

<論文>

**窒素・リンの除去率向上と汚泥削減を両立させる
初沈汚泥投入型活性汚泥法の評価方法****Estimate Method of Primary Sludge Dosing for the Improvement of Nutrients Removal and Reduction of Wasted Sludge in the Advanced Activated Sludge Process**武本剛^{*}, 隅倉みさき^{*}, 渡辺昭二^{*}, 木村文智^{**}, 原直樹^{**}^{*}(株)日立製作所 電力・電機開発研究所^{**}(株)日立製作所 情報制御システム事業部Takeshi Takemoto, Misaki Sumikura, Syouji Watanabe, Bunchi Kimura, Naoki Hara
Hitachi, Ltd.

abstract

Utilization of primary sludge that settles in the primary sedimentation tank as carbon source for biological nutrient removal is expected to raise nutrient removal efficiency and to reduce waste sludge simultaneously. For the control of primary sludge dosing, optimal dosing ratio was investigated with an activated sludge process simulator which incorporated primary sludge decomposition model proposed in this study. Laboratory-scale experiments and simulation results indicated that cost merit could be acquired by the primary sludge dosing as well as better treated water quality.

Key Words: primary sludge, simulator, biological nitrogen and phosphorus removal

1. はじめに

第5次水質総量規制が導入され下水処理場では窒素・リンの除去率を向上する必要がある。また、環境負荷及びコストの低減に加え、最終処分場の残余年数減少により下水処理場から排出される汚泥の削減も求められている。

活性汚泥による生物学的窒素・リン除去法には有機物が必要であり、メタノールや汚泥を酸発酵させ生成した有機酸などを有機物源として添加することによって除去率を向上させる方式が検討されている¹⁾。他方、最初沈殿池で発生する初沈汚泥は有機物を多く含むため、窒素・リンの除去率を向上するための有機物源として利用できる。また、曝気槽に投入された初沈汚泥は活性汚泥により分解され、水処理施設での発生汚泥量の削減が期待できる。

筆者らは窒素・リンの除去率向上と汚泥の削減を両立する方式として、最初沈殿池で発生した初沈汚泥の一部を曝気槽に投入する初沈汚泥投入方式に着目した。これまでの初沈汚泥投入方式は主にリン除去率の向上を目的に行われている²⁾³⁾。初沈汚泥投入方式は生物学的リン除去能力が増加し除去率が向上すると共に、降雨による流入条件の変動に対し除去率を安定できることが報告されている²⁾。これまでの初沈汚泥投入方式は初沈汚泥を一定流量で投入しており、投入制御方式が確立されていなかった³⁾。このため、筆者らは窒素除去を対象に初沈汚泥の固形分を指標とした制御方式を提案し、提案制御方式の効果を検証した⁴⁾。さらに、初沈汚泥投入方式の運転支援や設計支援するには水質の制御方式に加え、汚泥削減量と処理水質を評価できる手段が必要である。評価手段には活性汚泥による生物反応モデルを用いたシミュレータが有効と考えた。筆者らは有機物の指標を国内の処理場で一般的に測定されているBODとしたBODベースの活性汚泥モデルを構築した⁵⁾⁶⁾。本モデルの妥当性は実下水を用いた実験装置や実プラントで検証した⁷⁾⁸⁾。

今回、初沈汚泥投入方式の運転支援や設計支援を目的に、初沈汚泥を投入したときの汚泥削減量と処理水質を評価できるシミュレータを開発した。初沈汚泥は流入水と組成が大きく異なり、従来モデルのままでは汚泥削減量と処理水質を評価できないため、初沈汚泥の分解反応をモデル化し、シミュレータに組み込んだ。本報では改良したシミュレータにより、汚泥削減量と処理水質の観点からみた適正投入量の検討結果を報告する。

2. 汚泥削減量と処理水質を評価するための課題

水処理施設での汚泥削減量は初沈汚泥の投入量と余剰汚泥の増加量との差分からなる。この量の評価には初沈汚泥投入時の余剰汚泥の増加量を把握する必要がある。余剰汚泥の増加量は初沈汚泥を有機物源として増殖した微生物量と、反応槽内に残留した未分解の初沈汚泥量で求められる。また、処理水質の評価には初沈汚泥投入により供給された有機物量と、反応槽内の活性汚泥量を把握する必要がある。

初沈汚泥を投入すると、初沈汚泥は活性汚泥によって分解され、溶出した有機物が窒素・リンの除去と活性汚泥の増殖に利用される。したがって、汚泥削減量と処理水質の評価には初沈汚泥の分解量を求める必要がある。そこで、分解量を求めるために生物反応槽内の固形分を採取し、活性汚泥の微生物と未分解の初沈汚泥の定量化を試みた。しかし、両者の組成や比重に明確な違いを見出せなかったため、実験的に分解量を定量化することは困難であった。このため、今回は活性汚泥モデルを用いたシミュレータに後述する初沈汚泥の分解反応モデルを組み込んで分解反応速度式から分解量を把握することを試みた。

3. シミュレータの概要

3.1 シミュレータの構成

シミュレータの構成を Fig. 1 に示す。シミュレータは生物反応槽と最終沈殿池からなるプロセスを対象とする。水量や水質などの流入条件と、施設構造と、DO や返送汚泥量などの運転条件が入力となる。計算条件として反応槽の寸法や分割数、嫌気条件、好気条件、循環の有無、ステップ流入の位置を設定できるため、標準活性汚泥法、嫌気-好気法、嫌気-無酸素-好気法、ステップ流入法などの様々な処理方式に対応できる。シミュレータには活性汚泥モデルや輸送モデルなどが実装されており、有機物、窒素、リンなどの水質、活性汚泥量、風量などを算出できる。

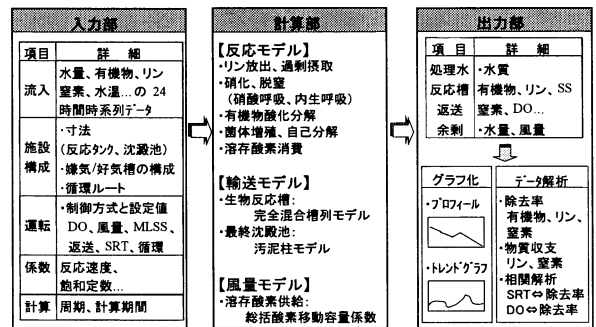


Fig.1 シミュレータの構成

3.2 活性汚泥モデル

活性汚泥モデルの一例には 1987 年に当時の IAWPRC (現 IWA) から提案された活性汚泥モデル No.1 があり、これまでにモデルの改良が継続して行われている⁹⁾。これらの活性汚泥モデルを基にシミュレータを構築し、活性汚泥プロセスの挙動や現象を解析した報告¹⁰⁾がある。しかし、IWA 活性汚泥モデルを国内の下水処理場へ適用する場合、COD_{Cr} など通常測定されていない水質項目を含むことが課題として挙げられる。そのため、過去に蓄積した水質試験データを有効に利用できないことやモデル適用のための水質分析作業が必要になることが適用上の障害になる。筆者らは有機物の指標を国内の処理場で一般的に測定されている BOD とした BOD ベースの活性汚泥モデルを構築した⁵⁾⁶⁾。本モデルも IWA 活性汚泥モデル⁴⁾と同様に、反応の進行に伴う物質の形状変化の定量的な関係すなわち化学量論と、その反応の速度式から構成している。本モデルは有機物として難分解性有機物と易分解性有機物を対象とし、BOD の分析値から定義した。本モデルで扱う物質の一覧と流入水の分画方法を Tab. 1 に示す。溶解性 BOD₅ の値は採取した試料をろ紙 5 種 C でろ過したろ液の分析値とした。本モデルは Tab. 1 の方法で流入水を分画することにより、特別な水質分析作業を必要とせず適用できる。

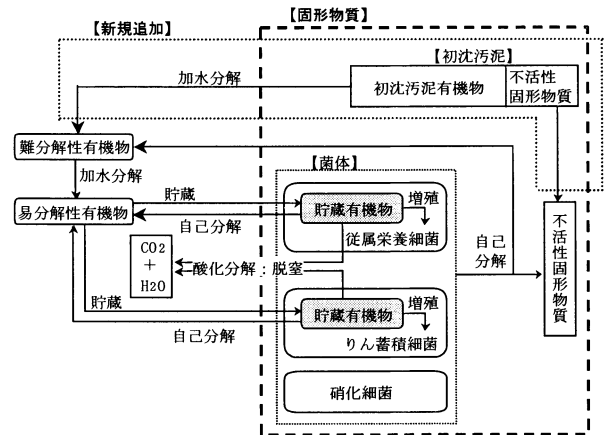


Fig.2 有機物の状態遷移フロー

本モデルの微生物は NH₄-N を硝化する硝化細菌、ポリリン酸の貯蔵機能を有するりん蓄積細菌、残りの菌体を従属栄養細菌と定義した。反応プロセスの一覧を Tab. 2 に示す。従属栄養細菌とりん蓄積細菌には有機物を蓄積する

能力と脱窒する能力を設けた。Fig. 2には有機物の状態遷移フローを示す。難分解性有機物は従属栄養細菌により易分解性有機物に加水分解される。易分解性有機物は従属栄養細菌とりん蓄積細菌に貯蔵される。貯蔵有機物は菌体の増殖と脱窒反応に消費される。菌体が自己分解すると、菌体の有機物成分は難分解性有機物と不活性有機物を生成する。なお、貯蔵有機物は易分解性有機物を生成すると定義した。

Tab.1 対象物質と流入水の分画方法

対象物質		流入水の分画方法	
溶解成分	S _s	易分解性有機物	溶解性BOD ₅ 分析値
	S _h	難分解性有機物	BOD ₅ 分析値-S _s
	SNH ₄	アンモニア性窒素	NH ₄ -N分析値
	SN ₀₃	硝酸性窒素	NO ₃ -N分析値
	SND	有機性窒素	T-N分析値-SNH ₄ -SN ₀₃
	SPO ₄	溶解性リン	PO ₄ -P分析値
	SO ₂	溶存酸素	DO分析値
	SALK	アルカリ度	アルカリ度分析値
固形成分	X _h	従属栄養細菌	0
	XSTO	X _h の貯蔵有機物	0
	XPAO	リン蓄積細菌	0
	XPHA	XPAOの貯蔵有機物	0
	XPP	ポリリン酸	0
	X _A	硝化細菌	0
	X _I	不活性固形物質	SS分析値

Tab.2 反応プロセス

No	反応プロセス
【従属栄養細菌】	
1	易分解性有機物の貯蔵
2	好氣的増殖
3	好氣的自己分解
4	無酸素的増殖(硝酸脱窒)
5	無酸素的自己分解(内生脱窒)
【りん蓄積細菌】	
6	ポリリン酸の加水分解
7	好氣的増殖
8	好氣的自己分解
9	無酸素的増殖(硝酸脱窒)
【硝化細菌】	
10	好氣的増殖
11	好氣的自己分解
【その他】	
12	有機性窒素のアンモニア化
13	難分解性有機物の加水分解

3.3 初沈汚泥分解反応モデルの検討

初沈汚泥を投入したときの汚泥削減量と処理水質を評価するために初沈汚泥を投入する条件でシミュレーションすると、計算値は実測値よりも除去率が低下する結果となった。排除方式が分流式、処理方式が標準活性汚泥法、処理水量が約10万m³/dの実プラントから採取した初沈汚泥を分析した結果、BODが5000~10000mg/L、溶解性BODが200~500mg/L、T-Sが0.5~2%であった。初沈汚泥をTab.1に基づいて分画すると、通常の流入水に比べ不活性固形物質が多くなり、不活性固形物質が曝気槽で蓄積したことが除去率低下の原因であった。初沈汚泥のT-Sを全て不活性固形物質に設定することが原因と考え、初沈汚泥の固形物質の分解反応モデルを新たに追加することにした。

初沈汚泥の分解反応モデルは、1) 初沈汚泥の固形物質に分解可能な固形物質を追加する、2) 分解可能な固形物質は通常行われている分析項目から分画することとした。

初沈汚泥の固形物質を分析したところ約80%が強熱減量であった。強熱減量は有機物質量の目安となるため、強熱減量分は分解性固形分であると考えた。また、強熱残留物は無機物質量の目安となるため、分解できない不活性固形物質であると考えた。これらより、初沈汚泥の強熱減量の分析値を分解可能な初沈汚泥有機物(X_r)、強熱残留物の分析値を不活性固形物(X_i)と分画することにした。MLSSは従属栄養細菌、りん蓄積細菌、硝化細菌、初沈汚泥有機物、不活性固形物質の合計となる。また、初沈汚泥有機物は加水分解で難分解性有機物を生成すると仮定した。難分解性有機物の生成量は初沈汚泥有機物に対し一定の比率(i_{cr})で生成する。さらに、初沈汚泥有機物の加水分解は従属栄養細菌により進行すると仮定した。初沈汚泥の状態遷移をFig.2に併せて示した。

これらの仮定に基づいて初沈汚泥の分解反応モデルを構築した。加水分解は従属栄養細菌による反応なので一般的な生物反応と見なし、初沈汚泥の分解反応速度式はMonod型で表現した。初沈汚泥分解反応の化学量論関係と反応速度式をTab.3に示す。各係数は後述の基礎実験を基にチューニングして求めた。

Tab.3 初沈汚泥分解反応の化学量論関係と反応速度式

反応プロセス	化学量論関係		反応速度式
	Sh	Xr	
初沈汚泥有機物の加水分解	i _{cr}	-1	$q_r \left(\frac{X_r}{K_r + X_r} \right) X_h$

- i_{cr}: 初沈汚泥有機物の難分解性有機物生成量 [g-Sh/g-Xr]
- q_r: 初沈汚泥有機物の加水分解速度 [g-Xr/g-XH/d]
- K_r: 初沈汚泥有機物の飽和定数 [mg-Xr/L]
- X_h: 従属栄養細菌 [mg-Xh/L]
- X_r: 初沈汚泥有機物 [mg-Xr/L]
- S_h: 難分解性有機物[mg/L]

4. 初沈汚泥分解反応モデル化のための基礎実験

4.1 実験方法及び条件

初沈汚泥の分解反応速度式の係数を決定するための基礎実験として初沈汚泥を連続投入する実験を行った。実験に用いた装置を Fig. 3 に示す。装置は有効容積 216L の生物反応槽と 142L の沈殿池を有する。流入下水には実処理場の最初沈殿池流出水を用いた。生物反応槽は 8 槽に分割し、嫌気槽が 1 槽と無酸素槽が 2 槽及び好気槽を 5 槽とする 2 段嫌気-好気法 (AOAO 法) とした。1 槽当りの寸法は幅 23cm, 長さ 27cm, 水深 43.5cm である。前段好気槽の 4 槽目に DO 計を設置し、3 槽及び 4 槽目の空気量調節により DO を制御した。主な実験条件を Tab. 4 に示す。流入水量は 18L/h で一定とし、MLSS は 3000mg/L を目標として余剰汚泥量を調節した。

装置は同型の反応槽を 2 系列備え、1 系列は初沈汚泥を無酸素槽へ連続投入する投入系、他方は対照として比較するため初沈汚泥を投入しない無投入系とした。初沈汚泥は排除方式が分流式、処理方式が標準活性汚泥法、処理水量が約 10 万 m³/日の実プラントから採取し、初沈汚泥 SS 濃度を約 20,000mg/L に調整した。初沈汚泥投入量 (流入水流量比。以下、投入量) を 0.5% 刻みで 2.0% まで 5 段階に変化させた。今回用いた初沈汚泥の強熱残留物は約 13% であった。処理水水質と余剰汚泥量が安定に達した後に、流入水、各曝気槽、処理水の水質の精密試験と余剰汚泥排出量を測定し、この結果を各投入条件での定常データとした。NH₄-N, NO₃-N 及び PO₄-P はイオンクロマトグラフ (島津製作所製 SCL-10Avp) で、BOD, T-N, T-P 及び SS は下水試験法に準拠して測定した。

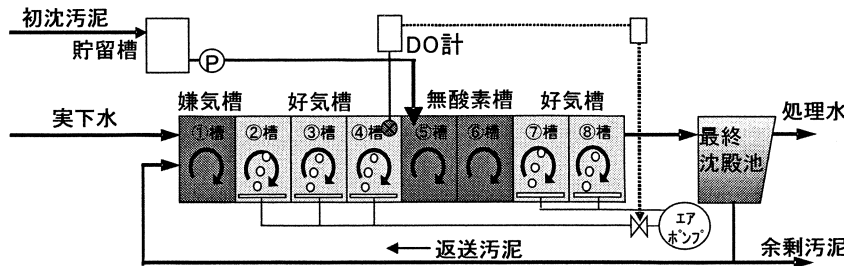


Fig.3 実験装置

Tab.4 実験条件

反応槽容積	216L	
終沈容積	142L	
流入水量	18L/h	
HRT	12h	
流入水	BOD	平均162mg/L
	T-N	平均 33mg/L
	T-P	平均 3.1mg/L
返送率	50%	
MLSS	2970~3290mg/L	
DO目標値	1.5mg/L	
水温	21~23℃	

4.2 実験結果

(1) 処理水水質

BOD, T-N 及び T-P の除去率を Fig. 4 に、流入水と処理水の T-N と T-P の経時変化を Fig. 5 に示す。除去率は流入水質と処理水質の定常データから算出した。なお、投入量 0%は無投入系の全データの平均から求めた。処理水の T-N と T-P は投入量の増加に伴い減少し、除去率が向上した。T-P は投入量が 1.0% 以上で除去率が 90% に達し、さらに処理水質も安定した。初沈汚泥を投入すると窒素、りん の除去に効果があることを確認できた。なお、処理水の BOD は全期間を通じ無投入系と同様に 5 mg/L 以下で推移し、初沈汚泥の投入による処理水の BOD への影響は認められなかった。

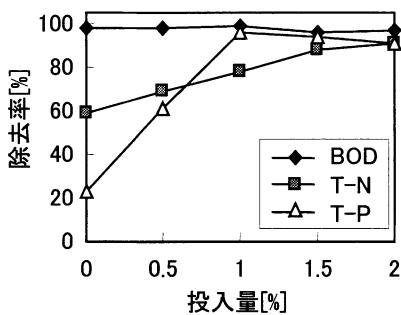


Fig.4 投入量と除去率の関係

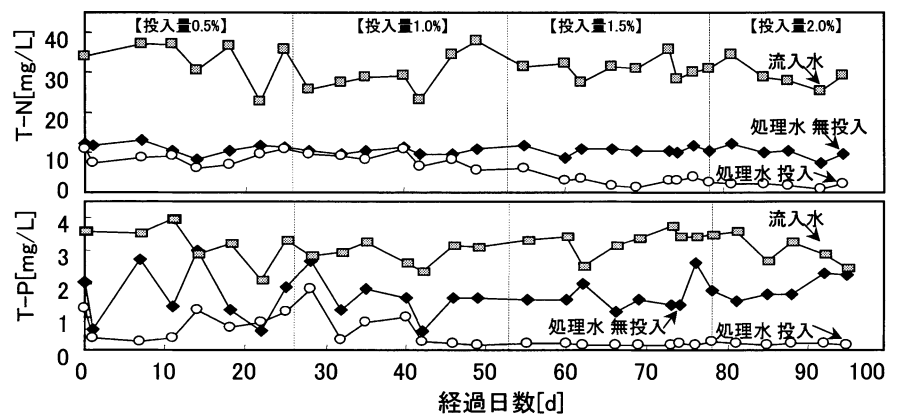


Fig.5 流入水と処理水の窒素・りん の経時変化

(2) 発生汚泥量

反応槽内の MLSS を一定に維持する条件では、投入量の増加に伴い余剰汚泥が増加した。初沈汚泥と余剰汚泥を合計した水処理施設からの発生汚泥量を試算するために、初沈汚泥の発生量を次のように設定した。初沈汚泥の発生量は初沈汚泥を採取した下水処理場の下水道統計を元に求めたところ、流入水量の 0.047% (TS 基準) であった。なお、この下水処理場は汚泥処理施設を持ち、返流水が最初沈殿池の前段に流入している。今回の試算では初沈汚泥の発生量を流入水量の 0.05% とし 217g/d (投入量 2.5% に相当) と設定した。投入量 2% では初沈汚泥の発生量の 80% を投入したことになる。投入量と発生汚泥量の関係を Fig. 6 に示す。余剰汚泥量は実測値を用い、初沈汚泥量は 217g/d から投入した分を差し引いた値とした。無投入の余剰汚泥量に初沈汚泥の 217g/d を加えた汚泥量を水処理施設からの汚泥発生量とし、その値を 100% とした。初沈汚泥を投入すると余剰汚泥は増加するが、初沈汚泥が投入分だけ減少し、投入量を増加させると発生汚泥量は削減された。投入量 2% で発生汚泥量は約 20% 削減される結果を得た。

無投入時の余剰汚泥量が低いのは MLSS を 3000mg/L に維持したため SRT が 52 d と長く自己分解が進んだためと考えられる。初沈汚泥を投入すると余剰汚泥量が増加するため SRT は低下し、投入量 2% で 5d となった。

5. シミュレーション結果及び考察

シミュレーションは Fig. 3 に示した生物反応槽と最終沈殿池からなるプロセスを対象とした。シミュレーションの流入条件及び運転条件は上述の基礎実験の各 run と同じ条件とした。係数のチューニングは処理水質、反応槽内の水質、汚泥量を考慮し計算値が定常での精密試験の実測値を再現できるように値を設定した。このため、シミュレーションによる解析結果は各運転条件の定常値を表している。

5.1 係数のチューニング

初沈汚泥分解速度式の係数を求めるため、初沈汚泥分解速度式以外の係数を、初沈汚泥を投入しない無投入の実測値を再現できるように設定した (後述の Fig. 11 無投入の計算値)。次に、初沈汚泥を投入する条件で初沈汚泥分解速度式の係数を設定した。係数は無投入から投入量 2% の全ての条件で同じにした。初沈汚泥の分解速度の係数は加水分解速度 (q_r) を $0.15d^{-1}$ 、初沈汚泥有機物の飽和定数 (K_r) を 50mg/L、初沈汚泥有機物の BOD 生成量 (ic_r) を $0.45g-BOD/g-X_r$ と設定した。これらの係数で汚泥量、処理水質及び槽内水質を試算した。

5.2 固形分

余剰汚泥量を実測値と一致させ MLSS を計算値と実測値で比較した結果を Fig. 7 に示す。MLSS の計算値は実測値と比べ 200mg/L 以内の差で再現できた。汚泥の収支が実測値と計算値とでほぼ一致しており、本シミュレータで初沈汚泥の分解量が求められ、汚泥の削減量を評価できるものと見なした。

本シミュレータにより投入量と初沈汚泥有機物の分解率の関係を試算した。分解率は初沈汚泥有機物の投入量の実測値と余剰汚泥として排出される計算値から算出した。Fig. 8 に示すように、0.5% 投入ではほぼ分解率 100% であるが、投入量の増加に伴い分解率は低下し、投入量 2% では 81 に低下する試算結果を得た。投入量が増加すると投入された 5 槽目から最終沈殿池の間では分解しきれず、返送汚泥と共に未分解の初沈汚泥が循環し、槽内に滞留する結果を得た。このため、汚泥が滞留するため嫌気槽でも有機物が供給される結果を得た。

投入量と活性汚泥の比率の関係を Fig. 9 に示す。活性汚泥の比率は曝気槽の全固形物質に対する活性汚泥の比率である。投入量 0% では約 95% が活性汚泥で、残りの 5% が不活性固形物質である。投入量が増加すると未分解の初沈汚泥が増加するため、活性汚泥の比率が低下する試算結果となった。活性汚泥の比率が低下すると、初沈汚泥の分解量が減少し、汚泥削減量が低下すると考えられる。したがって、窒素・りんの除去率や汚泥削減量を増加を目的とする場合には初沈汚泥の投入量に適正值がある。

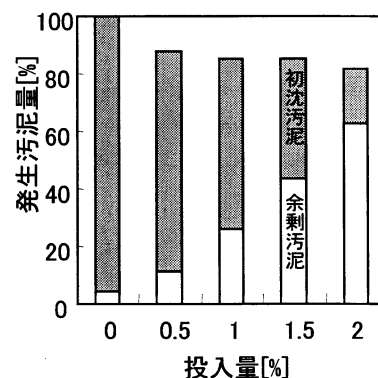


Fig.6 投入量と発生汚泥量の関係

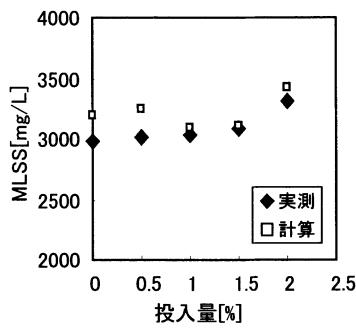


Fig.7 MLSSの実測値と計算値との比較

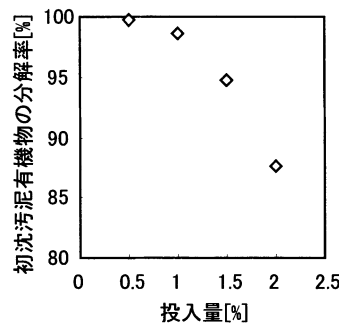


Fig.8 投入量と初沈汚泥有機物の分解率の関係

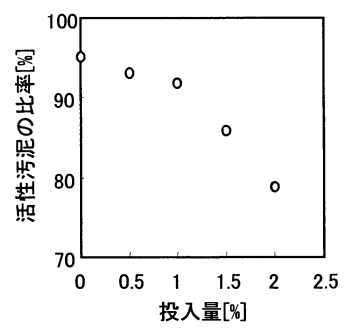


Fig.9 投入量と活性汚泥の比率の関係

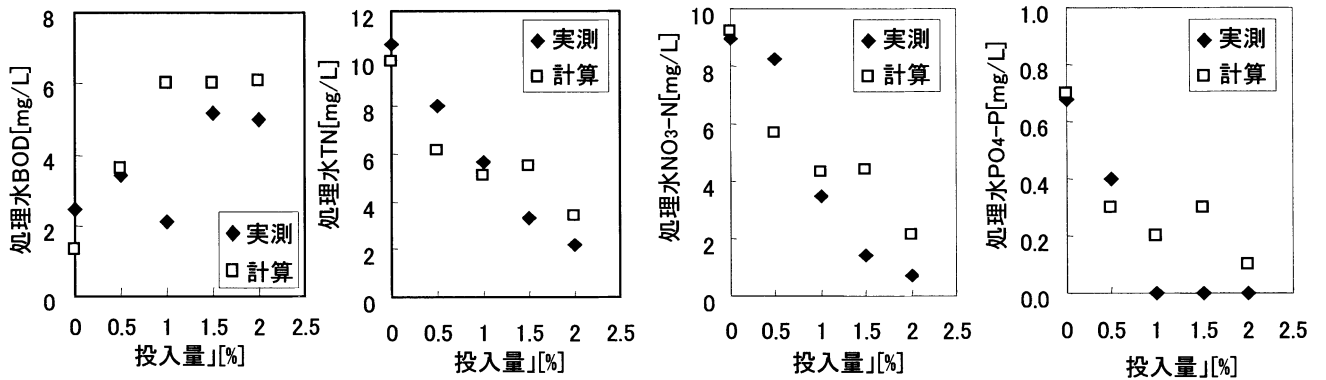


Fig.10 処理水の実測値と計算値との比較

5.3 処理水質

処理水の BOD, T-N, NO₃-N, PO₄-P の計算値と実測値を比較した結果を Fig. 10 に示す。BOD の計算値は投入量の増加に伴い 5mg/L 程度増加し、実測値と同じ傾向が得られた。T-N, NO₃-N 及び PO₄-P の計算値は投入量の増加に伴い低下し、実測値を再現できた。初沈汚泥の分解反応モデルを組み込んだ本シミュレータによって、初沈汚泥投入時の処理水質の傾向が予測でき、適正な投入量を評価するための精度が得られたと見なした。

5.4 槽内水質

無投入と投入量 1% の槽内水質の計算値と実測値を比較した結果を Fig. 11 に示す。BOD は 1 槽目と 2 槽目で大部分が除去されており、計算値は実測値をほぼ再現できた。5 槽目に初沈汚泥を投入しているが計算値、実測値とも BOD の増加は見られない。

NH₄-N は 4 槽目までに除去されており計算値が実測値を再現できた。NO₃-N は投入量 1% が 5 槽目で 3.3mg/L の差が生じたが、傾向は再現できた。投入量が増加すると、1) 余剰汚泥が増加して SRT が低下する、2) 未分解の初沈汚泥が滞留し

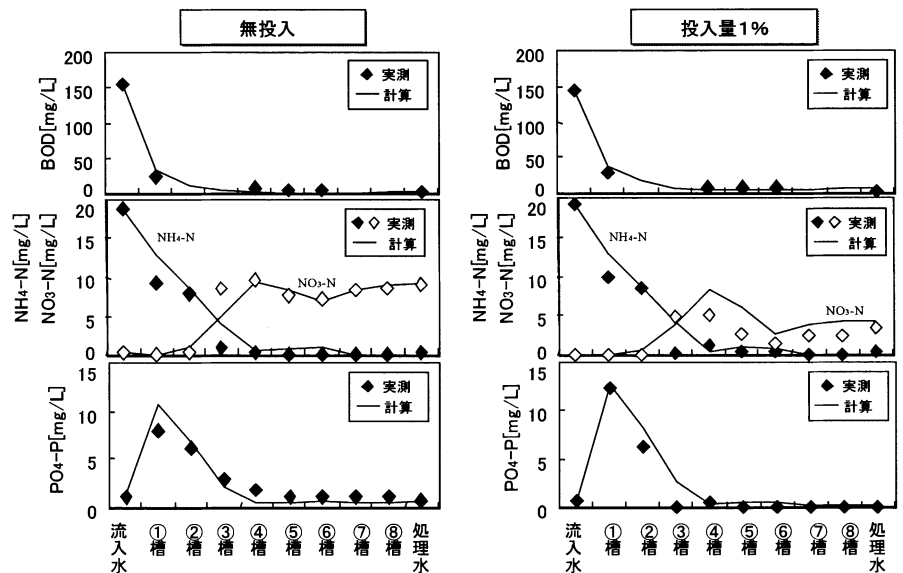


Fig.11 反応槽内水質の実測値と計算値との比較

て活性汚泥の比率が低下することにより、活性汚泥中の硝化細菌の比率が無投入で1.4%から投入量2%で1.0%に減少する計算結果となった。そのため、投入量の増加に伴い硝化量が減少し、4槽目のNO₃-Nが低下したと考えられる。NH₄-Nは投入量の増加により硝化反応による除去量が低下するが、微生物の増殖に伴い除去される量が増加するため、投入量が増加しても4槽目で1mg/L以下になり、見かけの除去量は変化してない。

P04-Pは無投入と投入量1%で計算値と実測値の傾向が一致した。今回の実験では初沈汚泥を無酸素槽(5槽目)に投入したが、投入量1%で嫌気槽(1槽目)のりん濃度が増加した。計算値では投入量が増加すると未分解の初沈汚泥が返送汚泥と共に循環する。投入量1%では嫌気槽の固形分中に占める初沈汚泥有機物の割合が0.8%となり、初沈汚泥有機物の加水分解により嫌気槽でのBODの供給量が無投入に比べ107%に増加する結果が得られた。Fig. 5で処理水のT-Pが投入量1.0%以上で安定したのは、初沈汚泥からBODが供給され、流入水のBODの変動に関わらず嫌気槽でのりんの放出反応が安定したためと考えられる。このため、初沈汚泥は嫌気槽に投入しなくても初沈汚泥が循環するため、りん除去を向上できることが分かった。

5.5 シミュレータによる初沈汚泥適正投入量の検討

上述のように本シミュレータで汚泥削減量と処理水質が再現できた。今回の実験ではMLSSを約3000mg/Lとしたが、投入量と同じでもMLSS濃度ごとにSRTが変化するために初沈汚泥の分解量が変化し、処理水質や汚泥削減量に影響を及ぼすと考えられる。そこで、本シミュレータを用いてMLSSを1500から3000mg/Lの範囲で一定条件としたときの汚泥削減量と処理水のT-Nを試算した。汚泥削減量の評価はFig. 6と同様に初沈汚泥の発生量が流入水量の0.05%と仮定して計算した。また、初沈汚泥のSS濃度は20100mg/Lとした。投入量と汚泥削減率の関係をFig. 12に、処理水T-Nとの関係をFig. 13に示す。汚泥削減率はMLSSが高い程増加し、MLSSが1500mg/Lのケースでは最大10%であるのに対し、3000mg/Lで20%削減できる試算結果を得た。

処理水T-NはMLSSが高い程低下し、MLSSが1500mg/Lで8mg/Lに対し、3000mg/Lでは4mg/Lまで除去できる結果を得た。また、汚泥削減率、処理水T-Nとも投入量に対してピークがあることが分かった。ピークの投入量はMLSSによって異なり、MLSSが1500mg/Lで投入量0.5%、3000mg/Lで投入量1.25%となった。ピークがあるのは未分解の初沈汚泥が蓄積したため、活性汚泥の比率が低下し、初沈汚泥の分解量とT-N除去量が減少するためと考えられる。このように、初沈汚泥の分解反応モデルを組み込んだシミュレーションにより汚泥削減量と処理水質を評価できた。初沈汚泥の投入量を適正化するためにはMLSSを指標に制御すると良いことが分かった。

6. 初沈汚泥投入方式のコスト比較

初沈汚泥投入方式は窒素・りんの除去率向上に加えて発生汚泥量を削減できる。しかし、初沈汚泥投入方式は有機物負荷が増加し、必要な酸素量が増加するため、送風量の増加がコストメリットの一部を相殺する。今回は送風量の増加によるブロワの電力費と汚泥処分費を投入量1%のケースで比較した。水質や汚泥量は実験データを元に設定し、流入水量100,000m³/dの処理場を対象に試算した。

送風量すなわち所要空気量(Gs)は必要酸素量(AOR)と清水状態での酸素供給量(SOR)から求められる。必要酸素量は下水道施設計画・設計指針と解説(2001年版)に基づき、1)有機物の酸化に必要な酸素量(D_B)、2)硝化反応に必要な酸素量(D_N)、3)内生呼吸に必要な酸素量(D_P)、及び4)溶存酸素の維持に必要な酸素量(D_O)の合計とした。基礎実験では初沈汚泥の投入の有無で処理水のケルダール窒素の割合がほぼ等しく、D_OとMLSSの設定値が等しいため、今回の試算は2)から4)の酸素量は一定と考した。なお、投入量1%の流入水BODは曝気槽での初沈汚泥の

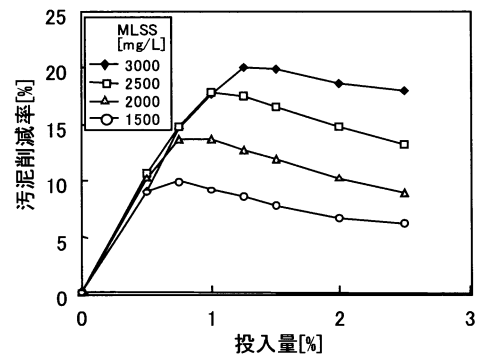


Fig.12 投入量と汚泥削減率の関係

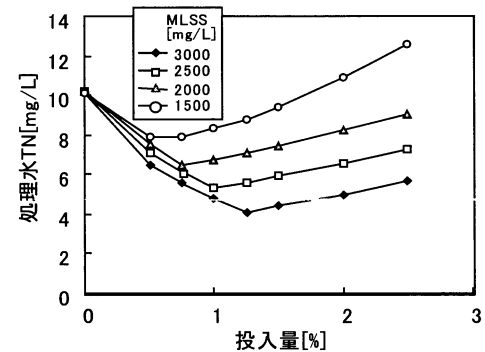


Fig.13 投入量と処理水T-Nの関係

加水分解量をシミュレータで計算し、無投入に 63.4mg/L 加算した。消費電力量は定格風量 60m³/min, 電動機出力 100kW のブロワで試算し、電力量料金は 11.55 円/kWh とした。汚泥処分費は水処理施設で発生した汚泥を全量脱水して委託処分するときの費用とし、脱水汚泥の含水率を 79%, 処分単価を 14,400 円/t¹⁾ として算出した。試算結果を Tab. 5 に示す。

投入量 1% の必要酸素量は無投入に比べ 12% 増加した。電力費に換算すると 1 日当たり 1,497 円増加した。投入量 1% の発生汚泥量 (脱水汚泥量) は無投入に比べ 17% 削減した。汚泥処理費に換算すると 1 日当たり 63,504 円削減した。電力費と汚泥処理費から比較した結果, 投入量 1% では 1 日当たり約 62,000 円削減できる試算結果を得た。

7. まとめ

初沈汚泥投入方式の運転適正化の実現に向け, 汚泥削減量と処理水質の評価できるシミュレータを開発した。シミュレータを活用して投入量を検討した。

- 1) シミュレータには活性汚泥モデルに初沈汚泥の分解反応をモデル化して組み込んだ。シミュレータは汚泥収支と, BOD, T-N の処理水質の実験値を再現でき, 汚泥の削減量と処理水質を評価できることを確認した。
- 2) MLSS を一定にする運転条件で試算した結果, 汚泥削減量, 窒素除去率ともに MLSS 濃度ごとに投入量の最適値が存在することを見出した。MLSS が 3000mg/L の場合では投入量が 1.25% で最適値となり, 汚泥を 21% 削減でき, 処理水の T-N が 4 mg/L となる試算結果を得た。
- 3) 初沈汚泥の投入量は MLSS を指標に制御すると良いことが分かった。
- 4) 初沈汚泥投入方式は電力費の増加に比べ, 汚泥処理費の削減が多いため, 全体ではコストを削減できる見通しを得た。

[参考文献]

- 1) W.K. Oldham, Barry Rabinowitz (Stantec Consulting Ltd.); Development of biological nutrient removal technology in western Canada, J. Environ. Eng. Sci. Vol.1 (2002)
- 2) 佐久間ら; 浅川処理場における A2/O 系列のりん処理対策について, 平成 15 年度東京都技術調査年報 (2003)
- 3) 佐藤明雄ら; 初沈汚泥投入によるリン除去の向上, EICA, vol.1 (1996)
- 4) 隅倉みさきら; 高度処理における初沈汚泥投入制御方式の提案, 第 41 回下水道研究発表会講演集 (2004)
- 5) 原直樹ら; A2O 法におけるりん・窒素モデルのシミュレーション評価, 第 33 回下水道研究発表会講演集 (1996)
- 6) 原直樹ら; 生物モデルによるリン・窒素除去のシミュレーション, 第 34 回下水道研究発表会講演集 (1997)
- 7) 原直樹ら; A2O 法シミュレーションの実プラントへの適用, 第 35 回下水道研究発表会講演集 (1998)
- 8) 原直樹ら; 2 段階ステップ嫌気無酸素好気法への活性汚泥モデル適用, 第 40 回下水道研究発表会講演集 (2003)
- 9) Henze, M., Gujier, W., Mino, T. and van Loosdrecht, M.; Activated Sludge Models ASM1, ASM2, ASM2d and ASM3, Scientific and Technical Report No.9, London, IWA Publishing (2000)
- 10) 古川誠司; 遺伝アルゴリズムを用いた下水処理プロセスの運転設定計画, EICA, vol.7 (2002)
- 11) 汚泥有効利用に関するデータベース (平成 14 年 3 月 31 日現在), 国土交通省都市・地域整備局下水道部
<http://www.mlit.go.jp/crd/city/sewerage/info/odeidb/00.pdf>

Tab.5 試算結果

項目	無投入	投入量1%
Db kg-O ₂ /d	890	1247
D _N kg-O ₂ /d	1039	
D _E kg-O ₂ /d	900	
D _O kg-O ₂ /d	23	
AOR kg-O ₂ /d	2852	3208
SOR kg-O ₂ /d	4224	4752
G _s m ³ /d	100759	113351
消費電力量 kWh	100.7	106.1
電力料金 ¥/kWh	11.55	
電力費 ¥/d	27914	29411
脱水汚泥量 t-wet/d	25.2	20.7
汚泥処理費 ¥/d	362,160	298,656

(受付 2004 . 5 . 10)

(受理 2004 . 6 . 18)