

# وزارة التعليم العالي والبحث العلمي

BADJI MOKHTAR- ANNABA UNIVERSITY  
UNIVERSITE BADJI MOKHTAR ANNABA



جامعة باجي مختار- عنابة

Année : 2019

Faculté: Sciences de l'Ingénierat  
Département: Electronique

## MEMOIRE

Présenté en vue de l'obtention du diplôme de : MASTER

**Intitulé :**

**Commande avancées d'un procédé biologique**

**Domaine : Sciences et Technologies**

**Filière : Automatique**

**Spécialité: Automatique et Informatique industriel**

**Par :**

**Ait Youcef Ilyes**

**DEVANT Le JURY**

**Président : BENOUARETH M**

**UBM Annaba**

**Encadreur : RAMDANI M**

**UBM Annaba**

**Examineur 1 : ARRBAOUI F**

**UBM Annaba**

**Examination 2: BEKAIK M**

**UBM Annaba**



## REMERCIEMENTS

Je remercie Dieu de m'avoir donné la force et la patience nécessaire pour mener à bonne fin mon projet de Master.

Je remercie vivement mon encadreur Dr. Ramdani pour ses conseils constructifs.

Mes remerciements s'adressent également à ceux qui m'ont aidé à réaliser ce travail dont je n'est pas cité leurs noms.

Je d'edie ce travail `ames parents et `atoute mafamille

## TABLE DES MATIÈRES

REMERCIEMENTS .....	iii
DÉDICACE .....	iv
TABLE DES MATIÈRES .....	v
LISTE DES FIGURES .....	1
NOTATION .....	2
INTRODUCTION .....	3
CHAPITRE 1 : LE TRAITEMENT DES EAUX USÉES .....	5
1.1 Introduction . . . . .	5
1.2 Comment fonctionne une STEP ? . . . . .	5
1.2.1 Prétraitement : . . . . .	6
1.2.2 Le traitement biologique . . . . .	8
1.3 Epuration biologique des eaux usées . . . . .	8
1.3.1 principe théorique . . . . .	8
1.4 Conclusion . . . . .	9
CHAPITRE 2 : LA DIGESTION ANAÉROBIE .....	10
2.1 Introduction.....	10
2.2 Le bioréacteur :.....	10
2.2.1 Le bioréacteur batch ou discontinu :.....	12
2.2.2 Le bioréacteur semi-continu :.....	12
2.2.3 Le bioréacteur continu :.....	12
2.3 Le substrat.....	12
2.4 Les étapes du procédé et les micro-organismes :.....	13
2.4.1 Hydrolyse :.....	13
2.4.2 Acidogénèse :.....	13
2.4.3 Acétogénèse :.....	14

2.4.4	Méthanogenèse :.....	14
2.5	Les conditions opératoires :.....	16
2.5.1	La température :.....	16
2.5.2	Le <i>PH</i> :.....	16
2.5.3	Les ions bicarbonates :.....	16
2.5.4	La pression partielle en <i>H2</i> :.....	17
2.6	Composition et valorisation du biogaz :.....	18
2.6.1	Composition du biogaz :.....	18
2.6.2	Valorisation énergétique du biogaz :.....	19
2.7	Avantages et inconvénients de la digestion anaérobie :.....	19
2.8	Conclusion :.....	20
CHAPITRE 3 : CONTRÔLE FLOU DU BIORÉACTEUR .....		21
3.1	Introduction .....	21
3.2	Modélisation floue .....	21
3.2.1	Structure du modèle.....	22
3.2.2	Identification de la structure.....	23
3.3	Commande floue de T-S .....	25
CHAPITRE 4 : RESULTAT DE SIMULATION .....		28
CONCLUSION.....		32
BIBLIOGRAPHIE.....		33

## LISTE DES FIGURES

1.1	Cycle de l'eau dans une station d'épuration . . . . .	6
1.2	Schéma descriptif d'une station d'épuration par boues activées . . .	7
2.1	Schéma d'un bioréacteur.....	11
2.2	Etape de la digestion anaérobie .....	15
4.1	Les fonctions d'appartenance qui définissent les prémisses du mo- dèle flou de Takagi-Sugeno .....	29
4.2	Scénario représentant l'évolution des caractéristiques de l'eau à l'en- trée du bioréacteur.....	29
4.3	Evolution des variables d'état du procédé de digestion anaérobie pour le scénario de la figure 4.2 .....	30
4.4	Estimation des variables d'état par l'observateur de Luenberger. . .	30
4.5	Stabilisation du procédé par le contrôleur flou .....	31

## NOTATION

*AD* : digestion anaérobie.

$s_1$  : Substrat.



## INTRODUCTION

L'eau est indispensable à la vie humaine, végétale, industrielle et agricole, qui requièrent en abondance une bonne qualité de l'eau est malheureusement engendrent à travers ces diverses utilisations une pollution. Celle-ci, peut être définie comme la dégradation de l'eau en modifiant ses propriétés physiques, chimiques et biologiques ; par des rejets, dépôts directs ou indirects de corps étrangers ou de matières indésirables telles que les microorganismes, les produits toxiques, les déchets industriels. Ces substances polluantes peuvent avoir différentes origines : Urbaine (activités domestiques ; eaux d'égout, eaux de cuisine...), Agricole (engrais, pesticides), Industrielle (chimie, pharmacie, pétrochimie, raffinage,...etc). A cause des problèmes d'environnement liés à l'élévation de la population ainsi qu'au développement des activités industrielles, le phénomène naturel d'autoépuration ne peut pas à lui seul réaliser une diminution significative de la concentration des rejets d'effluents polluants ; la qualité de l'eau s'est dégradée et par conséquent il s'en est suivi la perturbation de tout l'écosystème.

De ce fait, on utilise dans les stations d'épuration des traitements sous forme d'un ensemble de techniques afin de compléter les cycles naturels d'autoépuration. L'épuration des eaux a pour objectif de réduire la charge polluante qu'elle véhicule, afin de rendre au milieu aquatique qui est le milieu récepteur une eau de qualité, respectueuse des équilibres naturels et de ses usages futurs. L'épuration des eaux passe par différentes étapes : Les prétraitements suivent des traitements primaires puis des traitements physico-chimiques.

Les stations d'épuration ont pour rôle d'éliminer la pollution contenue dans les effluents, avant leur rejet dans le milieu naturel. Si l'eau, en fin de traitement, est effectivement épurée, la pollution initiale se retrouve en partie stockée et concentrée dans les boues issues des diverses étapes de traitement de l'eau. Ces boues étant alors considérées comme un déchet valorisable, qu'il faut éliminer tout en respectant certaines contraintes réglementaires.

La production de boues est de plus en plus difficile à gérer, cela pousse les gouvernements à rechercher des solutions technologiques permettant de la réduire au même titre que la gestion des autres types de déchets.

Dans un futur proche, cette problématique risque de s'accroître, étant donné les projets de construction de nouvelles stations d'épuration qui vont permettre d'augmenter la capacité épuratoire de l'Algérie et par conséquent accroître la production de boues. Étant donné les contraintes locales et réglementaires, la mise en place de filières pérennes pour la valorisation et l'élimination des boues est difficile et coûteuse pour les collectivités. D'un point de vue réglementaire, deux destinations finales sont actuellement envisageables : la valorisation agronomique (épandage, compostage) et l'incinération. Il sera donc indispensable d'élaborer une véritable filière de boue en même temps que l'élaboration et la conception de la future station d'épuration.

Une des technologies efficaces et moins coûteuses permettant le traitement de la fraction organique de ces déchets est la digestion anaérobie (biométhanisation), qui consiste en une dégradation biologique, en absence d'oxygène, de la matière organique en un mélange de méthane ( $CH_4$ ) et de dioxyde de carbone ( $CO_2$ ) appelé 'biogaz'. Grâce à la digestion anaérobie, les déchets deviennent une source de richesses. Cette technologie devient essentielle dans le processus de réduction des volumes de déchets et la production de biogaz, qui est une source d'énergie renouvelable pouvant être utilisée dans la production d'électricité et de la chaleur.

Durant le processus de digestion anaérobie, seule une partie de la matière organique est complètement dégradée, le reste est un excellent agent de fertilisation des terres agricoles et qui peut être utilisé en tant que tel.

Ce travail, va s'intéresser dans un premier temps à donner quelques connaissances bibliographiques concernant les boues d'épuration, la digestion anaérobie ainsi qu'aux mécanismes qui régissent leur fonctionnement.

## CHAPITRE 1

### LE TRAITEMENT DES EAUX USÉES

#### 1.1 Introduction

Les eaux usées, qu'elles soient d'origine domestique ou industrielle, sont collectées par un réseau d'assainissement complexe pour être traitées dans une station d'épuration avant d'être rejetées dans le milieu naturel. En station, les traitements varient en fonction de la nature de ces eaux usées et de la sensibilité à la pollution du milieu récepteur.

Suivant l'origine des substances polluantes on distingue entre quatre catégories d'eaux usées :

1. Les eaux usées industrielles
2. Les eaux pluviales
3. Les eaux usées domestiques
4. Les eaux usées urbaines

#### 1.2 Comment fonctionne une STEP ?

Aujourd'hui, les usines de traitement des eaux usées sont devenues des usines de dépollution, compactes, couvertes, désodorisées, automatisées. Elles mettent en œuvre des traitements de plus en plus performants, capables d'éliminer à la fois la pollution carbonée, l'azote et le phosphore. Ces usines sont dimensionnées pour traiter une certaine charge de pollution et assurer un rejet conforme à l'arrêté préfectoral d'autorisation.

Le schéma de la figure 1.1 résume les différentes étapes de traitement dans une station d'épuration : De l'entrée de l'usine jusqu'au rejet dans le milieu naturel, les



Figure 1.1 – Cycle de l'eau dans une station d'épuration

différentes étapes du traitement des eaux usées et les principales tâches effectuées sont les suivantes :

### 1.2.1 Prétraitement :

#### Dégrillage :

A l'arrivée, l'eau usée en provenance des égouts passe entre les barreaux métalliques d'une grille(ou d'un tamis) qui retiennent les déchets volumineux (papiers, feuilles, matières plastiques, objets divers...) et l'effluent est relevé jusqu'au niveau de l'usine à l'aide de vis d'Archimède<sup>1</sup> ou de pompes.

<sup>1</sup>vis d'Archimède est un système de pompage de liquide, et les systèmes ayant un rotor qui permettent de transférer des solides ou d'impulser un mouvement à un liquide

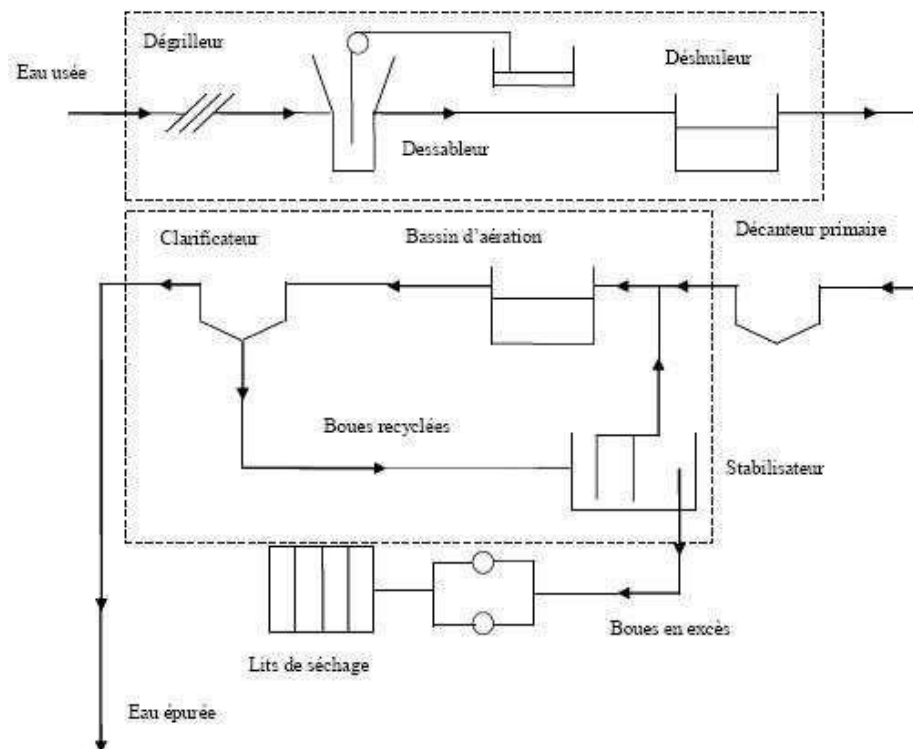


Figure 1.2 – Schéma descriptif d'une station d'épuration par boues activées

Dessablage :

Les sables et graviers susceptibles d'endommager les installations en aval (ensablement de conduites, des bassins, usure des pompes et autres organes métalliques...) se déposent au fond de bassins conçus à cet effet. Ils sont récupérés de différentes façons : raclage vers une fosse de collecte, pompe suceuse...

Dégraissage-déshuilage :

L'injection de fines bulles d'air dans un bassin permet de faire remonter les huiles et les graisses en surface où elles sont raclées selon le principe de l'écumage.

## 1.2.2 Le traitement biologique

Les traitements biologiques reproduisent, artificiellement ou non, les phénomènes d'auto-épuration existant dans la nature. L'auto-épuration regroupe l'ensemble des processus par lesquels un milieu aquatique parvient à retrouver sa qualité d'origine après une pollution. Les techniques d'épuration biologique utilisent l'activité des bactéries présentes dans l'eau, qui dégradent les matières organiques. Ces techniques sont soit anaérobies, c'est-à-dire se déroulant en absence d'oxygène, soit aérobies, c'est-à-dire nécessitant un apport d'oxygène. En Algérie, c'est aujourd'hui le procédé des "boues activées" qui est le plus répandu dans les stations d'épuration assurant un traitement secondaire.

## 1.3 Epuration biologique des eaux usées

### 1.3.1 principe théorique

Le traitement biologique est l'étape qui conditionne la qualité du rejet au milieu naturel. Les eaux prétraitées sont traitées directement par le procédé dit de boues activées à faible charge pour :

- L'élimination de la pollution carbonée.
- L'élimination de la pollution azotée (nitrification/dénitrification).

Le principe d'un système de boues activées consiste à mettre les eaux à traiter en contact avec une biomasse épuratrice. La biomasse assimile ou transforme les différents polluants et accroît le stock de boues dont une partie sera évacuée vers le traitement. Le stock de biomasse (ou boue) dans les bassins et leurs conditions de fonctionnement (besoins en air, recirculation, âge des boues...).

Les eaux traitées sont ensuite séparées des boues par sédimentation (clarification) dans le clarificateur, cette étape est très importante car la perte des boues du clarificateur implique la dégradation de la qualité en sortie mais aussi la diminution du stock de boues dans les bassins (les boues ne sont alors plus recyclées par extraction du clarificateur).

Chaque souche de bactéries est spécifique d'une forme de pollution. La variation des conditions environnementales dans le bassin permet l'élimination de chacune de ces formes.

#### 1.4 Conclusion

Le premier chapitre est une introduction au domaine de dépollution des rejets, on a décrit les différentes étapes du traitement. Nous avons intéressé au traitement biologique des eaux usées, plus spécifiquement, le procédé à boue activée sur lequel porte notre étude. Dans le chapitre suivant, nous abordons la modélisation d'un procédé de digestion anaérobie, en se basant sur un modèle analytique.

## CHAPITRE 2

### LA DIGESTION ANAÉROBIE

#### 2.1 Introduction

La digestion anaérobie est un bioprocédé couramment utilisé pour la dépollution des effluents chargés de matière organique. En effet, certains secteurs comme l'industrie papetière et l'industrie agro-alimentaire génèrent de grandes quantités de polluants organiques. Dans ce contexte, les micro-organismes qui sont à l'origine de la digestion anaérobie permettent la dégradation des substrats organiques complexes en biogaz. Par ailleurs, ce bioprocédé comporte un intérêt énergétique additionnel car le biogaz produit est composé principalement de dioxyde de carbone et de méthane, ce dernier peut être utilisé comme source d'énergie. Ainsi, à part les micro-organismes, il y a deux éléments nécessaires pour l'existence de ce bioprocédé, à savoir un bioréacteur et un substrat. En effet, le procédé de digestion anaérobie se déroule en absence d'oxygène dans le bioréacteur où les micro-organismes transforment le substrat chargé de matière organique en gaz suivant quatre étapes successives. Cet environnement doit remplir certaines conditions opératoires pour que la digestion anaérobie ait lieu : une température constante autour de  $35^{\circ}\text{C}$ , un  $PH$  et une alimentation du substrat sans variations significatives. Dans ce paragraphe, nous allons écrire brièvement le bioréacteur, les micro-organismes et le substrat que nous venons présenter.

#### 2.2 Le bioréacteur :

Un bioréacteur, autrement connu comme fermenteur ou digesteur, est le récipient où se produit la synthèse du méthane à partir du substrat. D'une manière générale, le bioréacteur est constitué d'une alimentation en substrat à un débit,  $Q_e$ , d'une extraction du milieu déjà traité à un débit  $Q_s$  et d'une sortie du gaz produit (Figure 2.1). Le bioréacteur peut avoir différents modes opératoires, à savoir, les modes discontinu, semi-continu et continu.



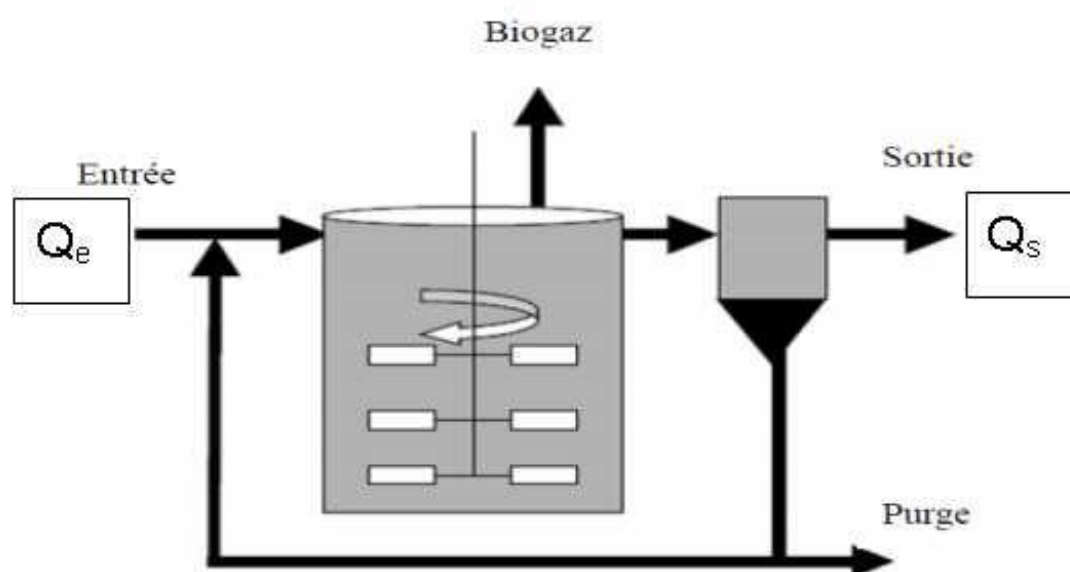


Figure 2.1 – Schéma d'un bioréacteur

### 2.2.1 Le bioréacteur batch ou discontinu :

Il a l'avantage d'être d'une construction simple. Les bactéries et le substrat sont laissés à l'intérieur du bioréacteur sans aucune intervention additionnelle ( $Q_e = Q_s = 0$ ); l'expérience est considérée terminée lorsque les bactéries ont dégradé la totalité du milieu.

### 2.2.2 Le bioréacteur semi-continu:

Connu aussi comme fed-batch, le fermenteur est alimenté progressivement en substrat mais sans extraction du milieu ( $Q_e \neq 0, Q_s = 0$ ); l'expérience est arrêtée une fois que le bioréacteur est plein. Ce mode opératoire est utilisé pour les volumes en expansion.

### 2.2.3 Le bioréacteur continu :

Le substrat introduit de manière continue est digéré et déplacé soit mécaniquement, soit sous la pression des nouveaux intrants vers la sortie sous forme de digestat. Le fonctionnement en continu, est bien adapté aux installations de grande taille.

Pour ce digesteur l'alimentation et l'extraction du milieu sont exécutées avec le même débit ( $Q_e = Q_s \neq 0$ ) pour avoir un volume constant à l'intérieur du réacteur. En théorie, une expérience en mode continu peut avoir une durée infinie, structurée en deux étapes : l'étape de démarrage qui consiste en l'adaptation des bactéries aux conditions opératoires, et l'étape en régime permanent qui commence lorsque le procédé atteint son point de fonctionnement.

Ce dernier mode opératoire est le plus intéressant car le traitement du substrat et la récupération du gaz produit peuvent être effectués en permanence. Dans le domaine de la dépollution des effluents industriels faisant intervenir la digestion anaérobie, le mode opératoire couramment utilisé est le mode continu.

## 2.3 Le substrat :

Il s'agit d'un effluent à forte concentration de matière organique. Principalement, il est composé de macromolécules complexes, telles que les glucides, les li-

pides et les protides. En effet, il existe plusieurs types de substrat en fonction de la teneur en matière sèche des matières organiques qui affecte leur consistance.

- Solide : teneur en matière sèche > 15%.
- Semi-solide ou pâteux : teneur en matière sèche comprise entre 5 et 15%.
- Liquide : teneur en matière sèche inférieure à 5%. Selon que la teneur en matière en sèche des déchets soit supérieure ou inférieure à 15%, on parle de fermentation sèche dans le premier cas et de fermentation humide dans le second. Ainsi, plusieurs constructeurs ont développé des procédés pour l'un ou l'autre cas : on parle alors des méthaniseurs horizontaux avec agitation mécanique pour la fermentation humide (Kompogas, Linde...) et verticaux sans agitation mécanique pour la fermentation sèche.

#### 2.4 Les étapes du procédé et les micro-organismes :

La digestion anaérobie se déroule en quatre étapes successives : l'hydrolyse, l'acidogénèse, l'acétogénèse et la méthanogénèse. Chacune des étapes est développée par une population bactérienne différente, à savoir, les hydrolytiques, les acidogènes, les acétogènes et les méthanoènes. Ces micro-organismes sont aussi connus sous le nom de biomasse.

##### 2.4.1 Hydrolyse :

Dans cette étape, il y a la production d'enzymes par les bactéries hydrolytiques. Ces enzymes permettent de dégrader les molécules complexes en monomères solubles.

##### 2.4.2 Acidogénèse :

Les monomères sont transformés par les bactéries acidogènes en acides organiques, alcools et AGV (acides gras volatiles, principalement l'acide acétique, le

propionique, le butyrique entre autre). Les bactéries intervenant dans ces deux premières étapes sont de type anaérobies facultatives, c'est-à-dire, l'oxygène ne représente pas un élément toxique pour elles et il peut être utilisé (ainsi que l'hydrogène) comme source d'énergie par les bactéries.

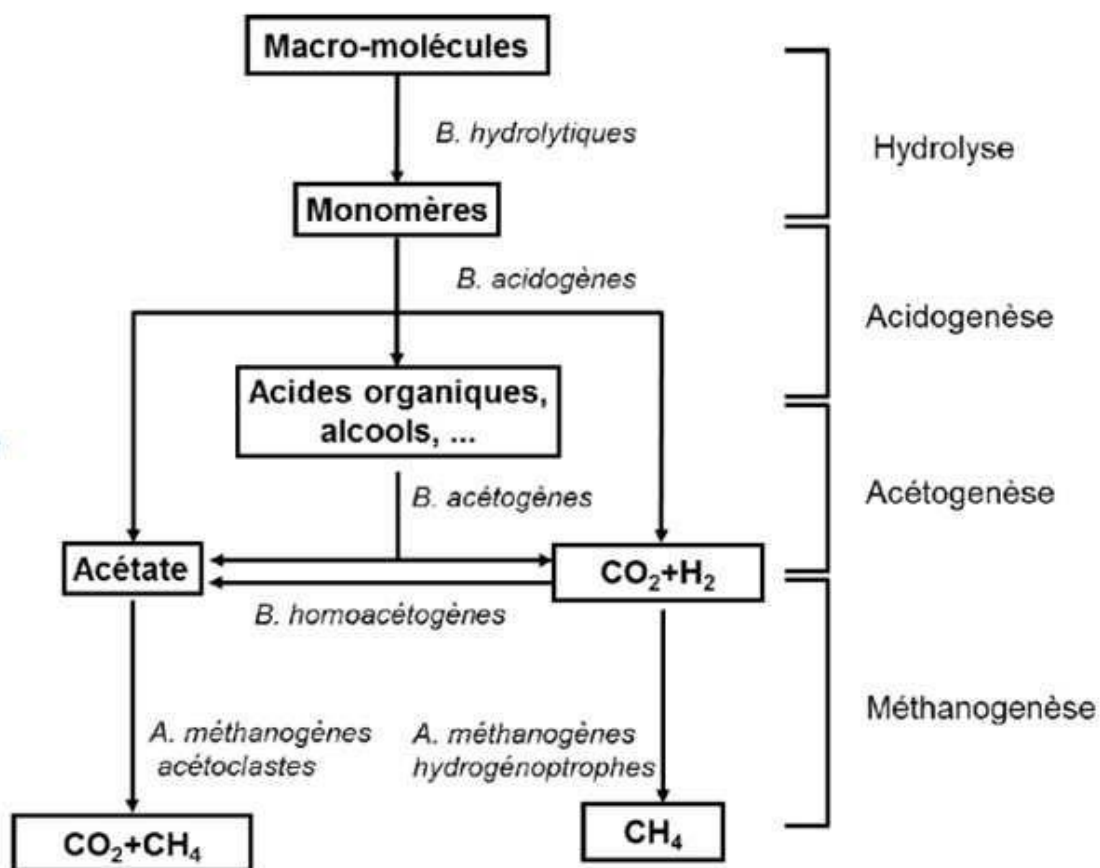
#### 2.4.3 Acétogénèse :

Cette étape est développée par les bactéries acétogènes, dont leur travail consiste à synthétiser l'acide acétique à partir des AGV produits dans les phases précédentes.

#### 2.4.4 Méthanogénèse :

Dans cette étape, le méthane est aussi produit par deux voies : à partir de l'acide acétique (sous l'action des bactéries acétoclastes) et en utilisant l'hydrogène et le dioxyde de carbone produits précédemment. La première voie apporte 70% de la production du méthane, les 30% restants sont issus de la seconde voie. Les bactéries participant aux deux dernières phases sont des anaérobies stricts.

Ainsi, la digestion anaérobie suit un enchaînement d'étapes successives où les produits formés servent de substrat pour l'étape suivante. Cette dépendance peut entraîner certains problèmes car les étapes ont des vitesses différentes et elles doivent néanmoins être synchronisées. Les bactéries des deux dernières phases (qui sont des anaérobies strictes) ne sont en activité que quand les deux premières populations ont consommé la totalité de l'oxygène. Cela peut occasionner l'accumulation des produits inhibiteurs qui risquent de bloquer le procédé. C'est la raison pour laquelle il est nécessaire de connaître les étapes qui pourraient provoquer un déséquilibre, à savoir, l'hydrolyse et la méthanogénèse. L'hydrolyse peut bloquer le procédé si le substrat est trop complexe (composé de cellulose, de lignine ou de nombreuses matières en suspension) car les bactéries ne parviendront pas à dégrader les effluents non solubles provoquant ainsi un manque du substrat pour les étapes suivantes :



Principales étapes de la digestion anaérobie (B. : bactéries ; A. : Archées)

Figure 2.2 – Étape de la digestion anaérobie.

## 2.5 Les conditions opératoires :

Pour que le procédé de digestion anaérobie se déroule correctement, il faut maintenir certaines conditions opératoires dans le réacteur. Les paramètres physico-chimiques à considérer sont nombreux et ceux que nous détaillons dans la suite sont très importants.

### 2.5.1 La température :

Pour le bon déroulement des opérations, la température doit être stable et comprise pour les bactéries mésophiles, 35 et 40°C. En dessous de 35°C, les micro-organismes sont inactifs et au-delà de 40°C, ils risquent des dommages irréversibles (Bitton et al., 1994).

### 2.5.2 Le *PH* :

Sa valeur est comprise entre 6,7 et 7,8 en conditions normales. Les ions bicarbonates et la concentration en AGV ont une influence directe sur le *PH*. Un excès de bicarbonate entraîne une hausse du *PH* qui au-dessus de 8 provoque une diminution de l'activité bactérienne mais sans dommages. En effet, lors d'un retour au *PH* neutre, l'activité est reprise. En revanche, un excès des AGV à cause de la dégradation rapide des monomères lors de l'acidogénèse peut entraîner des faibles valeurs du *PH*. Si ce dernier reste en dessous de 5 pendant quelques heures, les bactéries méthanogènes souffrent des dommages irréversibles provoquant l'arrêt complet du procédé par acidification. Ce qui met en évidence la dépendance entre le *PH* et la vitesse des étapes rapides (Moletta, 2002).

### 2.5.3 Les ions bicarbonates :

Ils doivent être en équilibre avec le carbone dissous et constituent la forme prépondérante à *PH* neutre. Ils induisent un effet tampon au milieu, donc l'acidogénèse ne provoque pas une forte diminution du *PH* si le milieu est stable.

### 2.5.4 La pression partielle en $H_2$ :

Sa valeur dans le biogaz est comprise entre  $10^{-4}$  et  $10^{-6}$  atm, ce qui est faible en valeur absolue mais très importante pour le fonctionnement du procédé. La production d'acide propionique et butyrique est prioritaire s'il y a une forte variation de pression partielle. Par contre, si la variation est faible, la production d'acide acétique est prépondérante. Ces variations de pression influent le métabolisme des bactéries dans l'acidogénèse. Ainsi les variations trop importantes risquent de provoquer des déséquilibres dans cette étape et par conséquent le blocage du procédé.

$$\begin{aligned}
 \dot{X}_1 &= (\mu_1 - \alpha D)X_1 \\
 \dot{X}_2 &= (\mu_2 - \alpha D)X_2 \\
 \dot{S}_1 &= D(S_1^{in} - S_1) - k_1\mu_1X_1 \\
 \dot{S}_2 &= D(S_2^{in} - S_2) - k_2\mu_1X_1 - k_3\mu_2X_2 \\
 \dot{Z} &= D(Z^{in} - Z) \\
 \dot{C}_{TI} &= D(C_{TI}^{in} - C_{TI}) + k_7(k_{P_{CO_2}} + Z - C_{TI} - S_2) + k_4\mu_1X_1 + k_5\mu_2X_2 \\
 Q_{CH_4} &= k_6\mu_2X_2
 \end{aligned} \tag{2.1}$$

Où  $[X_1, X_2, S_1, S_2, Z, C_{TI}]$  sont respectivement les bactéries concentration acidogène (g/L), bactéries méthanogènes (g/L), DCO soluble (gDCO/L), acides gras volatils totaux VFA (mmol/L), carbone inorganique total et alcalinité totale (meq/L). Pour ces variables, "in" indique la concentration d'influent.  $D$  est le taux de dilution et  $CH_4$ ,  $Q$  le débit de biogaz (méthane) taux (L/h). Les fonctions non linéaires  $\mu_1$  et  $\mu_2$  représentent le Haldane taux de croissance et ont la structure suivante :

$$\mu_1 = \mu_{max1} \frac{S_1}{k_{S1} + S_1} \tag{2.2}$$

$$\mu_2 = \mu_0 \frac{S_2}{k_{S1} + S_2 + \frac{S_2}{k_{i2}}} \tag{2.3}$$

Où  $k_1, \dots, k_8$  sont les coefficients de rendement. La pression partielle  $P_{CO_2}$  de  $CO_2$  a les caractéristiques suivantes :

$$P_{CO_2} = \frac{\Phi - \sqrt{\Phi^2 - 4k_8 P_r [CO_2]}}{2k_8} \quad (2.4)$$

Où  $P_r$  est la pression totale dans le réacteur (atm).  $\Phi = k_8 P_r + [CO_2] + \frac{k_6 \mu_2 X_2}{k_1}$  et  $[CO_2] = C_{T1} + S_2 - Z$ .

## 2.6 Composition et valorisation du biogaz :

La méthanisation transforme essentiellement la matière organique en un gaz énergétique appelé "biogaz" composé de différents gaz issus des réactions biologiques.

### 2.6.1 Composition du biogaz :

Les rendements en méthane et la composition du biogaz produit sont variables et sont liés à plusieurs facteurs :

- La nature des effluents à traiter (proportion de carbone, hydrogène, azote, soufre et oxygène) ;
- La teneur en MES des effluents ;
- La technologie d'épuration mise en œuvre. De différentes sources de production conduisent à des compositions spécifiques et variables. Durant la digestion méthanique, les composés organiques sont finalement convertis en :
  - Méthane ( $CH_4$ ) : sa teneur dans le biogaz peut varier de 50 à 80% ;
  - Dioxyde de carbone ( $CO_2$ ) : le biogaz issu de la méthanisation des liquides contient généralement entre 10 et 30% (moyenne 20 - 25%) de ( $CO_2$ ). Le biogaz issu de la digestion des solides en contient une quantité généralement supérieure de 35 à 50% ;
  - Autres gaz détectables : hydrogène sulfuré ( $H_2S$ ), ammoniac ( $NH_3$ ), gaz hydrogène.



## 2.6.2 Valorisation énergétique du biogaz :

Le biogaz est utilisé en tant que combustible ou carburant pour éviter le rejet à l'atmosphère du méthane, gaz participant à l'effet de serre. Il peut servir à la production de la chaleur ou de l'électricité ou les deux à la fois (cogénération).

Par ailleurs, il peut aussi être injecté dans les réseaux locaux de gaz naturel. Les quantités de biogaz récupérées lors du traitement des effluents sur les installations anaérobies peuvent être importantes et l'économie énergétique non négligeable.

## 2.7 Avantages et inconvénients de la digestion anaérobie :

Seghezzi et al., 1998 détaille les avantages et les inconvénients de la digestion anaérobie. Les avantages de la digestion anaérobie sont :

- Bonne efficacité obtenue dans la dépollution à débits élevés.
- Adaptation aux faibles températures.
- Simplicité et flexibilité du système.
- Faible besoin d'espace.
- Faible consommation d'énergie
- Faible production de boues (2 à 30 fois moindre qu'en traitement aérobie).
- Besoin de peu d'éléments nutritifs ou de produits chimiques pour le fonctionnement.
- Adaptation des bactéries pour la destruction de nombreux produits toxiques.

Cependant, elle comporte aussi quelques inconvénients :

- Une forte sensibilité aux variations de charges et aux composés toxiques.
- Une dégradation plus lente que pour les procédés aérobies.
- Des coûts d'investissement importants.

- Du fait de la faible vitesse de croissance bactérienne, la cinétique d'épuration est lente et les périodes de démarrage des réacteurs relativement longues.
- Les populations microbiennes sont sensibles aux perturbations, en particulier à l'oxygène et aux métaux lourds ou encore aux surcharges organiques et le procédé se révèle souvent instable.
- Le traitement par digestion anaérobie est souvent insuffisant pour rejeter directement les effluents dans le milieu naturel : un post-traitement aérobie de finition est nécessaire pour achever l'élimination du carbone et éventuellement de l'azote et du phosphore.
- Mauvaise odeur.

## 2.8 Conclusion :

Dans ce chapitre, nous avons donné un aperçu sur la digestion anaérobie ; nous avons présenté les différents types de bioréacteur anaérobie et avons rappelé par la suite ses étapes biologiques. Et finis par citer les avantages et inconvénients de la digestion anaérobie.

## CHAPITRE 3

### CONTRÔLE FLOU DU BIORÉACTEUR

#### 3.1 Introduction

#### 3.2 Modélisation floue

La modélisation mathématique des systèmes physiques était depuis longtemps un challenge associé à une panoplie de complexité et d'incertitude. Ainsi, les systèmes flous sont devenus très populaires puisqu'ils ont prouvé leur efficacité dans la simplification des relations complexes et non linéaires. Dans les premières applications réelles des systèmes flous à base de règle, Mamdani [?] a utilisé la règle d'inférence par composition relationnelle CRI (acronyme de Composition Rule of Inference) pour interpréter l'expérience d'un opérateur humain. Cependant, pour certains systèmes complexes, il est difficile voire même impossible d'établir de telles bases de règles à cause du grand nombre de propositions et la complexité des fonctions d'appartenance floue. Ensuite, le fameux travail de Takagi et Sugeno [?] dans le domaine de l'identification floue appliquée à la modélisation et au contrôle a conduit à de nombreux travaux dans la littérature [?], [?], [?]. Le principe de base consiste à partitionner l'espace d'entrée en régions dans lesquelles la représentation de la sortie est plus simple, et de représenter ensuite les partitions par des ensembles flous. L'utilisation d'une partition floue permet de considérer des frontières plus élaborées entre les régions. Ceci assure une transition douce d'une région à une autre.

La modélisation floue a prouvé son efficacité d'être un moyen efficace pour le développement des systèmes intelligents, plus particulièrement en contrôle des processus, détection et isolation de défaut, l'analyse des séries temporelles.

La motivation principale de la méthodologie de modèles multiples est que localement il y a des phénomènes moins complexes, et que les interactions sont simples. En général, cette démarche consiste à diviser le domaine entier de toutes les conditions de fonctionnement en plusieurs régimes opératoires, où en chaque régime le

système est représenté par des modèles linéaires. Évidemment, il est supposé que le domaine opératoire global du système non linéaire est complètement couvert par ces régimes. Pour certaines régions, il y a un chevauchement entre les régimes où plusieurs modèles peuvent être valides. Afin d'adresser ce problème, plusieurs approches ont été développées durant ces dernières décennies. Une approche très utile consiste à associer une fonction de validité pour chaque modèle local. Ensuite, le processus global non linéaire est approximé en combinant les modèles locaux dans un seul modèle global. Dans cette étude, on suppose que les modèles linéaires locaux sont liés à des linéarisations locales, par le biais de l'expansion en séries de Taylor du système non linéaire.

### 3.2.1 Structure du modèle

Considérons un système non linéaire de la forme :

$$\begin{aligned} \dot{x} &= h(x, u) \\ y &= g(x) \end{aligned} \quad (3.1)$$

où le vecteur d'état  $x \in \mathbb{R}^n$ , le vecteur de contrôle  $u \in \mathbb{R}^m$ , le vecteur de sortie  $y \in \mathbb{R}^p$ , et les fonctions  $f$  et  $g$  sont non linéaires. Dans ce qui suit, on suppose que (3.1) peut être représentée ou approximée par un modèle flou de Takagi-Sugeno (T-S). Le système flou de T-S est à base de règles, où la  $i$ ème règle peut avoir la forme :

$$\begin{aligned} \text{RULE } i : & \text{ IF } z_1 \text{ is } A_1^i \text{ and } \dots \text{ and } z_r \text{ is } A_r^i \\ & \text{ THEN } \left( \begin{aligned} \dot{x} &= A_i x + B_i u + a_i \\ y &= C_i x + c_i \end{aligned} \right. \end{aligned} \quad (3.2)$$

où le vecteur des variables de prémisses  $z \in \mathbb{R}^r$  est un sous ensemble de  $x$ ,  $u$ ,  $\theta$  et  $y$ .  $A_j^i$  est l'ensemble flou de fonction d'appartenance  $\mu_{A_j^i} : \mathbb{R} \rightarrow [0, 1]$ . La fonction  $\mu_{A_j^i}(z_j)$  désigne la  $j$ ème fonction d'appartenance dans la  $i$ ème règle applicable sur la  $j$ ème variable de prémisses. Le produit cartésien  $\mu_{A_1^i}(z_1) \times \dots \times \mu_{A_r^i}(z_r)$  définit une région floue de  $\mathbb{R}^r$ . Les matrices du système  $A_i$  et  $B_i$  peuvent être obtenues par linéarisation dans un certain point de fonctionnement  $(x_i, u_i)$  qui correspond à  $z_i$ .

de la région floue d'écrite par chaque règle  $i$

$$A_i = \frac{\partial h}{\partial x} \Big|_{(x_i, u_i)}, \quad B_i = \frac{\partial h}{\partial u} \Big|_{(x_i, u_i)}, \quad C_i = \frac{\partial g}{\partial x} \Big|_{(x_i)} \quad (3.3)$$

Notons que  $(x_i, u_i)$  n'est pas forcément un point d'équilibre "equilibrium point", ce qui signifie qu'une constante ou un terme affine dans chaque modèle local  $i$  doit être obtenu

$$a_i = h(x_i, u_i) - A_i x_i - B_i u_i$$

$$c_i = g(x_i) - C_i x_i$$

Le système flou global de T-S décrit (3.2) s'écrit :

$$\begin{aligned} \boxed{x} &= \sum_{i=1}^M w_i(z) (A_i x + B_i u + a_i) \\ \boxed{y} &= \sum_{i=1}^M w_i(z) (C_i x + c_i) \end{aligned} \quad (3.4)$$

où  $M$  est le nombre de règles

$$w_i(z) = \frac{\mu^i(z)}{\sum_{k=1}^M \mu^k(z)}, \quad \mu^i(z) = \prod_{j=1}^n \mu_j(z_j)$$

avec  $\sum_{i=1}^M w_i(z) = 1$ . En plus, on considère que  $y = Cx$  qui couvre une large classe de procédés chimiques, biologiques et technologiques. Pour la construction du modèle flou de Takagi-Sugeno, une *méthode hybride* composée de deux étapes a été adoptée : (i) Identification d'un certain nombre de régimes opératoires pour lesquels les phénomènes non linéaires peut être approximés par des processus plus simples. (ii) Exploitation du modèle analytique pour obtenir les modèles locaux d'espace d'état.

### 3.2.2 Identification de la structure

L'objectif est d'obtenir une approximation grossière du processus en appliquant un algorithme regroupement de données utilisant une certaine fonction objective relative à la distribution de données dans l'espace d'entrée-sortie. A partir des données d'apprentissage contenant  $N$  échantillons d'entrée/sortie, une matrice de

régression  $X$  et un vecteur de sortie  $y$  sont construits

$$X = [x_1, \dots, x_N]^T, y = [y_1, \dots, y_N]^T \quad (3.5)$$

Afin de capter l'interaction entre les variables d'entrée et de sortie, le regroupement flou de données ("clustering") dans l'espace cartésien du produit  $X \times Y$  est une méthode efficace. Ceci est basé sur le fait que les différents clusters représentent des régions opératoires, où le comportement du système peut être approximé par des modèles fonctionnels locaux simples, souvent linéaires. L'ensemble de données  $Z$  qui doit être regroupé est formé en combinant  $X$  and  $y$

$$Z = [X; y]^T \quad (3.6)$$

Etant donné l'ensemble d'apprentissage  $Z$  et le nombre de clusters  $K$ , l'algorithme de Gustafson-Kessel [?] peut être utilisé pour trouver les régions potentielles des règles. A partir de la partition  $U$ , dont le  $ik$ ème élément  $\mu_k^i \rightarrow [0, 1]$  représente le degré d'appartenance de  $z_k$ , la  $k$ ème ligne de  $Z$  dans le cluster  $i$ , il est possible d'extraire des ensembles flous dans les parties antécédentes. Des ensembles flous monodimensionnels  $A_j^i$  sont obtenus des clusters flous multidimensionnels (donnés par  $U$ ) par une projection point par point dans l'espace de la variable  $x_j$  :

$$\mu_{A_j^i(x_{kj})} = \text{proj}_{j \ k}(\mu_k^i) \quad (3.7)$$

où  $\mu_k^i$  est le niveau d'appartenance du  $k$ ème vecteur échantillon (vecteur  $x_k$ ) au  $i$ ème cluster, mais  $\mu_{A_j^i(x_{kj})}$  est la valeur d'appartenance de la  $j$ ème variable d'entrée du  $k$ ème échantillon ( $j$ ème coordonnée du vecteur  $x_k$ ) à l'ensemble flou  $A_j^i$ . Puisque toutes les fonctions  $\mu_{A_j^i(x_{kj})}$  en considération sont des fonctions d'appartenance, la condition  $\mu_{A_j^i(x_{kj})} : \mathbb{R} \rightarrow [0, 1]$  doit être vraie. La valeur d'activation de la  $i$ ème règle pour chaque  $k$ ème échantillon d'entrée est calculée *conjonction-et* au moyen de l'opérateur produit :

$$\beta_k^i = \beta^i(x_k) = \prod_{j=1}^m \mu_{A_j^i(x_{kj})} \quad k = 1, 2, \dots, N \quad (3.8)$$

afin d'appliquer correctement cette équation, il est nécessaire de fixer un seuil disant  $\xi$  ( $\xi = 0.05$ , par exemple) pour la vérification de cette condition :  $\mu_{A_i^j}(x_{kj}) \leq \xi \Rightarrow \mu_{A_j}(x_{kj}) = 0$ .

### 3.3 Commande floue de T-S

Le modèle réduit du processus de boue activée peut être écrit par le modèle flou suivant :

$$\begin{aligned} \text{Rule } i: & \text{ IF } z_1(t) \text{ is } F_{1i} \text{ and } \dots \text{ and } z_3(t) \text{ is } F_{3i} \text{ THEN} \\ & \dot{x}(t) = A_i x(t) + B_i u(t) + \Gamma_i d(t) \\ & i = 1, 2, \dots, M, \end{aligned}$$

où  $F_{ij}$  ( $j = 1, \dots, 3$ ) sont les ensembles flous,  $M$  est le nombre de règles ou de modèles locaux;  $A_i, B_i, \Gamma_i$  sont des matrices de dimensions appropriées.

$$d(t) \in R^q$$

est le vecteur des *perturbations* que l'on suppose pour le moment mesurables.

En utilisant la fuzzification "singleton", le produit pour l'inférence floue et la défuzzification par moyennes pondérées "weighted average defuzzifier", la sortie inférée est :

$$\dot{x}(t) = \sum_{i=1}^M \mu_i(z(t)) (A_i x(t) + B_i u(t) + \Gamma_i d(t))$$

où  $z(t) = (z_1(t) \dots z_3(t))^T$ ;  $\mu_i(z(t)) = w_i(t) / \sum_{j=1}^M w_j(t) \geq 0$  avec  $w_i(t) = \prod_{j=1}^3 F_{ji}(z_j(t))$  de telle sorte que  $\sum_{i=1}^M \mu_i(t) = 1$  pour tout  $t$ .

Ensuite, on définit :

$$e(t) = y_r(t) - y(t)$$

où  $e(t) \in R$ .

Par conséquent, le système augmenté  $\xi(t) = \begin{pmatrix} x^T(t) \\ e(t) \end{pmatrix}^T$  peut s'écrire :

$$\dot{\xi}(t) = \sum_{i=1}^M \mu_i(z(t)) \begin{pmatrix} \tilde{A}_i \xi(t) + \tilde{B}_i u(t) + \tilde{\Gamma}_i \tilde{d}(t) \end{pmatrix} \quad (3.9)$$

où  $\tilde{\Gamma}_i = \begin{pmatrix} B_{pi}^T & B_y^T \end{pmatrix}$  avec  $B_{pi} = \begin{pmatrix} \Gamma_i & 0 \end{pmatrix}$  et  $B_y = \begin{pmatrix} 0 & 1 \end{pmatrix}$  ;  $\tilde{d}(t) = \begin{pmatrix} d(t) \\ y_r \end{pmatrix}^T$  ;  
et

$$\tilde{A}_i = \begin{pmatrix} A_i & 0 \\ -C & 0 \end{pmatrix}, \quad \tilde{B}_i = \begin{pmatrix} B_i \\ 0 \end{pmatrix},$$

et dans le cas où l'oxygène dissous est considéré comme sortie, on a :

$$C = \begin{pmatrix} 0 & 0 & 0 & 0 & 1 \end{pmatrix}$$

Alors, à partir de l'équation (3.9), le contrôleur flou de T-S est :

$$\begin{aligned} & \text{ControllerRule } i: \text{ IF } z_1(t) \text{ is } F_{1i} \text{ and } \dots \text{ and } z_3(t) \text{ is } F_{3i} \text{ THEN} \\ & u(t) = K_{1i}x(t) + K_{2i}e(t), \quad i=1,2,\dots,M, \end{aligned} \quad (3.10)$$

où  $K_{1i}$  et  $K_{2i}$  sont les gains du contrôleur. Le contrôleur flou global est :

$$\begin{aligned} e(t) &= y_f(t) - Cx(t) \\ u(t) &= \sum_{i=1}^M \mu_i(z(t)) (K_{1i}x(t) + K_{2i}e(t)) \end{aligned} \quad (3.11)$$

En appliquant le contrôleur (3.11) au système (3.9), le système global contrôlé s'écrit sous la forme

$$\dot{\xi}(t) = \sum_{i=1}^M \sum_{j=1}^M \mu_i(z(t)) \mu_j(z(t)) \begin{pmatrix} \bar{A}_{ij} \xi(t) + \bar{\Gamma}_i \tilde{d}(t) \end{pmatrix}$$

avec

$$\bar{A}_{ij} = \tilde{A}_i + \tilde{B}_j K_j; \text{ et } K_j = \begin{pmatrix} K_{1j} & K_{2j} \end{pmatrix}$$

**Théorème :** Considérons le procédé biologique décrit par un modèle flou de T-S. En utilisant le contrôleur flou de T-S (3.11), il est possible de forcer  $y(t)$  (qui est



$S_o(t)$  de suivre sa référence  $(t)$  avec les gains du contrôleur  $K_i = M_i X^{-1}$  et les matrices  $X, M_i$  vérifient les LMI suivantes:

$$\begin{array}{ccc}
 \square & X > 0 & \square \\
 \square & \tilde{A}_i X + X \tilde{A}_i^T + \tilde{B}_i M_j & \square \\
 \square & + M_j^T \tilde{B}_i^T + B_{pi} B_{pj} & XQ \square < 0 \\
 \square & & \square \\
 & QX & -X
 \end{array}$$

pour tous  $i, j$  et une matrice  $Q$  semi-définie positive donnée  $Q > 0$ .

## CHAPITRE 4

### RESULTAT DE SIMULATION

Dans ce chapitre, nous allons donner les résultats de simulation pour le procédé de digestion anaérobie. La figure 4.1 représente les fonctions d'appartenance qui définissent les prémisses du modèle flou de Takagi-Sugeno. Ces fonctions d'appartenance ont été obtenues par l'application d'un algorithme de regroupement de données ou de clustering flou, en l'occurrence l'algorithme de Gustafson Kessel décrit brièvement en annex, ce ceci pour un nombre arbitraire de clusters  $c = 4$  qui reflètent des régimes opératoires potentiels. Le clustering est effectué dans l'espace *entrée, sortie et des variables d'état*, en utilisant un ensemble d'observations obtenu en simulant le bioréacteur de digestion anaérobie pour un scénario typique représentant l'évolution des caractéristiques de l'eau à l'entrée du bioréacteur, 4.2 et les variables d'état 4.3. Pour notre cas, nous avons défini 3 variables de décision dans le vecteur de décision

$$z(t) = \begin{pmatrix} D(t) & s_1(t) & s_2(t) \end{pmatrix}^T$$

La figure 4.5 donne l'estimation des variables d'état par l'observateur de Luenberger, qui est de bonne qualité malgré les variations des entrées. La figure ?? montre qu'il est possible de faire la stabilisation des variables d'état du bioréacteur.

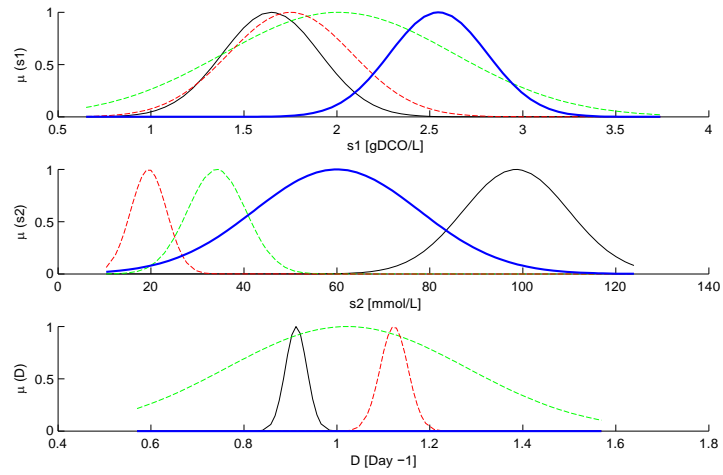


Figure 4.1 – Les fonctions d’appartenance qui définissent les prémisses du modèle flou de Takagi-Sugeno.

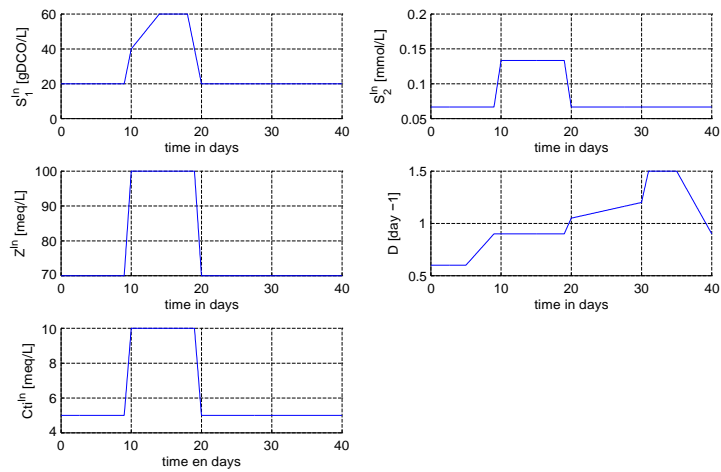


Figure 4.2 – Scénario représentant l’évolution des caractéristiques de l’eau à l’entrée du bioréacteur.

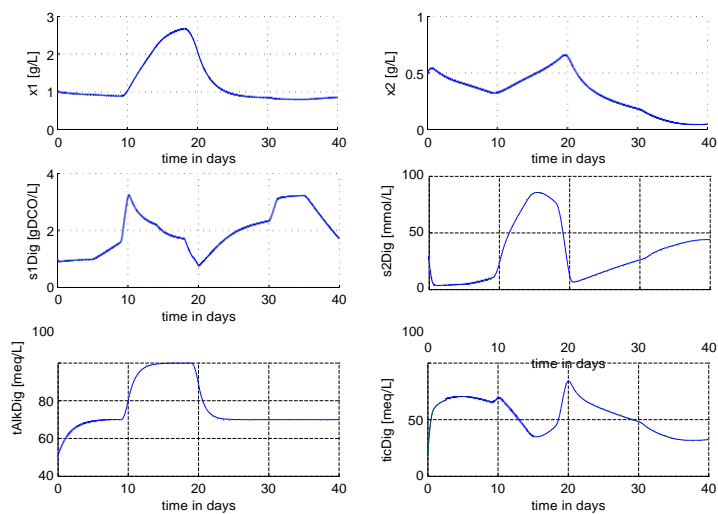


Figure 4.3 – Evolution des variables d'état du procédé de digestion anaérobie pour le scénario de la figure 4.2.

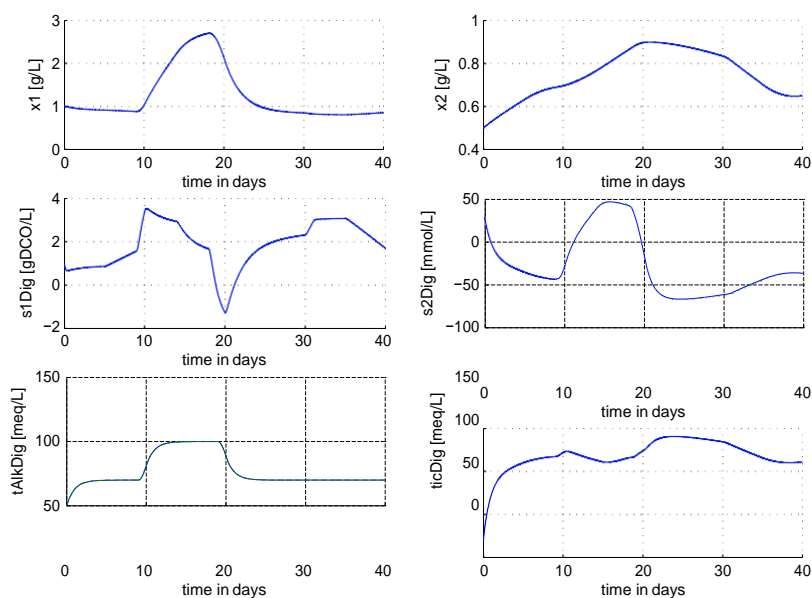


Figure 4.4 – Estimation des variables d'état par l'observateur de Luenberger.

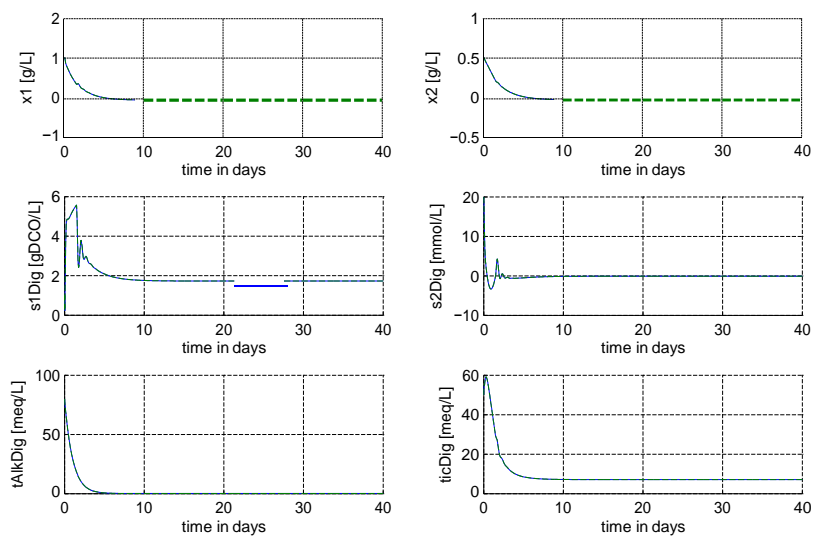


Figure 4.5 – Stabilisation du procédé par le contrôleur flou.

## CONCLUSION

Ce travail s'intéresse à la synthèse des lois de commande et de poursuite de trajectoire pour les systèmes non linéaires décrits par des modèles flous de Takagi-Sugeno (T-S) en utilisant une stratégie de contrôle-flou et de l'approche robuste.

L'idée de base consiste à obtenir un modèle de T-S du système physique à contrôler soit en linéarisant le modèle analytique non linéaire autour d'un certain nombre de point de fonctionnement ou en le décrivant sous forme *quasi-LPV* au moyen de la méthode du secteur non linéaire (non linearity sector), ou encore par identification à partir d'un jeu de donnée. Dans notre projet nous avons utilisé la méthode du secteur non linéaire.

Ensuite l'algorithme de contrôle non linéaire flou a été développé en solvant un problème d'optimisation multi-objectifs portant sur les performances du système en boucle fermée par placement des pôles et sur des indices d'atténuation des perturbations.

L'application principale concerne la commande du procédé de digestion anaérobie, qui nécessite une structure de commande avancée, afin d'assurer une bonne dégradation de la matière organique avec une production du méthane.

Le modèle analytique non linéaire du procédé a été utilisé pour obtenir un modèle flou de T-S et de trouver un contrôleur flou en solvant un problème d'optimisation qui permet d'assurer la régulation de la sortie. Nous avons accordé un grand intérêt à l'élaboration d'un modèle flou de Takagi-Sugeno en utilisant une approche hybride basée sur l'analyse intelligente de donnée et l'exploitation du modèle analytique qui est très riche, mais cette méthodologie reste valable si on dispose de données réelles.

Nous souhaitons que notre travail trouvera une suite logique pour une éventuelle application sur la station STEP de Annaba qui contient un bassin de digestion anaérobie.

## BIBLIOGRAPHIE

- [1] T. Takagi and M. Sugeno, Fuzzy identification of systems and its application to modelling and control, Transactions on Systems Man and Cybernetics, 1115 : 116-132,1985.
- [2] K. Gasso, G. Mourot, A. Boukhriss et J. Ragot, Optimisation de la structure d'un modèle de Takagi-Sugeno, Actes des rencontres francophones (LFA), Valenciennes, France, 1999.
- [3] K. Gasso, Identification des systèmes dynamiques non-linéaires : approche multi-modèles, Thèse de doctorat de l'INPL, Décembre 2000.
- [4] K. Tanaka and H.O. Wang, Fuzzy control systems design and analysis : a linear matrix inequality approach, John Wiley and Son Eds, New York, Wiley-Interscience ISBN 0-471-32324-190000, 2001.
- [5] Ma, X.J., Sun, Z. Q., He., Y.Y., Analysis and design of fuzzy controller and fuzzy observer. IEEE Transactions on Fuzzy Systems, vol. 6, no. 1, p. 41-50, 1998.
- [6] Boyd, S., El Ghaoui, L., Feron, E., and Balakrishnan, V., Linear Matrix Inequalities in System and Control Theory. Philadelphia, PA : SIAM, 1994.
- [7] K. Tanaka and M. Sugeno, Stability analysis and design of fuzzy control systems, Fuzzy Sets and Systems, 45(2) : 135-156,1992.
- [8] Xiao-Jun, M., Sun, Z. O., and He, Y. Y., Analysis and Design of Fuzzy Controller and Fuzzy Observer. IEEE Trans., Fuzzy, Sys., Vol. 6 No 1, 1998.
- [9] Xiadong, L. and Zhang, O., H<sub>∞</sub> Controller Based on Fuzzy Observers for T-S Fuzzy Systems via LMI. Proc of the IEEE, CDC. Las Vegas, Nevada USA, 2002.
- [10] Guerra, T. M., et Vermeiren., L., Stabilité et stabilisation à partir de modèles flous. Commande floue 1 : de la stabilisation à la supervision. Sous la direction de L. Foulloy, S. Galichet et A. Titli. IC2 Hermes, pp59-98, 2003.

- [11] Yoneyama, J., Nishikawa, M., Katayama, H., and Ichikawa, A., Output stabilization of Takagi-Sugeno fuzzy systems. *Fuzzy Sets and Systems*, Vol. 111, p. 253-266, 2000.
- [12] Khailath, T., *Linear systems*. Englewoodcliffs, USA, 1980.
- [13] Nesterov Y. and Nemirovski A. *Interior point polynomial methods in convex programming : theory and applications*. SIAM, Philadelphia, PA, 1994.
- [14] Wang, H.O., Tanaka, K., and Griffin, M., An approach to fuzzy control of non linear systems : Stability and design issues. *IEEE Transactions on Fuzzy Systems*, Vol 4, pp 14-23, 1996.
- [15] Li, J., Wang, H.O., Newmann, D., and Tanaka, K., Dynamic parallel distributed compensation For Takagi Sugeno systems : An LMI approach. *Information Sciences*, 2000. non. 123, pp. 201-221.
- [16] Wang, H. O., K. Tanaka and M. Griffin, Parallel Distributed Compensation of Nonlinear Systems by Takagi-Sugeno Fuzzy Model, *Proc. Fuzz IEEE/IFES*, pp. 531-538, 1995.
- [17] Zhao, J., Gorez, R., and Wertz., V., Fuzzy controllers with guaranteed robustness and performance. *EUFIT'96, Aachen*, pp. 1886-1890, 1996.
- [18] Lee, K.R., Jeung, E.T., Park, H.B., Robust Fuzzy H $\infty$  Control for Uncertain Nonlinear Systems via State Feedback : an LMI approach. *Elsevier Fuzzy Sets and Systems*. pp. 123-134, 2001.
- [19] Tanaka, K., Ikeda, T., and Wang, H. O., Robust Stabilization of a Class of Uncertain Nonlinear Systems via Fuzzy Control : Quadratic Stabilizability, H $\infty$  Control Theory, and Linear Matrix Inequalities. *IEEE Trans., Fuzzy, Sys.*, Vol. 4 No 1, 1996.
- [20] Henze, M., Gujer, W., Marais, G. and T., M. Activated Sludge Model No. 1 IAWPRC, London, U. K. Scientific Tech. Rep. No. 1, 1987.



- [21] Takacs, I., Patry, G. and Nolasco, D., A dynamic model of clarification-thickening process, *Water Research*, 23(2/3), 111-132, 1991.
- [22] Olsson, G. and B. Nowell, *Wastewater Treatment Systems. Model., Diag. and Contr.*, London : IWA Publishing, 1999.
- [23] Lindberg, C. F., Control and estimation strategies applied to the activated sludge process. PhD Thesis, *Uppsala University, Dept. of Material Science, Systems and Control Group*. Uppsala. 1997.
- [24] Alex, J., Beteau, J. F., Copp, J. B., Hellinga, C. Jeppson, U., Marsilli-Libelli, S. Pons, M. N., Spanjers, H. and Vanhooren, H., Benchmarking for evaluating control strategies in wastewater treatment plants. *Proc. European Control Conference*, Karlsruhe, 1999.
- [25] Yuan, Z., H. Boagaert, P. Vanrolleghem, T., G. Vansteenkiste and W. Verstraete, Control of external carbon addition to predenitrifying systems, *Journal of Environ. Engineering*, vol. 123, no. 11, pp. 1080-1086, 1997.
- [26] Steffens, M. A. and Lant, P. A., Multivariable control of nutrient-removing activated sludge systems., *Water Research*, 33(12), 2864-2878.
- [27] Stare, A., D. Vrecko, N. Hvala and S. Strmcnik, Comparison of control strategies for nitrogen removal in an activated sludge process in terms of operating costs : A simulation study, *Water Research*, Vol. 41, pp. 2004-2014, 2007.
- [28] Wenhao Shen, Xiaoquan Chen and J. P. Corriou, Application of model predictive control to the BSM1 benchmark of wastewater treatment process, *Compt. and Chem. Eng.*, 32, 2849-2856, 2008.
- [29] C., Queinnec, I. and Babary, J. P. (2000). A reduced nonlinear model for an activated sludge process, *Proceeding of ADCHEM 2000*, 2, pp. 1037-1042.