

回分式活性汚泥法による活性汚泥シミュレーション技術の研究

古屋勇治^{*}、佐々木康成^{*}、初又 繁^{**}
古米弘明^{***}

^{*}(株)富士電機総合研究所 水処理・バイオ研究所、横須賀市長坂 2-2-1

^{**}富士電機(株) 公共システム事業部、東京都千代田区有楽町 1-12-1

^{***}茨城大学 工学部都市システム工学科、日立市中成沢町 4-12-1

概要

近年、IAWPRC Model No.1、IAWQ Model No.2 など活性汚泥モデルが発表され、処理水質の挙動を計算によって検討できる可能性が高まってきた。窒素、リン除去プロセスの性能予測を目的として、各種微生物反応の挙動が時間的に変化する回分式活性汚泥法のための非定常モデルを開発し、ラボスケールでの実験結果と比較した。その結果、IAWQ Model No.2 で提案されている定数の標準値を一部変更することで、水質の挙動をほぼ再現できた。さらに、リンの挙動を詳細に再現するために、脱リン細菌に脱窒能を組込んだモデルを開発し検討した。

キーワード

シミュレーション、動力学モデル、回分式活性汚泥法、窒素・リン除去

1. はじめに

有機物・窒素・リン同時除去プロセスの研究が盛んに行われているが、生物学的に3成分を除去するためには、大別して4種類の微生物(従属栄養細菌、亜硝酸菌、硝酸菌、脱リン細菌)の3種の生育条件(嫌気条件、無酸素条件、好気条件)を適切に管理する必要がある。従来、こうした高度処理プロセスの運転や研究開発は熟練者の経験にたよることが多かった。しかし、近年になって IAWPRC Model No. 1¹⁾、IAWQ Model No. 2²⁾ 等の活性汚泥モデルが発表され、処理水質の挙動をモデル計算によっても検討できる可能性が高まってきた。

筆者らはこのようなモデル開発の動向を踏まえ、下記の事項を想定して微生物反応シミュレーション技術の研究を行っている³⁾。

- (1) 微生物を利用した窒素・リン除去プロセスの最適運転条件設定、処理性能予測がある程度可能となる。
- (2) トラブル時に処理性能回復のための最適運転条件(最短ルート)を推定できる。
- (3) 高度処理施設の設計を支援することができる。
- (4) 教育訓練シミュレーターとして、維持管理要員の研修に利用できる。
- (5) 窒素・リン除去プロセスに関する実験データの解析に利用し、今後の研究方針を探ることができる。

こうした目的を達成するためには、特定プロセスを対象として前述モデルを基礎に 응용モデルを開発し、さらに 응용モデルの予測結果が実データと適合するか検証する必要がある。今回は、各種生物反応の挙動が視覚的に理解しやすい回分式活性汚泥法を対象としてモデル開発を行い実験結果と比較したので報告する。

2. モデルの基本構造

図-1 は研究の基礎とした IAWQ Model No. 2 の概念図である。流入する基質は主に加水分解性基質、発酵可能基質、発酵産物の3種類で、加水分解性基質は加水分解によって発酵可能基質に変化し、発酵可能基質は発

酵のプロセスを得て、微生物の利用しやすい発酵産物に変化する。従属栄養細菌は酸素の存在する条件では、酸素呼吸をして代謝維持エネルギーと共に菌体合成のためのエネルギーを獲得して増殖する。また、酸素が存在しない条件では、硝酸呼吸をして同様に増殖する。亜硝酸菌は酸素が存在する条件で、アンモニア性窒素を亜硝酸塩に変え、硝酸菌は亜硝酸塩を硝酸塩に変える。脱リン細菌は、嫌気状態でポリリン酸を加水分解してエネルギーを獲得し、発酵産物などを PHA として貯蔵する。この過程で $PO_4\text{-P}$ を放出する。また、好気状態では PHA を利用して増殖し、ポリリン酸を貯蔵する。この過程で $PO_4\text{-P}$ を吸収する。それぞれの微生物は死滅によって、それ自体が再び有機基質に変化し、一部は生物分解できない不活性有機物になる。

さらに、図-2 に示すように脱リン細菌に脱窒能を持たせるために、無酸素状態での増殖、無酸素状態でのポリリン酸の蓄積過程をモデルに追加して脱リン細菌に脱窒能を持たせたモデルでも検討を行った。

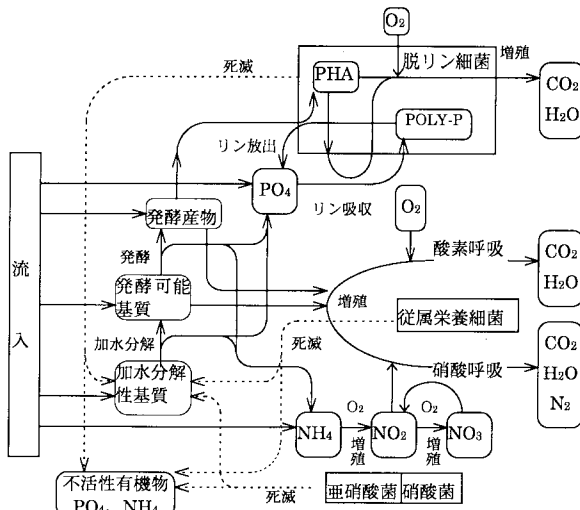


図-1 微生物反応モデルの概念図 (IAWQ Model No.2)

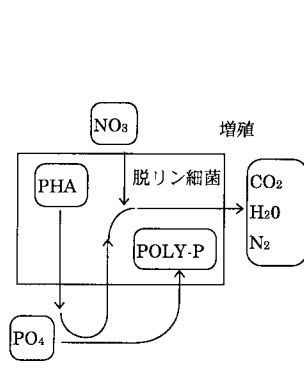


図-2 脱窒能を追加した脱リン細菌のモデルの概念図

3. 実験方法

(1) 実験装置

図-2 に回分式実験装置概要を示す。反応槽の有効容量は 100L で、攪拌機と散気管を備えている。原水として表-1 に示す成分の人工下水を用い、20 倍に濃縮したものを冷蔵庫に保管し、調整槽で希釈した後、反応槽に投入した。処理水の排出は電磁弁を用いた。センサーは測温抵抗体、DO 計、ORP 計、pH 計を設置し、機器の制御はパソコンで行った。

(2) 実験条件

1 サイクル6時間の嫌気-好気処理を行い、滞留時間を 24 時間として、1 サイクルで 25 L の処理水を排出する運転を行った。1 サイクルは攪拌工程 2 時間、曝気工程 3 時間、沈殿工程 30 分、排出工程 30 分とした。原水はサイクル開始直後から 1 時間の間に 25 L を投入した。曝気工程では溶存酸素濃度を 2.5mg/L に制御した。SRT は 20 日として、汚泥を 1 サイクル当り 1.25L 引き抜き、水温は 20℃ に制御した。水質分析試料として汚泥混合液を 0.45 μm のメンブレンフィルターでろ過したものを用いた。

表-1 人工下水の成分と水質	
人工下水成分	濃度(mg/L)
Glucose	140
PolyPepton	140
KH ₂ PO ₄	25
NaCl	100
NaHCO ₃	150
(NH ₄) ₂ SO ₄	70
水質	
水質	濃度(mg/L)
BOD	200
TOC	120
T-N	36
T-P	6

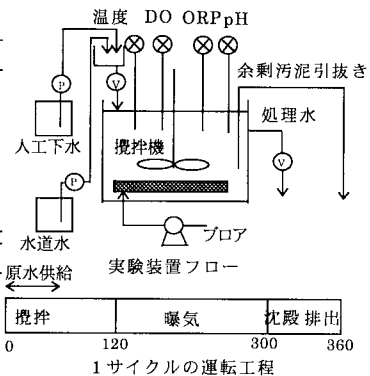


図-3 回分式実験装置概要

4. 実験結果及び計算結果と考察

(1) IAWQ Model No.2 の定数で計算

計算は IAWQ Model No.2 を基にして行い、回分式活性汚泥法の沈殿工程と排出工程のモデル化は行わなかった。

図-4 は前記実験条件で約1ヶ月間運転を行って、反応槽内の水質変化が安定している状態(定常状態)における、1サイクル中の槽内の水質変化(プロット)と計算結果(実線)である。計算に使用した化学量論係数と動力学定数は、IAWQ Model No.2 の標準値を使用した。人工下水の有機物のうちグルコースを発酵可能基質、ペプトンを加水分解性基質として計算した。サイクル初期値として、水質濃度は実験結果から与え、菌体濃度はその初期値が汚泥引抜きを考慮した後の濃度と一致する値を使用した。全体に実験結果の傾向と一致する計算結果が得られた。

(2) 定数を変更した結果

本実験で用いた原水は実下水ではなく人工下水のため、窒素含有量などが異なる。そこで、次に実験結果とより一致させる目的で定数の一部を表2のように変更した。定数を変更後の計算結果を図-5に示す。特にアンモニア性窒素と硝酸性窒素の変化は実験結果と良く一致している。

実験結果と異なる点は、溶解性有機物濃度の変化と $PO_4\text{-P}$ の変化である。溶解性有機物の増減は発酵産物と発酵可能基質の増減に対応していることから、有機物の変化を再現するためには従属栄養細菌による有機物の貯蔵や微生物代謝産物の生成などを考慮したモデルへの改良が必要と考える。 $PO_4\text{-P}$ 濃度はサイクル開始直後の攪拌工程で、硝酸性窒素存在時にゼロであった(約30分間)。この間、原水流入による $PO_4\text{-P}$ 濃度の上昇が見られなかったことから、脱リン細菌の脱窒に伴うリン吸収の可能性が考えられる。

そこで、図-5の点線が脱リン細菌に脱窒能を付加したモデルで計算した結果である。定数は脱窒能を付加しないモデルと同一である。有機物、窒素の変化は脱リン細菌の脱窒能の有無で大きな違いは見られなかった。脱リン細菌が脱窒能を有するモデルを用いたことで、硝酸性窒素存在時にリン濃度の上昇は抑えられ、硝酸性窒素存在時のリンの挙動を実験結果と同じように計算できた。

(3) 初期硝酸性窒素濃度を10 mg/L に変更した実験結果

図-6は、定常状態で観測された硝酸性窒素存在時のリン放出抑制を確認するために、初期状態を変更した実験の結果である。この実験は定常状態の運転を行っている間に、1サイクルだけ初期の $NO_3\text{-N}$ 濃度を10mg/Lになるように、反応槽に硝酸ナトリウムを添加した。図-6に、反応槽中の水質変化をプロットで、計算結果を実線で示した。この実験を行った時点では、リンの除去が完全でない状態であったため、初期にリン濃度が約1.4mg/L 残存していた。 $PO_4\text{-P}$ の変化を見ると、硝酸性窒素が存在する間は、やはり $PO_4\text{-P}$ の放

表-2 IAWQ Model No.2 から変更した定数

化学量論係数	
発酵可能有機物の窒素含有量	(0.03→0.0382[gN/gCOD])
加水分解可能有機物の窒素含有量	(0.04→0.0875[gN/gCOD])
バイオマス中の窒素含有量	(0.07→0.0875[gN/gCODcell])
動力学定数	
従属栄養細菌の死滅係数	(0.4→0.15[day ⁻¹])
従属栄養細菌の酸素飽和定数	(0.2→0.5[gO ₂ /m ³])
最大発酵速度定数	(3→5[gCOD/(gCOD/day)])
脱リン細菌の PHA 飽和定数	(0.01→0.05[gPHA/gPAO])

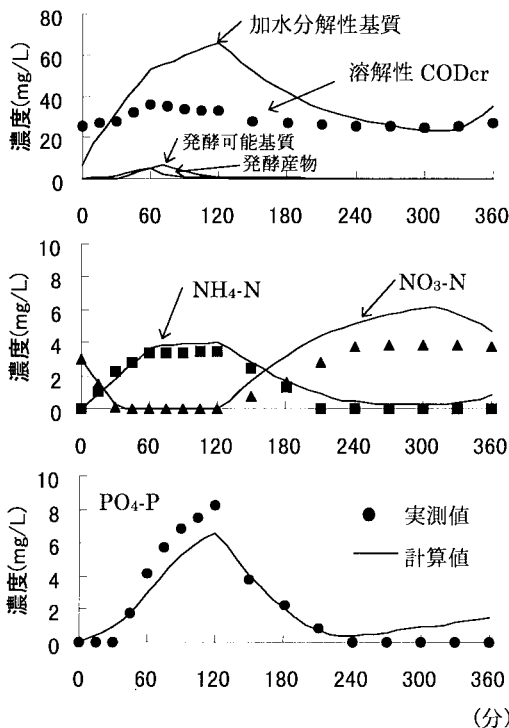


図-4 定常状態の1サイクル中の水質変化とシミュレーション結果 (Model No.2の定数)

出は見られず、 $PO_4\text{-P}$ 濃度の増加は流入水由来と考えられわずかである。 $PO_4\text{-P}$ の放出は脱窒が終了する 105 分まで起こらず、120 分までの 15 分間で、わずかに $PO_4\text{-P}$ の放出が起こっている。その後の曝気工程では $PO_4\text{-P}$ の吸収があり、初期の $PO_4\text{-P}$ 濃度よりも低い値になったが、リン濃度がゼロにならなかった。

計算には初期の硝酸性窒素濃度とリン濃度の値だけを変更し、その他の初期条件は、定常状態 (図-4) の計算と同じものを使用した。 $NH_4\text{-N}$ と $NO_3\text{-N}$ の変化は、実験と良く一致した結果になった。しかし、 $PO_4\text{-P}$ については実験結果を的確には再現できなかった。脱リン細菌に脱窒能が無いモデルの場合、硝酸性窒素存在時にはリンを吸収しないため、嫌気状態でのリンの変化は実験値と一致している。しかし、曝気工程ではリンの吸収が多すぎ反応槽内のリン濃度はゼロになった。脱リン細菌に脱窒能を持たせたモデル計算では、硝酸性窒素存在時に脱窒に伴いリンの吸収が起こり、結果的にリン濃度が減少し過ぎてしまい、実験結果を再現できなかった。この実験結果との相違は、脱リンが良好に進んでいたケース (図-4) での初期値を用いたことと関連していると考えられる。すなわち、曝気工程 (脱窒能無し) や硝酸塩存在時 (脱窒能有り) での過剰なリン吸収は、脱リン細菌の PHA 貯蔵量に深く係っており、脱リン現象を的確に表現するためには脱リン細菌の PHA 貯蔵や脱窒速度を再評価する必要があると考える。

5. まとめ

IAWQ Model No.2 で、回分式活性汚泥法による 1 サイクルの水質変化を若干の定数の変更で表現できた。さらに、脱リン細菌に脱窒能を付加したモデルでは、硝酸性窒素存在時のリン吸収を表現できたが、初期の硝酸性窒素濃度を変更した実験結果については、そのままの定数では対応できなかった。

今後はさらに、実際の処理場のデータを用いてパラメーターの同定やモデルの改良を進めていきたい。

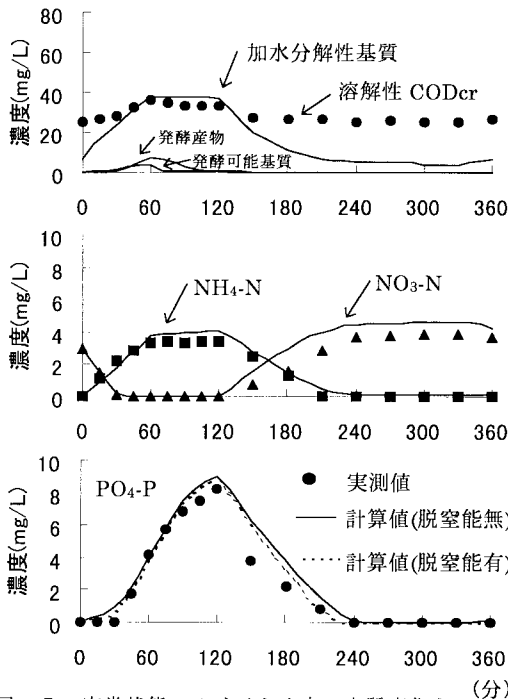


図-5 定常状態の 1 サイクル中の水質変化とシミュレーション結果 (定数の変更有)

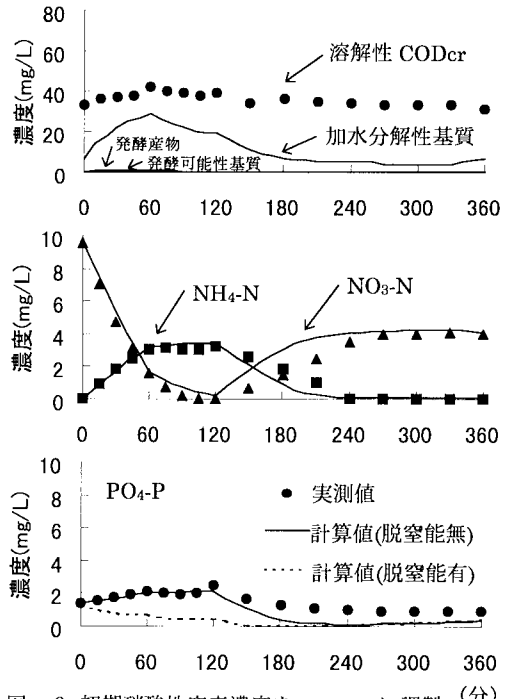


図-6 初期硝酸性窒素濃度を 10mg/L に調整した 1 サイクルの水質変化とシミュレーション結果

<参考文献>

- 1) Henze, M., et al.: Activated Sludge Model No.1. IAWPRC Scientific and Technical Reports No.1, (1987).
- 2) Henze, M., et al.: Activated Sludge Model No.2. IAWQ Scientific and Technical Report No.3, (1995).
- 3) 古米弘明: 回分式活性汚泥法におけるリン挙動の数値モデルによる評価, 第 30 回水環境学会講演集 (1996).