

下水処理施設(嫌気-無酸素-好気法)に対するASM2dを用いたシミュレーション Calibration and Verification of ASM2d Applied to Actual Anaerobic-Anoxic-Oxic Municipal Wastewater Treatment Plant

○出口達也¹⁾, 木幡信和¹⁾, 後藤浩之²⁾, 豊岡和宏²⁾, 大石亮²⁾, 糸川浩紀³⁾, 村上孝雄³⁾

¹⁾(株)荏原製作所, ²⁾(株)明電舎, ³⁾日本下水道事業団

○Tatsuya DEGUCHI¹⁾, Nobukazu KOHATA¹⁾, Hiroyuki GOTOH²⁾, Kazuhiro TOYOOKA²⁾
Akira OOISHI²⁾, Hiroki ITOKAWA, Takao MURAKAMI³⁾

¹⁾EBARA Corporation, ²⁾MEIDENSYA Corporation, ³⁾Japan Sewage Works Agency

Abstract

A municipal wastewater treatment plant (WWTP) conducting anaerobic-anoxic-oxic (A2O) process was modeled with ASM2d. The model was calibrated and verified using data obtained in two measuring campaigns carried out under different temperature conditions (winter and summer). First, sensitivity analysis was conducted in order to select parameters showing high sensitivity on important state variables (S_{NH_4} , S_{NO_3} , and S_{PO_4}). Secondly, using the "winter campaign" data, the model was calibrated. Nitrification and denitrification were successfully calibrated by changing principally saturation constants for DO of nitrifiers and heterotrophs, since the aerobic tanks were under relatively low DO condition. Phosphorus removal was calibrated by changing both stoichiometric constant of anaerobic P release (Y_{PO_4}) and kinetic constant of hydrolysis (K_X). Finally, the calibrated model was verified by "summer campaign" data. A good agreement was shown between measured and calculated process performance, although the same parameter set was used.

Key Words : dissolved oxygen(DO), calibration, simulation, ASM2d, anaerobic-anoxic-oxic process

1. はじめに

日本の下水処理施設では、環境負荷低減の観点から処理水質を向上させるために高度処理プロセスの導入が進められている。高度処理プロセスは標準活性汚泥法などと比べてその処理システムが複雑であり、それに伴い運転管理方法も複雑になってきた。そのため、効率的な運転管理方法が求められるようになった。その一方で、下水処理施設設計においても建設コスト削減や設備の最適化が求められている。近年では、そのようなニーズに対して活性汚泥プロセスの生物反応を数式化した「IWA 活性汚泥モデル」を利用したシミュレーション技術を適用する動きが盛んである。そのような中で筆者らは、運転管理・施設設計のそれぞれの用途において活性汚泥モデルを利用する方法を明確にし、活性汚泥モデルを利用しやすい環境を整えるために、実施設における調査を進めている。

本研究では嫌気-無酸素-好気法の高度処理施設において、好気槽の溶存酸素が比較的低濃度で運転されている施設を対象にして詳細な調査を行った。当該下水処理施設をモデル化し、ASM2d (Activated Sludge Model No.2d) を用いてキャリブレーションした結果、調査を行った夏季と冬季で同じパラメータを用いて処理水質を再現することができた。本稿ではその結果について報告する。

2. 対象処理場の概要

本調査で対象としたのは、嫌気槽1槽(AA)、無酸素槽3槽(AO1~3)、好気槽3槽(O1~3)の計7槽からなる嫌気-無酸素-好気法の施設である

(Fig. 1, Tab. 1)。返送汚泥は流入水量比例で制御されており、内部循環の水量は一定である。O1~3槽の平均DO濃度が0.34 mg/L、0.59 mg/L、1.55 mg/L(冬季調査時の日平均値)程度であり、好気槽のDOが比較的低濃度となっている。



Fig.1 嫌気-無酸素-好気法の施設概要

3. シミュレーション条件

対象処理場において夏季と冬季に各1回づつ、それぞれ1週間にわたり現地調査を行った。各調査期間中には24hrの通日調査を行い、流入水質(有機物分画を含む)、処理水質、各反応槽水質の時間変動状況を把握した。

Tab.2にASM2dに基づく分画結果を示す。尚、 X_{AUT} 、 X_{PAO} 、 X_{PP} 、 X_{PHA} は流入水中にほとんど存在しないと、 X_{AUT} を0.1 mg/L、その他を0 mg/Lとした。

Tab.2 流入水分画結果 (24時間試験時の日平均) (mg/L)

	S _A	S _F	S _I	S _{NH4}	S _{NO3}	S _{PO4}	X _H	X _S	X _I	X _{TSS}
夏季	18	9	15	16.6	0.0	3.22	36	85	33	121
冬季	14	7	16	17.7	0.8	2.88	34	114	41	147

Tab.1 運転条件および反応槽容量

		夏季	冬季
流入水量	m ³ /d	4,900	5,190
返送汚泥率	%	26	30
循環水量	m ³ /d	5,500	5,400
SRT※	d	8	12
反応槽容量	AA	m ³	236
	AO1~3	m ³	236
	O1~3	m ³	415
反応槽水温	°C	27.2	16.1
反応槽DO	O1	mg/L	0.61
	O2	mg/L	0.76
	O3	mg/L	1.55
反応槽MLSS	mg/L	1,500	2,600

※リン収支から余剰汚泥量を計算して決定した。

シミュレーションを行うにあたり、Fig. 1に示す施設をシミュレータでモデル化した。反応槽の各区画は完全混合槽として扱い、好気槽のDOは実測した時間変動データを与えた。最終沈殿池は完全固液分離モデルとした。余剰汚泥は一定流量で引き抜かれることとし、処理場の実測データを用いた。流入水量、返送汚泥量、循環水量は1時間毎のデータを用い、流入水質はTab.2の値に時間変動比率をかけたものを与えた。シミュレーションに用いた活性汚泥モデルはASM2dである。

4. キャリブレーション

4.1. 感度解析

本処理施設の冬季調査データを使用してASM2dのパラメータの感度解析を行い、キャリブレーションの参考にした。感度解析にあたっては、デフォルト値より定常に達した計算結果を初期値とし、検討対象となるパラメータを±20%変化させた状態でそれぞれ90日分の繰り返し計算を行い、その時点での処理水および反応タンクの水質で評価を行った。Tab.3に感度解析結果を示す。同表に示した「順位」は、各水質項目の変化率の絶対値を平均した「平均感度」に基づいたものである。尚、Tab.3では、対象パラメータを20%増加させたときに対象物質の濃度が減少したものを網掛けして表示してある。

NH₄-Nについては、嫌気槽から好気槽までの全ての槽でX_{AUT}の増殖に係る動力学定数(μ_{AUT}、b_{AUT})、溶存酸素やNH₄-Nに対する飽和定数(K_{O2-N}、K_{NH4-N})が高い感度を示した。

NO₃-Nについては、嫌気槽、無酸素槽においては、X_Hに係る動力学定数や収率(μ_H、η_{NO3-He}、Y_H)、X_{PHA}の貯蔵速度に係る動力学定数(q_{PHA})の順位が高く、無酸素槽1、2槽目ではμ_{AUT}の順位も高かった。好気槽においては硝化に関する動力学定数(μ_{AUT}、b_{AUT}、K_{O2-N})の順位が高かった。好気槽のうち、DO濃度の低い好気槽1槽目や2槽目では脱窒にかかるパラメータ(K_{O2-He}、η_{NO3-He})が比較的上位にあることが特徴的である。

PO₄-Pに関しては、嫌気槽においてはリン蓄積生物(X_{PAO})に係る収率(Y_{PAO}やY_{PO4})に加えて、X_{PAO}に対する有機物供給速度を左右するパラメータ(η_{fe}、K_h)の順位が高かった。無酸素槽においてはμ_{AUT}、Y_{PO4}、K_hやη_{fe}などが上位を占めた。無酸素槽でμ_{AUT}がリンの反応に影響するのは、好気槽末端におけるNH₄-N濃度によりX_{PAO}の増殖が抑制さ

Tab.3 感度解析結果

順位	NH ₄ -N						NO ₃ -N						PO ₄ -P								
	AA	AO1	AO2	AO3	O1	O2	O3	AA	AO1	AO2	AO3	O1	O2	O3	AA	AO1	AO2	AO3	O1	O2	O3
1	μ _{AUT}	μ _H	μ _{AUT}	Y _H	Y _H	μ _{AUT}	μ _{AUT}	μ _{AUT}	Y _{PAO}	μ _{AUT}	μ _{AUT}	μ _{AUT}	Y _{PAO}	Y _{PAO}	Y _{PAO}						
2	b _{AUT}	Y _H	Y _H	μ _{AUT}	η _{NO3-He}	b _{AUT}	b _{AUT}	b _{AUT}	Y _{PO4}	Y _{PO4}	Y _{PO4}	Y _{PO4}	Y _{PO4}	b _{PAO}	K _{MAX}						
3	K _{O2-N}	η _{NO3-He}	b _{AUT}	η _{NO3-He}	q _{PHA}	K _{O2-N}	K _{O2-N}	ι _{NXS}	q _{PHA}	K _{h,HY}	K _{h,HY}	η _{fe,HY}	b _{PAO}	K _{MAX}	b _{PAO}						
4	Y _H	Y _{PAO}	K _{NH4-N}	Y _{PAO}	K _{NH4-N}	K _{NH4-N}	K _{NH4-N}	K _{NO3-He}	η _{NO3-He}	q _{PHA}	μ _H	η _{NO3-He}	ι _{NXS}	K _{O2-N}	η _{fe,HY}	η _{fe,HY}	η _{fe,HY}	K _{h,HY}	μ _{AUT}	Y _{PO4}	η _{fe,HY}
5	ι _{NBM}	K _{NH4-N}	Y _{PAO}	K _{NH4-N}	Y _{PAO}	Y _{PAO}	Y _{PAO}	μ _{AUT}	q _{PHA}	Y _{PAO}	μ _{AUT}	K _{O2-He}	K _{O2-He}	K _{O2-He}	K _{h,HY}	q _{PHA}	b _{AUT}	b _{AUT}	μ _{PAO}	Y _H	μ _{AUT}
6	Y _{PAO}	K _{ALK-N}	K _{ALK-N}	ι _{NBM}	K _{ALK-N}	K _{ALK-N}	K _{ALK-N}	b _H	ι _{NXS}	μ _H	Y _{PAO}	ι _{NXS}	η _{NO3-He}	η _{NO3-He}	b _{PAO}	b _{AUT}	Y _H	K _{X,HY}	q _{PP}	q _{PP}	Y _H
7	K _{NH4-N}	η _{fe,HY}	ι _{NBM}	η _{fe,HY}	η _{fe,HY}	K _{MAX}	b _{PAO}	q _{PHA}	Y _{PAO}	b _{AUT}	K _{NO3-He}	K _{NH4-N}	K _{NH4-N}	Y _{PAO}	Y _H	K _{MAX}	K _{X,HY}	ι _{NXS}	Y _H	η _{fe,HY}	K _{h,HY}
8	η _{fe,HY}	K _{h,HY}	η _{fe,HY}	K _{ALK-N}	ι _{NBM}	η _{fe,HY}	K _{MAX}	Y _{PAO}	K _{O2-N}	K _{NO3-He}	K _{A,P}	Y _H	K _{ALK-N}	K _{NH4-N}	K _{A,P}	q _{PP}	η _{NO3,HY}	η _{NO3,HY}	K _{MAX}	μ _{PAO}	q _{PP}
9	K _{h,HY}	ι _{NBM}	K _{h,HY}	K _{h,HY}	K _{h,HY}	μ _{PAO}	η _{fe,HY}	b _{PAO}	η _{NO3,P}	b _H	b _H	η _{NO3,P}	η _{NO3,P}	η _{NO3,P}	μ _{AUT}	η _{NO3,P}	ι _{NXS}	K _{O2-N}	b _{AUT}	K _{h,HY}	Y _{PO4}
10	ι _{NXS}	b _{PAO}	K _{X,HY}	Y _H	μ _{PAO}	ι _{NXS}	ι _{PXS}	K _{NH4-He}	K _{h,HY}	K _{A,P}	K _{NH4-He}	K _{ALK-N}	Y _{PAO}	K _{ALK-N}	K _{X,HY}	Y _{PAO}	K _{O2-N}	f _X	η _{NO3,P}	μ _{AUT}	μ _{PAO}

□ : パラメータを+20%変化させたときに濃度が増加する

□ : パラメータを+20%変化させたときに濃度が減少する

「N」: 硝化細菌・硝化反応

「He」: 従属栄養生物・脱窒反応

「P」: リン蓄積生物・リン放出、吸収反応

「HY」: 加水分解

れるためであると考えられる。好気槽では Y_{PAO} 、 μ_{AUT} 、 Y_{PO4} 、 K_{MAX} 、 η_{fe} などが上位であった。

感度解析結果には変更すべきパラメータも変更すべきではないパラメータも含まれている。今回は収率や増殖速度は大きく変更せず、感度解析結果を参考にして、反応槽の DO や NH_4-N 濃度などをかんがみながらフィッティングを行った。

4.2. キャリブレーションの手順

キャリブレーションには冬季の調査結果を用い、夏季の調査結果は冬季のキャリブレーション結果を検証するために使用した。キャリブレーションを行うにあたり、感度解析結果および IWA のテクニカルレポート²⁾にキャリブレーション方法として記載されているものを参考にした。

キャリブレーションは NH_4-N 、 NO_3-N 、 PO_4-P の順で行った。反応槽毎の各成分濃度は反応槽の平均値で比較し (Fig.3)、各成分の時間変化は好気槽 1~3 (O1~3) で確認した (Fig.4)。

4.3. キャリブレーション結果

① NH_4-N

Fig.3 に示すようにデフォルト値を用いたシミュレーションで各好気槽の NH_4-N が実測値よりも高くなったため、 NH_4-N のキャリブレーションは好気槽の NH_4-N を減少させる方向で行った。ただし、感度の高かった X_{AUT} の増殖に係るパラメータを変更するよりも先に反応槽の状況を検討した。

各反応槽の DO は、通常は詳細に測定されているケースは少ないと考えられ、また当該処理場の DO は比較的低いことから、DO の影響を低減するようにキャリブレーションを行った。そこで、Tab.3 に示す感度解析結果のうち、好気槽の NH_4-N に対して影響が大きい K_{O_2-N} を小さくして DO が X_{AUT} の増殖に与える影響を減らし、低 DO でも硝化反応が進むようにした。それに加え、 NH_4-N が低濃度になったときにも硝化が進むように K_{NH_4-N} を小さくし、 K_{O_2-N} とのバランスをとりながら調整した (Tab.5 参照)。その結果、 K_{NH_4-N} を初期値と比べて大幅に小さくする必要があった。そこで、 μ_{AUT} を変更して全体的に硝化が進むようにして極端にパラメータを変更することがないようにしたが、夏季の通日変動データを再現することができなかった。したがって、最終的なフィッティングは μ_{AUT} を変更せずに、 K_{O_2-N} と K_{NH_4-N} で行った。フィッティング結果を Fig.3、4 に示す。

② NO_3-N

NH_4-N をフィッティングした結果、無酸素槽における NO_3-N は再現できていたが、一方で好気槽での濃度が再現できていなかった (Fig.3 NO_3-N 参照)。ここで、好気槽の 1 槽目、2 槽目の DO が低いところに着目して実測データとシミュレーション結果から各好気槽における脱窒量を算出したところ、実測データと比較してシミュレーション結果では明らかに好気槽での脱窒量が過大となっていた (Tab.4)。感度解析結果からも好気槽における K_{O_2-He} が上位に入っており、好気槽における脱窒が全体の脱窒性能に与える影響が少なくないことがわかる。そこで、好気槽での脱窒反応を抑制する方向でパラメータを変更することとし、 X_{H_2} 、 X_{PAO} 、加水分解の K_{O_2} を同じ割合で減少させた (Tab.5)。その結果、好気槽 2 槽目、3 槽目での NO_3-N 濃度をより良好に再現することができた (Fig.3、4)。

Tab.4 好気槽での脱窒 NO_3-N 量

	O1	O2	O3
実測値	0.66	0.25	0
フィッティング前	1.57	0.80	0.15
フィッティング後	1.28	0.50	0

③ PO_4-P

NH_4-N と NO_3-N をフィッティングした結果を用いたシミュレーションでは、無酸素槽と好気槽での PO_4-P 濃度が実測値に比べて高かった (Fig.3 PO_4-P 参照)。そこで、フィッティングは無酸素槽におけるリン放出挙動を抑制し好気槽末端におけるリン吸収を進める方向で行った。

無酸素槽におけるリンに関するパラメータのうち (Tab.3 参照)、無酸素槽におけるリン放出を低減させるために Y_{PO4} を小さくした。一方、好気槽末端においては、リン吸収を促進させるために、反応槽における有機物の供給量 (加水分解量) を増加させ、好気槽末端でも X_{PHA} が残留するようにしてフィッティングを行った。そこで、好気槽において X_S の濃度が低下しても加水分解が進むように、 K_X を小さくする方向で変更した。その結果、硝化、脱窒に大きな影響を与えることなく PO_4-P の濃度レベル、挙動とも概ね再現できた (Fig.3、4)。

Tab.5 変更パラメータ一覧

成分	パラメータ	デフォルト	変更後
NH_4-N	K_{O_2-N}	0.5	0.4
	K_{NH_4-N}	1	0.2
NO_3-N	K_{O_2-He}	0.2	0.12
	$K_{O_2-H_2}$	0.2	0.12
	K_{O_2-P}	0.2	0.12
PO_4-P	Y_{PO4}	0.4	0.30
	K_X	0.1	0.07

4.4. キャリブレーション結果の検証

冬季調査結果でのキャリブレーション結果 (Tab.5) を検証するために、本結果からパラメータ値を変更せずに夏季調査結果に対するシミュレーションを行った。その結果、冬季と同一のパラメータ値でも $\text{NH}_4\text{-N}$ 、 $\text{NO}_3\text{-N}$ 、 $\text{PO}_4\text{-P}$ の挙動を良好に再現することができた (Fig.5)。

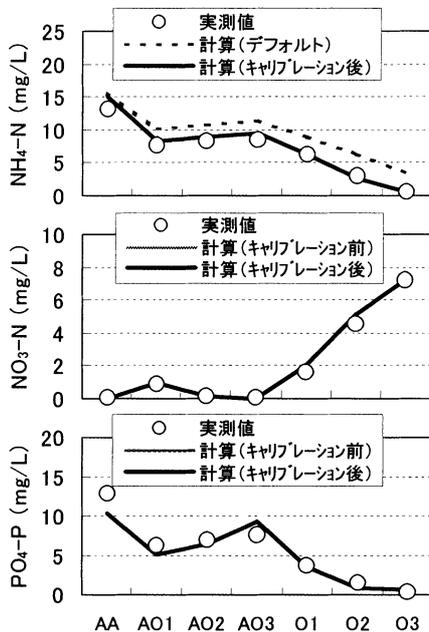


Fig.3 反応槽水質の実測値とキャリブレーション前後の計算値 (日平均)

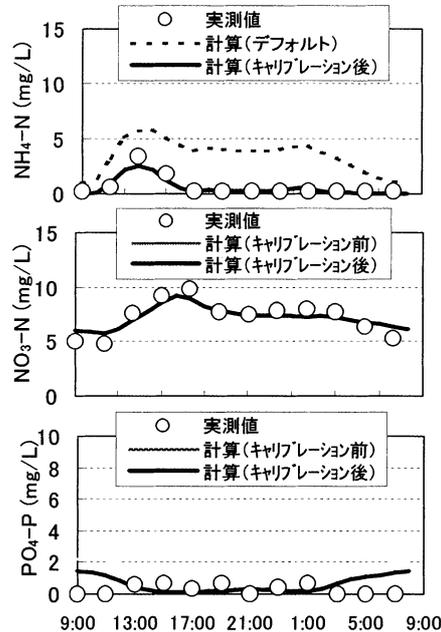


Fig.4 好気槽末端水質の実測値とキャリブレーション前後の計算値 (時間変動) (冬季)

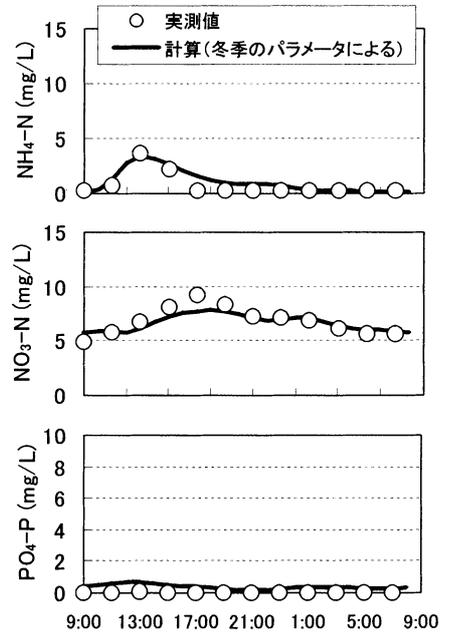


Fig.5 夏季シミュレーション結果 (好気槽末端水質、冬季キャリブレーション結果の検証)

5. まとめ

- ・ 現地で詳細な調査を行い、流入水質や反応槽 DO などを詳細に与えた条件でキャリブレーションを行った結果、異なる季節の処理状況を共通のパラメータを用いて再現することができた。
- ・ 低 DO 条件では硝化に対する DO の影響が大きいので、 K_{O_2N} を変更することが有効である。 μ_{AUT} だけでフィッティングを行った結果では、各槽の平均値は再現することができたが、季節を通じて反応槽の時間変動を詳細に再現することはできなかった。
- ・ 低 DO 条件では好気槽においても脱窒が進行する可能性があり、本稿のケースでは、好気槽の $\text{NO}_3\text{-N}$ を再現するために、 K_{O_2} を変更して好気槽での脱窒量を調整する必要がある。
- ・ 無酸素槽におけるリンの吐出しを抑制するために Y_{PO_4} を変更した。さらに、好気槽においても X_S の加水分解による有機物量が増加するように K_X を変更して、 $\text{PO}_4\text{-P}$ 濃度をおおよそ再現することができた。
- ・ 実務でキャリブレーションを行う場合、変更するパラメータはできるだけ少なく、シンプルな方法で行えることが重要であると考え。今後、様々な施設条件・運転条件について、対象パラメータを絞り込む方法論について、さらに検討を進めていく予定である。

【謝辞】 調査を行うにあたりご協力いただいた下水処理場関係者各位に深く感謝いたします。

【参考文献】

1) IWA Task Group on Mathematical Modelling for Design and Operation of Biological Wastewater Treatment (ed.) (2000) Activated Sludge models ASM1, ASM2, ASM2d and ASM3, Scientific and Technical Report No 9, IWA Publishing