

الجمهورية الجزائرية الديمقراطية الشعبية

REPUBLIQUE ALGERIENNE DEMOCRATIQUE ET POPULAIRE

وزارة التعليم العالي والبحث العلمي

Ministère de l'Enseignement Supérieur et de la Recherche Scientifique

جامعة أبي بكر بلقايد – تلمسان

Université Aboubakr Belkaïd – Tlemcen –

Faculté de TECHNOLOGIE



MEMOIRE

Présenté pour l'obtention du **diplôme** de **MASTER**

En : Automatique

Spécialité : Automatique et informatique industrielle (AII)

Par : BOUDALIA Mohammed Rayene

Sujet

**Contrôle automatique d'un benchmark boues activées-
filtration membranaire pour la réutilisation des eaux usées
traitées**

Soutenu publiquement, le 26/ 09 /2024 , devant le jury composé de :

Mme. HANDOUZI Wahida	MCA	Univ. Tlemcen	Présidente
Mr. BENYAHIA Boumediene	Professeur	Univ. Tlemcen	Directeur de mémoire
Mr. HARMAND Jérôme	Directeur de recherche	INRAE. France	Co- Directeur de mémoire
Mme. KHEDIM Zeyneb	MCA	ESSAT	Examinatrice

Année universitaire : 2024/2025

Dédicace

À mes chers parents, dont le soutien inconditionnel et les sacrifices ont été la pierre angulaire de mon succès. Que Dieu leur accorde une longue vie remplie de bonheur et de santé.

À mes deux frères, Racim et Younes, qui ont toujours été présents pour m'encourager et me soutenir à chaque étape de ma vie.

À ma grand-mère et à mon oncle, pour leur amour, leurs conseils et leur soutien constant.

À tous mes professeurs, qui m'ont guidé, inspiré et transmis leur savoir avec passion et dévouement.

À mes collègues, pour leur amitié, leurs encouragements et leur collaboration qui ont rendu cette aventure académique plus enrichissante et mémorable.

Que cette dédicace soit le témoignage de ma reconnaissance éternelle envers chacun d'entre vous. Votre contribution a été précieuse et restera gravée dans mon cœur pour toujours.

- *Mohammed Rayene Boudalia*

Remerciements

Je voudrais exprimer ma profonde reconnaissance à Allah, dont la guidance et la patience ont été essentielles tout au long de ces années d'études.

Mes remerciements vont ensuite à mes parents, pour leur soutien constant et leurs encouragements qui ont été une source d'inspiration inébranlable.

Je tiens également à remercier chaleureusement Monsieur Boumediene Benyahia et Monsieur Jérôme Harmand pour leur encadrement exceptionnel et leur soutien indéfectible. Leurs conseils éclairés et leur engagement ont été d'une aide précieuse pour mener à bien ce travail de master.

Un grand merci à toute l'équipe du laboratoire LBE-INRAE à Narbonne.

Votre accueil chaleureux et votre collaboration ont joué un rôle déterminant dans l'avancement de ce projet. Votre expertise et votre soutien ont enrichi mon expérience de recherche de manière significative.

Je souhaite également adresser mes remerciements sincères à toutes les personnes qui ont contribué directement ou indirectement à cette thèse. Chacun d'entre vous a joué un rôle crucial dans cette réalisation, et je vous en suis profondément reconnaissant.

Je suis profondément reconnaissant envers toutes les personnes qui ont contribué directement ou indirectement à ce travail.

Chaque interaction, chaque échange a enrichi mon parcours académique et a été crucial pour atteindre ce résultat.

Enfin, je remercie du fond du cœur toutes les personnes mentionnées ici pour leur aide précieuse et leur soutien indéfectible tout au long de cette aventure. Votre contribution a été une source d'inspiration constante et restera gravée dans ma mémoire comme une part essentielle de cette réussite.

Résumé

La réutilisation des eaux usées traitées est une solution prometteuse pour relever les défis de la raréfaction des ressources en eau de bonne qualité. En adoptant cette méthode, on évite le rejet des eaux traitées dans l'environnement sans les réutiliser, ce qui offre une seconde vie, voire davantage, à ces ressources. Nous préconisons un changement de paradigme où les eaux usées ne sont plus perçues comme des déchets à dépolluer, mais comme une ressource précieuse pouvant être traitée selon les besoins spécifiques des utilisateurs et réutilisée dans des installations novatrices de récupération d'énergie, de nutriments et d'autres molécules d'intérêt.

Néanmoins, la gestion de cette ressource en eau est confrontée à de nombreux défis, notamment en raison du manque de flexibilité des stations d'épuration actuelles. Pour relever le défi de fournir, de manière dynamique et économiquement viable, une eau traitée de qualité adaptée aux besoins de l'agriculture tout en réduisant les impacts environnementaux, les technologies de l'automatisation jouent un rôle crucial. Cette étude, réalisée principalement en simulation et en dehors des contraintes réglementaires actuelles, présente les résultats préliminaires de recherches visant à développer une plateforme de simulation pour un système flexible combinant des processus de traitement à boues activées et de filtration membranaire.

Nous évaluons comment le contrôle de ce système, basé sur l'utilisation de contrôleurs industriels et de méthodes de commande avancée, peut être utilisé pour ajuster en temps réel la qualité de l'eau en fonction des besoins des cultures ou, si nécessaire, pour répondre aux normes de qualité pour le rejet environnemental. Pour adopter cette approche, il est essentiel de bien comprendre les besoins en eau des plantes.

Enfin, étant donné que le coût de l'eau traitée par des technologies de filtration membranaire est souvent prohibitif pour les agriculteurs, nous examinons dans quelle mesure l'application d'approches de contrôle optimal, notamment le Principe du Maximum de Pontryagin, pourrait réduire ces coûts en optimisant la gestion du colmatage des membranes et, par conséquent, le coût de fonctionnement de ces systèmes.

Mots Clés : Flexibilité, modélisation, contrôle, réutilisation, optimisation, traitement des eaux usées, Modèle ASM, WRRF

Abstract

The reuse of treated wastewater is a promising solution to address the challenges of dwindling high-quality water resources. By adopting this method, the discharge of treated water into the environment without reuse is avoided, giving these resources a second life, or even more. We advocate for a paradigm shift where wastewater is no longer seen as waste to be depolluted but as a valuable resource that can be treated according to the specific needs of users and used in innovative installations for the recovery of energy, nutrients, and other valuable molecules.

Nevertheless, the management of this water resource faces many challenges, particularly due to the lack of flexibility of current treatment plants. To meet the challenge of providing, in a dynamic and economically viable manner, treated water of quality suitable for agricultural needs while reducing environmental impacts, automation technologies play a crucial role. This study, conducted mainly by simulation and outside the current regulatory constraints, presents the preliminary results of research aimed at developing a simulation platform for a flexible system combining activated sludge treatment processes and membrane filtration.

We evaluate how the control of this system, based on the use of industrial controllers and advanced control methods, can be used to adjust the quality of water in real-time according to crop needs or, if necessary, to meet environmental discharge quality standards. To adopt this approach, it is essential to understand the water needs of plants well. Since these needs are difficult to measure continuously, part of our work is dedicated to the design of unknown input observers to estimate the amount of water available to plants in the soil, and thus for evapotranspiration.

Finally, given that the cost of water treated by membrane filtration technologies is often prohibitive for farmers, we examine to what extent the application of optimal control approaches, notably Pontryagin's Maximum Principle, could reduce these costs by optimizing membrane fouling management and, consequently, the operating cost of these systems.

Mots Clés : Flexibility, modeling, control, reuse, optimization, wastewater treatment, ASM model ,WRRF

Table des matières

Introduction générale	1
I Introduction	1
II Station d'épuration des eaux usées (WWTP)	2
III Optimiser la Réutilisation des Eaux Usées Traitées pour un Avenir Durable	3
III.1 Risques sanitaires dans la chaîne de réutilisation	4
III.2 Contraintes liées à la réutilisation des ressources	5
III.3 Obstacles de l'approche proposée	5
IV Objectifs et buts	6
 1 Modélisation d'une WRRF pour la réutilisation des eaux	 9
I Systèmes de traitement aérobie	10
I.1 Processus de traitement biologique des eaux usées	10
I.2 Procédés conventionnels de boues activées	10
I.3 Processus de pré-dénitrification	10
I.4 Processus de post-dénitrification	11
I.5 Processus à alimentation par étapes	11
I.6 Conception de Modèles pour les Systèmes de Boues Activées	12
I.7 Comportement Hydraulique des Réacteurs à Flux Continu	12
I.8 Modélisation des Réactions Biochimiques	14
II Modèles de Boues Activées (ASMs)	14
II.1 Structure des modèles de boues activées (ASMs)	14
II.2 Cinétique des réactions	16
II.3 Modèle de boues activées N°1 (ASM1)	17
II.4 Un modèle de boues activées modifié ASM1-2ND	20
III Conclusion	23
 2 Plateforme Flexible pour adapter la qualité des eaux traitées aux nouveaux usages	 25
I Introduction	26
II Approches méthodologiques et matériaux	26
II.1 Une plateforme flexible	26
II.2 Description et Conception du Système	27
II.3 Description du modèle	29
III Platform simulation	33
III.1 Implémentation de la Plateforme WRRF	33
III.2 Résultats	33
III.3 Contrôle du Temps de Conservation des Solides (SRT)	34
III.4 Mode de Réutilisation	35
III.5 Mode de Traitement Complet	35

IV	Conclusion	35
3	Stratégies de Contrôle et Configurations Optimales de la Plateforme	37
I	Introduction	38
I.1	Analyse des États Stationnaires en Fonction des Configurations de Vannes	38
I.2	Contrôle en boucle fermée : Deux stratégies industrielles pour l'exploitation et la gestion de la plateforme WRRF	40
I.3	Démonstration de faisabilité : Mode de traitement complet	43
I.4	Validation des performances du contrôle en boucle fermée avec un point de consigne constant en modes 'irrigation' et 'dégradé'	45
I.5	Conclusion	51
	Conclusion générale	54

Table des figures

1	Une station d'épuration des eaux usées (WWTP)	2
2	Les stations d'épuration des eaux usées actuelles [Aichouche, 2021].	3
3	Vision pour l'avenir des stations d'épuration des eaux usées [Aichouche, 2021]	3
4	Situation idéale pour maximiser la récupération des ressources dans les WRRF [Aichouche, 2021].	4
5	Notre stratégie pour fermer la boucle entre le modèle WRRF et le modèle des Corps/usines [Aichouche, 2021].	6
6	Schéma du processus de pré-dénitrification.	10
7	Schéma du processus de post-dénitrification.	11
8	Schéma du Processus à alimentation par étapes.	11
9	Représentation graphique d'une cascade de N CSTR, les variations de concentration au cours du temps en réponse à une impulsion sont indiquées en haut [Aichouche, 2021]	12
10	Décomposition de la DCO en variables du modèle ASM1 [Silva et al., 2007].	18
11	composants de l'azote dans ASM1 [Boudaha, 2012].	18
12	Aperçu des processus ASM1.	19
13	Schéma des processus de nitrification et de dénitrification dans le modèle ASM1	20
14	Schéma des processus de nitrification et de dénitrification dans le modèle ASM1-2ND.	20
15	Schéma du processus hydraulique de la plateforme flexible proposée.	27
16	Schéma des flux dans le premier réacteur : flux entrants en vert, recirculés en bleu, flux sortants en rouge.	31
17	Schéma des flux dans le deuxième réacteur aérobie : flux entrants en vert, recirculés en bleu, sortants en rouge.	31
18	Schéma des flux dans le troisième réacteur : flux entrants en vert, recirculés en bleu, sortants en rouge.	31
19	Schéma Fonctionnel de la Plateforme WRRF dans Simulink.	33
20	Débit dynamique d'entrée Q_{in} en $m^3/jour$	34
21	Concentrations dynamiques des formes d'azote et de l'azote total dans l'entrée.	34
22	Diagramme de grille pour les valeurs de contrôle dans l'analyse des états stationnaires de la plateforme flexible [Aichouche, 2021].	38
23	Stratégie de Contrôle pour la Régulation des Nitrates.	41
24	Schéma de contrôle du nitrate.	41
25	Schéma de contrôle pour la boucle de régulation du rapport SNO /SNH	42
26	Diagramme de contrôle du rapport.	43

27	COD (jaune) et BOD (rose) de l'affluent pour le mode de traitement complet.	43
28	Concentration en azote des différentes formes et azote total dans l'effluent en mode de traitement complet. N_{tot} (rose), S_{NO_3} (bleu), S_{NO_2} (jaune), S_{NH_4} (rouge), S_{ND} (vert)	44
29	COD (rose) et DBO5 (jaune) de l'effluent pour le mode de traitement complet.	44
30	Contrôle des nitrates : concentrations en azote en sortie avec influent constant. Point de consigne (en pointillé jaune), S_{NO_3} (bleu), S_{NO_2} (rouge), S_{NH_4} (vert)	45
31	Contrôle des nitrates : le coefficient de transfert d'oxygène contrôle $kLa_{1,2}$ lors de l'utilisation de caractéristiques d'influent constantes.	46
32	Contrôle des nitrates : contrôle du débit des boues activées en excès, du débit des boues activées recyclées QRAS (bleu), et du débit de recirculation interne Q_{int} (jaune) lors de l'utilisation de caractéristiques d'influent constantes. Q_{wast} (rouge)	46
33	Contrôle des nitrates : concentrations en azote en sortie lors de l'utilisation de caractéristiques d'influent dynamiques. Point de consigne (en pointillé jaune), S_{NO_2} (bleu), S_{NO_2} (rouge), S_{NH_4} (vert)	47
34	Contrôle des nitrates : les coefficients de transfert d'oxygène ($kLa_{1,2}$) pour des caractéristiques d'influent dynamiques.	47
35	Contrôle des nitrates : recirculation interne, contrôle des boues activées usées et débit de boues activées retournées pour des caractéristiques d'influent dynamiques. QRAS (bleu), Q_{int} (jaune), Q_{wast} (rouge)	48
36	Contrôle du rapport $S_{\text{NO}_2}/S_{\text{NH}}$: concentrations en azote en sortie lors de l'utilisation de caractéristiques d'influent constantes. Point de consigne (pointillé jaune), $S_{\text{NO}_2}/S_{\text{NH}}$ (bleu)	48
37	Contrôle du rapport $S_{\text{NO}_2}/S_{\text{NH}}$: le coefficient de transfert d'oxygène contrôle $kLa_{1,2}$ lors de l'utilisation de caractéristiques d'influent constantes.	49
38	Contrôle du rapport $S_{\text{NO}_2}/S_{\text{NH}}$: contrôle du débit des boues activées en excès, du débit des boues activées recyclées QRAS (bleu), et du débit de recirculation interne Q_{int} (jaune) lors de l'utilisation de caractéristiques d'influent constantes. Q_{wast} (rouge)	49
39	Contrôle du rapport $S_{\text{NO}_2}/S_{\text{NH}}$: concentrations en azote en sortie lors de l'utilisation de caractéristiques d'influent dynamiques.	50
40	Résultats de simulation obtenus pour la stratégie de contrôle du rapport $S_{\text{NO}_2}/S_{\text{NH}}$. S_{NH} (rose), S_{NO_2} (jaune), S_{NO_2} (vert)	50
41	$kLa_{1,2}$ contrôle du rapport $S_{\text{NO}_2}/S_{\text{NH}}$.	51

Liste des tableaux

1.1	Cinétique des réactions en fonction de la concentration d'un substrat unique	17
1.2	Description des variables, symboles et unités	21
1.3	Les processus biologiques de l'ASM1-2ND	21
1.4	Les réactions biologiques de l'ASM1-2ND	22
1.5	Les équations d'états de l'ASM1-2ND	22
2.1	Configurations en fonction des positions des vannes	28
2.2	Tableau des variables avec influent constant et dynamique	30
2.3	Cinétique, paramètres et coefficients stœchiométriques	32
3.1	Combinaisons des contrôles et des états stationnaires correspondants	38
3.2	Vue d'ensemble des combinaisons de contrôles pour les simulations en boucle ouverte. Les notations $u = a : b : c$ indiquent que les simulations successives pour la variable u sont effectuées avec des valeurs allant de $u = a$ à $u = c$ avec un pas de b	39
3.3	Limites de qualité des effluents pour le mode de traitement complet	44

Liste de Nomenclature

WWTP	: Wastewater Treatment Plant (Station d'épuration des eaux usées)
WRRF	: Water Resource Recovery Facility (Installation de récupération des ressources en eau)
ASM1	: Activated Sludge Model No. 1 (Modèle de boues activées N°1)
ASM1-2ND	: Modèle de boues activées N°1 avec deux étapes de nitrification et de dénitrification
BOD	: Biochemical Oxygen Demand (Demande Biologique en Oxygène)
COD	: Chemical Oxygen Demand (Demande Chimique en Oxygène)
KLA	: oxygen mass transfer coefficient (Coefficient de Transfert de Masse Gaz-Liquide)
CSTR	: Continuous Stirred-Tank Reactor (Réacteur à Cuve Agité Continue)
UNEP	: United Nations Environment Programme (Programme des Nations Unies pour l'environnement)
QRAS	: External Recirculation Flow (Débit de Recirculation des Boues Activées Séparées)
Qint	: Internal Recirculation Flow (Débit de Recirculation Interne)
Qwast	: Excess Activated Sludge Flow (Débit des Boues Activées en Excès)

Introduction générale

I Introduction

La croissance démographique, le changement climatique, la diminution de la biodiversité et l'augmentation de la demande alimentaire posent un double défi : la préservation de l'environnement et la gestion de la demande en eau. Il est crucial de traiter les eaux usées dans les stations d'épuration (WWTP) à l'échelle mondiale, car toute eau, peu importe sa qualité, est finalement rejetée dans l'environnement. D'ici 2025, plus de la moitié de la population mondiale vivra dans des régions soumises à un stress hydrique, où la disponibilité d'eau par personne par an est inférieure à 1000 m³, selon le Programme des Nations Unies pour l'Environnement (UNEP).

La plupart de l'eau à l'échelle mondiale est utilisée pour l'agriculture environ 70%, mais seulement 1,2% est récupérée après traitement, tandis que 6,3% est directement réutilisée sans traitement. Cette disparité engendre de plus en plus un déséquilibre entre la demande pour les ressources en eau et leur disponibilité. Pour faire face à cette pression, la réutilisation des eaux usées traitées est une solution novatrice pour convertir ces eaux en ressources précieuses, adaptées aux besoins spécifiques de l'agriculture.

Cette thèse met l'accent sur l'optimisation des stations d'épuration pour la réutilisation des eaux usées en agriculture. Nous cherchons à ajuster la qualité de l'eau traitée en fonction des besoins des cultures en utilisant des techniques avancées de modélisation et de contrôle. Il est essentiel d'avoir une flexibilité opérationnelle pour adapter la quantité et la qualité de l'eau traitée aux fluctuations saisonnières et aux cycles agricoles. Le contrôle optimal des opérations, incluant la gestion des effets des perturbations externes comme la météo et les caractéristiques des effluents, est essentiel pour maximiser la biomasse produite, minimiser les besoins en eau et optimiser l'apport en nutriments aux cultures.

Bien que les bioréacteurs à membranes offrent une solution prometteuse en assurant une qualité d'eau élevée adaptée à la réutilisation, le colmatage des membranes reste un défi majeur, augmentant les coûts d'exploitation par rapport aux méthodes conventionnelles. Il est crucial de promouvoir l'utilisation des membranes dans les systèmes de traitement avancé afin de réduire les coûts énergétiques associés à leur maintenance.

En conclusion, cette étude marque une avancée significative vers le développement d'un système flexible de récupération des eaux usées traitées pour l'agriculture, intégrant les technologies de pointe pour améliorer l'efficacité et la durabilité des pratiques de traitement des eaux.

II Station d'épuration des eaux usées (WWTP)

Une station d'épuration des eaux usées (WWTP), représentée dans la Figure 1, est une installation sophistiquée dédiée au traitement des eaux usées domestiques, industrielles ou pluviales afin de les rendre conformes aux normes environnementales strictes avant leur évacuation dans l'environnement naturel ou leur réutilisation.

Grâce à une série de processus physico-chimiques et biologiques avancés, la WWTP élimine les contaminants, les matières en suspension, les nutriments excessifs, ainsi que les microorganismes pathogènes. Le prétraitement initial élimine les gros débris et les solides, suivi par une sédimentation primaire pour retirer les matières solides en suspension.

Le traitement secondaire utilise des bactéries pour dégrader les matières organiques dissoutes, tandis que le traitement tertiaire affine encore la qualité de l'eau en éliminant les nutriments et les polluants résiduels. La phase de désinfection assure l'élimination des agents pathogènes restants, garantissant ainsi la sécurité de l'eau traitée.

Parallèlement, les boues produites sont traitées pour être réutilisées comme fertilisants ou éliminées de manière écologique. Les WWTP sont essentielles pour protéger les écosystèmes aquatiques, préserver la santé publique et promouvoir une gestion durable des ressources en eau, s'inscrivant dans une démarche de développement durable et d'économie circulaire.



FIG. 1 : Une station d'épuration des eaux usées (WWTP).

III Optimiser la Réutilisation des Eaux Usées Traitées pour un Avenir Durable

Les stations d'épuration actuelles (représentées dans la Fig. 2) traitent les eaux usées pour répondre aux normes environnementales avant de les rejeter dans la nature, tandis que les boues résultantes sont parfois utilisées comme fertilisants pour les besoins agricoles et industriels. Il n'est pas prévu que ces processus adaptent la qualité des eaux usées traitées à des usages spécifiques. Leur consommation d'énergie est élevée et ils émettent du CO₂ et des oxydes d'azote, des gaz à effet de serre puissants.

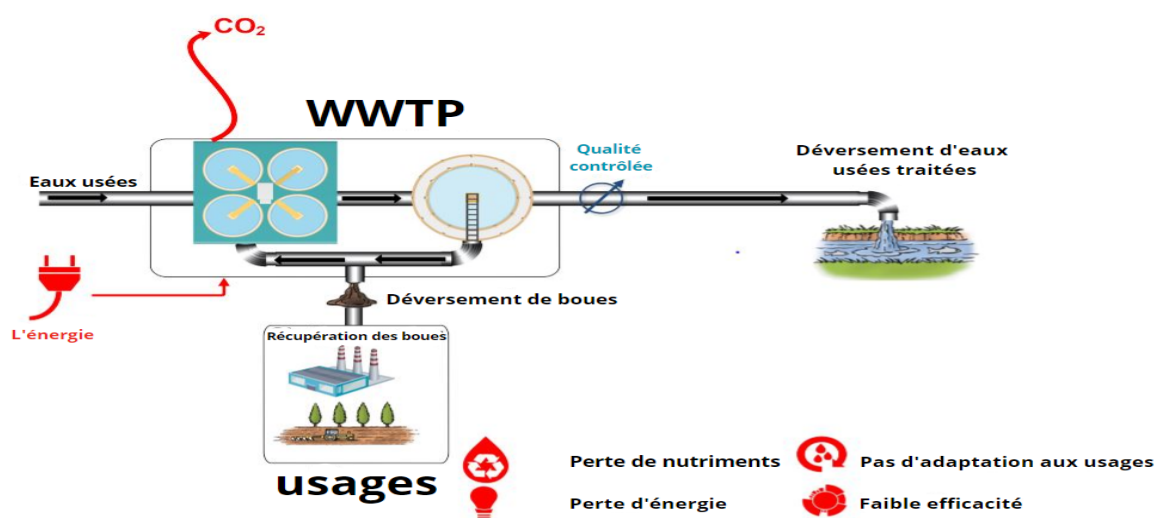


FIG. 2 : Les stations d'épuration des eaux usées actuelles [Aichouche, 2021].

Pour adopter une approche de récupération des ressources conforme aux principes de l'économie circulaire [Sfez et al., 2019], il est essentiel de réexaminer ce système. Dans cette perspective future, la récupération d'énergie diminue l'injection d'énergie dans le système, ce qui permet de produire de l'énergie et des caractéristiques de l'eau adaptées à divers usages (voir la Fig. 3)

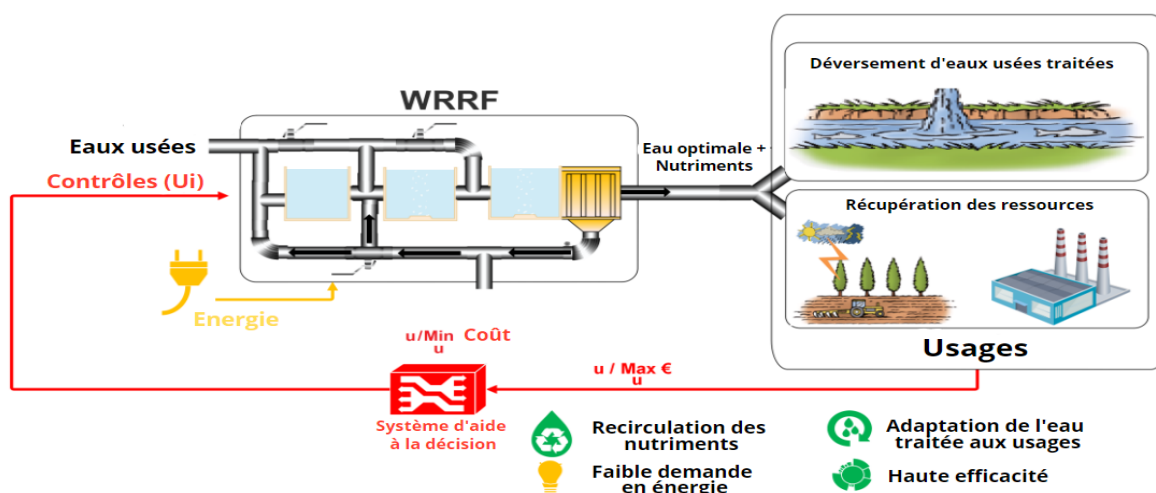


FIG. 3 : Vision pour l'avenir des stations d'épuration des eaux usées [Aichouche, 2021].

Idéalement (cf. Fig. 4). Le schéma de contrôle inclut un système intégré englobant toute la chaîne de traitement, des ressources aux sols et aux plantes. Les caractéristiques des eaux usées entrent dans ce système, tandis que la sortie évalue l'état de la biomasse ou des usages envisagés. Le défi consiste à concevoir un système d'aide à la décision capable de calculer de manière optimale les commandes à partir des mesures disponibles, en tenant compte de diverses contraintes pratiques et perturbations externes. Cela nécessite de coupler différents modèles, y compris ceux des stations d'épuration, du transport et du stockage de l'eau, ainsi que des sols et des plantes. Néanmoins, cette fusion est compliquée et certains modèles, en particulier ceux des plantes, ne sont pas aussi avancés que ceux utilisés pour traiter biologiquement les eaux usées. Ainsi, au lieu de cette vision idéale, nous décrirons dans la section suivante une approche légèrement différente après avoir examiné certaines limitations intrinsèques de l'approche proposée.

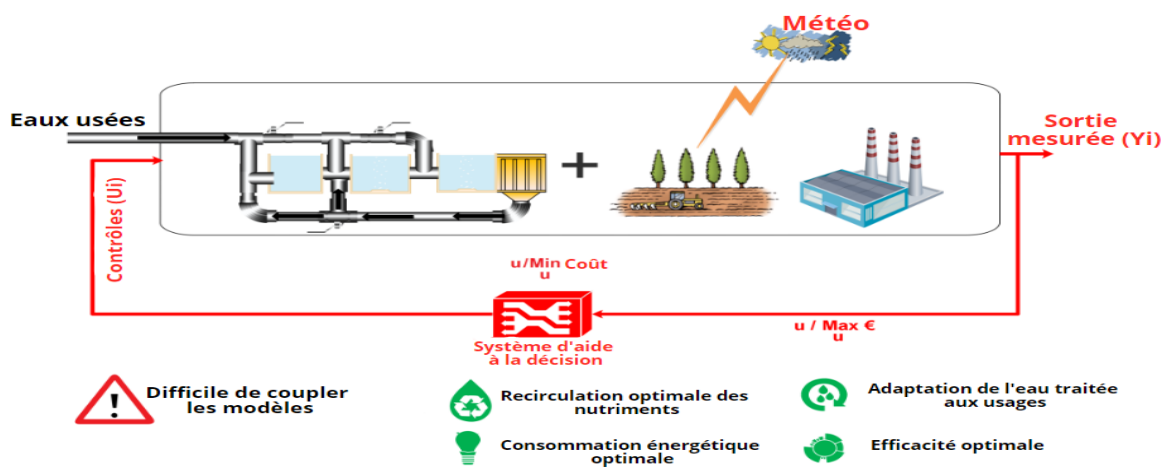


FIG. 4 : Situation idéale pour maximiser la récupération des ressources dans les WRRF [Aichouche, 2021].

III.1 Risques sanitaires dans la chaîne de réutilisation

L'irrigation avec des eaux usées traitées peut présenter des avantages en termes de fourniture de nutriments essentiels aux cultures, principalement à travers trois types de composants organiques contenus dans les eaux usées : le carbone, l'azote et le phosphore.

Cependant, cela peut aussi poser des problèmes en raison de la présence de divers contaminants, appelés « micropolluants », qui persistent à l'état de traces. Ce terme désigne un groupe de substances minérales ou organiques qui peuvent être toxiques, même à des concentrations très faibles de l'ordre de micro ou de nano-grammes par litre [Shakir et al., 2017]. Ces substances sont utilisées lors de processus industriels ou font partie de la composition de nombreux produits agricoles ou domestiques, incluant les pesticides, les résidus pharmaceutiques ou vétérinaires, ainsi que les composés organiques issus des plastiques, entre autres.

Les eaux usées réutilisées contiennent des pathogènes comme les virus, champignons, et bactéries, ainsi que des contaminants émergents tels que les gènes de résistance aux antibiotiques, qui augmentent la résistance des bactéries. Le transfert d'infections par ces contaminants est donc un enjeu majeur de la réutilisation des eaux usées traitées. Dans

la section suivante, nous discuterons des limitations importantes concernant les risques sanitaires et les impacts environnementaux de cette pratique.

III.2 Contraintes liées à la réutilisation des ressources

Le défi de la réutilisation des eaux usées traitées en agriculture est double : il vise à préserver les ressources en eau tout en récupérant des nutriments, particulièrement l'azote et le phosphore, bénéfiques pour les cultures ou les usages industriels. Cependant, cette pratique fait face à plusieurs limitations importantes.

En premier lieu, la présence de sels dissous peut avoir des conséquences agronomiques. Une salinité accrue réduit le gradient osmotique entre l'eau du sol et les cellules racinaires des plantes, obligeant les plantes à dépenser davantage d'énergie pour absorber l'eau, ce qui affecte leur croissance [Tchobanoglous et al., 2007].

Deuxièmement, traiter les eaux usées chargées peut poser des problèmes aux systèmes d'irrigation. L'utilisation de qualités d'eau inappropriées, comme celles présentes dans les eaux usées traitées, peut favoriser la formation de biofilms et de précipitations chimiques, particulièrement problématique dans les systèmes d'irrigation au goutte-à-goutte [Lequette et al., 2019]. De plus, ces particules non filtrées peuvent entraîner des obstructions et des dégradations des équipements, augmentant ainsi les coûts de maintenance et réduisant l'efficacité des systèmes d'irrigation.

Troisièmement, malgré le fait que les nutriments contenus dans les eaux usées traitées puissent être bénéfiques en tant qu'engrais pour les cultures, leur forme peut entraîner une infiltration rapide dans le sol, ce qui pourrait avoir un impact sur la qualité des eaux souterraines [Candela et al., 2007].

Ces contraintes mettent en lumière l'importance d'une gestion attentive et d'une réflexion approfondie lors de l'application de pratiques de réutilisation des eaux usées traitées en agriculture.

III.3 Obstacles de l'approche proposée

Il y a plusieurs limitations dans notre approche innovante qui méritent d'être explorées à l'avenir. Parmi ces limitations, il est essentiel de souligner qu'il existe de nombreux modèles de plantes décrivant leurs besoins en eau, mais très peu prennent en compte leurs besoins en composés azotés, et encore moins en phosphore ou d'autres composés d'intérêt.

De plus, il est extrêmement compliqué de définir un critère d'optimisation universel. Dans quel but notre approche innovante devrait-elle être optimale ? Comment évaluer la réutilisation des eaux usées traitées en tenant compte du coût, de la performance et de l'impact environnemental sans indicateurs et critères évidents pour évaluer les performances ? Quelle est la signification précise de la flexibilité dans le cadre de cette étude ?

IV Objectifs et buts

Dans le monde entier, les eaux usées traitées ou non traitées sont réutilisées pour irriguer les plantes et les cultures [Jiménez and Asano, 2008] et Chojnacka [Chojnacka et al., 2020]. Dans les pays semi-arides, il est souvent nécessaire de réutiliser les eaux usées traitées pour l'irrigation. Le concept de recyclage des eaux usées pour une réutilisation en agriculture promeut une transition de l'irrigation traditionnelle vers la fertigation [Chojnacka et al., 2020], où l'irrigation et la fertilisation doivent répondre aux exigences des plantes et des cultures. Plusieurs approches ont été développées pour la récupération et la réutilisation des ressources à des fins agricoles, mais le concept d'adaptation du traitement des eaux usées aux besoins des plantes pour leur réutilisation est nouveau et donc peu étudié.

Une analyse de la situation actuelle de la gestion de l'eau et un examen des pratiques avancées en matière d'irrigation et de traitement des eaux usées soulignent le besoin de facilités de traitement des eaux usées flexibles et efficaces, considérant les eaux usées comme une ressource hydrique pouvant être réutilisée en adaptant leur qualité aux besoins des plantes et des cultures.

L'objectif de ce travail est de développer et d'étudier de telles stratégies pour le fonctionnement d'un système de traitement des eaux usées afin de produire une eau de qualité adaptable pouvant être réutilisée en agriculture. Nous proposons une approche innovante qui implique l'utilisation d'un nouveau concept de système de traitement des eaux usées flexibles, où le système est contrôlé de manière dynamique pour fonctionner selon la demande. Ainsi, l'approche, schématiquement représentée dans la Fig. 5, utilise un premier modèle permettant d'identifier (ou d'estimer à l'aide d'un observateur) les besoins en eau et/ou en azote de la culture/plante, qui sont ensuite utilisés comme consignes au sein d'une WRRF flexible.

Le système flexible est contrôlé de manière dynamique dans une boucle fermée pour répondre aux besoins du modèle de la plante/culture. On utilise le besoin optimal en azote pour les cultures afin d'adapter le traitement dans le système flexible et d'assurer la qualité requise pour une croissance optimale des cultures.

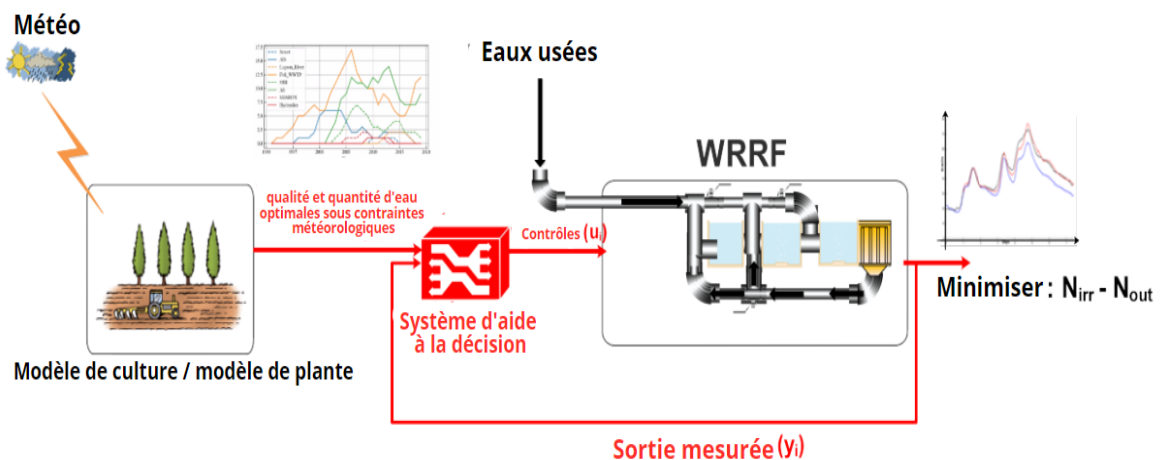


FIG. 5 : Notre stratégie pour fermer la boucle entre le modèle WRRF et le modèle des Corps/usines [Aichouche, 2021].

De plus, ce système flexible doit être capable de fournir plusieurs qualités d'eaux usées traitées pour répondre aux besoins d'irrigation pendant les périodes de stress hydrique, en récupérant les nutriments présents dans l'eau traitée pour réutilisation, tout en respectant les contraintes de rejet en dehors de ces périodes d'irrigation. Il est également crucial que le système soit contrôlé afin de réduire au maximum le temps de transition entre ces deux modes de fonctionnement. Dans ce cadre, la dynamique de transition est examinée pour déterminer les meilleures combinaisons de niveaux de contrôle, afin de minimiser le temps nécessaire pour passer d'un mode à l'autre.

En outre, pour adapter la production de la station de traitement des eaux usées aux besoins des plantes, il est essentiel de fermer la boucle. Étant donné la difficulté d'estimer en temps réel les besoins en eau des plantes, une méthode a été développée, reposant sur l'utilisation d'observateurs d'entrée inconnue, pour évaluer ces besoins en eau, notamment en estimant l'évapotranspiration des plantes à partir des mesures du contenu en eau du sol.

Enfin, pour optimiser la gestion des membranes biologiques réactives (MBR) et améliorer les performances de ce type de système, des stratégies sont mises en place afin de maximiser la production d'eau sur une période donnée tout en minimisant la consommation d'énergie.

CHAPITRE 1

Modélisation d'une WRRF pour la réutilisation des eaux

I Systèmes de traitement aérobie

I.1 Processus de traitement biologique des eaux usées

Dans le cadre d'une station d'épuration des eaux usées WWTP, les processus mécaniques, physiques, chimiques et biologiques sont utilisés pour éliminer les polluants des eaux usées influentes. Le traitement des eaux est souvent effectué en utilisant le procédé de boues activées. Le traitement biologique consiste principalement à éliminer la matière organique, notamment le carbone, l'azote et le phosphore, des eaux usées en utilisant des micro-organismes. Dans ce qui suit, nous nous concentrerons sur l'élimination du carbone et de l'azote. La matière organique biodégradable est oxydée par les micro-organismes, produisant du dioxyde de carbone. L'élimination biologique de l'azote se fait en deux étapes : la nitrification et la dénitrification. Les boues activées (biomasse floculée) sont séparées par gravité des eaux usées traitées dans le décanteur secondaire, et la majeure partie est retournée au processus biologique par un circuit de recirculation. Il existe plusieurs configurations de processus.

I.2 Procédés conventionnels de boues activées

Les caractéristiques d'un procédé de boues activées dépendent du régime d'écoulement dans le réacteur, de la taille, du nombre et de la configuration des réacteurs utilisés, ainsi que des flux de recyclage et des paramètres de l'influent, c'est-à-dire les conditions environnementales ou les contraintes du système dans lesquelles les processus biologiques doivent opérer. Parmi la grande variété de procédés de boues activées pour la nitrification/dénitrification, trois configurations de base sont les plus fréquemment utilisées en pratique.

I.3 Processus de pré-dénitrification

Dans cette méthode (cf. Fig. 6), l'étape de dénitrification se déroule dans le réacteur anoxique situé en amont du réacteur aérobie de nitrification. Les eaux usées entrent d'abord dans le processus par l'étape de dénitrification, où la matière organique contenue dans les eaux usées sert de source de carbone pour la dénitrification. L'ammoniac est oxydé en nitrate lors de l'étape aérobie finale, et le liquide nitrifié est recyclé vers l'étape de dénitrification par une recirculation interne.

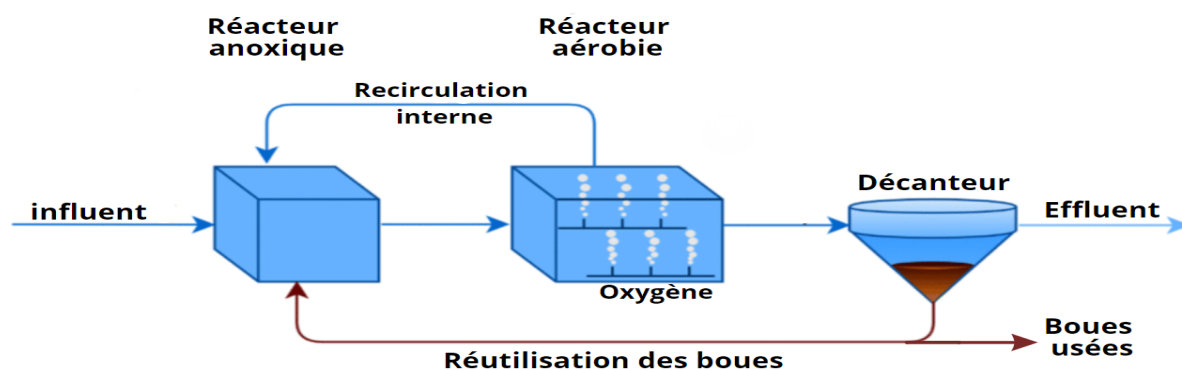


FIG. 6 : Schéma du processus de pré-dénitrification.

I.4 Processus de post-dénitrification

Dans un processus de post-dénitrification (cf. Fig. 7), l'étape de nitrification du réacteur aérobique est placée avant le processus de dénitrification. L'effluent est introduit dans le réacteur aérobique où la croissance aérobique des organismes hétérotrophes et nitrifiants a lieu, permettant ainsi l'achèvement de la nitrification dans ce premier réacteur. Par conséquent, une durée de séjour suffisante du boue est assurée. Le mélange biologique du réacteur aérobique passe ensuite par le réacteur anoxique. La plupart des sources de carbone sont consommées lors de la nitrification, rendant ainsi nécessaire l'apport d'une source externe de carbone pour le processus de dénitrification.

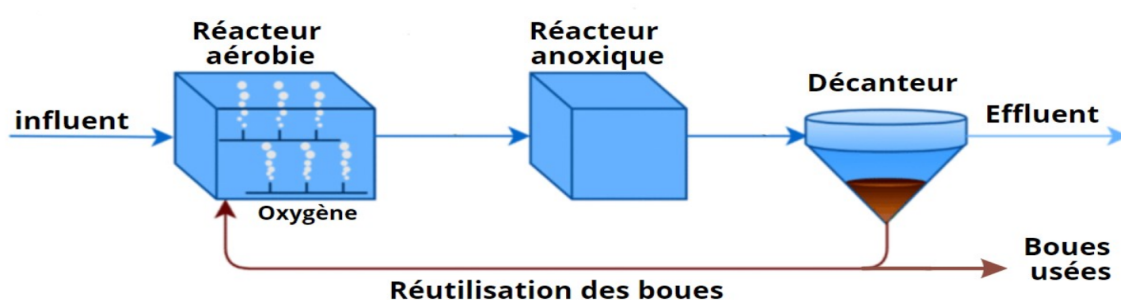


FIG. 7 : Schéma du processus de post-dénitrification.

I.5 Processus à alimentation par étapes

Le processus à alimentation par étapes améliore la performance des procédés de pré-dénitrification en réduisant le coût élevé de l'énergie pour le pompage et la recirculation dans les grandes stations d'épuration [Miyaji et al., 1981]. Ce procédé crée des compartiments alternés de dénitrification et de nitrification en série, répartissant les eaux usées entre ces compartiments (cf. Fig. 8). Les eaux circulent successivement à travers les compartiments, avec une partie du liquide du dernier compartiment recyclée vers le premier compartiment de dénitrification. Ce système optimise les processus de dénitrification et de nitrification tout en réduisant les coûts opérationnels liés au pompage et à la recirculation, offrant ainsi une solution économique pour le traitement des eaux usées à grande échelle.

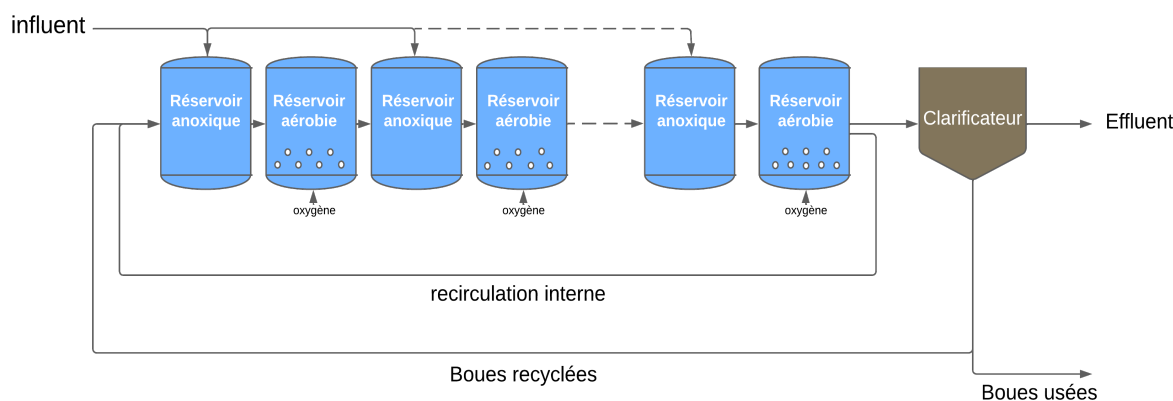


FIG. 8 : Schéma du Processus à alimentation par étapes.

I.6 Conception de Modèles pour les Systèmes de Boues Activées

Les bioréacteurs à boues activées sont des systèmes extrêmement complexes en raison de la dynamique hydraulique, des réactions biochimiques, et de la variabilité des eaux usées influentes qui perturbent l'entrée. La modélisation de ces bioréacteurs est donc très difficile, nécessitant un grand nombre de simplifications avant de pouvoir élaborer un modèle réaliste et simulable. Les bioréacteurs à boues activées existent sous diverses formes, tailles et configurations. Dans cette thèse, nous nous concentrons uniquement sur une petite partie de ces systèmes, à savoir les réacteurs à boues activées et les réacteurs à membranes immergées, tous deux considérés comme alimentés en continu, sans tenir compte de l'encrassement dans la plateforme proposée. Pour plus d'informations générales, le lecteur peut se référer à [Eddy et al., 2003].

I.7 Comportement Hydraulique des Réacteurs à Flux Continu

Les schémas d'écoulement dans les réacteurs à flux continu sont complexes en raison de la géométrie des cuves et de la disposition des entrées, sorties, mélangeurs et dispositifs d'aération. Selon ces caractéristiques et les conditions de fonctionnement, telles que les débits de liquide et d'air et les intensités de mélange, des conditions hydrauliques indésirables peuvent survenir [Kjellstrand, 2006]. Ces conditions influencent les distributions des temps de séjour des phases liquide et solide dans le liquide mélangé. Les grands bioréacteurs ne présentent ni un mélange parfait ni un écoulement piston idéal, mais un comportement intermédiaire. Ils sont souvent modélisés par une cascade de réacteurs (cf. Fig. 9). En augmentant le nombre de réacteurs dans la cascade, la distribution des temps de séjour tend vers un écoulement piston idéal lorsque $N \rightarrow \infty$. La structure de la cascade peut être modifiée en ajustant le nombre, les volumes, et la séquence des réacteurs à cuve agitée (CSTR), le taux de recyclage, l'ajout de cuves secondaires pour les zones mortes, ou l'introduction de dérivations pour les courts-circuits.

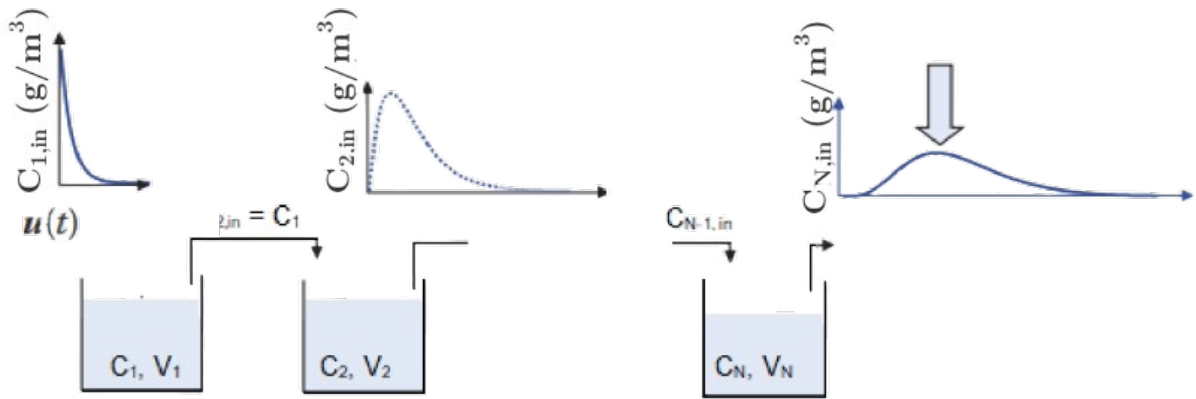


FIG. 9 : Représentation graphique d'une cascade de N CSTR, les variations de concentration au cours du temps en réponse à une impulsion sont indiquées en haut [Aichouche, 2021].

L'identification topologique du modèle de "cuves en série" commence par l'identification des zones de recirculation, des zones mortes et des courts-circuits via des tests de traceurs. Il s'agit de mesurer la réponse temporelle à une variation de concentration d'une substance introduite dans l'influent, puis d'ajuster la courbe de réponse du modèle mathématique aux mesures [Olsson and Newell, 1999].

Les études expérimentales montrent que la structure des connexions entre les réacteurs dans les modèles de stations d'épuration peut changer avec les conditions de fonctionnement (débit de l'influent, taux d'aération, mélange, etc.) [Alex et al., 2002].

Selon les objectifs visés et les caractéristiques de l'effluent à traiter, diverses situations peuvent se présenter. La littérature indique qu'en général, dans les conditions de fonctionnement des stations d'épuration des eaux usées, les réacteurs à écoulement piston sont les plus efficaces [de Gooijer et al., 1996] [Scuras et al., 2001]. De plus, des réacteurs parfaitement mélangés, disposés en série et dimensionnés en fonction de l'effluent avec un temps de rétention hydraulique (HRT) adéquat, suffisent généralement pour reproduire le comportement entrée-sortie d'un réacteur à écoulement piston.

Chaque bioréacteur illustré dans la Fig. 9 est décrit par l'équation générale de bilan de masse :

$$\frac{d}{dt}(CV) = X_{\text{Sources}} - X_{\text{Pertes}} \quad (1.1)$$

Dans ce contexte, C désigne le vecteur des concentrations des différents composants au sein du bioréacteur, et V représente le volume de la phase liquide, qui reste constant dans un réacteur à cuve agitée en continu (CSTR). La concentration C de chaque composant est affectée par des puits, qui la réduisent, et des sources, qui l'augmentent. Dans les bioréacteurs étudiés dans cette thèse, ces puits et sources sont liés aux flux massiques de liquide avec les flux d'entrée et de sortie principaux, au flux massique d'air (comme l'aération), et à une sortie secondaire (par exemple, les boues activées en excès (WAS)). Les flux d'entrée secondaires, tels que le dosage chimique de carbone externe pour la dénitrification, ne sont pas pris en compte. Si l'aération et le dosage chimique ne sont pas considérés, l'équation de bilan de masse pour un CSTR peut s'exprimer de la manière suivante :

$$\frac{d}{dt}(CV) = Q_{\text{in}}C_{\text{in}} - Q_{\text{out}}C_{\text{out}} \pm rV \quad (1.2)$$

C , C_{in} et C_{out} représentent les vecteurs de concentrations de tous les constituants des eaux usées considérés dans l'entrée, dans le réacteur et dans la sortie, respectivement. r est le vecteur des taux de réaction, avec $\dim(r) = \dim(C)$. V est le volume actif du réacteur, et Q_{in} et Q_{out} sont les débits d'entrée et de sortie.

En gardant à l'esprit que, dans un réacteur à cuve complètement agitée (CSTR), $C_{\text{out}} = C$ et $Q_{\text{in}} = Q_{\text{sortie}}$, le bilan de masse d'un CSTR peut être exprimé par les équations différentielles ordinaires (EDO) suivantes.

$$\frac{dC}{dt} = Q_{\text{in}}(C_{\text{in}} - C) \pm r \quad (1.3)$$

Avec les conditions initiales $C(0) = C_0$. Le rapport $\frac{Q_{\text{in}}}{V}$ définit le taux de dilution D , c'est-à-dire l'inverse du temps de rétention hydraulique (TRH). Le terme de réaction r dans l'équation (1.3) peut être calculé à l'aide de différents modèles et approches de modélisation.

I.8 Modélisation des Réactions Biochimiques

La cinétique des processus biochimiques décrit la vitesse de croissance de la biomasse en fonction des variables d'état, principalement des concentrations en substrats. On suppose que les substrats sont transformés en produits et en biomasse en une seule étape, sans détailler les réactions cellulaires complexes. Les modèles macroscopiques ne tiennent pas compte des variations dans la composition et l'activité des cellules individuelles, regroupant souvent différentes espèces bactériennes sous une seule catégorie de biomasse. Les paramètres clés incluent la concentration de biomasse X (g/m^3), le taux de croissance maximal $\hat{\mu}$ (j^{-1}), le taux de déclin k_D (j^{-1}), et le coefficient de rendement Y . Selon le modèle de croissance utilisé, d'autres paramètres cinétiques et stœchiométriques, comme les constantes de Monod K pour divers substrats, peuvent également être inclus.

II Modèles de Boues Activées (ASMs)

Le développement des modèles de boues activées a commencé entre 1950 et 1960. [Jr and Porges, 1957] ont proposé des équations empiriques pour estimer la quantité de boues excédentaires produites et la demande en oxygène dans le réacteur. La deuxième phase du développement a vu l'application des cinétiques des réactions chimiques pour relier la croissance microbienne et l'utilisation des substrats organiques en conditions aérobies [Wanner and Jobbágy, 2014]. En 1982, l'International Water Quality Association (IWAQ) a formé un groupe de travail international pour accélérer le développement de la modélisation dynamique des stations d'épuration, créer une plateforme commune et proposer un modèle de départ simple. Ce groupe a d'abord répertorié les modèles existants et les contraintes de leur développement. Le rapport de 1987 a présenté le modèle ASM1 [Henze et al., 1987], qui décrit la dégradation de la matière organique, la nitrification et la dénitrification dans un processus de boues activées. Les principaux résultats incluent un consensus sur les processus biologiques, la normalisation des symboles, l'utilisation de la notation matricielle, des valeurs par défaut pour les paramètres du modèle et l'adoption de la DCO pour caractériser les eaux usées. En 1995, le modèle ASM2 a été publié pour prédire le comportement du phosphore. En 1999, les versions ASM2d [Henze et al., 1999] et ASM3 ont été introduites pour traiter des phénomènes que l'ASM1 ne pouvait pas simuler, comme le stockage de substrats de réserve. Ces modèles visent à prédire la performance des systèmes de boues activées à réacteur unique et sont utilisés par les ingénieurs pour la conception et l'optimisation des stations d'épuration. Bien que ces modèles soient les plus connus, d'autres modèles de boues activées ont également été publiés et testés avec succès.

II.1 Structure des modèles de boues activées (ASMs)

Les modèles de boues activées sont représentés par une structure matricielle, qui sera expliquée plus en détail ici. Le vecteur des taux de réaction, $r \in \mathbb{R}^n$, dans les équations 1.2 et 1.3, prend la forme suivante :

$$r = \begin{pmatrix} r_1(\hat{C}_1 \subseteq C, u) \\ \vdots \\ r_n(\hat{C}_n \subseteq C, u) \end{pmatrix} \quad (1.4)$$

Le taux de changement de la concentration du j -ième composant C_j , noté r_j où $j = 1 : n$, résulte des réactions biologiques et chimiques se produisant dans le réacteur. Le vecteur C représente les concentrations des composants solubles et particulaires, y compris la biomasse bactérienne. Le vecteur $\check{C}_1$ regroupe les concentrations utilisées comme arguments dans l'équation du taux r_j . Le vecteur u correspond aux entrées externes. Le nombre total de taux de réaction n est équivalent au nombre de concentrations inconnues nécessaires pour constituer un système d'équations fermé, permettant ainsi de vérifier l'existence d'une solution unique pour le système d'équations algébriques. Chaque composant C_j peut être un substrat ou un produit dans divers processus biologiques ou chimiques, tels que la dénitrification, la nitrification, ou l'hydrolyse. Ces processus, notés $p \in \mathbb{R}^n$, peuvent être représentés comme suit :

$$p = \begin{pmatrix} p_1(\check{C}_1 \subseteq C, u) \\ \vdots \\ p_m(\check{C}_n \subseteq C, u) \end{pmatrix} \quad (1.5)$$

où m représente le nombre de processus. Chaque taux de réaction r_j pour le composant j peut être formulé comme une combinaison linéaire de plusieurs taux de processus p_i .

$$\forall j \in \langle 1, n \rangle : \quad r_j = \sum_{i=1}^m a_{i,j} p_i \quad (1.6)$$

L'équation (1.6) peut également être présentée sous forme matricielle comme suit :

$$\mathbf{r} = \mathbf{A}^T \mathbf{p} \quad (1.7)$$

Où $\mathbf{A} \in \mathbb{R}^{m \times n}$ est la matrice des paramètres stœchiométriques, également connue sous le nom de matrice de 'Petersen' ou de 'Gujer'.

$$\mathbf{A} = \begin{pmatrix} a_{1,1} & \cdots & a_{1,n} \\ \vdots & \ddots & \vdots \\ a_{m,1} & \cdots & a_{m,n} \end{pmatrix} \quad (1.8)$$

Chaque paramètre stœchiométrique $a_{i,j}$ dans la matrice $\mathbf{A}$ établit le lien entre le taux du i -ème processus p_i et le taux de variation de la concentration du j -ème composant C_j dû à ce processus. Si $a_{i,j} > 0$, alors le composant C_j est un produit ; si $a_{i,j} < 0$, alors le composant C_j est un substrat ; si $a_{i,j} = 0$, le composant C_j ne participe pas à ce processus. Dans les simulations d'un réacteur à mélange complet (CSTR), le vecteur des variables d'état $x \in \mathbb{R}^n$ est équivalent au vecteur des concentrations dans le liquide en vrac, soit $x = C$. Ainsi, en remplaçant C par x , on obtient $\dot{x} = r$ et l'équation (1.7) peut être exprimée comme suit :

$$\dot{\mathbf{x}} = \mathbf{A}^T \mathbf{p} \quad (1.9)$$

Chaque processus $p \in \mathcal{P}$ doit respecter deux lois principales de la chimie : la loi de conservation de la matière et la loi de conservation de l'énergie. La loi de conservation de la matière indique que, dans une réaction chimique ordinaire, la masse des produits est égale à la masse des réactifs. La matière ne peut ni être créée ni détruite, mais elle peut être réorganisée. La loi de conservation de l'énergie stipule que l'énergie ne peut ni

être créée ni détruite, mais elle peut changer de forme. Dans le contexte des modèles de boues activées (ASMs), la conservation de ces deux lois fondamentales exige que chaque processus p conserve la masse de carbone (C), d'azote (N) et de phosphore (P), ainsi que la charge électrique nette. Les quantités de C, N, P et de charge électrique pour tous les composants sont représentées dans une matrice de conservation de la masse et de la charge.

$$I_{4 \times n} = \begin{pmatrix} I_{1,1} & \cdots & I_{1,n} \\ \vdots & \ddots & \vdots \\ I_{4,1} & \cdots & I_{4,n} \end{pmatrix} \quad (1.10)$$

où $W_i I_{i,j}$ représente les quantités de C, N, P et de charge électrique pour $i = 1, 2, 3$ et 4 respectivement, pour le j -ième composant. Chaque réaction $r \in \mathcal{R}$ doit satisfaire aux quatre équations de bilan, ce qui impose des contraintes sur le choix des paramètres stœchiométriques $a_{i,j} \in \mathbb{A}_{m \times n}$. Pour respecter toutes les équations de bilan, l'équation matricielle suivante doit être vérifiée :

$$\mathbf{A}_{m \times n} (I_{4 \times n})^T \approx \mathbf{0}_{m \times 4} \quad (1.11)$$

Pour satisfaire l'équation (1.11), parmi les k paramètres stœchiométriques non nuls de la matrice $\mathbf{A}$, $k - 4m$ paramètres sont choisis manuellement. Les autres, c'est-à-dire $4m$ paramètres, doivent être déterminés en résolvant l'équation (1.11) afin d'assurer la conservation et la continuité de la masse et de la charge.

II.2 Cinétique des réactions

Les processus $p \in \mathcal{P}$ dans l'équation (1.4) représentent diverses réactions enzymatiques biochimiques réalisées par différents types de bactéries dans le processus de boues activées. Ces réactions sont liées à la consommation de substrats, à la production de produits, à la consommation ou à la libération d'énergie, ainsi qu'à la croissance ou à la dégradation de la biomasse. De manière générale, le taux d'un processus impliquant un seul substrat et une seule biomasse bactérienne, sans tenir compte des variations de température, est exprimé par :

$$p(X, S) = m\mu(X, S) \quad (1.12)$$

où $p(X, S)$ (en $\text{g} \cdot \text{m}^{-3} \cdot \text{d}^{-1}$) représente le taux du processus, m (en d^{-1}) est le taux de croissance maximal ; $\mu(X, S)$ est la fonction de dépendance du taux de processus par rapport aux concentrations en substrat S et en biomasse X . En biotechnologie et dans les modèles de boues activées (ASMs), les taux de processus $p(X, S)$ sont proportionnels à la concentration en biomasse X (en $\text{g} \cdot \text{m}^{-3}$), d'où $\mu(X, S) = \mu(S) \cdot X$. L'équation (1.12) se réécrit alors sous la forme :

$$k(X, S) = m\mu(S)X \quad (1.13)$$

La valeur de $p(X, S)$ est inférieure au taux maximal du processus m en raison des effets de limitation du substrat, des effets de diffusion, de l'inhibition, de la compétition entre différents types de bactéries pour le même substrat, etc. Ces effets sont pris en compte par une fonction sans dimension $\mu(S) < 1$, qui peut revêtir l'une des formes présentées dans le Tableau 1.1.

Modèle	Expression de la cinétique $\mu(S)$
Cinétique d'ordre 1	S
Monod	$\frac{S}{K_S + S}$
Moser	$\frac{S}{K_0 R + S + S R}$
Haldane	$\frac{S}{K_I + S + K_H S^2}$

TAB. 1.1 : Cinétique des réactions en fonction de la concentration d'un substrat unique

Les constantes de demi-saturation K_S , K_0 et K_H correspondent respectivement aux équations de Monod, Moser et Haldane, tandis que K_i représente la constante d'inhibition. La cinétique de Monod est un cas particulier de la cinétique de Moser lorsque $R = 1$.

Dans les modèles de boues activées (ASM), la dynamique des populations bactériennes prend en compte deux mécanismes opposés : la croissance et la dégradation. La croissance nette d'une espèce bactérienne, qui inclut la croissance de la biomasse, l'entretien, la dégradation et la lyse, est calculée comme la somme de ces deux mécanismes opposés, comme le montre l'équation suivante 1.14 :

$$p(X, S) = m\mu(S)X - k_D X \quad (1.14)$$

où k_D (en d^{-1}) est le coefficient de dégradation bactérienne.

II.3 Modèle de boues activées N°1 (ASM1)

Le Modèle de Boues Activées n°1 (ASM1) est le modèle biologique de traitement des eaux usées le plus largement adopté. Ce modèle est couramment utilisé pour simuler les stations d'épuration aérobiques qui réalisent l'oxydation du carbone organique, la nitrification et la dénitrification. Cependant, il ne couvre pas l'élimination du phosphore.

II.3.1 Processus Biologiques Fondamentaux

L'ASM1 intègre deux types de bactéries (hétérotrophes et autotrophes) et repose sur huit processus biologiques fondamentaux : la croissance anoxique des hétérotrophes, la croissance aérobie des hétérotrophes, la croissance aérobie des autotrophes, la dégradation des hétérotrophes, la dégradation des autotrophes, l'ammonification de l'azote organique soluble, l'hydrolyse des matières organiques piégées et l'hydrolyse de l'azote organique piégé.

II.3.2 Variables d'État et Composants du Modèle

Dans ce modèle, la demande chimique en oxygène (DCO) et l'azote total (AT) sont décomposés en plusieurs variables d'état, selon des critères physico-chimiques (particulaire, soluble) et de biodégradabilité (biodégradable rapidement ou lentement). Pour les fractions de DCO La (voir la Fig. 10), les composants considérés sont : la matière soluble biodégradable SS, la matière soluble inerte SI, la matière particulaire biodégradable lentement XS, la matière particulaire inerte XI, la matière particulaire inerte provenant de la dégradation de la biomasse XP, la biomasse hétérotrophe XBH et la biomasse autotrophe XBA.

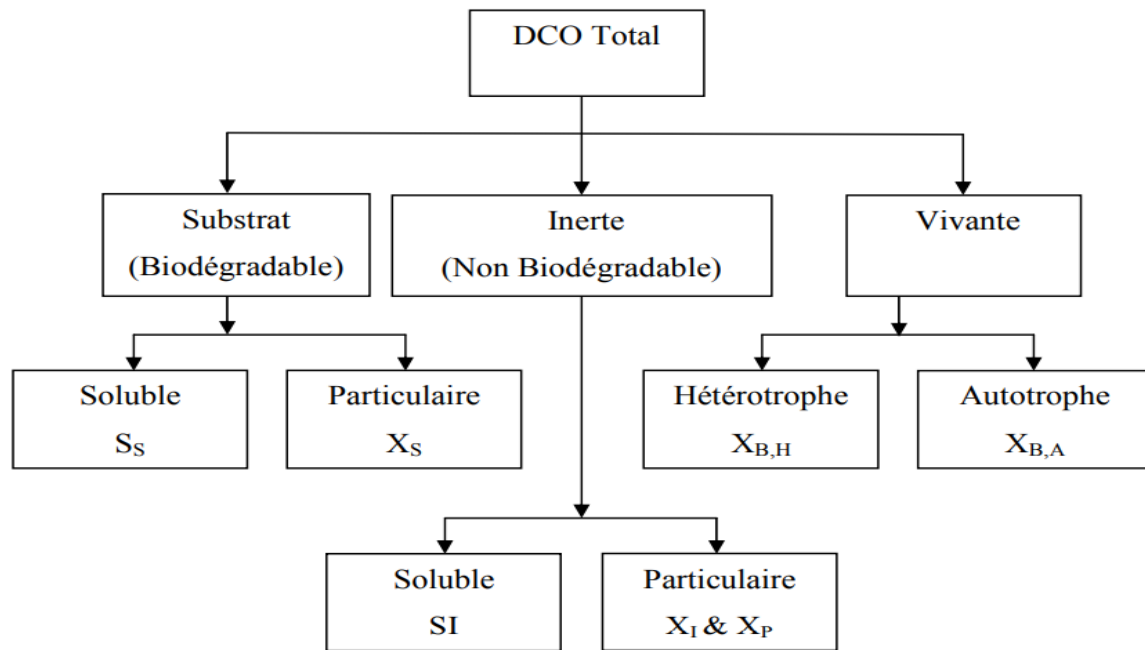


FIG. 10 : Décomposition de la DCO en variables du modèle ASM1 [Silva et al., 2007].

Pour les fractions d'AT (voir la Fig. 11), on distingue l'azote organique soluble SND et l'azote ammoniacal SNH. Les organiques particulières incluent XND, les nitrates et nitrites SNO ; ainsi que deux autres variables d'état, l'oxygène SO et l'alcalinité SALK. Le modèle comprend 19 constantes stœchiométriques et cinétiques utilisées comme paramètres dans les équations de taux de processus.

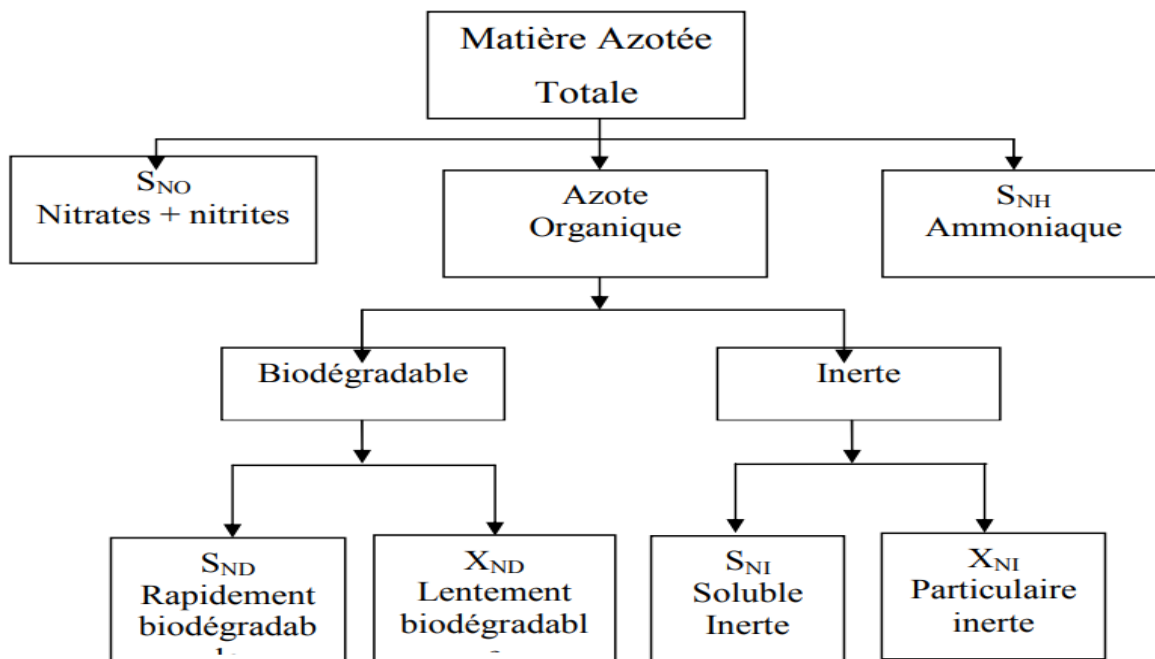


FIG. 11 : composants de l'azote dans ASM1 [Boudaha, 2012].

La Figure 12 illustre les processus biologiques intégrés dans l'ASM1. En conditions aérobies, les hétérotrophes (X_{BH}) oxydent le substrat organique biodégradable rapidement (S_S) en dioxyde de carbone, tandis que les autotrophes facilitent l'oxydation de l'azote ammoniacal (S_{NH}) en nitrite et nitrate (S_{NO}). Par la suite, une partie de la biomasse active (X_{BH} et X_{BA}) subit une lyse cellulaire, générant des fractions organiques biodégradables (X_S) et azotées (X_{ND}), illustrant le concept de régénération des débris, ainsi qu'une fraction inerte (X_P). Les fractions particulières (X_S et X_{ND}) sont ensuite hydrolysées pour produire de l'organique soluble S_S et de l'azote organique soluble (S_{ND}).

Bien que l'ASM1 se soit avéré efficace dans une large gamme d'applications pour les objectifs initiaux pour lesquels il a été conçu, tels que la prévision de la production de boues, la demande en oxygène et la qualité des effluents, le modèle présente certaines limites :

- Il ne prend pas en compte les effets restrictifs de l'alcalinité ainsi que des nutriments inorganiques tels que l'azote et le phosphore sur la croissance de la biomasse.
- Il divise la matière organique particulaire en deux compartiments distincts : celle provenant de l'influent (X_I) et celle issue de la décomposition de la biomasse (X_P). En réalité, ces deux fractions de DCO ne peuvent pas être séparées de manière indépendante.
- Les effets combinés de la mort, de la prédation, de la lyse de la biomasse et de la respiration endogène des produits de stockage sont décrits comme une combinaison de mécanismes de lyse, d'hydrolyse et de croissance, mais ne sont pas modélisés individuellement.

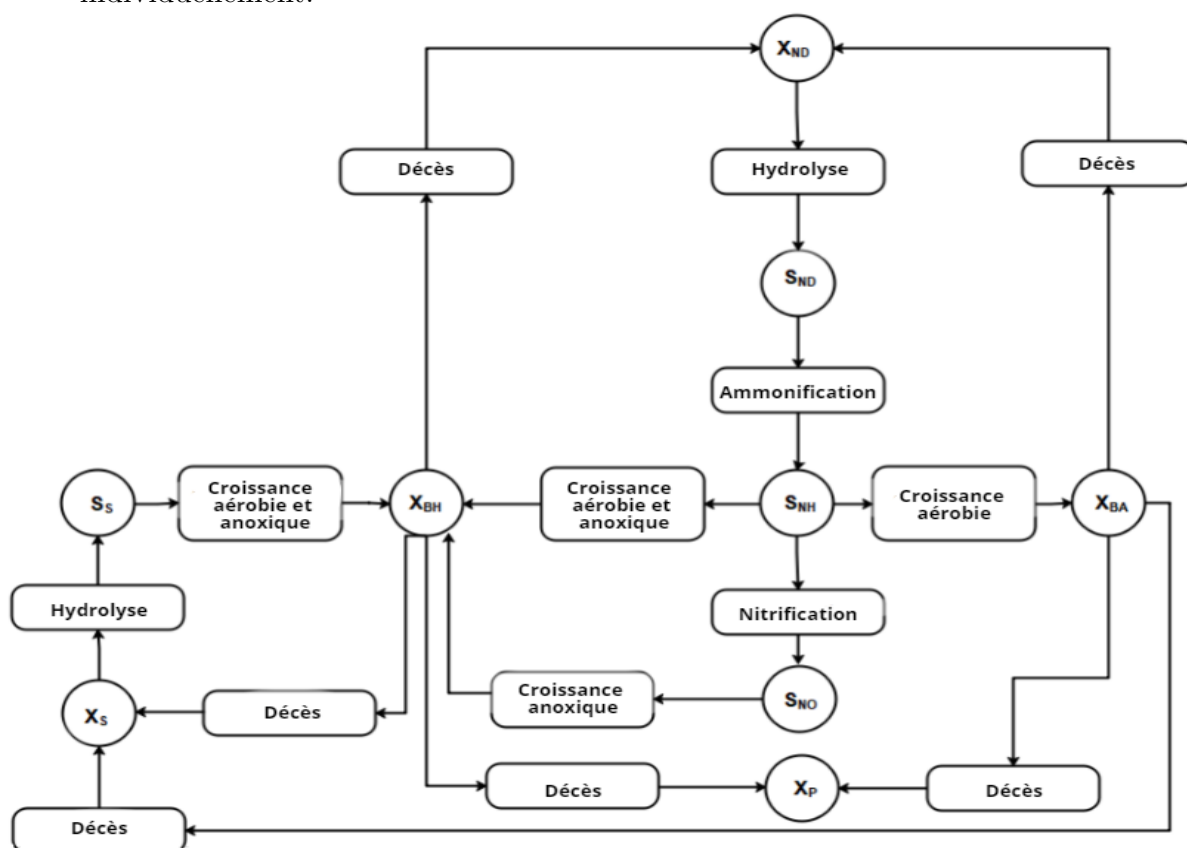


FIG. 12 : Aperçu des processus ASM1.

II.4 Un modèle de boues activées modifié ASM1-2ND

Dans le contexte de la réutilisation des eaux, il est essentiel de prendre en compte les différentes formes d'azote. Le nitrite, en tant que produit intermédiaire pouvant être facilement oxydé en nitrate, est souvent modélisé dans les systèmes de boues activées comme un produit d'un processus de nitrification en une seule étape, comme dans le modèle ASM1 (Figure 13). Bien que cette approche simplifiée soit généralement adéquate pour les processus de traitement traditionnels, elle peut ne pas refléter certaines réalités opérationnelles, comme l'accumulation de nitrite due à une conception ou un fonctionnement inadéquats des installations. Ainsi, il peut être pertinent de considérer la nitrification et la dénitrification comme des processus en deux étapes.

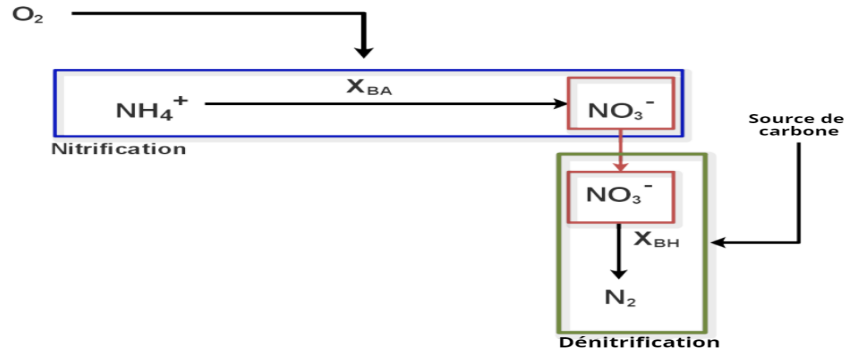


FIG. 13 : Schéma des processus de nitrification et de dénitrification dans le modèle ASM1.

Le modèle ASM1-2ND a été développé pour étendre l'ASM1 en intégrant des processus de nitrification/dénitrification en deux étapes (Figure 14). Les principaux éléments de ce modèle amélioré (ASM1-2ND) sont semblables à ceux du modèle ASM1. La demande chimique en oxygène totale (DCO) est répartie en trois catégories : DCO biodégradable, DCO non biodégradable et biomasse active. En revanche, les composants azotés ont été ajustés. Ainsi, la nitrification est modélisée en deux étapes : les concentrations de nitrate et de nitrite, initialement représentées par une seule variable (SNO) dans l'ASM1, sont maintenant distinguées dans l'ASM1-2ND par deux variables d'état distinctes (SNO2 et SNO3), où SNO2 agit comme l'intermédiaire pour les processus de nitrification et de dénitrification. De plus, les bactéries autotrophes (X_{BA}) de l'ASM1 sont également réparties en deux types : l'un oxydant l'ammonium en nitrite, les bactéries Nitrosomonas (X_{AOB}), et l'autre oxydant le nitrite en nitrate, les bactéries Nitrobacter (X_{NOB}).

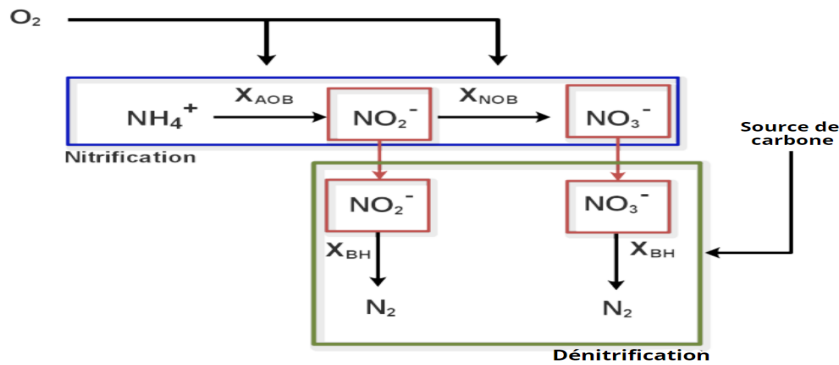


FIG. 14 : Schéma des processus de nitrification et de dénitrification dans le modèle ASM1-2ND.

- Le Tableau 1.2 présente la liste des variables d'état, accompagnées de leurs symboles et unités.

Description des variables	Symboles	Unités
Matière organique inerte soluble	SI	gDCO/m ³
Substrat facilement biodégradable	SS	gDCO/m ³
Particules de matière organique inerte	XI	gDCO/m ³
Substrat lentement biodégradable	XS	gDCO/m ³
Biomasse hétérotrophe	Xbh	gDCO/m ³
Bactéries oxydantes l'ammoniaque	XAOB	gDCO/m ³
Bactéries oxydantes les nitrates	XNOB	gDCO/m ³
Les produits particuliers	Xp	gDCO/m ³
Oxygène dissous à saturation	So	gDCO/m ³
Nitrite d'azote	SNo2	gN/m ³
Nitrate d'azote	SNo3	gN/m ³
Azote moléculaire	SN2	gN/m ³
Azote ammoniacal	SNh	gN/m ³
Soluble biodégradable organique d'azote	SND	gN/m ³
Particule biodégradable organique d'azote	XND	gN/m ³
Alcalinité	SALK	gN/m ³

TAB. 1.2 : Description des variables, symboles et unités

Un aperçu détaillé des processus, accompagné de leurs équations respectives, est fourni dans le Tableau 1.3.

Processus	Processus	Équations
Proc1	Croissance aérobie des hétérotrophes	$\mu_H \frac{S_s}{K_s + S_s} \frac{S_O + S_{NH}}{K_{NH} + S_{NH}} X_{bh}$
Proc2	Croissance anoxique des hétérotrophes sur le SNo2	$\mu_H \eta N_{O_2} \frac{S_s}{K_s + S_s} \frac{S_O}{K_{OH} + S_O} \frac{K_{NO} + S_{NO_2}}{K_{NH} + S_{NH}} X_{bh}$
Proc3	Croissance anoxique des hétérotrophes sur le SNo3	$\mu_H \eta N_{O_3} \frac{S_s}{K_s + S_s} \frac{S_O}{K_{OH} + S_O} \frac{K_{NO} + S_{NO_3}}{K_{NH} + S_{NH}} X_{bh}$
Proc4	Décroissance des hétérotrophes	$b_h X_{bh}$
Proc5	Croissance aérobie des AOB	X_{AOB}
Proc6	Croissance aérobie des NOB	$b_{NOB} X_{NOB}$
Proc7	Décroissance des AOB	$b_{AOB} X_{AOB}$
Proc8	Décroissance des NOB	$b_{NOB} X_{NOB}$
Proc9	Ammonification de l'azote organique soluble	$K_a S_N D X_{bh}$
Proc10	hydrolyse des matières organique piégées	$K_H \frac{X_s}{X_{bh}} S_O$
Proc11	hydrolyse de l'azote organique piégé	$K_H \frac{X_N D}{X_s}$

TAB. 1.3 : Les processus biologiques de l'ASM1-2ND

- Les expressions cinétiques détaillées sont illustrées dans le Tableau 1.4.

Réaction biologique	Expression cinétique
Reac1	0
Reac2	$\frac{-\text{proc1} - \text{proc2} - \text{proc3}}{Y_h} + \text{proc10}$
Reac3	0
Reac4	$(1 - \text{fp})(\text{proc4} + \text{proc8} + \text{proc7}) - \text{proc10}$
Reac5	$\text{proc1} + \text{proc2} + \text{proc3} - \text{proc4}$
Reac6	$\text{proc5} - \text{proc7}$
Reac7	$\text{proc6} - \text{proc8}$
Reac8	$fp(\text{proc4} + \text{proc7} + \text{proc8})$
Reac9	$-\left(\frac{1-Y_h}{Y_h}\right)\text{proc1} + \left(-\frac{3.43-Y_{Aob}}{Y_{Aob}}\right)\text{proc5} + \left(-\frac{1.14-Y_{Nob}}{Y_{Nob}}\right)\text{proc6}$
Reac10	$-\left(\frac{1-Y_h}{1.72Y_h}\right)\text{proc2} + \frac{\text{proc5}}{Y_{Aob}} - \frac{\text{proc6}}{Y_{Nob}}$
Reac11	$-\left(1 - \frac{Y_h}{2.86Y_h}\right)\text{proc3} + \frac{\text{proc6}}{Y_{Nob}}$
Reac12	$\left(1 - \frac{Y_h}{2.86Y_h}\right)\text{proc2} + \left(1 - \frac{Y_h}{1.72Y_h}\right)\text{proc3}$
Reac13	$-ix_b(\text{proc1} + \text{proc2} + \text{proc3} + \text{proc6}) + \left(-ix_b - \frac{1}{Y_{Aob}}\right)\text{proc5} + \text{proc9}$
Reac14	$-\text{proc9} + \text{proc11}$
Reac15	$(ix_b - fp ix_p)(\text{proc4} + \text{proc7} + \text{proc8}) - \text{proc11}$
Reac16	$-\frac{ix_b}{14}\text{proc1} + \text{proc2} \left(-\left(\frac{1-Y_h}{1.72Y_h}\right) \cdot \frac{-1}{14} - \frac{ix_b}{14}\right) + \text{proc3} \left(-\left(\frac{1-Y_h}{2.86Y_h}\right) \cdot \frac{1}{14} - \frac{ix_b}{14}\right) + \text{proc5} \left(\frac{1}{7Y_{Aob}} - \frac{ix_b}{14}\right) + \frac{\text{proc6}}{14}$

TAB. 1.4 : Les réactions biologiques de l'ASM1-2ND

- Le Tableau 1.5 présente toutes les variables d'état et leurs équations associées .

Variables d'état	Équations
SI	$D(SI_{in} - SI) + \text{reac1}$
Ss	$D(Ss_{in} - Ss) + \text{reac2}$
XI	$D(XI_{in} - XI) + \text{reac3}$
Xs	$D(Xs_{in} - Xs) + \text{reac4}$
Xbh	$D(Xbh_{in} - Xbh) + \text{reac5}$
XAOB	$D(XAOB_{in} - XAOB) + \text{reac6}$
XNOB	$D(XNOB_{in} - XNOB) + \text{reac7}$
Xp	$D(Xp_{in} - Xp) + \text{reac8}$
So	$D(So_{in} - So) + \text{reac9} + K_{la}(So_{sat} - So)$
SNO2	$D(SNO2_{in} - SNO2) + \text{reac10}$
SNO3	$D(SNO3_{in} - SNO3) + \text{reac11}$
SN2	$D(SN2_{in} - SN2) + \text{reac12}$
SNh	$D(SNh_{in} - SNh) + \text{reac13}$
SND	$D(SND_{in} - SND) + \text{reac14}$
XND	$D(XND_{in} - XND) + \text{reac15}$
SALK	$D(SALK_{in} - SALK) + \text{reac16}$

TAB. 1.5 : Les équations d'états de l'ASM1-2ND

III Conclusion

Dans ce chapitre, nous avons présenté le modèle complet du procédé de boues activées, connu sous le nom de ASM1-2nd. Ce modèle, qui représente une version améliorée et plus détaillée de l'ASM1, sera utilisé tout au long du mémoire comme base pour l'application d'une technique de commande et d'estimation avancée, récemment développée. La simulation de ce modèle a été effectuée sous MATLAB/Simulink en utilisant des S-functions, permettant ainsi une modélisation précise et flexible du procédé. Le code MATLAB (S-function) du modèle ASM1-2nd est présenté en annexe III, offrant un outil essentiel pour les simulations et les analyses ultérieures dans le cadre de cette étude.

CHAPITRE 2

Plateforme Flexible pour adapter la qualité des eaux traitées aux nouveaux usages

I Introduction

La région méditerranéenne, confrontée à des défis tels que l'augmentation de la population, le réchauffement climatique et la demande alimentaire croissante, doit prioriser la gestion des eaux de surface de bonne qualité pour la consommation humaine. Les activités humaines dégradent la qualité de l'eau, accentué par les changements globaux, nécessitant la recherche de ressources alternatives. L'agriculture, principal consommateur d'eau, représente 70% de cette consommation.

Face à ce défi, il est crucial de changer de paradigme en considérant les eaux usées non seulement comme des déchets à traiter, mais aussi comme des ressources contenant des nutriments à valoriser. Les systèmes de traitement des eaux usées doivent évoluer pour permettre une gestion flexible des nutriments selon les usages spécifiques, plutôt que de fonctionner en mode statique.

Un système de traitement flexible doit être capable de s'adapter aux besoins en termes de flux et de qualité de l'eau, et passer d'un traitement complet à un traitement partiel selon les besoins. Les technologies actuelles, comme les réacteurs biologiques à membranes, offrent une meilleure qualité d'effluent et sont adaptées à la réutilisation. Cependant, le traitement classique par boues activées n'optimise pas bien la récupération des nutriments et de l'énergie.

La gestion de ces systèmes flexibles repose sur l'utilisation de contrôles précis pour ajuster les variables du processus en fonction des besoins. Les stratégies de contrôle actuelles visent souvent à maintenir les variables principales dans des plages définies par des normes, tandis que les nouveaux contrôles visent à ajuster la qualité de l'eau traitée aux besoins agronomiques spécifiques.

Le présent article est organisé en plusieurs sections : la première décrit la plateforme et son modèle, la deuxième caractérise les modes de fonctionnement, la troisième propose un système de contrôle, et la quatrième évalue ce système en fonction des exigences optimales pour les plantes.

II Approches méthodologiques et matériaux

II.1 Une plateforme flexible

La plateforme flexible WRRF abordée ici a été élaborée dans le cadre du projet européen "Control4Reuse" (voir control4reuse.net). Cette conception vise à intégrer un maximum de degrés de contrôle pour optimiser la flexibilité du système. La plateforme combine plusieurs configurations (pré-dénitrification, post-dénitrification et alimentation par étapes) et utilise trois vannes pour permettre à l'installation de fonctionner selon divers modes, que ce soit en mode "réutilisation" (également appelé "mode dégradé") ou en mode de "traitement conventionnel".

II.2 Description et Conception du Système

Le système WRRF est constitué de trois réacteurs en série : un réacteur anoxique (R1) de 4000 m³, un réacteur aérobique (R2) de 6000 m³, et un bioréacteur à membrane aérobique (R3) de 3000 m³. Tous les réacteurs sont parfaitement mélangés (cf. Fig. 15). La membrane est considérée comme idéale, assurant une séparation parfaite des matières solubles et particulaires, sans prise en compte des phénomènes de colmatage.

Le WRRF est équipé de trois vannes (nommées A, B, et C), chacune ayant deux positions possibles. Selon la Figure 2.1, les conventions suivantes sont appliquées :

- Si la vanne (A) est à la position 1 (ou 0), alors $Q_B = Q_{in}$ et $Q_C = 0$ (ou $Q_B = 0$ et $Q_C = Q_{in}$) ;
- Si la vanne (B) est à la position 1 (ou 0), alors $Q_D = Q_B$ et $Q_C = 0$ (ou $Q_D = 0$ et $Q_C = Q_B$) ;
- Si la vanne (C) est à la position 1 (ou 0), alors $Q_E = Q_{RAS}$ et $Q_F = 0$ (ou $Q_E = 0$ et $Q_F = Q_{RAS}$) ;

Le WRRF est conçu pour un débit d'entrée moyen de 24000 m³/j. La plateforme peut fonctionner en un, deux ou trois stades en ajustant le débit d'entrée (Q_{in}), le décalage de l'alimentation (by-pass) et les positions du sludge activé de retour en fonction des positions des vannes.

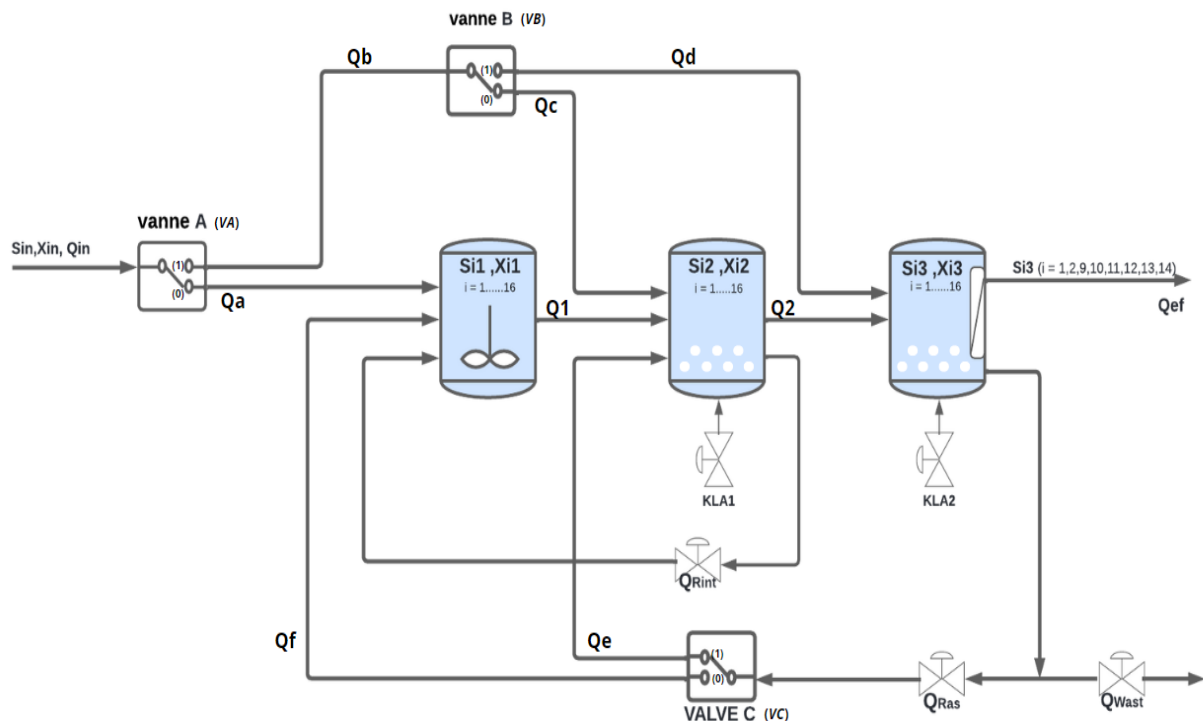


FIG. 15 : Schéma du processus hydraulique de la plateforme flexible proposée.

Dans la configuration où la recirculation externe (QRAS) de R3 vers le réacteur anoxique R1 est active, avec la vanne (C) réglée sur 0 et la recirculation interne (Qint) non nulle, l'élimination de l'azote se fait par la dénitrification des nitrates recyclés, ce qui correspond à un système de pré-dénitrification. Dans cette configuration, la dénitrification peut être contrôlée en ajustant le taux de recirculation. En alimentant le réacteur aérobie R2 avec le flux d'entrée (Vanne(A) = 1 et Vanne(B) = 0), la dénitrification se produit après la nitrification, correspondant à un système de post-dénitrification si la Vanne(C) est à 0. Cependant, dans ce cas, la dénitrification peut devenir limitante car la source de carbone pourrait être consommée dans R2, réduisant sa disponibilité en tant que source d'énergie. Lorsque le flux d'entrée est dirigé vers le réacteur MBR R3 (les deux vannes (A) et (B) égales à 1), la nitrification peut être contrôlée par le temps de rétention des boues (SRT) et la concentration en oxygène dissous (DO).

Selon la position des vannes, il existe 6 configurations spécifiques d'intérêt pour la plateforme WRRF flexible proposée : elles sont répertoriées dans le tableau 2.1. Il existe de nombreuses autres configurations, mais elles ne présentent pas d'intérêt ; par exemple, lorsque la vanne (A) = 0, la position de la vanne (B) n'a pas d'importance.

Vanne (A)	Vanne (B)	Vanne (C)	Description
0	0	0	Configuration C1
0	0	1	Configuration C2
1	0	0	Configuration C3
1	1	0	Configuration C5
1	1	1	Configuration C6

TAB. 2.1 : Configurations en fonction des positions des vannes

La configuration C1 (c'est-à-dire Vanne(A) = 0, Vanne(B) = 0 et Vanne(C) = 0 dans le Tableau 2.1) peut être assimilée au processus conventionnel de boues activées, qui consiste en une série de réacteurs entièrement mélangés avec recirculation.

Dans la configuration C3 (Vanne(A) = 1, Vanne(B) = 0 et Vanne(C) = 0), le processus fonctionne comme un système de post-dénitrification sans ajout de source de carbone, ce qui entraîne un faible taux de dénitrification. Si le temps de rétention hydraulique (TRH) est suffisamment long, le système peut obtenir un taux élevé de nitrification à condition qu'il y ait suffisamment d'oxygène dans R2.

Pour la configuration C5 (Vanne(A) = 1, Vanne(B) = 1, Vanne(C) = 0), la nitrification sera limitée en raison d'un TRH court. Les trois configurations restantes se distinguent des trois premières par la position de Vanne(C), ce qui influencera principalement les performances de nitrification et de dénitrification en fonction de la quantité de nitrate réinjectée dans R1.

II.3 Description du modèle

La plateforme WRRF est conçue en suivant le schéma de flux présenté dans la Fig. 15. Les réactions biologiques dans chaque réacteur sont décrites à l'aide du modèle ASM1-2ND, qui se distingue de la version originale ASM1 en intégrant une réaction en deux étapes pour le processus de nitrification. Ce processus est réalisé par deux groupes distincts de bactéries autotrophes : les AOB, qui oxydent l'ammonium, et les NOB, qui oxydent les nitrites. Dans le modèle, ces bactéries sont respectivement désignées par XAOB et XNOB. Les taux de croissance aérobie des AOB et NOB (5 et 6 dans le tableau ??) sont définis comme suit :

$$\rho_{AOB} = \mu_{AOB} \cdot \frac{S_{NH}}{K_{NH} + S_{NH}} \cdot \frac{S_O}{K_{OA} + S_O} \cdot X_{AOB} \quad (2.1)$$

$$\rho_{NOB} = \mu_{NOB} \cdot \frac{S_{NO_2}}{K_{NO_2} + S_{NO_2}} \cdot \frac{S_O}{K_{OA} + S_O} \cdot \frac{K_{NH}}{S_{NH} + K_{NH}} \cdot X_{NOB} \quad (2.2)$$

L'Équation 2.1 décrit la première étape de la nitrification (nitrification partielle) : l'ammonium est oxydé en nitrite, et dans ce processus, l'ammonium (SNH) ainsi que l'oxygène dissous (SO) agissent comme facteurs limitants. En revanche, dans l'Équation 2.2, une fonction de commutation montre que l'ammonium (SNH) agit comme un inhibiteur lors de la seconde étape d'oxydation, où le nitrite (SNO2) est converti en nitrate (SNO3).

Concernant la dénitrification, la biomasse hétérotrophe facultative peut éliminer le carbone organique par respiration anoxique, en utilisant le nitrite ou le nitrate comme accepteurs d'électrons en l'absence d'oxygène dissous, les transformant ainsi en diazote. Les taux de réaction pour la dénitrification (2 et 3 dans le Tableau ??) sont donnés par les expressions suivantes :

$$\rho_{BHNO_2} = \mu_H \eta_{NO_2} \cdot \frac{S_s}{K_s + S_s} \cdot \frac{K_{OH}}{K_{OH} + S_O} \cdot \frac{S_{NO_2}}{K_{NO} + S_{NO_2}} \cdot \frac{S_{NH}}{K_{NH} + S_{NH}} \cdot X_{BH} \quad (2.3)$$

$$\rho_{BHNO_3} = \mu_H \eta_{NO_3} \cdot \frac{S_s}{K_s + S_s} \cdot \frac{K_{OH}}{K_{OH} + S_O} \cdot \frac{S_{NO_3}}{K_{NO} + S_{NO_3}} \cdot \frac{S_{NH}}{K_{NH} + S_{NH}} \cdot X_{BH} \quad (2.4)$$

Les paramètres du modèle ainsi que les valeurs des coefficients cinétiques et stœchiométriques sont présentés dans le Tableau 2.3 . Le modèle WRRF complet est défini par les équations suivantes pour les composés solubles $S_{i,R}$ et particulières $X_{i,R}$ dans tous les réacteurs, où i représente le composant ($i = 1, 2, \dots, 16$) (cf. Tableau 2.2) et R correspond au réservoir $R = 1..3$. Pour le premier réservoir $R = 1$ (voir figure 16), l'équation de bilan massique est la suivante :

$$\frac{dS_{i,1}}{dt} = \frac{1}{V_1} (Q_{in,1} S_{i,in,1} - Q_1 S_{i,1}) + r_j \quad (2.5)$$

$$\frac{dX_{i,l=1}}{dt} = \frac{1}{V_1} (Q_{in,1} X_{i,in,1} - Q_1 X_{i,1}) + r_j \quad (2.6)$$

Avec $Q_{in,1} = Q_F + Q_{int} + Q_A$.

Pour le deuxième réacteur aérobie $R = 2$ (voir figure 17), l'équation de bilan massique est :

$$\frac{dS_{i,2}}{dt} = \frac{1}{V_2} (Q_{in,2}S_{i,in,2} - Q_2S_{i,2} - Q_{int}S_{i,2}) + r_j \quad (2.7)$$

$$\frac{dX_{i,2}}{dt} = \frac{1}{V_2} (Q_{in,2}X_{i,in,2} - Q_2X_{i,2} - Q_{int}X_{i,2}) + r_j \quad (2.8)$$

Avec $Q_{in,2} = Q_1 + Q_E + Q_C$.

Finalement, pour le troisième réacteur $R = 3$ (voir figure 18), l'équation de bilan massique pour le bioréacteur à membrane est :

$$\frac{dS_{i,3}}{dt} = \frac{1}{V_3} (Q_{in,3}S_{i,in,3} - Q_{ef}S_{i,3} - Q_{RAS}S_{i,3} - Q_{WAS}S_{i,3}) + r_j \quad (1.23)$$

$$\frac{dX_{i,3}}{dt} = \frac{1}{V_3} (Q_{in,3}X_{i,in,3} - Q_{RAS}X_{i,3} - Q_{WAS}X_{i,3}) + r_j \quad (1.24)$$

Avec $Q_{in,3} = Q_D + Q_2$.

La dynamique de l'oxygène dissous (S_O, R) est un cas particulier puisqu'elle obéit dans chaque réacteur à la même équation dynamique que S_i, R mais avec des termes supplémentaires correspondant à l'ajout externe d'oxygène ($K_{La})(S_{O,sat} - S_O, R)$.

Sauf indication contraire, les caractéristiques de l'influent constant et la moyenne de l'influent dynamique sont reportées dans le tableau 2.2.

i	Variables	Unité	Influent constant	Influent dynamique
1	S_I	g.(DCO).m ⁻³	25	27,21
2	S_S	g.(DCO).m ⁻³	80	58,15
3	X_I	g.(DCO).m ⁻³	40	92,46
4	X_S	g.(DCO).m ⁻³	200	363,77
5	X_{BH}	g.(DCO).m ⁻³	50	50,66
6	X_{AOB}	g.(DCO).m ⁻³	0	0,00
7	X_{NOB}	g.(DCO).m ⁻³	0	0,00
8	X_P	g.(DCO).m ⁻³	0	0,00
9	S_O	g.(DCO).m ⁻³	0	0,00
10	S_{NO2}	g.N.m ⁻³	0	0,00
11	S_{NO3}	g.N.m ⁻³	0	0,00
12	S_{N2}	g.N.m ⁻³	0	0,00
13	S_{NH}	g.N.m ⁻³	30	27,91
14	S_{ND}	g.N.m ⁻³	5	6,66
15	X_{ND}	g.N.m ⁻³	10	19,35
16	S_{ALK}	Mole.HCO ₃ ⁻ .m ⁻³	7	7,00
-	Q_{in}	m ³ /j	24000	21590

TAB. 2.2 : Tableau des variables avec influent constant et dynamique

Paramètre	Symbole	Valeur	Unités
Taux de croissance maximal des XBH	μ_H	4	d^{-1}
Demi-saturation (croissance hétérotrophe)	K_S	10	$g\ DCO.m^{-3}$
Demi-saturation (oxygène hétérotrophe)	K_{OH}	0.2	$g\ O_2.m^{-3}$
Demi-saturation (nitrate et nitrite)	K_{NO}	0.5	$g\ NO_3 - N.m^{-3}$
Taux de décroissance hétérotrophe	b_H	0.3	d^{-1}
Taux de croissance maximal des Nitrosomonas	μ_{AOB}	0.85	d^{-1}
Taux de croissance maximal des Nitrobacter	μ_{NOB}	0.65	d^{-1}
Demi-saturation (croissance autotrophe)	K_{NH}	1	$g\ NH_3 - N.m^{-3}$
Demi-saturation (oxygène autotrophe)	K_{OA}	0.4	$g\ O_2.m^{-3}$
Taux de décroissance des Nitrosomonas	b_{AOB}	0.17	d^{-1}
Taux de décroissance des Nitrobacter	b_{NOB}	0.15	d^{-1}
Facteur de correction pour la croissance anoxique	η_g	0.8	/
Taux d'ammonification	K_a	0.05	$m^3(g\ DCO.d)^{-1}$
Taux maximal d'hydrolyse spécifique	K_h	3	$g\ XS(g\ XBH.DCO.d)^{-1}$
Demi-saturation (hydrolyse)	K_X	0.1	$g\ XS(g\ XBH.DCO)^{-1}$
Facteur de correction pour la croissance anoxique SNO2	η_{NO2}	0.8	/
Facteur de correction pour la croissance anoxique SNO3	η_{NO3}	0.38	/
Rendement hétérotrophe	Y_H	0.45	$g\ DCO/g\ DCO$
Rendement des Nitrosomonas	Y_{AOB}	0.17	$g\ DCO/g\ N$
Rendement des Nitrobacter	Y_{NOB}	0.15	$g\ DCO/g\ N$
Fraction de biomasse en produits particuliers	f_p	0.08	/
Fraction d'azote dans la biomasse	i_{XB}	0.086	$g\ N/g\ DCO$
Fraction d'azote dans les produits particuliers	i_{XP}	0.06	$g\ N/g\ DCO$
Inhibition de l'ammonium sur l'oxydation des nitrites	K_{NH-I}	5	$g\ NH_4 - N.m^{-3}$
Facteur de conversion pour NO_3 en DCO	$i_{COD,NO3}$	-1.1414285	$g\ DCO/g\ N^{-1}$
Facteur de conversion pour NO_2 en DCO	$i_{COD,NO2}$	-3.4268028	$g\ DCO/g\ N^{-1}$
Facteur stœchiométrique pour la réduction de NO_3 en N_2	$i_{NO3,N2}$	40/14	$g\ DCO/g\ N^{-1}$
Facteur stœchiométrique pour la réduction de NO_2 en N_2	$i_{NO2,N2}$	1.7242857	$g\ DCO/g\ N^{-1}$
Facteur de conversion pour NH_4^+ en charge	$i_{Charge,SNHX}$	1/14	$Charge.g\ N^{-1}$
Facteur de conversion pour NO_3^- en charge	$i_{Charge,SNOX}$	-1/14	$Charge.g\ N^{-1}$

TAB. 2.3 : Cinétique, paramètres et coefficients stœchiométriques

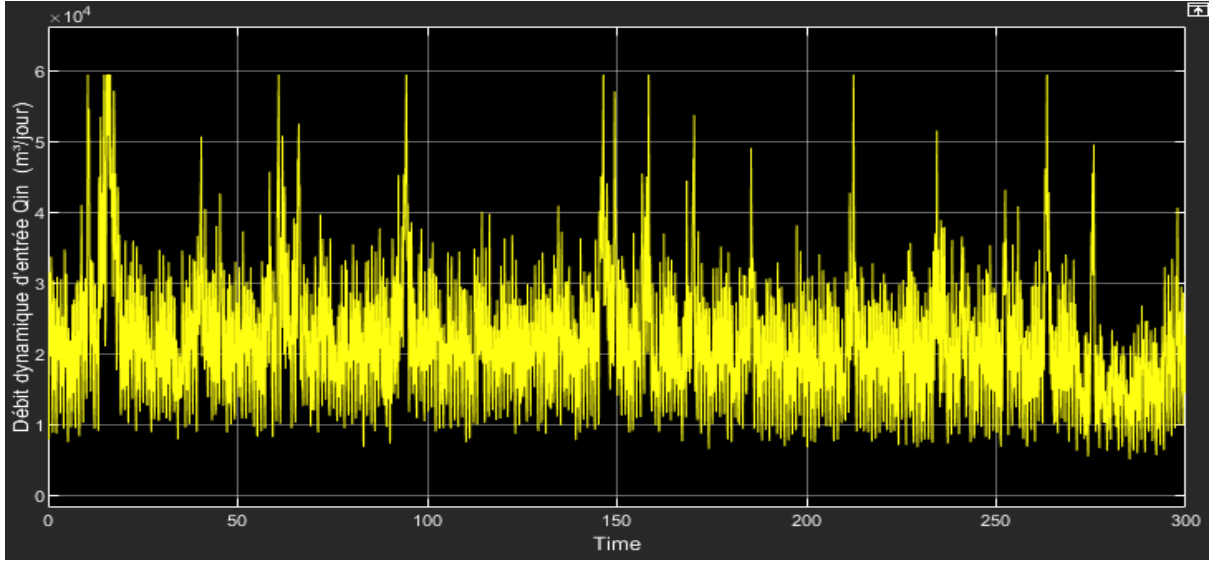
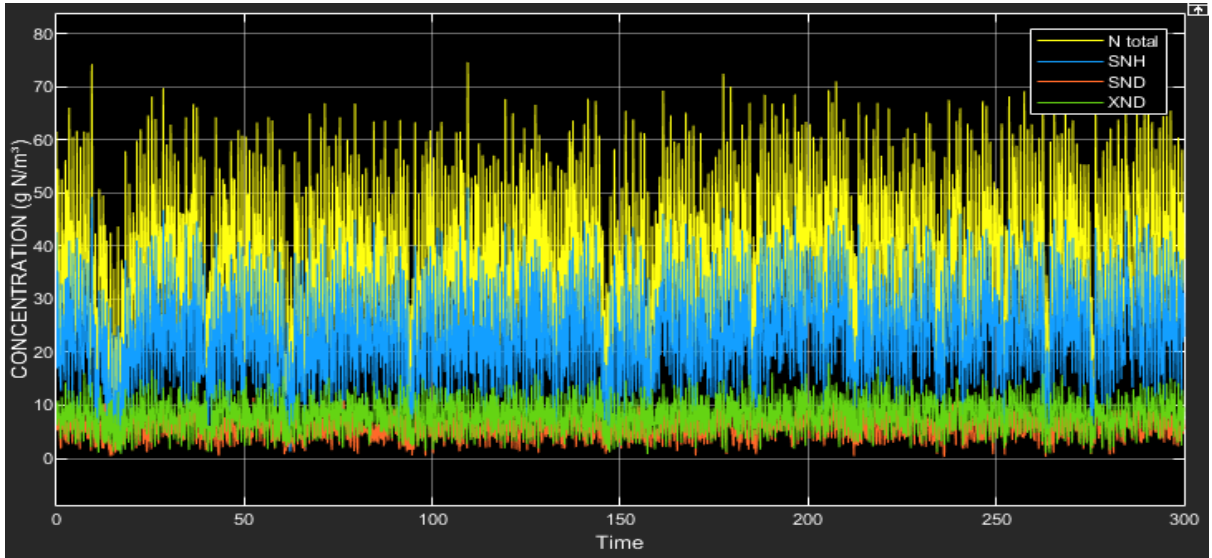
FIG. 20 : Débit dynamique d'entrée Q_{in} en $m^3/jour$.

FIG. 21 : Concentrations dynamiques des formes d'azote et de l'azote total dans l'entrée.

III.3 Contrôle du Temps de Conservation des Solides (SRT)

Le Temps de Conservation des Solides (SRT) est un paramètre crucial pour la conception et le contrôle du processus de boues activées. Il représente la durée moyenne pendant laquelle les bactéries restent dans le processus avant d'être éliminées. Le SRT sélectionné influence directement la composition bactérienne dans un système de boues activées. Dans la littérature, le SRT est généralement considéré sous un angle de régime permanent. En régime permanent, le SRT statique est défini comme la masse de micro-organismes dans le système divisée par la masse de micro-organismes éliminés par unité de temps :

$$SRT = \frac{X_r \cdot V_r}{X_w \cdot Q_w + Q_e \cdot X_e} \quad (2.1)$$

où :

- V_r : Volume total des cuves d'aération, en m^3
- X_r : Concentration de matières en suspension (TSS) dans le réacteur, en mg/L
- X_w : Concentration de matières en suspension (TSS) dans les boues activées éliminées, en mg/L
- X_e : Concentration de matières en suspension (TSS) dans l'effluent, en mg/L
- Q_w : Débit des boues activées éliminées (WAS), en m^3/jour
- Q_e : Débit de l'effluent, en m^3/jour

Dans un réacteur complètement mixte, X_e est égal à X_r :

$$\text{SRT} = \frac{V_r}{Q_w} \quad (2.2)$$

La première étape de la modélisation consiste à déterminer les conditions de fonctionnement initiales de la plateforme WRRF associées à chaque mode de fonctionnement.

III.4 Mode de Réutilisation

Il est essentiel de déterminer les conditions dans lesquelles le traitement biologique permet de conserver l'azote sous la forme NH_4^+ . Cela implique que l'âge des boues (SRT) ne doit pas être trop élevé, afin que la nitrification soit limitée ou ne se produise pas. Les tests sont effectués avec un taux d'élimination des boues (SRR), Q_w , variant entre 10 m^3/jour et 40 m^3/jour . On suppose qu'il n'y a pas de limitation en oxygène et qu'aucune accumulation de nitrite n'a lieu.

III.5 Mode de Traitement Complet

Dans ce mode, le taux d'élimination des boues (SRR) doit permettre la nitrification afin de traiter l'azote. Les simulations sont réalisées avec Q_w variant entre 0,1 m^3/jour et 6 m^3/jour .

IV Conclusion

Cette étude a permis de développer un modèle dynamique pour la simulation de la récupération des ressources en azote à partir des eaux usées traitées. La plateforme proposée a démontré une grande flexibilité dans diverses conditions, tant statiques que dynamiques. Les simulations intensives effectuées en régime permanent ont permis d'évaluer les différentes configurations de la plateforme, révélant des performances variables en fonction des apports en azote et des exigences des cultures. Les résultats montrent que la modélisation et les simulations dynamiques sont des outils puissants pour optimiser les performances de la plateforme et répondre aux besoins en azote des plantes de manière flexible.

CHAPITRE 3

Stratégies de Contrôle et Configurations Optimales de la Plateforme

I Introduction

I.1 Analyse des États Stationnaires en Fonction des Configurations de Vannes

Considérons la plateforme représentée dans la Figure 15, où les configurations d'intérêt liées aux positions spécifiques des vannes sont répertoriées dans le Tableau 2.1. La première analyse de cette plateforme consiste à caractériser les états stationnaires que l'on peut atteindre en ajustant les différentes vannes du système. Pour ce faire, un total de $NSS = N_{Valve} \times N_{kLa} \times N_Q$ simulations (voir Figure 22) ont été réalisées en utilisant les valeurs d'influent statiques reportées dans le Tableau 2.2, pour toutes les configurations de conception (c'est-à-dire chaque position donnée des vannes sur les 6 configurations d'intérêt) et pour une grille de valeurs de contrôle possibles agissant sur le processus à travers KLa_1 , KLa_2 , Q_{RAS} , Q_{WAS} et Q_{int} (voir Figure 22).

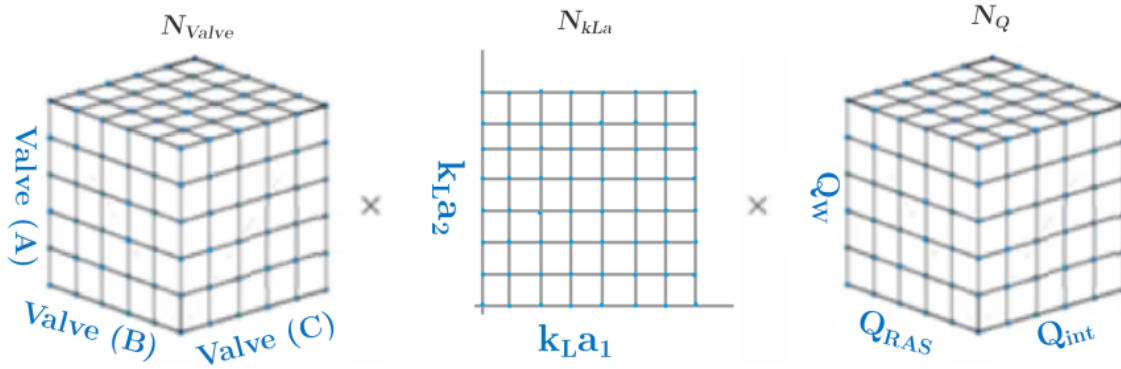


FIG. 22 : Diagramme de grille pour les valeurs de contrôle dans l'analyse des états stationnaires de la plateforme flexible [Aichouche, 2021].

Pour explorer les états stationnaires atteignables, une boucle de simulation a été lancée pour chaque combinaison de variables de contrôle. La discrétisation des valeurs de degré de contrôle était uniforme. L'ensemble des états stationnaires formé par les NSS états stationnaires obtenus (toutes les variables d'état de l'effluent - les valeurs des variables dans le dernier compartiment aérobie, ainsi que la configuration du processus correspondante et les variables de contrôle associées, comme indiqué dans le Tableau 3.2) a été sauvegardé dans une matrice d'états stationnaires, qui contient (30240×24) éléments composés de deux sous-matrices (voir Tableau 3.1) pour les variables (30240×16) et les valeurs de contrôle (30240×8) , respectivement.

N_{Valve}	N_{KLa}	N_Q	No. Steady states (NSS)
2×3	6×6	$5 \times 14 \times 2$	$30240 \times (16 \text{ variables}) (8 \text{ controllers})$

TAB. 3.1 : Combinaisons des contrôles et des états stationnaires correspondants

Pour atteindre les objectifs en modifiant les variables manipulées. Il est important de noter que l'utilisation d'une combinaison spécifique de contrôles permet de privilégier une forme d'azote par rapport à d'autres. Un aspect particulièrement intéressant de cet exercice est que la manipulation à la fois de la configuration du système et des actions de contrôle permet d'atteindre à peu près les mêmes objectifs. Cela met en évidence une

caractéristique essentielle du concept de flexibilité, qui ouvre la voie à des recherches approfondies sur l'automatisation de l'exploitation d'un tel système, en particulier dans le domaine des systèmes de contrôle de reconfiguration [Aichouche et al., 2020].

Variable	Description
V_alve(A)	$V_alve(A) = 1$ ou 0 (Q_{in} est dirigé vers la V_alve(B) ou vers le réacteur anoxique R1)
V_alve(B)	$V_alve(B) = 1$ ou 0 (Q_{in} est dirigé vers le MBR R3 ou vers le réacteur aérobie R2)
V_alve(C)	$V_alve(C) = 1$ ou 0 (QRAS est dirigé vers le réacteur anoxique R1 ou vers le réacteur aérobie R2)
QRAS	Boucle ouverte (pas de contrôleur actif), $QRAS = Q_{in} : Q_{in} : 5 \times Q_{in}$
Qint	Boucle ouverte (pas de contrôleur actif), $Q_{int} = 0 : Q_{in} : Q_{int}$
KLa1	Boucle ouverte (pas de contrôleur actif), $KLa1 = 50 : 50 : 300$
KLa2	Boucle ouverte (pas de contrôleur actif), $KLa2 = 50 : 50 : 300$
QW_AS	Boucle ouverte (pas de contrôleur actif), $QW_AS = 0 : 100 : 1300$

TAB. 3.2 : Vue d'ensemble des combinaisons de contrôles pour les simulations en boucle ouverte. Les notations $u = a : b : c$ indiquent que les simulations successives pour la variable u sont effectuées avec des valeurs allant de $u = a$ à $u = c$ avec un pas de b

I.2 Contrôle en boucle fermée : Deux stratégies industrielles pour l'exploitation et la gestion de la plateforme WRRF

Le contrôle Proportionnel-Intégral (PI) demeure l'un des régulateurs les plus largement utilisés dans l'industrie en raison de sa simplicité et de sa facilité de réglage. Pour un régulateur PI, le signal d'erreur $e(t)$ entre la consigne et la sortie réelle du processus est utilisé pour générer les actions de contrôle proportionnelles (P) et intégrales (I). Ces actions sont ensuite pondérées et additionnées pour former le signal de commande $u(t)$ à appliquer au système. L'expression mathématique du régulateur PI est donnée par l'équation (4), où K_P et K_I représentent les gains proportionnel et intégral du régulateur :

$$u(t) = K_P e(t) + K_I \int_0^t e(t) dt \quad (4)$$

Une saturation peut être ajoutée pour garantir que la consigne souhaitée ne dépasse pas la capacité maximale des variables manipulées. Cela peut entraîner un phénomène de "windup", où l'erreur entre la consigne et la mesure reste non nulle et de même signe. Cependant, les résultats de simulation présentés montrent qu'un tel système n'était pas nécessaire. Dans ce travail, deux types de systèmes de contrôle sont proposés en fonction des objectifs visés :

I.2.1 Première Stratégie de Contrôle : Contrôle de SNO3

La première stratégie de contrôle se concentre sur le développement d'un système permettant le suivi de la concentration de nitrate dans l'effluent. Le « contrôle industriel avancé » consiste en une cascade de régulateurs PI, comme illustré dans la Figure 23 (ou dans la Figure 24 pour plus de détails). Le k_{La} appliqué aux réacteurs aérobiques est la sortie d'un régulateur PI contrôlant la concentration d'oxygène dissous dans le réacteur afin d'atteindre une consigne en SNH_4 . Cette consigne en SNH_4 est elle-même la sortie d'un régulateur ayant pour entrée la consigne en SNO_3 . Étant donné que la concentration de nitrate est affectée par la dénitrification, cette stratégie nécessite l'ajout de trois régulateurs supplémentaires permettant l'ajustement des boucles de recirculation internes et externes via Q_{int} , Q_{RAS} et Q_{WAS} , respectivement, chaque PI contrôlant le SNO_3 dans le dernier réacteur MBR. Ces régulateurs permettent le contrôle du SRT du système. Il convient de noter que chaque régulateur agit comme une sorte de perturbation pour les autres, mais étant donné que le système est stable, cela n'affecte pas les performances globales du système, comme le montreront les résultats. De plus, la configuration est très robuste, car en cas de défaillance d'une boucle, les autres continuent à réguler la concentration en nitrate. Le contrôle de la position des vannes agit également comme une perturbation pour le système. Il peut être qualifié de régulateur industriel puisqu'il utilise seulement deux mesures : les concentrations d'ammonium et de nitrate dans le dernier bassin, le SNO_3 étant précisément la variable à contrôler dans cette première stratégie. Les six paramètres des régulateurs $K_P(i)$ et $K_I(i)$, $i = 1 \dots 3$, ont été ajustés par essais et erreurs en utilisant des données d'entrée dynamique et des consignes. En outre, le contrôle Q_{WAS} a été saturé : $0 \text{ m}^3/\text{j} \leq Q_{WAS} \leq 1300 \text{ m}^3/\text{j}$.

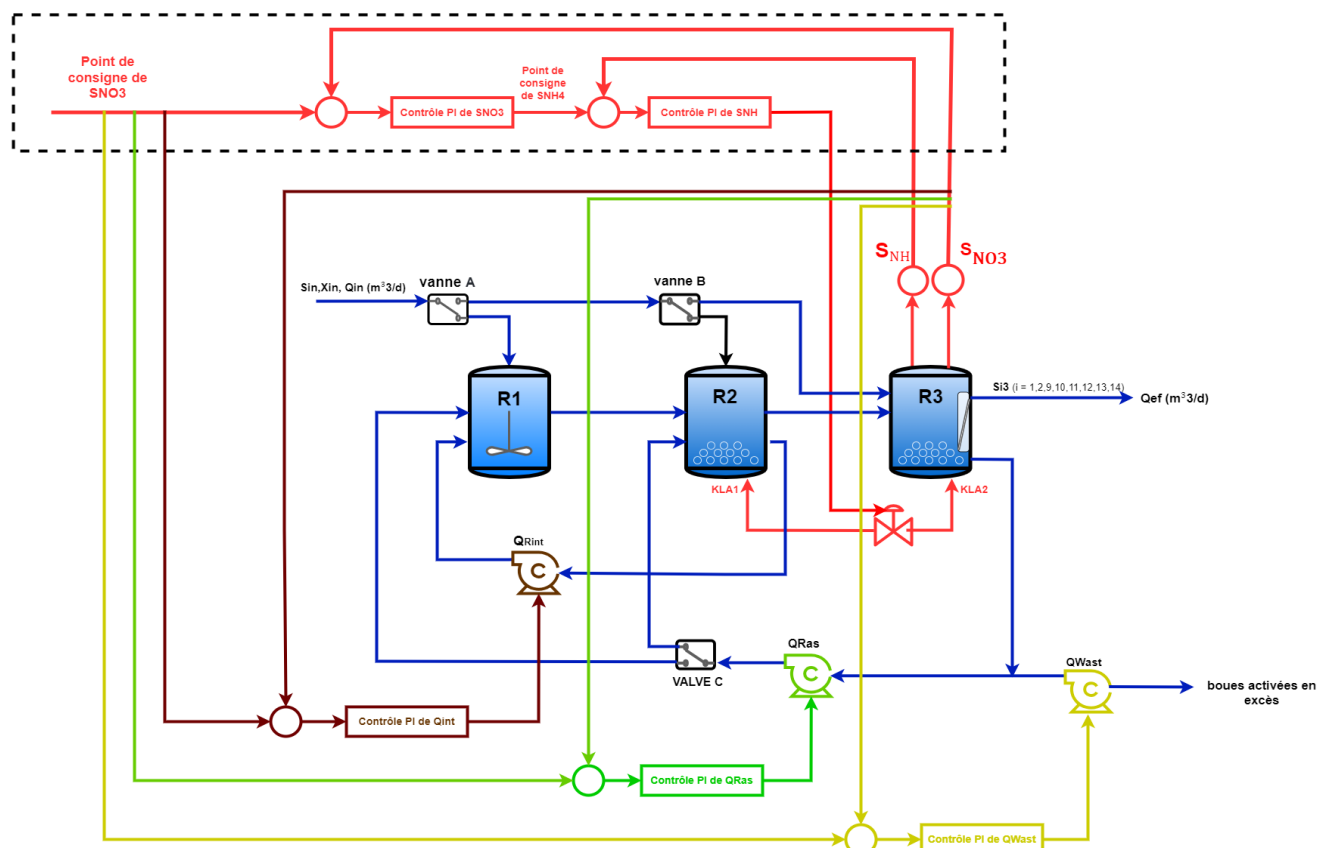


FIG. 23 : Stratégie de Contrôle pour la Régulation des Nitrates.

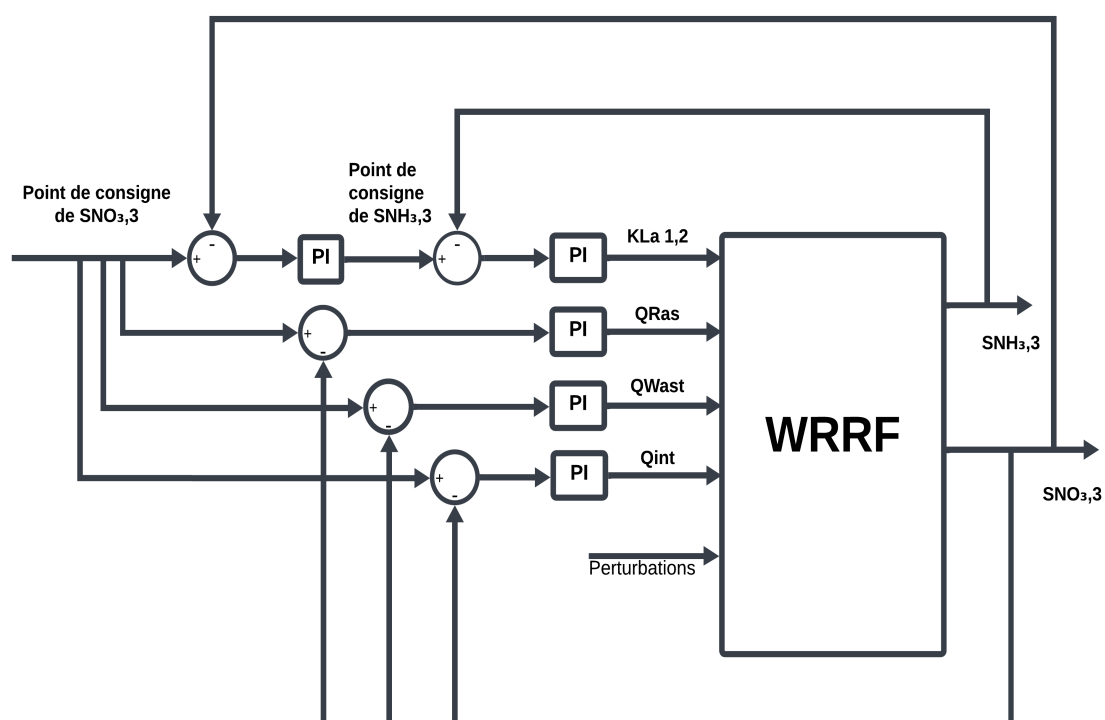


FIG. 24 : Schéma de contrôle du nitrate.

I.2.2 Deuxième Stratégie de Contrôle : Contrôle du Rapport SNO_3/SNH

La seconde stratégie de contrôle, illustrée dans la Figure 25 (ou dans la Figure 26 pour plus de détails), consiste à contrôler un rapport entre les concentrations de nitrate et d'ammoniaque $\frac{SNO_3}{SNH_4}$. Une combinaison de régulateurs PI est à nouveau proposée. La configuration de contrôle en boucle fermée se compose de quatre régulateurs PI indépendants, chacun ayant pour seule entrée le rapport actuel $\frac{SNO_3}{SNH_4}$, supposé être mesuré. Les quatre actionneurs des quatre régulateurs PI sont i) k_{La} (le même contrôle d'aération est appliqué pour éviter la nitrification partielle) pour contrôler la concentration en oxygène SO dans le dernier réacteur, et ii) les trois pompes de recirculation et de boues usées Q_{int} , $QRAS$ et $QWAS$. Une saturation a été considérée pour limiter k_{La} : $0 \leq k_{La} \leq 300 \text{ d}^{-1}$. Les limites du débit de boues activées $QRAS$ sont $0 \leq QRAS \leq 5 \cdot Q_{in}$ et $0 \leq Q_{int} \leq Q_{in}$. Dans un premier temps, les gains $K_P(i)$ et $K_I(i)$, $i = 1 \dots 4$, ont été ajustés en utilisant l'outil de linéarisation de Matlab avant d'être optimisés pour améliorer leurs performances par une approche d'essais et erreurs. Il convient de noter que cette approche est particulièrement robuste face aux défaillances des actionneurs, chaque régulateur pouvant compenser les problèmes rencontrés sur les autres boucles de contrôle.

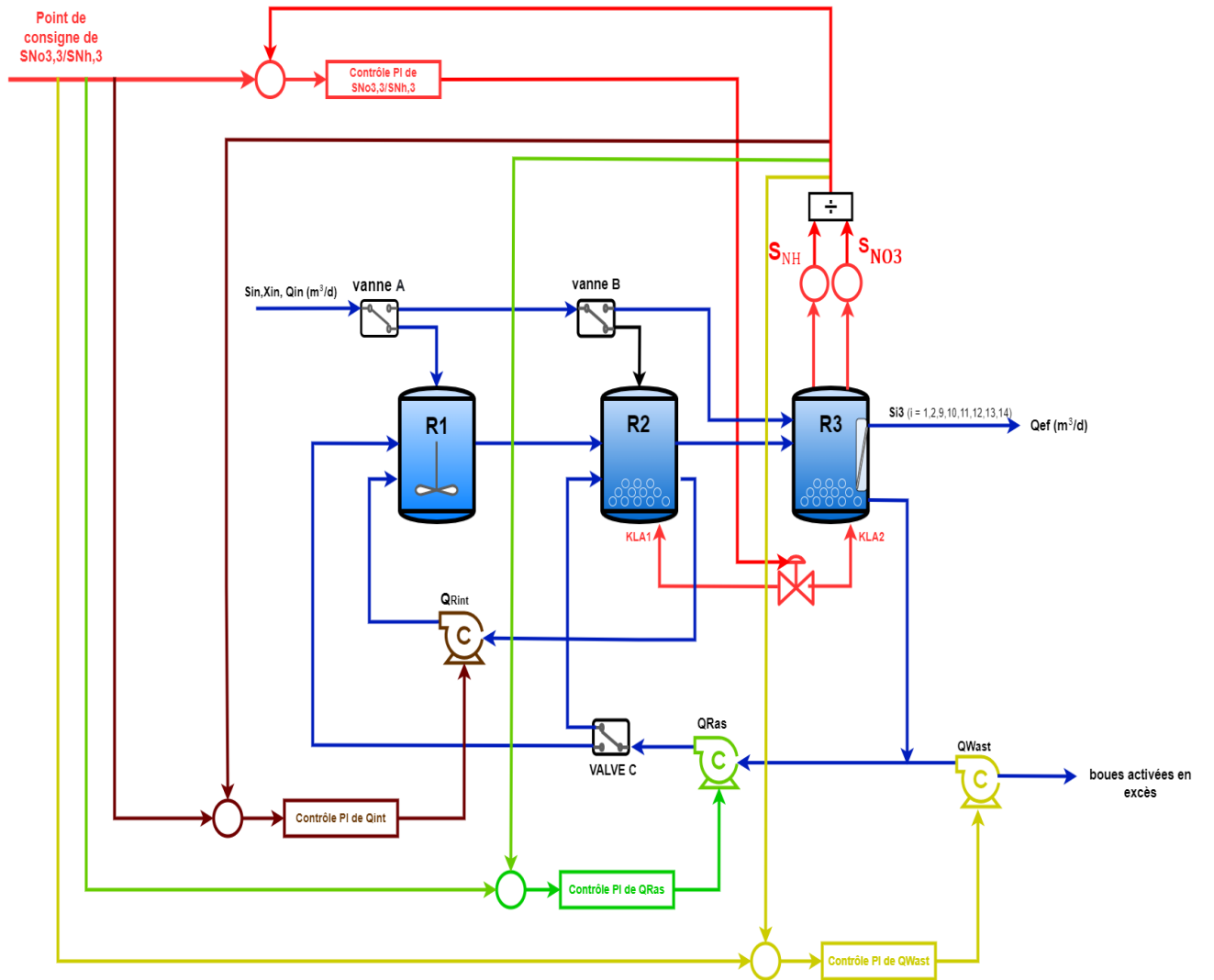


FIG. 25 : Schéma de contrôle pour la boucle de régulation du rapport SNO_3/SNH .

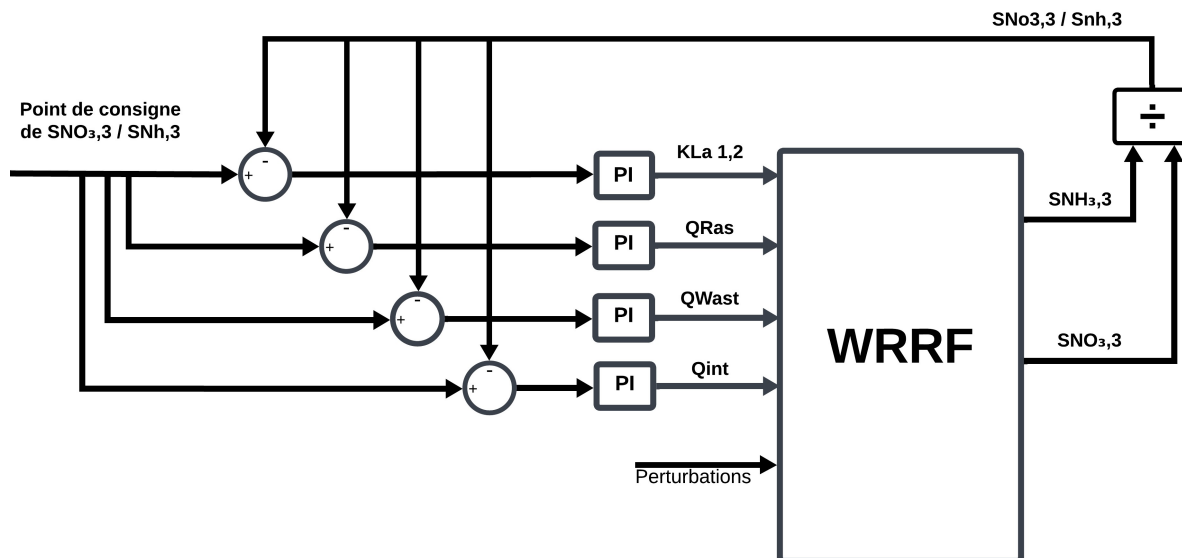


FIG. 26 : Diagramme de contrôle du rapport.

I.3 Démonstration de faisabilité : Mode de traitement complet

Dans cette section, nous évaluons la stratégie de contrôle des nitrates lorsque la plateforme est utilisée en "*mode de traitement complet*", qui devrait généralement être utilisé lorsqu'il n'y a pas besoin d'eau pour l'irrigation. Les valeurs moyennes pondérées des concentrations des effluents sur les périodes d'évaluation en mode de traitement complet doivent se situer dans les limites indiquées dans le Tableau 2.2. L'azote total (N_{tot}) est calculé comme la somme de SNO_3 , SNO_2 , SNH et SND . Étant donné que nous considérons une séparation parfaite, l'azote particulaire ne peut pas être présent dans l'effluent, et la demande chimique totale en oxygène (COD_{tot}) est égale à la demande chimique en oxygène soluble (COD_s) = $\text{SI} + \text{SS}$.

Pour une approche plus réaliste, nous avons réalisé des simulations uniquement dans des conditions dynamiques. Les valeurs d'entrée utilisées pour la DBO_5 et le COD_{tot} sont illustrées dans la 27. Le débit d'entrée et la concentration totale en azote à l'entrée sont les mêmes que celles utilisées dans la section précédente (données d'influent dynamique sous conditions de temps sec), cf figures 20 et 21.

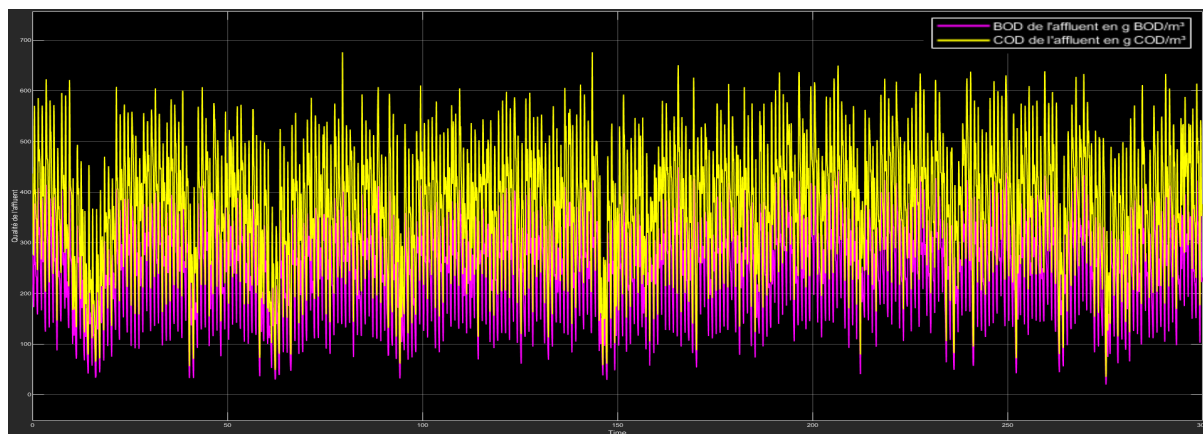


FIG. 27 : COD (jaune) et BOD (rose) de l'affluent pour le mode de traitement complet.

Les résultats de la stratégie de contrôle en mode de traitement complet sont présentés dans la Figure 28, où la concentration totale d'azote (N_{tot}) dans l'effluent est représentée, et dans la Figure 29, qui illustre les concentrations en BOD5 et en CODtot à la sortie. On observe que, malgré des entrées fortement perturbées, cette stratégie a permis de maintenir la qualité de l'effluent dans les limites des normes de rejet (voir Tableau 3.3) pour les paramètres N_{tot} , NH_4 , CODtot et BOD5.

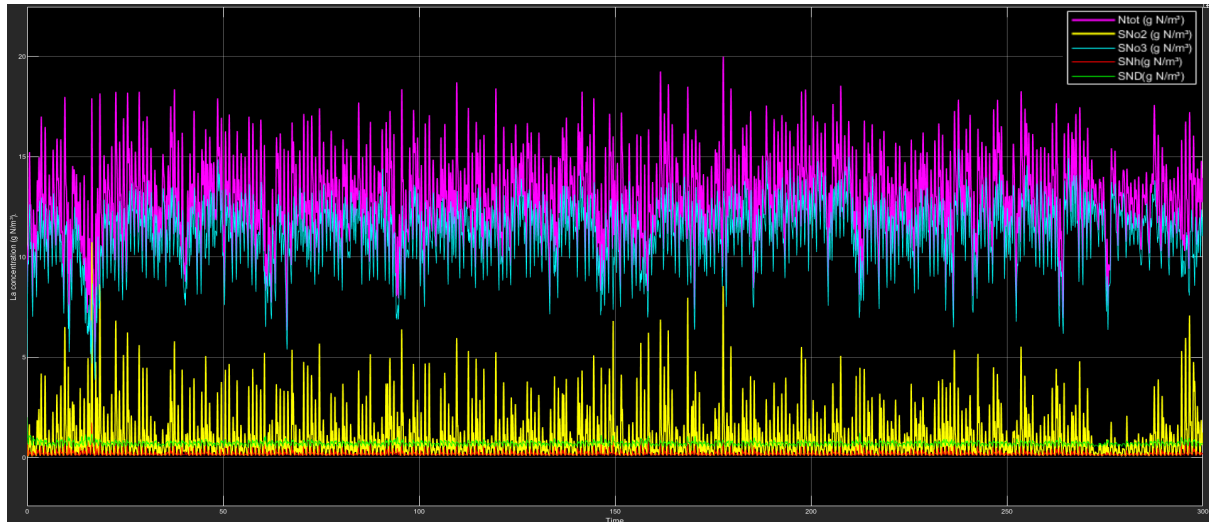


FIG. 28 : Concentration en azote des différentes formes et azote total dans l'effluent en mode de traitement complet. N_{tot} (rose), S_{NO_3} (bleu), S_{NO_2} (jaune), S_{NH_4} (rouge), S_{ND} (vert)

Variable	Valeur
NtOt	$< 18 \text{ gN/m}^3$
CODtot	$< 100 \text{ gCOD/m}^3$
BOD5	$< 10 \text{ gBOD/m}^3$
SNH	$< 4 \text{ gN/m}^3$

TAB. 3.3 : Limites de qualité des effluents pour le mode de traitement complet

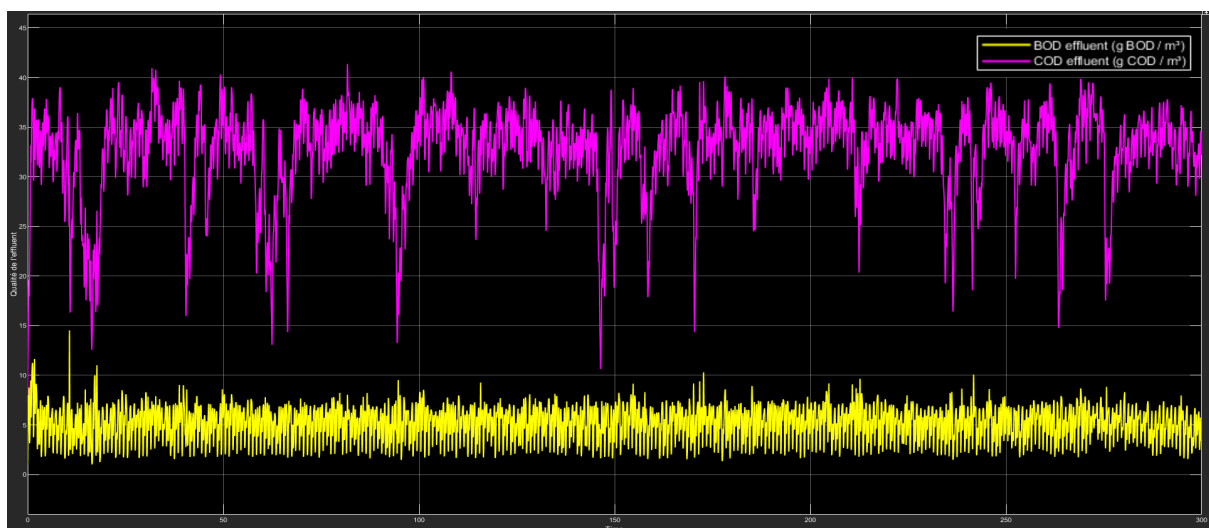


FIG. 29 : COD (rose) et DBO5 (jaune) de l'effluent pour le mode de traitement complet.

I.4 Validation des performances du contrôle en boucle fermée avec un point de consigne constant en modes ‘irrigation’ et ‘dégradé’

Dans la section précédente, nous avons démontré que la plateforme est capable de fournir de l’eau répondant aux contraintes normatives, en mode opérationnel à utiliser lorsque l’eau n’est pas nécessaire pour l’irrigation. Cette section illustre le comportement des stratégies proposées lorsque l’irrigation est requise.

Nous avons simulé le WRRF pour réaliser, dans un premier temps, le suivi de la trajectoire de contrôle du nitrate en utilisant la première stratégie en boucle fermée (voir équations 23 et 24) sous des conditions d’entrée constantes (sans perturbation des entrées), puis sous des conditions d’entrée dynamiqués. Ensuite, nous avons évalué la stratégie de contrôle du ratio nitrate/ammonium en boucle fermée (voir équations 25 et 26) sous des conditions d’entrée dynamiques.

1. Concernant le ”mode dégradé” : (où nous ajustons la concentration de nitrate en sortie selon les besoins), lorsque des entrées constantes sont utilisées (voir Tableau 2.2), le suivi de la trajectoire des concentrations de nitrate en sortie est représenté dans les Figures 30 à 32. Comme on peut le constater, les résultats sont excellents. La concentration de nitrate est suivie de manière précise, tandis que toutes les entrées restent dans leurs plages admissibles sans jamais saturer. La principale différence avec les résultats obtenus en boucle ouverte est qu’ici, les concentrations d’entrée sont inconnues.

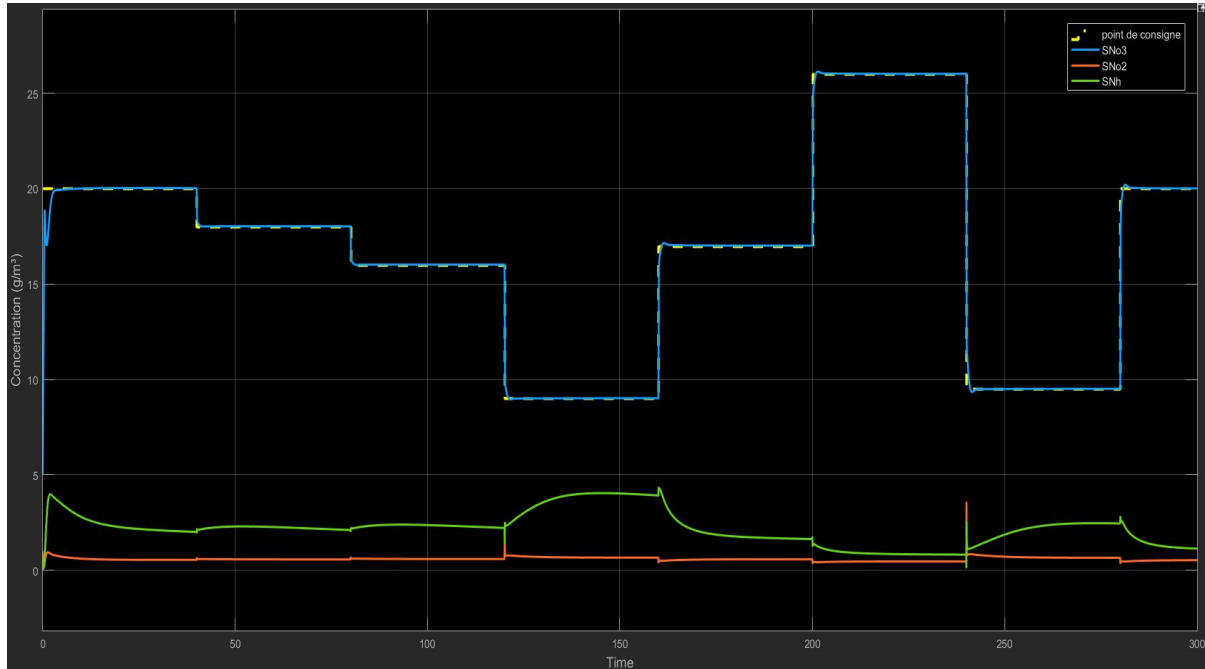


FIG. 30 : Contrôle des nitrates : concentrations en azote en sortie avec influent constant. Point de consigne (en pointillé jaune), S_{NO_3} (bleu), S_{NO_2} (rouge), S_{NH_4} (vert)

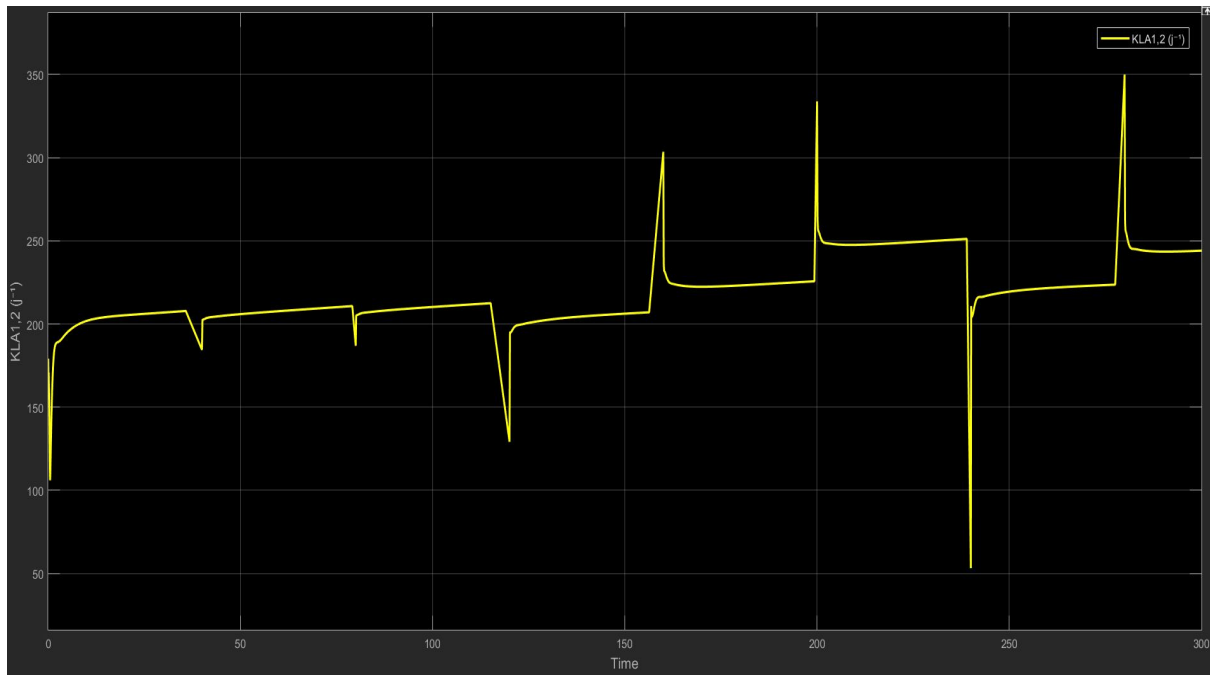


FIG. 31 : Contrôle des nitrates : le coefficient de transfert d'oxygène contrôle $kLa_{1,2}$ lors de l'utilisation de caractéristiques d'influent constantes..

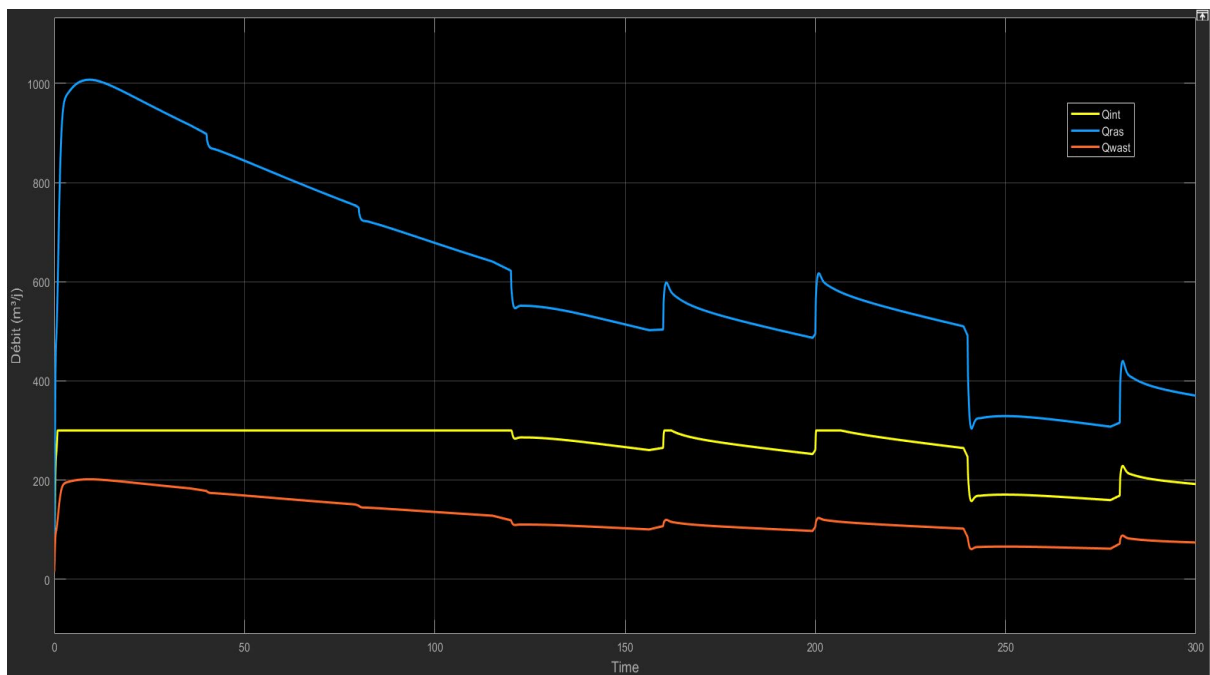


FIG. 32 : Contrôle des nitrates : contrôle du débit des boues activées en excès, du débit des boues activées recyclées QRAS (bleu), et du débit de recirculation interne Q_{int} (jaune) lors de l'utilisation de caractéristiques d'influent constantes. Q_{wast} (rouge)

2. Dans la deuxième série de simulation, des perturbations dynamiques en entrée sont utilisées. Les résultats sont illustrés dans les Figures 33 à 35. Une fois de plus, la concentration de nitrate en sortie suit très bien la consigne, et les actionneurs restent dans leurs plages de fonctionnement respectives sans jamais saturer (sauf pour $kLa_{1,2}$, mais de manière très ponctuelle).

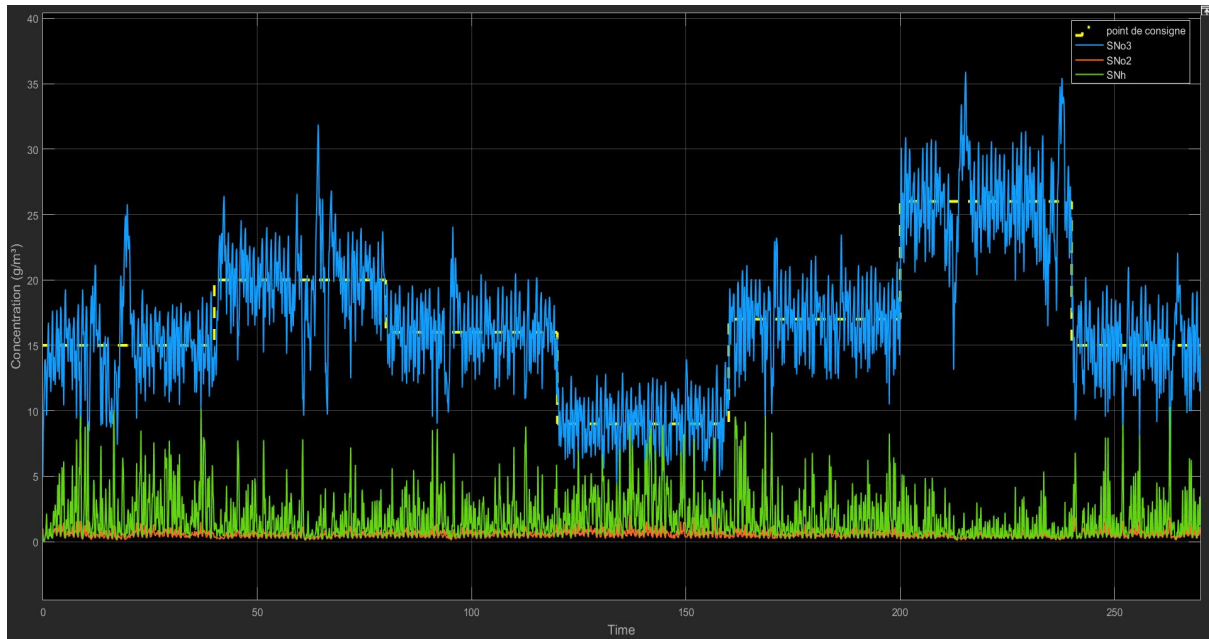


FIG. 33 : Contrôle des nitrates : concentrations en azote en sortie lors de l'utilisation de caractéristiques d'influent dynamiques. Point de consigne (en pointillé jaune), S_{NO_3} (bleu), S_{NO_2} (rouge), S_{NH_4} (vert)

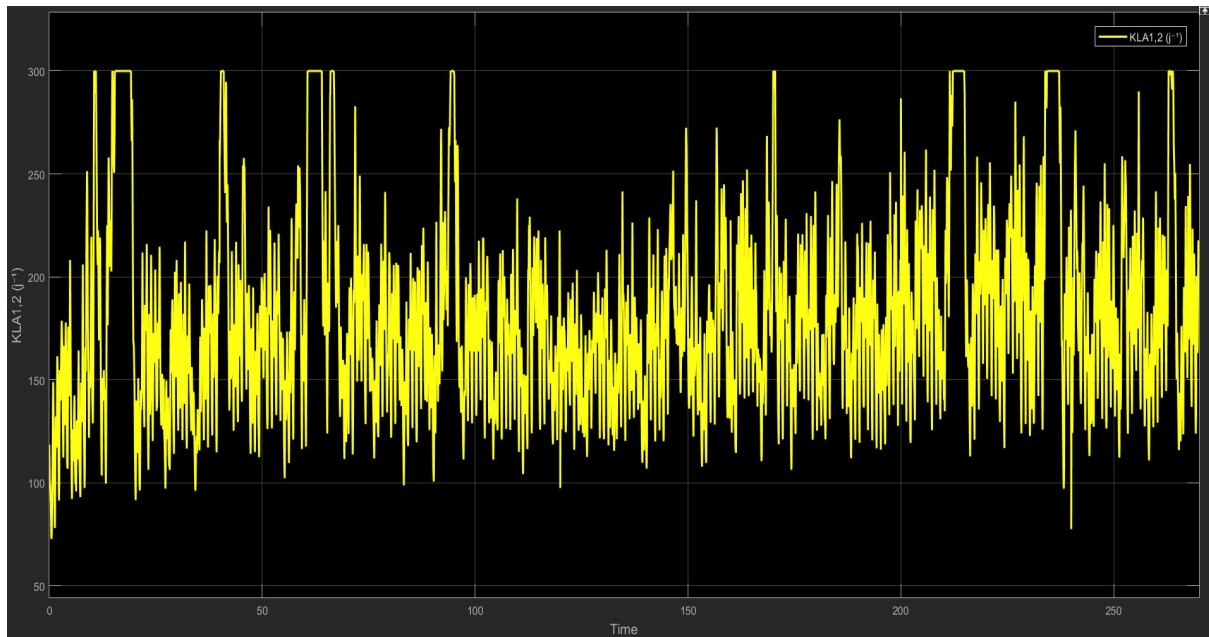


FIG. 34 : Contrôle des nitrates : les coefficients de transfert d'oxygène ($kLa_{1,2}$) pour des caractéristiques d'influent dynamiques.

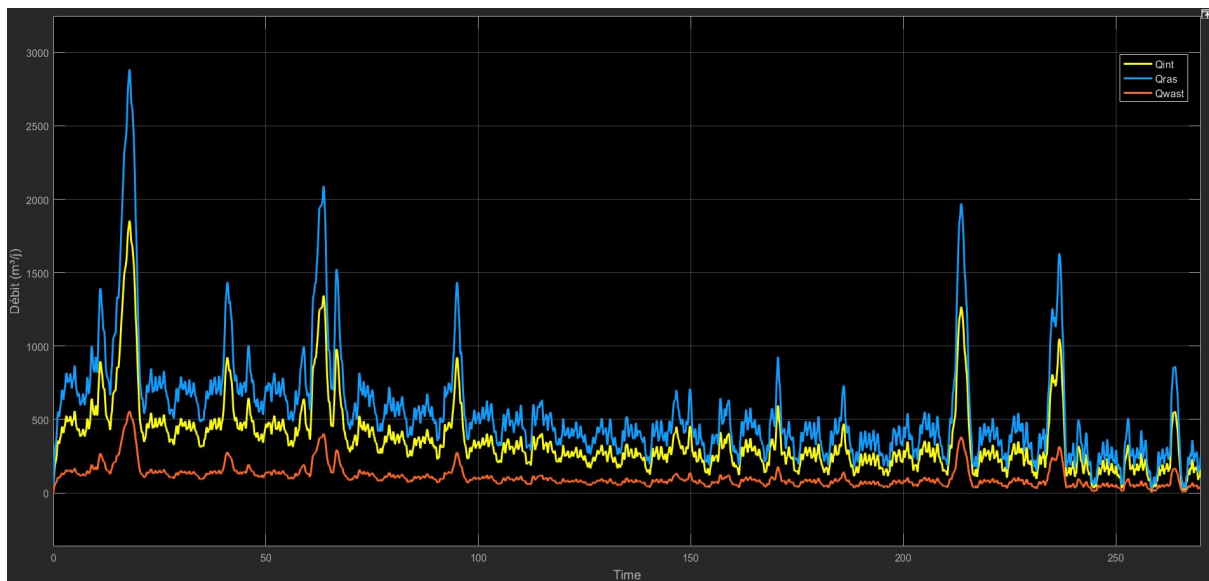


FIG. 35 : Contrôle des nitrates : recirculation interne, contrôle des boues activées usées et débit de boues activées retournées pour des caractéristiques d'influent dynamiques. QRAS (bleu), Qint (jaune), Qwast (rouge)

3. Le contrôle de rapport S_{NO_3}/S_{NH} dans le système sous des conditions de débit entrant constant : les graphes sont illustrés dans les Figures 36 à 38. La réponse montre dans quelle mesure le système parvient à suivre la cible définie (représentée par la ligne jaune en pointillés) pour le rapport S_{NO_3}/S_{NH} . La ligne bleue représente la performance réelle. Le système suit de près la cible et, lorsque celle-ci change (aux alentours des jours 40, 80, 120 et 200), le système met un certain court temps à s'ajuster mais finit par atteindre le niveau souhaité. Cela démontre que les régulateurs font un bon travail pour maintenir l'équilibre stable entre le nitrate et l'ammonium.

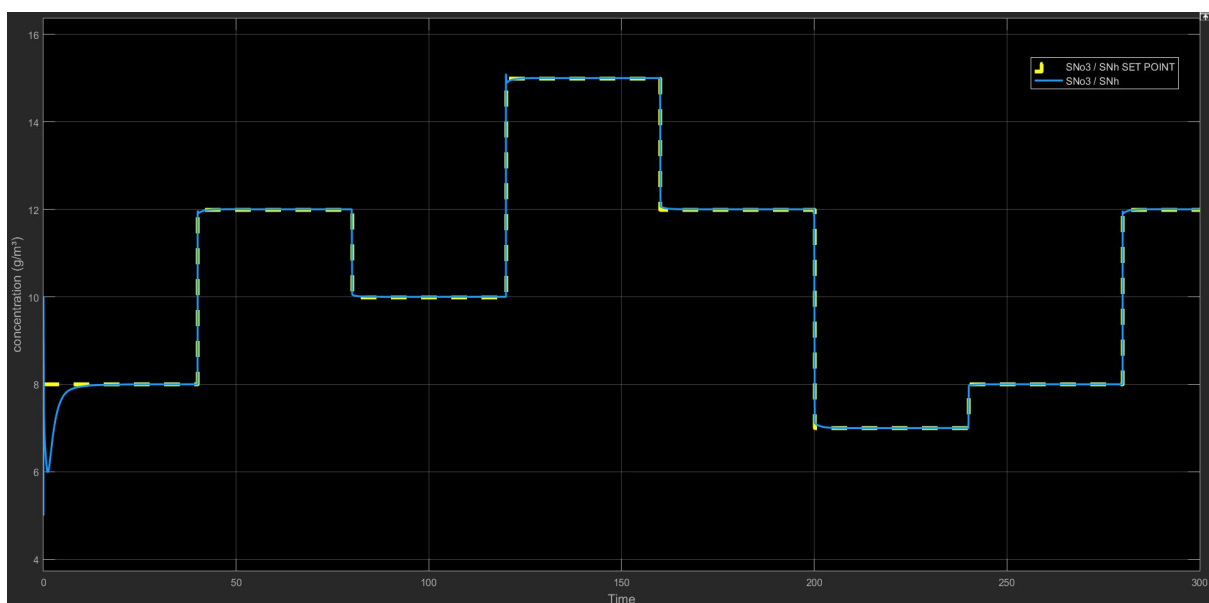


FIG. 36 : Contrôle du rapport S_{NO_3}/S_{NH} : concentrations en azote en sortie lors de l'utilisation de caractéristiques d'influent constantes. Point de consigne (pointillé jaune), S_{NO_3}/S_{NH} (bleu)

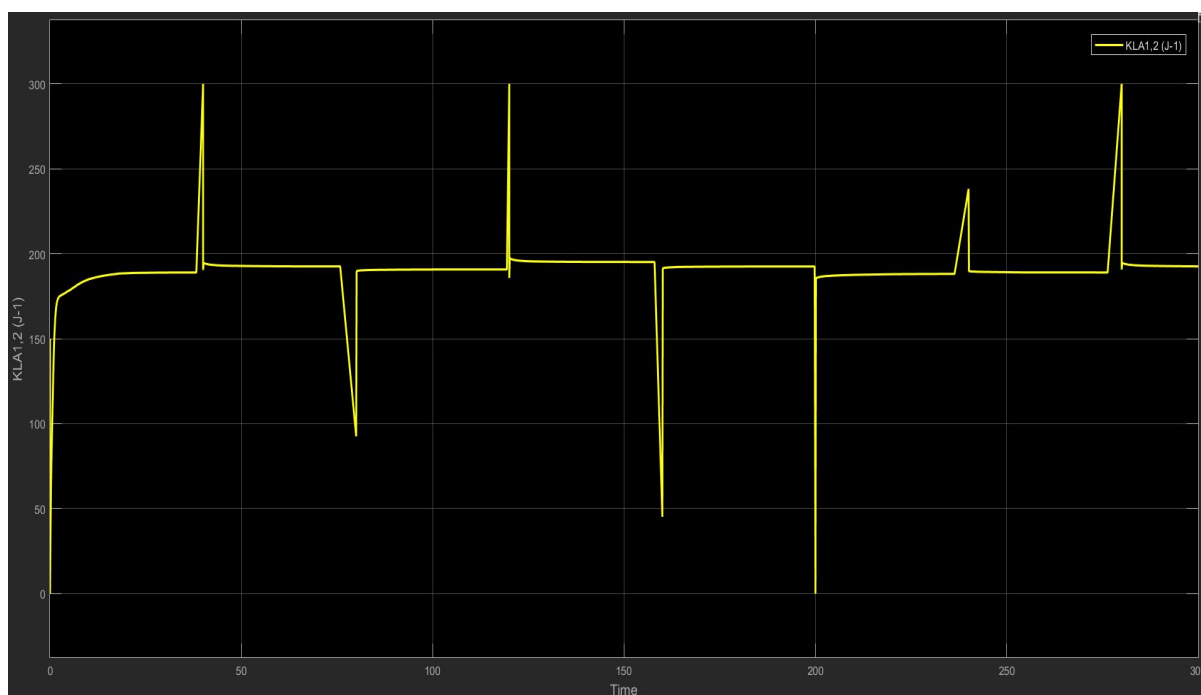


FIG. 37 : Contrôle du rapport S_{NO_3}/S_{NH} : le coefficient de transfert d'oxygène contrôle $kLa_{1,2}$ lors de l'utilisation de caractéristiques d'influent constantes.

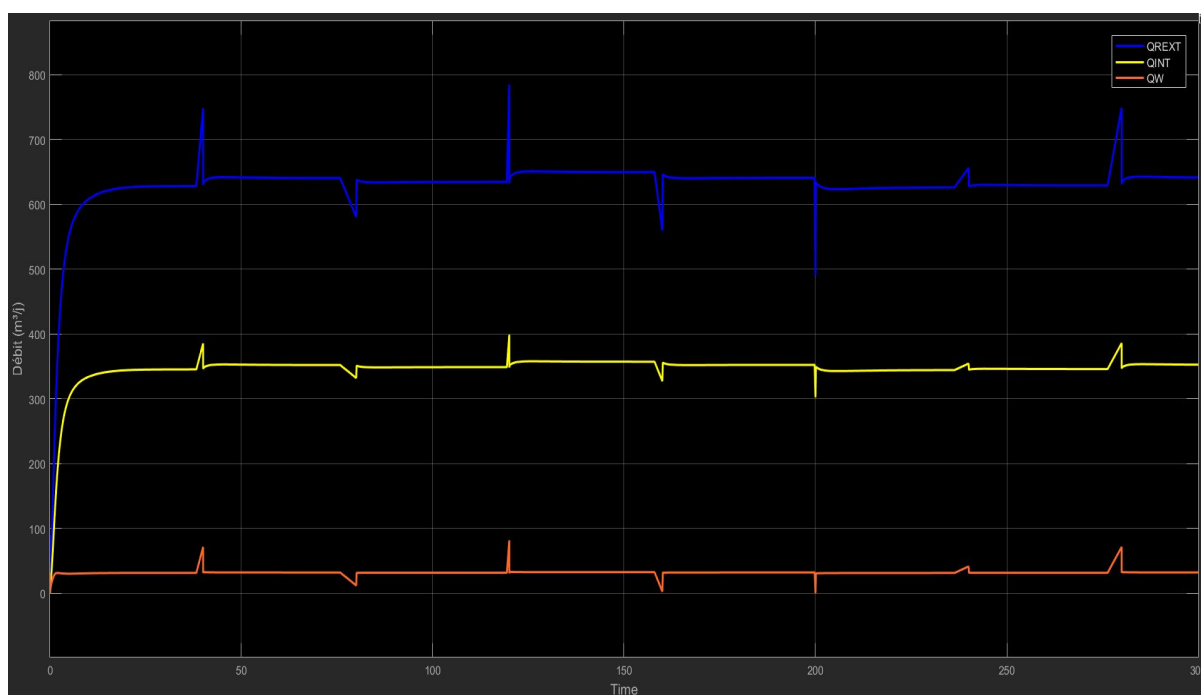


FIG. 38 : Contrôle du rapport S_{NO_3}/S_{NH} : contrôle du débit des boues activées en excès, du débit des boues activées recyclées QRAS (bleu), et du débit de recirculation interne Qint (jaune) lors de l'utilisation de caractéristiques d'influent constantes. Qwast (rouge)

4. le contrôle du rapport S_{NO_3}/S_{NH} avec un débit entrant dynamique :
 Les résultats obtenus (cf. Figures 39 - 40) sont très satisfaisants malgré la présence de perturbations dynamiques dans les données d'entrée. Le rapport nitrate/azote ammoniacal suit correctement la consigne tout en maintenant le contrôle dans des valeurs admissibles.

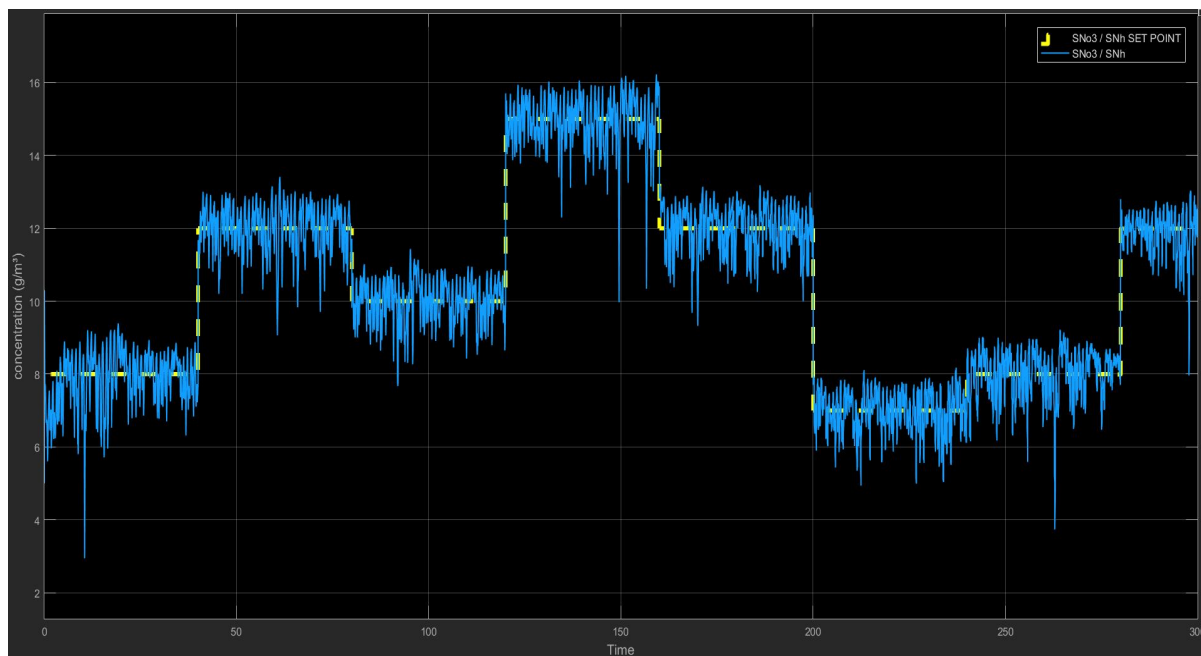


FIG. 39 : Contrôle du rapport S_{NO_3}/S_{NH} : concentrations en azote en sortie lors de l'utilisation de caractéristiques d'influent dynamiques.

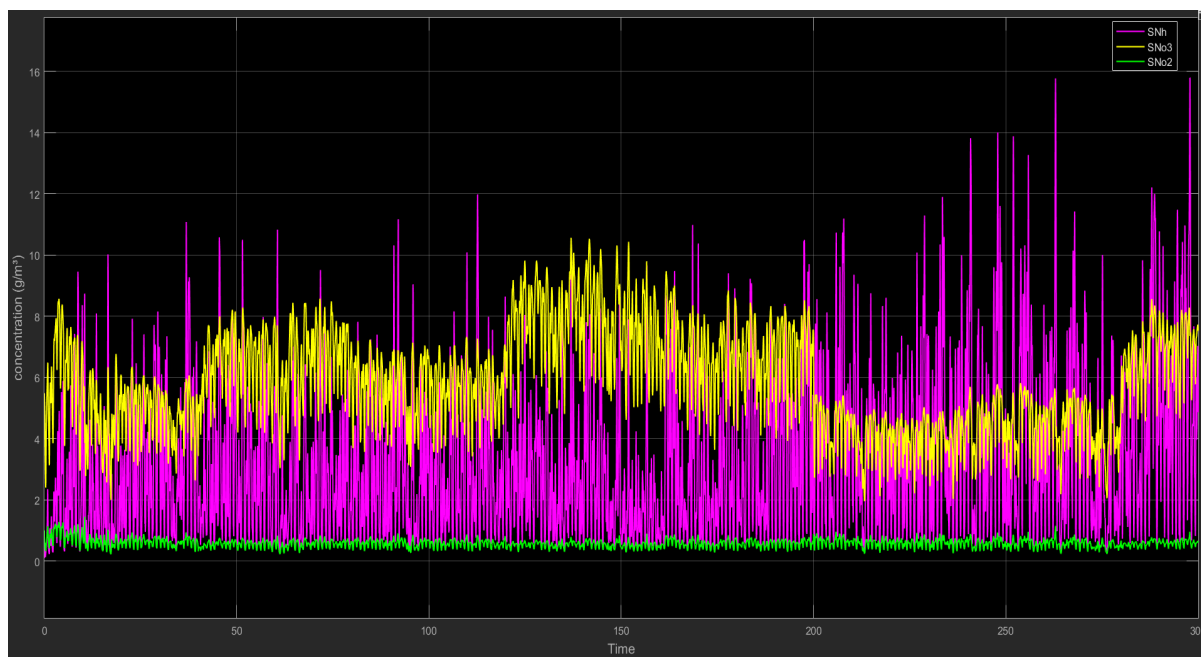
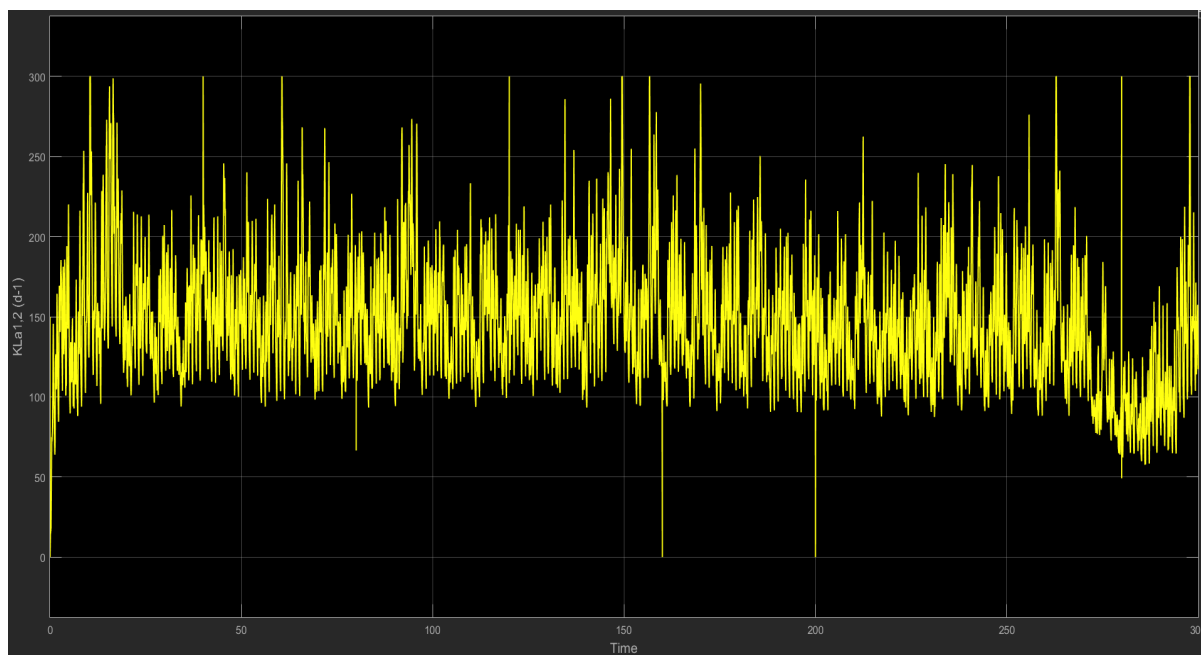


FIG. 40 : Résultats de simulation obtenus pour la stratégie de contrôle du rapport S_{NO_3}/S_{NH} . S_{NH} (rose), S_{NO_3} (jaune), S_{NO_2} (vert)

FIG. 41 : KLa1,2 contrôle du rapport S_{NO_3}/S_{NH} .

I.5 Conclusion

Cette étude a présenté la modélisation, l'analyse et le contrôle d'une plateforme proposée pour la récupération des ressources azotées à partir des eaux usées traitées. La flexibilité de la plateforme a été étudiée. Un modèle dynamique a été développé pour être utilisé dans des simulations dynamiques, tant dans des conditions statiques que dynamiques. En utilisant des simulations intensives en régime permanent, une stratégie de contrôle en boucle ouverte a été proposée, dont les limitations ont été mises en évidence. Pour surmonter les faiblesses de cette stratégie en boucle ouverte, des approches en boucle fermée ont été développées pour permettre le suivi des trajectoires des formes d'azote (nitrite ou ratio entre le nitrate et l'ammoniaque) dans l'effluent.

La première stratégie se concentre sur le contrôle de la concentration en nitrate de l'effluent : nous l'avons d'abord appliquée au « mode de traitement complet » qui devrait typiquement être utilisé lorsque la réutilisation n'est pas nécessaire. Pour être plus réaliste, les simulations ont été réalisées en supposant la présence de perturbations dans l'entrée (influent dynamique). Les résultats ont montré que cette stratégie est capable de maintenir l'effluent sous les normes de rejet. De plus, la même stratégie a été appliquée au suivi de la trajectoire de contrôle du nitrate pour le « mode d'irrigation » ou le « mode dégradé » dans deux conditions d'entrée (statique et dynamique). Dans les deux cas, la concentration en nitrate a parfaitement suivi les références tout en restant dans les plages admissibles sans saturation des contrôleurs.

En fonction des pratiques agronomiques, une deuxième stratégie de contrôle a été développée permettant à l'utilisateur de jouer avec les différentes formes d'azote. En effet, si l'azote est principalement sous forme de nitrate, il est facilement lessivable dans le sol, ce qui n'est pas souhaitable pour certains sols où il peut être préférable d'utiliser la forme ammoniacale. À cet égard, la deuxième stratégie est développée pour effectuer le suivi de la trajectoire du ratio nitrate/ammonium. Là encore, de très bons résultats ont été obtenus en présence de perturbations dynamiques : le ratio nitrate/ammonium a bien

suivi le point de consigne. Enfin, un aspect majeur et original de ce travail est l'utilisation de la modélisation et des simulations dynamiques pour coupler le mode de traitement avec les références optimales des besoins en azote des plantes/cultures générées à l'aide d'un modèle de culture. L'approche a été évaluée en utilisant les six configurations possibles pour la plateforme WRRF, tant en l'absence qu'en présence de perturbations en utilisant le suivi de la trajectoire de contrôle du nitrate. Parmi les différentes configurations, les résultats montrent que si l'azote total disponible dans l'influent est inférieur à celui requis par la culture, quelle que soit la configuration de la plateforme utilisée et la stratégie de contrôle, il n'est jamais possible d'atteindre les niveaux d'azote requis. De plus, grâce à sa flexibilité, certaines configurations performment mieux que d'autres sous les mêmes entrées, tant en termes de quantité d'azote fournie au sol/plantes qu'en coûts énergétiques. Enfin, les résultats ont montré que les outils de modélisation et de contrôle sont capables de fournir des contributions significatives au concept de flexibilité, qui semble central pour la conception des futures WRRF.

Conclusion générale

Actuellement, les eaux usées représentent une contrainte environnementale, nécessitant un traitement avant leur rejet afin de respecter les normes de qualité et éviter des impacts écologiques négatifs. Bien que le traitement puisse atteindre une qualité d'eau potable, les coûts énergétiques et environnementaux pour un tel niveau sont souvent prohibitifs, surtout pour l'élimination des nutriments. Cependant, les eaux usées doivent également être vues comme une opportunité, notamment pour la récupération de ressources. En tant que source non conventionnelle d'eau et de nutriments, elles offrent une alternative précieuse à l'utilisation des ressources naturelles. Les stations d'épuration devraient évoluer pour devenir des installations de récupération de ressources en eau (WRRF).

Dans ce contexte, le travail présenté se concentre sur l'avenir du traitement des eaux usées et la récupération de ressources pour leur réutilisation en agriculture. L'objectif est d'optimiser la flexibilité des WRRF à travers des techniques avancées de modélisation et de contrôle, afin d'adapter la qualité de l'eau aux besoins spécifiques des cultures. Ce système flexible permettrait de gérer plusieurs modes opératoires, assurant un approvisionnement en eau de qualité, adaptée aux besoins des cultures, tout en tenant compte des cas où la réutilisation n'est pas l'alternative la plus appropriée. Dans ces cas, l'optimisation des stations d'épuration traditionnelles est recommandée.

Contrairement aux approches classiques de traitement des boues, cette étude propose une récupération en temps réel de l'eau et des nutriments selon les besoins des cultures, grâce à une plateforme flexible capable de fonctionner dans plusieurs configurations. Utilisant des techniques avancées de contrôle et de modélisation, cette plateforme a été testée à travers des simulations et pourrait à terme intégrer des stratégies d'intelligence artificielle pour améliorer le contrôle. Deux approches en boucle fermée ont été développées pour répondre aux différentes incertitudes et perturbations, en intégrant un modèle de culture optimisant les besoins en nutriments comme l'azote.

Les résultats montrent que certaines configurations permettent de réduire la consommation d'énergie tout en fournissant moins de nutriments, tandis que d'autres favorisent une plus grande récupération de nutriments avec une consommation énergétique accrue. L'approche conventionnelle s'est révélée être la plus énergivore sans valorisation optimale des nutriments. De plus, il est essentiel que les WRRF puissent alterner efficacement entre les modes de traitement conventionnel et de réutilisation, et cette étude a permis de minimiser le temps de transition entre ces deux modes grâce à une stratégie de bio-augmentation.

Enfin, pour fournir aux cultures la quantité optimale d'eau, un suivi du stress hydrique est nécessaire. Une méthode de traitement innovante a été développée pour estimer l'eau utilisée par les plantes pour l'évapotranspiration, fournissant ainsi des recommandations aux agriculteurs sur une gestion durable de l'eau, bien qu'une validation pratique soit

encore nécessaire sur différents types de cultures et dans des environnements variés.

Bibliographie

- [Aichouche, 2021] Aichouche, F. (2021). Contribution of modelling and control approaches to improve the flexibility of treatment systems for reuse of wastewater treated in agriculture. NNT : 2021NSAM0009.
- [Aichouche et al., 2020] Aichouche, F., Benyahia, B., Héran, M., and Harmand, J. (2020). Flexibility of waste resource recovery facilities for water reuse. In *2020 European Control Conference (ECC)*, pages 570–574. IEEE.
- [Alex et al., 2002] Alex, J., Kolisch, G., and Krause, K. (2002). Model structure identification for wastewater treatment simulation based on computational fluid dynamics. *Water Science and Technology*, 45(4-5) :325–334.
- [Boudaha, 2012] Boudaha, E. W. (2012). Commande des systèmes non linéaires : Application aux procédés biotechnologiques. Mémoire de magister, Université Ferhat Abbas, Sétif, Faculté de Technologie, Département d’Électrotechnique, Sétif, Algérie. Soutenu publiquement le 28 juin 2012.
- [Candela et al., 2007] Candela, L., Fabregat, S., Josa, A., Suriol, J., Vigués, N., and Mas, J. (2007). Assessment of soil and groundwater impacts by treated urban wastewater reuse. a case study : Application in a golf course (girona, spain). *Science of the Total Environment*, 374(1) :26–35.
- [Chojnacka et al., 2020] Chojnacka, K., Witek-Krowiak, A., Moustakas, K., Skrzypczak, D., Mikula, K., and Loizidou, M. (2020). A transition from conventional irrigation to fertigation with reclaimed wastewater : Prospects and challenges. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 130:109959.
- [de Gooijer et al., 1996] de Gooijer, C., Bakker, W., Beftink, H., and Tramper, J. (1996). Bioreactors in series : an overview of design procedures and practical applications. *Enzyme and Microbial Technology*, 18:202–219.
- [Eddy et al., 2003] Eddy, M. ., Burton, F. L., Stensel, H. D., and Tchobanoglous, G. (2003). *Wastewater Engineering : Treatment and Reuse*. McGraw Hill.
- [Henze et al., 1987] Henze, M., Grady, C. L., Gujer, W., Marais, G., and et al., T. M. (1987). Activated sludge model no. 1. Technical Report 1, IAWQ.
- [Henze et al., 1999] Henze, M., Gujer, W., Mino, T., Matsuo, T., Wentzel, M. C., v R Marais, G., and Loosdrecht, M. C. V. (1999). Activated sludge model no. 2d, asm2d. *Water Science and Technology*, 39(1) :165–182.

- [Jiménez and Asano, 2008] Jiménez, B. and Asano, T. (2008). *Water reuse : An international survey of current practice, issues and needs*. IWA Publishing.
- [Jr and Porges, 1957] Jr, W. W. E. and Porges, N. (1957). Activity of microorganisms in organic waste disposal : Iv. bio-calculations. *Applied Microbiology*, 5(3) :180.
- [Kjellstrand, 2006] Kjellstrand, R. (2006). Hydraulic behaviour in an activated sludge tank. from tracer test through hydraulic modelling to full-scale implementation. Technical report, Chalmers University of Technology, Goteborg, Sweden.
- [Lequette et al., 2019] Lequette, K., Ait-Mouheb, N., and Wéry, N. (2019). Drip irrigation biofouling with treated wastewater : bacterial selection revealed by high-throughput sequencing. *Biofouling*, 35(2) :217–229.
- [Miyaji et al., 1981] Miyaji, Y., Iwasaki, M., and Sekigawa, Y. (1981). Biological nitrogen removal by step-feed process. In *Water Pollution Research and Development*, pages 193–202. Elsevier.
- [Olsson and Newell, 1999] Olsson, G. and Newell, B. (1999). *Wastewater Treatment Systems : Modelling, Diagnosis and Control*. IWA Publishing, United Kingdom. (Cited on page 23.).
- [Scuras et al., 2001] Scuras, S. E., Jobbagy, A., and Jr, C. L. G. (2001). Optimization of activated sludge reactor configuration : kinetic considerations. *Water Research*, 35(18) :4277–4284.
- [Sfez et al., 2019] Sfez, S., Meester, S. D., Vlaeminck, S. E., and Dewulf, J. (2019). Improving the resource footprint evaluation of products recovered from wastewater : A discussion on appropriate allocation in the context of circular economy. *Resources, Conservation and Recycling*, 148:132–144.
- [Shakir et al., 2017] Shakir, E., Zahraw, Z., and Al-Obaidy, A. H. M. (2017). Environmental and health risks associated with reuse of wastewater for irrigation. *Egyptian Journal of Petroleum*, 26(1) :95–102.
- [Silva et al., 2007] Silva, M. D., Pontvianne, S., and Pons, M. N. (2007). Fractionnement de la matière organique pour la caractérisation des eaux usées urbaines.
- [Tchobanoglous et al., 2007] Tchobanoglous, G., Asano, T., Burton, F., Leverenz, H., Tsuchihashi, R., Baecker, A., Roux, K., and Av, H. (2007). *Water Reuse : Issues, Technologies, and Applications*. McGraw-Hill. pp. 674–685.
- [Wanner and Jobbágy, 2014] Wanner, J. and Jobbágy, A. (2014). *Activated Sludge Solids Separation*. IWA Publishing, Glasgow, UK.

Résumé

Ce travail présente une approche innovante de contrôle avancé pour optimiser les stations d'épuration transformées en installations de récupération des ressources en eau (WRRF) pour une réutilisation agricole. Elle met l'accent sur l'utilisation de simulateurs et de contrôles dynamiques, notamment avec le modèle ASM1-2nd et les simulations sous MATLAB/Simulink, pour ajuster en temps réel les traitements des eaux usées et la récupération des nutriments, comme l'azote. Deux stratégies en boucle fermée sont déployées pour optimiser la gestion des nutriments et la consommation d'énergie, en garantissant une réponse rapide aux variations des besoins agricoles. L'utilisation de techniques avancées de bio-augmentation permet de minimiser les transitions entre différents modes de traitement, tout en améliorant l'efficacité globale du système. Les résultats confirment l'efficacité de ces méthodes pour assurer une gestion flexible et durable des ressources en eau.

Mots-clés : Contrôle, Traitement des eaux usées, Agriculture, ASM1 , WRRF, WWTP.

Abstract

This work presents an innovative approach to advanced control for optimizing wastewater treatment plants transformed into water resource recovery facilities (WRRF) for agricultural reuse. It focuses on the use of dynamic controls and simulators, particularly the ASM1-2nd model and simulations in MATLAB/Simulink, to adjust wastewater treatments and nutrient recovery, such as nitrogen, in real-time. Two closed-loop strategies are deployed to optimize nutrient management and energy consumption, ensuring a quick response to variations in agricultural needs. The use of advanced bio-augmentation techniques helps minimize transitions between different treatment modes, while improving the overall system efficiency. Results confirm the effectiveness of these methods in ensuring flexible and sustainable water resource management.

Keywords : Control, Wastewater Treatment, Agriculture, ASM1, WRRF, WWTP.

ملخص

قدم هذا العمل نهجًا مبتكرًا للتحكم المتقدم من أجل تحسين محطات معالجة المياه الملوثة المحولة إلى منشآت لاستعادة موارد المياه (WRRF) لإعادة استخدامها في الزراعة. يركز البحث على استخدام تقنيات التحكم الديناميكي والمحاكاة، خاصة نموذج ASM1-2nd والمحاكاة باستخدام MATLAB/Simulink، لضبط عمليات معالجة المياه واستعادة المغذيات مثل النيتروجين في الوقت الفعلي. يتم تطبيق استراتيجيتين في حلقة مغلقة لتحسين إدارة المغذيات واستهلاك الطاقة، مما يضمن استجابة سريعة للتغيرات في احتياجات الزراعة. تساعد تقنيات التعديل الحيوي المتقدمة في تقليل الانتقالات بين أوضاع المعالجة المختلفة، مع تحسين الكفاءة العامة للنظام. تؤكد النتائج فعالية هذه الطرق في ضمان إدارة مرنة ومستدامة لموارد المياه.

الكلمات المفتاحية: التحكم، معالجة مياه الصرف، الزراعة، استرجاع المغذيات، ASM1، WRRF، WWTP