

Estimation des paramètres cinétiques et stoechiométriques des effluents agroalimentaires d'une industrie Tunisienne à l'aide de la méthode respirométrique

Ben Alaya Saida^{#1}, Shayeb Hedi^{#2}

[#]Laboratoire de modélisation en hydraulique et environnement
Ecole nationale des ingénieurs de Tunis, Le Belvédère, Tunisie

Address Including Country Name

¹saidaenit@gmail.com

²b_alaya_saida@yahoo.fr

Résumé— Les essais respirométriques à faible et fort rapport S₀/X₀ nous a permis de déterminer les fractions biodégradables de la DCO pour les trois effluents industriels : la concentration en DCO biodégradable est très importante pour les trois effluents, elle représente environ 93% pour l'effluent de l'industrie laitière, 82 % pour l'effluent de volaille et 80% pour l'effluent global de la concentration initiale de la DCO totale. La fraction soluble inerte (SI) admet une valeur très faible ce qui montre que presque la totalité de la fraction soluble est biodégradable. La portion particulaire soluble est plus importante pour l'effluent de volaille. La modélisation des réponses respirométriques nous a permis de déterminer les différents paramètres stoechiométriques et cinétiques du modèle, les valeurs estimées sont variables d'un effluent à un autre, ce qui montre l'hétérogénéité des effluents agroalimentaires liée principalement à la composition des déchets.

Keywords—eau usée; estimation; paramètres; modélisation; effluents ; agroalimentaire

I. INTRODUCTION

Améliorer le traitement des eaux industrielles suppose de prendre en compte la spécificité de chaque effluent. Ces eaux sont extrêmement hétérogènes, leur quantité et leur qualité varient en fonction du procédé mis en œuvre et du domaine industriel. Mes travaux de recherche sont donc menés selon deux axes principaux : comment mieux caractériser les effluents et comment mieux les traiter ensuite. La caractérisation des eaux usées industrielles est assez spécifique, elle devrait être effectuée en relation avec les processus responsables de la génération de ces eaux usées. Cependant, l'application de modèles multi-composants nécessite des informations expérimentales fiables sur le fractionnement de COD et les constantes cinétiques et stoechiométriques de ces modèles. Malheureusement, les études expérimentales nécessaires à l'utilisation de ces modèles ont été menées sur les eaux usées domestiques, ils

n'ont pas été appliqués aux eaux usées industrielles sauf dans quelques études [1], [2] et [3].

La complexité des modèles dynamiques de procédés de traitement des eaux usées habituellement utilisés est le reflet de la complexité des procédés eux-mêmes ainsi que de la connaissance détaillée acquise à leur sujet au cours des dernières décennies. Ceux-ci comportent en réalité un grand nombre de paramètres auxquels il faut attribuer une valeur numérique soit sur base d'une connaissance a priori de leur valeur, soit sur base de données expérimentales. La qualité de l'estimation des paramètres dépendra intrinsèquement de la quantité et de la qualité de données qui sont mises à la disposition de la procédure d'identification des paramètres du modèle. L'étude de l'identifiabilité des paramètres du modèle avant leur estimation s'avère être une tâche essentielle. La cinétique des processus de traitement biologique aérobie des eaux usées de l'industrie agroalimentaire a été étudiée. Le travail de recherche s'est ensuite élargi à effectuer des mesures de DCO soluble en parallèle de la respirométrie, dans le but d'obtenir les fractions de la DCO proposées dans le modèle ASM1 (S_s, X_s, S_i, X_i). Une fraction liée à l'hydrolyse a été introduite pour pouvoir mieux interpréter les données respirométriques. Le modèle modifié de Spérandio [4] en ajoutant le terme de consommation d'oxygène par l'azote ammoniacale a été appliqué pour déterminer la cinétique de l'élimination du substrat dans un réacteur en batch. Ce modèle a été utilisé pour estimer les paramètres cinétiques en utilisant un réacteur en batch agité en continu. Dans ce chapitre, nous avons étudié les caractéristiques des effluents de la station d'épuration EL MAZRAA, cette station récupère les effluents de l'industrie laitière GIPA et celles de l'industrie des volailles EL MAZRAA.

II. MATERIELS ET METHODES

A. Effluents agroalimentaires

Nous avons utilisé les données expérimentales récupérées durant les testes de biodégradation des effluents de l'industrie de laiterie GIPA et des effluents de l'industrie de volaille EL MAZRAA. Le test de biodégradabilité a été réalisé dans un réacteur de 4l de volume, à température ambiante. Une sonde à oxygène permet de suivre la concentration en oxygène dissous est installée dans le réacteur. Le test de biotraitabilité débute après l'ajout de l'effluent à la biomasse aérée pendant 3 heures en déterminant en fonction du temps l'évolution des DCO, MES, pH et la concentration en oxygène dissous O₂.

B. Modèle cinétique basé sur les équations de Monod

Le principe de la modélisation d'un réacteur est basé sur le bilan de matière de chaque corps intervenant dans les réactions :

$$\text{Accumulation} = \text{Entrée} + \text{Sortie} - \text{Réaction}$$

En obtenant ainsi le modèle différentiel suivant: Pour un réacteur en batch, l'évolution de la biomasse dans le réacteur est défini dans le tableau 1.

Le modèle adopté pour l'évaluation des processus cinétique des effluents est similaire à la structure de l'élimination de matière organique du modèle ASM1 modifié pour représenter le décès endogène, cette version a été appliquée pour les eaux usées domestiques et industrielles [9]. Ce modèle est composé de 7 composants et 4 processus. Le tableau I représente ce modèle sous forme de matrice :

TABLEAU I: REPRESENTATION MATRICIELLE DE MODELE ADOPTE POUR LES PROCESSUS CINETIQUE

Composantes	1	2	3	4	5	Process rate
Processus	S _s	S _H	X _s	X _H	S ₀	
Croissance	1			1	$\frac{1-Y_H}{Y_H}$	$\hat{\mu}_H \frac{S_s}{K_s + S_s} X_H$
Hydrolyse rapide	1	-1				$k_{hs} \frac{S_H / X_H}{K_{xs} + S_H / X_H} X_H$
Hydrolyse lente	1		-1			$k_h \frac{S_H / X_H}{K_{xx} + S_H / X_H} X_H$
Décès				-1	$-(1-f_{di})$	$b_H X_H$

μ est typiquement non linéaire. Parmi les nombreux modèles de taux spécifique de croissance proposés dans la littérature [5], le plus couramment utilisé est celui développé par Monod dans [6] et [7]. Monod [7] propose une relation entre la vitesse spécifique de croissance d'un microorganisme, μ , et la concentration en substrat limitant, S, donnée par:

$$\mu = \mu_{\max} \frac{S}{S + K_s} \quad (1)$$

Où μ_{\max} est la vitesse spécifique de croissance maximale [s^{-1}] et K_s est la constante de saturation [$kg \cdot m^{-3}$].

III. Estimation des paramètres

L'estimation des paramètres est un problème délicat. Il faut recueillir les données, choisir une méthode d'estimation correcte et choisir une méthode de minimisation. Nous présentons la démarche générale à suivre afin d'estimer des paramètres d'un modèle :

- Donner une valeur initiale des paramètres (params0)
- Intégration des équations du modèle
- Calcul de la fonction objectif J(params)
- Trouver le minimum du J(params)
- Recalcul du params

Chacune des étapes est très important et nous pouvons utiliser plusieurs outils afin de mieux l'accomplir. D'abord nous devons donner une valeur de départ à nos paramètres, soit par une estimation du vecteur params0. Puis nous devons analyser la structure du modèle pour bien choisir notre méthode d'intégration des équations du modèle. Après, à partir de l'information expérimentale ou des données que nous avons mesurées, nous pouvons construire notre fonction objective J(params) à partir d'une méthode d'estimation telle que la fonction de moindre carrée. Il nous reste à trouver la meilleure estimation de params en choisissant entre les méthodes de minimisation de la fonction J(params) existantes, au niveau de ce travail on a choisit la fonction fminsearch qui cherche le minimum de la fonction objective J(params). Finalement, nous recommençons le boucle jusqu'à la meilleur estimation du vecteur de paramètres params.

L'erreur entre les courbes modélisées et les points expérimentaux, a été estimé par la méthode des moindres carrés.

Référence [4] a divisé les courbes respirométriques en 4 périodes, pour chacune de ces périodes, il a appliqué une expression linéaire spécifique du modèle pour identifier les paramètres du modèle. Cette méthode est appliquée lorsque les concentrations de S_s est faible et se dégrade très rapidement. Cependant, il faut noter que cette analyse n'est plus valable pour une eau résiduaire très fortement chargée en DCO facilement biodégradable (le cas des effluents agroalimentaires). Dans ce cas, il est possible que la dégradation de cette fraction soit très longue et recouvre complètement la cinétique d'hydrolyse.

Nous avons utilisé les données expérimentales récupérées durant les testes de biodégradation des effluents. Le modèle a été évaluée en comparant les valeurs de DCO et de rO₂ simulées avec les mesures récupérées des tests de biodégradation dans le réacteur en batch.

A. Estimation des paramètres cinétiques de l'effluent de l'industrie de volaille EL MAZRAA

Le test respirométrique permet d'estimer les paramètres cinétiques du modèle dont certains peuvent être utiles à la simulation des procédés. Dans ce but, les paramètres issus du test à faible rapport S₀/X₀ sont à priori les plus représentatifs, alors que ceux obtenus dans la cinétique à fort rapport S₀/X₀

sont relatifs aux micro-organismes présents dans l'effluent. Nous avons utilisé l'hypothèse que la respiration endogène est constante dans la boue (concept endogène) afin de rendre plus simple la simulation des résultats. Nous faisons également l'hypothèse que la biomasse X_H est constante pour les rapports S/X faibles (eau + boues), car elle est beaucoup plus concentrée que le substrat. En effet, la prise en compte du concept mort-régénération oblige à caler un paramètre supplémentaire (b_H). En premier temps nous avons déterminé b_H par linéarisation de la courbe de respiration endogène (figure 1) :

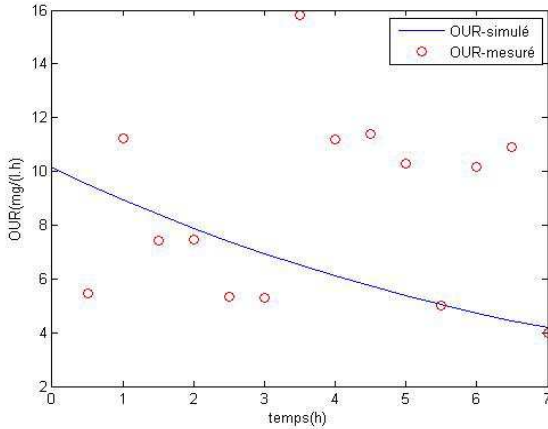


Fig. 1 : linéarisation de la courbe de respiration endogène

En deuxième temps, nous avons estimé les valeurs initiales des paramètres en utilisant la méthode de [8]. En fin, nous avons appliqué la méthode d'optimisation pour ajuster les mesures des simulations.

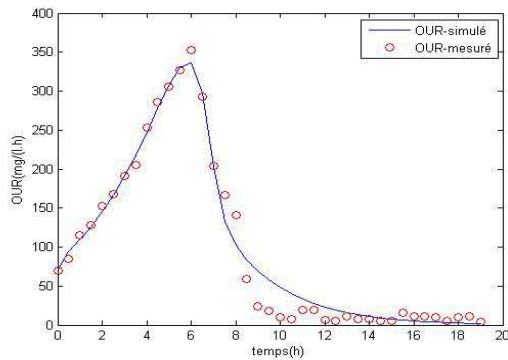


Fig. 1 : test respirométrique à fort rapport S_0/X_0 pour l'effluent DE VOLAILLE

Le modèle a donné une bonne corrélation entre les deux valeurs mesurées et simulées. Le jeu des paramètres cinétiques suivant a été identifié :

TABLEAU II: JEU DES PARAMETRES ESTIME POUR L'EFFLUENT DE VOLAILLE

X_{H0}	X_{S0}	S_{S0}	S_{H0}	b_H	y_H	μ_H	k_S	k_h	k_{hs}	k_{xx}	k_{xs}
15	560	140	580	0,24	0,67	5,99	28	6,2	3,2	0,73	0,12

Les paramètres de croissance μ_H ($5,9 \text{ j}^{-1}$) et de décès b_H ($0,24 \text{ j}^{-1}$), sont tout à fait comparables aux valeurs rapportées

dans la bibliographie [3] et [9]. Le paramètre de saturation du substrat K_S est élevé (28) et lié à la fraction S_S . Le paramètre de vitesse d'hydrolyse K_H ($6,2 \text{ j}^{-1}$) a le même ordre de grandeur que celles d'Eremektar (1999). Le rendement de conversion hétérotrophe Y_H est fixé à 0,67 et la fraction non biodégradable de la biomasse f_{xi} dans le concept de respiration endogène a été fixée à 0,2 (modèle ASM n°1[10]).

Le modèle cinétique a été ajusté à chaque réponse respirométrique. L'ajustement du modèle pour l'ensemble de ces expériences est très correct, et l'écart moyen est très faible.

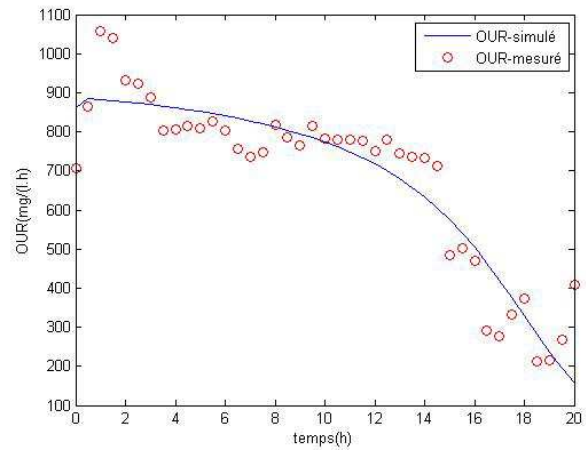


Fig. 2 : test respirométrique à faible rapport S_0/X_0 pour l'effluent de volaille

B. Estimation des paramètres cinétiques de l'effluent de l'industrie laitière GIPA

Après l'ajustement des valeurs simulées et mesurées, le jeu des paramètres cinétiques suivant a été identifié :

TABLEAU III: JEU DES PARAMETRES ESTIME POUR L'EFFLUENT DE GIPAA

X_{H0}	X_{S0}	S_{S0}	S_{H0}	b_H	y_H	μ_H	k_S	k_h	k_{hs}	k_{xx}	k_{xs}
35	256	358	705	0,24	0,67	6	14	2,7	1,2	0,03	0,3

L'ajustement du modèle conduit à une constante d'affinité k_S de l'ordre de 14. Le paramètre de croissance μ_H (6 j^{-1}) est tout à fait comparables aux valeurs rapportées dans la bibliographie [9] et [11]. Le paramètre de vitesse d'hydrolyse K_H ($2,7 \text{ j}^{-1}$) a le même ordre de grandeur que celle d'orhon (1999). Le paramètre de décès b_H est de l'ordre de $0,24 \text{ j}^{-1}$, le rendement de conversion hétérotrophe Y_H a été fixé à 0,67 et la fraction non biodégradable de la biomasse f_{xi} dans le concept de respiration endogène a été fixée à 0,2 (modèle ASM n°1 [10]). Les valeurs des coefficients k_{hs} , k_{xx} et k_{xs} sont très proches des valeurs estimés par [11].

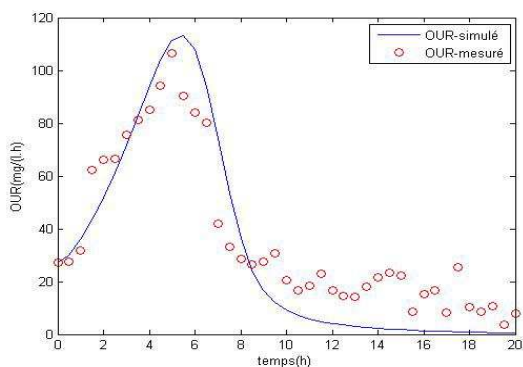


Fig. 3 : test respirométrique à fort rapport S0/X0 pour l'effluent laitier GIPA

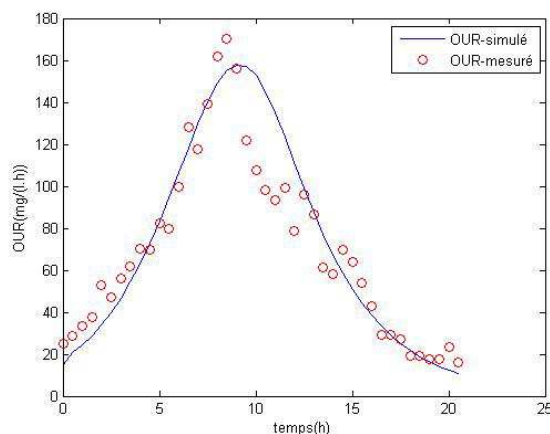


Fig. 5: test respirométrique à fort rapport S0/X0 pour l'effluent Total

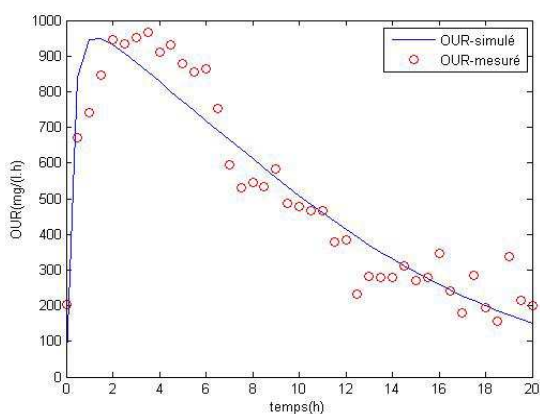


Fig. 4 : test respirométrique à faible rapport S0/X0 pour l'effluent laitier GIPA

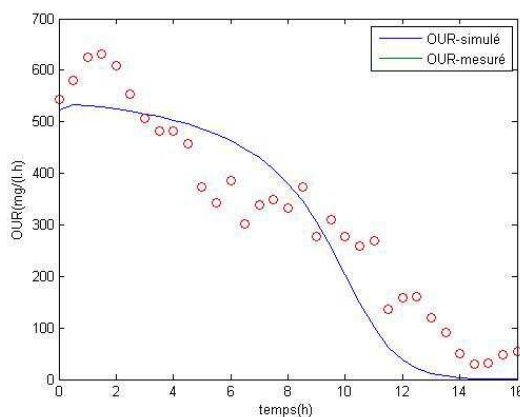


Fig. 6: test respirométrique à faible rapport S0/X0 pour l'effluent Total

C. Estimation des paramètres cinétiques de l'effluent TOTAL

Le Tableau IV présente les paramètres cinétiques et stœchiométriques obtenus pour les eaux résiduaires de la station d'épuration EL MAZRAA.

TABLEAU IV: JEU DES PARAMETRES ESTIME POUR L'EFFLUENT TOTAL

X_{H0}	X_{S0}	S_{S0}	S_{H0}	b_H	y_H	μ_H	k_S	k_h	k_{hs}	k_{xx}	k_{xs}
47	732	460	672	0,36	0,67	4,8	25	2,6	1,8	0,4	0,8

Cette méthode d'interprétation des réponses respirométriques a permis d'estimer les paramètres cinétiques et stœchiométriques du modèle. Le paramètre de croissance μ_H est de l'ordre de $4,8 \text{ j}^{-1}$. Le paramètre de vitesse d'hydrolyse K_h ($2,6 \text{ j}^{-1}$) a le même ordre de grandeur que celle d'orhon [9]. Le paramètre de décès b_H est de l'ordre de $0,36 \text{ j}^{-1}$, le rendement de conversion hétérotrophe Y_H a été fixé à 0,67 et la fraction non biodégradable de la biomasse f_{xi} dans le concept de respiration endogène a été fixée à 0,2 (modèle ASM n°1 [10]). Les valeurs des coefficients k_{hs} , k_{xx} et k_{xs} sont très proches des valeurs estimés par [11].

IV. CONCLUSIONS

Dans ce cadre général des pollutions liquides industrielles, la présente étude concerne le traitement des effluents agroalimentaire recevant les effluents de l'industrie laitière GIPA et ceux de l'industrie de poulailler EL MAZRAA. Des tests respirométriques en réacteur batch ont été effectués. Une interprétation et estimation des fractions de la DCO et des paramètres cinétiques de la biodégradation aérobie de ce type d'effluent ont été réalisées. Les mesures du taux de consommation en oxygène ainsi que l'évolution de la concentration de la DCO soluble, de MES, de pH et de l'oxygène dissous ont été effectués chaque une heure durant 24 heure.

REFERENCES

[1] D. ORHON, E. GORGON, F. GERMIRLI and N. ARTAN : BIOLOGICAL TREATABILITY OF DAIRY WASTEWATERS. War. Res. Vol. 27, No. 4, pp. 625-633, 1993.

- [2] Vanrolleghem P.A. and Van Impe J.F. On the use of structured compartment models for the activated sludge biodegradation process. In: Proc. Workshop Modelling, Monitoring and Control of the Activated Sludge Process. Med. Fac. Landbouww. Rijksuniv. Gent, 57, 2215-2228, 1992.
- [3] G. Eremektar, e. Ubay cökgör, s. Oyez, f. Germirli babuna and d. Orhon : biological treatability of poultry processing plant effluent - a case study. War & i tech vol. 40, no. I, pp. 323-329,1999.
- [4] Spérandio M., : Développement d'une procédure de compartimentation d'une eau résiduaire urbaine et application à la modélisation dynamique de procédés à boues activées. Thèse de doctorat, Génie des procédés, INSA Toulouse, 1998.
- [5] Dochain, D.; Bastin, G.: Adaptive control of fed batch bioreactors, Chemical Engineering communications, Vol. 87, pp. 67-85, 1990.
- [6] MONOD, J., Recherches sur la croissance des cultures bactériennes, 211 pp. (Hermann & Cie, Paris, 1942).
- [7] EL HAJJI, M.: Modélisation et analyse mathématiques pour les écosystèmes microbiens- approche par les systèmes dynamiques, thèse, 226 p, 2010.
- [8] Ulf jeppsson: modelling aspects of wastewater treatment processes. Lund 1996.
- [9] D Orhon, Ö Karahan, S Sözen. The effect of residual microbial products on the experimental assessment of the particulate inert COD in wastewaters. Wat. Res. Vol. 33, No. 14, pp. 3191±3203, 1999.
- [10] HENZE M., GRADY C.P.L., GUJER W., MARAIS G.V.R., MATSUO T. Activated Sludge Model No. 1. IAWQ Scientific and Technical Report No. 1, 1987, London.
- [11] E. Ubay cökgör , s. Sözen , g. Insel & d. Orhon : respirometric evaluation of biodegradation characteristics of dairy wastewater for organic carbon removal, environmental technology, 30:11, 1169-1176, 2009.