

(59) 実下水処理場における流入水有機成分の変動実態および
それが活性汚泥モデルシミュレーションに与える影響

Fluctuation of Influent Organic Components of Municipal Wastewater
Treatment Plants and Its Impact on ASM Simulation

糸川 浩紀*, 村上 孝雄*

Hiroki ITOKAWA*, Takao MURAKAMI*

ABSTRACT; Influent COD components defined in ASM (S_A , S_F , S_b , X_S , X_{IH} and X_I) were monitored at municipal WWTPs with three different time intervals. In addition, impact of observed influent fluctuation on ASM simulation was estimated by sensitivity analysis of each COD component, and by simulation study with various influent data preparation. Each component showed diurnal, daily, and long-term fluctuation, in terms of both concentration and fraction of total COD. S_S ($S_A + S_F$) showed the largest fluctuation, which was comparable to the previously observed S_S variation among 12 municipal WWTPs. A good correlation was shown between influent S_S and VFAs, although filtered COD analysis gave significant higher S_S estimation compared to respirometric method. X_S estimation from long-term BOD measurement compared well to that with respirometric method. According to the sensitivity analysis, influent S_A or X_S could have significant influence on simulation results within a range of observed fluctuation, especially for biological phosphorus removal. Steady state simulation with daily average influent characteristics gave a practically same output as dynamic simulation, showing the validity of model calibration with steady state data, although influent fractionation data not representing daily average state could cause inappropriate calibration/simulation.

KEYWORDS; Wastewater characterization, Sensitivity analysis, Activated sludge model.

1. はじめに

活性汚泥モデルを利用した活性汚泥プロセスのシミュレーション技術は、種々の処理プロセス・施設諸元・流入条件・運転条件について、処理水質・污泥発生量・必要酸素量などの予測を可能とするもので、これにより、従来の下水処理場の設計・維持管理手法では困難であったプロセスの挙動の定量的な予測に基づいた検討が可能になる^{1), 2)}。既に海外では、既存水処理施設のプロセス解析^{3), 4)}、限界流入負荷の確認⁵⁾およびそれを踏まえた増設計画の検討⁶⁾、水処理の高度化方法の比較検討^{7), 8)}、運転条件の最適化^{9), 10)}、制御方法の比較検討^{11), 12)}など、活性汚泥モデルの実務的な利用例が多く報告されるようになってきている。一方、我が国でも、同モデルを実務の場で利用するための方法論が活発に検討されている¹³⁾。

活性汚泥モデルとしては、国際水協会 (IWA) が公表した一連のモデル (ASM1, ASM2, ASM2d, ASM3 ; 総じて「ASM」とよぶ)¹⁴⁾が広く利用されているが、これらのモデルでは、有機物を活性汚泥プロセス内での物理的な挙動 (溶解性/浮遊性) や生物による利用形態 (易分解性/遅分解性など ; 生物自体も含む) に基づいて多数の成分に分類して記述しており、シミュレーションの際に入力値として使用する流入水質についても、成分ごとに濃度を設定する必要がある。このような成分は下水処理場の通常の設計・維持管理の現場では一切把握・使用されておらず、これらを如何に簡便かつ合理的に設定するかが大きな課題となっている。

筆者らは、多数の下水処理場の反応槽流入水を対象に、ASM で使用する各種有機成分濃度を測定する実

* 日本下水道事業団技術開発部 (Research & Technology Development Division, Japan Sewage Works Agency)

態調査を実施し、各成分の濃度および総 COD_{Cr} に対する存在比（以下、単に「存在比」と表す）が処理場間で大きく異なる点を見出した^{15), 16)}。さらに、下水処理場の流入水質には一般に短・長期的な変動が見られ、ASM で使用する有機成分についても同様に変動しているものと思われる。この変動の大きさがどの程度か、あるいは各成分の濃度だけでなく存在比も変動しているのか、などの点は、ASM のキャリブレーションやシミュレーションに際して採取する流入水質データの量・質を検討する上で重要であるが、実下水処理場におけるこれら有機成分の変動状況はほとんど明らかにされていない。

このような背景から、本研究では、特定の施設における流入水中の各有機成分の変動に着目し、下水処理場4箇所においていくつかのタイムスパンでの変動状況を調査した。さらに、観測された変動の大きさを評価するために、流入水中の各有機成分濃度やその設定法がASMによるシミュレーション結果に与える影響を併せて検討した。

2. 流入水有機成分の変動実態調査

処理能力や排除方式が異なる下水処理場4箇所を対象に、反応槽流入水の有機成分組成の変化を各種タイムスパン（時間変動、週内変動、長期変動）で調べた。

(1) 調査方法

対象施設（施設A～D）の概要を表1にまとめた。各施設において月1回程度の頻度で採水を行ない、反応槽流入水（施設Aではスクリーン通過後の生下水、施設B～Dでは最初沈殿池越流水；以下、単に「流入水」と表す）を対象に、ASM で使用する各有機成分濃度を推定する操作（これを「分画」とよぶ）を行なった（長期変動調査）。また、施設A～Cでは冬季に通日調査を実施し、1日の中で定時的（4h 間隔程度）に採水した流入水について、同様に分画操作に供した（時間変動調査）。さらに、施設Cでは、時間変動調査と同時期に、1週間の流入水質変動を調べる調査も行なった（週内変動調査）。長期変動および週内変動調査で用いた流入水は、施設A・Cではオートサンプラーを用いた24hのコンポジット試料、施設B・Dでは午前9:00頃に採水したスポット試料である。

下水中の各有機成分濃度を推定する方法は多岐にわたるが¹⁷⁾、本調査では、実際の処理プロセス中での有機物の変換過程を反映しやすく使用実績も多い酸素利用速度（OUR）の測定を主体とした方法¹⁶⁾により、ASM2/2d で定義されている各有機成分（ S_A ：発酵生成物、 S_F ：発酵可能な易分解性有機物、 S_I ：溶解性不活性有機物、 X_S ：遅分解性有機物、 X_H ：従属栄養生物、 X_I ：浮遊不活性有機物）の濃度を推定した。対象処理場で採取した流入水と返送汚泥を混合して測定したOURの時間変化曲線（レスピログラム）から流入水中の S_S （易分解性有機物； $S_A + S_F$ ）を推定し、別途イオンクロマトグラフにより測定した流入水中の有機酸（酢酸、プロピオン酸）を S_A と見なして、 S_F を算出した。また、 X_S は上記レスピログラムへのカーブ・フィッティングにより推定したが、生下水を対象とした施設Aについてのみ、流入水のC-BODを長期間測定した結果から推定した¹⁶⁾。 X_H は、流入水単独（ S_S 濃度が低い場合には酢酸ナトリウムを添加）でOURを測定した時のレスピログラムから推定した。 S_I は、対象処理場の処理水（最終沈殿池越流水）の溶解性 COD_{Cr} （0.45 μm ）に等しいと見なした。 X_I は流入水の総 COD_{Cr} と他成分との差引きから算出した。

(2) 時間変動状況

施設A～Cにおける流入水有機成分濃度の時間変動状況を図1に示した。また、流入水の有機成分構成の変動状況を明確にするため、総 COD_{Cr} に対する各成分の存在比に

表1 流入水有機成分変動実態調査対象施設の概要

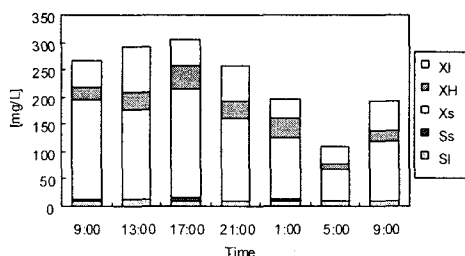
	施設A	施設B	施設C	施設D
現有処理能力 [m^3/d]	2,600	26,000	28,000	790,000
排除方式	分流	分流	分流 (一部合流)	分流 (一部合流)
処理方式 ^{*1}	OD法	標準法	A2O法	標準法
最初沈殿池	無し	有り	有り	有り
汚泥処理 ^{*2}	濃・脱	濃・消・脱	濃・脱	濃・脱・焼
採水方法 ^{*3}	C	S	C	S

^{*1} OD法：オキシデーションディッチ法、標準法：標準活性汚泥法、

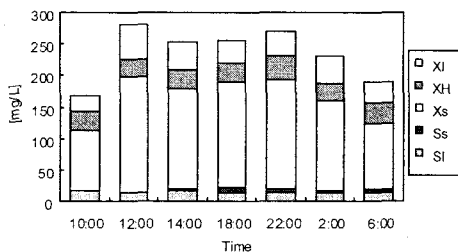
A2O法：嫌気－無酸素－好気法。

^{*2} 濃：濃縮、消：嫌気性消化、脱：脱水、焼：焼却。

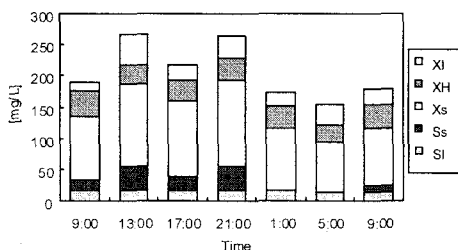
^{*3} 本調査での採水方法。C：コンポジット(24h)、S：スポット(9時)。



(a) 施設A(H15.12.9~10)



(b) 施設B(H16.3.2~3)



(c) 施設C(H16.1.28~29)

図1 流入水有機成分濃度の時間変動

ついて、平均値や変動係数などの統計量を表2にまとめた。いずれの施設においても、深夜から午前中にかけて総 COD_{Cr} が低濃度となる傾向があり、一般的な流入水質の変動パターンを示した。各有機成分を見ると、濃度だけでなく存在比についても変動が見られ、中でも S_A と S_F の変動が大きかった。例えば、両成分濃度が比較的高かった施設Cでは、13時や21時に両者の総量 (S_S) で 30 mg/L を上回っていたのに対して1時および5時の試料ではほとんど検出されなくなっており、両成分の存在比の変動係数はそれぞれ0.91、0.71と、他成分 (S_I : 0.18、 X_S : 0.05、 X_H : 0.24、 X_I : 0.35) に比べて極端に大きかった。なお、施設A、Bでは、 S_S の存在比が平均的に小さく (それぞれ0.9%、1.6%)、その変動係数が相対的に大きく計算される結果となっている。ただし、両施設における S_S 濃度の変動幅はそれぞれ0~4、0~10 mg/L で、これはOUR測定を用いた推定方法において十分に「違い」として認識できるレベルである (図2)。

図3には、施設Cにおいて上記データを採取した際に、処理場内の流入経路3ヶ所 (①流入スクリーンの

表2 時間変動調査結果のまとめ

		COD_{Cr} [mg/L]	S_I [%]	S_A [%]	S_F [%]	X_S [%]	X_H [%]	X_I [%]
施設A	平均	231	5.1	0.0	0.4	60	12	23
	最大	304	9.8	0.0	1.3	70	18	29
	最小	110	3.5	0.0	0.0	52	8.9	16
	SD ^{※1}	69	2.2	-	0.5	6.1	3.1	6.0
	CV ^{※2}	0.30	0.43	-	1.11	0.10	0.27	0.26
施設B	平均	235	6.4	0.0	1.6	62	14	17
	最大	280	9.6	0.0	3.7	65	18	19
	最小	167	5.1	0.0	0.0	56	10	14
	SD ^{※1}	42	1.7	-	1.2	3.8	2.8	2.1
	CV ^{※2}	0.18	0.26	-	0.75	0.06	0.21	0.13
施設C	平均	206	8.0	4.8	2.9	53	17	14
	最大	266	9.8	11	4.9	57	22	21
	最小	154	5.9	0.0	0.0	49	12	6.2
	SD ^{※1}	44	1.4	4.4	2.1	2.8	4.1	4.9
	CV ^{※2}	0.21	0.18	0.91	0.71	0.05	0.24	0.35

標準偏差。

※2 変動係数 (標準偏差÷平均) [-]。

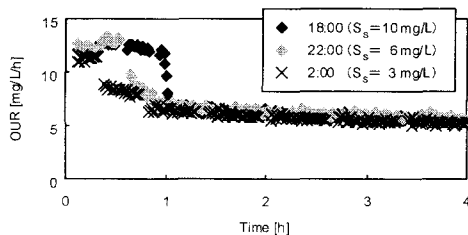
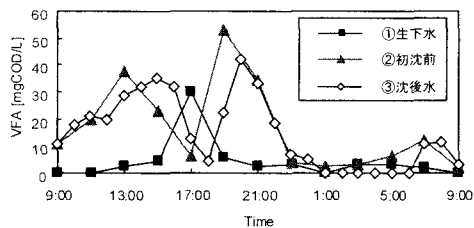


図2 S_S 推定のための OUR 測定結果の例
(施設C; H16.1.28~29)



生下水: 流入スクリーン直上流 (返流水混入無し)

初沈前: 最初沈殿池流入水 (返流水混入後)

沈後水: 反応槽流入水

図3 流入系統各所での有機酸濃度の時間変動
(施設C; H16.1.28~29)

上流部；汚泥処理返流水混入前の生下水、②最初沈殿池流入部；返流水混入後の生下水、③反応槽流入部；最初沈殿池越流水で有機成分分画を行なった試料に相当）で測定した総有機酸濃度の時間変化を示した。試料②と③では総有機酸濃度は概ね類似した変化を示したが、試料①では全体的に濃度が低く、変化のパターンも他試料とは大きく異なった。さらに、試料②と③では総有機酸濃度が高い時間帯にプロピオン酸や酪酸が検出されたのに対して、試料①では、総有機酸濃度がピークを示した 17:00 の試料でプロピオン酸が検出された以外は、酢酸のみが検出された（データ掲載無し）。これらのことから、本施設の反応槽流入水に見られた S_A の時間変動に対しては、処理場への流入水質の変動よりも、汚泥処理返流水由来の S_A や流入ポンプ井での S_A の生成が大きく寄与していたと推察できる。このような処理場内の有機成分の挙動を厳密にモデル化することは困難なので、生物処理のシミュレーションに際しては、反応槽流入水質を把握することが重要である。また、流入管渠内の物質変換モデルと生物処理モデルとの統合¹⁸⁾を検討する際にも、この点は課題になると考えられる。

(3) 週内変動状況

施設 C において実施した週内変動調査の結果を図 4 および表 3 に示した。本期間には降雨が一切無く、総 COD_{Cr} および各有機成分存在比は概ね安定していた。ただし、 S_A および S_F については日ごとの変動が大きく、変動係数はそれぞれ 1.20、0.37 と、時間変動や後述の長期変動に匹敵するものであった。なお、本施設では土・日曜には脱水作業が行われていないが、脱水の有無による流入水質の違いは明確ではなかった。

(4) 長期変動状況

各施設における長期変動調査の結果を図 5 および表 4 に示した。前記の時間変動や週内変動と同様に、総 COD_{Cr} や他成分に比べて S_A および S_F の変動が大きい傾向が見られた。季節的な変動の傾向は必ずしも明確ではないが、施設 A～C では冬季に $S_A \cdot S_F$ の濃度および存在比が小さくなる傾向が見られ、特に施設 A と B では、12 月以降は両成分が全く検出されないことが多かった。また、合流区域を含む施設 D では、降雨時に総 COD_{Cr} が極端に低濃度となり、さらにその中で S_S ($S_A + S_F$) の存在比が小さくなる傾向があった。このことは、降雨時には下水が希釈を受けるだけでなく、流入管渠を含む流入経路内での物質変換過程も大きく影響を受けることを示している。ただし、同様に合流区域を含む施設 C では降雨の影響が明確には現れていないなど、流入水質の変動の様子は処理場によって大きく異なっている。

(5) 処理場間のばらつきとの比較

筆者らが実施した実態調査¹⁹⁾では、冬季（1～3 月）に 12 ヶ所の下水処理場の最初沈殿池越流水を対象に分画を行なった結果において、各有機成分存在比の変動係数が、 S_I : 0.27、 S_A : 0.72、 S_F : 1.60、 X_S : 0.20、 X_H : 0.32、 X_I : 0.66 となっている。 S_A および S_F のばらつきが他成分と比較して大きい点は、上で示した個別の処理場における各種変動実態と類似した傾向である。さらに、個別の処理場における両成分の変動の程度は、処理場間のばらつきに匹敵するものであることも解る。これらの成分は、流入管渠、ポンプ場、処理場内のポンプ井などの下水流入過程で加水分解により生成され続ける他、酸素が供給されると速やかに従属栄養生物により利用されるため、流入条件のわずかな相違により容易に濃度が変化し得る¹⁹⁾。流入水の S_A

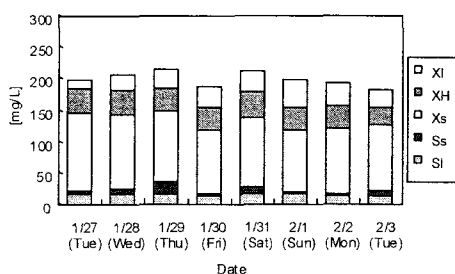


図4 流入水有機成分濃度の週内変動
(施設C; H16.127～2/3)

表3 週内変動調査結果のまとめ

		COD_{Cr} [mg/L]	S_I [%]	S_A [%]	S_F [%]	X_S [%]	X_H [%]	X_I [%]
施設 C	平均	199	7.6	1.8	2.2	55	18	15
	最大	215	7.9	6.2	3.6	63	20	22
	最小	182	7.4	0.0	1.2	50	15	7.6
	SD^{*1}	12	0.2	2.1	0.8	4.1	1.6	4.4
	CV^{*2}	0.06	0.02	1.20	0.37	0.07	0.09	0.29

*1 標準偏差。

*2 変動係数(標準偏差÷平均) [—]。

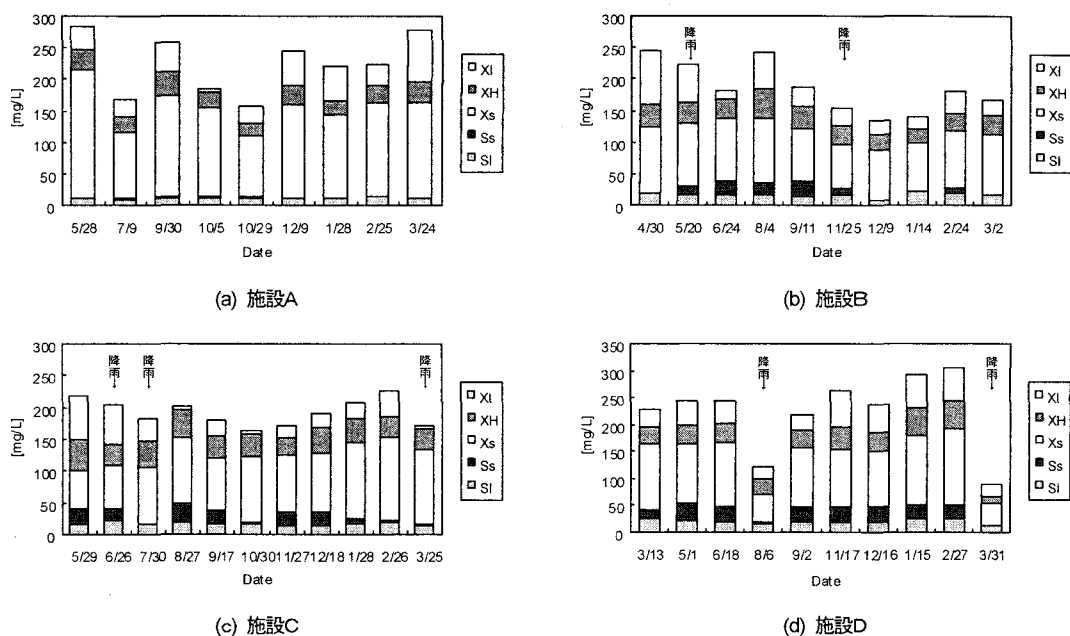


図5 流入水有機成分濃度の長期変動

表4 長期変動調査結果のまとめ

		COD _{Cr} [mg/L]	S _i [%]	S _A [%]	S _F [%]	X _S [%]	X _H [%]	X _I [%]			COD _{Cr} [%]	S _i [%]	S _A [%]	S _F [%]	X _S [%]	X _H [%]	X _I [%]
施設A	平均	225	4.8	0.6	0.5	64	13	18	施設B	平均	186	9.1	3.6	2.1	49	17	19
	最大	284	6.1	1.5	1.3	76	15	30		最大	246	15	10	5.6	58	20	35
	最小	158	3.7	0.0	0.0	55	10	2.2		最小	136	5.9	0.0	0.8	42	14	7.7
	SD ^{※1}	47	1.0	0.6	0.4	6.6	1.6	7.8		SD ^{※1}	40	2.6	4.2	1.5	6.5	2.2	8.0
	CV ^{※2}	0.21	0.20	1.08	0.96	0.10	0.12	0.44		CV ^{※2}	0.22	0.29	1.16	0.72	0.13	0.13	0.42
施設C	平均	193	8.4	5.1	2.3	51	19	14	施設D	平均	224	9.4	8.0	1.4	46	16	20
	最大	226	10	13	6.5	68	23	31		最大	305	13	13	3.6	53	22	27
	最小	163	7.0	0.0	0.0	28	15	2.8		最小	91	6.9	0.0	0.0	41	12	13
	SD ^{※1}	20	1.1	5.0	2.2	12	2.7	9.9		SD ^{※1}	68	2.1	4.3	1.3	3.9	2.7	4.6
	CV ^{※2}	0.11	0.12	0.98	0.95	0.24	0.14	0.69		CV ^{※2}	0.30	0.23	0.54	0.94	0.08	0.17	0.24

※1 標準偏差。

※2 変動係数(標準偏差÷平均) [-]。

濃度が時間的に大きく変動する点は、有機酸の自動測定装置によるモニタリング結果でも示されている²⁰⁾。

なお、X_Sについては、いずれの調査結果でも変動係数は相対的には大きくない。ただし、本成分は総COD_{Cr}に占める存在比が大きいため、後で示すように、この程度の変動・ばらつきの範囲内であってもシミュレーション結果に大きく影響するので、注意が必要である。

(6) 他の推定方法との比較

表2～4から明らかなように、今回対象とした処理場では、流入水中のS_SのうちS_Aの占める割合が大きく、流入水の有機酸とS_Sの間には良好な相関関係が見られた(図6)。こ

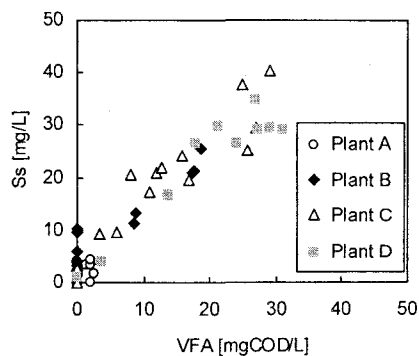


図6 流入水の有機酸とS_Sの関係

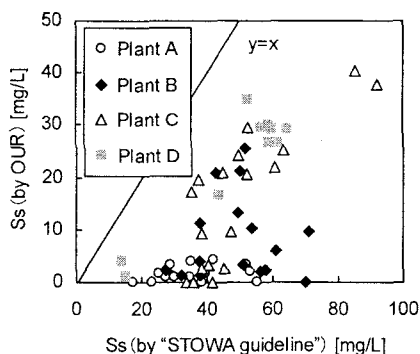


図7 2種類の方法による S_s 推定結果の比較
(施設A～D; 長期変動調査データ)

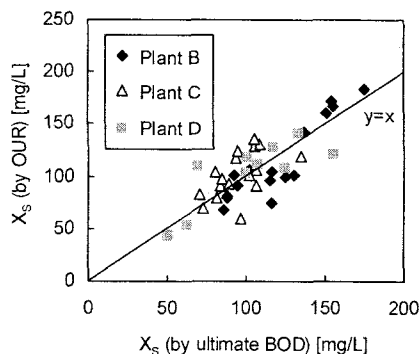


図8 2種類の方法による X_s 推定結果の比較
(施設B～D; 長期変動調査データ)

れは、筆者らの実態調査^{15), 16)}でも同様に見られた傾向で、有機酸を測定することで比較的簡易に S_s を推定できる可能性を示している。一方、オランダの水管理研究財団 (STOWA) が公表している流入水分画のガイドライン²¹⁾では、孔径 $0.10 \mu\text{m}$ のメンブランフィルターによる流入水ろ液の COD_{Cr} 測定値から S_i 濃度を差し引いて S_s を推定する方法を基本としている。本方法は、OUR 測定を用いない簡易法として実務的な利用が期待できるが、図7から明らかなとおり、OUR 測定に基づく方法よりも著しく高い推定値を与える上、両方法による推定値の間には明確な相関関係も見られない。STOWA の方法では、加水分解を受ける溶解性有機物の一部を S_F と見なすことになるので¹⁶⁾、結果として流入水の S_F を高く見積もることになり、シミュレーションでは発酵プロセスの寄与が相対的に大きくなる。したがって、キャリブレーションの際に注目する反応プロセスや調整するパラメータが異なってくる可能性が高いので、注意が必要である。

一方、 X_s については、長期間の BOD 測定に基づく簡易推定法が提案されている²¹⁾。本稿で示した結果の中でも、生下水が対象であった施設Aではこの方法を採用しているが、これは生下水のように固形物を多く含む試料の場合、OUR 測定に基づく方法では X_s を過小評価する可能性が高いためである¹⁶⁾。両推定方法について、最初沈殿池越流水が対象であった施設B～Dについて比較したものが図8であるが、ばらつきはあるものの両者は同程度の値を与えている。このばらつきはシミュレーションにおいて無視できるものではないが (次章参照)、流入水の X_s (および X_p) はキャリブレーション時の調整対象として扱われることが多く^{17), 22)}、長期 BOD 測定に基づく簡易法が有効に利用できる機会は多いと思われる。

3. 流入水有機成分設定値の影響評価

前章で示した流入水有機成分の変動の大きさを評価するために、各種活性汚泥プロセスの仮想施設を対象に、流入水質の設定値や設定法が処理水質などのシミュレーション結果に与える影響を調べた。

(1) 検討方法

まず、流入水量および流入水質の時間変動を与えない定常流入条件で、流入水中の各有機成分濃度の設定値がシミュレーション結果に与える影響を調べる感度解析を行なった。処理プロセスとして、我が国の下水処理場で採用されている4種の代表的な活性汚泥プロセス (嫌気-無酸素-好気法、循環式硝化脱窒法、嫌気-好気活性汚泥法、標準活性汚泥法) を選定し (表5)、流入水の各有機成分濃度を機械的に変化させてシミュレーション結果に与える影響を調べた。ここで、各処理プロセスの施設諸元は既存の設計指針²³⁾に例示されているものを参考に設定したもので、我が国の典型的な施設条件と言える。生物反応モデルには ASM2d を使用し、全パラメータにデフォルト値¹⁴⁾を用いた。最終沈殿池は完全固液分離モデルとして記述し、瞬時に分離された浮遊性成分が、返送汚泥ポンプと余剰汚泥ポンプの流量比に従って分配されるものとした。こ

表5 流入水有機成分の感度解析で使用した仮想処理施設の概要

処理方式	嫌気－無酸素－好気法	循環式硝化脱窒法	嫌気－好気活性汚泥法	標準活性汚泥法
反応槽構成	嫌気×1、無酸素×4、 好気×4	無酸素×4、好気×4	嫌気×1、好気×4	好気×4
反応槽 HRT	15.5h(嫌気 1.5h+ 無酸素 6h+好気 8h)	14h (無酸素 6h+好気 8h)	10.4h (嫌気 2.4h+好気 8h)	8h (好気 8h)
SRT(ASRT)	27d(14d)	24.5d(14d)	6.5d(5d)	5d(5d)
汚泥返送比	0.5			
内部循環比	1.5			
水温	20°C			
好気槽 DO ^{※1}	第1区画:0.3 mg/L、第2区画:0.5 mg/L、第3区画:0.7 mg/L、第4区画:1.5 mg/L			
流入水質 ^{※2} [mg/L]	T-COD:235, S _i :23, S _F :2.4, S _A :9.6, X _i :35, X _S :135, X _H :30 X _{AUT} :X _{PAO} :0.2, S _{NH4} :22.6, S _{NO3} :0, S _{PO4} :1.9, S _{ALK} :250			
基本条件での 反応槽末端水質 [mg/L]	S _{NH4} :1.2, S _{NO3} :6.6, S _{PO4} :0.8, X _H :680, X _{PAO} :330, X _{AUT} :55, X _{TSS} :3,110	S _{NH4} :0.8, S _{NO3} :6.7, S _{PO4} :1.8, X _H :850, X _{PAO} :190, X _{AUT} :61, X _{TSS} :3,030	S _{NH4} :5.2, S _{NO3} :10.0, S _{PO4} :0.7, X _H :720, X _{PAO} :66, X _{AUT} :34, X _{TSS} :1,250	S _{NH4} :2.0, S _{NO3} :15.0, S _{PO4} :2.2, X _H :870, X _{PAO} :2, X _{AUT} :43, X _{TSS} :1,260

※1 強制固定値。

※2 基本条件。実態調査¹⁹⁾における最初沈殿池越流水の平均的な組成に基づき設定。

の条件では、余剰汚泥引抜流量が一定であれば SRT が一定となり、処理プロセス内での汚泥発生量の変化は反応槽の固形物 (X_{TSS}) 濃度の変化として現れる。なお、最終沈殿池には生物反応モデルを組み込んでいないが、実施設での実績を考慮して、標準活性汚泥法を除く各プロセスでは返送汚泥の DO および NO₃-N を強制的にゼロにした。好気槽の DO は表 5 に示した値で強制的に固定したが、これは、実際のキャリブレーションやシミュレーションでは、DO が実測値や目標値相当となるように送風量や K_La 値を調整することが多いことを考慮したものである。数値計算は時間の刻み幅 (Δt) を 10s で固定した 4 次の Runge-Kutta 法で行ない、設定した条件で 90 日間分の繰り返し計算を行なって各状態変数の値が定常に達した後の水質で評価を行なった。

次いで、表 5 に示した嫌気－無酸素－好気法の仮想施設について、流入水有機成分の時間変動の与え方がシミュレーション結果に与える影響を調べた。前章で示した施設 C の時間変動調査結果から作成した 1 日の水質変動パターンを基本条件とし、コンポジット試料の利用など、水質データの採取頻度を減少させた状態を想定した複数の条件で流入水質を与え、上記の感度解析と同様の計算を行なった。なお、有機成分の時間変動の影響を明確にする目的から、流入水量および有機成分以外の流入水質には時間変動を与えなかった。また、流入水質を除く全施設条件は感度解析実施時と同一とした。

(2) 流入水有機成分濃度の感度解析

表 5 に示した流入水質を基本条件とし、各有機成分濃度を±20%変化させた時の反応槽末端水質の平均変化率を図 9 に示した。ここで、「平均変化率」とは、流入水有機成分濃度を正・負それぞれ変化させた時の評価対象水質の変化率 (対基本条件) の絶対値を平均したものに対して、流入水質と評価対象水質の変化の符号が一致した場合に正、異なった場合に負の符号を付したものである。また、各有機成分濃度の変化率 (±20%) については、筆者らが実施している各種動力学パラメータ・収率・変換係数に係る一連の感度解析検討²⁴⁾ との比較の目的から、同検討で基本としている変化率を使用したものである。

本変化率では、NH₄-N および NO₃-N に対してはいずれの有機成分も顕著な影響を与えなかったが、PO₄-P については、生物学的りん除去がほとんど進行していない標準活性汚泥法を除き、S_A および X_S が比較的大きな影響を与えた。S_A は、ASM2d においてポリリン酸蓄積生物 (X_{PAO}) が直接利用できる唯一の有機基質であり、これがりん除去状況に大きく影響することは想像に難くない。また、今回使用した流入水質では S_S (S_A+S_F) が低濃度なので、X_S の加水分解による S_S の供給が嫌気条件下での X_{PAO} の基質貯蔵に大きく影響しており、流入水の X_S が高い感度を示したことも納得しやすい。なお、本検討では、各有機成分濃度を機械的に変化させているため、流入水中の有機物由来の窒素・りん負荷が基本条件とは異なっている点には留意が

必要である。例えば、 X_S を 20%増加させた場合、窒素濃度として 1.1 mg/L、りん濃度として 0.27 mg/L が新たに流入水に付加されたことになる ($i_{N_{X_S}}=0.04$ 、 $i_{P_{X_S}}=0.01$)。これは、基本条件における流入水の T-N、T-P のそれぞれ 3.5%、6.4%に相当し、必ずしも大きなものではないが、有機成分濃度を増加させた時に反応槽末端の $PO_4\text{-P}$ が増加している結果(嫌気-好気活性汚泥法や標準活性汚泥法で X_H を増加させたケースなど)があるのは、この点から説明できる。また、循環式硝化脱窒法では、本来は生物学的りん除去を見込んでいないが、本検討で使用した施設諸元では無酸素槽の容量に余裕があるため、同槽の後段が嫌気条件となり、ある程度の生物学的りん除去が進行する結果となっている。本処理プロセスにおいて、各有機成分濃度を变化させたときの $PO_4\text{-P}$ の挙動が嫌気-無酸素-好気法に類似しているのは、このためである。

ここで、 S_A と X_S のうちでも X_S の影響が比較的大きくなっているが、これは流入水質の変化「率」を $\pm 20\%$ で固定して条件を変化させており、基本条件での濃度が 135 mg/L と大きかった X_S の濃度変化が相対的に大きくなっているためである。実際、各有機成分の変化「量」を固定 ($\pm 5 \text{ mg/L}$) した感度解析条件では、 S_F や S_A が処理水の $PO_4\text{-P}$ 濃度に与える影響は X_S よりも大きくなる(図 10)。また、モデルのキャリブレーション作業では、処理水質だけでなく反応槽の水質プロファイルも参照することが重要であるが²⁵⁾、例として嫌気-無酸素-好気法における嫌気槽の $PO_4\text{-P}$ 濃度を見ると、流入水の S_A や S_F の設定値が大きな影響を与えることが解る(図 10)。

上記の結果では、処理水の $NO_3\text{-N}$ に対する影響は実務的に無視できる程度であったが、今回検討対象とした嫌気-無酸素-好気法や循環式硝化脱窒法の仮想施設では、無酸素槽の容量に余裕があり、全ての検討条件において無酸素槽の末端で $NO_3\text{-N}$ が残留しなかった点には注意が必要である。脱窒速度の影響を受けやすい無酸素槽第 1 区画の $NO_3\text{-N}$ を見ると、流入水の S_A や X_S の影響は無視できるものではない(図 10)。したがって、窒素除去の予測を行なう場合にも、特に無酸素槽容量が小さいケースや無酸素槽容量の最適化を行なうケースなどでは、流入水有機成分の設定値がシミュレーション結果に大きな影響を及ぼす可能性があると言える。

なお、 X_I については、汚泥発生量 (X_{TSS}) に対してのみ特異的に影響を与えたとの結果であるが(図 9)、これは前述のとおり SRT が一定となる条件で計算を行なっているためである。キャリブレーション作業においては、SRT を実績値に合致させることが多いため本結果がそのまま適用できるが、反応槽の X_{TSS} 濃度を一定に保つ条件でシミュレーションを行なう場合

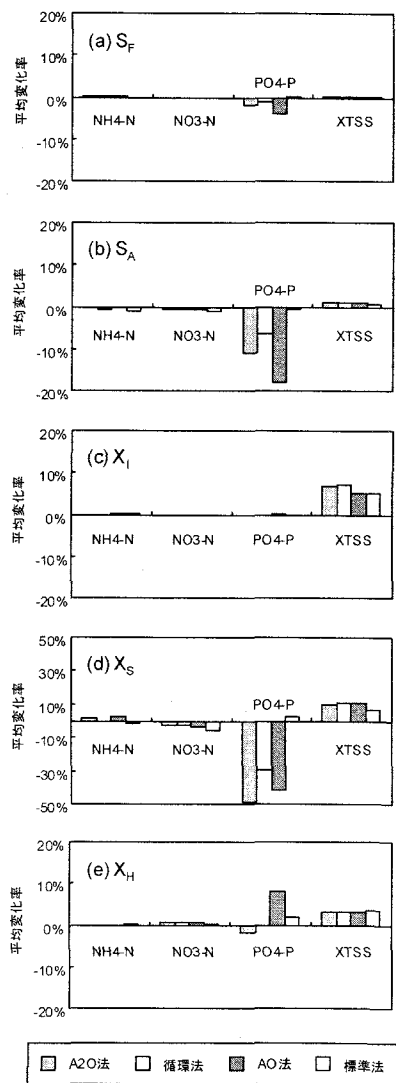


図9 流入水有機成分濃度を $\pm 20\%$ 変化させた時の反応槽末端水質の平均変化率

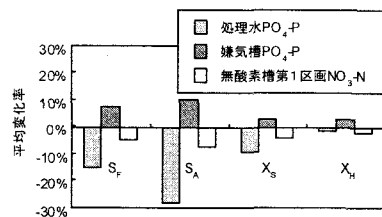


図10 流入水有機成分を $\pm 5 \text{ mg/L}$ 変化させた時の水質の平均変化率 (嫌気-無酸素-好気法)

などには、流入水の X_i 濃度によって SRT が変化し、窒素やりんなどの水質の予測結果にも影響を与える可能性がある点には留意が必要である。

実施設で見られた流入水質の変動の大きさを評価するために、嫌気－無酸素－好気法を対象に、施設 C の長期変動実績に基づき設定した変動幅で流入水の各有機成分濃度を变化させた結果を図 11 に示した。 S_A および X_S について、実施設で見られた変動が、処理水や嫌気槽の PO_4 -P、無酸素槽の NO_3 -N などの計算結果に大きな影響を与えるレベルであることが理解できる。例えば、両成分を变化させたときの反応槽末端の PO_4 -P の平均変化率はいずれも -45% で、これは -0.4 mg/L の濃度変化分に相当し、実務上無視できるレベルではない。したがって、ASM のシミュレーションやキャリブレーションを行なう際には、流入水有機成分の設定値が現実を適切に反映していることが重要である。

(3) 流入水質データの与え方に関する検討

前項と同一の仮定の嫌気－無酸素－好気法施設を対象に、流入水有機成分の時間変動の与え方を様々に変えた時のシミュレーション結果を表 6 にまとめた。ケース①は、総 COD_{Cr} と有機成分存在比の双方に対して時間変動データを与えた条件で、詳細な流入水質調査を行なった場合を想定したものである。これに対して、総 COD_{Cr} には時間変動データを使用するが有機成分存在比は 1 日の平均値を用いる条件（ケース②）；コンボジット試料を用いて有機成分分画を行なう場合を想定）や総 COD_{Cr} ・有機成分存在比共に 1 日の平均値を用いる条件（ケース③；コンボジット試料のみが利用可能な場合を想定）は、ほぼ同一の計算結果を与えた。したがって、日平均水質を対象にキャリブレーションやシミュレーションを行なうのであれば^{17), 22)}、必ずしも詳細な通日調査データは必要でなく、コンボジット試料を用いて流入水有機成分比を設定しても実務的には支障が無いケースが多いと思われる。ただし、使用する有機成分存在比が 1 日の平均的な状態を反映していない場合（スポット採水試料を用いて有機成分分画を行なう場合など）には、計算結果が大きく異なる可能性がある点には注意が必要である（ケース④、⑤）。長期的な水質変化についても同様の留意が必要で、流入水の有機成分濃度は検討対象期間の実測データに基づいて設定するべきであり、一律の存在比を与えざるを得ない場合には、その変動が計算結果に与える影響を十分に把握しておく必要がある。

なお、前述のとおり、この検討では流入水量や有機成分以外の流入水質の時間変動を考慮していないが、施設 C の時間変動調査時の実績に基づき、流入水量、流入水の NH_4 -N および PO_4 -P の時間変動を与えた場合でも、同様の結果が得られている。例えば、ケース①の条件でこれらの時間変動も加味した場合、反応槽末端の NH_4 -N、 NO_3 -N、 PO_4 -P、 X_{TSS} の日平均濃度はそれぞれ 1.7、6.6、0.87、2,750 mg/L、嫌気槽の PO_4 -P

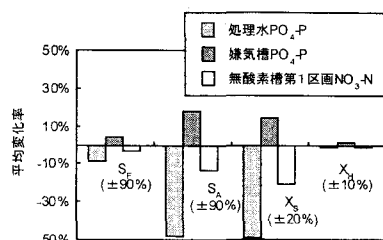


図11 流入水有機成分を長期変動調査の実績に基づき变化させた時の水質の平均変化率
(嫌気－無酸素－好気法)
※括弧内は各成分の変化率

表6 流入水質有機成分濃度の設定法を変えた時のミューレーション結果

ケース	流入水 COD^{*1}	有機成分存在比 ^{*1}	反応槽末端 ^{*2}				嫌気槽 PO_4 -P ^{*2}	備考
			NH_4 -N	NO_3 -N	PO_4 -P	X_{TSS}		
①	変動	変動	1.2	6.7	0.91	2,780	11.5	総 COD ・分画結果共に時間変動データが利用できる場合。
②	変動	平均	1.2	6.7	0.95	2,780	11.5	総 COD の変動データが利用できるが分画データはコンボジット試料に基づく場合。
③	平均	平均	1.2	6.7	0.87	2,790	11.9	コンボジット試料の水質測定値および分画結果を利用する場合等。
④	平均	13 時 スボ	1.2	6.5	0.59	2,990	13.0	分画結果がスポット採水試料に基づく場合。
⑤	平均	1 時 スボ	1.2	6.9	1.61	2,665	8.5	"

*1 施設 C の時間変動調査データを使用。

*2 $\Delta t = 10s \times 90$ 日分の計算後の日平均値 [mg/L]。

は 11.6 mg/L と、ケース①とほぼ同等のシミュレーション結果となる。ここで、流入水量、流入水 $\text{NH}_4\text{-N}$ 、流入水 $\text{PO}_4\text{-P}$ の時間変動比（対日平均）は、それぞれ 0.6～1.7、0.8～1.4、0.5～1.4 の範囲である。

4. まとめ

実下水処理場 4 ヶ所の反応槽流入水を対象に、ASM で使用する有機成分の変動実態を調査した。また、仮想の処理施設を対象とした流入水有機成分濃度の感度解析を行ない、実態調査で見られた変動の大きさを評価すると共に、流入水質データの与え方に関する考察を行なった。主要な結果は以下のとおりである。

- (1) 各種タイムスパン（時間変動、週内変動、長期変動）において、流入水中の各有機成分は、濃度だけでなく総 COD_{Cr} に対する存在比についても変動した。中でも S_F と S_A の変動が顕著で、その変動の大きさは処理場間で見られる両成分のばらつきの大きさに匹敵した。
- (2) 反応槽流入水有機成分の変動に対しては、処理場への流入水だけでなく、ポンプ井での物質変換や汚泥処理返流水など、処理場内の影響因子が大きく寄与する可能性があることが示された。
- (3) ろ紙による物理的な分画は、OUR 測定に基づく方法よりも著しく高い S_g 推定値を与えた上、同一処理場で見た場合にも、両方法による推定値の間には明確な相関関係が見られなかった。一方、長期間の BOD 測定を利用した X_g の推定法は OUR 測定に基づく方法と概ね同程度の推定値を与えた。
- (4) 仮想の高度処理施設を対象とした流入水質の感度解析により、有機成分の中でも、 S_A と X_g の設定値が、現実に見られる変動幅の中でも、特にりん除去関連のシミュレーション結果に大きな影響を与え得ることが示された。
- (5) 仮想の高度処理施設を対象に流入水有機成分の時間変動の与え方を変えたシミュレーションを行なった結果、各成分濃度に時間変動を与えた場合と 1 日の平均的な濃度を一律に与えた場合とでは、日平均レベルの計算結果がほぼ同等となった。

流入水有機成分の分画操作は必ずしも容易ではないので、従来、ASM のテクニカルレポート¹⁴⁾をはじめとした文献値や、数少ない分画結果に基づく存在比を一律に与えてキャリブレーションやシミュレーションを行なうことが多かった。しかし、本研究結果が示すとおり、各有機成分存在比の時間変動や長期変動の程度は計算結果に大きく影響し得るものである。一律に与えた有機成分組成が実態と乖離している場合であっても、個別のキャリブレーションではパラメータ値の調整によりプロセスの挙動を再現できることが多いと考えられる。しかし、キャリブレーションで使用したデータの不確実性が大きいほど、そこで修正されたパラメータ値の普遍性は低下するはずで、結果として、キャリブレーション時とは異なる条件でのシミュレーションによる各種予測結果の信頼性を低下させることになる。したがって、キャリブレーションで使用する流入水質はデータ採取時の実績を的確に反映している必要があり、シミュレーションによる検討段階でも可能な限り当該条件での流入水質の把握に努めるべきである。ただし、少なくとも本研究で検討したような流入負荷およびその変動が比較的小さい高度処理プロセスの場合には、流入水有機成分の時間変動の与え方は、日平均レベルのシミュレーション結果に大きくは影響しないことが多いと思われるので、日平均データを利用した定常キャリブレーション/シミュレーションも積極的に活用していくべきである。その場合、コンボジット採水試料に基づいて有機成分の分画を行なうなど、対象日の平均的な水質を把握して使用することが重要である。

謝辞 採水に際してご協力を頂きました下水処理場関係者各位に感謝いたします。また、時間変動調査の採水に当って、JFE エンジニアリング(株)、(株)荏原製作所、新日本製鐵(株)、(株)明電舎の関係者各位の御協力を頂きましたので、併せて感謝の意を表します。

参考文献

- 1) 味埜俊：活性汚泥プロセスモデルの実際と新しい動き。水環境学会誌, Vol.23, pp.250-254, 2000.
- 2) 鈴木穰, 中沢均：活性汚泥プロセスモデルの実施設適用に向けての国レベルでの検討状況。水環境学会誌, Vol.23, pp.255-259, 2000.
- 3) Hao, X., van Loosdrecht, M.C.M., Meijer, S.C.F. and Qian, Y.: Model-based evaluation of two BNR processes- UCT and A₂N. Wat. Res., Vol.35, pp.2851-2860, 2001.
- 4) Samstag, R.W., Butler, R. and Hammond, R.: Factors influencing selector success and failure. Proceedings of the 76th Annual Water Environment Federation Technical Exhibition & Conference (CD-ROM), Los Angeles, USA, Oct.11-15, 2003.
- 5) Pitt, P., Garrett, J., Slattery, L., van Niekerk, A., Cramer, J. and Cassel, A.: BNR rating of the Arlington County Water Pollution Control Plant through full-scale testing and calibrated modeling. Proceedings of the 76th Annual Water Environment Federation Technical Exhibition & Conference (CD-ROM), Los Angeles, USA, Oct.11-15, 2003.
- 6) Natvik, O., Dawson, B., Emrick, J. and Murphy, S.: BNR "then" vs "now" a case study- Kalispell Advanced Wastewater Treatment Plant. Proceedings of the 76th Annual Water Environment Federation Technical Exhibition & Conference (CD-ROM), Los Angeles, USA, Oct.11-15, 2003.
- 7) Johnson, B. and Kresge, R.: An evaluation of six different methods for improving phosphorus removal at wastewater treatment facilities. Proceedings of the 76th Annual Water Environment Federation Technical Exhibition & Conference (CD-ROM), Los Angeles, USA, Oct.11-15, 2003.
- 8) Ladiges, G. and Günner, C.: Theoretical and practical results of the optimisation of Hamburg's WWTPs with dynamic simulation. Wat.Sci.Tech., Vol.47, No.12, pp.27-33, 2003.
- 9) Ayesa, E., Garralon, G., Rivas, A., Suescun, J., Larrea, L. and Plaza, F.: New simulators for the optimum management and operation of wastewater treatment plant. Wat.Sci.Tech., Vol.44, No.2-3, pp.1-8, 2001.
- 10) Fiter, M., Colprim, J., Poch, M. and Roda, I.R.: Enhancing biological nitrogen removal in a small wastewater treatment plant by regulating the air supply. Wat.Sci.Tech., Vol.48, No.11-12, pp.445-452, 2003.
- 11) Mahoney, K., Mueller, J., Villari, C., Katehis, D. and Proffitt, E.: Evaluation of alternative DO control strategies for high rate BNR processes. Proceedings of the 76th Annual Water Environment Federation Technical Exhibition & Conference (CD-ROM), Los Angeles, USA, Oct.11-15, 2003.
- 12) Vrecko, D., Hvala, N. and Carlsson, B.: Feedforward-feedback control of an activated sludge process: a simulation study. Wat.Sci.Tech., Vol.47, No.12, pp.19-26, 2003.
- 13) 活性汚泥モデル研究会編：活性汚泥モデルの実務利用に関する検討報告書, 2001.
- 14) Henze, M., Gujer, W., Mino, T. and van Loosdrecht, M.: Activated Sludge Models ASM1, ASM2, ASM2d and ASM3. Scientific and Technical Report No 9, IWA Publishing, 2000.
- 15) Itokawa, H., Hashimoto, T. and Murakami, T.: Characterization of influent organic matter for activated sludge modelling in Japan municipal wastewater treatment plants. Proceedings of Asian Waterqual 2003 IWA Asia Pacific Regional Conference (CD-ROM), Bangkok, Thailand, Oct.19-23, 2003.
- 16) 糸川浩紀, 橋本敏一, 村上孝雄：活性汚泥モデルのための下水中の有機成分の分画測定。環境工学研究論文集, Vol.40, pp.41-52, 2003.
- 17) Petersen, B., Germaey, K., Henze, M. and Vanrolleghem, P.A.: Calibration of activated sludge models: a critical review of experimental designs. In Biotechnology for the Environment: Wastewater Treatment and Modeling, Waste Gas Handling. Agathos, S.N. and Reineke, W. (eds.), Kluwer Academic Publishers, Dordrecht, The Netherlands, pp.101-186, 2003.
- 18) Jacobsen, T.H., Vollertsen, J. and Matos, J.S.: The sewer as a bioreactor- a dry weather approach. Wat.Sci.Tech., Vol.45, No.3, pp.11-24, 2002.
- 19) Spérandio, M., Urbain, V., Ginestet, P., Audic, M.J. and Paul, E.: Application of COD fractionation by a new combined technique: comparison of various wastewater and sources of variability. Wat.Sci.Tech., Vol.43, No.1, pp.181-190, 2001.
- 20) 海老澤雅美, 北村清明, 吉田俊雄, 北奥清行：合流式下水処理場における有機酸濃度の挙動とりん除去への影響。第40回下水道研究発表会講演集, pp.736-738, 2003.
- 21) Roelleveld, P.J. and van Loosdrecht, M.C.M.: Experience with guidelines for wastewater characterisation in The Netherlands. Wat.Sci.Tech., Vol.45, No.6, pp.77-87, 2002.
- 22) Hulsbeek, J.J.W., Kruit, J., Roelleveld, P.J. and van Loosdrecht, M.C.M.: A practical protocol for dynamic modelling of activated sludge systems. Wat.Sci.Tech., Vol.45, No.6, pp.127-136, 2002.
- 23) (社)日本下水道協会編：下水道施設計画・設計指針と解説 -2001年版-。
- 24) 村上孝雄, 糸川浩紀：活性汚泥モデルを利用した設計及び維持管理手法の開発に関する調査。技術開発部報(平成15年度), 日本下水道事業団技術開発部, 2004(掲載予定)。
- 25) van Veldhuizen, H.M., van Loosdrecht, M.C.M. and Heijnen, J.J.: Modelling biological phosphorus and nitrogen removal in a full scale activated sludge process. Wat.Res., Vol.33, pp.3459-3468.