



République Algérienne
Démocratique et Populaire
Ministère d'Enseignement Supérieure
et de la Recherche Scientifique

Université de Tlemcen
Faculté de Technologie
Département de Génie Électrique et
Électronique
Laboratoire d'Automatique de
Tlemcen



MEMOIRE

Pour l'obtention du :
Diplôme de MASTER en :
Automatique

Option :
Automatique et informatique industrielle

présenté par :
YACOUBI Mostefa Yassine

Thème :

**Modélisation et contrôle d'un système de traitement
de l'eau pour la REUSE**

Soutenu le 29/09/2020, devant la commission d'examen :

Mme. Amel CHOUKCHOU-BRAHAM	Présidente
M. Sidi Mohammed MELIANI	examineur
M. Boumedienne BENYAHIA	Encadrant
M. Jerome HARMAND	Co-encadrant
M. Brahim CHERKI	invité

Rien n'est perdu, rien n'est créé, tout est transformé...

Ce principe s'applique également à l'eau : source de vie,
ressource précieuse mais difficile d'accès,
qui peut également être source de mort si elle n'est pas bien gérée.



DEDICATION

Je dédie ce mémoire

À mes chers parents ma mère et mon père

*Pour leur patience, leur amour, leur soutien
et leur encouragement*

À mon très cher cousin BENLAZAR Mohammed Ismail

À ma famille, mes amis et mes camarades

*Sans oublier tout mes professeurs que ce soit
du primaire, du moyen, du secondaire ou de
l'enseignement supérieur*

À vous tous.

YACOUBI Mostefa Yassine.



REMERCIEMENT

En préambule à ce mémoire je remercie **ALLAH** qui m'a aidé et donné la patience et le courage durant ces longues années d'études. Mes parents, pour leur soutien constant et leurs encouragements.

J'aimerais témoigner ma reconnaissance à mon encadreur de ce mémoire, monsieur **BENYAHIA Boumediene** pour avoir encadré ce travail avec tant de compétences et de rigueur. Il m'a toujours apporté l'aide et le soutien dont j'ai eu besoin durant ce travail.

Je voudrais adresser mes sincères remerciements à mon co-encadrant monsieur **Jérôme HARMAND**, pour ses idées illuminantes et ses propositions si importantes. Je remercie également monsieur **Brahim CHERKI** pour sa précieuse aide, notamment avec les programmes MATLAB.

Je remercie également grandement Monsieur **AICHOUCHE Farouk**, pour sa patience, sa disponibilité et surtout ses judicieux conseils, qui ont contribué à alimenter ma réflexion, et à tous ceux qui, de près ou de loin, m'ont aidé et donc ont contribué au succès de ce travail.

Un grand merci pour tous

TABLE DES MATIÈRES

LISTE DES FIGURES	vii
LISTE DES TABLEAUX	viii
LISTE DES ABRÉVIATIONS	ix
INTRODUCTION GÉNÉRALE	xi
1 Traitement biologiques des eaux usées	1
1.1 Introduction	2
1.2 Les eaux usées	2
1.3 Traitement des eaux usées	4
1.3.1 Paramètres de mesures :	4
1.3.1.1 Paramètres physico-chimiques	4
1.3.1.2 Paramètres chimiques (indicateurs de pollution)	5
1.3.1.3 Paramètres biologiques	5
1.3.2 Procédés des traitements des eaux usées [20]	6
1.3.2.1 Le pré-traitement :	6
1.3.2.2 Le Traitement primaire	7
1.3.2.3 Le traitement secondaire (réactions biologiques)	7
1.3.2.4 Le traitement tertiaire	9
1.3.2.5 Traitement des boues	9
1.4 Les différents types d'irrigation	11
1.5 Conclusion	13
2 Modélisation des bioréacteurs	14
2.1 Introduction	15
2.2 Chemostat [7][8]	15
2.2.1 Définition et historique	15
2.2.2 Équations d'états du chemostat	16
2.2.3 Cinétique de croissance	19
2.3 Modèle ASM1 de boues actives	21
2.3.1 Introduction	21
2.3.2 DCO dans ASM1	22
2.3.3 Composants azotés dans ASM1	23
2.3.4 Processus biologiques	24

TABLE DES MATIÈRES

2.3.5	ASM1-2ND[10]	26
2.4	Conclusion	29
3	Commande sans modèle	30
3.1	Introduction	31
3.2	Modélisation locale [1][2]	31
3.3	Principe de la commande sans modèle	32
3.4	Estimations des dérivées temporelles selon M.Fliess et coll [3] [4]	33
3.4.1	Introduction	33
3.4.2	Méthode d'estimation simultanée [5]	34
3.4.3	Méthode d'estimation indépendante[6]	35
3.5	Les étapes de la synthèse d'une commande sans modèle	38
3.6	Conclusion	39
4	Application de la commande sans modèle aux bioréacteurs	40
4.1	Partie 1 : application de la commande sans modèle au chemostat	41
4.1.1	Généralités	41
4.1.2	Les étapes de la synthèse d'une commande sans modèle pour le chemostat	42
4.1.3	Résultats de simulations pour le chemostat	45
4.1.3.1	Régulation simple	45
4.1.3.2	Régulation avec des perturbations aux entrées	46
4.1.3.3	Robustesse par rapport à la variation de la référence	47
4.1.3.4	Suivi de la trajectoire et bruit blanc :	48
4.2	Partie 2 : Application de la commande sans modèle à l'ASM1-2ND	49
4.2.1	Généralités	49
4.2.2	Résultats de simulations avec des entrées statiques	51
4.2.2.1	Régulation simple	51
4.2.2.2	Robustesse par rapport à la variation de la référence	52
4.2.2.3	Robustesse en ajoutant des perturbation sur les entrées	53
4.2.3	Résultats des simulations avec des données dynamiques	54
4.2.3.1	Régulation simple avec calcul de moyenne pour les entrées dynamiques	55
4.2.3.2	Régulation simple avec la méthode d'interpolation pour les entrées dynamiques	56
4.2.3.3	Robustesse par rapport la variation de la consigne (S_{ref}) :	57
4.2.3.4	Suivi de trajectoire	58
4.2.3.5	Robustesse par rapport la variation conditions initiales	59
4.3	Conclusion	61
	CONCLUSION GÉNÉRALE	62
	BIBLIOGRAPHIE	63



LISTE DES FIGURES

1.1	exemple des eaux usées	3
1.2	Cycle de traitement des eaux usées	6
1.3	Étapes du pré-traitement	6
1.4	Cuves de filtration à sable	7
1.5	Filière d'épuration	10
1.6	Système d'irrigation du riz	11
1.7	Système de ruissellement	11
1.8	Système d'irrigation à la raie	12
1.9	Système de contrôle de nappe	12
1.10	Système d'aspersion	13
1.11	Système de goûte à goûte	13
2.1	Représentation schématique d'un chémostat	16
2.2	Cinétique de Monod	19
2.3	Cinétique de Haldane	20
2.4	Composition de la DCO dans ASM1	23
2.5	Composants azotés dans ASM1	24
3.1	Principe de la modélisation locale	32
4.1	Schéma pour le contrôle du chemostat	41
4.2	Résultats pour une référence fixe sans perturbations et sans bruits	45
4.3	Résultats pour une référence fixe avec perturbations	46
4.4	Résultats de la simulation avec une variation de Sref	47
4.5	Résultats pour une référence sous forme d'une trajectoire	48
4.6	Schéma pour le contrôle de l'ASM1-2ND	49
4.7	Résultats de simulations de la commande de L'ASM1-2ND pour une seule référence	51
4.8	Résultats de simulations de L'ASM1-2ND pour deux références différentes	52
4.9	Résultats de simulations de L'ASM1-2ND avec perturbations en entrée	53
4.10	Comparaison entre la méthode d'interpolation et le calcul de la moyenne pour les données dynamiques en entrée	54
4.11	Résultats de simulations avec des entrées dynamiques pour une seule consigne (moyenne)	55
4.12	Résultats de simulations avec des entrées dynamiques pour une seule consigne (Interpolation)	56
4.13	Résultats de simulations avec des entrées dynamiques pour plusieurs consignes	57
4.14	Résultats de la simulations avec des entrées dynamiques pour une consigne sous forme de trajectoire	58
4.15	Résultats de la première simulation avec RANDOM	59

4.16 Résultats de la deuxième simulation avec RANDOM 60



LISTE DES TABLEAUX

2.1	définition des variables d'états de l'ASM1	21
2.2	Les variables d'états de l'ASM1-2ND	27
2.3	Les Processus biologiques de l'ASM1-2ND	27
2.4	Les réactions biologiques de l'ASM1-2ND	28
2.5	Les équations d'états de l'ASM1-2ND	28
4.1	valeurs des paramètres de la cinétique biologique du chemostat	42
4.2	Les entrées l'ASM1-2ND	49
4.3	Les coefficients cinétiques et stoechiométriques l'ASM1-2ND	50



LISTE DES ABRÉVIATIONS

ASM1 : Activated sludge Model No 1 .

ASM1-2ND : Activated sludge Model No 1 with 2 steps of nitrification and denitrification .

DBO : Demande Biologique en Oxygène.

DCO : Demande Chimique en Oxygène.

D : Est le taux de dilution qui est égale à Q/v (Q est le débit et v est le volume).

K_{la} : Coefficient de transfert volumétrique de l'oxygène(T^{-1})

MES : Matière en Suspension.

PH : Potentiel hydrique.

STEP : Station d'épuration.

RÉSUMÉ

L'efficacité d'un système de traitement des eaux usées, nécessite un contrôle automatique approprié, en utilisant des modèles mathématiques proches à la réalité d'où le besoin de l'automatique des bioprocédés. Dans notre travail une nouvelle stratégie de contrôle "contrôle sans modèle" sera introduite dans le but de contrôler un système de traitement des eaux usées sans une nécessité d'avoir un bon modèle, qui souvent comporte des paramètres incertains et une dynamique assez compliquée pour appliquer des lois de contrôle d'automatique connues.

ABSTRACT

The efficiency of a wastewater treatment system requires proper automatic control, using mathematical models more realistic, hence the need for bioprocess automation. In our work a new control strategy "model free control " will be introduced in order to control a wastewater treatment system without having a good model which often has uncertain parameters and dynamics quite complicated to apply laws known automatic control systems.



INTRODUCTION GÉNÉRALE

L'eau est la vie sur la terre et elle a une valeur incontestable, qu'elle soit utilisée pour la consommation humaine, l'agriculture ou l'industrie. Chaque espèce vivante sur terre (micro-organismes, plantes, animaux, êtres humains) consiste principalement en eau.

Plusieurs types de traitement des eaux usées sont utilisés, dont le traitement biologique reste la meilleure solution. Ce type de traitement a lieu dans des Stations d'Épuration (STEP) ou des bioréacteurs, en utilisant des bactéries pour dégrader la matière polluante (matière organique).

Dans le cadre de notre travail, nous nous intéressons au traitement biologique dans les STEP, qui se fait par les étapes suivantes :

- Pré-traitement.
- Traitement primaire.
- Traitement secondaire .
- Traitement tertiaire .
- Traitement des boues .

L'agriculture représente le plus grand consommateur d'eau, soit environ 75% de la demande mondiale. Beaucoup de projets de recherche s'intéressent aujourd'hui à la question de l'irrigation agricole, comme le projet REUSE* dans lequel notre stage de master a été financé et réalisé.

Le but des recherches effectuées est d'adapter la qualité de l'eau traitée aux besoins nutritionnels des plantes, autrement dit, réaliser un traitement dégradé des eaux usées (ne pas traiter les eaux au fond, mais garder certaines quantités des nutriments Azote et Phosphore pour les besoins agricoles).

Évidemment, l'automatique joue un rôle crucial dans le domaine des bioprocédés en général et le contrôle de la qualité de l'eau traitée en particulier. Nous nous intéressons dans ce mémoire au modèle ASM1-2ND, utilisé comme une STEP virtuelle, afin de contrôler la qualité de l'eau par la commande sans modèle proposée par M. Fliess et coll.

Ce mémoire s'organise donc autour de quatre chapitres comme suit :

Le premier chapitre est consacré à une étude bibliographique générale sur la problématique de la pollution des eaux. On abordera dans un premier temps les différents types de traitement des eaux usées, ensuite on verra une idée générale sur l'irrigation vu qu'on s'intéresse au côté agriculture.

Dans le deuxième chapitre nous parlerons de la modélisation des bioréacteurs en commençant par la modélisation du chemostat pour ensuite passer à l'ASM1 qui va nous donner l'accès à l'ASM1-2ND. On va voir les différents processus biologique de l'ASM1-2ND et aussi les paramètres favorisant ou ralentissant ce procédé en introduisant ensuite ses équations mathématiques.

Le troisième chapitre porte sur la description et la synthèse de la commande sans modèle, cette approche a été développée par **M. Fliess et al**, les étapes de la commande sans modèle sont assez simples mais la difficulté réside dans sur l'estimation des dérivées et ici on va voir les différentes méthodes d'estimation.

Le quatrième chapitre concerne dans un premier temps l'application de la commande sans modèle à un simple chemostat pour ensuite passer à l'application de cette commande sur l'ASM1-2ND. Des résultats assez satisfaisants ont été atteints sur le contrôle du nitrate en matière de Reuse.

1

Traitement biologiques des eaux usées

Sommaire

1.1	Introduction	2
1.2	Les eaux usées	2
1.3	Traitement des eaux usées	4
1.3.1	Paramètres de mesures :	4
1.3.2	Procédés des traitements des eaux usées [20]	6
1.4	Les différents types d'irrigation	11
1.5	Conclusion	13

1.1 Introduction

Face à l'accroissement de la population mondiale combinée à une urbanisation croissante, l'accès à l'eau potable représente aujourd'hui un enjeu vital pour beaucoup de pays.

En Algérie, les contraintes du climat, la croissance démographique, les transformations sociales sont à l'origine d'une demande en eau sans cesse croissante. Parallèlement, le recours à l'irrigation est devenu une nécessité donc face à ces demandes, les ressources en eau sont rares et insuffisantes, elles sont limitées, vulnérables et inégalement réparties.

De ce fait, l'Algérie est un pays où l'eau est rare. Dans ces conditions déficitaires en eau, le secteur de l'agriculture est le plus gros demandeur.[11]

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 (STEP) avant d'être rejetées dans le milieu naturel. En STEP, les traitements varient en fonction de la nature de ces eaux usées et de la sensibilité à la pollution du milieu récepteur.[12]

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 aux normes législatives.

La réutilisation des eaux usées épurées agit à deux niveaux :[13]

- Elle évite les rejets d'eaux issues de la station d'épuration dans le milieu naturel.
- Elle constitue un approvisionnement supplémentaire surtout pour l'agriculture.

1.2 Les eaux usées

Les eaux usées sont des eaux polluées, qui doivent bénéficier d'un traitement ou d'une dépollution avant de pouvoir être réutilisées par l'homme, généralement dans l'agriculture, ou bien elles seront rejetées dans la nature avec des normes bien précises. [14]



FIGURE 1.1: exemple des eaux usées

Les eaux usées sont réparties en quatre grandes catégories :

— **Les eaux usées domestiques :**

Ce sont les eaux de la salle de bain, des toilettes, de la cuisine ...etc.

Elles sont porteuses généralement des déchets organiques, composées de graisses, détergents, solvants, ou encore de différents germes.

— **Les eaux pluviales :**

Elles sont issues du ruissellement de l'eau de pluie, et englobe particulièrement les impuretés de l'air et ruisselle sur des surfaces terrestres contenant des résidus d'hydrocarbures, d'huiles... etc.

— **Les eaux usées industrielles :**

Ce sont les eaux qui proviennent des activités industrielles. Elle est différente des eaux usées domestiques et ses caractéristiques varient d'une industrie à l'autre.

En plus de matières organiques, azotées ou phosphorées, elle peut également contenir des produits toxiques ce qui rends ce type d'eaux usées le plus dangereux pour la nature.

Certaines d'entre elles doivent faire l'objet d'un pré-traitement de la part des industriels avant d'être rejetées dans les réseaux de collecte.

— Les eaux agricole :

Ce sont des eaux qui ont été polluées principalement par des produits utilisés dans le domaine agricole.

Pour avoir une agriculture performante et intensive, l'agriculteur est conduit à utiliser divers produits d'origines industrielles ou agricoles dont certains présentent des risques pour l'environnement et plus particulièrement pour la qualité des eaux. Il s'agit principalement des fertilisants des produits phytosanitaires.

1.3 Traitement des eaux usées

1.3.1 Paramètres de mesures :

Pour avoir une meilleure appréciation de la composition des eaux usées, il existe plusieurs critères d'évaluation de la pollution qui sont : la température de l'eau, le potentiel hydrique (pH), la conductivité électrique, les matières en suspension (MES), la demande biochimique en oxygène (DBO), la demande chimique en oxygène (DCO), l'azote, le phosphore et autres critères microbiologique tels que les coliformes fécaux. On trouve aussi les métaux lourds qui peuvent représenter une nuisance potentielle.[15]

On peut diviser ces paramètres en trois grandes familles :

1.3.1.1 Paramètres physico-chimiques

- **Température** : c'est un paramètre souvent négligé dans les collecteurs urbains, mais qui devrait être plus souvent mesuré surtout dans le cas de rejets industriels dans le réseau. Le fonctionnement de certains ouvrages d'épuration est très sensible à des températures trop élevées, ainsi tout rejet doit être inférieur à 30 C. [16]
- **Potentiel hydrique** : il permet d'exprimer le degré d'acidité des eaux usées. Sa mesure est très importante pour juger le bon fonctionnement d'une étape de traitement.
- **Conductivité** : c'est une mesure simple, qui se pratique avec un électrode et fournit une indication précise sur la concentration totale en sels dissous. Par comparaison avec la conductivité de l'eau potable, il est ainsi possible de juger rapidement si des apports importants ont lieu dans le réseau d'assainissement. [16]
- **Les MES** : elles représentent les matières qui ne sont ni à l'état soluble ni à l'état colloïdal, donc qui sont retenues par un filtre et elle comportent principalement des matières organiques et minérales.[17]
- **La DCO** : c'est la quantité d'oxygène consommée par les matières existantes dans l'eau dans des conditions opératoires définies. [18]

- **La DBO** : elle représente la quantité d'oxygène dépensée par les phénomènes d'oxydation chimique, d'une part, et d'autre part la dégradation des matières organiques par voie aérobie nécessaire à la destruction des composés organiques.

En effet, dans un effluent complexe, ces deux types d'oxydation se superposent, d'où le nom biochimique.

Le rapport DCO/DBO renseigne sur la qualité de la biodégradation.[18]

1.3.1.2 Paramètres chimiques (indicateurs de pollution)

- **Azote** : il est mesuré sous différentes formes, les types d'analyses dépendant des formes chimiques recherchées, on peut les diviser en deux grandes familles (pour ce qui concerne l'épuration) :le premier c'est l'azote réduit qui correspond à l'azote organique que l'on trouve dans les eaux usées provenant notamment des déchets métaboliques (protéine, urée) d'origine humaine et le second c'est l'azote oxydé qui se retrouve de façon marginale dans les eaux usées, il s'agit des nitrites (NO_2^-) et des nitrates (NO_3^-).

- **Phosphore** : il peut se retrouver sous forme minérale ou organique. Ces différents composés se trouvent soit à l'état dissous dans la phase liquide, soit fixées sur les matières en suspension. [19]

Dans les eaux résiduaires urbaines le phosphore provient du métabolisme et des détergents.

1.3.1.3 Paramètres biologiques

- **Nématodes** : ce sont des vers filiforme non segmentés, recouverts d'une couche chitineuse transparente.
- **Coliformes fécaux** : les coliformes fécaux, ou coliformes thermo-tolérants, sont un sous-groupe des coliformes totaux capables de fermenter le lactose à une température de 44,5C. Bien que la présence de coliformes fécaux témoigne habituellement d'une contamination d'origine fécale, plusieurs coliformes fécaux ne sont pas d'origine fécale, provenant plutôt d'eaux enrichies en matière organique, tels les effluents industriels du secteur, des pâtes et papiers ou de la transformation alimentaire.

1.3.2 Procédés des traitements des eaux usées [20]

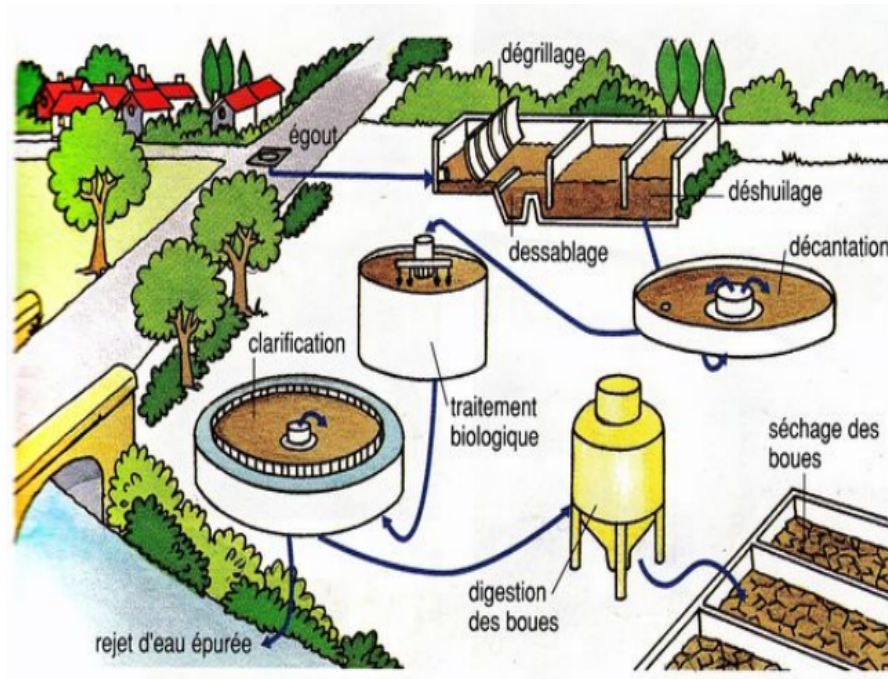


FIGURE 1.2: Cycle de traitement des eaux usées

1.3.2.1 Le pré-traitement :

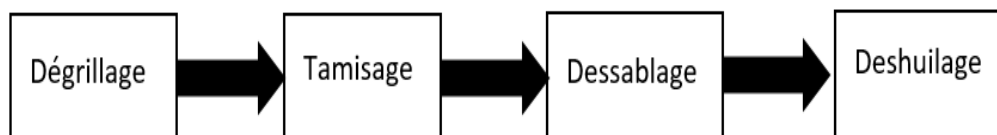


FIGURE 1.3: Étapes du pré-traitement

L'eau traverse une première grille qui permet d'éliminer les plus gros déchets : c'est le dégrillage, puis passe au travers de tamis, c'est le tamisage.

Les sables et graviers se déposent au fond de bassins conçus à cet effet et sont évacués : c'est le dessablage.

Les graisses remontent grâce à une injection d'air et sont collectées à la surface : c'est le déshuilage

1.3.2.2 Le Traitement primaire

Dans cette partie du traitement, la moitié des matières en suspension sous forme de boues est éliminée, elle s'appellent des "boues primaires" et sont éliminées par les procédés suivants :

- **La flottation** : visant à séparer les phases solides des phases liquides par la poussée d'Archimède. En flottation naturelle, les floccs de faible densité remontent librement à la surface. La flottation assistée s'obtient par l'injection d'air.[21]
- **La décantation** :utilisant les forces de gravité pour séparer les particules de densité supérieure à celle du liquide en provoquant leur dépôt. [22]
- **La filtration** : passage d'un mélange liquide-solide à travers un milieu poreux (filtre) qui retient les solides (gâteau de filtration) et laisse passer les liquides.



FIGURE 1.4: Cuves de filtration à sable

1.3.2.3 Le traitement secondaire (réactions biologiques)

Ce traitement secondaire reproduit les phénomènes d'auto-épuration existant dans la nature. Des bactéries présentes dans les eaux usées sont utilisées pour dégrader les matières polluantes dissoutes. Cette dégradation par voie biologique se fait dans les bassins d'aération.

Les procédés de ce traitement sont :

- **Les disques biologiques** : dans ce procédé, les micro-organismes sont fixés sur des disques à demi immergés et tournant lentement autour d'un axe horizontale. La biomasse est ainsi alternativement mouillée par les eaux résiduaires et aérée par l'air ambiant. Cette technique présente l'avantage d'être peu coûteuse en énergie mais peut entraîner la propagation des odeurs.
- **Les lits bactériens** : ce procédé consiste à faire supporter les micro-organismes par des matériaux poreux. L'effluent est distribué par aspersion en surface et l'oxygénation est apportée par ventilation naturelle de bas en haut. L'affluent arrive par la partie supérieure alors que l'effluent est évacué par le fond afin de ne pas perturber la fonction aérobie. De ce fait, ce système présente un inconvénient majeur, en ce sens qu'il nécessite un dispositif de relevage.
- **Le lagunage** : il s'agit d'un étang ou un système de lagunes mettant en œuvre uneculture mixte algo-bactirienne. Suivant le profondeur du bassin, on peut distinguer différentes régimes de fonctionnement.
En zone peu profonde, le traitement s'effectue dans des conditions d'aérobies. Les deux populations vivent en symbiose. Bien qu'une partie limitée de l'oxygène dissous provienne de la diffusion naturelle à travers l'interface air-liquide, les besoins en oxygène des bactéries sont principalement assurés par l'activité photosynthétique des algues exposées à la lumière. De leur côté, les végétaux profitent du gaz carbonique ainsi que les nutriments inorganiques produits au cours des réactions métaboliques des cellules vivantes.
Dans le cas des lagunes plus profondes, en plus de la zone supérieure aérobie, on peut distinguer une région intermédiaire facultative où la disponibilité de l'oxygène dépend de la lumière solaire. Le traitement a lieu dans des conditions d'aérobies le jour, et en anaérobies durant la nuit.
- **Les boues activées** : ce système comprend deux compartiments principaux. Le premier est le bassin d'aération où ont lieu les activités biologiques de transformation des polluants biodégradables par l'intermédiaire des micro-organismes en suspension. Outre les matières organiques assimilées par les hétérotrophes, principaux constituants des boues activées, les composés azotés peuvent aussi être oxydés par des phénomènes de nitrification-dénitrification. Les bactéries floculantes utilisées dans ce système, ont la faculté de transformer les éléments ingérés en matière corpusculaire. Les floes formés dans le bassin d'aération sont alors conduits vers un second compartiment appelé décanteur secondaire où a lieu la séparation des solides de la phase liquide par décantation.

1.3.2.4 Le traitement tertiaire

C'est un traitement qui a pour rôle d'affinage dans le but d'une réutilisation des eaux épurées à des fins agricoles ou industrielles ou bien la protection du milieu récepteur pour des usages spécifiques.

Cette technique peut utiliser trois types de méthodes de traitement :

— **Procédés physico-chimiques** : utilisés en général comme moyens de traitement complémentaires, ces procédés combinent les principes de la chimie et de la physique[23]. Certaines substances comme les colloïdes sont particulièrement stables en suspension et leur durée de décantation peut être trop longue.

Afin de favoriser leur décantation, le décanteur est probablement conditionné avec les réactifs chimiques qui facilitent l'agglomération des particules[24]

— **Procédés chimiques** : ils sont très utilisés dans le traitement final des effluents. On peut citer les procédés suivants :

- L'oxydation par des agents tel que le chlore et l'ozone, agit sur les métaux, sur les matières organiques et détruit ou inactive totalement ou partiellement les germes vivants, les virus et les bactéries [23].

- Les échanges d'ions sont des procédés de substitution d'ions sur des résines spécifiques [23].

- La neutralisation ou l'acidification agissent sur le pH de l'eau [24].

— **Procédés biologiques** : ce traitement reproduit dans des réacteurs spécifiques le phénomène d'auto-épuration qui se déroule naturellement dans les cours d'eau. Le principe consiste à mettre la matière organique contenue dans les eaux usées au contact d'une masse bactérienne. Celle-ci se nourrit des polluants et les dégrade. Une vue globale des processus biologiques sera détaillée dans le chapitre 2.

1.3.2.5 Traitement des boues

le but principale ici est le conditionnement des boues résiduelles extraites du décanteur en réduisant leur volume en éliminant l'eau (épaissement , déshydratation), il existe quatre destinations pour ces boues :

1. L'épandage agricole
2. L'élaboration de compost
3. L'incinération
4. La mise en décharge

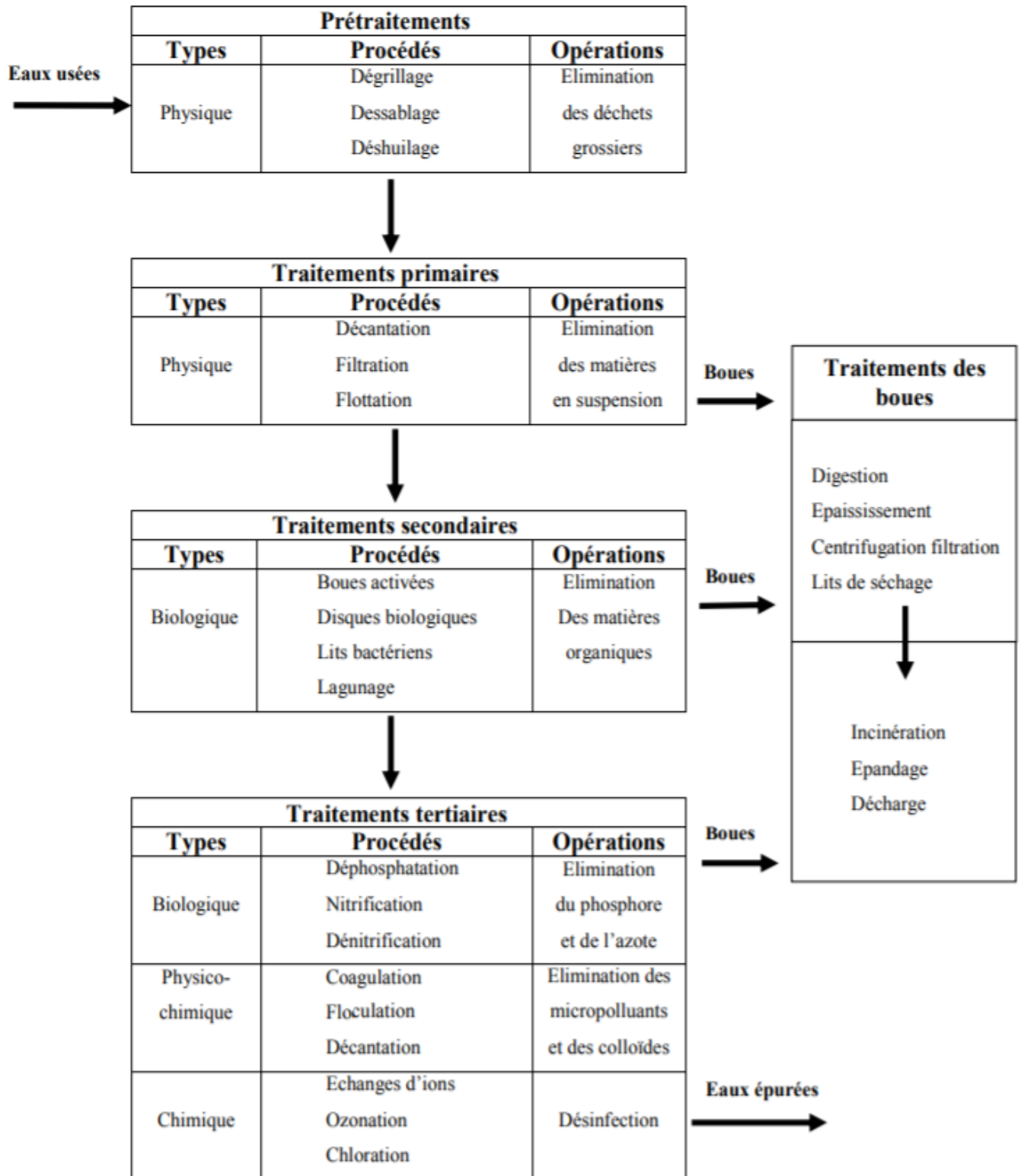


FIGURE 1.5: Filière d'épuration

1.4 Les différents types d'irrigation

Dans cette section nous allons voir les différents types d'irrigation parce que notre travail repose sur une commande des systèmes de traitement des eaux usées pour objectif de les réutiliser dans le domaine agricole.

Les quatre principales méthodes utilisées aujourd'hui en irrigation sont comme suit : l'irrigation de surface (par submersion, ruissellement ou à la raie), l'irrigation par contrôle de nappe, l'irrigation par aspersion ainsi que l'irrigation au goutte-à-goutte

- L'irrigation par submersion est utilisée pour des cultures semi-dense comme les rizières, là où le terrain doit être plat, entouré de barrages et l'eau abondante.



FIGURE 1.6: Système d'irrigation du riz

- L'irrigation par ruissellement se pratique dans les terrains en pente.

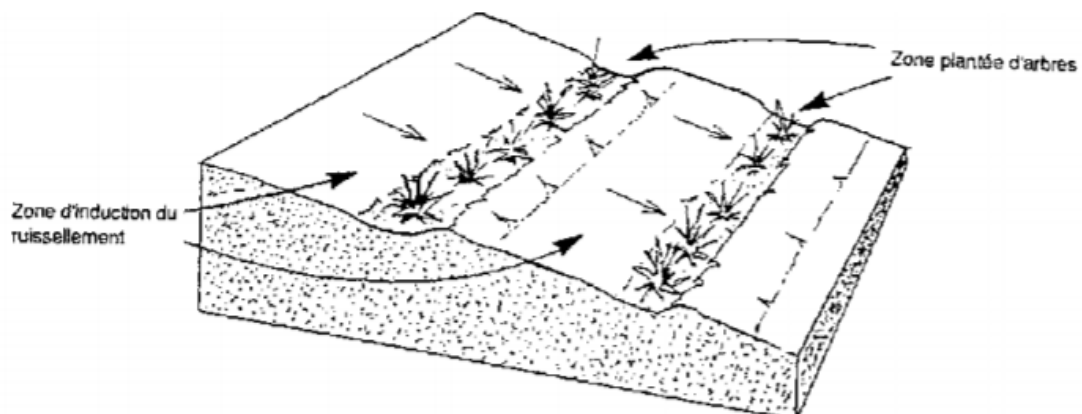


FIGURE 1.7: Système de ruissellement

— L'irrigation à la raie est réservé aux cultures plantées en rangs, comme les légumes.



FIGURE 1.8: Système d'irrigation à la raie

— L'irrigation par contrôle de nappe consiste à maintenir la nappe phréatique à un niveau suffisant pour permettre l'absorption de l'eau par les cultures par remontée capillaire.

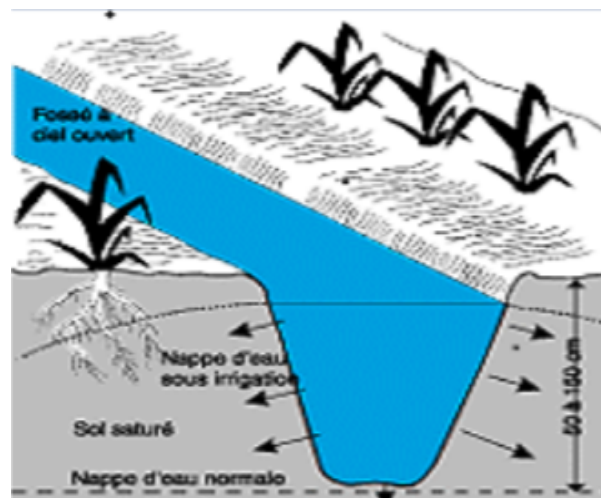


FIGURE 1.9: Système de contrôle de nappe

— Dans l'irrigation à aspersion les aspenseurs disposés le long d'un tuyau envoient chacun des gouttes d'eau dans une surface circulaire jusqu'à ce que l'humidité atteigne le niveau des racine, mais dans le cas d'une irrigation avec des eaux usées traitées, cette méthode est à bannir car le risque de contamination des parties aériennes est élevé.



FIGURE 1.10: Système d'aspersion

- Dans l'irrigation au goutte-à-goutte, l'eau est distribuée en quantités faibles mais fréquentes au niveau des racines de chaque plante au moyen de minces tubes en plastique.



FIGURE 1.11: Système de goutte à goutte

1.5 Conclusion

Compte-tenu des éléments dangereux présents dans les eaux usées, la réutilisation d'une mauvaise qualité d'eau peut présenter des risques pour la santé et l'environnement. Pour cela, les stations d'épurations traitent les eaux usées avec une performance remarquable. ce traitement repose sur des techniques numériques qui abordent en premier lieu une modélisation des bioréacteurs, dont fait l'objet du chapitre suivant.

Modélisation des bioréacteurs

Sommaire

2.1	Introduction	15
2.2	Chemostat [7][8]	15
2.2.1	Définition et historique	15
2.2.2	Équations d'états du chemostat	16
2.2.3	Cinétique de croissance	19
2.3	Modèle ASM1 de boues actives	21
2.3.1	Introduction	21
2.3.2	DCO dans ASM1	22
2.3.3	Composants azotés dans ASM1	23
2.3.4	Processus biologiques	24
2.3.5	ASM1-2ND[10]	26
2.4	Conclusion	29

2.1 Introduction

Un bioréacteur est une enceinte contenant un milieu nutritif composé d'un mélange de diverses molécules (substrats) sur lequel croissent une ou plusieurs populations de micro-organismes (biomasse, bactéries).

Les bioréacteurs sont utilisés pour réaliser des opérations de transformation de la matière par voie biologique qui s'accompagnent le plus souvent par l'augmentation de la biomasse dans le milieu réactionnel.

Une réaction biologique va donc décrire le passage d'éléments se trouvant dans le milieu sous forme soluble à une forme solide, la biomasse et éventuellement en un certains nombres de métabolites et/ou gaz.

Un bioréacteur peut être utilisé selon trois modes de fonctionnement :

- **En mode batch** : la quantité de nutriment est une donnée du début de l'expérience. Le réservoir du bioréacteur n'est pas alimenté. La population croît de façon exponentielle tant que le substrat est en abondance, puis atteint un plateau avant de finalement décroître.
- **En mode continu** : c'est le mode de fonctionnement typique pour les bioréacteurs. L'alimentation se fait en continu, et le volume du bioréacteur est maintenu constant.
- **En mode fed-batch** : ce mode de fonctionnement est en général utilisé lorsque se posent des problèmes de contrôle de la population du réacteur. Il combine en quelque sorte les deux modes précédents : on utilise une dilution, mais à volume variable (le réacteur se remplit, il n'y a pas de trop plein).»

2.2 Chemostat [7][8]

2.2.1 Définition et historique

Un chemostat est un appareil de laboratoire qui peut être défini au sens large, comme une enceinte confinée où ont lieu des interactions biologiques (cultures bactériennes). Ceci est à mettre en parallèle avec les réactions chimiques, qui sont bien connus.

De façon plus formelle, un chemostat est un dispositif dans lequel des micro-organismes (phytoplancton, bactéries, etc...) sont mis en présence d'un élément limitant et d'autres éléments en quantités non limitantes.

Ainsi le chemostat est un modèle d'écosystème contrôlé dans lequel on peut quantifier précisément les relations entre un élément et un organisme.

La première introduction du chemostat date de 1950. A l'origine, le dispositif est d'écrit pour la culture de bactéries et son utilisation pour la culture phytoplanctonique date de 1956 [24].

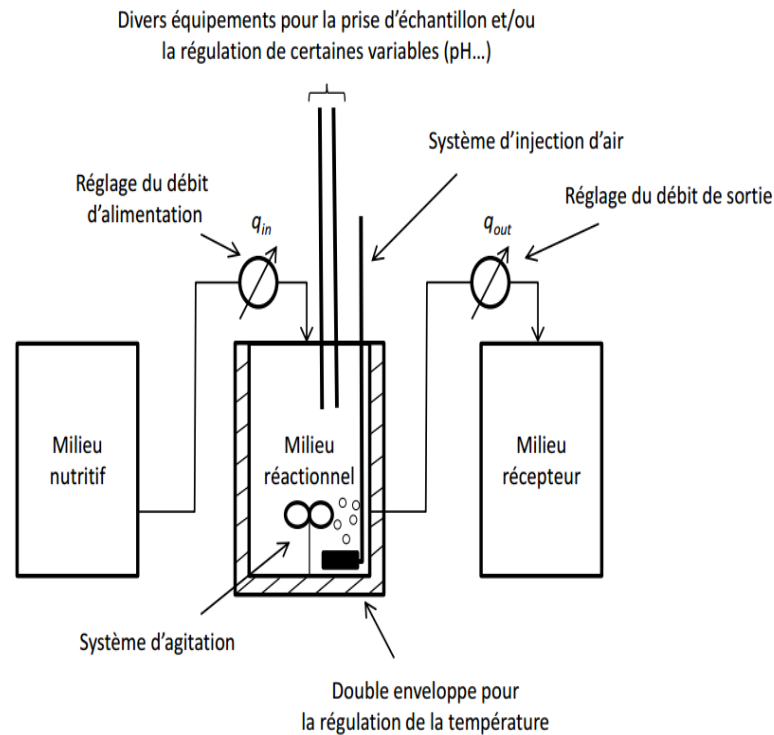


FIGURE 2.1: Représentation schématique d'un chémostat

2.2.2 Équations d'états du chemostat

Avant d'établir les équations du chémostat en tant que telles, nous précisons quelques conventions de notations que nous utiliserons tout au long de notre travail. Pour ce faire, si nous définissons le système du chémostat comme étant constitué d'une enceinte et des dispositifs d'alimentation et de soutirage incluant notamment des pompes permettant à l'utilisateur de fixer des débits d'entrée et de sortie, on peut identifier des variables qui nous permettent d'agir sur le système.

Ces variables sont précisément le débit d'alimentation et de soutirage, de plus nous avons des concentrations en substrat (S) et en biomasse (x) à l'intérieur du chémostat constituant l'état du système. L'évolution des états S et X est alors régie par des équations dynamiques non autonomes sous l'effet des variables d'entrée.

Afin d'établir les équations du chémostat, nous utilisons ici le formalisme usuel du génie des procédés en appliquant directement un bilan de matière à S et X .

variation de la quantité = entrées - sorties + ce qui est produit - ce qui est consommé

Pour commencer nous allons considérer une enceinte de volume v munie d'une entrée d'alimentation et de sortie pour soutirage. Pour être le plus formel possible, nous supposons que cette installation est équipée de tous les

dispositifs de régulation nécessaires pour que le mélange soit homogène et que les conditions environnementales (notamment la température et le pH) soient constantes.

Notons S_{in} la concentration du substrat **S** à l'entrée du chemostat, Q_{in} et Q_{out} les débits d'alimentation et de soutirage respectivement et Y le rendement de conversion du substrat en biomasse.

Si on applique le principe de la loi de bilan de masse à **X** et **S** dans le volume réactionnel v du réacteur, on obtient les équations suivantes :

$$\begin{cases} \frac{dv}{dt} = Q_{in} - Q_{out} \\ \frac{d(sv)}{dt} = Q_{in}S_{in} - Q_{out}S - \frac{\rho(\cdot)}{Y(\cdot)}v \\ \frac{d(xv)}{dt} = \rho(\cdot)v - Q_{out}x \end{cases} \quad (2.1)$$

En notant que :

$$\frac{d(uv)}{dt} = u \frac{dv}{dt} + v \frac{du}{dt}$$

on peut exprimer la dynamique de la concentration de **x** et **s** que l'on manipule plus aisément en chimie que des masses dans la mesure où l'on souhaite raisonner indépendamment du volume des réacteurs. On obtient ainsi :

$$\begin{cases} \frac{dv}{dt} = Q_{in} - Q_{out} \\ v \frac{d(s)}{dt} = Q_{in}S_{in} - Q_{in}S - \frac{\rho(\cdot)}{Y(\cdot)}v \\ v \frac{d(x)}{dt} = \rho(\cdot)v - Q_{out}x \end{cases} \quad (2.2)$$

Ou encore :

$$\begin{cases} \frac{dv}{dt} = Q_{in} - Q_{out} \\ \frac{d(s)}{dt} = \frac{Q_{in}}{v}(S_{in} - s) - \frac{\rho(\cdot)}{Y(\cdot)} \\ \frac{d(x)}{dt} = \rho(\cdot) - \frac{Q_{in}}{v}x \end{cases} \quad (2.3)$$

Posons maintenant $\rho(\cdot) = \mu(\cdot)x$ où μ est appelé « vitesse spécifique de croissance » (nous reviendrons sur ce point dans la section suivante). Cette hypothèse définit la réaction biologique comme étant catalysée par la présence de la biomasse, elle garantit simplement que la vitesse de croissance est nulle en l'absence de biomasse.

A partir de ce modèle on peut obtenir les équations de la dynamique de s et de x pour les trois modes de fonctionnement :

— Le mode fermé (ou batch en anglais) où $Q_{in} = Q_{out} = 0$, $v(0) = V$, $x(0) = X_0$ et $S(0) = S_0$

$$\begin{cases} \frac{d(s)}{dt} = -\frac{\mu(\cdot)}{Y(\cdot)}x \\ \frac{d(x)}{dt} = \mu(\cdot)x \end{cases} \quad (2.4)$$

— Le mode semi-continu (ou fedbatch) où $Q_{out} = 0$, $v(0) = V_0$, $x(0) = X_0$ et $S(0) = S_0$

$$\begin{cases} \frac{dv}{dt} = Q_{in} \\ \frac{d(s)}{dt} = \frac{Q_{in}}{v}(S_{in} - s) - \frac{\mu(\cdot)}{Y(\cdot)}x \\ \frac{d(x)}{dt} = \mu(\cdot) - \frac{Q_{in}}{v}x \end{cases} \quad (2.5)$$

— Le mode continu où $Q_{in} = Q_{out} \neq 0$, $v(0) = v(t) = V$, $x(0) = X_0$ et $S(0) = S_0$,

En notant $d = \frac{Q_{in}}{v}$, ce que l'on nomme le « taux de dilution », on a :

$$\begin{cases} \frac{ds}{dt} = d(S_{in} - s) - \frac{\mu(\cdot)}{Y(\cdot)}x \\ \frac{dx}{dt} = (\mu(\cdot) - d)x \end{cases} \quad (2.6)$$

A ce stade, on peut se demander, alors qu'il y a plusieurs modes de fonctionnement distincts, pourquoi consacrer l'essentiel de nos efforts à l'analyse du modèle continu et ne pas nous intéresser également aux systèmes batch et fedbatch.

En fait, les principaux avantages du fonctionnement continu ont été à l'origine même du dispositif, à savoir notre capacité, à l'équilibre, de « piloter » le taux de croissance net d'un micro-organisme.

Cette raison nous conduit donc naturellement à la question de la modélisation de ces taux de croissance que nous appellerons « cinétiques biologiques ».

2.2.3 Cinétique de croissance

Jusqu'à maintenant nous avons présenté un modèle décrivant la dynamique selon laquelle la matière est transformée par voie biologique. Mais nous n'avons pas discuté la manière dont on peut modéliser la vitesse (ou cinétique) de la réaction.

La seule hypothèse jusqu'à présent est que la vitesse ρ s'écrivait $\rho = \mu(\cdot)x$, il existe deux types de fonction pour la cinétique qui sont la clé pour modéliser la vitesse de croissance :

- Monod, dans ses travaux sur la croissance des micro-organismes, a découvert que la fonction $\mu(\cdot)$ ne dépendait que de la concentration en substrat limitant, c'est pour cela il a introduit la fonction suivante :

$$\mu(s) = \mu_{max} \frac{s}{s + K_s} \quad (2.7)$$

Cette dernière est nulle pour $s = 0$ et tend vers μ_{max} lorsque la concentration en substrat devient grande devant K_s qui est appelé la constante de demi-saturation en notant que :

$$\mu(K_s) = \frac{\mu_{max}}{2}$$

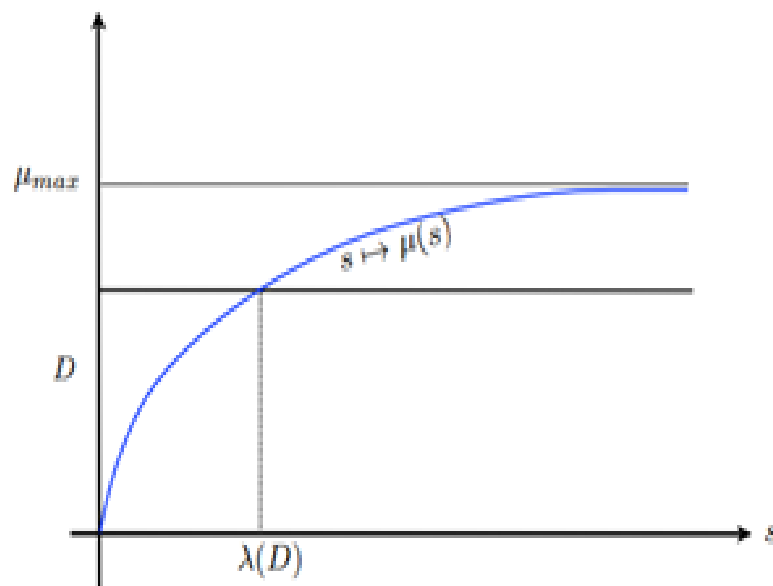


FIGURE 2.2: Cinétique de Monod

- En 1930, Haldane a proposé une expression pour $\mu(s)$ faisant intervenir 3 paramètres pour décrire la vitesse de croissance d'un micro-organisme limitée par une faible concentration en substrat mais inhibée lorsque cette concentration devient forte.

Cette fonction s'écrit comme suit :

$$\mu(s) = \mu_{max} \frac{s}{s + K_s + \frac{s^2}{K_I}} \quad (2.8)$$

avec μ_{max} et K_s sont respectivement le taux de croissance maximal et la constante de demi-saturation en absence d'inhibition et K_I la constante d'inhibition.

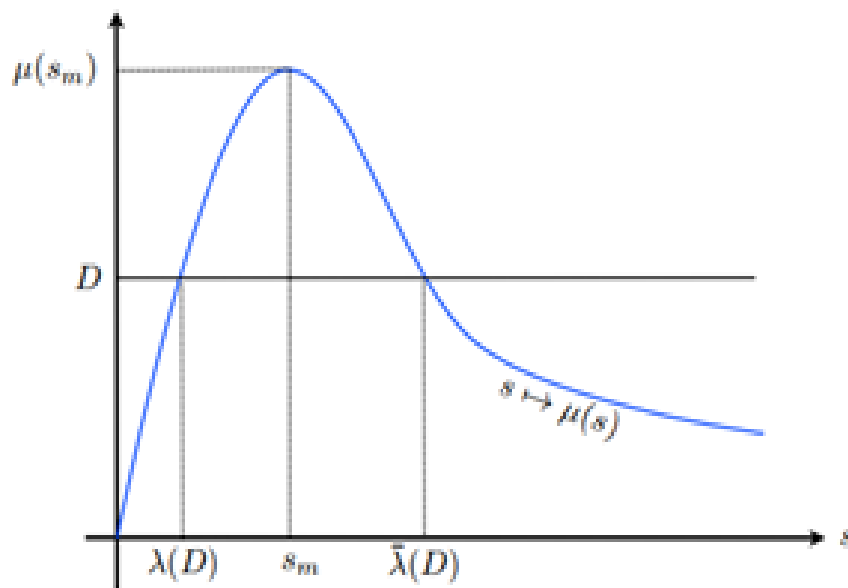


FIGURE 2.3: Cinétique de Haldane

2.3 Modèle ASM1 de boues actives

2.3.1 Introduction

Les stations d'épuration des eaux usées à boues activées (STEP) sont connues pour être des systèmes complexes et non linéaires. Le modèle à boues activées No1 (Activated Sludge Model No1) [9], a été proposé en 1987 pour modéliser les processus biologiques déroulant au sein de la STEP.

Ce modèle a été établi principalement pour modéliser la dégradation des composés carbonés (DCO) et les composants azotés (TN).

Il est constitué de 8 processus biologiques et comporte 13 équations d'états (chacune est établie pas la loi de bilan de masses).

Le modèle considère la nitrification et dénitrification sont considérées en une seule étape.

On trouve dans le tableau (2.1) les définitions des variables pour l'ASM1 :

symboles	définitions	unités
X_{BH}	Biomasse hétérotrophe	$gDCOm^{-3}$
X_{BA}	Biomasse autotrophe	$gDCOm^{-3}$
X_S	substrat lentement biodégradable	$gDCOm^{-3}$
X_I	Particules de matière organique inerte	$gDCOm^{-3}$
X_p	les produits particulaires	$gDCOm^{-3}$
S_I	matière organique inerte soluble	$gDCOm^{-3}$
S_S	Substrat facilement biodégradable	$gDCOm^{-3}$
S_o	oxygène	$gDCOm^{-3}$
S_{Nh}	Azote ammoniacal	gNm^{-3}
S_{No}	azote nitrate et nitrite	gNm^{-3}
S_{ND}	Soluble biodégradable organique d'azote	gNm^{-3}
X_{ND}	Particule biodégradable organique d'azote	gNm^{-3}
S_{ALK}	Alcalinité	gNm^{-3}

TABLE 2.1: définition des variables d'états de l'ASM1

2.3.2 DCO dans ASM1

La matière carbonée dans ASM1 est divisée en DCO biodégradable, DCO non biodégradable (matière inerte) et biomasse, voir Figure (2.4). La DCO biodégradable est en outre divisé en substrat facilement biodégradable (S_s) et substrat lentement biodégradable (X_s). On suppose que le substrat facilement biodégradable est constitué de molécules solubles simples qui peuvent être facilement absorbées par les organismes et métabolisées pour l'énergie et la synthèse, alors que le substrat lentement biodégradable est supposé être composé de molécules organiques particulières, colloïdales, complexes qui nécessitent une dégradation enzymatique avant l'absorption et l'utilisation.

Notez qu'une fraction du substrat lentement biodégradable peut en fait être soluble bien qu'il soit traité comme une matière particulaire dans le modèle.

La DCO non biodégradable est divisée en matière soluble (S_I) et particulaire (X_I). Les deux sont considérés comme non affectés par l'action biologique dans le système. La matière soluble inerte quitte le système par l'effluent du clarificateur secondaire, tandis que la matière particulaire inerte est emmêlée dans la masse de boue et s'accumule sous forme de VSS inerte (solides volatils en suspension).

La matière particulaire inerte sera éliminée du système par l'élimination de la boue en excès et, dans une certaine mesure, sera également présent dans l'effluent du décanteur.

De plus, la biomasse active est divisée en deux types d'organismes : la biomasse hétérotrophe (X_{BH}) et la biomasse autotrophe (X_{BA}).

Enfin, une variable d'état supplémentaire (X_p) est incluse pour modéliser les produits particuliers inertes résultant de la désintégration de la biomasse.

La DCO totale de l'ASM 1 est donnée par :

$$DCO_{tot} = s_I + s_s + X_s + X_{BH} + X_{BA} + X_I + X_p$$

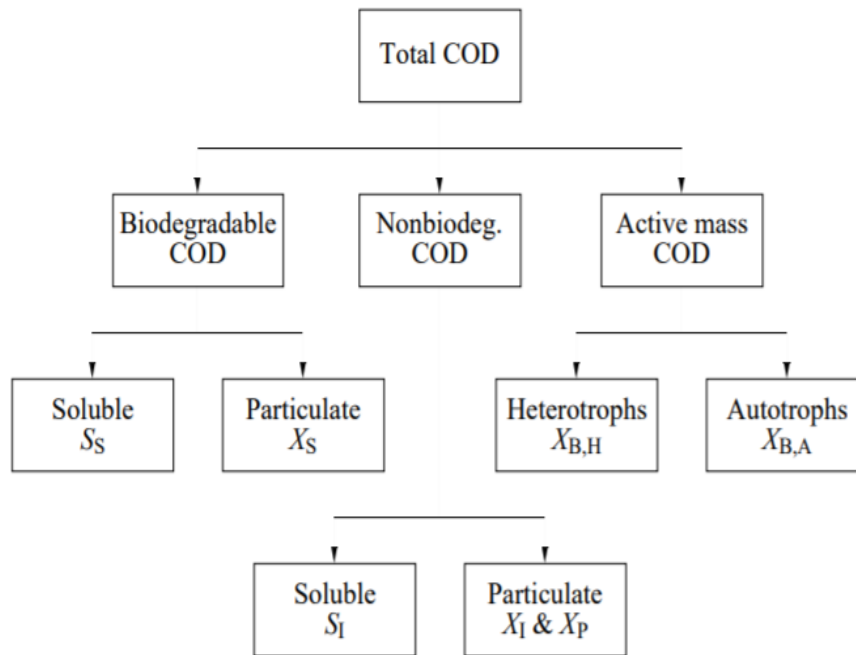


FIGURE 2.4: Composition de la DCO dans ASM1

2.3.3 Composants azotés dans ASM1

La matière azotée dans les eaux usées est divisée selon la figure (2.5). Sur la base des mesures de l'azote total (TN), l'azote est divisé en azote ammoniacal (S_{Nh}), azote organiquement lié et azote de masse active, c'est-à-dire une fraction du biomasse supposée azotée. Similaire à la division de la matière organique, l'azote lié organiquement est divisé en fractions solubles et particulaires, qui à leur tour peuvent être biodégradables ou non biodégradables.

Il convient de noter que seuls l'azote organique biodégradable particulaire (X_{ND}) et l'azote organique biodégradable soluble (S_{ND}) sont explicitement inclus dans le modèle.

L'azote de masse active (X_{NB}) est inclus dans le modèle uniquement dans le sens où la décomposition de la biomasse conduira à une production d'azote organique biodégradable particulaire. L'azote organique associé aux produits particulaires organiques inertes (X_{NP}) et aux matières particulaires organiques inertes (X_{NI}) peut être facilement calculé, bien que cela ne soit pas décrit dans le modèle.

Enfin, comme on a dit précédemment la nitrification de l'ammoniac en azote nitrique (S_{NO}) est considérée comme un processus en une seule étape.

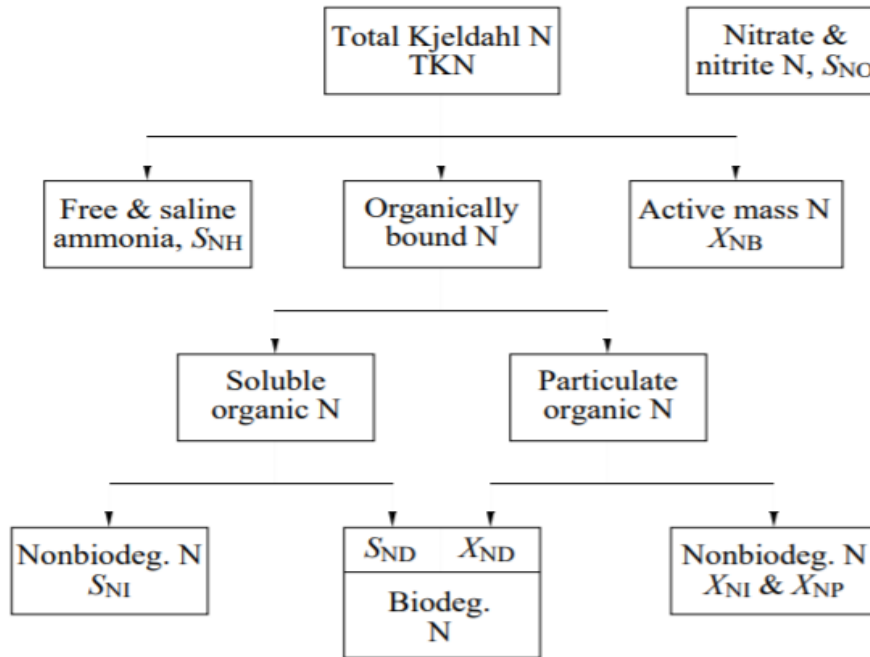


FIGURE 2.5: Composants azotés dans ASM1

REMARQUE :

il existe deux autres composants décrits dans l'ASM1, le premier c'est la concentration en oxygène dissous (S_O) et le deuxième c'est l'alcalinité (S_{ALK}) qui n'affecte aucun autre processus du modèle.

2.3.4 Processus biologiques

On sait que l'ASM1 comporte 8 processus biologique, ils sont brièvement décrits ci-dessous :

- **Croissance aérobie de la biomasse hétérotrophique** X_{BH} : Une fraction du substrat facilement biodégradable (S_S) est utilisée pour la croissance de la biomasse hétérotrophe et le reste est oxydé pour l'énergie donnant lieu à une demande d'oxygène associée.

La croissance est modélisée à l'aide de la cinétique Monod. L'ammoniac est utilisé comme source d'azote pour la synthèse et incorporé dans la masse cellulaire. Les concentrations de (S_S) et (S_O) peuvent toutes deux limiter la vitesse du processus de croissance. Ce processus est généralement le principal contributeur à la production de nouvelle biomasse et à l'élimination de la DCO.

- **Croissance anoxique de la biomasse hétérotrophe (dénitrification)** : En l'absence d'oxygène, les organismes hétérotrophes sont capables d'utiliser le nitrate comme accepteur d'électrons terminal avec (S_S) comme substrat.

Le procédé conduira à une production de biomasse hétérotrophe et d'azote gazeux (dénitrification). L'azote gazeux est le résultat de la réduction du nitrate avec un changement d'alcalinité associé.

La même cinétique Monod que celle utilisée pour la croissance aérobie est appliquée sauf que l'expression de la vitesse cinétique est multipliée par un facteur η_g (<1). Cette vitesse réduite pourrait être causée soit par une vitesse de croissance maximale inférieure dans des conditions anoxiques, soit parce que seule une fraction de la biomasse hétérotrophe est capable de fonctionner avec le nitrate comme accepteur d'électrons. L'ammoniac sert de source d'azote pour la synthèse cellulaire.

- **Croissance aérobie de la biomasse autotrophe X_{BA} (nitrification)** : L'ammoniac est oxydé en nitrate via un processus en une seule étape (nitrification) entraînant la production de biomasse autotrophe et donnant lieu à une demande d'oxygène associée.

L'ammoniac est également utilisé comme source d'azote pour la synthèse et incorporé dans la masse cellulaire.

Le processus a un effet marqué sur l'alcalinité et la demande totale en oxygène. L'effet sur la quantité de biomasse formée est faible car le rendement des nitrificateurs autotrophes est faible. Une fois de plus, le taux de croissance est modélisé à l'aide de la cinétique Monod.

- **Décomposition de la biomasse hétérotrophe** : Le processus est modélisé selon l'hypothèse de la mort-régénération.

Les organismes meurent à une certaine vitesse et une partie de cette matière est considérée comme non biodégradable et s'ajoute à la fraction X_P . Le reste s'ajoute au pool de substrat lentement biodégradable X_S .

L'azote organique associé au X_S devient disponible sous forme d'azote organique particulaire. Aucune perte de DCO n'est impliquée et aucun accepteur d'électrons n'est utilisé. On suppose que le processus se poursuit avec la même vitesse dans des conditions aérobie, anoxique et anaérobie.

- **Décomposition de la biomasse autotrophes** : Le processus est modélisé de la même manière que celui utilisé pour décrire la décomposition des hétérotrophes.

- **Ammonification de l'azote organique soluble** : L'azote organique soluble biodégradable est converti en ammoniac dans un processus de premier ordre médié par les hétérotrophes actifs.

- **Hydrolyse des matières organiques piégées** : le substrat lentement biodégradable X_S enchevêtré dans la masse de boue est décomposé extracellulairement, produisant un substrat facilement biodégradable S_S disponible pour les organismes pour la croissance.

Le processus est modélisé sur la base de la cinétique de réaction de surface et se produit uniquement dans des conditions aérobies et anoxiques. La vitesse d'hydrolyse est réduite en conditions anoxiques par rapport aux conditions aérobies d'un facteur η_h (<1). Le taux est également de premier ordre par rapport à la biomasse hétérotrophique présente mais sature à mesure que la quantité de substrat piégé devient grande en proportion de la biomasse.

- **Hydrolyse de l'azote organique piégé** : L'azote organique particulaire biodégradable est décomposé en azote organique soluble à une vitesse définie par la réaction d'hydrolyse pour les matières organiques piégées

2.3.5 ASM1-2ND[10]

Dans notre travail nous allons utiliser un modèle plus compliqué nommé ASM1-2ND, qui est une extension de l'ASM1. Ce nouveau modèle qui a la même base que l'ASM1 considère la nitrification et la dénitrification en deux étapes.

Le modèle ASM1-2ND comprend onze processus dynamiques décrivent la croissance et la décomposition de la biomasse présente dans le système de boues activées. Les bactéries hétérotrophes sont modélisées à l'aide de trois processus de croissance et d'un processus de décomposition qu'il est supposé avoir le même impact dans toutes les conditions environnementales.

Les processus de croissance sont modélisés à l'aide de la cinétique Monod. Le premier processus de croissance est considéré comme ayant lieu dans des conditions aérobies. La biomasse hétérotrophe utilise le substrat facilement biodégradable pour la croissance en présence d'oxygène.

Les deux autres processus de croissance se produisent dans des conditions anoxiques.

Ces deux processus représentent le processus de dénitrification où, en l'absence d'oxygène, les bactéries hétérotrophes utilisent le nitrate et le nitrite comme accepteur terminal d'électrons. Le substrat pour la croissance est le même que dans des conditions aérobies, c'est-à-dire le substrat facilement biodégradable.

Suite à ce changement le modèle ASM1-2ND comporte 11 processus et 16 équations d'états

CHAPITRE 2. MODÉLISATION DES BIORÉACTEURS

— La liste des variables d'états, leurs symboles et leurs unités sont donnés dans le tableau (2.2) :

description des variables	symboles	unités
matière organique inerte soluble	S_I	$gDCOm^{-3}$
Substrat facilement biodégradable	S_S	$gDCOm^{-3}$
Particules de matière organique inerte	X_I	$gDCOm^{-3}$
substrat lentement biodégradable	X_S	$gDCOm^{-3}$
Biomasse hétérotrophe	X_{bh}	$gDCOm^{-3}$
Bactéries oxydantes l'ammoniaque	X_{AOB}	$gDCOm^{-3}$
Bactéries oxydantes les nitrates	X_{NOB}	$gDCOm^{-3}$
les produits particulaires	X_p	$gDCOm^{-3}$
oxygène	S_o	$gDCOm^{-3}$
Nitrite d'azote	S_{NO2}	gNm^{-3}
Nitrate d'azote	S_{NO3}	gNm^{-3}
Azote moléculaire	S_{N2}	gNm^{-3}
Azote ammoniacal	S_{NH}	gNm^{-3}
Soluble biodégradable organique d'azote	S_{ND}	gNm^{-3}
Particule biodégradable organique d'azote	X_{ND}	gNm^{-3}
Alcalinité	S_{ALK}	gNm^{-3}

TABLE 2.2: Les variables d'états de l'ASM1-2ND

— La liste des processus et leurs expressions respectives sont données dans le tableau (2.3) :

/	Processus	équations
Proc1	Croissance aérobie des hétérotrophes	$\mu_H \frac{S_s}{K_s+S_s} \frac{S_o}{K_{OH}+S_o} \frac{S_{NH}}{K_{NH}+S_{NH}} X_{bh}$
Proc2	Croissance anoxique des hétérotrophes sur le S_{NO2}	$\mu_H \eta_{NO2} \frac{S_s}{K_s+S_s} \frac{K_{OH}}{K_{OH}+S_o} \frac{S_{NO2}}{K_{NO}+S_{NO2}} \frac{S_{NH}}{K_{NH}+S_{NH}} X_{bh} X_{bh}$
Proc3	Croissance anoxique des hétérotrophes sur le S_{NO3}	$\mu_H \eta_{NO2} \frac{S_s}{K_s+S_s} \frac{K_{OH}}{K_{OH}+S_o} \frac{S_{NO3}}{K_{NO}+S_{NO3}} \frac{S_{NH}}{K_{NH}+S_{NH}} X_{bh} X_{bh}$
Proc4	Décroissance des hétérotrophes	$b_h X_{bh}$
Proc5	Croissance aérobie des AOB	$\mu_{AOB} \frac{S_{NH}}{K_{NH}+S_{NH}} \frac{S_o}{K_{OH}+S_o} X_{AOB}$
Proc6	Croissance aérobie des NOB	$\mu_{NOB} \frac{S_{NO2}}{K_{NO2}+S_{NO2}} \frac{S_o}{K_{OH}+S_o} \frac{S_{NH-I}}{K_{NH-I}+S_{NH}} X_{NOB}$
Proc7	Décroissance des AOB	$b_{AOB} X_{AOB}$
Proc8	Décroissance des NOB	$b_{NOB} X_{NOB}$
Proc9	Ammonification de l'azote organique soluble	$K_a S_{ND} X_{bh}$
Proc10	hydrolyse des matières organiques piégées	$K_H \frac{X_S/X_{bh}}{K_x+X_S/X_{bh}} \left[\frac{S_o}{K_{OH}+S_o} \eta_g \frac{K_{OH}}{K_{OH}+S_o} \frac{S_{NO2}+S_{NO3}}{K_{NO}+S_{NO2}+S_{NO3}} \right]$
Proc11	hydrolyse de l'azote organique piégé	$Proc10 \left[\frac{X_{ND}}{X_S} \right]$

TABLE 2.3: Les Processus biologiques de l'ASM1-2ND

CHAPITRE 2. MODÉLISATION DES BIORÉACTEURS

— Les expressions des cinétiques sont représentées dans le tableau (2.4) :

réactions	équations
reac1	0
reac2	$\frac{-proc1 - proc2 - proc3}{Y_H} + proc10$
reac3	0
reac4	$(1 - f_p)(proc4 + proc8 + proc7) - proc10$
reac5	$proc1 + proc2 + proc3 - proc4$
reac6	$proc5 - proc7$
reac7	$proc6 - proc8$
reac8	$f_p(proc4 + proc7 + proc8)$
reac9	$-\frac{1-Y_H}{Y_H}proc1 + (-\frac{3.43-Y_{AOB}}{Y_{AOB}}proc5) + (-\frac{1.14-Y_{NOB}}{Y_{NOB}}proc6)$
reac10	$-\frac{1-Y_H}{1.72Y_H}proc2 + \frac{proc5}{Y_{AOB}} - \frac{proc6}{Y_{NOB}}$
reac11	$-\frac{1-Y_H}{2.86Y_H}proc3 + \frac{proc6}{Y_{NOB}}$
reac12	$\frac{1-Y_H}{2.86Y_H}proc2 + \frac{1-Y_H}{1.72Y_H}proc3$
reac13	$-i_{XB}(proc1 + proc2 + proc3 + proc6) + (-i_{XB} - \frac{1}{Y_{AOB}})proc5 + proc9$
reac14	$-proc9 + proc11$
reac15	$(i_{XB} - f_p i_{XP})(proc4 + proc7 + proc8) - proc11$
reac16	$-\frac{i_{XB}}{14}proc1 + proc2(-\frac{1-Y_H}{1.72Y_H}(-\frac{1}{14}) - \frac{i_{XB}}{14}) + proc3(-\frac{1-Y_H}{2.86Y_H}(-\frac{1}{14}) - \frac{i_{XB}}{14}) + proc5(\frac{1}{7}Y_{AOB} - \frac{i_{XB}}{14}) + \frac{proc6}{14}$

TABLE 2.4: Les réactions biologiques de l'ASM1-2ND

— La liste des variables d'états et leurs équations sont représentées dans le tableau 2.5 :

variables d'états	équations
\dot{S}_I	$D(S_{I_in} - S_I) + reac1$
\dot{S}_S	$D(S_{S_in} - S_S) + reac2$
\dot{X}_I	$D(X_{I_in} - X_I) + reac3$
\dot{X}_S	$D(X_{S_in} - X_S) + reac4$
\dot{X}_{bh}	$D(X_{bh_in} - X_{bh}) + reac5$
\dot{X}_{AOB}	$D(X_{AOB_in} - X_{AOB}) + reac6$
\dot{X}_{NOB}	$D(X_{NOB_in} - X_{NOB}) + reac7$
\dot{X}_P	$D(X_{P_in} - X_P) + reac8$
\dot{S}_O	$D(S_{O_in} - S_O) + K_{la}(S_{O_sat} - S_O)$
\dot{S}_{NO2}	$D(S_{NO2_in} - S_{NO2}) + reac10$
\dot{S}_{NO3}	$D(S_{NO3_in} - S_{NO3}) + reac11$
\dot{S}_{N2}	$D(S_{N2_in} - S_{N2}) + reac12$
\dot{S}_{Nh}	$D(S_{Nh_in} - S_{Nh}) + reac13$
\dot{S}_{ND}	$D(S_{ND_in} - S_{ND}) + reac14$
\dot{X}_{ND}	$D(X_{ND_in} - X_{ND}) + reac15$
\dot{S}_{Alk}	$D(S_{Alk_in} - S_{Alk}) + reac16$

TABLE 2.5: Les équations d'états de l'ASM1-2ND

2.4 Conclusion

Dans ce chapitre, nous avons présenté dans un premier lieu le principe de modélisation d'un simple chemostat, qui est la base de l'étude des bioréacteurs. Ensuite, nous avons introduit le modèle à boues activées N1 (Activated Sludge Model No1, ASM1), que nous avons proposé par la suite sa version étendue ASM1-2ND. Le nouveau modèle auquel nous nous intéressons dans notre mémoire, considère la nitrification et dénitrification en deux étapes, contrairement à ASM1, qui les modélise en une seule étape. Nous avons détaillé les processus biologiques et équations dynamiques du système.

Commande sans modèle

Sommaire

3.1	Introduction	31
3.2	Modélisation locale [1][2]	31
3.3	Principe de la commande sans modèle	32
3.4	Estimations des dérivées temporelles selon M.Fliess et coll [3] [4]	33
3.4.1	Introduction	33
3.4.2	Méthode d'estimation simultanée [5]	34
3.4.3	Méthode d'estimation indépendante[6]	35
3.5	Les étapes de la synthèse d'une commande sans modèle	38
3.6	Conclusion	39

3.1 Introduction

Tous les automaticiens le savent, les PID (Proportionnel Intégral Dérivée) font partie des techniques les plus utilisées et les plus maîtrisées afin de commander un système pour deux raisons principales :

- La première est parce que c'est une commande facile à mettre en oeuvre.
- La deuxième parce-qu'elle n'a pas vraiment besoin d'une connaissance exacte du modèle mathématique du système. L'inconvénient de cette commande est qu'elle peut se dégrader par exemple dans les cas suivants :

- en présence de non-linéarité.
- défauts ou vieillissement qui implique des changements de caractéristiques du système .
- un système complexe.

Jusqu'à aujourd'hui toutes les solutions proposées pour commander un système complexe sont souvent partielles ou bien trop difficile a mettre en oeuvre .

La commande sans modèle est une approche qui a été proposée par FLIESS et coll.,2006.

Cette méthode qui a besoin uniquement des mesures d'entrées et de sorties du système est en vérité une commande d'un modèle local i.e un modèle simple qui est valable sur une petite fenêtre de temps qui sera renouvelée sans cesse, auquel on applique une commande qui a pour correcteur un PI dit intelligent (i-PI) ou bien un i-PID.

3.2 Modélisation locale [1][2]

c'est un modèle plus complet, basé sur la modélisation, MAIS complexe, incertain, obtenu après plusieurs simplifications (dynamiques négligées, retard approximé, paramètres incertains,). On a besoin des correcteurs robustes face à ces problèmes de modélisation, ... ou rester autour d'un point d'équilibre si on utilise un PID (utiliser le modèle linéarisé donc)

Dans un premier temps nous allons considérer un modèle mathématique d'un système dynamique quelconque qui est un modèle plus complet, basé sur la modélisation mais complexe, incertain, obtenu après plusieurs simplifications (dynamiques négligées, retard approximé, paramètres incertains,) et qui peut s'écrire comme suit :

$$y^{(n)} = f(t, y, \dot{y}, \dots, y^{(n-1)}, u, \dot{u}, u^{(m)}) \quad (3.1)$$

On a besoin des correcteurs robustes face à ces problèmes de modélisation ou rester autour d'un point d'équilibre si on utilise un PID (utiliser le modèle linéarisé donc), d'où le besoin d'utiliser le contrôle sans modèle.

Ce modèle inconnu, sera approximé par un modèle qui est valable sur un court laps de temps (petite fenêtre de temps) et qui s'écrit comme suit :

$$y^{(\nu)} = F + \alpha u + \beta \tag{3.2}$$

avec :

- $\nu \geq 1$, le plus souvent $\nu = 1$ ou 2 , est l'ordre du modèle local
- α : un paramètre constant qui sera fixé par le praticien pour que αu et $y^{(\nu)}$ aient le même ordre de grandeur.
- β : un paramètre constant généralement égal a 0 , sauf dans le cas ou u n'apparaît pas linéairement dans l'équation (3.2).
- $y^{(\nu)}$: dérivée d'ordre ν de la sortie qui est calculée par un dérivateur numérique.
- F : est l'approximation locale de f .
- u : est la commande local.
- Le schéma suivant explique le principe de la modélisation locale :

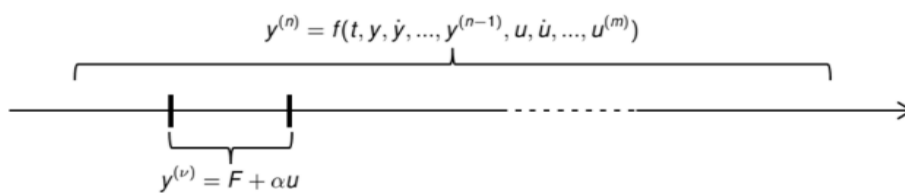
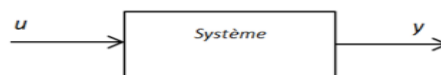


FIGURE 3.1: Principe de la modélisation locale

3.3 Principe de la commande sans modèle

Pour mieux comprendre nous allons considérer un système mono-variable :



Son modèle phénoménologique est comme suit :

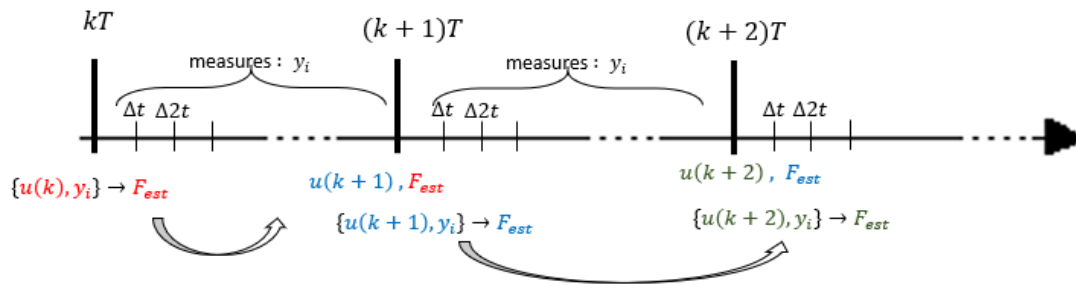
$$y^{(\nu)} = F + \alpha u + \beta$$

Considérons deux types d'intervalles

- intervalle de controle T
- intervalle de mesure Δt

À chaque instant T nous avons le contrôle donné par :

$$u = \frac{1}{\alpha} (F_{est} + y^{*(\nu)} + f(e))$$



y^* est la trajectoire de référence que y doit être égale ou proche d'elle. $f(e)$ est une fonction dépendante du passé et du présent de l'erreur $e = y^* - y$

Nous devons choisir $f(e)$ tel qu'un bon suivi de trajectoire y^* est assuré, c'est pour cela qu'on opte pour un contrôleur PID dit intelligent :

$$f(e) = K_p e(t) + K_i \int e(t) dt + K_d \dot{e}(t)$$

Avec K_p, K_i, K_d : les paramètres du contrôleur.

- le i-PI, $\nu = 1$:

$$u = \frac{1}{\alpha} (-F + \dot{y}^* + K_p \cdot e + K_I \int e) \tag{3.3}$$

- le i-PID, $\nu = 2$:

$$u = \frac{1}{\alpha} (-F + \dot{y}^* + K_p \cdot e + K_I \int e + K_D \cdot \dot{e}) \tag{3.4}$$

3.4 Estimations des dérivées temporelles selon M.Fliess et coll [3] [4]

3.4.1 Introduction

Le plus important dans la commande sans modèle est d'avoir une bonne estimation de la sortie du système et de ses dérivées.

Si par exemple l'estimation est mauvaise alors tous les résultats qui suivent seront faux, d'où l'importance de faire un bon choix d'une méthode d'estimation.

On trouve plusieurs méthodes d'estimation, mais parfois elles sont très sensibles aux perturbations ou bien difficiles à mettre en oeuvre.

Dans notre travail nous allons utiliser la méthode d'estimation mise au point par **Fliess et coll.**[2]. Elle repose essentiellement sur le calcul des intégrales, qui comme nous le savons, sont des filtres passe bas, et plus simple à calculer que le calcul des dérivées.

Soit $y(t)$ une observation bruitée d'un signal $x(t)$ et nous voulons estimer ses dérivées grâce au développement de Taylor autour du point zéro, on trouve :

$$x_N(t) = \sum_{\nu=0}^N x^{(\nu)}(0) \frac{t^\nu}{\nu!}$$

La transformé de Laplace de x_N est :

$$X_N(s) = \sum_{\nu=0}^N \frac{x^{(\nu)}(0)}{s^{\nu+1}} \quad (3.5)$$

L'objectif de faire une estimation de $x^{(\nu)}(0)$ est d'estimer facilement les temporelles de $x(t)$, pour cela il existe deux approches, l'estimation simultanée et l'estimation indépendante.

3.4.2 Méthode d'estimation simultanée [5]

Nous allons multiplier les deux membres de l'équation (3.5) par s^{N+1} :

$$s^{N+1}X_N(s) = s^N x(0) + s^{N-1} \dot{x}(0) + \dots + x^{(N)}(0) \quad (3.6)$$

Ensuite on dérive par rapport à s , α fois, c'est-à-dire nous multiplions les deux membres par $\frac{d^\alpha}{ds^\alpha}$, $\alpha = 0, 1, \dots, N$.

Les quantités $x(0)^{(\nu)}$, $\nu = 0, 1, \dots, N$, qui satisferont le système d'équations linéaires, à éléments diagonaux non nuls et ils sont linéairement identifiables.

$$\frac{d^\alpha s^{N+1}X_N}{ds^\alpha} = \frac{d^\alpha}{ds^\alpha} \sum_{\nu=0}^N x^{(\nu)}(0) s^{N-\nu} \quad (3.7)$$

Nous allons maintenant éliminer les dérivées temporelles en multipliant les deux membres de (3.7) par $s^{-\bar{N}}$, $\bar{N} > N$.

Nous revenons enfin au domaine temporel pour obtenir l'estimation numérique. Etant donné que nous allons trouver un système d'équations complexes, **M.Fliess** a proposé une forme générale qui nous facilite beaucoup la tâche. En notant T le temps d'estimation, cette forme est la suivante :

$$P_{\bar{N}}(T) \begin{pmatrix} x_N(0) \\ \dot{x}_N(0) \\ \vdots \\ x_N^{(N)}(0) \end{pmatrix} = \int_0^T Q_{\bar{N}}(\sigma)x(\sigma)d\sigma \quad (3.8)$$

Où les entrées non nulles la matrice $P_{\bar{N}}(T)$ sont données pour $i=0, \dots, N-i$, par :

$$\{P_{\bar{N}}(T)\}_{i,j} = \frac{(N-j)!}{(N-i-j)!} \frac{T^{\bar{N}-N+i+j-1}}{(N-N+i+j-1)!}$$

et

$$\{Q_{\bar{N}}(\sigma)\}_i = \sum_{l=0}^i q_{i,l}(T-\sigma)^{\bar{N}-N-2+l}\sigma^{i-l}$$

avec

$$q_{i,l} = \frac{i!}{l!(i-l)!} \frac{(N+1)!}{(N+1-l)!} \frac{(-1)^{i-l}}{(\bar{N}-N-2+l)!}$$

Pour obtenir l'estimation a un instant t on remplace $x(t)$ dans (3.8) par $x(t+\sigma)$, ces estimations sont cependant non causales, afin d'obtenir des estimations causales, c'est-a-dire les estimations a l'instant t, il suffit de remplacer $x(t+\sigma)$ par $-x(t-\sigma); \sigma \in [0; T]$.

Remarque : La matrice $P_{\bar{N}}(T)$ en (3.8) est en général mal conditionnée, donc elle peut fournir de mauvaises estimations, en particulier dans un environnement bruité.

3.4.3 Méthode d'estimation indépendante[6]

Pour ne pas avoir le problème de la méthode précédente (matrice mal conditionnée), il est nécessaire d'obtenir une estimation indépendante de chaque ordre, c'est à dire, obtenir chaque $x^{(\nu)}(0)$ indépendamment des autres.

Afin de mieux comprendre le principe et la philosophie de cette méthode d'estimation nous allons continuer avec un exemple que :

Si on prend l'équation (3.6), avec $N=3$:

$$s^4 X_N(S) = s^3 x(0) + s^2 \dot{x}(0) + s \ddot{x}(0) + x^{(3)}(0) \quad (3.9)$$

1. Calcul de $x(0)$:

Dérivons trois fois par rapport à s l'équation (3.9) :

$$26sX_N(s) + 36s^2 \frac{dX_N(s)}{ds} + 12s^3 \frac{d^2X_N(s)}{ds^2} + s^4 \frac{d^3X_N(s)}{ds^3} = 6x(0)$$

Maintenant on devise cette équation par $s^{\bar{N}}$ avec $\bar{N} = 5$:

$$\frac{6}{s^5}x(0) = \frac{1}{s} \frac{d^3X_N(s)}{ds^3} + \frac{12}{s^2} \frac{d^2X_N(s)}{ds^2} + \frac{36}{s^3} \frac{dX_N(s)}{ds} + \frac{24}{s^4}X_N(s)$$

Passons au domaine temporel :

$$6x(0) \frac{T^4}{4!} = \int_0^T -\sigma^3 x(\sigma) d\sigma + 12 \int_0^T \int_0^{\sigma_1} \sigma^2 x(\sigma) d\sigma d\sigma_1 + 36 \int_0^T \int_0^{\sigma_1} \int_0^{\sigma_2} -\sigma x(\sigma) d\sigma d\sigma_2 d\sigma_1 +$$

$$24 \int_0^T \int_0^{\sigma_1} \int_0^{\sigma_2} \int_0^{\sigma_3} x(\sigma) d\sigma d\sigma_3 d\sigma_2 d\sigma_1$$

Au final on peut simplifier cette équation pour obtenir :

$$6x(0) \frac{T^4}{4!} = \int_0^T -\sigma^3 x(\sigma) d\sigma + 12 \int_0^T (T-\sigma)\sigma^2 x(\sigma) d\sigma + 36 \int_0^T -\frac{(T-\sigma)^2}{2} \sigma x(\sigma) d\sigma + 24 \int_0^T \frac{(T-\sigma)^3}{3!} x(\sigma) d\sigma$$

D'où : $x(0)$

2. Calcul de $\dot{x}(0)$:

On dérive l'équation (3.9) deux fois par rapport à s et après on devise par s pour obtenir l'équation suivante :

$$12sX_N(s) + 8s^2 \frac{dX_N(s)}{ds} + s^3 \frac{d^2X_N(s)}{ds^2} = 6x(0) + \frac{2}{s} \dot{x}(0)$$

Afin d'éliminer le terme $x(0)$ nous dérivons encore une fois par rapport à s puis nous devisons par s^4 :

$$-\frac{2}{s^6} \dot{x}(0) = \frac{1}{s} \frac{d^3X_N(s)}{ds^3} + \frac{11}{s^2} \frac{d^2X_N(s)}{ds^2} + \frac{28}{s^3} \frac{dX_N(s)}{ds} + \frac{12}{s^4} X_N(s)$$

Maintenant on passe au domaine temporel :

$$-2 \frac{T^5}{5!} \dot{x}(0) = \int_0^T -\sigma^3 x(\sigma) d\sigma + 11 \int_0^T \int_0^{\sigma_1} \sigma^2 x(\sigma) d\sigma d\sigma_1 + 28 \int_0^T \int_0^{\sigma_1} \int_0^{\sigma_2} -\sigma x(\sigma) d\sigma d\sigma_2 d\sigma_1 +$$

$$12 \int_0^T \int_0^{\sigma_1} \int_0^{\sigma_2} \int_0^{\sigma_3} x(\sigma) d\sigma d\sigma_3 d\sigma_2 d\sigma_1$$

Après la simplification on obtient :

$$-2 \frac{T^5}{5!} \dot{x}(0) = \int_0^T -\sigma^3 x(\sigma) d\sigma + 11 \int_0^T (T-\sigma)\sigma^2 x(\sigma) d\sigma + 28 \int_0^T -\frac{(T-\sigma)^2}{2} \sigma x(\sigma) d\sigma + 12 \int_0^T \frac{(T-\sigma)^3}{3!} x(\sigma) d\sigma$$

d'où $\dot{x}(0)$

3. Calcul de $\ddot{x}(0)$

C'est exactement le même principe, on dérive une seul fois l'équation (2.9) par rapport à s puis on devise par :

$$4s^2 X_N(s) + s^3 \frac{dX_N(s)}{ds} = 3sx(0) + 2\dot{x}(0) + \frac{1}{s} \ddot{X}(0)$$

Dérivons deux fois par rapport à s puis on devise par s^4 :

$$\frac{2}{S^7} \ddot{x}(0) = \frac{1}{S} \frac{d^3 X_N(S)}{dS^3} + \frac{10}{S^2} \frac{d^2 X_N(S)}{dS^2} + \frac{22}{S^3} \frac{dX_N(S)}{dS} + \frac{8}{S^4} X_N(S)$$

De la même façons on passe au domaine temporel puis on simplifie pour trouver le résultat suivant :

$$2 \frac{T^6}{6!} \ddot{x}(0) = \int_0^T -\sigma^3 x(\sigma) d\sigma + 10 \int_0^T (T-\sigma)\sigma^2 x(\sigma) d\sigma + 22 \int_0^T -\frac{(T-\sigma)^2}{2} \sigma x(\sigma) d\sigma + 8 \int_0^T \frac{(T-\sigma)^3}{3!} x(\sigma) d\sigma$$

D'où $\ddot{x}(0)$

4. Enfin nous voulons calculer $x^{(3)}(0)$:

Divisons l'équation (3.9) par s :

$$s^3 X_N(S) = s^2 x(0) + s\dot{x}(0) + \ddot{x}(0) + \frac{1}{s} x^{(3)}(0)$$

Dérivons maintenant trois fois par rapport à s :

$$-\frac{6}{s^4} X^{(3)}(0) = s^3 \frac{d^3 X_N(s)}{ds^3} + 9s^2 \frac{d^2 X_N(s)}{ds^2} + 18s \frac{dX_N(s)}{ds} + 6X_N(s)$$

Devisons par S^4 :

$$-\frac{6}{S^8} x^{(3)}(0) = \frac{1}{S} \frac{d^3 X_N(S)}{dS^3} + \frac{9}{S^2} \frac{d^2 X_N(S)}{dS^2} + \frac{18}{S^3} \frac{dX_N(S)}{dS} + \frac{6}{S^4} X_N(S)$$

Passons au domaine temporel avec simplification :

$$-6 \frac{T^7}{7!} x^{(3)}(0) = \int_0^T -\sigma^3 x(\sigma) d\sigma + 9 \int_0^T (T-\sigma)\sigma^2 x(\sigma) d\sigma + 18 \int_0^T -\frac{(T-\sigma)^2}{2} \sigma x(\sigma) d\sigma + 6 \int_0^T \frac{(T-\sigma)^3}{3!} x(\sigma) d\sigma$$

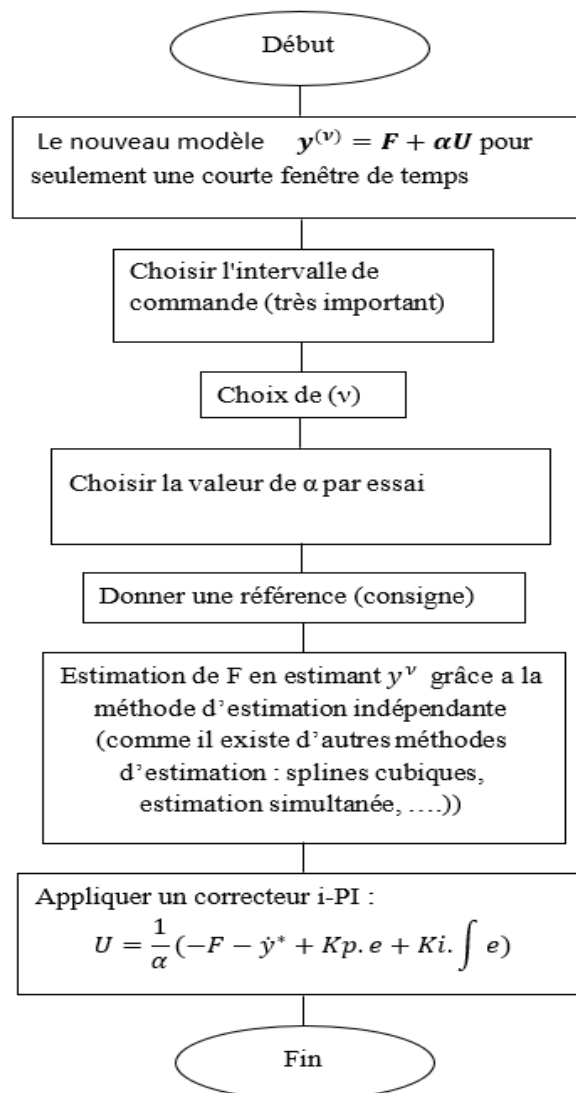
D'où $x^{(3)}(0)$

3.5 Les étapes de la synthèse d'une commande sans modèle

La mise en oeuvre de la commande sans modèle suivre les étapes suivantes :

1. Fixer ν de l'équation (3.2).
2. Fixer α pour que αu et $y^{(\nu)}$ aient la même grandeur.
3. Fixer β généralement $\beta = 0$.
4. Donner une consigne y^* .
5. Calculer $F = y^{(\nu)} - \alpha u$, après avoir estimé $y^{(\nu)}$ (méthode d'estimation indépendante).
6. Appliquer un correcteur i-PI ou i-PID au système.

On peut résumer les étapes de la commande sans modèle par l'algorithme suivant :



3.6 Conclusion

Dans ce chapitre nous avons présenté la commande sans modèle que nous allons par la suite l'appliquer sur les bioréacteurs en commençant avec le chemostat pour ensuite passer à l'**ASM1-2ND**.

Cette commande qui nécessite les entrées et les sorties du système est en réalité une commande d'un modèle local qui sera moins compliqué que le système réel.

Application de la commande sans modèle aux bioréacteurs

Sommaire

4.1	Partie 1 : application de la commande sans modèle au chemostat	41
4.1.1	Généralités	41
4.1.2	Les étapes de la synthèse d'une commande sans modèle pour le chemostat . .	42
4.1.3	Résultats de simulations pour le chemostat	45
4.2	Partie 2 :Application de la commande sans modèle à l'ASM1-2ND	49
4.2.1	Généralités	49
4.2.2	Résultats de simulations avec des entrées statiques	51
4.2.3	Résultats des simulations avec des données dynamiques	54
4.3	Conclusion	61

4.1 Partie 1 : application de la commande sans modèle au chemostat

4.1.1 Généralités

Dans cette section, nous allons appliquer la commande sans modèle au chemostat. Pour cela nous allons prendre un modèle mathématique à deux variables d'états (cf. chapitre 2) qui sont : un seul substrat et une seule population bactérienne.

Le modèle dynamique est comme suit :

$$\begin{cases} \dot{S} = D(S_{in} - S) - k\mu X \\ \dot{X} = (\mu - D)X \end{cases} \quad (4.1)$$

avec :

- S : concentration du substrat.
- X : concentration de la population bactérienne.
- S_{in} : concentration du substrat à l'entrée du chemostat.
- D : taux de dilution.
- k : coefficient pseudo stoechiométrique.

On a fait le choix de prendre la cinétique de Haldane pour la croissance de la population bactérienne et elle est comme suit :

$$\mu(S) = \mu_{max} \frac{S}{S + K + \frac{S^2}{K_{Is}}}$$

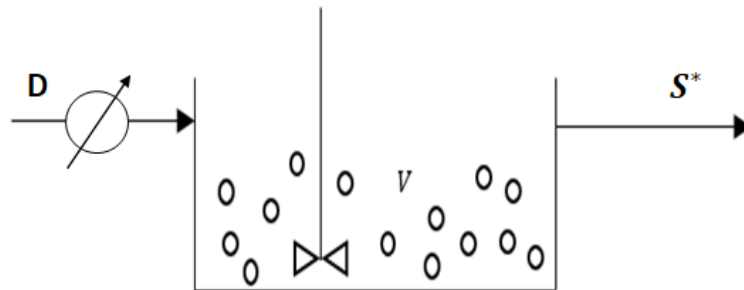


FIGURE 4.1: Schéma pour le contrôle du chemostat

D est la variable sur laquelle nous faisons la commande pour maintenir le substrat autour d'une certaine valeur de consigne (S^*) qui est fixée.

Les valeurs des paramètres du modèle mathématique du chemostat sont dans le tableau (4.1) suivant :

paramètres	définitions	unités	valeur
μ_{max}	taux de croissance maximum	$j^{(-1)}$	0.6
K	Constante de demi-saturation associé à S	g.DCO/L	3
K_{I_s}	Constante d'inhibition associée à S	g.DCO/L	15

TABLE 4.1: valeurs des paramètres de la cinétique biologique du chemostat

4.1.2 Les étapes de la synthèse d'une commande sans modèle pour le chemostat

Nous allons remplacer le modèle mathématique du chemostat (4.1) par un modèle qui est valable dans un court laps de temps décrit comme suit :

$$S^{(\nu)} = F + \alpha U + \beta$$

Suivons maintenant les étapes de la commande sans modèle :

1. On fait le choix du i-PI donc on aura $\nu = 1$.
2. on opte pour $\alpha = 100$.
3. $\beta = 0$.
4. Pour la consigne, nous choisissons $S^* = 14$ puis nous faisons des simulations pour d'autres consignes.
5. Nous calculons grâce à MATLAB $F = \dot{S} + 100D$ en estimant **S** avec la méthodes d'estimation indépendante que **M.FLIESS et al.** ont mis au point .

Pour cela on suppose que **S** est un signal polynomial de degré N et on peut l'écrire avec le développement de Taylor au tour du point zéro sous la forme suivante :

$$S(t) = \sum_{\nu=0}^N S^{(\nu)}(0) \frac{t^\nu}{\nu!}$$

La transformé de Laplace :

$$S(s) = \sum_{\nu=0}^N \frac{S^{(\nu)}(0)}{s^{\nu+1}}$$

Remarque : afin de faire la différence entre le s de la place et le S du substrat on change la notation du substrat en SI.

Nous allons prendre comme dans l'exemple précédent $N=3$ et on multiplie les deux membres de l'équation par $S1^{N+1}$ pour obtenir l'équation suivante :

$$s^4 S1(s) = s^3 S1(0) + s^2 \dot{S1}(0) + s \ddot{S1}(0) + S1^{(3)}(0) \quad (4.2)$$

— Calcul de $S1(0)$:

- Dérivons trois fois par rapport à s l'équation (4.2) :

$$26sS1(s) + 36s^2 \frac{dS1(s)}{ds} + 12s^3 \frac{d^2 S1(s)}{ds^2} + s^4 \frac{d^3 S1(s)}{ds^3} = 6S1(0)$$

- Maintenant on divise cette équation par $s^{\bar{N}}$ avec $\bar{N} = 5$:

$$\frac{6}{s^5} S1(0) = \frac{1}{s} \frac{d^3 S1(s)}{ds^3} + \frac{12}{s^2} \frac{d^2 S1(s)}{ds^2} + \frac{36}{s^3} \frac{dS1(s)}{ds} + \frac{24}{s^4} S1(s)$$

- On passe au domaine temporel :

$$6S1(0) \frac{T^4}{4!} = \int_0^T -\sigma^3 S1(\sigma) d\sigma + 12 \int_0^T \int_0^{\sigma_1} \sigma^2 S1(\sigma) d\sigma d\sigma_1 + 36 \int_0^T \int_0^{\sigma_1} \int_0^{\sigma_2} -\sigma S1(\sigma) d\sigma d\sigma_2 d\sigma_1 +$$

$$24 \int_0^T \int_0^{\sigma_1} \int_0^{\sigma_2} \int_0^{\sigma_3} S1(\sigma) d\sigma d\sigma_3 d\sigma_2 d\sigma_1$$

- Après simplification :

$$6S1(0) \frac{T^4}{4!} = \int_0^T -\sigma^3 S1(\sigma) d\sigma + 12 \int_0^T (T-\sigma) \sigma^2 S1(\sigma) d\sigma + 36 \int_0^T -\frac{(T-\sigma)^2}{2} \sigma S1(\sigma) d\sigma + 24 \int_0^T \frac{(T-\sigma)^3}{3!} S1(\sigma) d\sigma$$

- D'où : $S1(0)$

— Calcul de $\dot{S1}(0)$:

- On dérive l'équation (4.2) deux fois par rapport à s et après on divise par s :

$$12sS1(s) + 8s^2 \frac{dS1(s)}{ds} + s^3 \frac{d^2 S1(s)}{ds^2} = 6S1(0) + \frac{2}{s} \dot{S1}(0)$$

- Pour éliminer le terme $S1(0)$ on dérive encore une fois par rapport à S puis divise par S^4 :

$$-\frac{2}{s^6} \dot{S1}(0) = \frac{1}{s} \frac{d^3 S1(s)}{ds^3} + \frac{11}{s^2} \frac{d^2 S1(s)}{ds^2} + \frac{28}{s^3} \frac{dS1(s)}{ds} + \frac{12}{s^4} S1(s)$$

- Le domaine temporel :

$$\begin{aligned}
 -2\frac{T^5}{5!}\dot{S}_1(0) &= \int_0^T -\sigma^3 S_1(\sigma) d\sigma + 11 \int_0^T \int_0^{\sigma_1} \sigma^2 S_1(\sigma) d\sigma d\sigma_1 + 28 \int_0^T \int_0^{\sigma_1} \int_0^{\sigma_2} -\sigma S_1(\sigma) d\sigma d\sigma_2 d\sigma_1 + \\
 & 12 \int_0^T \int_0^{\sigma_1} \int_0^{\sigma_2} \int_0^{\sigma_3} S_1(\sigma) d\sigma d\sigma_3 d\sigma_2 d\sigma_1
 \end{aligned}$$

- Après la simplification on obtient :

$$-2\frac{T^5}{5!}\dot{S}_1(0) = \int_0^T -\sigma^3 S_1(\sigma) d\sigma + 11 \int_0^T (T-\sigma)\sigma^2 S_1(\sigma) d\sigma + 28 \int_0^T -\frac{(T-\sigma)^2}{2} \sigma S_1(\sigma) d\sigma + 12 \int_0^T \frac{(T-\sigma)^3}{3!} S_1(\sigma) d\sigma$$

d'où : $\dot{S}_1(0)$

4.1.3 Résultats de simulations pour le chemostat

A $t=0$ jours, nous considérons les conditions initiales du chemostat $X(0)=5$ et $S(0)=20$, pour les constantes du modèle. $\mu_{max} = 0.6 \text{ jours}^{-1}$, $K = 3 \text{ g.DCO/L}$ et $K_{Is} = 15 \text{ g.DCO/L}$.

4.1.3.1 Régulation simple

— Pour la première simulation on a le $S_{in} = 35$ et la consigne $S_{ref} = 14$:

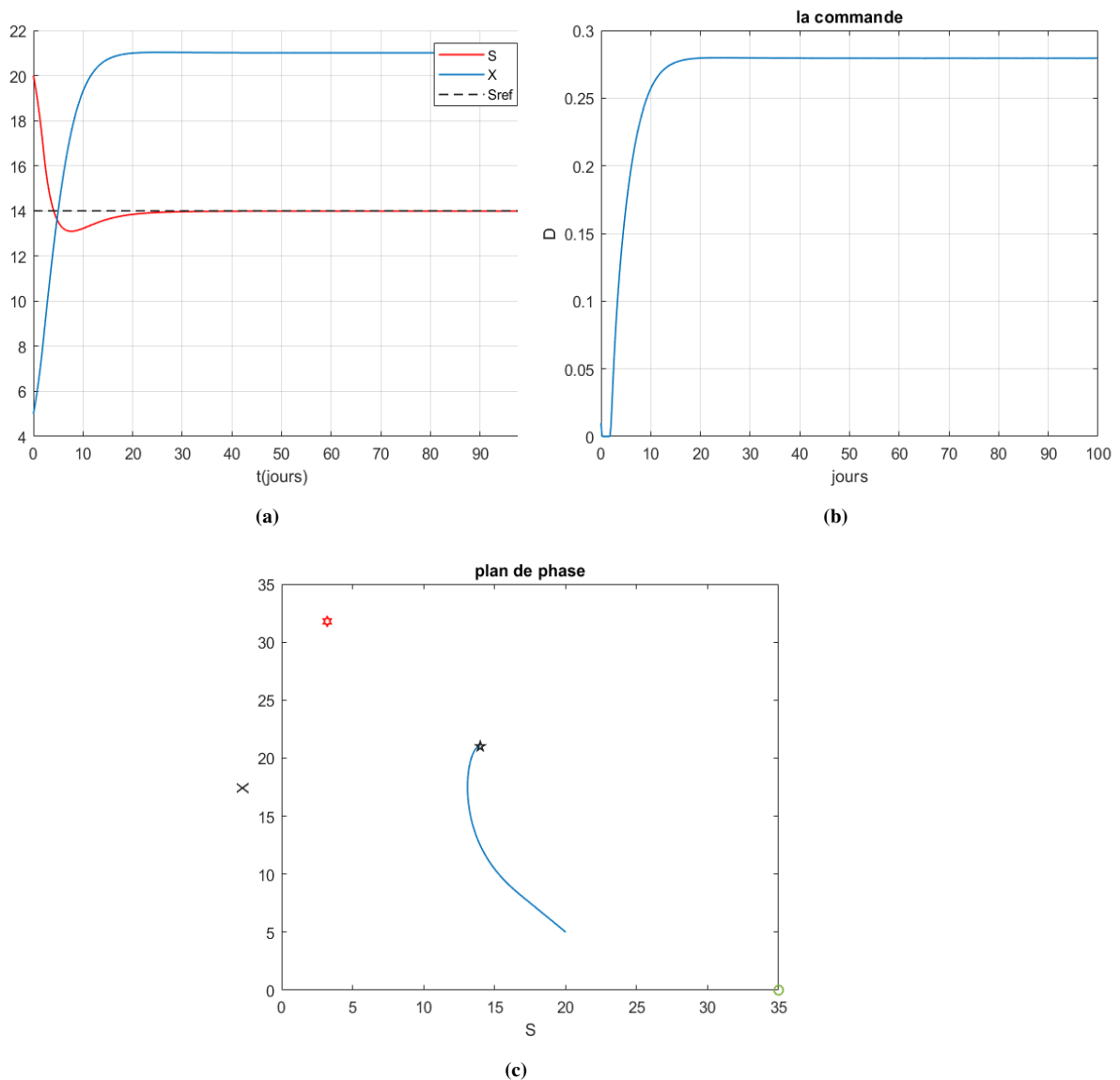


FIGURE 4.2: Résultats pour une référence fixe sans perturbations et sans bruits

Sur la figure 4.2 (a), on constate que la commande fonctionne correctement sur cette régulation simple et la concentration de substrat S rejoint la valeur de consigne S_{ref} .

Le signal de commande est donné par la figure 4.2 (b), nous remarquons que D augmente jusqu'à atteindre une valeur qui permette la stabilisation du système. L'évolution de x , converge sa sa valeur en régime permanent

4.1.3.2 Régulation avec des perturbations aux entrées

Dans cette simulation nous allons appliquer des perturbations sur le S_{in} de la façon suivante :

- $S_{in} = 39$ pour $60 < t < 65$
- et $S_{in} = 35$ ailleurs

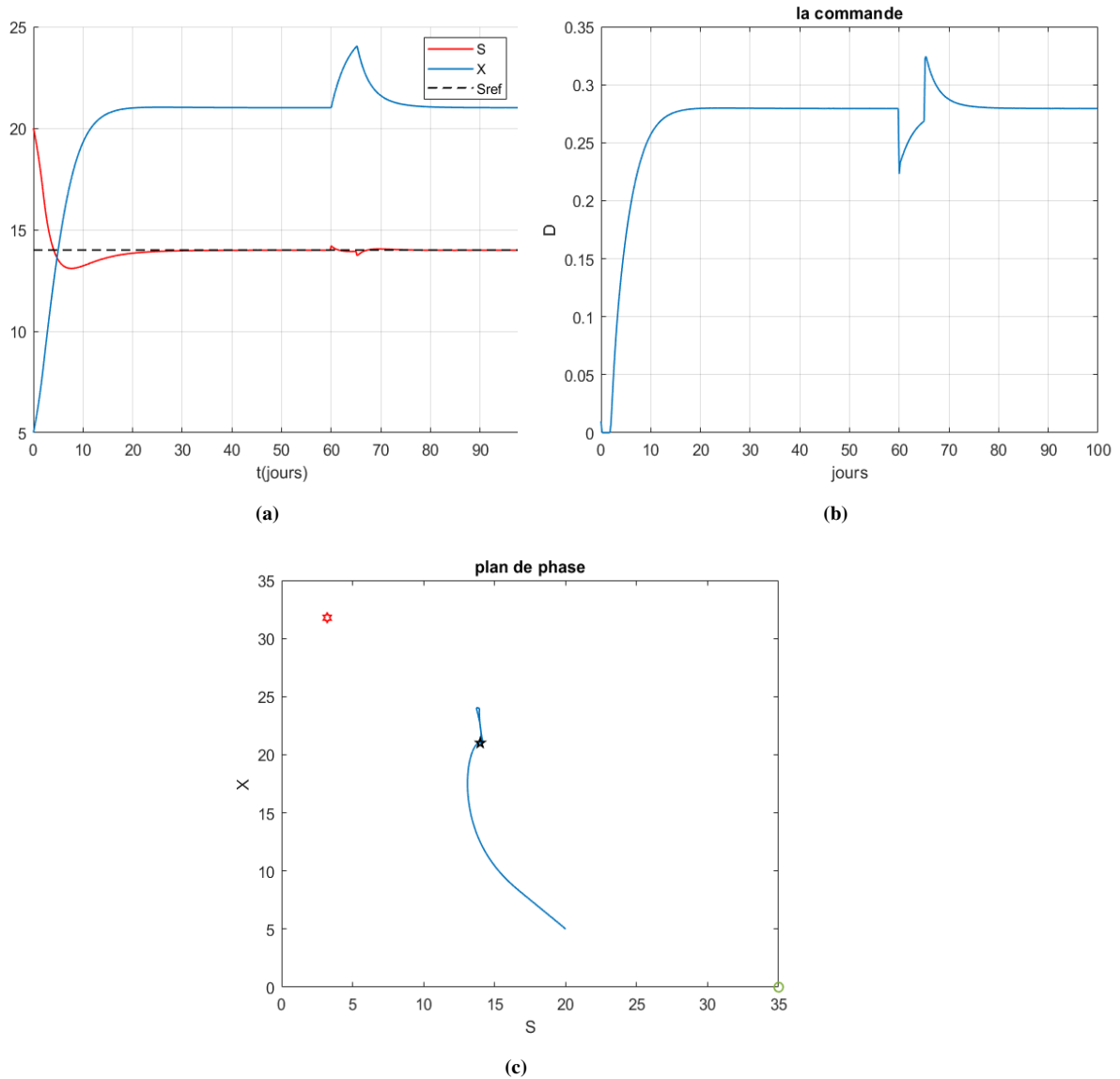


FIGURE 4.3: Résultats pour une référence fixe avec perturbations

Sur la figure (4.3), nous pouvons voir le comportement dynamique du bioréacteur qui se comporte correctement, la concentration de substrat S est toujours ramenée à la valeur de consigne S_{ref} même si les concentrations du substrat à l'entrée du bioréacteur S_{in} changent brusquement (entre $t = 60$ jours et $t = 65$ jours), ce qui démontre que cette commande est robuste vis-a-vis aux perturbations.

4.1.3.3 Robustesse par rapport à la variation de la référence

— Nous allons prendre deux références différentes :

- la première $S_{ref} = 14$ quand $0 < t < 100$ jours.

- la deuxième $S_{ref} = 19$ quand $t > 100$ jours.

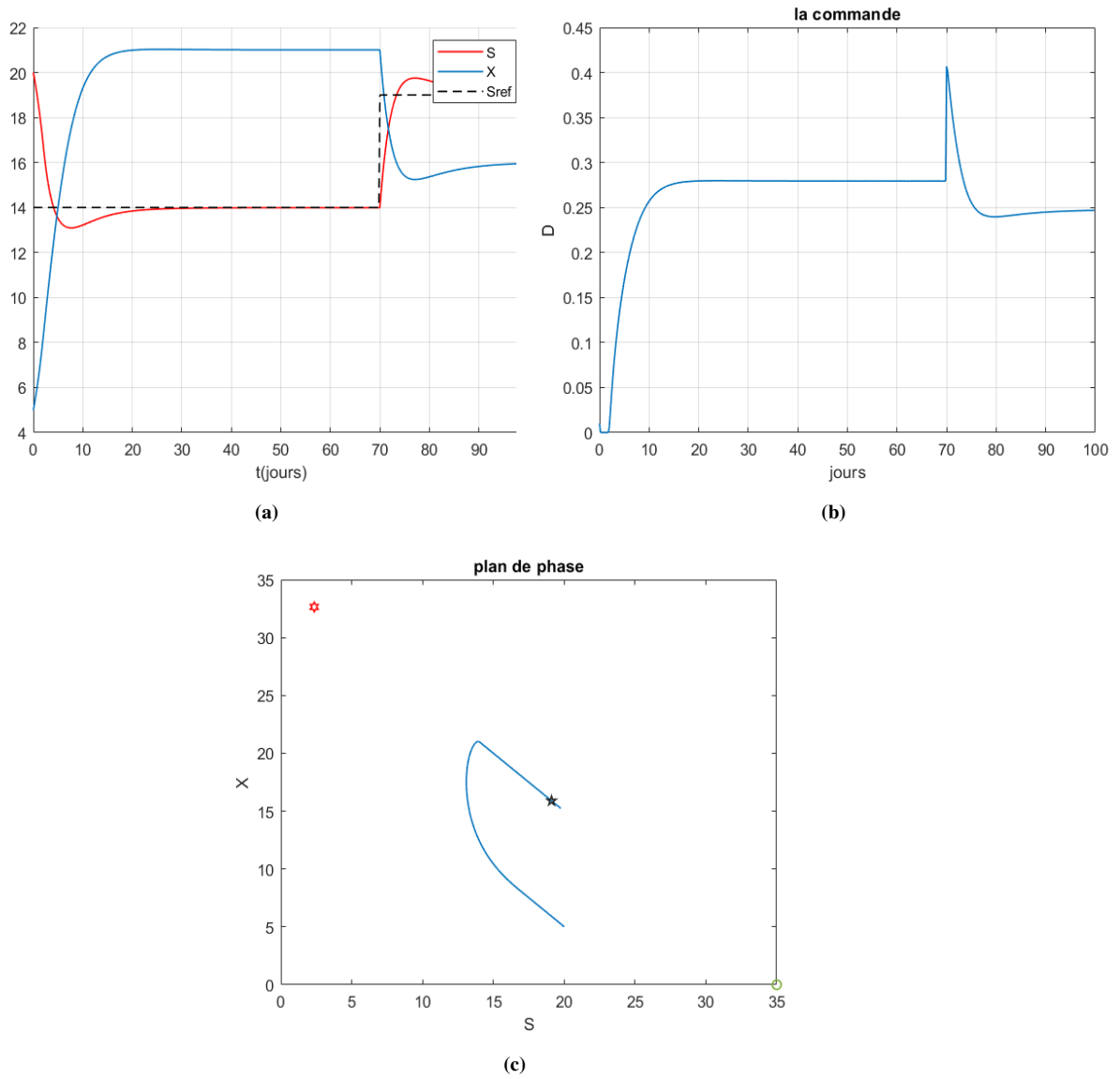


FIGURE 4.4: Résultats de la simulation avec une variation de S_{ref}

Dans la figure (4.4) les résultats de simulation sont parfaits, notre sortie atteint les références désirées.

4.1.3.4 Suivi de la trajectoire et bruit blanc :

— Pour cette simulation nous allons prendre une référence sous forme d'une trajectoire $S_{ref} = 11 + \log(t+2)$ avec $0 < t < 100$, les résultats sont comme suit :

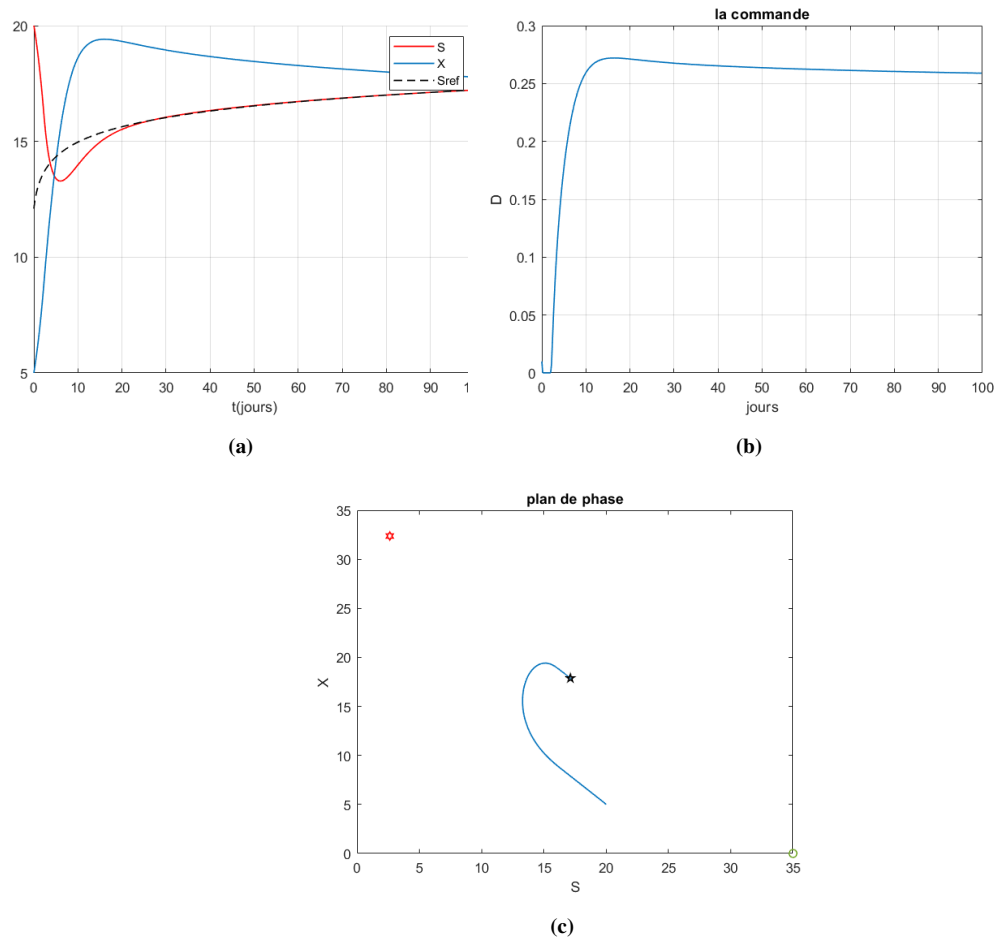


FIGURE 4.5: Résultats pour une référence sous forme d'une trajectoire

4.2 Partie 2 : Application de la commande sans modèle à l'ASM1-2ND

4.2.1 Généralités

Comme pour le chemostat nous allons appliquer la commande sans modèle à l'ASM1-2ND, tester plusieurs perturbations et appliquer un changement de consigne pour étudier la robustesse de la commande .

Pour l'ASM1-2ND nous allons contrôler le S_{NO3} avec le KLa (Coefficient de transfert volumétrique de l'oxygène) qui est la variable de contrôle. Le taux de dilution (D) est maintenant constant.

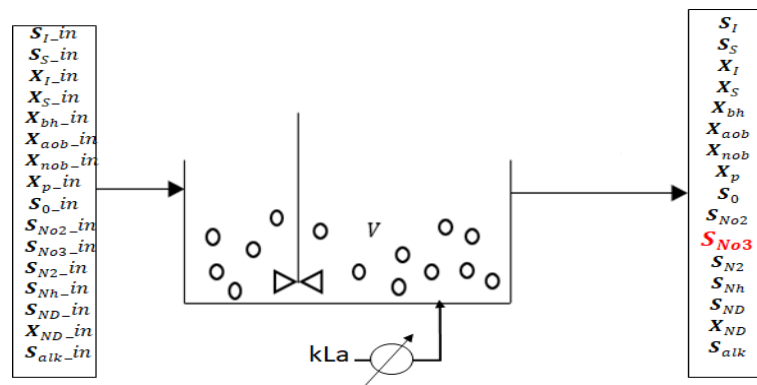


FIGURE 4.6: Schéma pour le contrôle de l'ASM1-2ND

Les deux tableaux suivants indiquent les valeurs des entrées et des coefficients cinétiques et stoechiométriques utilisées dans les simulations :

— La liste des entrées de l'ASM1-2ND ainsi leurs valeurs et unités sont données dans le tableau (4.2) :

variables	valeurs	unités
S_{I_in}	25	$gDCOm^{-3}$
S_{S_in}	150	$gDCOm^{-3}$
X_{I_in}	40	$gDCOm^{-3}$
X_{S_in}	200	$gDCOm^{-3}$
X_{S_in}	50	$gDCOm^{-3}$
X_{bh_in}	50	$gDCOm^{-3}$
X_{AOB_in}	0.01	$gDCOm^{-3}$
X_{NOB_in}	0.01	$gDCOm^{-3}$
X_{p_in}	0	$gDCOm^{-3}$
S_{o_in}	0	$gDCOm^{-3}$
S_{No2_in}	0	gNm^{-3}
S_{No3_in}	0	gNm^{-3}
S_{N2_in}	18	gNm^{-3}
S_{Nh_in}	50	gNm^{-3}
S_{ND_in}	5	gNm^{-3}
X_{ND_in}	10	gNm^{-3}
S_{ALK_in}	7	gNm^{-3}

TABLE 4.2: Les entrées l'ASM1-2ND

CHAPITRE 4. APPLICATION DE LA COMMANDE SANS MODÈLE AUX BIORÉACTEURS

— La liste des coefficients cinétiques et stoechiométriques, leurs symboles, leurs valeurs et leurs unités sont donnés dans le tableau (4.3) :

Descriptions	Symboles	valeurs	unités
taux de croissance maximum du X_{bh}	μ_H	4	j^{-1}
Demi-saturation(croissance hétérotrophe)	K_S	10	$gDCOm^{-3}$
Demi-saturation(oxygène hétérotrophe)	K_{OH}	0.2	gOm^{-3}
Demi-saturation(Nitrate et nitrite)	K_{No}	0.5	$gNO_3^- Nm^{-3}$
Taux de mortalité hétérotrophe	b_h	0.3	j^{-1}
Taux de croissance maximale du AOB	μ_{AOB}	0.85	j^{-1}
Taux de croissance maximale du NOB	μ_{NOB}	0.65	j^{-1}
Demi-saturation(croissance autotrophe)	K_{NH}	1	$gNH_3^- Nm^{-3}$
Demi-saturation(oxygène autotrophe)	K_{OA}	0.4	gO_2m^{-3}
taux de mortalité du AOB	b_{AOB}	0.17	j^{-1}
taux de mortalité du NOB	b_{NOB}	0.15	j^{-1}
facteur de correction du taux de croissance anoxique	η_g	0.8	l
taux d'ammonification	K_A	0.05	$m^3(gDCO \cdot j)^{-1}$
taux d'hydrolyse spécifique maximale	K_H	3	$gX_S(gX_{bh} \cdot DCO \cdot j^{-1})$
Demi-saturation (hydrolyse)	K_X	0.1	$gX_S(gX_{bh} \cdot DCO)^{-1}$
facteur de correction du taux de croissance de S_{NO2}	η_{NO2}	0.8	l
facteur de correction du taux de croissance de S_{NO3}	η_{NO3}	0.38	l
Rendement des hétérotrophes	Y_H	0.45	$gDCO/gDCO$
Rendement des AOB	Y_{AOB}	0.15	$gDCO/gN$
Rendement des NOB	Y_{NOB}	0.09	$gDCO/gN$
Fraction de DCO inertes générés par la biomasse morte	f_p	0.08	l
Fraction d'azote de la biomasse hétérotrophe	i_{XB}	0.086	$gN/gDCO$
Fraction d'azote issue de la mort des biomasses	i_{XP}	0.06	$gN/gDCO$
L'ammoniac inhibe l'oxydation des nitrites	K_{NH-I}	5	$gNH_4^- Nm^{-3}$
Taux de dilution	D	0.1	j^{-1}

TABLE 4.3: Les coefficients cinétiques et stoechiométriques l'ASM1-2ND

4.2.2 Résultats de simulations avec des entrées statiques

Dans le cas des entrées statiques on va avoir les mêmes entrées sur l'ASM1-2ND pendant tout le temps de simulation.

4.2.2.1 Régulation simple

Dans un premier temps nous allons donner une référence fixe $S_{NO3,ref} = 18$ et voir le comportement du système quand on applique la commande sans modèle.

En ce qui concerne les paramètres de la commande sans modèle nous avons $\alpha = 12$, $K_p=1.1$ et $K_i=0.1$.

Les résultats des simulations sont comme suit :

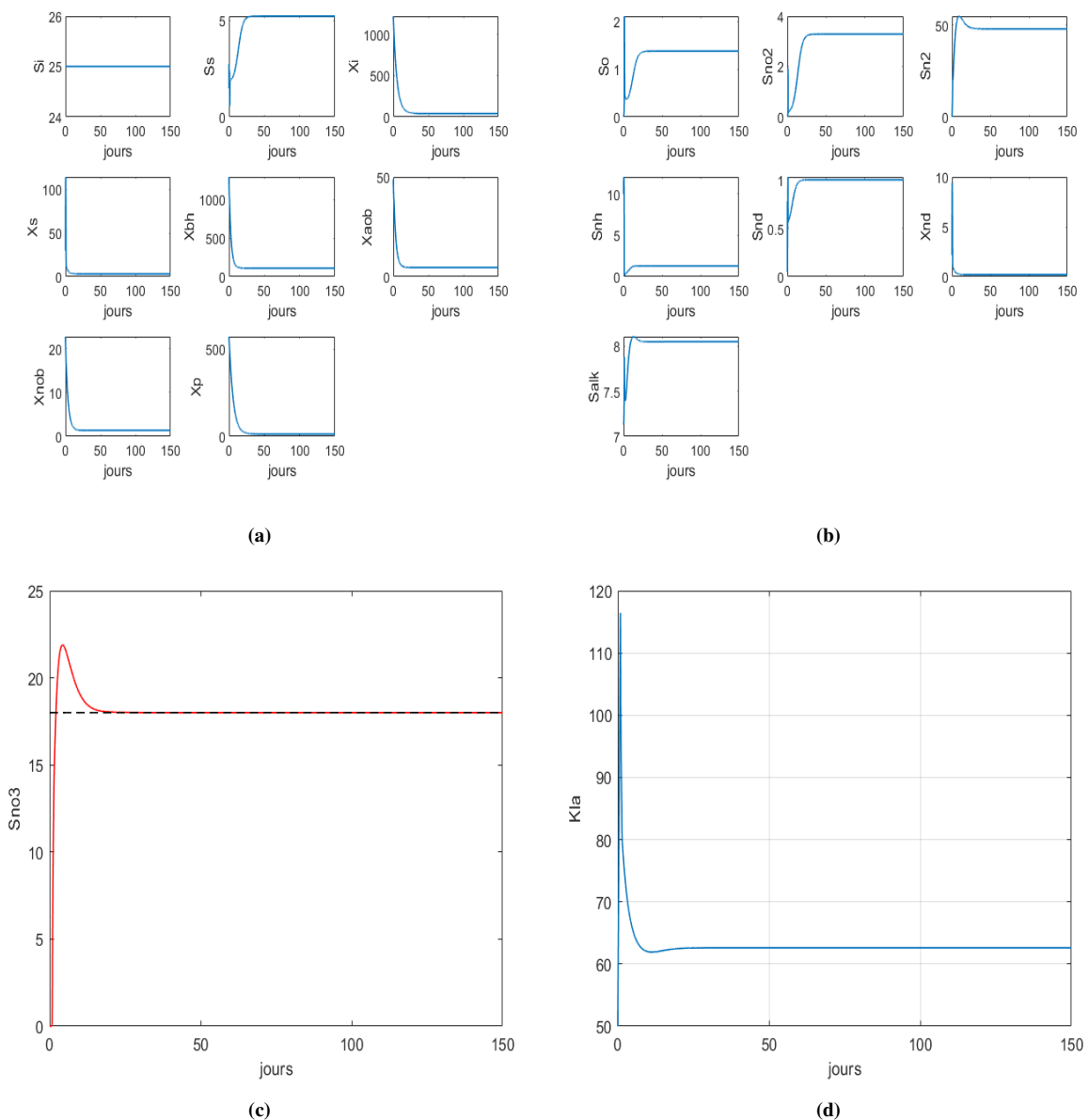


FIGURE 4.7: Résultats de simulations de la commande de L'ASM1-2ND pour une seule référence

4.2.2.2 Robustesse par rapport à la variation de la référence

Maintenant on essaye de donner deux références différentes, la première est $S_{NO3_ref1} = 18$ dans l'intervalle de temps $[0,65]$ et la deuxième est $S_{NO3_ref2} = 15$ dans l'intervalle de temps $[66,150]$, on obtient les résultats suivants :

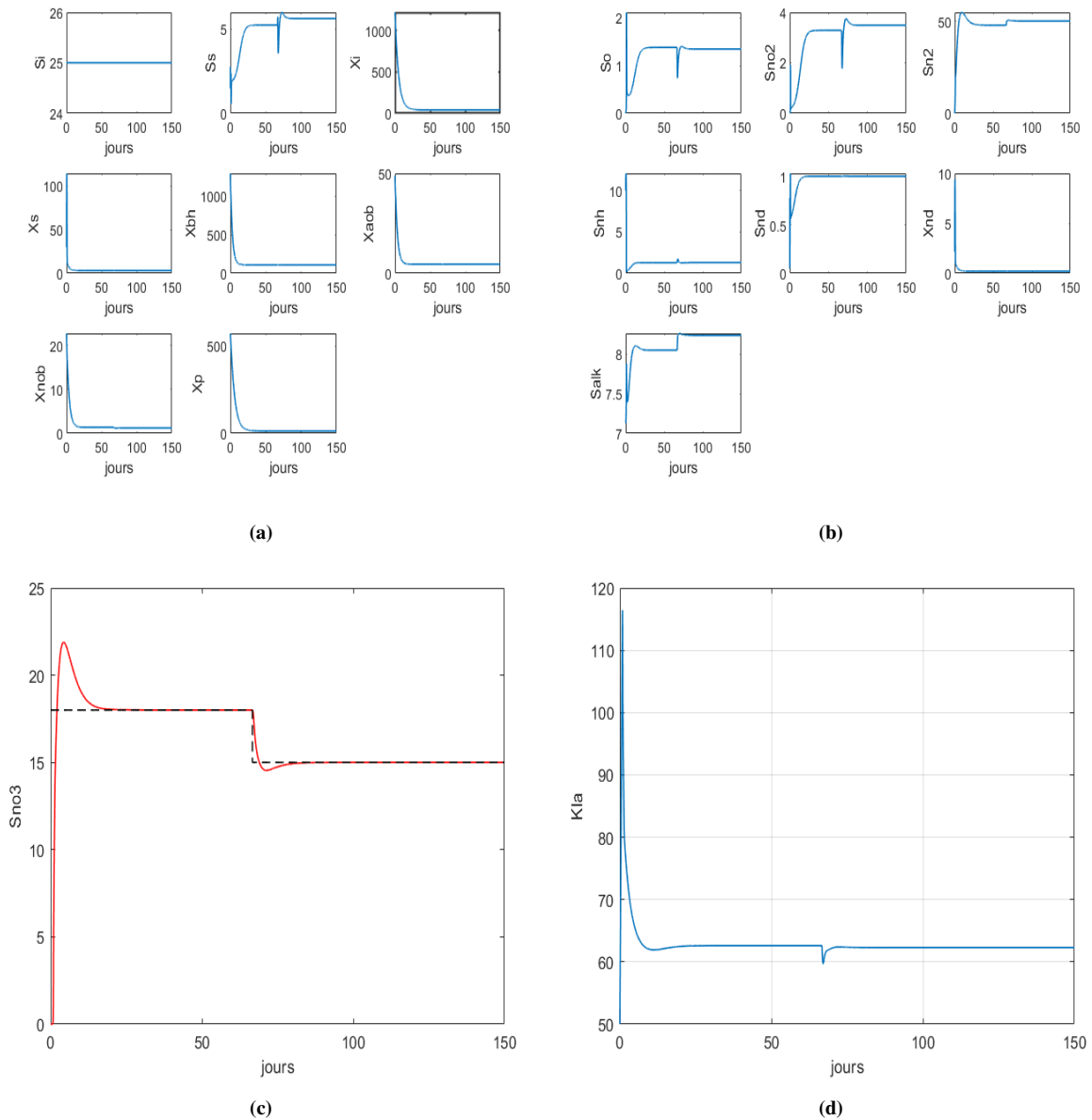


FIGURE 4.8: Résultats de simulations de L'ASM1-2ND pour deux références différentes

Sur les figures (4.8) et (4.9), nous pouvons voir que le bioréacteur se comporte correctement ainsi que la concentration de nitrate S_{NO3} rejoint toujours la valeur de consigne S_{ref} même si on donne plusieurs consignes dans des intervalles différents.

4.2.2.3 Robustesse en ajoutant des perturbation sur les entrées

Dans cette partie nous allons ajouter des perturbations sur le S_{NO3_in} c'est a dire dans l'intervalle du temps[120,125] le $S_{NO3_in} = 5$ au lieux de 0 et la même chose pour S_{NH_in} pour le même intervalle [120,125], au lieux d'avoir $S_{NH_in} = 50$ il va être égale à 40 dans l'intervalle.

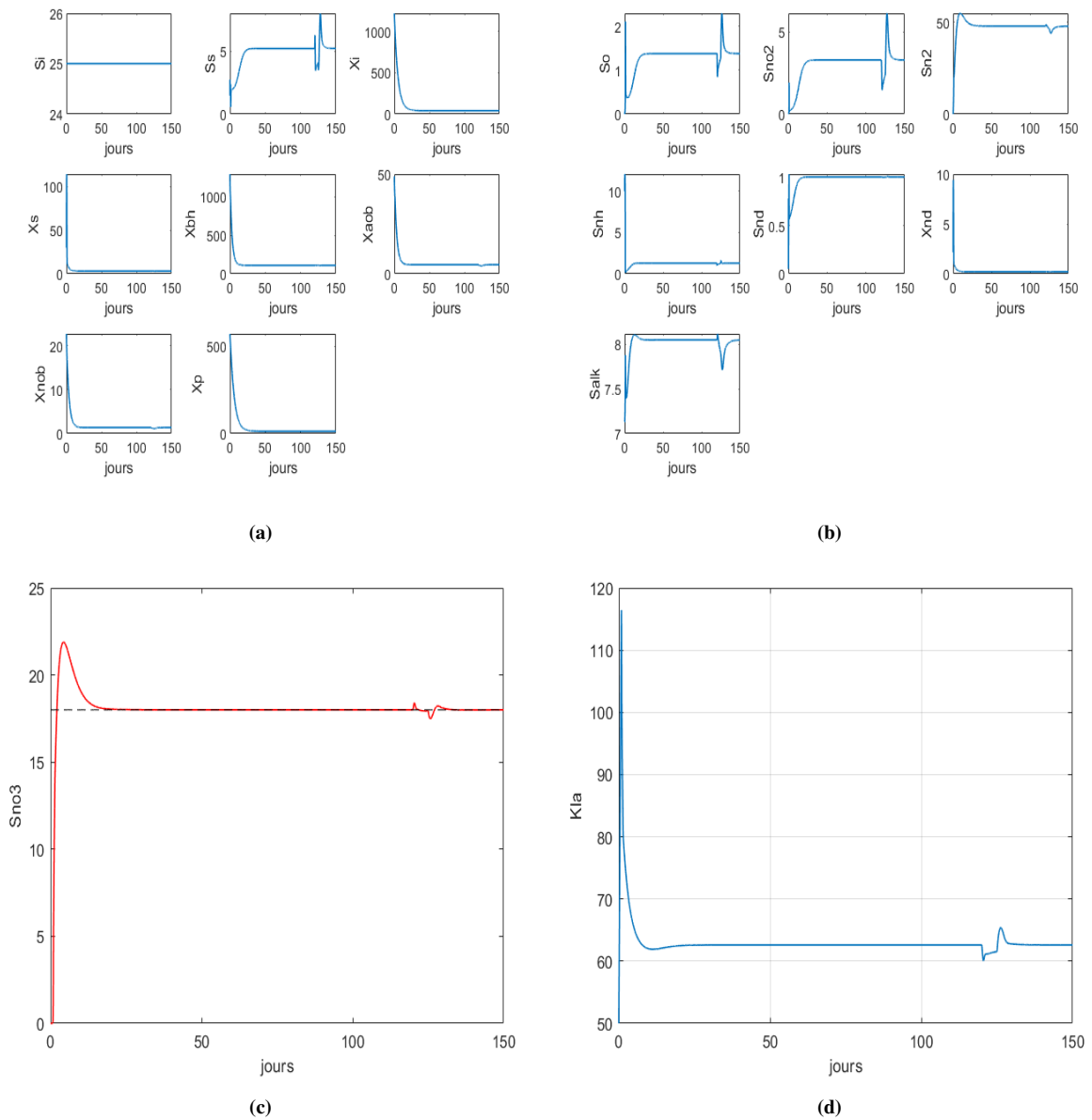


FIGURE 4.9: Résultats de simulations de L'ASM1-2ND avec perturbations en entrée

La figure (4.10) nous montre que même si on applique des perturbations sur les concentrations à l'entrée du système, le S_{NO3} est toujours ramenée à la valeur de consigne ce qui prouve que la commande est robuste vis-a-vis au perturbation.

4.2.3 Résultats des simulations avec des données dynamiques

L'objectif de cette partie est de voir la robustesse de la commande sans modèle en appliquant des entrées dynamiques.

Pour les données dynamiques en entrée on a chaque jour plusieurs mesures ce qui pose problème pour la synchronisation entre le temps d'échantillonnage dans la commande et la variation du temps pour chaque mesure.

Pour cela on propose deux solutions pour palier ce problème la première est de faire la moyenne des mesures de chaque jour, la seconde est de faire l'interpolation des données avec Matlab.

Dans les deux cas on pourra faire la synchronisation avec le temps d'échantillonnage.

Maintenant nous allons faire une comparaison entre la méthode d'interpolation et le calcul de la moyenne, les résultats sont comme suit :

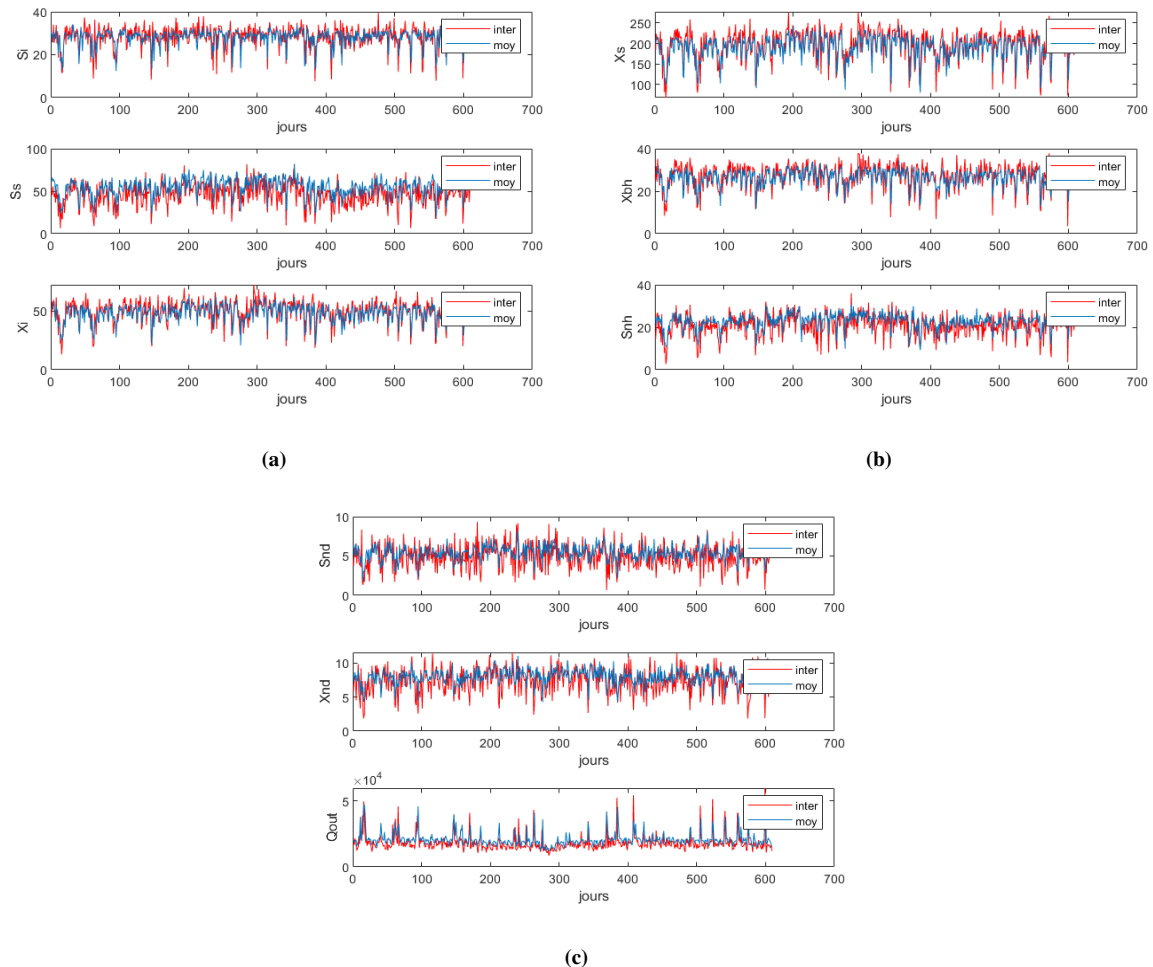


FIGURE 4.10: Comparaison entre la méthode d'interpolation et le calcul de la moyenne pour les données dynamiques en entrée

Remarque :

Il y a quelques variables qui manquent dans les figures parce que ces dernières sont égales à 0.

- On remarque qu'on obtient la même allure pour les deux méthodes malgré qu'il existe quelques petites différences au niveau des pics.

- A titre d'exemple pour faire une comparaison entre les deux résultats nous allons faire une régulation simple pour les deux méthodes.

4.2.3.1 Régulation simple avec calcul de moyenne pour les entrées dynamiques

On donne une seule référence pour le $S_{No3ref} = 16$, les résultats de la simulation sont comme suit :

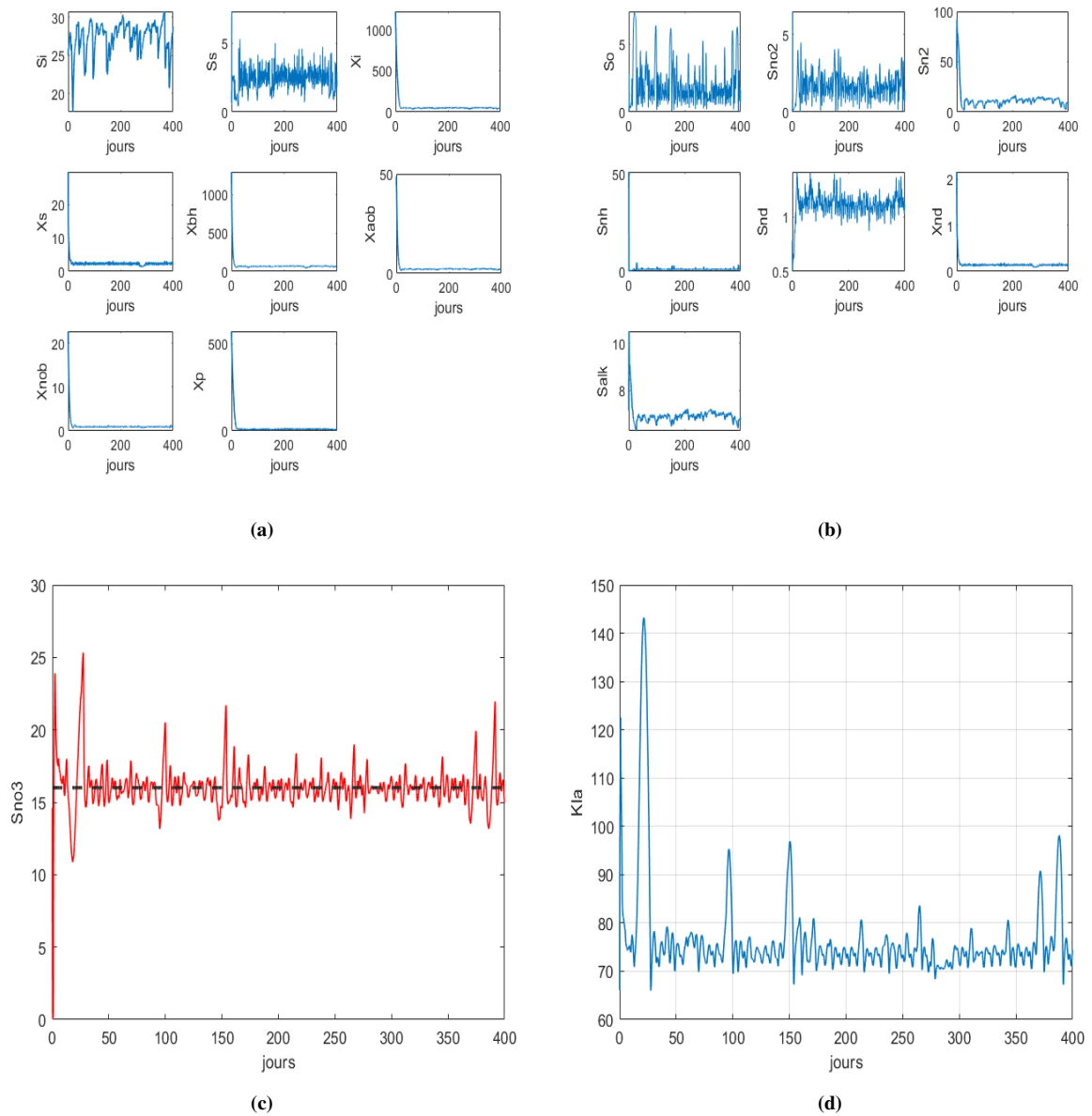


FIGURE 4.11: Résultats de simulations avec des entrées dynamiques pour une seule consigne (moyenne)

4.2.3.2 Régulation simple avec la méthode d'interpolation pour les entrées dynamiques

De même pour la simulation précédente on donne la même référence ($S_{No3_{ref}} = 16$) pour voir la comparaison entre les deux simulations, on obtient les résultats suivants :

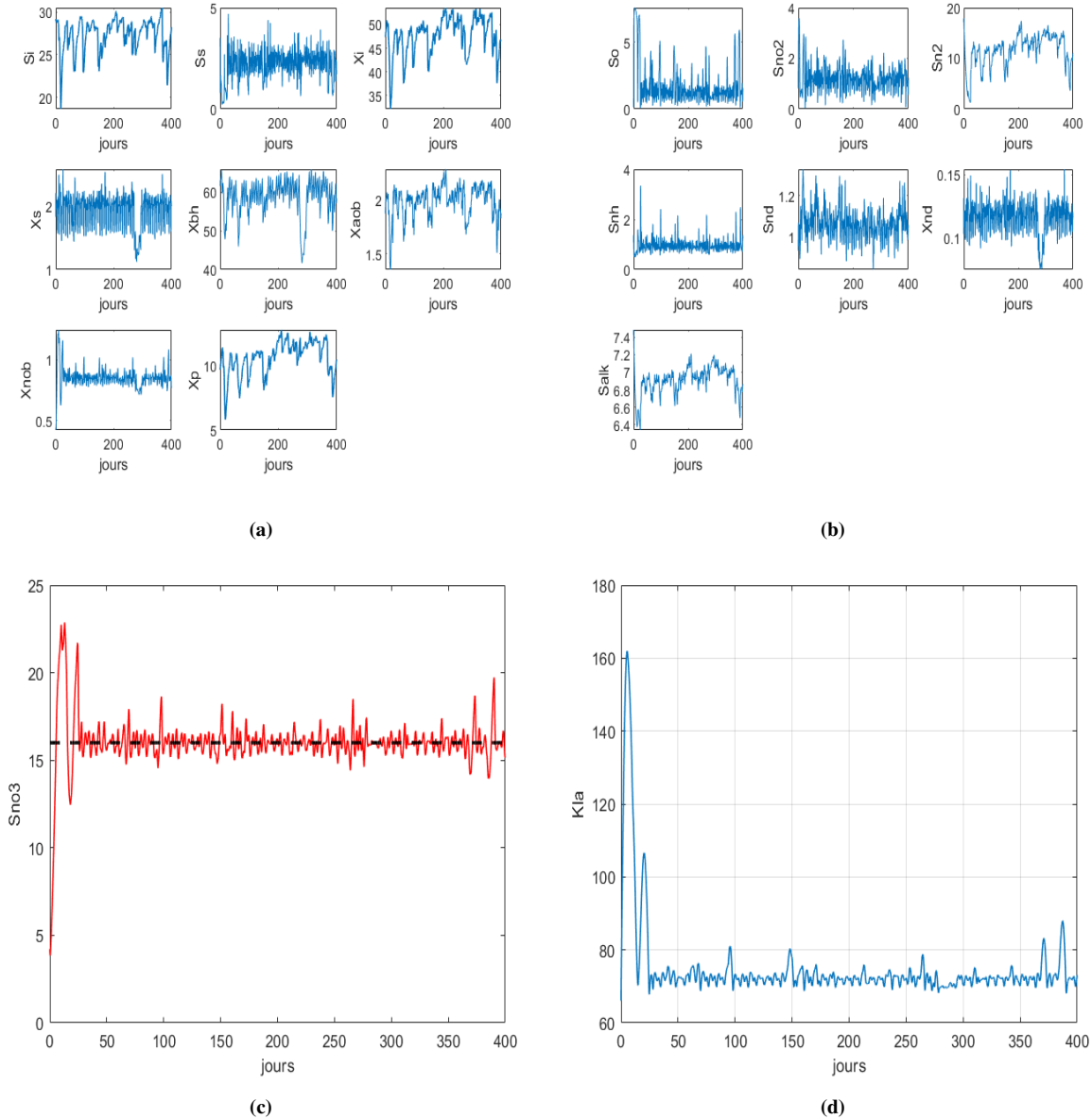


FIGURE 4.12: Résultats de simulations avec des entrées dynamiques pour une seule consigne (Interpolation)

- Les deux simulations précédentes nous montrent que malgré la petite différence entre la méthode d'interpolation et le calcul de la moyenne, on obtient presque les mêmes résultats surtout au niveau du S_{No3} on peut dire que c'est identique.

Remarque :

- Pour les simulations suivantes on a fait le choix d'utiliser la méthode d'interpolation.

4.2.3.3 Robustesse par rapport la variation de la consigne (S_{ref}) :

Afin de mieux tester la robustesse de la commande nous allons essayer plusieurs consignes dans 3 intervalles de temps différents.

Pour le premier intervalle on donne la référence suivante $S_{NO3ref1} = 20$, ensuite le deuxième intervalle on donne $S_{NO3ref} = 14$, enfin pour le dernier intervalle on à $S_{NO3ref} = 8$.

Ainsi on trouve :

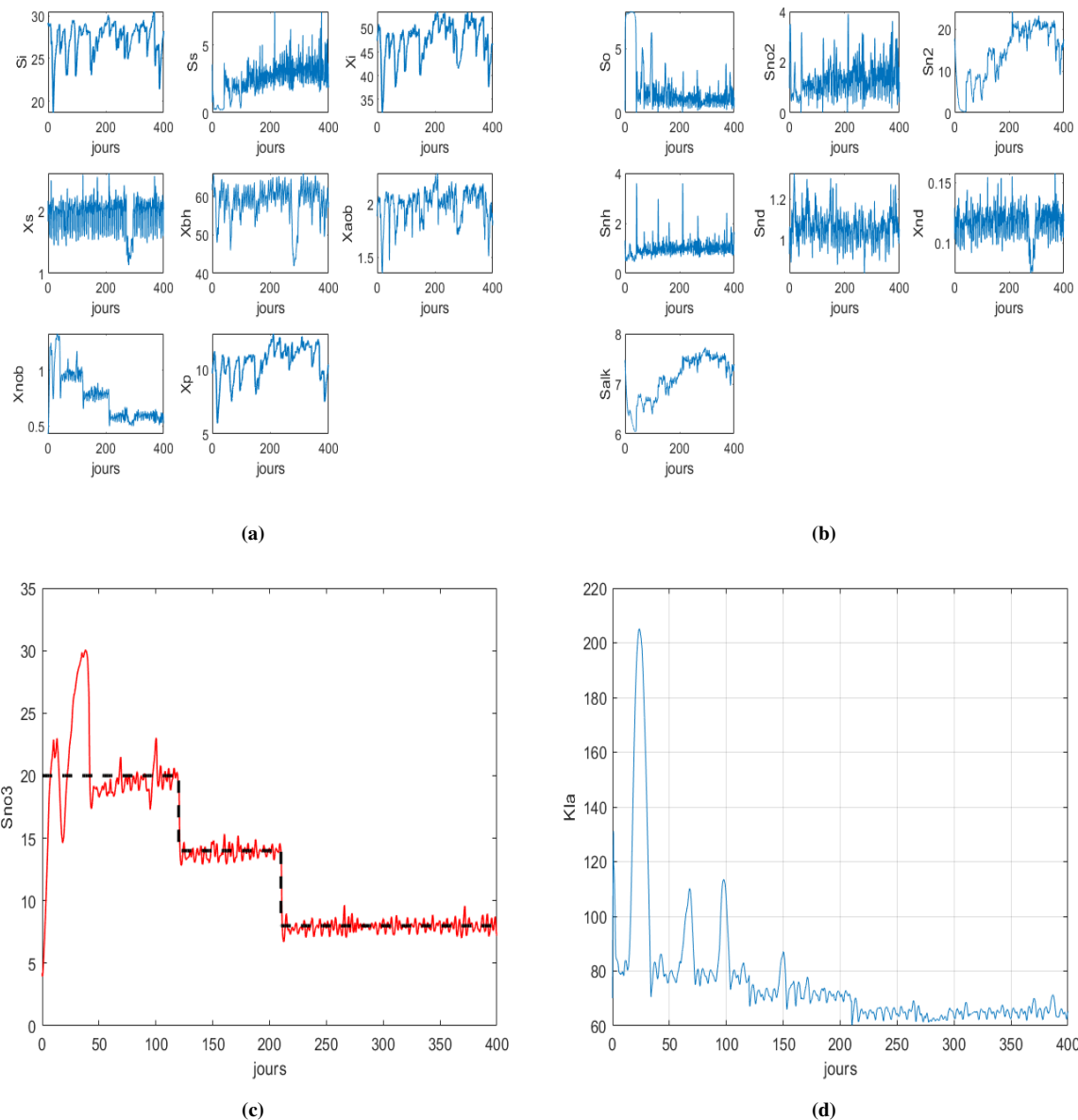


FIGURE 4.13: Résultats de simulations avec des entrées dynamiques pour plusieurs consignes

Nous pouvons remarquer sur la figure (4.14), que la concentration des nitrates (S_{NO3}) atteint bien la consigne qui change pour chaque intervalle de temps donc on peut dire que la commande est robuste, dans le cas des entrées dynamique, vis-à-vis le changement de la consigne.

4.2.3.4 Suivi de trajectoire

La consigne est sous forme d'une trajectoire $S_{NO3_{ref}} = 4 + \log(t+2)$, pour tester la robustesse de la commande sans modèle.

On obtient les résultats suivant :

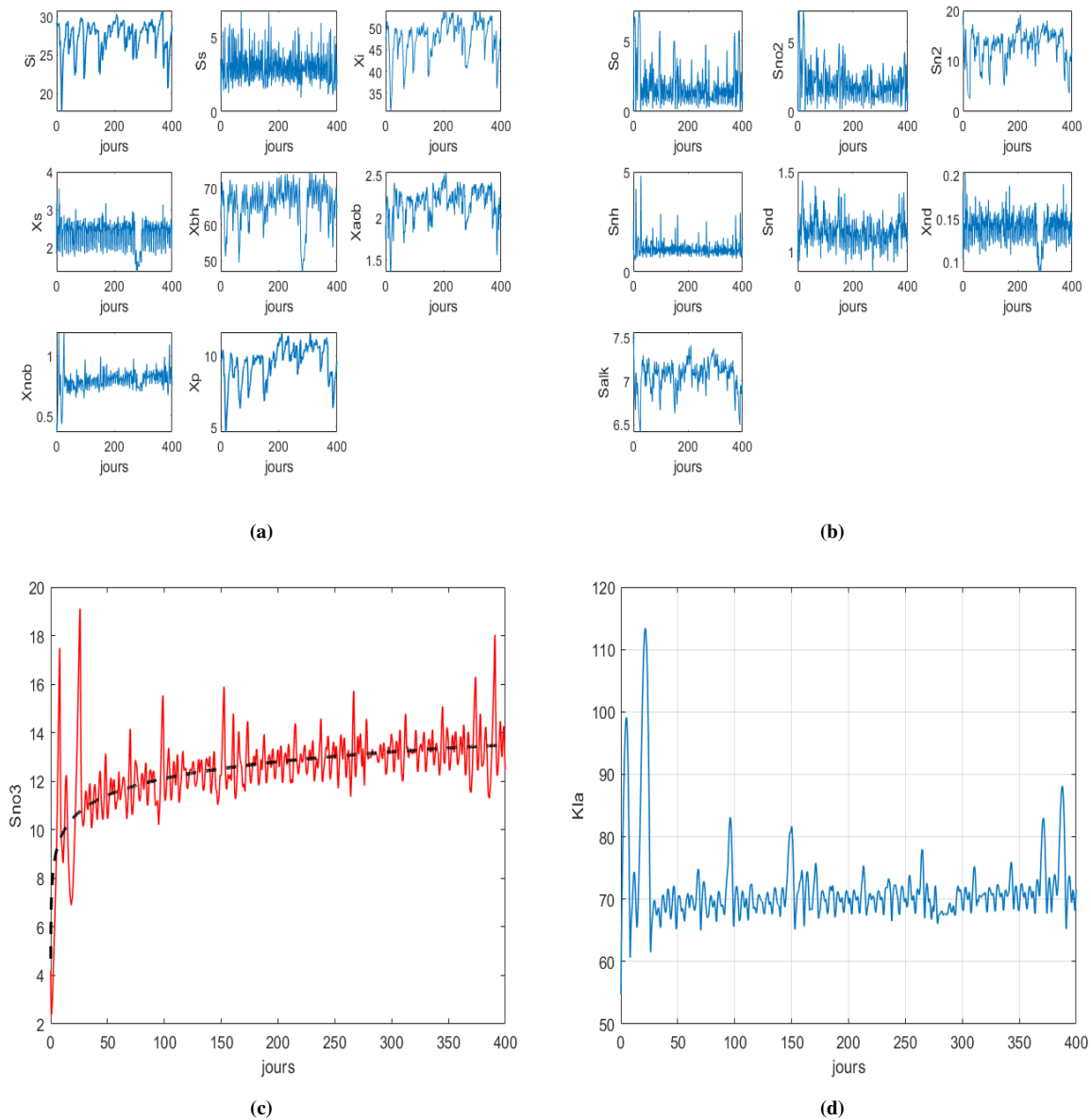


FIGURE 4.14: Résultats de la simulations avec des entrées dynamiques pour une consigne sous forme de trajectoire

Dans cette simulation on peut voir la figure (4.15) que la concentration des nitrates (S_{NO3}) rejoint la consigne qui est sous forme d'une trajectoire, donc la commande est robuste vis à vis le suivi d'une trajectoire.

4.2.3.5 Robustesse par rapport la variation conditions initiales

Pour cette partie nous allons utiliser la commande **RANDOM** de Matlab pour avoir des conditions initiales au hasard pour toutes les variables d'états, on peut faire deux simulation avec la même commande **RANDOM** et on obtient deux résultats différents pour les conditions initiales par contre la commande fonctionne toujours et on a une convergence vers la référence, les résultats des simulations sont comme suit :

- Première simulation :

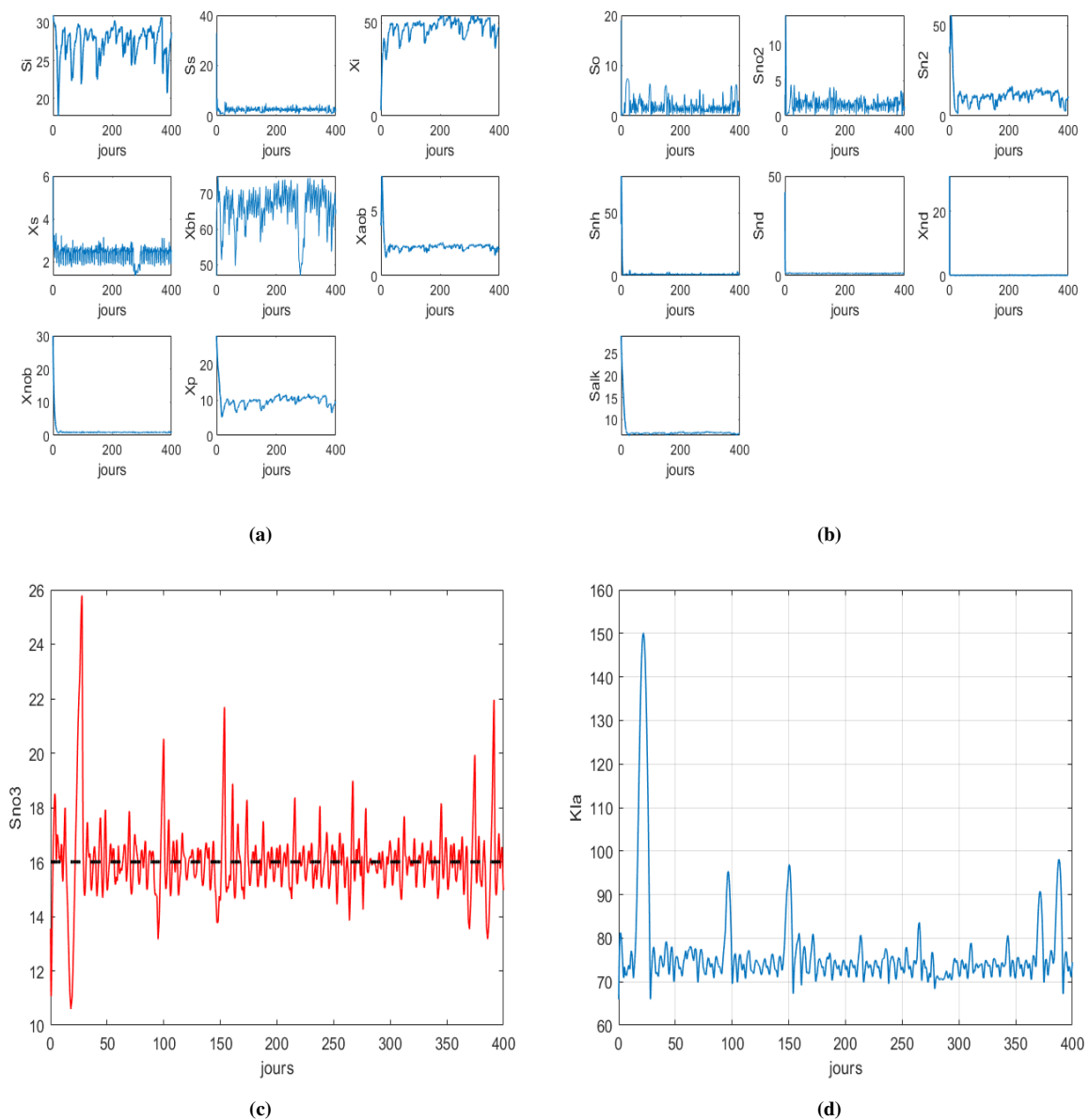


FIGURE 4.15: Résultats de la première simulation avec RANDOM

- Deuxième simulation :

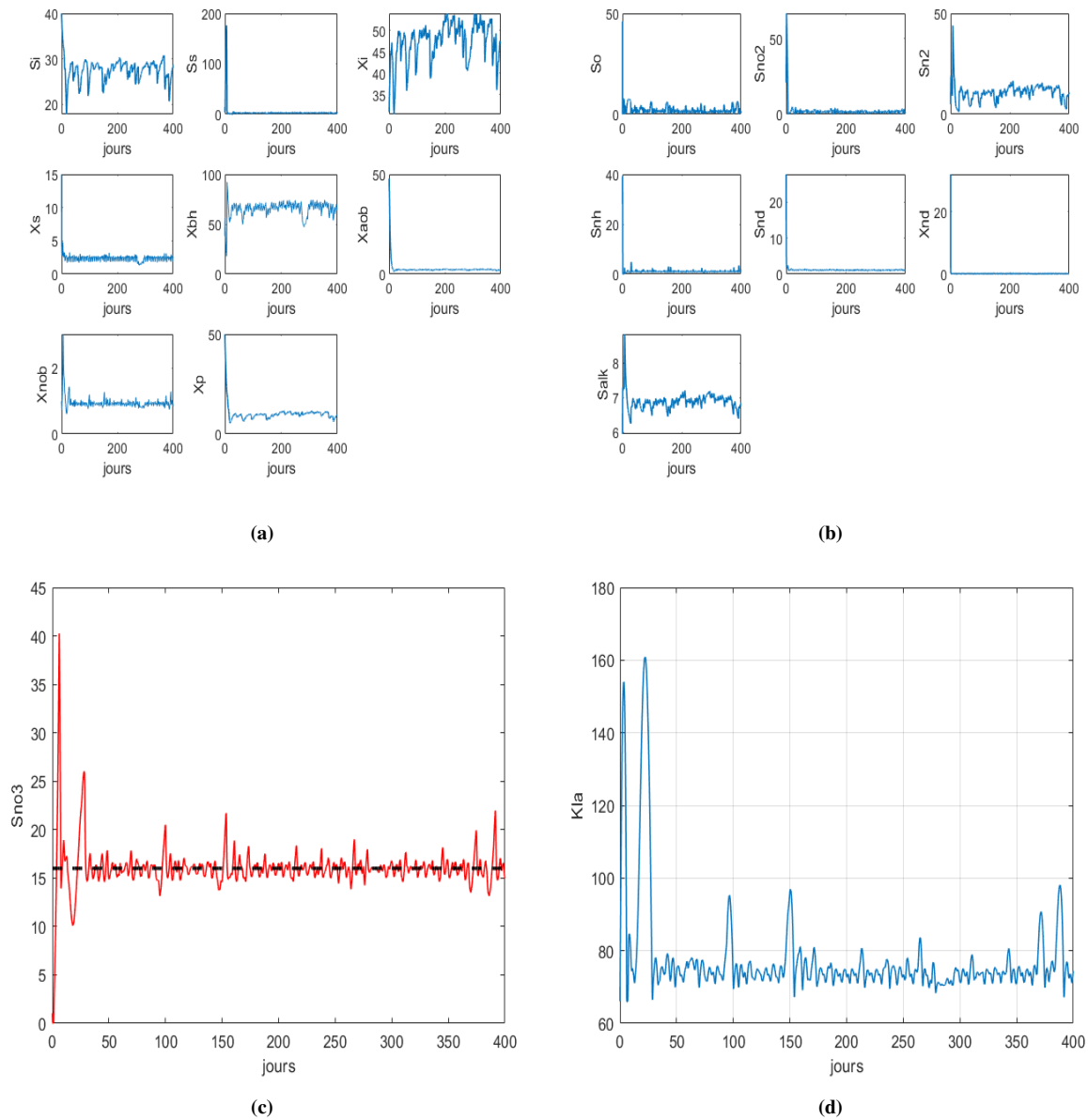


FIGURE 4.16: Résultats de la deuxième simulation avec RANDOM

Les figures (4.16) et (4.17) nous montrent les résultats des simulations pour le test de la robustesse vis-à-vis des conditions initiales données aléatoirement, on peut voir que la concentration du nitrate atteint la consigne dans les deux simulations.

4.3 Conclusion

Nous avons vu à travers cette application, que la commande sans modèle est une approche très intéressante, elle a permis d'une part de commander la concentration du substrat d'un simple chemostat, d'autre part on a pu l'utiliser pour commander aussi la concentration du nitrate (S_{NO_3}) dans l'ASM1-2ND obtenant ainsi une eau avec une concentration des nitrates désirée pour ensuite l'utiliser dans l'irrigation.

En plus cette commande est non seulement robuste vis-à-vis aux différentes perturbations, mais elle est aussi robuste vis-à-vis la variation de la consignes et des entrées du bioréacteurs (entrées dynamiques).



CONCLUSION GÉNÉRALE

La recherche dans le domaine de la REUSE (traitement des eaux usées et réutilisation) est en pleine expansion ce dernier temps, afin de réutiliser les eaux traitées en agriculture en adaptant leur qualité aux besoins des plantes. Pour atteindre cet objectif, il est nécessaire de mieux modéliser et contrôler les systèmes de traitement, comme les STEPs. Les modèles des STEPs ne peuvent parfois prédire assez fidèlement le système réel, leurs paramètres sont incertains et leur utilisation pour la synthèse de lois de commande donne parfois des résultats peu satisfaisants.

Nous avons proposé dans ce mémoire de calculer une commande sans modèle développée par M. Fliess et coll. pour contrôler le système ASM1-2ND, qui peut simuler une STEP (il est considéré comme une STEP virtuelle). L'application de cette commande nécessite l'estimation de la sortie du système et de ses dérivées, nous avons donc utilisé la technique de calcul de dérivées numériques, proposée aussi par M. Fliess.

Dans le premier chapitre, nous avons abordé les problématiques des eaux usées et les différentes phases de traitement (pré-traitement, traitement primaire, traitement secondaire, traitement tertiaire et traitement des boues) en rajoutant le principe et les différents types d'irrigation.

Dans le deuxième chapitre, nous avons présenté les Bioréacteurs en commençant par la modélisation d'un simple chemostat pour une seule population bactérienne et un seul substrat, ensuite nous avons vu l'ASM1 qui est présenté par 8 processus, 13 équations différentielles établies à partir de la loi de bilan de matières.

À partir de l'ASM1 nous sommes passés à l'ASM1-2ND avec le même principe sauf que la nitrification et la dénitrification sont maintenant en 2 étapes et suite à ce changement on a maintenant 11 processus biologiques et 16 équations différentielles.

Dans le chapitre trois nous avons étudié les estimateurs numériques des dérivées temporelles où nous avons vu la méthode proposée par M.Fliess et al, cette partie a été très importante afin de synthétiser la commande sans modèle car elle repose essentiellement sur les estimations des dérivées.

Finalemment dans le dernier chapitre nous avons appliqué la commande sans modèle dans un premier temps sur le chemostat ensuite sur le modèle ASM1-2ND qui est un processus biologique complexe, qui fait intervenir des organismes vivants dont les caractéristiques évoluent dans le temps et grâce à cette commande on a rendu notre système stable, précis et rapide. Nous avons aussi testé sa robustesse vis-à-vis des erreurs de modélisation, changement de référence, suivi de trajectoire ce qui était prévisible puisque cette commande n'utilise pas un modèle global.

Les résultats obtenus sont très satisfaisants en matière de stabilité et temps de réponse, et aussi de robustesse. Comme perspective de ce travail, nous souhaitons intégrer le système ASM1-2ND commandé avec un modèle de filtration membranaire afin d'obtenir une qualité meilleure des eaux traitées.



BIBLIOGRAPHIE

- [1] M. Fliess, C. Join, M. Mboup, H. Sira-Ramirez, Vers une commande multivariable sans modele, Actes Conf. Francoph. Automat. (CIFA 2006), Bordeaux, 2006.
- [2] C. Join, J. masse, M.Fliess, Commande sans modèle pour l'alimentation de moteurs : Résultats préliminaires et comparaisons, Journées identification et Modélisation Expérimentale JIME, '2006.
- [3] M. Fliess, C. Join, Commande sans modele et commande a modele restreint, e-STA vol. 5, 2008.
- [4] M. Mboup, C. Join, M. Fliess, A revised look at numerical differentiation with an application to nonlinear feedback control, Conference on control and automationMED'2007, Athenes (Greece), 2007.
- [5] Z.Dib, Commande sans modèle d'un bioréacteur, Université de Tlemcen (Algerie),2011 ,pp 19-24.
- [6] Cédric Join. Une approche algébrique pour la pratique de l'estimation, du diagnostic, de la commande et de la finance. Automatique / Robotique. Université de Lorraine, 2012.
- [7] M.Ahmed Merakchi, Prédation d'un chemostat , Université de Tlemcen (Algerie),2013.
- [8] Le chémostat : Théorie mathématique de la culture continue de micro-organismes - Jérôme Harmand, Claude Lobry, Alain Rapaport, Tewfik Sari, ISTE edition Ltd, ISBN : 978-1-78406-218-7, 2017.
- [9] U.Jeppsson (1996). Modelling aspects of wastewater treatment processes. Lund Institute of Technology, ISBN 91-88934-00-4

- [10] Ostace, George & Cristea, Vasile & Agachi, Paul. (2011). Extension of activated sludge model no 1 with two-step nitrification and denitrification processes for operation improvement. Environmental engineering and management journal.
- [11] Jean-Pierre Bechac, Pierre Boutin « Traitement des eaux usées » Paris, Eyrolles, 1984
- [12] Degremont, Mémento technique de l'eau, 9 édition lavoisier, Paris, 1989
- [13] Mechkour Nacer Edine, La réutilisation des eaux usées épurées en irrigation, mémoire de 3ème cycle, France.
- [14] Alain Damen, guide de traitement des déchets, 2ème édition, Paris année 2002-2003.
- [15] Gaid Abd El-Kader « Epuration biologique des eaux usées urbaine » tome 1, 1984.
- [16] Salim Zekri, Lamia Ghazel, Taher Aloui, Kamel Djebbi, Les extrémités négatives de l'utilisation des eaux usées traitées en agriculture, Séminaire Méditerranéen 2002.
- [17] Jean Rodier, L'analyse de l'eau, les eaux usées résiduaires, eau de mer, Dunod, 2ème édition, Paris, 1996.
- [18] Brissaud.J.F et A.Faby, l'utilisation des eaux usées épurées en agriculture, Ed. office nationale de l'eau de Montpellier, 1997.
- [19] Marcsatin, Bechir Selmi, Bourrier Regis, Guide technique de l'assainissement, 2ème édition, Paris 1999
- [20] Lyonnais des eaux, chapitre 7, J.M Audic présentation des divers éléments des filières de traitement des eaux usées.
- [21] A.Norström, Treatment of domestic wastewater using microbiological processes and hydroponics in Sweden Department of Biotechnology, Division of Applied Environmental Microbiology, 2005
- [22] R.Bürger and W.Wendland, Sedimentation and suspension flows : Historical perspective and some recent developments, Journal of Engineering Mathematics Vol 41, pp 101-116, 2001.

- [23] Z. M.Hadj-Sadok, Modélisation et estimation dans les bioréacteurs ; prise en compte des incertitudes : application au traitement de l'eau, France.
- [24] J. M.Berland, C.Boutin, P.Molle, and P.Cooper, Procédés extensifs d'épuration des eaux usées, Office des publications des communautés européennes, Luxemburg, 2001.
- [25] L.KARDACHE, valorisation énergétique des boues, université de Boumerdes (Algerie), 2015/2016.