



Application d'un modèle simple de la digestion anaérobie incluant la sulfato-réduction au lagunage anaérobie

Harerimana Casimir¹, Chéma Keffala², Nineza Claire¹,
Ndikumana Théophile³, Jean- Luc Vasel²

¹Université du Burundi. Institut de Pédagogie Appliquée, B.P 5223 Bujumbura, Burundi ; harecasimir@yahoo.fr

²Université de Liège. Département des Sciences et Gestion de l'Environnement. Unité "Assainissement et Environnement" Avenue de Longwy, 185. B-6700 Arlon, Belgique

³Université du Burundi, Faculté des Sciences, B.P 2700 Bujumbura-Burundi

Reçu: le 20 Novembre 2013

Accepté: le 25 Novembre 2013

Publié: le 30 Novembre 2013

RESUME

Mots clés: Modélisation, simulation, bactéries du soufre, WEST ®

Les dysfonctionnements occasionnés par les bactéries du soufre sont souvent un facteur limitant l'expansion du lagunage anaérobie dans le monde. La production des odeurs résulte du processus de réduction des sulfates par les bactéries sulfato-réductrices qui produisent les sulfures. Pour pouvoir maîtriser la production des odeurs dans les bassins anaérobies, il faut passer nécessairement par la modélisation. Le but de ce travail était d'intégrer le modèle de la digestion anaérobie incluant la sulfato-réduction dans le logiciel de simulation des stations d'épuration WEST® pour simuler la production des sulfures et la consommation des sulfates en lagunage anaérobie. Les données d'entrée utilisées pour les simulations sont celles des bassins anaérobies de la station d'épuration de Méze en France.

Les rendements simulé et expérimental de la sulfato-réduction sont respectivement 67% et 65%. Les résultats obtenus par le logiciel WEST® prouvent qu'il est possible de prévoir la réduction des sulfates et la production des sulfures dans les bassins anaérobies. Le modèle est structurellement valide, puisque la structure du modèle représente avec une exactitude raisonnable la relation de cause à effet du système réel. Le modèle présente également une validité prédictive puisque les prédictions du comportement du système sont raisonnablement conformes à l'observation du système réel.

ABSTRACT

Key words: Modeling, simulation, sulfur bacteria, WEST ®

The dysfunctions caused by sulfur bacteria are often a factor limiting the expansion of anaerobic ponds in the world. The production of odors resulting process of sulfate reduction by sulfate-reducing bacteria that produce sulfides. To control the production of odors in anaerobic ponds, it is necessary to go through modeling. The aim of this study was to integrate the model of anaerobic digestion including sulfate reduction in the treatment plants simulation software WEST® to simulate the production of sulphides and sulphates consumption anaerobic Ponds . The input data used for the simulations are those of anaerobic ponds of the wastewater treatment plant in France Meze. The simulated and experimental yields of the sulfate reduction are 67% and 65% respectively. The results obtained by the software WEST® prove that it is possible to predict the reduction of sulfate and sulfide production in anaerobic ponds . The model is structurally valid, since the model structure represents with reasonable accuracy, the cause and effect of the real system. The model also has predictive validity as predictions of system behavior are reasonably consistent with the observation of the real system.

1. INTRODUCTION

Avec le développement de l'urbanisation et de l'industrialisation, le volume des eaux usées domestiques, des effluents industriels, des déchets agricoles et des eaux de ruissellement urbaines ne cesse

d'augmenter. Toutes ces eaux polluées doivent être assimilées par le milieu sans nuire à la santé et au bien être de l'homme. Aussi est il nécessaire de soutenir les processus naturels d'épuration par la mise en place de stations de traitement biologique des eaux usées.



Parmi les différents procédés de traitement utilisés, le lagunage constitue une méthode efficace de traitement et d'évacuation des eaux usées pour les collectivités en pleine croissance où les ressources financières sont limitées et le personnel qualifié peu nombreux.

L'inconvénient principal du lagunage est la production des odeurs souvent associées à la présence de H₂S généré par le processus de la sulfato-réduction. Une eau chargée en sulfate favorise le développement des bactéries sulfato-réductrices lorsque ces dernières sont dans un milieu appauvri en oxygène et dont le potentiel d'oxydoréduction se situe entre -100 et -300 mV ; elles catabolisent les sulfates en libérant les sulfures.

Parmi les composés soufrés, le sulfure d'hydrogène (H₂S), très nocif, est le plus répandu ; ses effets sur la santé peuvent être mortels à des doses supérieures à 500 ppm (Lens *et al.*, 2000). A cela s'ajoutent des effets sur l'environnement tels que la forte corrosion des ouvrages (Rinzema, 1988), des surconsommations de coagulants pour les procédés d'épuration chimique et la toxicité pour les autres bactéries épuratrices (Koster *et al.*, 1986 ; Widdel, 1988; Kalyuzhnyi, 1998).

Les recherches effectuées jusqu'à ce jour sur l'activité des bactéries sulfato-réductrices et sulfo-oxydantes sont très récentes et peu nombreuses et ont conduit à des résultats quelques fois contradictoires (Moosa *et al.*, 2002 ; Visser, 1995 ; Ingvorsen *et al.*, 1984).

Le manque de connaissances et d'analyses sur l'activité des bactéries sulfato-réductrices et sulfo-oxydantes en lagunage a pour conséquence l'absence de données quantitatives sur le cycle du soufre et le problème des odeurs dans les lagunes. Partant du principe que nous désirons pouvoir maîtriser la production ainsi que la réduction des odeurs en lagunage, nous devons nous donner les moyens de les connaître et de les quantifier. La connaissance passe nécessairement par la construction d'un modèle. Un modèle simple de la digestion anaérobie incluant la sulfato-réduction et la sulfo-oxydation a été développé par Harerimana (2012) sur base de la stœchiométrie et de la cinétique de principales réactions métaboliques impliquées dans le processus.

Le but de cette étude est d'appliquer ce modèle au lagunage anaérobie afin de pouvoir prédire la consommation des sulfates par les bactéries sulfato-réductrices, la production des sulfures et par conséquent la production d'odeurs.

Pour cela, il est prévu de l'intégrer dans un logiciel de simulation des stations d'épuration appelé WEST (Worldwide Engine for Simulation, Training and automation) et de faire des simulations en fournissant les entrées de commande.

Les objectifs poursuivis dans ces simulations sont de calculer les rendements de la sulfato-réduction à l'état stationnaire, et d'estimer la production des sulfures dans le système.

2. METHODOLOGIE

2.1. Présentation du logiciel de simulation des stations d'épuration (WEST)

Les simulations ont été réalisées avec un logiciel appelé WEST[®] (Worldwide Engine for Simulation, Training and automation). Les modèles standards de boues activées (Activated Sludge Model no 1,2, 3) pour la modélisation de la station d'épuration et le modèle de qualité pour la rivière (River Water Quality Model no. 1), sont intégrés dans ce logiciel, WEST[®]. Mais les modèles de digestion anaérobie (Anaerobic Digestion Model 1 et autres) ne sont pas intégrés. Néanmoins, WEST[®] donne la possibilité d'ajouter ou de modifier des modèles en cas de besoin, grâce à une interface ouverte à l'utilisateur et à la structure hiérarchique du langage de programmation.

A cette occasion une nouvelle matrice de Petersen du modèle de la digestion anaérobie incluant la sulfato-réduction a été incorporée dans WEST[®] car ce modèle n'était pas repris dans le répertoire de ce logiciel.

2.2. Configuration du modèle

La figure 1 montre la configuration qui a été mise en place pour les simulations dans WEST. (IN) est l'entrée de notre système, suivi d'un convertisseur C/F (les concentrations et les débits sont transformées en flux pour les besoins du modèle), ensuite le bassin anaérobie (ASU_1) et enfin, nous avons un convertisseur, cette fois F/C qui nous transforme les flux en concentrations pour les valeurs à la sortie du système (OUT). Le bassin anaérobie « ASU_1 » tel que montré globalement dans la figure 1 de la configuration du modèle est décrit comme étant composé de trois compartiments anaérobies.

Un compartiment supérieur appelé « phase liquide » où la décantation des matières en suspension a lieu, ces matières en suspensions sont directement accumulées dans le compartiment accumulation des sédiments (qui représente le fond du bassin) dans lequel aucune réaction n'a lieu, il s'agit simplement d'une diminution du volume liquide. Ce compartiment est suivi d'un compartiment intermédiaire nommé « zone réactionnelle » qui lui échange des composés solubles avec la phase liquide. Il impose des concentrations connues maximales en microorganismes. Toute la biomasse produite (de telle manière à ce que la biomasse de cette couche reste constante) est dirigée sous forme de flux (représenté par la flèche bleue sur la figure 1 vers le compartiment « zone d'accumulation de sédiments » et ne participe plus aux réactions. La fonction de décantation appliquée dans la phase liquide est celle de Tay (1982).

Les processus biologiques qui interviennent dans ces trois compartiments sont ceux décrits dans les matrices de Petersen du modèle développé par Harerimana (2012). Le flux d'échange entre le compartiment liquide et la zone réactionnelle est représenté par un débit constant « q » comme indiqué

sur la figure avec une valeur de $162 \text{ m}^3/\text{j}$, ce débit n'est pas corrélé avec le débit d'entrée et reste élevé afin de permettre un brassage suffisant. Le débit à l'entrée et à la sortie du bassin anaérobie est donné par « Q » avec une valeur constante de $1040 \text{ m}^3/\text{j}$.

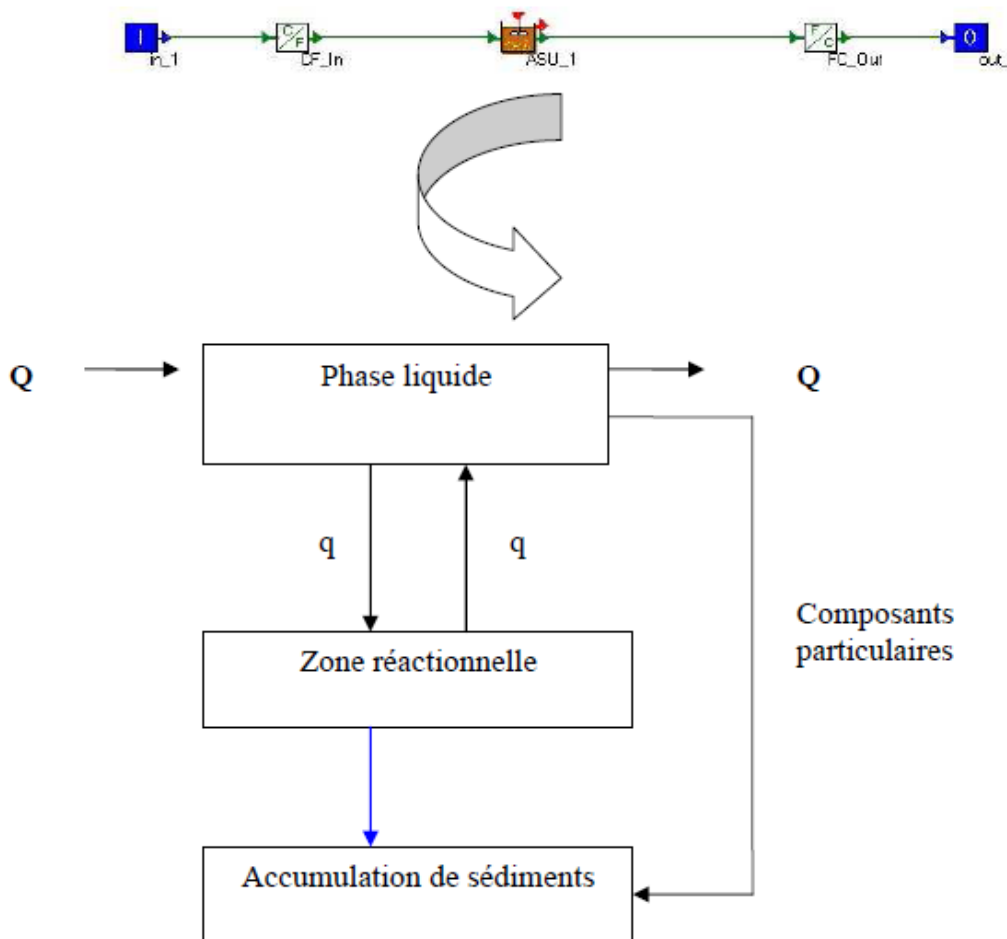


Fig. 1: Configuration du système selon WEST® (avec en dessous la représentation du bassin « ASU_1 »)

2.3. Système expérimental considéré

Les données utilisées pour faire fonctionner le modèle sont celles de la station de Mèze, en France. Paing (2001) a travaillé sur deux bassins anaérobies de la station d'épuration d'eaux usées de l'Ecosite de Mèze en France qui présentait des problèmes d'odeurs.

L'étude de ces lagunes anaérobies a été réalisée sur deux années consécutives. Le tableau 1 montre les caractéristiques géométriques d'un bassin anaérobie et le tableau 2 contient les caractéristiques moyennes de l'effluent brut entrant et de l'effluent sortant de ce bassin, alimenté en faible charge, sans traitement d'odeurs.

Les objectifs poursuivis dans nos simulations sont :

- Calculer les rendements de la sulfato-réduction à l'état stationnaire,
- Voir la production des sulfures dans le système.

Tableau 1: Caractéristiques géométriques bassin anaérobie utilisé dans modèle (Paing, 2001)

Surface (m ²)	2300
Profondeur (m)	3,1
Volume (m ³)	4960
Temps de séjour (j)	4,6
Débit (m ³ /j)	1040

Tableau 2: Caractéristiques moyennes de l'effluent brut entrant et de l'effluent sortant de ce bassin, alimenté en faible charge, sans traitement d'odeurs (Paing, 2001)

Paramètres	Effluent brut				Sortie lagune anaérobie			
	Moy.	Min.	Max.	σ	Moy.	Min.	Max.	σ
Température (°C)	18,6	12,2	25,3	4,1	17,3	17,3	25,8	5,7
pH	7,4	6,1	8,4	0,8	7,1	6,7	7,4	0,2
Potentiel rédox (mV)	-54	-128	108	62	-86	-150	1	43
MES (mg/l)	256	151	404	73	114	60	217	39
DCO brute (mg/l)	589	356	960	150	462	278	614	85
DCO filtrée (mg/l)	332	160	641	122	302	158	456	58
DCO particulaire (mg/l)	257	196	319	28	160	120	158	27
Bicarbonate (mg CaCO ₃)	321	121	477	77	380	214	487	61
AGV (mg ac.ac./l)	41	14	115	19	75	33	111	24
Sulfates (mg-SO₄²⁻/l)	165	96	222	30	57	3	121	33
Sulfures (mg-S/l)	3,8	0,0	8,8	2,3	19,2	3,2	36,4	8,3
Azote kjeldahl (mg-N/l)	59	25	92	20	61	30	83	17
Ammonium (mg-N/l)	45	16	63	12	51	26	68	12
Phosphore total (mg-P/l)	10,4	5,0	13,4	2,1	9,5	4,0	11,1	1,9

Pour les simulations, le choix a porté sur un seul bassin et les réactions qui se passent dans la phase liquide. Le modèle fonctionne essentiellement en DCO pour les substrats. Toutes les biomasses ne participent pas à l'hydrolyse a priori, donc nous avons pris un Xcd (biomasse dégradant le substrat combiné) global. Dans le cas présent, on considère que la composition de la biomasse en lipide, protéine et glucose est identique à

celle du substrat combiné. La fonction de décantation concerne les composés particuliers (X), seuls les X peuvent remonter (resuspension) et décanter au fond. Quant aux substrats solubles (S), ils se mélangent dans le volume d'eau et rejoignent les sédiments. Les paramètres de la sulfato-réduction utilisés lors des simulations dans WEST[®] sont présentés dans les tableaux 3 et 4.

Tableau 3: Valeurs des paramètres utilisés dans les simulations

Biomasse	μ_{\max} d ⁻¹	k_m gCOD/gCOD.j	K_s gCOD/l	K_{SO_4} gSO ₄ ²⁻ /l	Y gCOD/gCOD	k_{dec} d ⁻¹
X _{ac,so4}	0,51	8,8	0,024	0,0192	0,08	0,025
X _{h2,so4}	5,0	7,0	0,00005	0,0009	0,05	0,03

Tableau 4: Paramètres cinétiques et stœchiométriques utilisés dans le modèle APM/SR

Symbole	Description	unités
μ_{\max}	Taux de croissance maximum spécifique de Monod	d ⁻¹
k_m	Taux de consommation maximum de Monod	gCOD_S. gCOD_X ⁻¹ . d ⁻¹
Y_s	rendement de conversion du substrat en biomasse	gCOD_X. gCOD_S ⁻¹
K_s	Constante de demi-saturation des substrats	gCOD_S. l ⁻¹
K_{SO_4}	Constante de demi-saturation des sulfates	gSO ₄ ²⁻ . l ⁻¹
k_{dec}	Vitesse de mortalité du 1 ^{er} ordre	d ⁻¹
k_{process}	Paramètre cinétique du 1 ^{er} ordre (hydrolyse)	d ⁻¹
Y_{SO_4}	Rendement de conversion des sulfates en biomasse	gCOD_X. gSO ₄ ²⁻

3. RESULTATS DES SIMULATIONS ET DISCUSSION

Les résultats des simulations sont montrés sur la figure 2. L'état stationnaire est atteint après cent jours pour

les sulfates et les sulfures. Les concentrations en sulfates et en sulfures à l'état stationnaire sont égales à 53 mgSO₄²⁻/l et 57 mgS/l respectivement. Les tableaux 5 et 6 montrent les valeurs expérimentales et simulées pour les sulfates et les sulfures.

Tableau 5: Valeurs expérimentales et simulées pour les sulfates

	Valeurs expérimentales			Valeurs simulées			Différence
	Entrée	Sortie	Rendement	Entrée	Sortie	Rendement	
Sulfates $\text{mgSO}_4^{2-}/\text{l}$	55	19	65%	55	18	67%	2%

Tableau 6: Valeurs expérimentales et simulées pour les sulfures

	Valeurs expérimentales			Valeurs simulées			Différence
	Entrée	Sortie	Production	Entrée	Sortie	Production	
Sulfures mgS/l	3,8	19,2	15,4	3,8	57	53,2	37,8

Le rendement de la sulfato-réduction simulé est de 67%. Cette valeur est très proche du rendement expérimental moyen qui est de 65%. La concentration en sulfures simulée à l'état stationnaire est de 57 mgS/l . Stoechiométriquement, la consommation de 112 mgSO_4^{2-} conduit à la formation de 37 mgS/l . Avec les 4 mgS/l qui se trouvaient dans l'influent, la concentration totale en sulfures devrait être égale à 41 mgS/l , à condition qu'il n'y ait pas de réoxydation. La différence de 16 mgS/l entre la concentration en sulfures prévue par la stoechiométrie et celle donnée par WEST[®] est raisonnable étant donné que le volume du bassin anaérobie est élevé.

Il existe également une grande différence entre les concentrations en sulfures expérimentales et simulées. Un plus des sulfures qui passent dans

l'atmosphère sous formes de H_2S , deux autres hypothèses peuvent être avancées concernant cette différence: soit l'oxydation chimique des sulfures dans les couches supérieures aérobies ou la réoxydation biologique des sulfures par des bactéries sulfo-oxydantes. En effet, les bassins anaérobies ne sont pas strictement anaérobies. Il existe une couche supérieure aérobie dans laquelle peuvent se passer des réactions aérobies.

Les résultats obtenus par le logiciel WEST[®] prouvent qu'il est possible de prévoir la réduction des sulfates et la production des sulfures dans les bassins anaérobies. Pour avoir la quantité exacte des sulfures à l'équilibre, il faudrait incorporer dans le logiciel WEST[®] les fonctions qui expriment les équilibres de solubilité et de précipitation de H_2S .

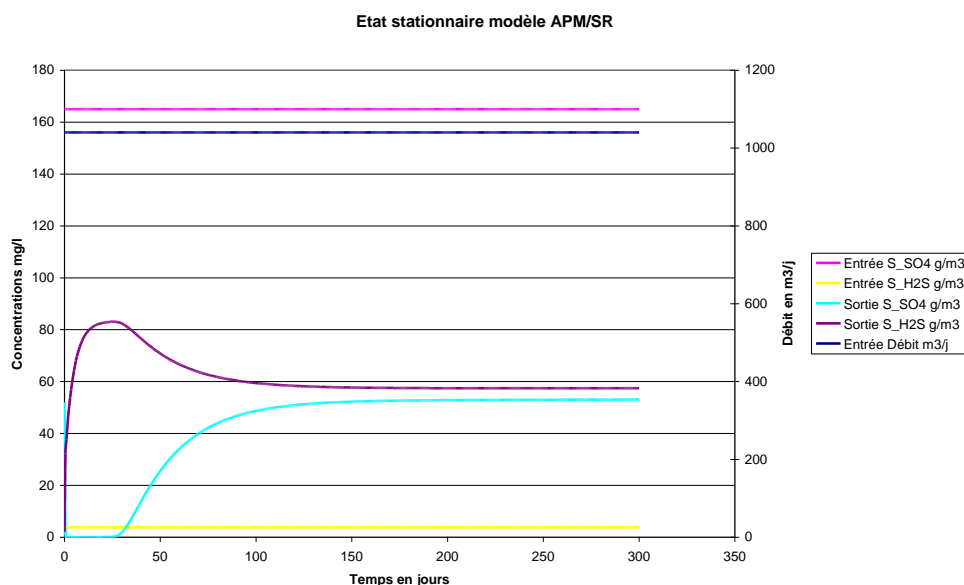


Fig. 2: Résultats de simulations des concentrations en sulfates et en sulfures à l'état stationnaire

4. CONCLUSION

Le modèle de la digestion anaérobie incluant la sulfato-réduction a été d'abord incorporé dans le logiciel de simulation des stations d'épuration WEST[®]. Ensuite, ce simulateur a été utilisé pour calculer les concentrations en sulfures et en sulfates à l'équilibre sur la station d'épuration de Mèze. Les résultats de

simulation prouvent que le modèle est structurellement valide, puisque la structure du modèle représente avec une exactitude raisonnable la relation de cause à effet du système réel. Le modèle présente également une validité prédictive puisque les prédictions du comportement du système sont raisonnablement conformes à l'observation du système réel.

BIBLIOGRAPHIE

- Harerimana C., Keffala C., Jupsin H., & Vasel J-L. (2012). Development of a simple model for anaerobic digestion based on preliminary measurements of the bacterial sulphur activity in wastewater stabilization ponds. *Environmental Technology*, iFirst 1-8 DOI: 10.1080/09593330.725773.
- Ingvorsen, K., Zehnder, A.J.B., & Jorgensen, B.B. (1984). Kinetics of sulphate uptake by desulfobacter postgatei. *Applied Environmental Microbiology*, **47**, 403-408.
- Kalyuzhnyi S.V., Fedorovich V., Lens P.N.L., Hulshoff L.P. & Lettinga G.,(1998). Mathematical modelling as a tool to study population dynamics between sulfate reducing and methanogenic bacteria. *Biodegradation*, **9**, 187-199.
- Koster I.W., Lenzima A., de Vegt A.L. & Lettinga G. (1986). Sulfide inhibition of the methanogenic activity of granular sludge at different pH levels. *Water Research*, **12**, 1561-1567.
- Lens P.N.L., & Hulshoff L.P. (2000). *Environmental Technologies to treat sulphur pollution, Principles and Engineering*. IWA Publishing, London, UK, pp. 547.
- Moosa S., Nemati M. & Harrison S.T.L. (2002). A kinetic study on anaerobic reduction of sulphate, Part I : Effect of sulphate concentration. *Chem. Eng. Sci* **57** : 2773-2780.
- Paing J. (2001). *Bilan du carbone et du soufre dans le lagunage anaérobie. Contrôle de l'émission d'H₂S pour la réduction des nuisances olfactives*. Thèse de doctorat : Université Montpellier I (France), pp.218.
- Rinzema A. (1988). *Anaerobic treatment of wastewater with high concentrations of lipid or sulphate*. Ph.D. Thesis, Wageningen Agricultural University, The Netherlands.
- Tay J. H. (1982). Development of a settling model for primary settling tanks. *Water. Research.*, **16**, 1413-1417.
- Visser A. (1995). The Anaerobic treatment of sulphate containing wastewater. PhD thesis, Wageningen Agricultural University, the Netherlands.
- Widdel F. (1988). *Microbiology and ecology of sulphate- and sulphur-reducing bacteria*. In *Biology of Anaerobic Microorganisms*, John Wiley and Sons, New York, pp. 469.