

B-60 過酸化水素を用いた汚泥改質による 嫌気性消化性能の向上

○坂本 周平^{1*}・Nguyen. Minh. Hai¹・安井 英斉¹

¹北九州市立大学大学院国際環境工学研究科 (〒808-0135 福岡県北九州市若松区ひびきの1-1)

* E-mail : hidemari-yasui@kitakyu-u.ac.jp

1. 緒言

嫌気性消化プロセスは汚泥の減量化、性状安定を目的として多くの施設に導入されている。嫌気性消化の過程で発生するメタンガスは主成分とする消化ガスは、消化タンクの加温用熱源として利用されているほか、新エネルギーとして注目されている。活性汚泥を対象とした場合、嫌気性消化プロセスにおける従来型の消化率は30%～40%程度であり、残りの60%～70%は未消化のままである。そこで本研究では消化率を更に高めるための嫌気性消化プロセスの開発を行うとともに、その反応のモデル化をすすめた。

2. 実験方法

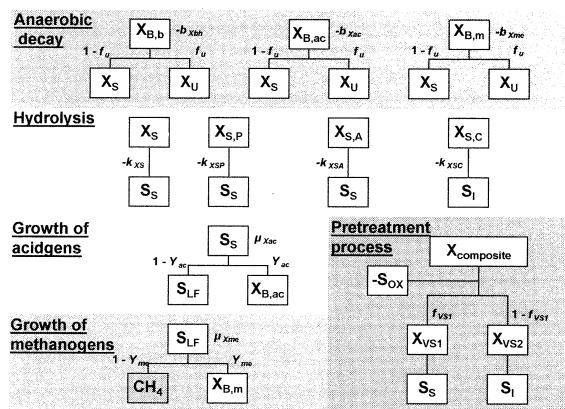
(1) 活性汚泥、消化汚泥

活性汚泥は北九州市皇后崎浄化センターより採取したものを実験に使用した。採取後、濃度15,000 mg-TVS/L程度に遠心濃縮を行い、4℃で保管した。消化汚泥は北九州市日明浄化センターより採取し、濃縮を行わず、そのまま種汚泥として使用した。

(2) 好気・嫌気条件における回分実験

好気および嫌気条件において、それぞれ回分実験を行い、季節における活性汚泥の組成変化を測定した。好気条件は、500 mLのメディウム瓶中に活性汚泥450 mLを投入し、内生の酸素消費速度 (OUR) を測定した。この際、硝化による酸素消費を抑制するため、アリルチオ尿素を10 mg/Lとなるよう添加した。嫌気条件は、500 mLの目メディウム瓶中に消化汚泥450 mLおよび活性汚泥50 mLを投入し、消化によるメタンガス発生速度 (MPR) を測定した。この実験のブランクとして消化汚泥450 mLのみの測定も行った。測定は、好気・嫌気条件ともに呼吸速度計 (チャレンジャー社) を用いて、35℃で7日間行った。

次に、図-1のような生物分解モデルを作成し、測定結果をシミュレーションすることで、好気・嫌気条件における動力学定数を解析した。シミュレーションソフトはGPS-X (ハイドロマンティス社) を使用した。図のうち汚泥の改質処理項目は後述する過酸化水素を用いた実験で使用する。



X_{ab} : 余剰汚泥中の微生物、 X_{ac} : 酸生成細菌、 X_{anc} : メタン生成古細菌、 X_s : 遅加水分解性成分、 X_u : 不活性成分、 X_{sp} : 凝集剤、 X_{vs1} : 改質による遅加水分解性成分、 X_{vs2} : 難分解性物質の前駆体、 S_s : 酸生成細菌の基質、 S_i : 溶解性不活性物質、 S_{LF} : メタン生成古細菌の基質、 S_{ox} : 酸化剤

図-1: 嫌気性消化の生物分解モデル

(3) 過酸化水素を用いた連続実験

化学的酸化処理 (H_2O_2) によって、消化汚泥中の非生物分解成分を分解性成分にするプロセスを組み込んだ系列 (改質系) について連続実験を行った。8 L消化汚泥を種汚泥として $HRT = 36 \text{ d}^1$ で連続運転した。活性汚泥 (220 mL) を消化の対象として毎日投入し、MPRを測定

した。改質処理は、嫌気性消化槽から1日当たり5%の割合で引き抜いた汚泥に対し、微量の二価鉄イオンと過酸化水素(0.04 g- H_2O_2 /g-VSS)を80℃で反応させることで行った。改質処理後の汚泥は槽内へ返送するとともに、消化槽の後段に遠心で固液分離を行い反応時間を高めた。実験開始200日以降は槽内に蓄積した鉄イオンを利用するために外部添加を停止した。

改質系と性能を比較するために従来型の嫌気性消化プロセスを用いて連続実験を行った。1.8 L消化汚泥を種汚泥としてHRT = 36 d-Iで連続運転した。活性汚泥(50 mL)を消化の対象として毎日投入し、MPRを測定した。

3. 結果および考察

(1) 好気・嫌気条件における回分実験

回分実験について、活性汚泥中における不活性成分の比率(X_i/X_{total})および水温の季節変化を図-2、好気および嫌気条件における X_i/X_{total} の相関関係を図-3に示した。 X_i/X_{total} の比率は40%～65%の間を推移した。 X_i の比率が最高を示した時期は8月で最低を示した時期は2月であった。また、水温は8月が最高値で2月が最低値となっており、 X_i の比率と水温の変化について相関関係が見られた。一方で、好気および嫌気条件における X_i/X_{total} の比率をX軸、Y軸にプロットすると $Y=1.01X$ となり、これらの比率はそれぞれ同じとなった。 X_i/X_{total} を求めた際の微生物死滅速度は嫌気条件で0.21～0.30 d^{-1} 、好気条件で0.55～0.65 d^{-1} の幅であった。

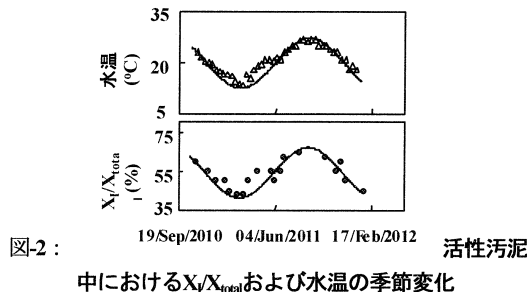


図-2： 19/Sep/2010 04/Jun/2011 17/Feb/2012 活性汚泥 中における X_i/X_{total} および水温の季節変化

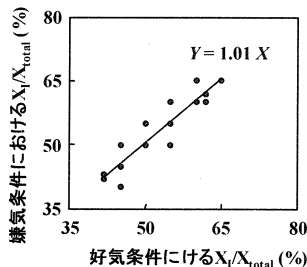


図-3：好気および嫌気条件における X_i/X_{total} の相関関係

(2) 過酸化水素を用いた連続実験

対照系と改質系について、COD物質収支を図-4、図-5にそれぞれ示した。対照系のメタン転換率は40%であるのに対して、改質系は過酸化水素添加量0.04 g- H_2O_2 /g-VSSにおいて80%、0.03 g- H_2O_2 /g-VSSにおいて70%と1.8倍程度まで上昇した。改質系における溶解性成分は、不活性な有機物であるため、固液分離後の上澄液とともに排出される。またSS成分は、汚泥分析の際に引き抜かれ、系外に排出された成分である。

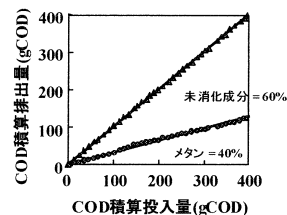


図-4：COD物質収支(対照系)

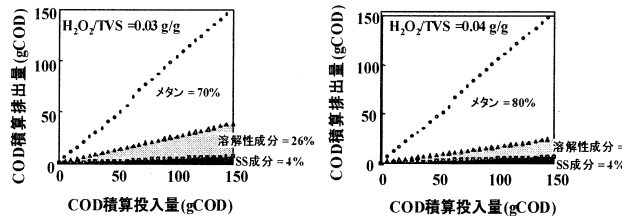


図-5：COD物質収支(改質系)

(3) シミュレーションによる解析

槽内汚泥濃度変化とメタンガス発生速度の変化を図-6、図-7にそれぞれ示した。対照系の槽内TVS濃度は10,000 mg/L前後で推移したことに対し、改質系の槽内TVS濃度は40,000 mg/Lまで増加した。一方で平均して、改質系のMPRは0.14 L/L/d、対照系は0.08 L/L/dと1.8倍程度上昇した。図-1の生物分解モデルを用いたシミュレーション結果より、改質処理において汚泥から転換される成分は、分解の遅い加水分解性物質(X_{VSI})が77%、難分解性物質の前駆体(X_{VS})が23%という結果が見積もられた。シミュレーションに用いた数値は表-1にまとめた。

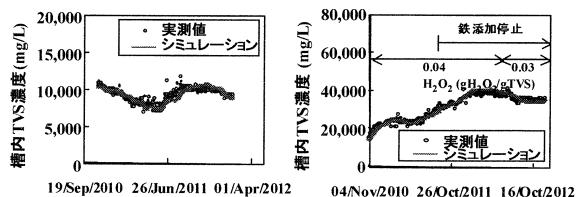


図-6：TVS濃度変化(左：対照系、右：改質系)

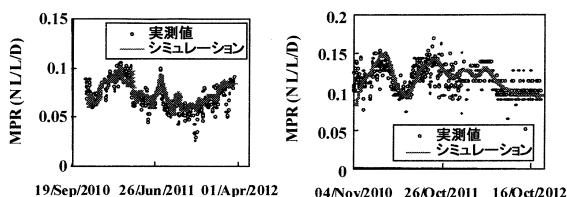


図-7：MPRの変化（左：対照系、右：改質系）

表-1：改質系における動力学定数

化学量論			
酸生成細菌の収率	Y_{Bac}	0.08	
メタン菌の収率	Y_{Bme}	0.04	
死滅残渣の生成	f_i	0.08	
遅加水分解性成分の生成	f_{XVS1}	0.77	
動力学定数			
微生物死滅速度	b_{Ewas}	0.21	
酸生成細菌の死滅速度	b_{Bac}	0.04	
メタン菌の死滅速度	b_{Bme}	0.001	
酸生成細菌の増殖速度	$\mu_{max,ac}$	4.00	
酸生成細菌増殖の半飽和定数	$K_{S,ac}$	20	
メタン菌の増殖速度	$\mu_{max,me}$	0.55	
メタン菌増殖の半飽和定数	$K_{S,me}$	30	
最大加水分解速度	k_{HVS}	3.0	
最大加水分解の半飽和定数	K_{HVS}	0.035	
改質による加水分解速度	$k_{H,XVS}$	0.9	
改質による加水分解の半飽和定数	$K_{H,XVS}$	1.0	

4. 結論

本研究で消化率を高めるための嫌気性消化プロセス開発を行い、その反応のモデル化をすすめた結果、以下の知見が得られた。

- (1) 嫌気性消化プロセスの消化性能は、投入された下水汚泥の成分により影響を受けた。下水汚泥の成分は、処理場の水温変化により影響を受けるようであった。
- (2) 汚泥改質に過酸化水素を用いることによって、投入下水汚泥のメタン転換率は、従来型と比較して1.8倍程度まで上昇した。
- (3) 化学的酸化処理を組み込んだ生物分解モデルによるシミュレーションは、実測値をよく再現した。

5. 参考文献

- 1)Yasui, H., Komatsu, K., Goel R., Li Y.Y., and Noike, T. 2005. Full-scale verification of modified anaerobic digestion process with ozonation to minimize sludge cake production. Environ. Eng. Res., 42, 385–393.
- 2)Yasui H., Sugimoto M., Komatsu K., Goel R., Li Y.Y., and Noike T. 2006 An approach for substrate mapping between ASM and ADM1 for sludge. Wat. Sci. Tech., 54 (4), 83-92.

- 3)Yasui, H., Komatsu, K., Goel R., Li, Y.Y., and Noike, T. 2011 Novel anaerobic digestion process with sludge ozonation for economically feasible power production. Wat. Sci. Tech., 63(7),1467-1474.
- 4)Goel, R., Tokutomi, T., and Yasui, H. 2003. Anaerobic digestion of excess activated sludge with ozone pre-treatment. Wat. Sci. Tech., 47(12), 207-214.
- 5)Goel, R., Tokutomi, T., Yasui, H., and Noike, T. 2003. Optimal process configuration for anaerobic digestion with ozonation. Wat. Sci. Tech., 48(4), 85-96.
- 6)Batstone, D.J., Keller, J., Angelidaki, I., Kalyuzhnyi, S.V., Pavlostathis, S.G., Rozzi, A., Standers, W.T.M., Siegrist, H., and Vavilin, V.A. 2002. Anaerobic Digestion Model No.1 (ADM1), IWA Scientific and Technical Report No.13. IWA, London, UK.