cinétique de croissance bactérienne, un test expérimental en mode batch peut être réalisé. Des quantités données de substrat et de biomasse sont mises en contact dans un environnement favorable au développement de la biomasse (agité, aéré, à température requise) à un instant  $t_0$ . L'évolution au cours du temps de la concentration en bactéries, notée  $X_B$ , est alors enregistrée (figure III.1), cinq phases sont répertoriées :

- Une phase de latence (1) : adaptation des bactéries au nouveau milieu ;
- Une phase de croissance exponentielle (2) : présence d'une quantité importante de substrat entraînant une multiplication cellulaire avec un taux de croissance maximal ;
- Une phase de ralentissement (3) : multiplication ralentie des cellules ;
- Une phase de stabilisation (4) : concentration de substrat nulle ou apparition d'inhibiteurs, maintien des bactéries grâce à leur réserve interne ;
- Une phase de déclin (5) : décroissance par « mort » de la biomasse du fait de l'épuisement du milieu en substrat.



**Figure. III.1** : Evolution de la concentration des bactéries (Edeline, 1988).

A partir de ces résultats, une loi a été proposée par Monod (1942), inspirée de travaux antérieurs (Michaëlis et Menten, 1913), Elle permet de traduire la phase de croissance exponentielle (2) correspondant à la saturation du taux spécifique de croissance :

$$\rho = \mu \times X_B \quad (\text{III.4})$$

$$\mu = \mu_{\max} \times \frac{[\text{substrat}]}{K_s + [\text{substrat}]}$$

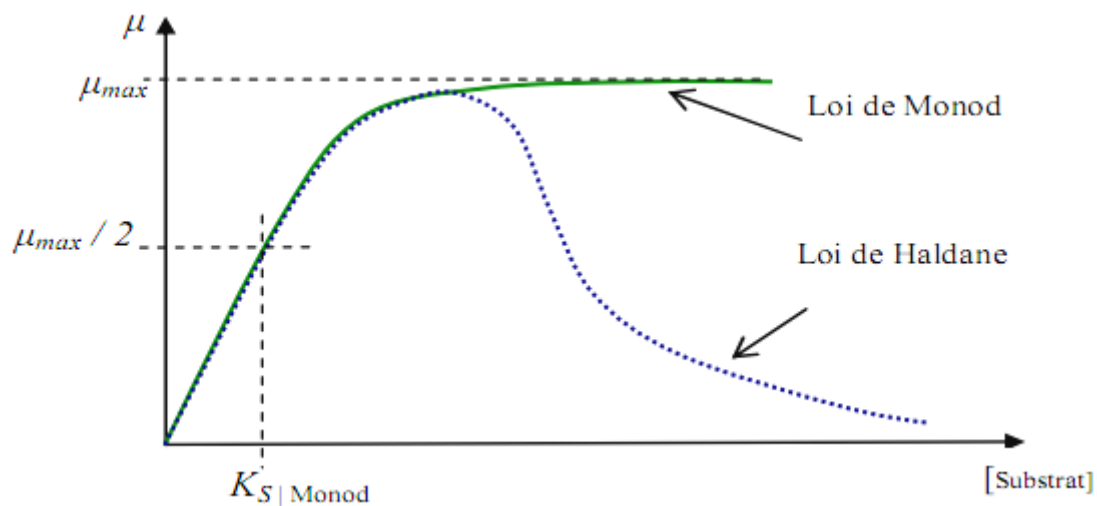
Avec :

$\mu$  : Taux spécifique de croissance ( $j^{-1}$ ) ;

$\mu_{max}$  : Taux maximal de croissance ( $j^{-1}$ ) ;

$K_S$  : Constante de demi-saturation en substrat ( $mg\ O_2 / l$ ).

La constante de demi-saturation  $K_S$  représente la concentration en substrat lorsque le taux de croissance  $\mu$  est égal à la moitié de sa valeur maximale (figure III.2), la valeur attribuée au coefficient  $K_S$  détermine ainsi le moment auquel la concentration en substrat voit son caractère saturant devenir prépondérant, ce qui influe donc directement sur l'allure de la courbe de la loi de Monod. La connaissance de la valeur de ce paramètre est donc essentielle car elle exprime de quelle manière la concentration en substrat se situe par rapport au niveau de saturation, malheureusement, l'estimation de ce type de paramètre nécessite la mise en œuvre de tests expérimentaux particuliers et reste très sensible aux conditions opératoires (Henze et al., 1987).



**Figure III.2** : Représentation graphique des lois de Monod et de Haldane

Certains composés peuvent également inhiber une réaction lorsque leur concentration est trop élevée, la loi de Monod ne permettant pas de représenter ce phénomène, il est alors préférable d'utiliser la loi de Haldane :

$$\mu = \mu_{max} \cdot \frac{[substrat]}{K_S + [substrat] + \frac{[substrat]^2}{K_{inhib}}} \quad (III.5)$$

Où  $K_{inhib}$  Constante d'inhibition. ( $mg / l$ ).

Pour permettre une croissance bactérienne, outre la matière organique biodégradable, interviennent les éléments nutritifs tels que l'oxygène (dans le cas des réactions en milieu aérobie), l'azote ammoniacal, les nitrates et nitrites,... L'expression du taux spécifique de croissance doit tenir compte de ces éléments sous forme de facteurs limitants et prend alors la forme :

$$\mu = \mu_{\max} \cdot \prod_i \left( \frac{[\text{composé } i]}{K_i + [\text{composé } i]} \right) \quad (\text{III.6})$$

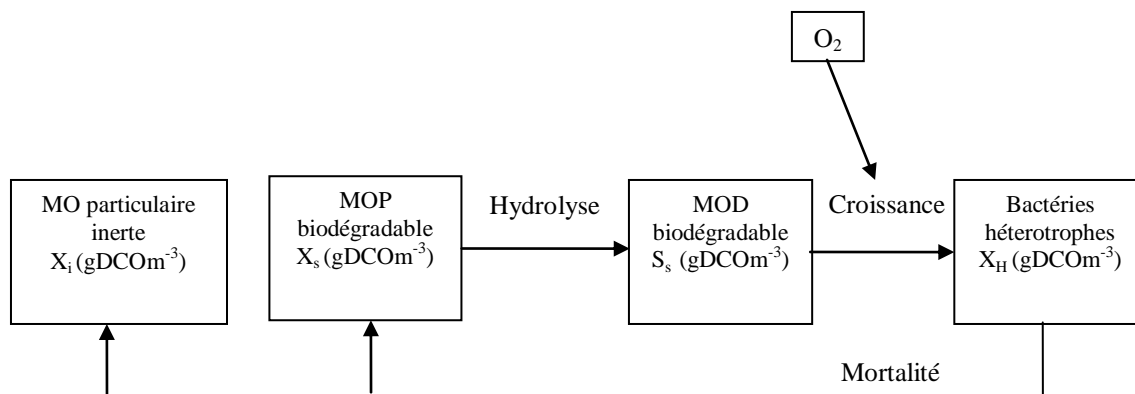
La formulation des cinétiques de réaction n'est qu'approximative étant donné la complexité des réactions et la difficulté d'identifier avec précision l'action de chaque composé sur la dynamique de la réaction, par conséquent, la formulation des taux de conversion biologiques au sein d'un modèle est relativement fiable tandis que la formulation des cinétiques reste imprécise.

### III.4. Modèles de station d'épuration : Activated Sludge Model

L'International Water Association (IWA) a produit une série de modèles de station d'épuration à boues activées (Henze et al., 1987 ; Gujer et al., 1999) fondés sur une description détaillée des processus biologiques.

#### III.4.1. Activated Sludge Model 1 (Henze et al., 1987)

ASM 1 est un modèle simulant au sein d'un système à boues activées les phénomènes tels que l'oxydation du carbone, la nitrification et la dénitrification en quantifiant la cinétique et la stoechiométrie de chaque réaction, le modèle ASM1 se présente sous la forme d'une matrice récapitulé dans le tableau III.1, dans laquelle sont répertoriés les phénomènes d'épuration et la dégradation de la matière organique, ainsi que les cinétiques (vitesse de réaction) et les stoechiométries (rapport qu'un composant a sur les autres dans une réaction chimique) associées selon la notation recommandée par Grau et al. (1982), le concept est schématisé sur la figure III.3.



**Figure .III.3 :** La biodégradation de la matière organique dissoute et particulaire dans ASM 1 (Henze et al., 1987)

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 comporte au total 13 variables d'état permettant de caractériser huit processus de dégradation de la pollution.

Dans la matrice, les indices  $i$  sont utilisés pour identifier chaque composante :  $X_{B,H}$  pour la biomasse,  $S_s$  pour le substrat,  $j$  correspond à chaque processus : la croissance bactérienne, la mortalité bactérienne et l'hydrolyse de la matière organique particulaire, les expressions cinétiques de chaque processus sont mentionnées dans la colonne de droite sur la ligne correspondante.

Soit un composé  $Z_i$  affecté par le processus  $j$ , lorsque le coefficient  $c_{ij}$  est non nul, sa vitesse de réaction  $r_i$  est alors  $r_j(Z_i) = c_{ij} \times \rho_j$ . Si  $c_{ij}$  est positif, le processus  $j$  produit  $Z_i$ , s'il est négatif, il en consomme.

La vitesse de réaction totale de la variable  $Z_i$  résulte donc de la combinaison des différents processus qui l'affectent :

$$r(Z_i) = \sum_j (r_j(Z_i)) = \sum_j c_{ij} \cdot \rho_j$$

Les éléments à l'intérieur de la matrice sont les coefficients stœchiométriques qui rendent compte du poids de chaque processus dans la production ou de la consommation de chaque

composante. Par exemple, pour l'hydrolyse de la matière organique (MOP),  $X_S$  est consommée au taux suivant :

$$-1 * k_H \frac{X_S / X_{B,H}}{K_X + X_S / X_{B,H}} X_{B,H}$$

$S_S$  est produit au taux suivant :

$$1 * k_H \frac{X_S / X_{B,H}}{K_X + X_S / X_{B,H}} X_{B,H}$$

Avec :

$X_S$  : Concentration en matière organique lentement biodégradable (mg /l) ;

$k_H$  : Constante d'hydrolyse (h) ;

$X_{BH}$  : Concentration en biomasse hétérotrophe active (mg /l) ;

$K_X$  : Constante de demi-saturation pour l'hydrolyse.

Ce modèle est basé sur la simulation de la croissance de la biomasse comme moteur principal du processus de dégradation. Le rendement de croissance ( $Y_H$ ) définit la fraction de matière organique qui est utilisée pour former de la biomasse nouvelle.

**La matrice du modèle ASM1 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 ( $X_i$ ) ne sont concernées 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 elles, 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 ( $pH < 7$ ) diminue le taux de nitrification et peut causer d'autres problèmes comme la défloculation ou le gonflement des boues (bulking),

**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 Taskgroup, 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 ( $S_s$ ), 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.



**Tableau .III.1:** Matrice des équations du modèle boues activées ASM 1 (Henze et al., 1987).

Matrice du modèle ASM1															
i	j	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	Vitesse de réaction
	$v_{ij}$	$S_I$	$S_S$	$X_I$	$X_S$	$X_{B,H}$	$X_{B,A}$	$X_P$	$S_O$	$S_{NO}$	$S_{NH}$	$S_{ND}$	$X_{ND}$	$S_{ALK}$	
1	croissance aérobie des hétérotrophes		$-\frac{1}{Y_H}$			1			$\frac{1-Y_H}{-Y_H}$		$-i_{XB}$			$-i_{XB}/14$	$\rho_1$
2	croissance anoxique des hétérotrophes		$-\frac{1}{Y_H}$			1			$-\frac{1-Y_H}{2,86Y_H}$		$-i_{XB}$			$\left[ \frac{(1-Y_H)}{2,86Y_H} - i_{XB} \right] / 14$	$\rho_2$
3	croissance aérobie des autotrophes						1		$-\frac{(4,57-Y_A)}{Y_A}$	$+\frac{1}{Y_A}$	$-i_{XB} - \frac{1}{Y_A}$			$\left[ -i_{XB} - \frac{2}{Y_A} \right] / 14$	$\rho_3$
4	décès des hétérotrophes				$1-f_p$	-1		$f_p$					$i_{XB} - f_p \cdot i_{XP}$		$\rho_4$
5	décès des autotrophes				$1-f_p$		-1	$f_p$					$i_{XB} - f_p \cdot i_{XP}$		$\rho_5$
6	ammonification de l'azote organique soluble										1	-1		1/14	$\rho_6$
7	hydrolyse du carbone organique particulaire		1		-1										$\rho_7$
8	hydrolyse de l'azote organique particulaire											1	-1		$\rho_8$

$S_I$	Matière soluble inerte (non biodégradable) en M (DCO) · L <sup>-3</sup>	$\rho_1$	$\mu_{mH} \frac{S_S}{S_S + K_S} \frac{S_O}{S_O + K_{OH}} X_{B,H}$
$S_S$	Substrat soluble, rapidement biodégradable en M (DCO) · L <sup>-3</sup>	$\rho_2$	$\mu_{mH} \frac{S_S}{S_S + K_S} \frac{K_{OH}}{K_{OH} + S_O} \frac{S_{NO}}{S_{NO} + K_{NO}} \eta_g X_{B,H}$
$X_I$	Matière particulaire inerte (non biodégradable) en M (DCO) · L <sup>-3</sup>	$\rho_3$	$\mu_{mA} \frac{S_{NH}}{S_{NH} + K_{NH}} \frac{S_O}{S_O + K_{OA}} X_{B,A}$
$X_S$	Substrat lentement biodégradable en M (DCO) · L <sup>-3</sup>	$\rho_4$	$b_H X_{B,H}$
$X_{B,H}$	Biomasse active hétérotrophe en M (DCO) · L <sup>-3</sup>	$\rho_5$	$b_A X_{B,A}$
$X_{B,A}$	Biomasse active autotrophe en M (DCO) · L <sup>-3</sup>	$\rho_6$	$k_a S_{ND} X_{B,H}$
$X_P$	Matière particulaire non biodégradable issu de la lyse en M (DCO) · L <sup>-3</sup>	$\rho_7$	$k_H \frac{X_S / X_{B,H}}{X_S / X_{B,H} + K_X} \left[ \frac{S_O}{S_O + K_{OH}} + \eta_h \frac{K_{OH}}{K_{OH} + S_O} \frac{S_{NO}}{S_{NO} + K_{NO}} \right] X_{B,H}$
$S_O$	Oxygène dissous en M (O <sub>2</sub> ) · L <sup>-3</sup>	$\rho_8$	$\rho_7 (X_{ND} / X_S)$
$S_{NO}$	Nitrate et nitrite (NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> et NO <sub>2</sub> <sup>-</sup> ) en M (N) · L <sup>-3</sup>		
$S_{NH}$	Ammonium et ammoniac (NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> et NH <sub>3</sub> ) en M (N) · L <sup>-3</sup>		
$S_{ND}$	Azote organique soluble et biodégradable en M (N) · L <sup>-3</sup>		
$X_{ND}$	Azote organique particulaire et biodégradable en M (N) · L <sup>-3</sup>		
$S_{ALK}$	Alcalinité en M (mol) · L <sup>-3</sup>		

L'ensemble des réactions décrites lors de la présentation du schéma réactionnel est pris en compte dans ce modèle :

- La croissance de la biomasse au travers de la réaction d'oxydation de la matière carbonée et des réactions de nitrification et de dénitrification ;
- La mort de la biomasse ;
- L'ammonification de l'azote organique ;
- L'hydrolyse de la matière organique en suspension (azotée ou carbonée).

L'hydrolyse représentant un ensemble de réactions complexes, une unique expression globale a été proposée afin de simplifier sa modélisation, cette modélisation suppose que seule la partie rapidement biodégradable de la matière organique biodégradable peut être utilisée par la biomasse, l'expression de l'hydrolyse permet donc d'introduire une dynamique lente pour l'utilisation de la partie lentement biodégradable.

Les processus pris en compte dans ASM1 sont décrits ci-dessous (Henze et al., 1987) :

- **Croissance aérobie des bactéries hétérotrophes :**

Une fraction des substrats rapidement biodégradable ( $S_S$ ) est consommée pour la croissance de la biomasse hétérotrophe ; l'autre partie de la fraction de SS est oxydée sous forme de  $CO_2$  pour fournir l'énergie nécessaire à la croissance, la croissance est modélisée en utilisant une cinétique de Monod, l'ammonium est utilisé comme source d'azote pour la croissance et est incorporé dans la biomasse. Les deux concentrations  $S_S$  et  $S_O$  (concentration en oxygène) peuvent être limitantes pour la croissance.

- **Croissance anoxie des bactéries hétérotrophes :**

En l'absence d'oxygène les bactéries hétérotrophes sont capables d'utiliser les nitrates comme accepteur d'électron pour dégrader  $S_S$ . Ce processus donne lieu à une production de biomasse et de  $N_2$  (dénitrification), la même cinétique de Monod que dans le cas de la croissance aérobie est utilisée avec en plus un facteur correctif  $\eta_g (<1)$ , ce dernier réduit la cinétique et rend compte, ainsi, soit d'un taux de croissance plus faible en conditions anoxies soit qu'une fraction de la biomasse, seulement, est capable d'utiliser les nitrates comme accepteurs d'électron.

- **Mortalité des bactéries hétérotrophes :**

Ce processus est modélisé selon le concept considérant une régénération de la matière organique par la mortalité. Les bactéries meurent à un certain taux et une fraction de cette matière donne lieu à une fraction de matière organique non biodégradable ( $X_P$ ), le reste de la fraction s'ajoute à la fraction de matière organique lentement biodégradable ( $X_S$ ), ce

processus présente la même cinétique quelles que soient les conditions (aérobie, anoxie ou anaérobie).

- **Hydrolyse de la matière organique particulaire :**

La matière organique lentement biodégradable est hydrolysée en matière organique rapidement biodégradable, ce processus est modélisé par une réaction de surface et se produit sous conditions aérobie et anoxique, le taux d'hydrolyse est réduit en conditions anoxiques par rapport aux conditions aérobies à l'aide d'un facteur correctif  $\eta_h$  ( $<1$ ). La cinétique est du premier ordre par rapport à la biomasse hétérotrophe présente lorsque la biomasse hétérotrophe est en quantité importante par rapport au substrat lentement dégradable ( $X_B \gg X_S$ ) mais sature lorsque la quantité de matière organique lentement dégradable est présente en grande proportion devant la biomasse hétérotrophe.

Le tableau III.2 présente les valeurs de paramètres suggérées par le groupe de travail de l'IWA ( International Water Association), ces valeurs sont données à titre indicatif et peuvent varier en fonction des conditions environnementales.

**Tableau .III.2 :** Valeurs des paramètres d'ASM1 (Henze et al., 1987)

Paramètres du modèle	symbole	Unité	20° C
Rendement de croissance hétérotrophe	$Y_H$	g DCO biomasse formée / (g DCO oxydé)	0,67
Fraction de biomasse recyclée en produits particuliers	$f_p$	Sans dimension	0,08
<b>Paramètres cinétiques</b>			
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 formée. Jour)	3
Constante de demi-saturation pour l'hydrolyse de $X_S$	$K_X$	g DCO lentement dégradable / g DCO biomasse formée)	0,03

### 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 (Stricker, 2000) :

- **La 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 :
- **la matière organique soluble inerte (Si)** qui quitte le système avec la même concentration qu'à l'entrée.
- **la matière organique particulaire inerte (Xi)** qui se retrouve dans les boues pour être évacuée lors de leur extraction.

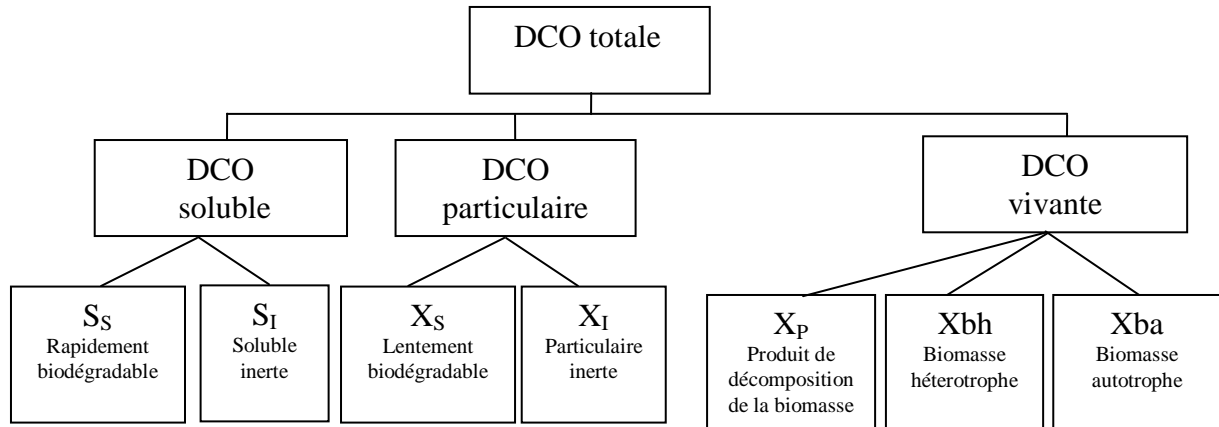
**La matière organique biodégradable** peut également être divisée en deux fractions selon la rapidité d'utilisation par les bactéries :

- **la 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.
- **la 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.

Les 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.

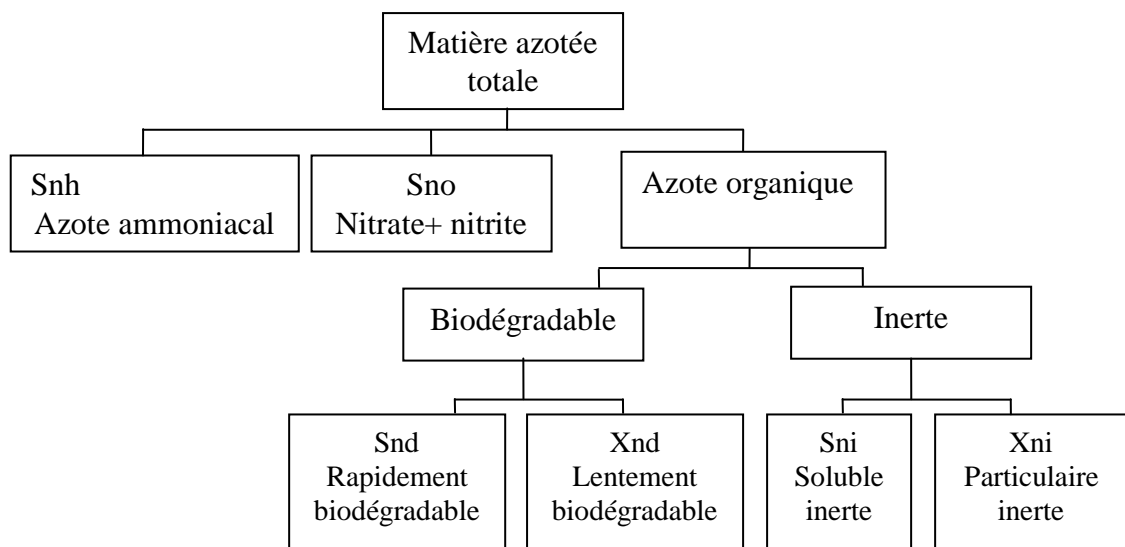
Cependant, la prédominance et l'intensité de cet effet sont toujours inconnues et ceci n'a pas été considéré par le groupe de travail dans le développement du modèle, cette biomasse est perdue par décomposition et devient à son tour une fraction de substrat lentement biodégradable (Xp).

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 (Porrás, 2003):



**Figure III.4 :** Fractionnement de la DCO

Pour l'azote, nous retrouvons la même démarche de fractionnement, elle 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.5 :** 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.

### Les 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 (Dispan, 2003).

### **Contraintes d'utilisation**

Le modèle ASM1 est un outil de simulation numérique dynamique dont l'utilisation nécessite une description très détaillée du déroulement des phénomènes physiques et des propriétés biologiques.

### **Les hypothèses et les restrictions associées au modèle**

Le modèle ASM1 tel qu'il a été décrit précédemment repose sur un certain nombre de simplifications :

- Le système fonctionne à température constante.
- Le pH constant est proche de la neutralité. Bien que le pH influence plusieurs coefficients, peu d'expressions sont disponibles pour exprimer cette influence. En conséquence, un pH constant a été admis.
- Les coefficients dans les expressions cinétiques des réactions ont des valeurs constantes.
- Les effets de limitations de l'azote, du phosphore, et d'autres nutriments minéraux sur l'élimination du substrat organique et sur la croissance de cellules n'ont pas été considérés.

### **III.4.2. Activated Sludge Model 2 (Henze et al., 1995)**

Suite à la directive du 21 mai 1991 relative au traitement des eaux urbaines résiduaires (91/271/CEE) (JOCE du 30/05/1991, L 135/40) fixant de nouvelles contraintes de rejets concernant les pollutions azotées et phosphorées, l'International Water Association (IWA) a proposé le modèle ASM2 qui répond aux besoins de simulation de l'élimination biologique du phosphore, les apports d'ASM 2 par rapport à ASM 1 résident dans (Dispan, 2003):

-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 deux processus chimiques qui peuvent être utilisés pour décrire la précipitation chimique du phosphore.

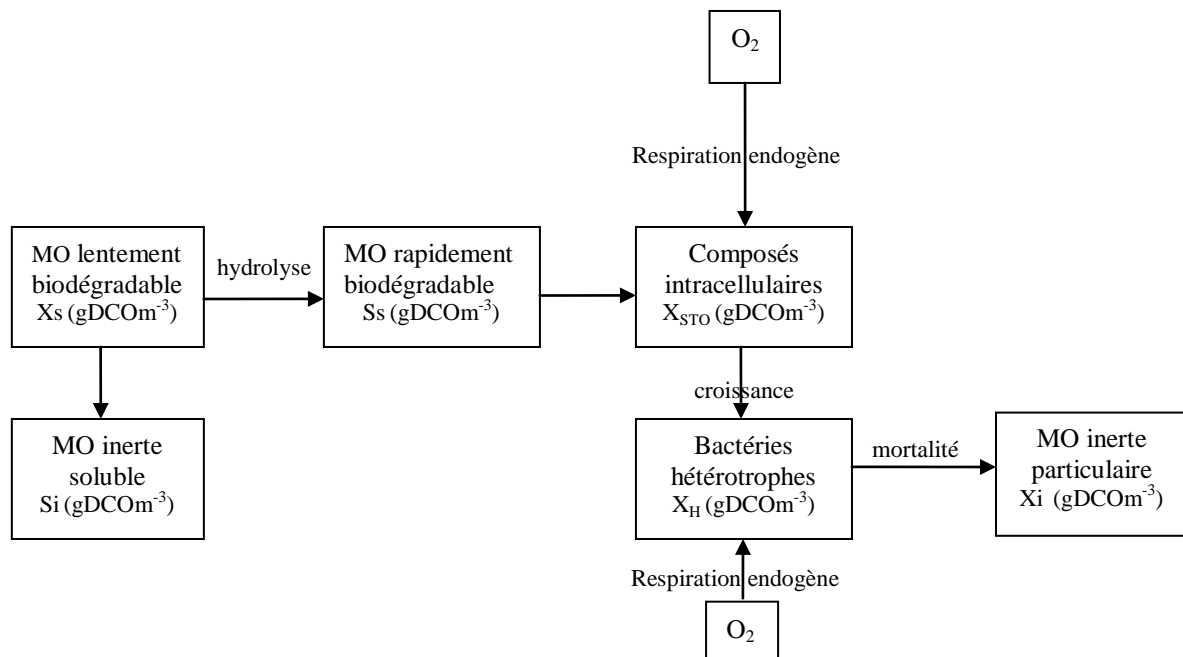
En conditions anaérobies (absence d'oxygène et de nitrate) le substrat rapidement biodégradable ( $S_F$ ) est transformé en produits de fermentation ( $S_A$ ).

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.

### III.4.3. Activated Sludge Model 3 (Gujer et al., 1999)

Etant donné que le modèle ASM 1 est devenu, au fil des années, une référence en matière de modélisation pour beaucoup de scientifiques, l'IWA (International Water Association) a utilisé leurs retours d'expériences pour proposer le modèle ASM 3 en 1999, ce modèle doit corriger tous les défauts de l'ASM1, l'IWA a, proposé le modèle ASM 3 (Gujer et al., 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, les micro-organismes se multiplient et stockent simultanément des polymères dans leur cellule en consommant des substrats externes (Van Niel et al., 1995; Majone et al., 1996; Van Aalst-van Leeuwen et al., 1997), 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 (Mino et al., 1987; Wentzel et al., 1991), en revanche, peu d'études ont été effectuées sur le stockage en conditions aérobies. Dans ASM3, le substrat rapidement biodégradable ( $S_S$ ) est d'abord transformé en composés intracellulaires de stockage ( $X_{STO}$ ) puis assimilé par la biomasse (figure III.6), le rendement global de croissance bactérienne est réparti entre un rendement de stockage ( $Y_{STO}$ ) et un rendement de croissance ( $Y_H$ ), 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.



**Figure.III.6:** Concept décrivant la biodégradation de la matière organique dans ASM3 (Gujer al., 1999)

Le modèle 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 (International Water Association) a conçu ASM3 pour être la base de nombreux modèles, en effet, les modules pour l'élimination biologique du phosphore (comme ceux contenus dans ASM 2 (Henze et al., 1995)) précipitation chimique, croissance des organismes filamenteux ou calcul du pH ne font pas partie d'ASM 3 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 solubles et particulaires ( $S_S$  et  $X_S$ ) 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 que ASM2, ASM3 tient compte de composés internes de stockage, la biomasse est donc modélisée avec une structure interne (Henze et al., 1995).

L'ASM 3 et l'ASM 1 sont donc deux modèles se basant sur les mêmes phénomènes dominants, l'un étant plus récent que l'autre.



### III.5. Comparaison des trois modèles ASMs

Il est alors intéressant lors du choix du modèle de faire une rapide comparaison afin d'observer les différences majeures (tableau III.5 et tableau III.6 ci après).

Il est important de souligner que le modèle ASM2 (et 2d) est plus complexe que l'ASM1 et l'ASM 3, en raison de la prise en considération de l'enlèvement biologique du phosphore. Donc, il est bien évident que pour modéliser un traitement d'eau usée contenant très peu, ou pas, de phosphore, l'opérateur choisira soit le modèle ASM1, soit le modèle ASM3. L'ASM2(d) est réservé pour un affluent contenant une concentration non négligeable en phosphore qui influencerait le système.

En effet, ASM2 est plus complexe et inclus beaucoup plus de composants qui sont importants lors de la caractérisation de l'eau usée et des boues activées. Des processus biologiques supplémentaires y ont été inclus pour prendre en compte l'enlèvement biologique du phosphore. Le principal changement entre l'ASM1 en ASM2 est le fait que la biomasse ait maintenant, dans ce deuxième modèle, une structure cellulaire interne. Plus encore, l'ASM1 a été basé entièrement sur la DCO pour représenter toute la matière organique particulaire, l'ASM2 quant à lui, inclut les poly-phosphates, une fraction importante des boues activées, mais qui n'a aucune DCO.

La complexité d'ASM3 est comparable à celle d'ASM1. Cependant, l'hydrolyse en ASM3 rend disponible tous les substrats lentement biodégradables  $X_S$  contenus dans les eaux et elle est supposée être active indépendamment de la présence ou l'absence d'un donneur d'électron. En plus, l'importance de l'hydrolyse a été réduite et la dégradation de l'azote organique particulaire et soluble ont été intégrées dans l'hydrolyse, la mortalité, et la croissance.

Cependant, ASM3 inclut seulement les processus microbiologiques et biochimiques de transformation. Les processus chimiques de précipitation n'y sont pas inclus et les procédés qui régissent l'enlèvement du phosphore non plus.

**Tableau. III. 3:** Quelques différences entre les modèles ASMs.

	ASM1 (13 composées)	ASM2/ASM2d (19 composées)	ASM3 (13 composées)
<b>Basé sur des essais en eau usées</b>	Domestiques	Municipal	Domestiques
<b>Températures</b>	Constantes	10-25 °C	8-23 °C
<b>Réactions</b>	Enlèvement du C et N	Enlèvement du C, N et P	Enlèvement du C et N
<b>Stockage des composées internes</b>	Pas prise en compte	Pris en considération	Pris en considération

**Tableau. III.4:** Comparaison ASM 1 / ASM 3

	ASM 1	ASM 3
Avantages	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Très répondu et beaucoup utilisé ;</li> <li>• Plus fiable car plus d'expériences ont été mené avec.</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Résultats plus réalistes avec la séparation des phénomènes autotrophes et nitrifiants ;</li> <li>• Créé par rapport aux moyens informatiques actuels ;</li> <li>• Plus d'équations pour les procédés biologiques.</li> </ul>
Inconvénients	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Un seul procédé de dégradation est utilisé pour tous les résumer (aérobics, anoxique) ;</li> <li>• Créé dans une optique de puissances de simulation limitée (1985).</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Modèle assez récent qui ne bénéficie pas des modélisations antérieures ;</li> <li>• Plus d'équations pour les procédés biologiques</li> </ul>

### III.6. Conclusion

La littérature fait apparaître une connaissance approfondie des processus biologiques et des paramètres qui les régissent en boues activées.

La synthèse bibliographique de ce chapitre a été consacrée au recensement des paramètres nécessaires à la mise au point d'un modèle de simulation du procédé biologique de traitement des eaux usées. Les processus sont exprimés par des équations cinétiques et des relations stoechiométriques entre les variables, les équations comprennent des constantes cinétiques et stoechiométriques (paramètres) généralement spécifiques à l'effluent traité. L'utilisation de ces modèles nécessite donc la connaissance de nombreuses données concernant la description du réacteur de traitement, la détermination des paramètres impliqués dans les équations du modèle.

Les modèles du type ASM sont couramment employés pour la modélisation biologique des bassins d'aération et sont intégrés dans des logiciels (type West, GPS-X, Biowin, Aquasim) pour prédire les performances épuratoires d'une chaîne de traitement.

## **Chapitre IV**

---

### **Application à la station de Boumerdes**

---

## **CHAPITRE IV : APPLICATION À LA STATION DE BOUMERDES**

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

L'avènement de normes de rejets de plus en plus sévères pour les rejets de stations d'épuration implique 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 (Jeppsson, 1996).

Ce chapitre est consacré à l'étude du fonctionnement de l'usine de dépollution de la ville de Boumerdes par le biais de la modélisation mathématique. Cette étude a été réalisée avec l'outil de simulation, GPS-X, basé sur le modèle biologique le plus couramment employé, le modèle ASM1, Activated Sludge Model n°1, en prédictif dans le but de montrer l'apport potentiel de la modélisation en exploitation.

La concentration des rejets dans certaines zones, caractérisées par une urbanisation dense et une forte activité économique, peut conduire à l'apparition d'impacts négatifs ponctuels sur les milieux récepteurs.

Dans ce cadre, l'outil de simulation, GPS-X, a été utilisé afin d'établir un diagnostic du fonctionnement de la station d'épuration de la ville de Boumerdes durant la période estivale entre mai et septembre de cette année 2010. En effet, c'est à ce moment que la charge connaît une augmentation soudaine due aux arrivées de touristes, ce qui entraîne une importante augmentation de la population en été, le rejet s'effectue en mer via un émissaire non loin des zones de baignade.

Les objectifs du suivi de la station de Boumerdes sont : la collecte de données pour l'étude du procédé et la modélisation de la station.

### **IV.1. Station d'épuration de la ville de Boumerdes**

La station de traitement des eaux usées de Boumerdes a été construite pendant la période 1997-2001 avec une capacité de 75 000 équivalent habitants, la station est exploitée en régie par l'Office Nationale d'Assainissement de Boumerdes (ONA), le réseau d'assainissement est de type unitaire. Elle s'étend sur une superficie de 34 966,15 m<sup>2</sup>, mise en service en 2001. Le procédé biologique adopté pour traiter l'effluent est de type Boue activée à faible charge avec Prétraitement, Traitement biologique, Clarification pour la filière eau, et épaissement, Déshydratation mécanique pour la filière Boue.

L'eau usée issue de la ville de Boumerdes a les caractéristiques suivantes (Tableau. IV.1) :

**Tableau. IV.1:** Capacité nominale de la station de Boumerdes

Caractéristique	Valeurs	
Volume journalier	15000 m <sup>3</sup> /j	Hydraulique
Débit moyen sur 24 h	625 m <sup>3</sup> /h	
Débit de pointe temps sec	1063 m <sup>3</sup> /h	
Débit de pointe temps de pluie	1944 m <sup>3</sup> /h	
MES (eau brute)	350 mg/l	pollution
DBO <sub>5</sub> (eau brute)	270 mg/l	
DCO (eau brute)	750 mg/l	
DBO <sub>5</sub> journalière	4050 kg / j	
DCO journalière	5250 kg/j	
MES journalières	5250 kg /j	
Equivalent-habitants	75000	

(ONA, 2010)

## IV.2. Réutilisation des eaux usées épurées

La réutilisation des eaux usées s'impose de plus en plus comme une des composantes de la stratégie nationale de gestion des ressources en eau. Le développement de la réutilisation des eaux épurées et la préservation des milieux naturels contre la pollution résiduelle des rejets exigent la production d'une eau épurée de meilleure qualité et l'introduction de traitements complémentaires efficaces (Hartani, 1998; Hartani et & Raissi, 2004).

L'amélioration de la qualité de l'eau épurée exige une meilleure maîtrise des procédés. Le caractère agricole de la région a incité les responsables à se pencher sur l'utilisation des eaux épurées de la station d'épuration de Boumerdes en irrigation.

Une caractérisation physico-chimique, bactériologique des eaux a permis d'avancer que les eaux sont bien traitées, aptes à recevoir des quantités assez importantes en éléments chimiques et nutritifs et de ce fait, pouvant être utilisées dans le domaine agricole.

Le tableau .IV.2 ci-après illustre le volume réutilisé d'eaux épurées par les agriculteurs de Boumerdes pour l'irrigation des cultures.

**Tableau .IV.2** : Réutilisation des eaux usées épurées

STEP	Volume d'eaux épurées (m3/mois)	Volume réutilisé (m3/mois)	Les agriculteurs	Superficie du Périmètre (ha)	Type de culture
BOUMERDES	351618	175809	FLICI	9	Oranges (par rigole)
				15	Vignes (goutte à goutte)
		175809	RAHMOUNE	24	Vignes (goutte à goutte)

(ONA, 2010)

### IV.3. Elément indicateurs de pollution urbaine :

Les eaux usées proviennent essentiellement des activités (humaines) domestiques de tous les jours. L'analyse la plus fréquente des éléments indicateurs de pollution urbaine comprend les mesures de la MES, DBO<sub>5</sub>, DCO, O<sub>2</sub>, ainsi que les éléments azotés (NO<sub>2</sub><sup>-</sup>, NO<sub>3</sub><sup>-</sup>, NH<sub>4</sub><sup>+</sup>). Le tableau ci-après représente les résultats d'analyse effectuée sur l'eau usée de la station de traitement de Boumerdes à l'entrée et à la sortie pour l'année 2010.

**Tableau .IV.3** : Résultats d'analyse d'eau de la station de Boumerdes

	Mai		Juin		Juillet		Août		septembre		Norme
	Eau brute	Eau épurée	Eau brute	Eau épurée	Eau brute	Eau épurée	Eau brute	Eau épurée	Eau brute	Eau épurée	
DCO (mg/l)	364,4	35	651,15	42,88	508,35	56,5	411,53	36,14	400,1	14,46	100mg O <sub>2</sub> /l
DBO <sub>5</sub> (mg/l)	170	15	230	9,4	210	9,75	144	6,2	150	4,25	30mg O <sub>2</sub> /l
DCO / DBO <sub>5</sub>	2,14	--	2,83	--	2,42	--	2,85	--	2,66	--	
pH	7,158	7,117	7,1	7,15	7,15	7,15	7,11	7,15	7,125	7,09	5,5- 8,5
TEMP °C	20,190	20,1	22,92	22,808	25,04	25,45	25,14	25,60	24,28	24,46	<30 °C
MES (mg/l)	206,4	13,6	212,27	11,36	233,2	15,6	207,33	14,07	266,15	26,15	30mg/l

(ONA, 2010)

## **IV.4. Expression et Interprétation des résultats :**

### **IV.4.1. La demande biochimique en oxygène au bout de 5 jours (DBO<sub>5</sub>)**

La demande biochimique en oxygène est la quantité d'oxygène consommée dans des conditions d'essais spécifiques (incubation pendant 5 jours, à 20° dans l'obscurité) par les micro-organismes présents dans l'eau, pour assurer la dégradation de la matière organique par voie biologique,

La DBO<sub>5</sub> représente plus particulièrement une mesure de la charge polluante d'origine carbonée (pollution organique biodégradable), elle fournit donc une des indications importantes permettant de juger de la qualité d'une eau et de son degré de pollution,

Par contre, c'est un test reconnu trop peu précis pour qualifier les eaux naturelles mais très utilisé pour surveiller l'efficacité des stations d'épuration,

A titre indicatif, un habitant produit en moyenne une charge de pollution équivalente à 60 grammes de DBO<sub>5</sub> pour une journée, elle s'exprime en milligrammes d'oxygène par litre (mg O<sub>2</sub>/l).

L'examen des données du tableau.IV.3 montre que la plupart des valeurs en terme de DBO<sub>5</sub> sur la période de cinq mois sont conformes aux normes des rejets (30mg O<sub>2</sub>/l) à la sortie de la station recommandées par l'Organisation Mondiale de la Santé (OMS).

### **IV.4.2. La demande chimique en oxygène (DCO)**

La demande chimique en oxygène est la quantité d'oxygène consommée par la matière existante dans l'eau et oxydable dans certaines conditions. C'est une mesure globale de la matière organique et de certains sels minéraux oxydables (pollution organique totale), à la différence de la DBO<sub>5</sub>, qui ne prend en compte que la matière organique biodégradable. La DCO constitue donc un paramètre important. Cette analyse rapide sert essentiellement à la surveillance des eaux usées et des rejets industriels. Pour l'analyse d'un prélèvement donné, sa valeur est toujours supérieure à celle de la DBO<sub>5</sub>, car elle mesure une plus grande quantité d'oxygène, s'exprime également en milligrammes d'oxygène par litre (mg O<sub>2</sub>/l).

D'après les résultats illustrés dans le tableau .IV.3, Les concentrations en DCO dans l'eau de sortie sont très faibles (généralement inférieures à 30 mg/l), on remarque que l'élimination de la DCO est très efficace, conformes aux normes des rejets à la sortie de la station recommandées par l'Organisation Mondiale de la Santé (OMS). A la rentrée, on enregistre des valeurs très élevées supérieures 500 mg/l durant le mois de juillet, alors que durant le mois de mai on enregistre seulement 364,4 mg/l.



#### **IV.4.3. Les matières en suspension (MES)**

Les valeurs de MES obtenues dans le tableau ci dessus témoignent que le rendement d'élimination des matières en suspension est très important et la teneur de ces dernières est conforme à la norme de rejet recommandée (30mg/l).

#### **IV.4.4. Le rapport DCO/DBO<sub>5</sub>**

Ce rapport évalue la biodégradabilité d'une eau usée, c'est à dire la faculté de transformation de la matière organique en matière minérale, admissible par le milieu naturel. Pour un effluent à dominante domestique, ce rapport est généralement compris entre 2 et 3. Pour les effluents d'industries agroalimentaires, il est inférieur, de l'ordre de 1,5 à 2, ce qui traduit une meilleure biodégradabilité. Enfin, lorsqu'il est supérieur à 3 cela traduit l'apport d'un effluent industriel plus ou moins difficilement biodégradable. Le tableau .IV.3 détermine les valeurs de ce rapport.

Les résultats obtenus du rapport DCO/DBO<sub>5</sub> montre que la plupart des valeurs sont inférieures à trois (3) ce qui traduit l'influence d'une pollution domestique et /ou agro-alimentaire.

#### **IV.4.5. La température (T °)**

L'un des facteurs qui influe sur la vitesse des réactions chimiques et qui joue un rôle important dans l'augmentation de l'activité chimique et surtout bactérienne, est la température, on remarque que les valeurs de températures sont conformes aux normes recommandées à la sortie de la station d'épuration (< 30 °C) mais avec des valeurs variables.

#### **IV.4.6. Le potentiel hydrogène (pH)**

Les valeurs mesurées du pH aux différents mois et pendant les différents prélèvements montrent que toutes les valeurs se trouvent dans l'intervalle de la norme recommandée à la sortie de la station d'épuration.

### **IV.5. Principe du traitement de l'eau usée de la station de Boumerdes**

Le traitement des effluents comporte les étapes suivantes :

- Arrivée des eaux, By pass et bassins d'orage ;
- Dégrillage ;
- Dessablage et dégraissage ;
- Aération biologique ;

- Décantation clarification ;
- Désinfection de l'eau traitée.

#### **IV.5.1. Arrivée des eaux et bassins d'orage**

Une partie des effluents est envoyée par pompage directement dans le canal d'alimentation du prétraitement, et par gravité dans la bache de relèvement par le biais de deux conduites de diamètre nominal de 600 mm.

Le poste de relèvement permet :

- L'alimentation du prétraitement en aval
- Le By pass total des installations par manœuvre d'un batardeau contrôlant l'entrée générale de la station.

Le déversoir alimente un bassin d'orage de tout débit supérieure au débit accepté par l'installation suivant le nombre de bassins d'aération en service, deux pompes submersibles permettent de relever ces eaux vers le prétraitement sur la base de la vidange du bassin plein, laissant ainsi rapidement le volume disponible pour réguler le débit entrant sans toutefois surcharger le traitement ultérieur.

#### **IV.5.2. Prétraitement**

- **Dégrillage**

L'ensemble de dégrillage comporte un dégrilleur automatique fin du type à champ de courbe, avec espacement entre barreaux de 20 mm, le dégrillage grossier ayant déjà été assuré dans les stations de pompage en amont.

Les refus sont évacués par convoyeur à vis vers une benne, ou tout autre dispositif de stockage.

- **Dessablage/ Dégraissage**

Les ouvrages circulaires de dessablage-dégraissage ont pour but :

- L'élimination par décantation de la plus grande partie des sables de dimensions supérieures à 150-200  $\mu\text{m}$  ;
- L'élimination d'une grande partie des matières flottantes (graisses, écumes...etc).

#### **Caractéristiques hydrauliques :**

- Charge hydraulique au débit de pointe de temps sec est :  $16 \text{ m}^3/\text{m}^2/\text{h}$
- Temps de séjour au débit de pointe de temps sec est : 8,30 mn.

La rétention des particules sableuses contenues dans l'eau résiduaires urbaine est indispensable car elle permet :

- D'éviter l'abrasion des engins mécaniques ;
- D'éviter les surcharges dans les étapes du traitement, notamment en cas de pluie, la quantité journalière de sable arrivant sur la station peut être multipliée de 3 à 7 fois ;
- D'éviter l'accumulation de sables dans les étapes ultérieures du traitement ;

La quantité de sable piégé est de l'ordre de 15 à 40 mg/l.

L'élimination des graisses permet :

- D'améliorer la qualité visuelle de la surface des ouvrages ultérieurs ;
- De limiter la quantité de flottants et graisses susceptibles de se coller, de s'agglutiner ou de flotter dans les ouvrages situés en aval, et qui peuvent créer des problèmes de colmatage et de fermentation ;

La quantité de graisses piégées est de l'ordre de 5 à 15 mg/l.

### **IV.5.3. Ouvrage de répartition**

Un ouvrage de répartition permet d'aiguiller l'eau à traiter vers les différentes files de traitement par l'intermédiaire de batardeaux, une lame d'eau de surverse sert de by pass de l'aération en cas d'excès de débit.

### **IV.3.4. Réacteur biologique (bassin d'aération)**

Les eaux prétraitées sont dirigées vers trois bassins d'aération munis de turbines type « Acti-Rotors » permettant l'aération prolongée, et la culture bactérienne à l'origine du traitement.

Les bassins reçoivent aussi la liqueur mixte constituée par la recirculation des boues provenant des clarificateurs finaux.

- Nombre de bassins : 03 ;
- Volume unitaire : 3600 m<sup>3</sup> ;
- Profondeur : 4,5 m ;
- Nombres d'aérateurs : 09.

L'eau provenant du prétraitement est dirigée vers trois aérateurs suivant le débit : 500, 1000 ou 1500 m<sup>3</sup>/j.

Chaque bassin est équipé de 02 pompes de recirculation, et une pompe d'extraction.

Elle subit un traitement biologique par aération, l'air est fourni par trois Actirotors qui peuvent être réglés en cadence durée, et en régulation d'oxygène.

- **Dimensionnement**

A l'entrée de l'aération, le rapport de MES/DBO<sub>5</sub> est de 1,30.

L'aération est de type prolongée, les boues ainsi produites sont stabilisées et permettent un traitement de boue simplifié.

L'aération prolongée implique :

- Charge massique (Cm) = 0,076 kg DBO/ Kg.j ;
- Charge volumique (Cv) = 0,38 kg DBO/ m<sup>3</sup>.j ;

La dégradation de la matière organique dans les bassins d'aération est assurée par les micro-organismes, l'aération du bassin est effectuée par des aérateurs de surface.

Le système d'aération a un double but :

- Fournir l'oxygène nécessaire au développement des bactéries aérobies.
- Provoquer une intense turbulence qui permet un brassage et une homogénéité suffisante pour assurer un contact de l'eau brute avec les bactéries épuratrices.

La demande en oxygène est de deux types : L'oxygène pour réduire DBO<sub>5</sub>, et l'autre pour la respiration.

Le besoin net est estimé à 272 kg O<sub>2</sub>/h.

En appliquant le coefficient de pointe DBO<sub>5</sub> de 1,8 les besoins sont de 379 Kg.

Selon la capacité d'oxygénation des aérateurs, la puissance absorbée est 204,7 kW.

Le brassage nécessaire à la bonne homogénéisation des bassins est de 35 W/m<sup>3</sup>.

La puissance totale absorbée est de 407,7 kW fournie par 9 machines de 45,3 kW.

#### **IV.5.5. Clarification finale et ouvrage de recirculation**

Les eaux sortantes des ouvrages d'aération sont dirigées vers trois clarificateurs de diamètres de 24 m et la hauteur d'eau cylindrique est de 3 m, la surface requise est de 1330 m<sup>2</sup>, les boues décantées au fond de chaque ouvrage sont dirigées à l'aide d'un racleur vers un puit central de collecte, elles sont reprises par une tuyauterie les acheminant vers la bêche de recirculation attenante aux bassins d'aération. Une partie de boues est recirculée en tête d'aération sous le nom de liqueur mixte et une autre partie est extraite pour être envoyée vers l'épaississeur. Les eaux décantées sont recueillies par surverse dans une rigole périphérique pour être dirigées vers la désinfection et le canal de comptage. La recirculation des boues se fait par l'intermédiaire de deux électropompes d'un débit de 210 m<sup>3</sup>/h. L'extraction des boues se fait, quant à elle, avec un groupe électro-pompe submersible d'un débit de 11 m<sup>3</sup>/h en moyenne.

### IV.5.6. Canal de comptage et désinfection de l'eau traitée

L'eau clarifiée transite vers un ouvrage en béton comportant un certain nombre de canaux en chicanes. Un premier canal permet la mesure du débit d'eau traité. Une série de canaux en chicane permet d'assurer un contact prolongé entre l'eau à désinfecter et l'eau chlorée.

- **Caractéristiques générales :**

- Largeur des canaux : 1m ;

- Volume total : 385 m<sup>3</sup> ;

- Temps de séjour au débit de pointe de temps sec : 20 mn ;

- La dose de chlore prévue est de 9,5 g/ m<sup>3</sup> et est assuré à partir du chlore gazeux ;

- L'eau traitée est pompée avant son rejet par deux groupes de pompe.

### IV.6. Principe de traitement des boues

Le traitement des boues issues de la décantation-clarification comporte deux étapes :

- Un épaissement statique ;
- Une déshydratation mécanique.

#### IV.6.1. Epaissement des boues :

Avant le transfert en déshydratation, il est nécessaire d'épaissir au maximum les boues dans le but essentiellement de traiter de plus faible volumes, et donc d'avoir des ouvrages et équipements plus compacts.

L'épaissement a pour objectif de soulager le traitement de l'eau en captant au maximum les boues produites par cette chaîne de traitement en lui restituant une surverse peu chargée dite claire afin d'éviter tous les stockages préjudiciables de boues dans les ouvrages de traitement d'eau.

Fournir à la chaîne de traitement des boues rassemblant le maximum de qualité tant en concentration, qu'en fraîcheur afin d'assurer les conditions optimales de déshydratation.

L'épasseur doit être considéré comme un ouvrage à part entière remplissant les mêmes fonctions qu'un décanteur (qu'il soit primaire ou secondaire), c'est à dire qu'il réalise une séparation solide liquide.

- **Caractéristiques dimensionnelles :**

- Diamètre intérieur : 13 m

- **Caractéristiques fonctionnelles :**

- Charge massique : 30 kg/m<sup>2</sup>/j

- Volume journalier à transférer en déshydratation : 792 m<sup>3</sup>

Les boues épaissies sont reprises au fond de l'ouvrage pour être refoulées vers la déshydratation à l'aide d'une pompe à vitesse variable afin d'ajuster le débit de boues à déshydrater.

#### **IV.6.2. Déshydratation mécanique des boues sur bandes presseuses**

Les boues épaissies sont d'abord flocculées avant d'être envoyées sur bande presseuse « Superpress ST 3 », l'ajout de polymère en faible quantité est nécessaire afin d'améliorer la filtrabilité des boues.

- **Caractéristiques générales des Superpress :**

- Largeur de bande : 2 m ;

- Capacité unitaire : 150 kg MS/m/h ;

- Temps de fonctionnement journalier avec un seul superpress en service : 13,6 h ;

- Consommation de polymère moyenne : 20 kg/j ;

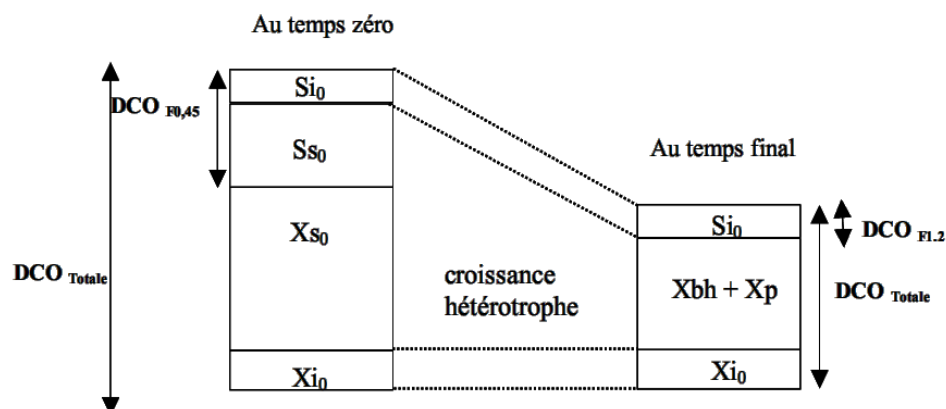
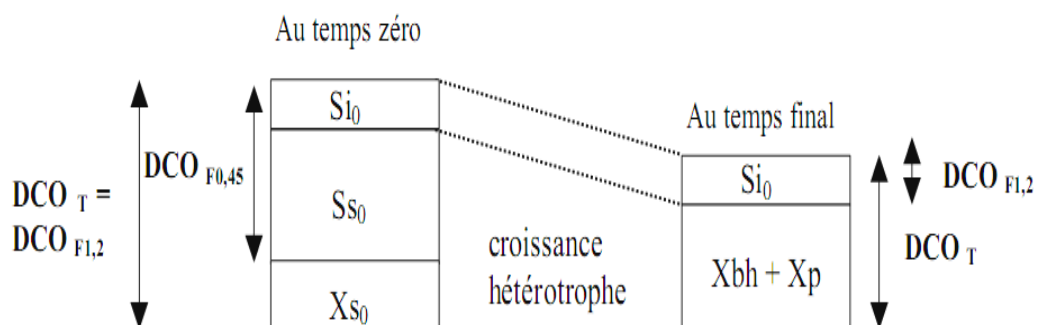
- Siccité des boues déshydratées :  $\pm 15\%$ .

#### **IV.7. Caractérisation de l'effluent domestique**

Il est nécessaire de caractériser l'effluent d'entrée. Le protocole d'évaluation des différentes variables et paramètres, proposé par le modèle ASM1, le fractionnement est limité à la partie DCO (Ss, Xs, Si, Xi).

##### **IV.7.1. Méthode**

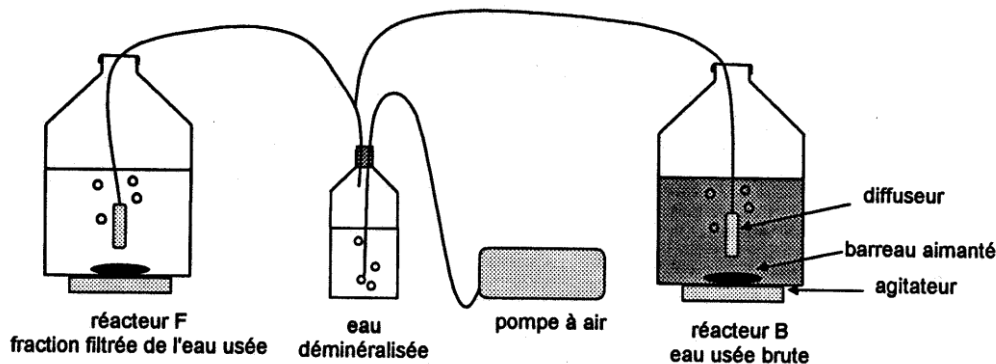
A partir d'un prélèvement d'eaux usées, nous cherchons à connaître l'évolution de la DCO au cours du temps, pour cela nous avons besoin de mettre en place deux réacteurs en parallèle (un d'eau usée brute, le second d'eau usée filtrée à 1,2  $\mu\text{m}$ ), ces réacteurs sont continuellement agités et aérés, le réacteur contenant le filtrat sert uniquement à calculer le rendement apparent de croissance de la biomasse par rapport au substrat initialement présent dans l'échantillon, ce rendement permet de calculer la fraction Xs de la DCO. Le protocole proposé par Stricker (2000) prend comme hypothèse que ce rendement garde la même valeur en fin de test dans les deux réacteurs, il pourra ainsi être utilisé pour des réacteurs d'eau brute étudiés sans mise en place de réacteur filtré en parallèle. A terme, nous cherchons à vérifier l'évolution de la DCO comme schématisée ci après :

**Réacteur d'eau brute :****Réacteur d'eau filtrée à 1,2  $\mu\text{m}$  :****Figure. IV.1:** Schéma de l'évolution de la DCO dans un couple de réacteurs brut et filtré**IV.7.2. Mise en œuvre**

Les modèles nécessitent souvent des données qui ne sont pas directement accessibles et pour lesquelles il n'existe pas de protocole de mesure simple et normalisé. Par exemple la concentration totale en DCO des eaux usées n'est pas suffisante ; elle doit être décomposée en quatre ou cinq fractions selon leur comportement dans la station (rapidement et lentement biodégradables, soluble et particulaire inertes, biomasse active).

Hormis la fraction inerte soluble (Si), et éventuellement la fraction substrat soluble (Ss), les autres fractions (Xs, Xi) sont mesurées par des techniques complexes car aucune analyse chimique simple ne permet d'y accéder (Choubert, 2002). Les techniques de fractionnement nécessitent un équipement automatisé pour contrôler et réguler les conditions expérimentales. (Choubert, 2002). Pour notre étude, ces conditions contraignantes nous ont poussé à nous servir des prélèvements effectués par le laboratoire du Cemagref de Marseille sur la station

de Marseille Sud. En effet, la station de Boumerdes et de Marseille Sud sont très voisines dans leur fonctionnement et reçoivent le même type d'effluent, la caractérisation de l'effluent a été réalisée par un test de fractionnement sur l'évolution de la DCO, des échantillons d'eaux usées prélevés en station ont été étudiés en réacteurs fermés durant une vingtaine de jours.



**Figure. IV.2:** Schéma du dispositif de fractionnement de la DCO

Dès l'arrivée des effluents, des mesures de DCO sont effectuées sur les réacteurs d'eau brute et d'eau filtrée à 1,2  $\mu\text{m}$  et à 0,45  $\mu\text{m}$ , cette première séparation permet de différencier la plus grande partie de la fraction inerte particulaire ( $X_i$ ), ensuite des prélèvements d'échantillon d'environ 1 litre sont réalisés dans ces réacteurs, à 8, 20 et 27 jours. Ces analyses sont effectuées en triplicata afin d'obtenir des résultats significatifs.

L'étude est réalisée par le laboratoire du Cemagref de Marseille au cours de l'année 2010 où sont mis en place quatre réacteurs d'eaux usées prélevées à la station d'épuration de Marseille Sud. Il s'agit d'échantillons mixtes sur 24 heures qui ont permis de recomposer le volume d'étude proportionnellement aux volumes d'entrée à la station.

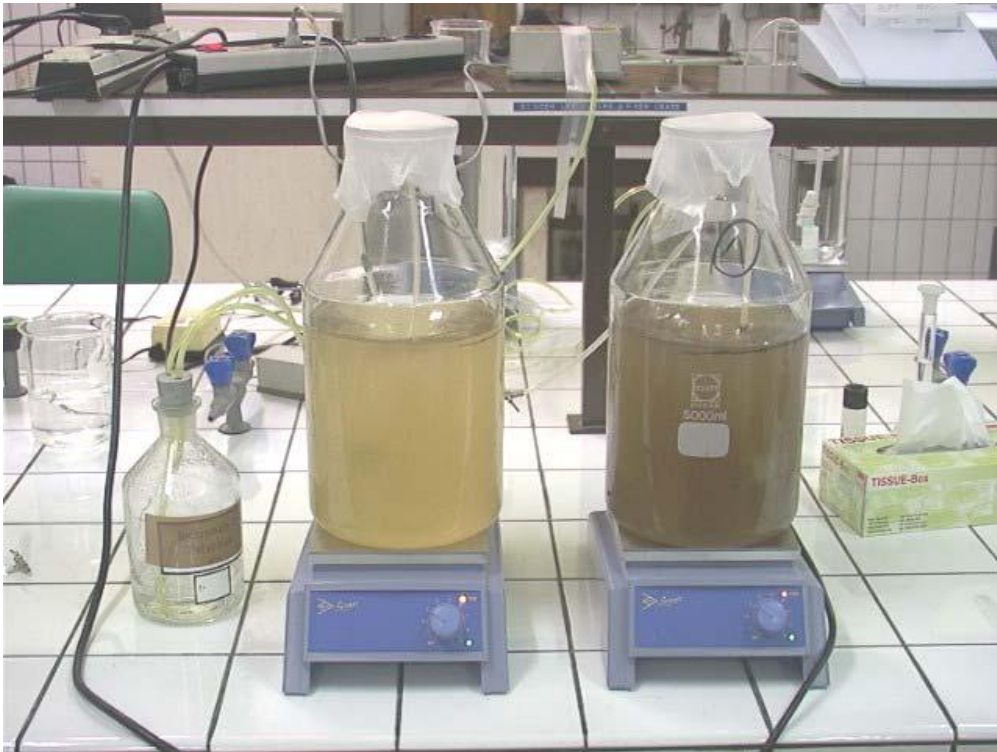
3 réacteurs d'effluent brut :

- R1 datant du 7 Mai 2010 ;
- R3 du 18 Mai 2010 ;
- R4 du 27 Juin 2010.

Un réacteur d'effluent filtré : R2 datant du 7 Mai 2010

Ces réacteurs ont été mis à incuber pendant plus de trois semaines. Ils ont été agités et aérés en permanence. Afin d'éviter l'évaporation des effluents, les réacteurs ont été bouchés à l'aide d'un film de paraffine. Parallèlement aux analyses de DCO, des mesures de pH, de température et de quantité d'oxygène dissous ont été réalisées de façon manuelle et automatique.





**Figure. IV.3** : Mise en place d'un couple de réacteurs d'eau brute et d'eau filtrée à 1,2 µm

### IV.7.3. Résultats obtenus

#### IV.7.3.1. Rendement apparent

Le couple de réacteurs R1 et R2 a permis d'évaluer le rendement apparent de la croissance de la biomasse (noté  $\rho_a$ ). Il correspond à la conversion de la DCO dégradable ( $S_{s_0} + X_{s_0}$ ) en DCO particulaire composée de biomasse active ( $X_{bh}$ ) et morte ( $X_p$ ).

$$\rho_a = \frac{X_{bh} + X_p}{S_{s_0} + X_{s_0}}$$

La méthode proposée par Stricker (2000), est utilisée pour déterminer les différentes fractions composant la DCO.

Le rendement apparent se retrouve à partir du réacteur filtré de la façon suivante :

$$\rho_a = \frac{DCO_T(t_f) - DCO_F(t_f)}{DCO_{F12}(t_0) - S_0}$$

Le rendement obtenu est  $\rho_a = 0,075$ .

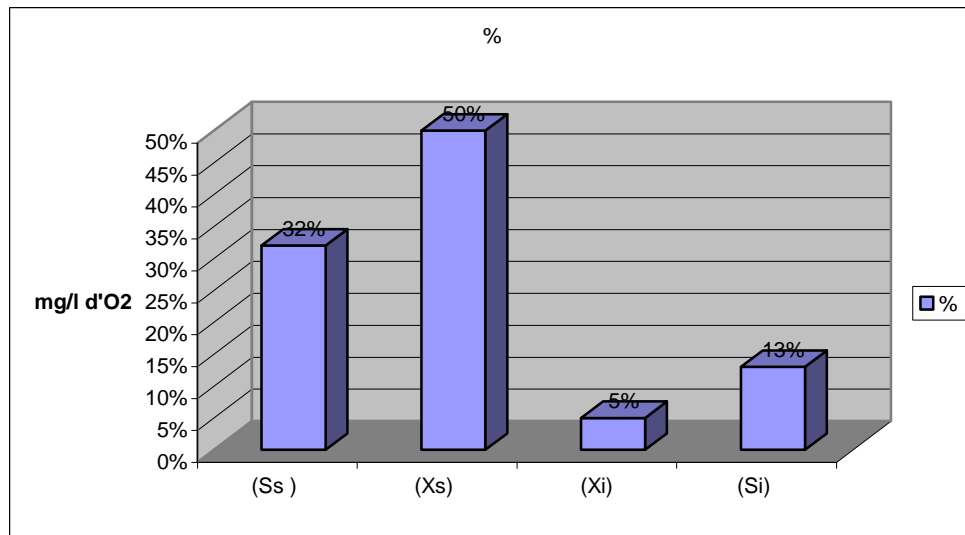
Le rendement apparent est le produit de deux grandeurs : Le rendement de la biomasse hétérotrophe  $Y_H$  par la fraction  $f_p$  de biomasse se transformant en produits particuliers. La valeur par défaut du rendement cellulaire  $Y_H$  est de 0,67 g de DCO cellulaire formée/g DCO oxydée. Cette biomasse est elle-même dégradée en laissant une partie ultime  $f_p$  de DCO particulaire inerte ( $X_p$ ). A ce stade, nous devons préciser qu'il existe deux concepts différents concernant le devenir des bactéries après leur mort : celui de "mort-régénération" (utilisé dans le modèle ASM1) et celui de "respiration endogène". Dans le concept de "mort-régénération"  $f_p$  vaut 0,08 (Iwa Taskgroup, 2000) alors que dans le concept "endogène"  $f_p$  devient  $f_p'$  égal à 0,2.

L'expérience proposée dans le réacteur filtré permet de rechercher ce rendement apparent. Nous pouvons penser que le rendement apparent obtenu dans l'expérience  $p_a = 0,075$  est encore très faible, ceci peut s'illustrer à la fois par un rendement plus faible de la biomasse ( $Y_H$ ), mais aussi par une fraction  $f_p$  plus petite qui n'a pas, après 27 jours, atteint la valeur  $f_p'$ .

#### IV.7.3.2. Fractions de la DCO

Toujours en respectant le protocole cité par Stricker (2000), les différentes fractions de la DCO sont déterminées de la manière suivante:

- $S_i = DCO_F(t_f)$
- $S_s = DCO_{F0.45}(t_0) - S_i$
- $X_s = (DCOT(t_0) - DCOT(t_f)) / (1 - p_a) - S_s$
- $X_i = DCOT(t_0) - (S_i + S_s + X_s)$
- La proportion de  $S_s$  (Substrat soluble) représente environ 32 % de la DCO totale.
- La proportion de  $X_s$  (Substrat particulaire) représente environ 50 % de la DCO totale.
- La proportion de  $X_i$  (Particulaire inerte) représente environ 5 % de la DCO totale.
- La proportion de  $S_i$  (Soluble inerte) représente environ 13 % de la DCO totale.



**Figure. IV.4:** Résultats du fractionnement de la DCO d'un effluent domestique

#### IV.7.4. Conclusion

La mise en place de deux réacteurs en parallèle permet de caractériser les effluents domestiques en termes de DCO, le suivi se déroule sur 27 jours à l'issue desquels nous obtenons les valeurs de rendement apparent et les différentes fractions de la DCO (Ss, Xs, Si, Xi), le rendement apparent obtenu au cours de l'expérience est faible par rapport aux valeurs observées dans la littérature, il pourrait être intéressant de reproduire cette expérience sur plusieurs couples de réacteurs afin de vérifier ce rendement dans des conditions similaires. Néanmoins, en terme de DCO, nous avons un effluent urbain soluble sous forme de substrat biodégradable.

## IV.8. Logiciel de simulation

### IV.8.1. Besoin d'un outil informatique

Il s'agit de mettre en équivalence un monde réel et un monde virtuel sur l'écran pour que nous puissions faire des expérimentations sur cette représentation, la simulation sert à mieux comprendre les phénomènes observés, à tester des hypothèses et des scénarios pour réaliser des études comparatives. La simulation devient un outil d'aide à la décision.

L'application informatique sert également à prédire, c'est à dire anticiper dans le temps mais aussi prévoir les réactions de la station lorsque celle-ci est soumise à des conditions différentes.

### IV.8.2. Logiciel de simulation

L'outil de simulation utilisé dans notre étude est le logiciel General Purpose Simulator :

GPS-X (version 4.0) de la société canadienne Hydromantis.

Le logiciel intègre de nombreux modèles répertoriés dans une bibliothèque (library), de plus l'utilisateur peut créer son propre modèle, il permet de prédire l'effet qu'auront les changements subis par la station sur la qualité de l'effluent de sortie. Il permet de réaliser des niveaux de personnalisation de station très poussés. Pour ces raisons, GPS-X est un bon outil pour évaluer différentes alternatives de concept, identifier les problèmes, et optimiser le fonctionnement des stations de traitement. Un grand nombre d'applications à travers le monde démontrent que son utilisation permet d'améliorer l'efficacité des stations de traitement, entraînant par le fait même des économies substantielles en coûts de fonctionnement (Delrue et al., 2008; Choubert et al., 2007 ; Marquot,2006 ; Stricker, 2000). La capacité de GPS-X à simuler une station particulière en fait un outil pratique pour la gestion. Un opérateur peut contrôler son usine "virtuelle" en temps réel, tout en observant à l'écran l'effet des changements de certains paramètres de fonctionnement.

Le modèle nous permet de créer la configuration actuelle de la station, l'utilisation de GPS-X se fait par l'élaboration de schémas simplifiés de la station à l'aide d'outils prédéfinis, chaque outil représente un ouvrage (effluent d'entrée, bassin d'aération, clarificateur,..) que le concepteur doit ensuite assembler pour définir le profil hydraulique.

Une forme de bibliothèque (**Library**) est choisie, permettant de prendre en compte les modèles associés soit au traitement du carbone et de l'azote (**Cnlib**), soit au traitement du carbone, de l'azote et du phosphore (**CNPlib**), nous avons travaillé avec bibliothèque **CNlib**, en ne tenant pas compte du phosphore dans notre étude.

Pour chaque ouvrage, un modèle doit être associé à l'objet. Nous savons choisis les modèles suivants :

Pour l'effluent, sa description se fait par un fractionnement de la DCO, nous avons choisi le modèle COD fractions, il nécessite la saisie de la variable DCO, de l'azote sous forme NTK. De plus, un ensemble de paramètres stœchiométriques est renseigné ce qui permet de calculer ensuite l'ensemble des variables d'état avec ces seules saisies sur la base unique de la variable d'entrée DCO, ceci à l'avantage de faire évoluer les caractéristiques de l'effluent en entrée en ne changeant que les valeurs journalières de la DCO d'entrée.

Pour le bassin d'aération, le modèle choisi est l'ASM1.

Pour le clarificateur, c'est un modèle physique unidimensionnel de décantation et de séparation de phases.

Les variables propres de chaque objet sont ensuite saisies, comme par exemple les caractéristiques de l'effluent, les dimensions physiques des ouvrages.

L'environnement graphique est ensuite configuré avec l'ensemble des fenêtres que nous voulons visualiser (variables de contrôle et variables de sortie). La saisie se termine par une compilation des données et le lancement de la simulation.

### **IV.8.3. Choix du modèle ASM**

#### **IV.8.3.1. Pourquoi l'ASM1 ?**

Au début du travail de modélisation d'une station, il faut effectuer le choix du modèle ASM à utiliser. Ce choix dépend des caractéristiques de la station et de l'utilisation du modèle. Ainsi, le modèle ASM2/ASM2d est plus complexe que l'ASM1 ou l'ASM3 car il contient des équations décrivant la déphosphatation biologique par les bactéries accumulatrices de phosphates. Or, la station étudiée dans le cadre de ce travail ne possède de zone anaérobie pour le traitement du phosphore, ce modèle n'a donc pas été retenu tout comme le modèle ASM3.

De plus, ce travail peut s'appuyer sur l'expérience du Cemagref de l'ASM1, de son calage et des modifications apportées à celui-ci. En effet, dès 2000, Stricker (2000) s'est intéressée au fractionnement de la DCO et de l'azote pour le modèle ASM1. Choubert (2002) a utilisé une installation pilote pour calibrer le modèle ASM1 afin d'étudier la nitrification à faible température. Finalement, Marquot (2006) a calibré le modèle ASM1 sur une installation réelle soulignant les difficultés et contraintes rencontrées sur une station d'épuration de taille réelle.

## IV.9. Méthode de recherche

L'outil informatique GPS-X ne permet pas directement d'optimiser une station de traitement des eaux usées, il ne permet que de simuler les configurations que l'utilisateur aura définies au départ selon ses connaissances et son expérience, les résultats obtenus permettront ensuite à l'utilisateur de juger de la meilleure configuration.

La station de Boumerdes est le site proposé pour vérifier l'influence de la pollution carbonée en saison estivale, la caractérisation des effluents domestiques (urbain) a été étudiée sur un site voisin (Marseille Sud) dont les résultats peuvent être étendus sur la station de Boumerdes étant donné la similitude d'apport en effluents et la nature de process adopté pour le traitement de la pollution qui est le système à boues activée à faible charge. Le fractionnement de la DCO se traduit par un moyen pourcentage de substrat soluble  $S_s = 32\%$ , par 50% de substrat particulaire et 18 % de fraction inerte. Enfin l'outil de simulation choisi, GPS-X, nous permet de mettre en œuvre le modèle biologique (ASM1) choisi pour représenter la station.

Nous réalisons les étapes suivantes :

Dans un premier temps, nous devons vérifier l'adéquation entre les résultats issus des simulations et les mesures effectuées sur la station actuelle, pour cela nous allons construire cette station sous GPS-X et la faire tourner en conditions de régime permanent, en confrontant les résultats simulés avec les données recueillies sur la station, nous réalisons un calage relatif.

Une validation est ensuite réalisée sur un ensemble de valeurs mesurées pour l'année 2010.

## IV.10. Vérification de l'adéquation en régime permanent

### IV.10.1. Caractéristique de l'effluent d'entrée

Les valeurs conservées pour cette journée du 06 juillet 2010 sont présentées dans le tableau.IV.4 suivant :

**Tableau. IV.4** : Valeurs d'entrée en régime permanent

Paramètres	Valeurs d'entrée	Flux eau usée
Débit	11250 m <sup>3</sup> /j	---
DCO	500,58 (mg/l)	5631,53 kg/j
MES	280 (mg/l)	3150 kg/j
DBO <sub>5</sub>	179 (mg/l)	2013,73 kg/j
NTK	63,6 (mg/l)	715,50 kg/j
NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>	36,5 (mg/l)	410,63 kg/j

(ONA, 2010)

En vérification supplémentaire nous pouvons calculer les ratios communément employés en Assainissement, à savoir :

**Tableau. IV.5** : Ratios calculés sur la station de Boumerdes

Ratio calculé	valeurs	Commentaires
DCO/DBO <sub>5</sub>	2,79	Effluent domestique usuel biodégradable
MES/DBO <sub>5</sub>	1,564	Réseau unitaire
DBO <sub>5</sub> /NTK	2,815	Effluent domestique usuel

Un dernier ratio doit être déterminé celui des matières volatiles en suspension par rapport aux matières en suspension, ce dernier n'étant pas mesuré sur la station, nous choisissons un ratio représentatif d'un effluent à dominante domestique dans un réseau unitaire, soit  $MVS/MES = 70\%$  (Sadowski, 2002).

Le fractionnement de la DCO choisi pour représenter cet effluent lors de la simulation informatique est celui proposé pour un effluent domestique en temps sec, à savoir :

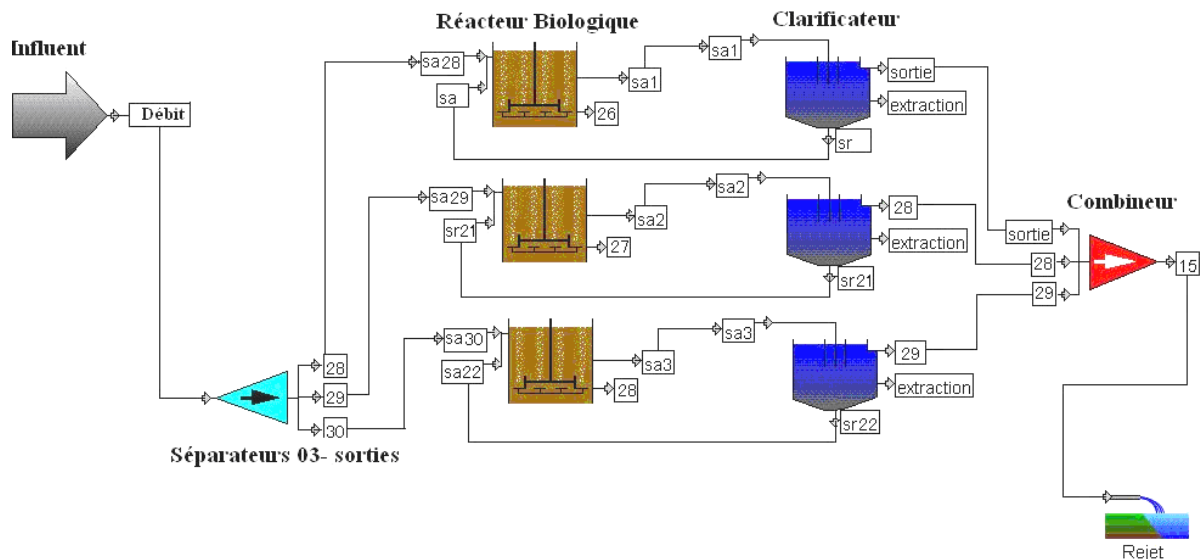
- Substrat rapidement biodégradable (Ss) : 32 % de la DCO totale ;
- Substrat lentement biodégradable (Xs) : 50% de la DCO totale ;
- Fraction soluble inerte (Si) : 13 % de la DCO totale ;
- Fraction particulaire inerte (Xi) : 5 % de la DCO totale.

Avec ce fractionnement et les concentrations précitées, nous pouvons caractériser l'effluent d'entrée pour la simulation, l'ensemble des hypothèses retenues est répertorié dans le tableau ci-après :

**Tableau. IV.6:** Estimation des variables d'entrée dans GPS-X

<b>Caractéristiques du scénario</b>		<b>Boumerdes, 06/07/2010</b>
Débit d'entrée	(m <sup>3</sup> /j)	11250
DCO	(mg/l)	500,58
DBO <sub>5</sub>	(mg/l)	179
MES	(mg/l)	280
NTK	(mg/l)	63,6
NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>	(mg/l)	36,5
		<b>Fractionnement des Eaux domestiques</b>
DCO/DBO <sub>5</sub>		2,79
MES/DCO		0,56
Substrat lentement biodégradable (Xs)		50%
Substrat rapidement biodégradable (Ss)		32%
soluble inerte (Si)		13%
Fraction particulaire inerte (Xi)		5%
<b>Valeurs d'entrée des paramètres GPS-X</b>		
MVS/MES	ivt	0,7
Fraction DCO soluble	frscod	0,45
Fraction soluble inerte de la DCO soluble	frsi	0,2888
Fraction substrat de la DCO Particulaire	frxs	0,9090
DCO particulaire/MVS	icv	1.8778
DBO <sub>5</sub> /DBO ultime	fbod	0,6654





**Figure. IV.5:** Schéma de la station actuelle de Boumerdes sous GPS-X

Nous définissons comme notation **sa** : la concentration des MES dans les réacteurs et **sr** : la concentration des MES recirculées.

## IV.10.2. Hypothèses de fonctionnement prises en compte

### IV.10.2.1. Aération

La simulation a été réalisée avec ces hypothèses en ajustant les paramètres d'aération, d'une part, le facteur de proportionnalité entre le transfert d'oxygène dans les boues et dans l'eau claire (coefficient  $\alpha$ ) a été pris à 0,9 au lieu de 0,8 (valeur par défaut), d'autre part l'apport spécifique brut en oxygène en eau claire pour le bassin d'aération muni de broches "specific OC" à été augmenté à 1,9 kg O<sub>2</sub>/kW absorbé (1,3 valeur par défaut), ces deux ajustements permettent d'obtenir un besoin en oxygène par jour, nécessaire à l'élimination de la pollution carbonée et azotée, proche du calcul selon la méthode de dimensionnement des stations (Sadowski, 2002).

### IV.10.2.2. Recirculation

Elle est proportionnelle au débit d'entrée en restant dans une gamme de 100 à 130 %, la fraction de boue recirculée vers les bassins se fait par l'intermédiaire d'une pompe de 210 m<sup>3</sup>/h. Nous choisissons pour la simulation en régime permanent une recirculation de 125 % ce qui permet de maintenir des concentrations dans le bassin d'aération proches des valeurs mesurées.

### IV.10.2.3. Indice de Mohlman

Selon le questionnaire de la station, il est de façon générale autour de 135 ml/g

L'**indice de Mohlman** (IM) est l'indice de décantation des boues. Cet indice définit (en millilitre) le volume de boue activée décanté en trente minutes par rapport à la masse de résidu sec de cette boue (en gramme de matières). Il est aussi appelé Indice Volumétrique de Lodo (IVL), ou indice de Boues (IB)

$$IM = V / P$$

V : volume occupé par la boue (ml) ;

P : poids sec (g).

- Si IM inférieur à 50 ml·g<sup>-1</sup> : mauvaise décantabilité (les floccs ne sont pas assez concentré)
- Si IM est compris entre 80 ml·g<sup>-1</sup> et 150 ml·g<sup>-1</sup> : bonne décantabilité
- Si IM supérieure à 150 ml·g<sup>-1</sup> : phénomène de bulking (foisonnement de bactéries filamenteuses)

### IV.10.2.4. Extraction des boues

Le débit d'extraction est choisi pour évaluer la production de boues dans la station, le logiciel ne fournit pas ce type d'estimation, notre seule marge de manœuvre est d'estimer l'extraction des boues égale à leur production.

Une méthode rapide de calcul de production de boue est fournie par Cardot (2001) :

**Production de boue** :  $1,02 * ((\text{Flux MES} + \text{Flux DBO}_5) / 2)$

Ce qui donne un ordre de grandeur en production de boue de 2633,502 kg/j. Un débit d'extraction de 11 m<sup>3</sup>/h en moyenne est choisi afin de rester dans ces gammes de valeur.

### IV.10.2.5. Performance du clarificateur

Enfin, afin de respecter au mieux les valeurs mesurées en sortie de la DCO, de la DBO<sub>5</sub> et des MES, le niveau de qualité de la clarification est choisi à 35 % de bon fonctionnement (gamme de valeurs proposées : 0 à 100%).

### IV.10.3. Calage du modèle

Le calage du modèle a été effectué en régime permanent par rapport à la production biologique de boues et aux concentrations moyennes mesurées en sortie de station d'épuration. Le calage du modèle par rapport à la production de boues biologiques est une étape clé. En effet, elle permet de déterminer de manière indirecte la composition de la

boue au sein du réacteur biologique ainsi que les cinétiques de croissance de la biomasse (Grulois et al., 1995). Dans notre étude un calage visuel est en général adopté.

Les paramètres des modèles de boues activées comprennent les constantes cinétiques et stœchiométriques incluses dans les équations décrivant les différents processus. La détermination de ces paramètres peut se faire soit de façon directe, par des tests en conditions spécifiques (Maurer & Gujer, 1998), soit de façon indirecte, par calage numérique du modèle sur des données expérimentales obtenues sur le procédé de traitement. Il consiste à déterminer certains des paramètres par confrontation de concentrations simulées avec des valeurs mesurées. (Van Veldhuizen et al., 1999). L'opération consiste à adopter un jeu de paramètres par défaut en première approche, puis à identifier les paramètres à modifier pour améliorer la fiabilité des prévisions numériques (Cinar et al., 1998).

Pour de nombreux paramètres, qui ne peuvent pas être estimés de façon expérimentale, le calage numérique du modèle est obligatoire (Kristensen et al., 1998). Du fait de la complexité des modèles de type ASM, un calage visuel est en général réalisé en première approche, puis un calage par optimisation mathématique peut être envisagé pour affiner les valeurs des paramètres (Stricker, 2000). En effet, le calage visuel permet de sélectionner les situations dans lesquelles les paramètres doivent être ajustés. Un ajustement visuel permet de guider la modification des paramètres et aboutir à un jeu unique dont les valeurs ont un sens physique. L'optimisation mathématique permet plus difficilement d'aboutir à un jeu unique ayant une cohérence physique (Cinar et al., 1998). La précision des prévisions numériques est liée à la rigueur avec laquelle le calage des paramètres est effectué. Dans cette tâche, l'expérience du modélisateur est importante (Cinar et al., 1998)

**Tableau IV.7:** Jeu de paramètres déterminés lors du calage du modèle et significations

	<b>Coefficients cinétiques</b>	<b>Unité</b>	<b>valeurs</b>
$\mu_h$	Taux maximum de croissance hétérotrophe	$j^{-1}$	<b>3-6</b>
$K_s$	Constante de saturation croissance hétérotrophe pour le substrat organique directement assimilable	mg DCO/L	<b>5-20</b>
$K_{oh}$	Constante de saturation pour la croissance hétérotrophe aérobie et constante d'inhibition croissance hétérotrophe anoxie, oxygène dissous	mg $O_2/L$	0 - <b>0,20</b> - 0,25
$\eta_g$	Coefficient applicable à la vitesse de croissance hétérotrophe anoxie	--	<b>0,8</b> - 1,0
$b_h$	Taux de mortalité hétérotrophe	$j^{-1}$	0,5 - <b>0,62</b>
$k_h$	Constante de vitesse d'hydrolyse	$j^{-1}$	<b>1,5</b> - 3,0
$k_x$	Constante de saturation, hydrolyse $X_s/X_{bh}$	mg/mg	0,02 - <b>0,03</b> - 0,15
$\eta_h$	Coefficient applicable à la vitesse d'hydrolyse en anoxie	--	0,37- <b>0,4</b>
$\mu_a$	Taux maximum de croissance autotrophe	$j^{-1}$	0,45 - <b>0,8</b> - 1,0
$K_{oa}$	Constante de saturation croiss. Autotrophe substrat $NNH_4$	mg $O_2/L$	0 - <b>0,4</b> - 1,0
$b_a$	Taux de mortalité autotrophe	$j^{-1}$	0,04 - 0,15
$k_a$	Constante de vitesse d'ammonification	mg/j	0,01 - <b>0,08</b> - 0,16
	<b>Coefficients stoechiométriques</b>		
$Y_h$	Rendement de conversion hétérotrophe	mg DCO/mg DCO	0,57 - <b>0,67</b>
$I_{xb}$	Fraction azote de la biomasse	mg N/mg DCO	0,06 - <b>0,086</b>
$Y_a$	Rendement de conversion autotrophe	mg N/mg DCO	0,15 - <b>0,24</b>
$F_p$	Fraction non biodégradable de la biomasse	mg DCO/mg DCO	<b>0,08</b> - 0,1
$i_{xp}$	Fraction azote des résidus cellulaires	mg N/mg DCO	0,06

(\*) Les valeurs en caractères gras sont celles après calage

#### IV.10.4. Résultats du régime permanent

Le tableau ci après résume les valeurs choisies lors de la simulation et les résultats obtenus, ces derniers peuvent être comparés aux données recueillies par le laboratoire d'analyse de la station de Boumerdes.

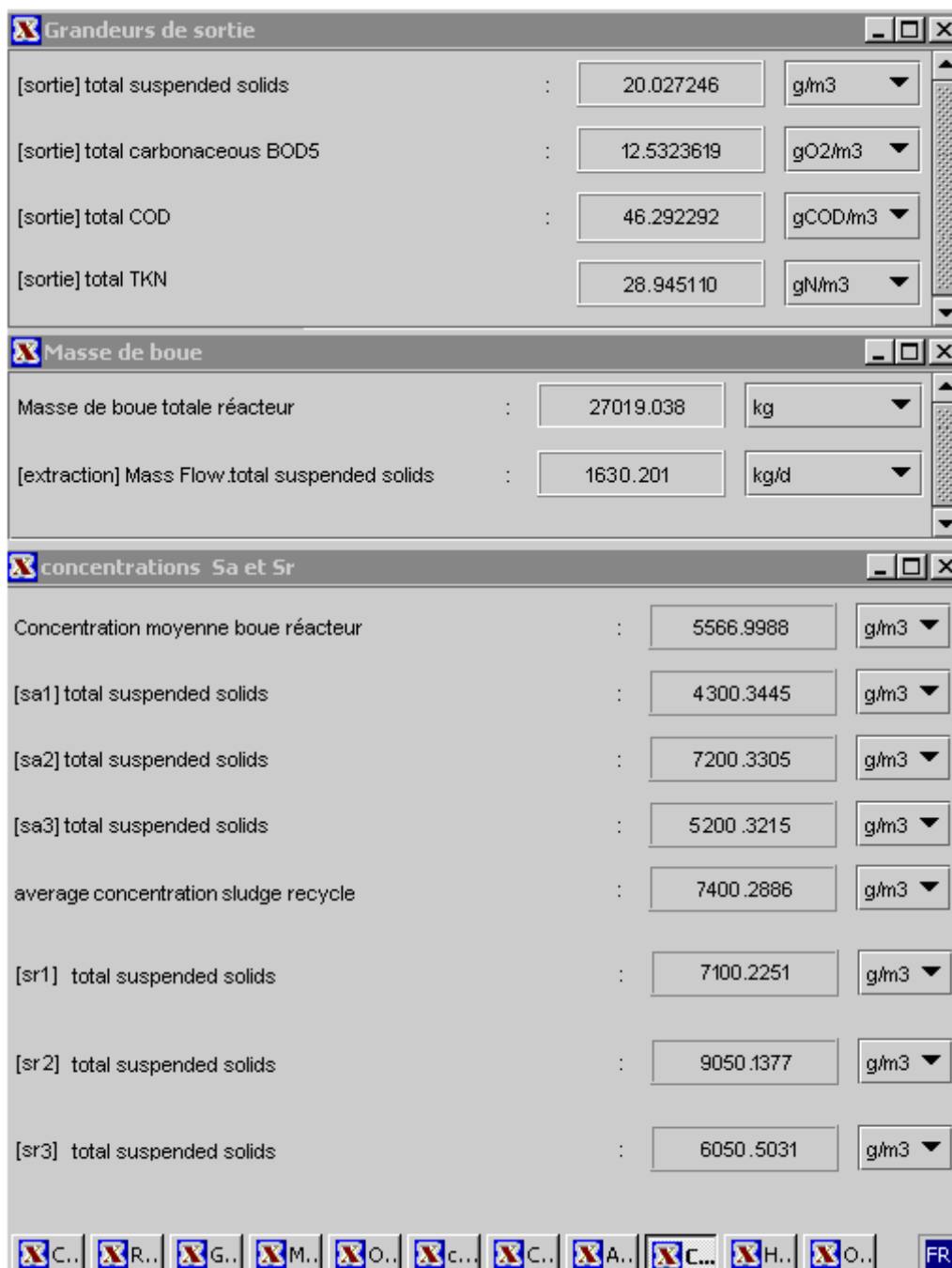
**Tableau. IV.8** : Synthèse du calage sur le régime permanent

<b>Variables</b>	<b>Simulation GPS-X</b>	<b>Analyses du laboratoire</b>
	<b>Valeurs calculées</b>	<b>Valeurs estimées</b>
DCO en sortie (mg/l)	46	41
DBO <sub>5</sub> en sortie (mg/l)	12,5	13
MES en sortie (mg/l)	20	10
NTK en sortie (mg/l)	28,9	29
Masse de boue réacteur (kg)	27019	26496
[MES] réacteurs (g/l)	5,5	6,6
[MES] recirculées (g/l)	7,4	5,8
Charge massique (Cm)	0,054 kg DBO <sub>5</sub> / Kg.j	0,076 kg DBO <sub>5</sub> / Kg.j
% MVS boues	68	75
Besoin O <sub>2</sub> en kg/jour	9096	9096
	<b>Valeurs choisies</b>	<b>Valeurs choisies</b>
% recirculation	130	125
Extraction (kg/jour)	1630,201	2633,502
Indice de Mohlman (ml/g)	135	135

The screenshot displays the following data in the software interface:

Section	Parameter	Unit	Value
Valeurs en entrée	[1] total carbonaceous BOD5	gO2/m3	179
	[1] total COD	gCOD/m3	500.58
	[1] total TKN	gN/m3	63.6
	[1] free and ionized amm...	gN/m3	36.5
	[1] influent flow	m3/d	11250
Débit d'extraction	[extraction] pumped flow	m3/hr	11
Recirculation	[sr] recycle fraction	%	130
Recirculation	[sortie] sludge volume index	mL/g	135

**Figure. IV.6 :** Régime permanent établi sur GPS-X avec valeurs d'entrée

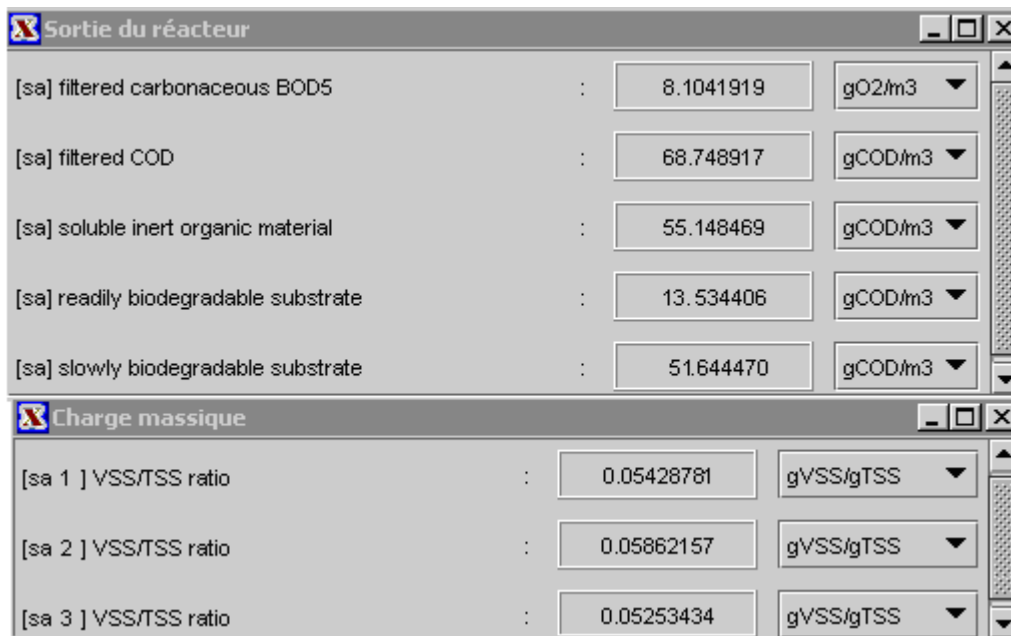


**Figure. IV.7 :** Régime permanent établi sur GPS-X avec grandeurs de sortie

**Tableau .IV.9** : Régime permanent établi sur GPS-X avec grandeurs de sortie

<b>Grandeurs de sortie</b>	<b>Simulation GPS-X Valeurs calculées</b>
DCO en sortie (mg/l)	46
DBO <sub>5</sub> en sortie (mg/l)	12,5
MES en sortie (mg/l)	20
NTK en sortie (mg/l)	28,9
[MES] réacteur 1 (g/l)	4,30034
[MES] réacteur 2 (g/l)	7,20033
[MES] réacteur 3 (g/l)	5,20032
Masse de boue total réacteur (g/l)	5,5661
[MES] recirculées, clarificateur 1 (g/l)	7,10022
[MES] recirculées, clarificateur 2 (g/l)	9,05013
[MES] recirculées, clarificateur 3 (g/l)	6,05050
[MES] recirculées moyennes (g/l)	7,40028





**Figure. IV.8 :** Régime permanent établi sur GPS-X avec valeurs de sortie du réacteur

**Tableau .IV.10 :** Régime permanent établi sur GPS-X avec valeurs de sortie du réacteur

Sortie de réacteur	Simulation GPS-X Valeurs calculées
DBO5 soluble ( $\text{gO}_2/\text{m}^3$ )	8,140191919
DCO soluble ( $\text{gO}_2/\text{m}^3$ )	68,748917
DCO soluble particulaire ( $\text{gO}_2/\text{m}^3$ )	55,148469
DCO rapidement biodégradable ( $\text{gO}_2/\text{m}^3$ )	13,534406
DCO lentement biodégradable ( $\text{gO}_2/\text{m}^3$ )	51,644470
<b>Charge massique</b>	<b>Valeurs</b>
Cm 1(kg DBO <sub>5</sub> / Kg.j)	0,05428781
Cm 2(kg DBO <sub>5</sub> / Kg.j)	0,05862157
Cm 3(kg DBO <sub>5</sub> / Kg.j)	0,05253434

#### IV.10.5. Analyse des résultats

Les grandeurs de sortie DCO, DBO<sub>5</sub>, MES et NTK sont, dans la simulation très proches des valeurs mesurées. Dans tous les cas, elles respectent les niveaux de rejet.

Une différence est observée pour les réacteurs pour lesquels la masse de boue est légèrement plus forte lors de la simulation.

Les concentrations de boue dans les réacteurs et dans la recirculation sont très proches des valeurs rencontrées sur la station. Leur calage se fait en grande partie par le débit d'extraction. L'extraction des boues est plus faible de 1003 kg dans la simulation par rapport à la production calculée dans un dimensionnement. Elle pourrait être augmentée afin de retrouver une production de boue de 2633 kg cependant, les concentrations dans les bassins en seraient fortement diminuées par rapport à la réalité. Un compromis s'est établi avec un débit d'extraction de 11 m<sup>3</sup>/h et 1630 kg/jour de boue extraite.

La charge massique semble plus faible dans la simulation, cependant le mode de calcul est différent. Le modèle prend en compte le rapport du flux de DBO<sub>5</sub> entrant sur la quantité de MES contenue dans les bassins, alors que le calcul de dimensionnement prend en compte le rapport du flux de DBO<sub>5</sub> sur la quantité de MVS des bassins. Si nous réajustons les unités, nous avons avec la simulation une charge massique de  $0,054/0,69 = 0,079$  kgDBO<sub>5</sub>/kgMVS.jour, cette valeur est très proche du dimensionnement (0,076). La différence peut s'expliquer par une sous estimation des MVS dans le modèle, nous pouvons constater, selon l'équation ci dessous, qu'avec une production de boues plus faible (1630,201kg au lieu de 2633,502 kg), le % MVS ne peut être que plus faible pour une même quantité de matières en suspension minérales.

$\% \text{ MVS} = 1 - (\text{MES minérales} / \text{production d boues})$ .

Enfin, le besoin en oxygène en kg par jour est tout à fait bien représenté par rapport au dimensionnement théorique.

En régime permanent nous avons un effluent d'entrée chargé à 500,5 mg/l en DCO totale et à 179 mg/l en DBO<sub>5</sub> totale. Les résultats obtenus lors de cette simulation illustrent un abattement de la charge carbonée de 91,8 % en DCO totale et de 92,7 % en DBO<sub>5</sub> totale. Pour affiner la recherche sur la nature de l'effluent de sortie (particulaire ou soluble), il est nécessaire de s'intéresser à la concentration en DBO<sub>5</sub> soluble (8,1 mg/l) et en DCO soluble (68,7 mg/l) en sortie du bassin d'aération. En régime permanent nous pouvons considérer la fraction soluble inerte de la DCO (Si = 65 mg/l). Celle-ci représente 13 % de la DCO d'entrée

pour un effluent domestique, il reste en sortie de réacteur 3,683 mg/l de DCO sous forme de substrat soluble non dégradé par les bactéries.

#### **IV.10.6. Simulation de la station de Boumerdes sur une période de 20 jours**

La station de traitement des eaux usées de Boumerdes est suivie lors de la période estivale par l'Office National de l'Assainissement de Boumerdes (ONA), qui quotidiennement relève différentes valeurs :

- les valeurs d'entrée et sortie en DCO ;
- les valeurs d'entrée et sortie en DBO<sub>5</sub> ;
- les valeurs d'entrée et sortie en MES ;
- les débits d'entrée ;
- les concentrations en MES dans les bassins d'aération ;
- la concentration des MES dans la recirculation ;
- les indices de Boues.

L'ensemble de ces données permet de créer un fichier de renseignements pour la simulation.

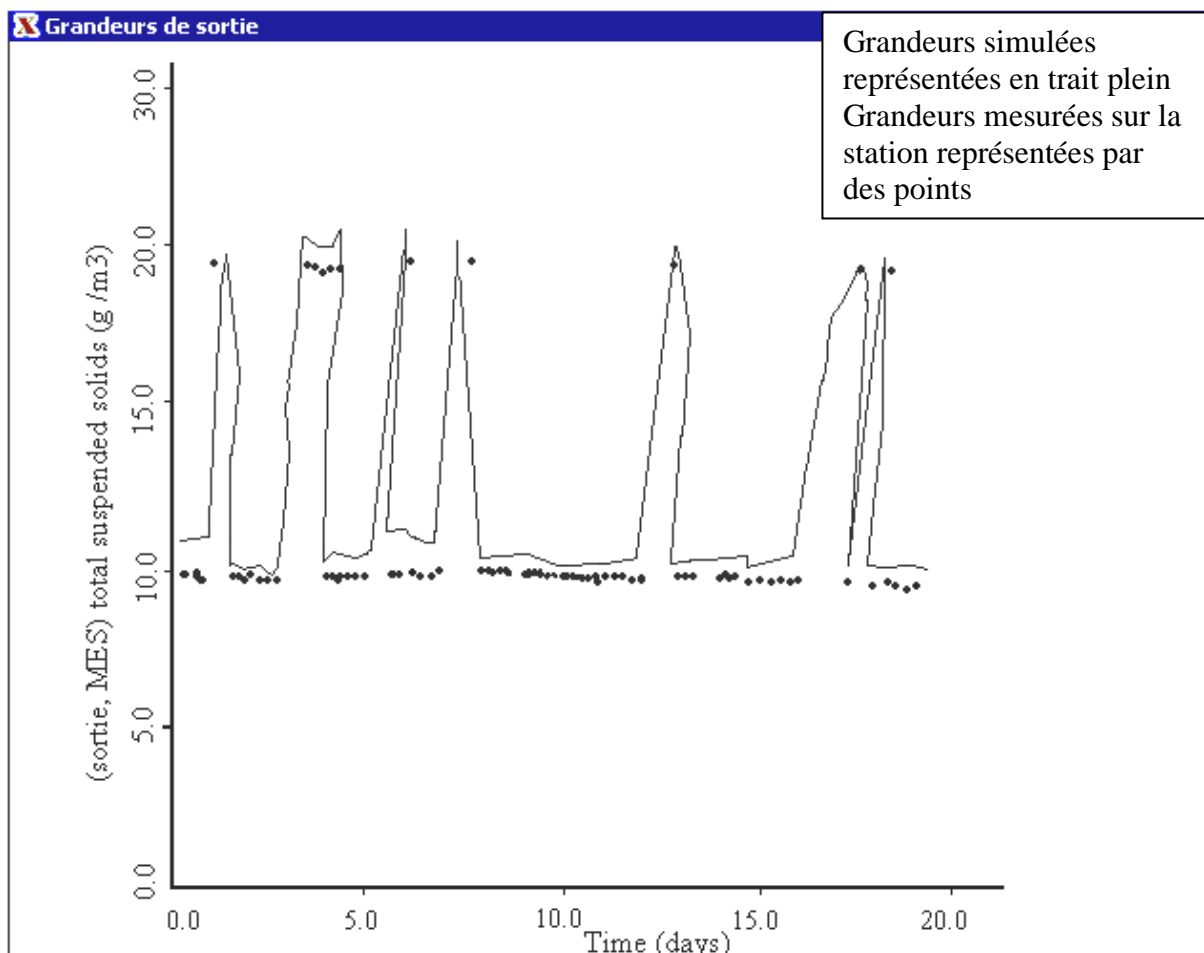
Concernant les caractéristiques de l'effluent d'entrée, nous devons modifier les valeurs des variables d'entrée, ces différentes caractéristiques sont saisies dans le modèle afin de lancer la simulation.

### IV.10.7. Résultats de la simulation

Les résultats obtenus sont des scénarios de grandeurs de sortie de la station d'épuration de la ville de Boumerdes, où il y'a simulation pour une période de 20 jours de la saison estivale.

L'aspect des différentes figures nous permet de constater visuellement l'évolution des grandeurs de sortie calculées par le modèle et celles issues des mesures en terme de DCO, DBO<sub>5</sub>, et les MES.

Les résultats des différentes simulations sont donnés dans les figures IV.9 ÷ IV.11



**Figure .IV.9 :** Evolution des MES en sortie de la station sur 20 jours

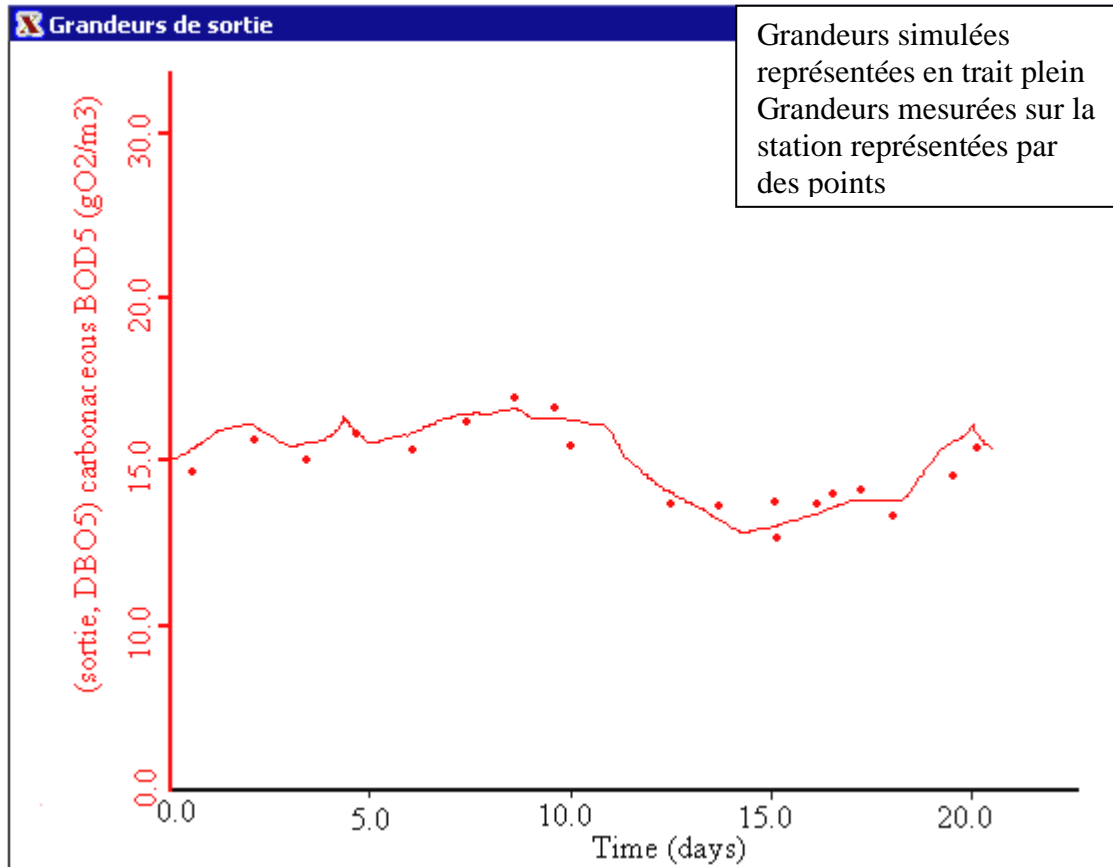


Figure .IV.10 : Evolution de la DBO<sub>5</sub> en sortie de la station sur 20 jours

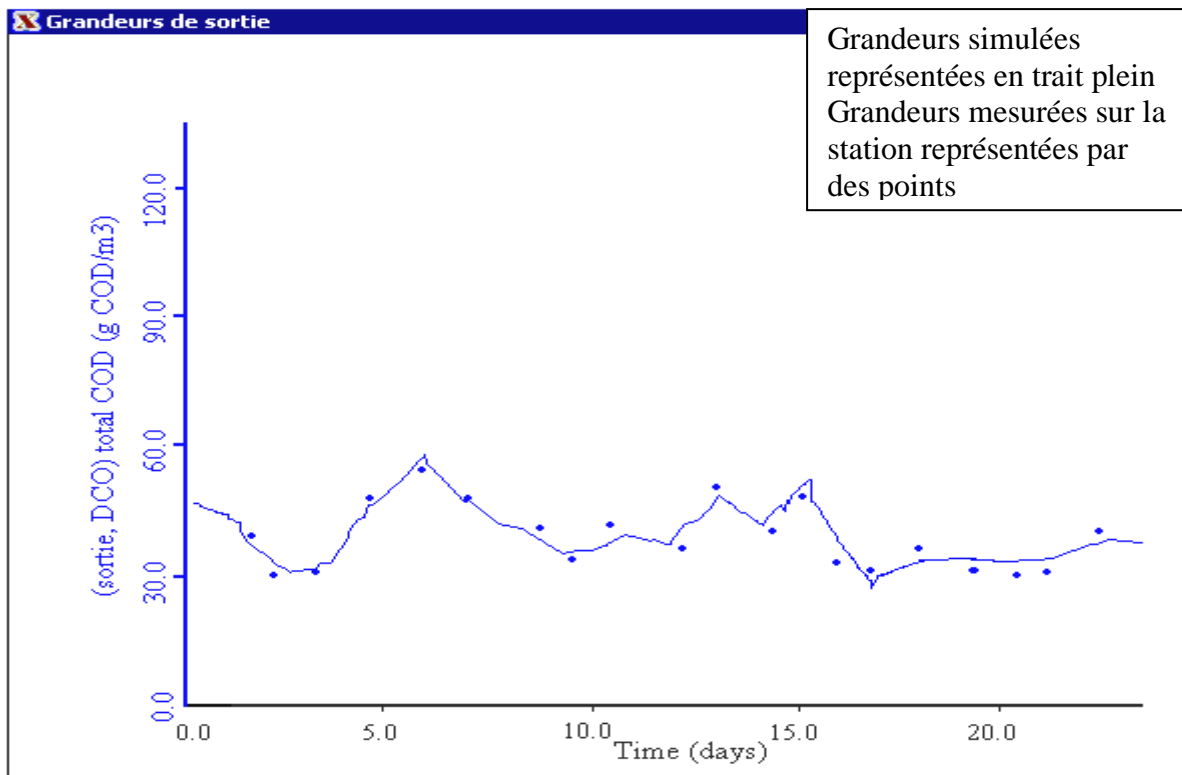


Figure.IV.11 : Evolution de la DCO en sortie de la station sur 20 jours

#### **IV.10.8. Analyse des résultats**

Notre critère de jugement est la charge carbonée, nous nous intéressons donc aux variables DCO et DBO<sub>5</sub>. En superposant les courbes calculées par le modèle et celles issues des mesures en terme de DCO et DBO<sub>5</sub>, nous retrouvons bien les mêmes tendances, les valeurs calculées et mesurées sont très proches et ne posent pas de problème vis-à-vis de la réglementation (respect des niveaux de rejet en DCO: 100 mg/l et en DBO<sub>5</sub>: 30 mg/l). La simulation semble être une bonne représentation de la réalité, en particulier pour les faibles charges. Concernant les matières en suspension, les valeurs simulées se rapprochent des valeurs mesurées.

#### **IV.10.9. Conclusion**

La station de Boumerdes ne présente pas de problème en régime permanent, les grandeurs de sortie respectent les niveaux de rejet.

En régime permanent nous avons un effluent d'entrée chargé à 500,5 mg/l en DCO totale et à 179 mg/l en DBO<sub>5</sub> totale. Les rendements épuratoires sont très bons, les résultats obtenus lors de cette simulation illustrent un abattement de la charge carbonée de 91,810% en DCO totale, de 92,7% en DBO<sub>5</sub> totale, et de 96,4 % en MES totale.

La simulation de la station actuelle en régime permanent offre une bonne représentation de la réalité. La vérification en période estivale confirme cette tendance, la station respecte les niveaux de rejet en régime permanent. La configuration la plus efficace sera la plus performante en terme de réduction de la pollution carbonée. Par conséquent la configuration géométrique de la filière eau de la station de traitement des eaux usées de la ville de Boumerdes équipée de trois réacteurs biologiques, suivis de trois clarificateur est jugée meilleure, et la mieux appropriée pour traiter les eaux usées urbains, éliminer la pollution organique des effluents, et avoir des rejets en sortie de station conformes aux normes de rejets qui peuvent être déversés dans le milieu naturel récepteurs sans risque de polluer l'écosystème et le milieu aquatique, et réutiliser cette eau épurée en agriculture dans le cadre de la modernisation de l'irrigation, donc assurer la protection de l'environnement.

## Conclusion générale

Le présent travail s'inscrit dans une optique de modélisation des stations d'épuration des eaux usées qui nous permettent une meilleure maîtrise des procédés employés et l'optimisation de leurs performances épuratoires et économiques.

La simulation a été faite au moyen d'un modèle de simulation numérique GPS-X basé sur la résolution d'un formalisme d'équations mathématiques, et fondé sur les hypothèses proposées par Monod (1949). Ce logiciel se base sur le modèle biologique des boues activées ASM1.

Une première partie nous a permis de faire le point sur la nature des effluents, et les processus utilisés pour le traitement biologique.

Dans un deuxième temps, nous avons analysé les mécanismes biologiques mis en jeu dans le réacteur de traitement. De plus, une meilleure compréhension des mécanismes de transformation de l'azote et de la matière organique au cours du traitement de l'effluent était requise.

Dans un troisième temps, notre étude s'est ensuite consacrée aux modèles numériques, un état des connaissances actuelles sur ces modèles est présenté. Tout d'abord, la modélisation du réacteur biologique à l'aide du modèle ASM1 et les démarches préalables à mettre en œuvre pour son utilisation.

Afin de mettre en œuvre l'outil de simulation, nous avons choisi un site, caractérisé l'effluent et privilégié un logiciel. Le site de l'étude, choisi sur la ville Boumerdes, est une station de traitement à boues activées dont la capacité est de 75000 équivalent habitants. L'effluent urbain, caractérisé en terme de DCO, est moyennement sous forme de substrat soluble. Enfin, le logiciel GPS-X nous a permis de réaliser les simulations.

Nous nous sommes intéressés à la caractérisation de l'effluent urbain. Une méthode de détermination des fractions inertes et biodégradables de la matière organique a été mise en œuvre, d'autre part, la matière organique biodégradable a été fractionnée en diverses classes de biodégradabilité est présentée (fraction rapidement biodégradable (Ss) et une fraction lentement biodégradable (Xs)).

L'ensemble des résultats de modélisation souligne clairement que la station de Boumerdes ne présente pas de problème en régime permanent, les grandeurs de sortie respectent les niveaux de rejet, la simulation de la station actuelle offre une bonne représentation de la réalité.

Après avoir vérifié l'adéquation de l'outil informatique avec la réalité, nous avons en dernier lieu présenté les résultats où nous avons pu mettre en évidence, pour une même masse de

boues contenue dans le réacteur biologique, qu'une filière eau munie de trois réacteurs avec trois clarificateur est la configuration optimale en terme de capacité de traitement de l'effluent.

La réutilisation des eaux usées s'impose de plus en plus comme une des composantes de la stratégie nationale de gestion des ressources en eau. Le développement de la réutilisation des eaux épurées et la préservation des milieux naturels contre la pollution résiduelle des rejets exigent la production d'une eau épurée de meilleure qualité et l'introduction de traitements complémentaires efficaces. L'amélioration de la qualité de l'eau épurée exige une meilleure maîtrise des procédés.

Le traitement des eaux usées n'apparaît pas comme une science exacte, beaucoup de recherches restent à faire pour améliorer la représentation de la réalité par les modèles numériques. Des outils de plus en plus performants sont mis en oeuvre pour évaluer différentes sortes de configurations. L'avenir nous permettra sans doute de mieux dimensionner les stations de traitement des eaux usées, de mieux gérer la filière technique et ainsi réduire les coûts d'investissement, mais aussi de fonctionnement de ces stations.



---

## **Références bibliographiques**

---

## Références bibliographiques

**AGENCE DE L'EAU SEINE-NORMANDIE., 1999.** Guides des procédés épuratoires intensifs proposés aux petites collectivités, Nanterre, 55 p.

**ALEXANDRE O., BOUTIN C., DUCHENE P., LAGRANGE C., LAKEL A., LIENARD A., ORDITZ D., 1997.** Filières d'épuration adaptées aux petites collectivités. Documents techniques FNDAE n°22, Cemagref.160 p.

**ALLEMAN, J.E., 1985.** Elevated nitrite occurrence in biological wastewater treatment systems. *Water Science and Technology* 17, 409–419.

**ANDREOTTOLA , G., BORTONE, G. et TILCHE, A., 1997.** Experimental validation of a simulation and design model for nitrogen removal in sequencing batch reactors. *Water Science and Technology* 35 (1), 113–120.

**ANTONIOU , P., HAMILTON, J., KOOPMAN, B., JAIN, R., HOLLOWAY, B., LYBERATOS, G. & SVORONOS, S., 1990.** Effect of temperature and pH on the effective maximum specific growth rate of nitrifying bacteria. *Water Research* 24, 97–101.

**AOI, Y., MIYOSHI, T., OKAMOTO, T., TSUNEDA, S., HIRATA, A., KITAYAMA, A. & NAGAMUNE, T. U. H.-T.-Y., 2000.** Microbial ecology of nitrifying bacteria in wastewater treatment process examined by fluorescence in situ hybridization. *Journal of Bioscience and Bioengineering* 90 (3), 234– 240.

**ARGAMAN Y., 1994.** Nitrogen control considerations in activated sludge systems design. *New WorldWater*, 77-80 p.

**AVCIOGLU, E., ORHON, D. & SOZEN, S., 1998.** A new method for the assessment of heterotrophic endogenous respiration rate under aerobic and anoxic conditions. *Water Science and Technology* 38 (8-9), 95–103.

**BASTIN G., DOCHAIN D., 1990.** On-line estimation and adaptive control of bioreactors. Amsterdam, Elsevier, 379 p.

**BECCARI, M., PASSINO, R., RAMADORI, R. et TANDOI, V., 1983.** Kinetics of dissimilatory nitrate and nitrite reduction in suspended growth culture. *Journal WPCF* 55, 58–64.

**BÉLINE, F., MARTINEZ, J. & BURTON, C., 1998 a.** Traitement aérobie du lisier de porcs. Bases théoriques et techniques. *Vecteur Environnement* 31 (2), 38–48.

**BÉLINE, F., 1998.** Etude des transferts d'azote par nitrification-dénitrification au cours du traitement aérobie et du stockage du lisier de porc. Essais avec  $^{15}\text{N}$ . Ph.Dthesis, Université de Perpignan.

**BOUDRANT J., CORRIEU G., COULET P., 1994.** Capteurs et mesures en biotechnologie. Paris, Lavoisier, 496 p.

- CANLER J.P., PERRET J.M., DUCHENE P., COTTEUX E., 1999.** Aide au diagnostic des stations d'épuration par l'observation microscopique des boues activées. Cemagref, 155 p.
- CARDOT CLAUDE., 1999.** Les traitements de l'eau – Procédés physico-chimiques et biologiques. Paris : Ellipses, 247 p.
- CARDOT CLAUDE., 2001.** Techniques appliquées au traitement de l'eau : Ellipses, 256 p.
- CARUCCI, A., DIONISI, D., MAJONE, M., ROLLE, E. et SMURRA, P., 2001.** Aerobic storage by activated sludge on real wastewater. Water Research 35 (16), 3833–3844.
- CHARLEY R.C., HOOPER D.G. AND MCLEE A.G., 1980.** Nitrification kinetics in activated sludge at various temperatures and dissolved oxygen concentrations. Water Research, 14, 1387-1396.
- CHUBERT J. M., 2002.** Analyse et optimisation du traitement de l'azote par les boues activées à basse température. Thèse de doctorat, Spécialité Génie des procédés, Université de Strasbourg I, Ecole Doctorale de Sciences Pour l'Ingénieur, Strasbourg (France, 67), 165 p.
- CHUBERT J.M., STRICKER A.E., MARQUOT A., RACAULT Y., GILLOT S., 2007.** Modélisation dynamique du traitement des eaux usées et des lisiers. Editions Techniques de l'Ingénieur (W6-500), 5 p.
- CINAR O., DAIGGER G.T. AND GRAEF S., 1998.** Evaluation of IAWQ Activated Sludge Model No.2 using steady-state data from four full-scale wastewater treatment plants. Water Environment Research, 70(6), 1216-1224.
- COMMISSION EUROPEENNE., 2001.** Procédés extensifs d'épuration des eaux usées. Luxembourg, 44p
- CONFER, D. & LOGAN, B., 1997.** Molecular weight distribution of hydrolysis products during bio-degradation of model macromolecules in suspended and biofilm cultures. II. Dextran and Dextrin. Water Research 31 (9), 2137–2145.
- CONTRERAS, E., BERTOLA, N. & ZARITZKY, N., 2001.** The application of different techniques to determine activated sludge kinetic parameters in a food industry wastewater. Water SA 27 (2), 169– 176.
- DAIMS, H., PURKHOLD, U., BJERRUM, L., ARNOLD, E., WILDERER, P. A. & WAGNER, M., 2001.** Nitrification in sequencing biofilm batch reactors: Lessons from molecular approaches. Water Science and Technology 43 (3), 9–18.
- DAWES, E.A. & RIBBONS, D.W., 1964.** Some aspects of endogenous respiration of bacteria. Bacterial Review 28, 126–149.
- DEGREMONT., 2005.** Mémento technique de l'eau. 10e ed. Paris, Lavoisier, 1904 p.
- DEL RUE F., CHUBERT J.M., SPÉRANDIO M., RACAULT Y., (2008).** Modelling a full scale membrane bioreactor using Activated Sludge Model n°1: challenges and solutions. IWA specialized conference Moscou (Russie) June 2008. 8 p.

- DISPAN J., 2003.** Biodégradabilité de la matière organique dans le continuum aquatique réseau d'assainissement - station d'épuration - milieu naturel récepteur : Développement d'une méthodologie pour le fractionnement de la matière organique en classes de biodégradabilité. Thèse de doctorat: L'Ecole Nationale des Ponts et Chaussées, Paris XII, 238 p.
- DOCHAIN D., BASTIN G., BERNARD O., GENOVESI A., GOUZE J.L., HARMAND J., PERRIER M., QUEINNEC I., SMETS I., STEYER J.P., VAN IMPE J., VANROLLEGHEM P., 2001.** Automatique des bioprocédés. Paris, Hermes, 246 p.
- DOLD, P., EKAMA, G. A. & MARAIS, G. V., 1980.** A general model for the activated sludge process. Prog. Wat. Tech. 12, 47-77.
- EDELIN F., 1988.** L'épuration biologique des eaux résiduaires – Théorie et technologie. 3e ed. Liège , Cebedoc, 304 p.
- FARZA M., CHERUY A., CAMBIO H., 1991.** Software for modelling and simulation of bioprocesses. Cabios, 7(3), p. 327-336.
- FIKAR M., CHACHUAT B., LATIFI M.A., 2004.** Dynamic optimisation of the aeration in a small size alternating activated sludge process. Computer Applications in Biotechnology, 9th International Symposium, CAB'09, 28-31 march, Nancy, France.
- FNDAE, MINISTERE DE L'AGRICULTURE DE LA PECHE ET DE L'ALIMENTATION AND CEMAGREF., 2002.** Traitement de l'azote dans les stations d'épuration biologique des petites collectivités, 96 pp.
- FUNAMIZU N. AND TAKAKUWA T., 1994.** Simulation of the operating conditions of the municipal wastewater treatment plant at low temperatures using a model that includes the IAWPRC activated sludge model. Water Science and Technology, 30(4), 105-113 p.
- GRAU P., SUTTON P. M., HENZE M., ELMALEH S., GRADY C. P. L. JR, GUJER W. AND KOLLER J., 1982.** Recommended notation for use in the description of biological wastewater treatment processes. Wat. Res., 16, 1501-1505.
- GRULOIS P., FAMEL J.C., HANGOUET J.P., FAYOUX C. 1995.** Rien ne se perd, rien ne se crée, tout se transforme...en boues ! ; L'eau, L'industrie, Les nuisances, n° 195, pages 42-46.
- GUJER, W., HENZE, M., MINO, T. & VAN LOOSDRECHT, M. C. M., 2000.** Activated sludge model No. 3. Water Science and Technology 39 (1), 183-193.
- GUJER, W., HENZE, M., MINO, T. AND VAN LOOSDRECHT, M. C. M., 1999.** Activated sludge model No.3. Wat. Sci. Tech. 39, 138-194.
- HADJ-SADOK Zakaria Mohamed., 1999.** Modélisation et estimation dans les bioréacteurs; prise en compte des incertitudes : application au traitement de l'eau. Thèse : Sciences de l'Ingénieur, Nice- Sophia Antipolis, 267 p.

- HARTANI T., 1998.** La réutilisation des eaux usées en irrigation. Situation actuelle et perspective. Séminaire sur les ressources en eau non conventionnelles. Alger : KLI Conseil. p.10.
- HARTANI T., RAISSI O., 2004.** L'irrigation avec l'eau d'un lac dans la Mitidja. 10 p. soumis à la CIID.
- HELLINGA, C., SCHELLEN, A. A. J. C., MULDER, J. W., VAN LOOSDRECHT, M. C. M. & HEIJ- NEN, J. J., 1998.** The sharon process ; an innovative method for nitrogen removal from ammonium rich wastewater. *Water Science and Technology* 37 (9), 135–142.
- HENZE M, GUJER W, MINO T, MATSUO T, WENTZEL MC, MARAIS GVR, VAN LOOSDRECHT MCM., 1999.** Activated sludge model No. 2d, ASM2d. *Water Sci. Technol.* 39 (1), p. 165-182.
- HENZE M, GUJER W, MINO T, MATSUO T, WENTZEL MCM, MARAIS GVR., 1995.** Activated sludge model No. 2. IAWQ Scientific and Technical Report No. 3, London, UK.
- HENZE M., GRADY C.P.L., GUJER W., MARAIS G.V.R., MATSUO T.** Activated Sludge Model No. 1., 1987. IAWQ Scientific and Technical Report No. 1, London.
- HENZE, M., GUJER, W., MINO, T. & VAN LOOSDRECHT, M. C. M., 2000.** Activated sludge models ASM1, ASM2, ASM2d and ASM3. IWA Scientific and Technical Report No.9, London.
- HENZE, M., GUJER, W., MINO, T., WENTZEL, M.C. AND MARAIS, G.V.R., 1995.** Activated Sludge Model N°2. (IAWPRC Scientific and Technical Report N°3) London , IAWQ.
- HENZE, M., HARREMOËS, P., LA COUR JANSEN, J. et ARVIN, E., 1997.** Wastewater treatment: biological and chemical processes, 2nd edition. Lyngby : Springer.
- HIORNS, W. D., HASTINGS, R. C., HEAD, I. M., MCCARTHY, A. J., SAUNDERS, J. R., PICKUP, R. W. & HALL, G. H., 1995.** Amplification of 16S ribosomal RNA genes of autotrophic ammonia-oxidizing bacteria demonstrates the ubiquity of nitrospiras in the environment. *Microbiology* 141, 2793–2800.
- HUANG, J. & HAO, O., 1996.** Alternating aerobic-anoxic process for nitrogen removal: Dynamic modelling. *Water Environment Research* 68, 94–104.  
hydroxybutyrate production by *Thiosphaera Pantothropha* in the presence of excess acetate.
- IWA TASKGROUP., 2000.** On Mathematical Modelling For Design And Operation Of Biological Wastewater Treatment. Activated sludge models ASM1, ASM2, ASM2d and 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.

**JETTEN, M. S. M., LOGEMANN, S., MUYZER, G., ROBERTSON, L., DE VRIES, S., VAN LOOS- DRECHT, M. C. M. et KUENEN, J. G., 1997.** Novel principles in the microbial conversion of nitrogen compounds. *Antonie van Leeuwenhoek* 71, 75–93.

**JUILLARD C., MASSE B., MOHR E., ZUG M., 2000.** Etude de définition du débit de référence d'une station d'épuration. Application au système d'assainissement de Grand-Couronne (76). Rapport interne Anjou Recherche, 142p.

**KAPPELER, J. & GUJER, W., 1992.** Estimation of kinetic parameters of heterotrophic biomass under aerobic conditions and characterisation of wastewater for activated sludge modelling. *Water Science and Technology* 25 (6), 125–139.

**KIM, D. J., KIM, T. K., CHOI, E. J., PARK, W. C., KIM, T. H., AHN, D. H., YUAN, Z., BLACKALL, L. & KELLER, J., 2003b.** Fluorescence in situ hybridization analysis of nitrifiers in pigger Wastewater treatment reactors. In IWA6th Specialty Symposium on Strong Nitrogenous and Agro-Wastewater, pp.609–616. Korea University. Kinetic modeling of polyhydroxybutyrate production and consumption by *Thiosphaera*

**KOLLER E., 2004.** Traitement des pollutions industrielles. Eau – air – déchets – sols – boues. Paris, Dunod, 424 p.

**KORNAROS, M. et LYBERATOS, G., 1997.** Kinetics of aerobic growth of a denitrifying bacterium, *Pseudomonas denitrificans*, in the presence of nitrates and/or nitrites. *Water Research* 31, 479–488.

**KRISTENSEN, G. H., JORGENSEN, P. E. & HENZE, M., 1992.** Characterisation of functional microorganism groups and substrate in activated sludge by AUR, NUR, and OUR. *Water Science and Technology* 25 (6), 43–47.

**KRISTENSEN, G. H., LA COUR JANSEN, J. & JORGENSEN, P. E., 1998.** Batch test procedures as tools for calibration of the activated sludge model - a pilot scale demonstration. *Water Science and Technology* 37 (4/5), 235–242.

**LENS, P. N., DE POORTER, M.-P., CRONENBERG, C. C., et VERSTAETE, W. H. 1995.** Sulfate reducing and methane producing bacteria in aerobic wastewater treatment systems. *Water Research* 29 (3), 871–880.

**LENS, P. N. L. & KUENEN, J. G., 2001.** The biological sulfur cycle : Novel opportunities for environmental biotechnology. *Water Science and Technology* 44 (8), 57–66.

**LESOUF A., PAYRAUDEAU M., ROGALLA F. AND KLEIBER B., 1992.** Optimizing nitrogen removal reactor configurations by on-site calibration of the IAWPRC activated sludge model. *Water Science and Technology*, 25(6), 105-123.

**LIÉNARD, A., BOUTIN, C., GUELLAF, H., 2000.** Conception, mise en œuvre et exploitation des filtres à sable. *Ingénieries – EAT*, n° spécial « Assainissement-Traitement des eaux », p. 59-66.

**MAJONE, M., MASSANISSO, P., CARUCCI, A., LINDREA, K. AND TANDOI, V. (1996).** Influence of storage on kinetic selection to control aerobic filamentous bulking. *Wat. Sci. Tech.*, 34(5-6), 223-232.

- MANILAL, V. B., LITVIN-SCRAMM, S. B. et SUIDAN, M. T. 2000.** Effect of sulphidogenesis on acid-phase digestion of waste activated sludge. *Bioprocess Engineering* 23, 595–597.
- MARQUOT A., 2006.** Modelling nitrogen removal by activated sludge on full-scale plants: calibration and validation of ASM1. Cemagref, Université de Pau et des Pays de l'Adour, Bordeaux, 307 p.
- MAURER, M. & GUJER, W. 1998.** Dynamic modelling of enhanced biological phosphorus and nitrogen removal in activated sludge systems. *Water Science and Technology* 38 (1), 203–210.
- MCCARTNEY D.M. AND OLESZKIEWICZ J.A., 1990.** Carbon and nutrient removal in a sequencing batch reactor at low temperatures. *Environmental Technology*, 11, 99-112.
- METCALF M., EDDY E., 2003.** Wastewater engineering: treatment. 4e Ed, McGraw – Hill College, 1819 p.
- MICHAELIS L., MENTEN M.L., 1913.** La cinétique des réactions Biochimiques. *Biochemische Zeitschrift*, 49, p. 334-369.
- MINES R.O.J. AND SHERRARD J.H., (1999).** Temperature interactions in the activated sludge process. *Journal of Environmental Science and Health*, 34(2), 329-340 p.
- MINO, T., ARUN, V., TSUZUKI, Y. AND MATSUO, T., 1987. MINO, T., ARUN, V., TSUZUKI, Y. AND MATSUO, T., 1987.** Effect of phosphorus accumulation on acetate metabolism in the biological phosphorus removal process. *Biological Phosphate Removal from Wastewater (Advances in water Pollution Control No.4)*, Ramadori R. (ed), 27-38, Pergamon Press, Oxford.
- MONOD J., 1942.** Recherches sur la croissance des cultures bactériennes. Paris, Hermann, 210 p.
- MONOD, J., 1949.** *Ann.Rev.Microbiology*. 3, 371–394.
- NICHOLAS P., 2002.** Handbook of water and wastewater treatment technologies, USA, Butterworth Heinemann, 631 p.
- OLESZKIEWICZ J.A., AND BERQUIST S.A., 1988.** Low temperature nitrogen removal in sequencing batch reactors. *Water Research*, 22(9), 1163-1171.
- O.N.A, 2010.** Rapport interne de l'Office Nationale d'Assainissement de la station de traitement des eaux usées, Boumerdes
- ORHON, D., COKGOR, E. U. & SOZEN, S., 1998.** Dual hydrolysis model of the slowly biodegradable substrate in activated sludge systems. *Biotechnology Techniques* 12 (10), 737–741.

**ORHON, D., COKGOR, E. U. & SOZEN, S., 1999a.** Experimental basis for the hydrolysis of slowly biodegradable substrate in different wastewaters. *Water Science and Technology* 39 (1), 87–95.

**PAYNE, W., 1973.** Reduction of nitrogenous oxides by microorganisms. *Bacteriological Review* 37, 409–452.

**PORRAS P., 2003.** Protocoles de fractionnement de la DCO des eaux résiduaires urbaines et impact sur les résultats de simulation d'une station à boues activées par le modèle ASM1. Mémoire de fin d'études : systèmes hydrauliques urbains, ENGEES, STRASBOURG, 66 p.

**POTIER O., LECLERC J.P., PONS M.N., 2005.** Influence of geometrical and operational parameters on the axial dispersion in an aerated channel reactor. *Water Research*, 39(18), p. 4454-4462.

**PRIEST, F.G., 1984.** Extracellular enzymes. Tech. Rep. Van Nostrand Reinhold, Workingham, Berkshire, UK. *processes. Wat. Res.*, 16, 1501-1505.

**PRINTEMPS C., 2001.** Application de la modélisation à l'étude du fonctionnement d'une station d'épuration à boues activées. Rapport interne Anjou Recherche, 51p.

**PUJOL R., 2000.** Traitement des effluents de petites collectivités. Direction Technique Lyonnaise des Eaux France. Dossier technique Rhizopur, document interne SUEZ, 53 p.

**PUJOL R., VACHON A., MARTIN G., 1990.** Guide technique sur le foisonnement des boues activées. Document technique FNDAE, n°8.

**SADOWSKI A.G., 2002.** Traitement des eaux usées urbaines, Cours ENGEES, Tome 3, p.429-524,

**SATIN M., SELMI B., 1999.** Guide technique de l'assainissement. 2<sup>e</sup> ed., Paris, Le Moniteur, 680 p.

**SHAMMAS N.K., 1986.** Interactions of temperature, pH, and biomass on the nitrification process, *Journal WPCF*, 58, 52-58.

**SOLLFRANK, U. & GUJER, W., 1991.** Characterisation of domestic wastewater for mathematical modelling of the activated sludge process. *Water Science and Technology* 23, 1057–1066.

**SOZEN, S., COKGOR, E. U., ORHON, D. & HENZE, M., 1998.** Respirometric analysis of activated sludge behaviour - II. Heterotrophic growth under aerobic and anoxic conditions. *Water Research* 32 (2), 476–488.

**SPANJERS H., VANROLLEGHEM P.A., 1995.** Respirometry as a toll for rapid characterization of wastewater and activated sludge. *Water Science and Technology*, 31(2), p.105-114.

**SPERANDIO M., 1998.** Développement d'une procédure de compartimentation d'une eau résiduaire urbaine et application à la modélisation dynamique de procédés à boues activées. Thèse de Doctorat : Génie des Procédés, INSA Toulouse, 221 p.



**STRICKER A.E.,2000.** Application de la modélisation à l'étude du traitement de l'azote par boues activées en aération prolongée : comparaison des performances en temps sec et en temps de pluie. Thèse de doctorat, Ecole doctorale : Sciences Pour l'Ingénieur, Discipline : Génie des Procédés, Université de Strasbourg I, 270 p.

**STRICKER A.E., RACAULT Y., 2005.** Application of Activated Sludge Model No.1 to biological treatment of pure winery effluents: case studies. *Water Science and Technology*, 51(1), p. 121-127.

**TEMMINK H., GROLLE K. Tertiary., 2005.** Activated carbon treatment of paper and board industry wastewater. *Bioresource Technology*, 96, p. 1683-1689.

**VAN AALST-VAN LEEUWEN M.A.; POT M.A.; VAN LOOSDRECHT M.C.M.; HEIJNEN J.J., 1997.** Kinetic Modeling of term poly- $\beta$ -hydroxybutyrate. Production and consumption by *Paracoccus pantotrophus* under dynamic substrate supply. *Biotech. Bioeng.*, 55(5), 773-782.

**VAN LOOSDRECHT,M.C.M. et HENZE,M., 1999.** Maintenance, endogeneous respiration,lysis,Decay and predation. *Water Science and Technology* 39 (1), 107–117.

**VAN NIEL, E. W. J., ROBERTSON, L. A. AND KUENEN, J. G., 1995.** Rapid short-term poly- $\beta$ -hydroxybutyrate production by *Thiosphaera Pantothropha* in the presence of excess acetate. *Enzyme and microbial Technology*, 17, 977-982.

**VAN VELDHUIZEN, H. M., VAN LOOSDRECHT, M. C. M. & HEIJNEN, J. J., 1999.** Modelling biological phosphorus and nitrogen removal in a full scale activated sludge process. *Water Research* 33 (16), 3459–3468.

**WAGNER,M.,RATH,G.,KOOFS,H.-P.,FLOOD,J.&AMANN,R., 1996.** In situ analysis of nitri-fying bacteria in sewage treatment plants. *Water Science and Technology* 34 (1-2), 237–244.

**WEIJMA,J.&STAMS,A.J.M., 2001.** Methanol conversion in high-rate an aerobic reactors. *Water Science and Technology* 44 (8),7–14.

**WENTZEL, M. C., LÖTTER, L. H., EKAMA, G. A., LOEWENTHAL, R. E. AND MARAIS, G. V. R., 1991.** Evaluation of biological models for biological excess phosphorus removal. *Wat. Sci. Tech.*, 23 (4-6), 899-905.

**WINKLER S., MULLER-RECHBERGER H., NOWAK O., WANDI G., 2001.** A new approach towards modelling of the carbon degradation cycle at two-stage activated sludge plants. *Water Science and Technology*, 43(7), p. 19-27.

**YUAN, Z. & BOGAERT, H. U. H.-S.-P., 2001.** A titrimetric respirometer measuring the nitrifiable nitrogen in wastewater using in-sensor-experiment. *Water Research* 35 (1), 180–188.

## الملخص :

هذا العمل يندرج في إطار فهم الآليات المتعلقة بنمذجة تشغيل محطات معالجة مياه الصرف الصحي مع الحمأة المنشطة باستخدام نماذج نوعية المسماة (الحمأة المنشطة النموذجي).  
أولاً، في هذه المذكرة، قدمنا المشاكل المتعلقة بمعاملة النفايات السائلة ومعالجة العمليات التي تنطوي عليها، واستعراض المعرفة الضرورية لفهم الآلية البيولوجية لتحويل المواد العضوية، وتأثير الكثير من العوامل.  
ثم قدمنا نظرة عامة على وضع نماذج لعملية الحمأة المنشطة، وأنماط مختلفة من النمذجة والمحاكاة الديناميكية لمعالجة مياه الصرف الصحي.  
وأخيراً استخدمنا أداة محاكاة معالجة مياه الصرف الصحي (GPS-X)، التي تعتمد على حل المعادلات الرياضية من طراز ASM1 البيولوجية المتقدمة وتستخدم لتشخيص أداء محطة معالجة مياه الصرف الصحي في مدينة بومرداس. ولوحظ وجود علاقة جيدة بين تراكيز المؤشرات العضوية عند مخرج وحدة التنقية (الكيميائية الطلب لأكسجين سجين OCD، لأكسجين العضوي الطلب DBO<sub>5</sub>، العالقة المواد MES) وتلك التي تحاكي النموذج، يمكن أن تكون متكاملة مع المراحل الأخرى من أداة دعم اتخاذ القرار، والسماح لرقابة حقيقية من نوعية المياه من المعالجة البيولوجية بواسطة الحمأة المنشطة. وأظهرت دراسة المجالات التي يمكن أن تستخدم النماذج كأداة لدعم اتخاذ القرار.

الإسهامات: الكلمات: النموذج، الحمأة المنشطة النموذجي، الديناميكية، الحمأة المنشطة، SPG-X، لأكسجين العضوي الطلب، لأكسجين سجين الكيميائية الطلب،

## RÉSUMÉ :

Notre travail s'inscrit dans le cadre de la problématique liée à la modélisation du fonctionnement des stations d'épurations à boues activées à l'aide des modèles de type ASM (Activated Sludge Model).

Tout d'abord, dans ce travail, nous avons présenté la problématique liée au traitement des effluents domestiques, et les procédés de traitement associés, une revue sur les connaissances nécessaires à la compréhension du mécanisme biologique de la transformation de la matière organique, et l'influence de nombreux paramètres, est présentée.

Ensuite, un aperçu sur la modélisation du procédé à boues activées, et les différents modèles de modélisation et de simulation dynamique de station de traitement des eaux usées, a été abordé.

Enfin, l'outil de simulation de la station de traitement des eaux usées, GPS-X, résolvant les équations mathématiques du modèle biologique ASM1 a été mis au point, puis utilisé afin d'établir un diagnostic du fonctionnement de la station d'épuration de la ville de Boumerdes. Une bonne corrélation a été observée entre les grandeurs de sortie (DCO, DBO<sub>5</sub>, MES) mesurées à l'aval de la station et celles simulées par le modèle, celui-ci peut être intégré aux autres étapes de l'outil d'aide à la décision, permettant une réelle maîtrise de la qualité des eaux issues du traitement biologique par boues activées. L'étude a permis de montrer les aspects pour lesquels la modélisation pourrait être employée comme outil d'aide à la décision.

**MOTS CLÉS :** Modèle, ASM, dynamique, GPS-X, boues activées, DCO, DBO<sub>5</sub>.

## ABSTRACT :

Our work is part of the problems involved in modelling the operation of wastewater treatment plants with activated sludge using ASM type models (Activated Sludge Model).

Firstly, in this work, we presented the problems related to the treatment of domestic effluents and treatment processes involved, a review on the knowledge necessary to understand the biological mechanism of the transformation of organic matter, and influence of many parameters, is presented.

Then an overview on the modelling of activated sludge process, and different styles of modelling and simulation of dynamic treatment plant wastewater was discussed.

Finally, the simulation tool station wastewater, GPS-X, solving mathematical equations of the biological model ASM1 was developed and used to diagnose the functioning of the wastewater treatment plant in the town of Boumerdes. A good correlation was observed between the output variables (COD, BOD<sub>5</sub>, TSS) measured downstream of the station and those simulated by the model, it can be integrated with other stages of the support tool decision, allowing a real control of water quality from the biological treatment by activated sludge. The study showed the areas in which modelling could be used as a tool for decision support.

**KEYWORDS:** Model, ASM, dynamic, GPS-X, activated sludge, COD, BOD<sub>5</sub>.