

9. 下水処理水再利用システムの技術基準に関する調査

下水処理研究室 室長 中島 英一郎
主任研究官 小越 真佐司
研究官 平出 亮輔

1. はじめに

下水処理水は低質の水資源として、様々な用途に利用可能であると考えられており、我が国では、都市の様々な用途に下水処理水の再利用が図られている。しかし、それらの中には、再生水の水質に基づく施設の障害など重大な問題に直面しているものも出てきている。再生水を都市の水資源として活用して行くためには、水質に適合した材料・構造の採用や適切な維持管理の実施が不可欠である。本調査は、下水処理水再利用に伴う障害や事故を未然に防止するための手法を検討し、安全・快適かつ安定した再利用システムを構築するために必要な技術を、再利用形態別に明らかにすることを目的としている。

平成12年度は、

- 1) 再生水を地下注入した場合の汚染の拡散に関して基礎的な検討を行い、将来の地下利用に際して考慮すべき問題点を抽出した。
- 2) 安定した再生水の供給に不可欠な再生水管渠の腐食対策についての検討を行って、使用場所、再生水質と腐食の間の関係を把握した。
- 3) 再利用の快適さを損ねる利用機器接液部分のスライム付着は塩素によって制御できることを示した。
- 4) 以上の他に、再利用のリスク、下水処理水再利用の統計資料、東京都における個別建物内中水利用実態、等についての調査を行い、都市用水再利用の現状を把握した。

平成13年度は、再利用の技術基準策定に必要な基礎資料の充実をはかるため、再生水による金属の腐食に関する調査と再生水利用施設におけるスライム等による汚染の抑制手法に関する調査を実施した。

2. 再生水による金属の腐食に関する検討

2.1 調査の目的

前年度までの調査結果によれば、再生水の電気伝導度と残留塩素濃度が高い場合に金属腐食が促進され、特に、異種の金属が接する部分において卑金属の腐蝕が進行すると推定されている。本年度は室内実験によって、再生水質と金属腐食の間の定量的関係について検討した。

2.2 実験の方法

物理的な環境条件を同一にし、水質による影響が把握できる様に、温度、流速、再生水交換頻度を等しくし、腐食量を把握するために、金属試験片の試験前後の重量変化を測定し、再生水中の金属濃度を定期的に分析した。実験は図-1の装置を用いて表-1に示す実験条件で行った。

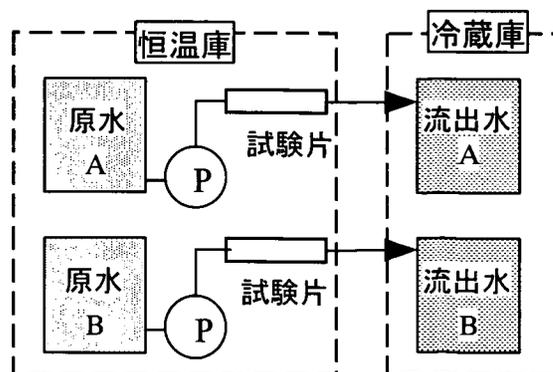


図-1 腐食実験装置

表-2に示す水質と温度の組合せについて実験を行った。1回の実験期間は2週間、試料の採取間隔と分析項目、分析法は表-3に示す通りである。

2. 3 実験結果

2. 3. 1 鉄の腐食

実験結果を表-4に示した。鉄腐食率は、再生水中の鉄濃度の増加から推定した溶出量と、試験片重量の増加を酸化第二鉄生成によるもの

と仮定して求めた、鉄の酸化反応量との和を腐食された重量とし、実験前の試験片重量に対する

百分率で表した値である。2週間で2.2%~9.2%もの腐食が生じた。

2. 3. 2 青銅の腐食

青銅の腐食実験結果を表-5に示した。青銅は銅、スズ、亜鉛、鉄等を含む合金であり、酸化物は複数の化合物の集合体である。本実験では酸化物組成の分析を行わなかったため酸化による腐食量は推定しなかった。ほとんどの条件で試験片の重量は減少し、重量増を伴う酸化は鋳鉄より軽度であった。

表-5の溶出率は水中濃度の増加から推定した溶出量の試験片の当初重量に対する百分率である。分析した銅、亜鉛、鉄のうち、亜鉛が最も高い溶出率を示し、青銅の主成分である銅の溶出率は低かった。

2. 4 再生水による金属腐食の要因に関する考察

2. 4. 1 腐食要因に関する回帰分析

表-1 再生水による金属腐食に関する実験条件

試験片	種類	材質	寸法
A	鉄	JIS FC20	2.1mm□100mmL
B	青銅	JIS C5441B	〃
再生水	種類	水質設定	
①	純水	残留塩素濃度(0.05、0.5、5mg/l)	電導度(300、500、1000μS)
②	下水処理水	〃 (0.5mg/l)	〃 (500、1000μS)
(再生水は1日1回、週末等は休前日に次回補給までの所要量を調整して供給した)			
接触部	内径3mmシリコンチューブ(長さ約110mm)		
接液部設定温度:10、20、30℃(反応後の流出水は4℃で保存)			
再生水の交換頻度	供給速度		
約527回/日	3.2ml/分(間欠供給:1サイクル164秒、供給34秒、停止130秒)		

表-2 水質と温度の組合せ

残塩濃度	電導度	10℃	20℃	30℃
0.05	300		○	
0.5	300		○	
	500	◎	◎	◎
5.0	1000		◎	
	300		○	

◎は試料①、②とも実施、○は①のみ

表-3 試料採取時期及び分析項目

採取時期	残塩濃度	電導度	7μl加度	鉄	銅	亜鉛
0h	○	○		○	○	○
1h				○	○	○
3h				○	○	○
7h				○	○	○
1d	○	○		○	○	○
3d	○	○		○	○	○
7d	○	○	○	○	○	○
14d	○	○	○	○	○	○
分析法	DPD法	下水試験法				

表-4 鉄の腐食実験結果

再生水	No.	温度(℃)	残塩(mg/l)	電導度(μS)	pH	7μl加度(mg/l)	重量変化(%)	腐食率(%)
①	1	21	0.04	310	5.54	2.6	1.23	3.77
	2	21	0.4	310	5.81	2.3	0.73	2.21
	3	20.8	4.65	310	6.9	2.6	-2.64	7.4
	4	20.6	0.37	160	6.18	1.0	2.94	7.49
	6	20.8	0.34	1010	5.84	1.6	3.41	9.16
	8	10.8	0.41	300	5.82	1.6	2.78	7.46
②	10	29.2	0.31	310	5.64	1.0	1.63	8.22
	5	20.8	0.05	520	7.32	67	2.09	5.17
	7	20.9	0.04	1030	7.41	67	2.04	5.21
	9	10.8	0.04	430	7.09	46	2.43	6.1
	11	29.2	0.01	570	7.66	64	2.47	6.25

表-5 青銅の腐食試験結果

No.	重量変化(%)	溶出率(%)		
		亜鉛	鉄	銅
1	-0.04	0.0439	0.0466	0.0033
2	-0.05	0.063	0.0532	0.0025
3	0.02	0.0793	0.0683	0.0044
4	-0.04	0.0602	0.0497	0.0032
6	-0.04	0.0998	0.0195	0.0012
8	-0.04	0.0647	0.0234	0.0024
10	-0.06	0.1244	0.0259	0.0029
5	-0.02	0.0233	0.0224	0.0009
7	-0.52	0.0157	0.0216	0.0011
9	-0.03	0.0116	0.0038	0.0026
11	-0.01	0.0532	0.0188	0.0025

鉄の腐食率、および青銅成分の溶出率について、温度、残留塩素等の複数の要因への回帰分析を行った。但し、試験片表面に油分が残留していたと思われるデータは除外した。結果は以下のとおりである。

$$\text{鑄鉄腐食率}(\%) = 0.0415(\text{水温}) + 0.633\text{EC} + 0.494\log(\text{r-Cl}) - 1.294\text{pH} + 14.8 \quad R^2 = 0.87 \quad \text{---- (1)}$$

ここに、水温(°C)、EC:電気伝導度(mS)、r-Cl:全残留塩素濃度(mg/l)、n=9

$$\log[\text{亜鉛溶出率}(\%)] = 0.03T + 0.005\text{EC} + 0.219\log(\text{r-Cl}) - 0.184\text{pH} - 0.582 \quad R^2 = 0.83, n=11$$

$$\log[\text{鉄溶出率}(\%)] = 0.0271T - 0.198\text{EC} + 0.229\log(\text{r-Cl}) - 0.058\text{pH} - 1.486 \quad R^2 = 0.56, n=11$$

$$\log[\text{銅溶出率}(\%)] = 0.0534\log(\text{r-Cl}) - 0.531\text{EC} - 0.00119\text{pH} - 2.349 \quad R^2 = 0.62, n=11$$

2. 4. 2 再生水による腐食の抑制方法について

鉄の腐食は電導度や、残留塩素が促進し、pHの上昇(アルカリ度の増加)は抑制する方向に作用することが示された。更にデータを積み重ねることによって、実施設における鉄の腐食を予測し、再生水の残留塩素濃度やpH(アルカリ度)の制御によって腐食を軽減することが可能であると考えられる。青銅は鉄より腐食し難いが亜鉛等の溶出があり、同様に残留塩素やpHの制御が必要であると考えられる。

3. スライムの抑制に関する検討

3. 1 A市における実態調査

3. 1. 1 調査の目的

実施設における残留塩素消費の実態と、その影響要因の把握、および、再生水中での付着物生成速度と影響因子の把握を目的として再利用現場で調査を行った。

3. 1. 2 調査方法

業務用ビルの地下に設置されているRC造の再生水受水槽に連続式残留塩素濃度計を設置して槽内の残留塩素濃度をモニターし、定期的に槽内の水温、水質等を測定した。水質等の測定頻度は月1回とした。

付着物は、二種類の水(ろ過水:砂ろ過処理水、再生水:凝集沈殿ろ過オゾン処理水)を張った容器に、二種類の付着板(陶器製と発泡スチロール製)を、所定の残留塩素濃度(0, 0.5, 2 mg/l)と容器内の水の交換頻度(1日、7日及び30日)の下に16週間浸漬して生成させた。期間中、付着板に付着した物質と一般細菌数および再生水の水質を調査開始後3、8、12、16週目に測定した。

3. 1. 3 調査結果

a. 残留塩素消費速度に関する調査結果:

残留塩素の消費は次式で表される。

$$\log(C/C_0) = kt \quad \text{---- (2)}$$

ここに、C:時刻tの残塩濃度、C₀:t=0の残塩濃度、k:速度係数

残留塩素濃度モニターの記録から読み取った8回の比較的長い単調減少期間について(2)式を適用して各々のk値を求め、水質、水温との関係を調べた。その結果、次の回帰式を得た。

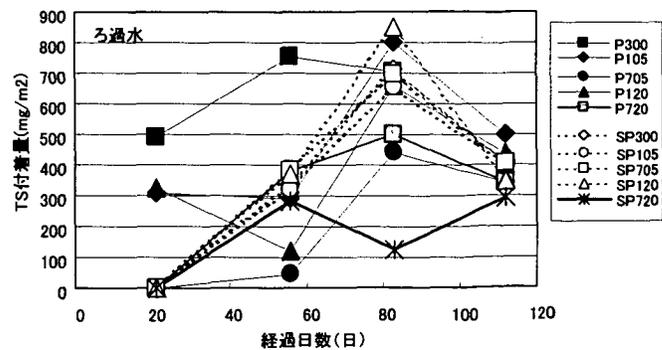
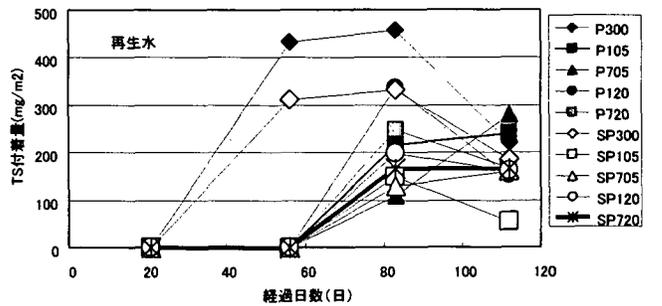


図-2 付着物生成状況

$$k = 330/T + 0.083 \text{ pH} + 0.173 \log(\text{NH}_4\text{-N}) - 0.46 \log(\text{TOC}) - 2.855 \quad R^2 = 0.88 \quad \text{----- (3)}$$

ここに、T：絶対温度 (K)、NH₄-N：アンモニア性窒素濃度 (mol/l)、TOC：全有機炭素濃度 (mol/l)

(3) 式は温度、TOC 濃度が高いと消費速度が上がり、pHとアンモニア濃度が高いと消費速度が下がることを表している。

b. 付着物の生成に関する調査結果：図-2に付着物量の変化を示した。材質による付着量の差は無く、最大付着物量と実験終了時の付着物量は再生水よりも過水の方が多結果であった。図-3は区間毎の付着物量と一般細菌数(対数)の日当たり増減量の関係である。一般細菌数に比例して付着物量が増加する場合と、一般細菌数の増減に比べ付着物量の変化が大きい場合の2つの場合がある様に見える。区間毎の一般細菌数増殖速度について水温(°C)等への回帰を調べた結果、次式が得られた。R²=0.55である。

$$\Delta(\log\text{HPC})/d = 0.03(\text{水温}) - 0.0003(\text{NH}_4\text{-N 負荷}) - 0.0078(\text{残留塩素負荷}) + 0.0006(\text{TOC 負荷}) - 0.41 \quad \text{-- (4)}$$

3. 2 室内実験による検討

3. 2. 1 実験の目的

スライムの生成速度に関する要因を把握することを目的とするもので、今年度は、有機物の質の違いについて検討した。

3. 2. 2 実験方法

再生水中の有機物をゲルろ過によって2以上のグループに分け、有機物成分が異なる再生水を作ってスライムの生成実験を行った。Sephadex G-15 を分離用のゲルとして用い、予め50倍程度に濃縮した下水高度

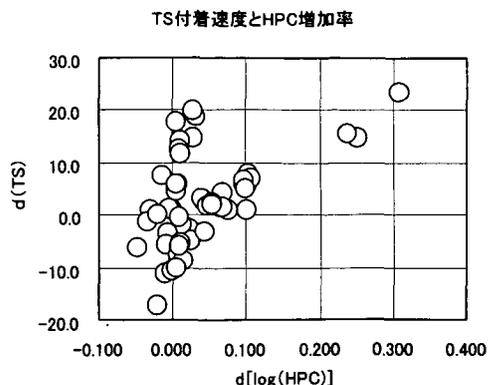


図-3 付着速度と細菌増殖

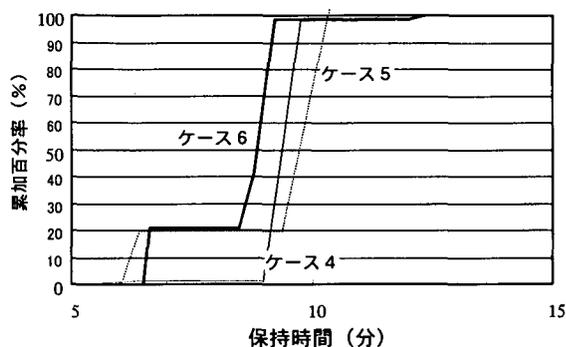


図-4 試料の分子量分布

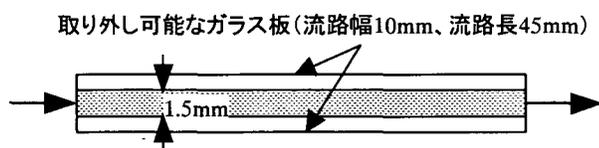


図-5 スライム生成セル

処理水を処理して3種類の組成が異なる試料を調整した(図-4)。スライム生成実験は図-5に示す様なガラスセルに試料水を通水し、ガラスセルの吸光度の変化を測定すると共に、実験期間の中間と最後にセルの内面に付着している従属栄養細菌数を分析して、吸光度による付着細菌数の測定を検討した。

3. 2. 3 実験結果

図-6はセル吸光度とセル付着従属栄養細菌数の関係、図-7はセル吸光度の増減と従属栄養細菌数の増減の関係である。セル吸光度と従属栄養細菌数の関係は弱い正の相関であり、セル吸光度が菌数の増減

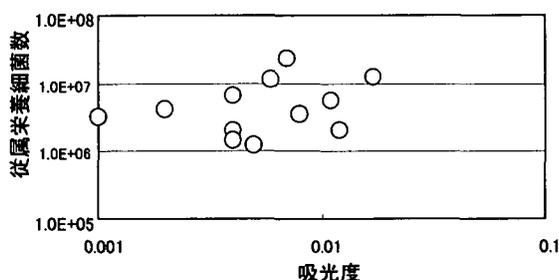


図-6 吸光度と従属栄養細菌数

を反映する場合と、そうでない場合があった。図-8は同じ高度処理水から有機物組成の異なる試料を作って実験を行った時のセル吸光度の変化を表すグラフである。高分子側成分を除いた試料を使用したケース4が高分子側成分を含む他の2ケースと異なる吸光度の変化を示しており、原試料の高分子側成分はガラスセルに付着して吸光度を早期に高める物質を含むことを示している。

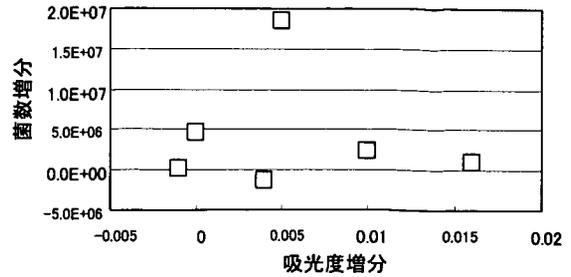


図-7 吸光度の増分と細菌数増分の関係

3. 3 B市におけるオゾン処理による有機物の分解・変性に関する調査

3. 3. 1 調査の目的

オゾン処理による有機物性状の変化について生物分解性及び分子量分布の点から検討し、処理性向上や再利用施設におけるスライム生成防止に対する寄与などを明らかにすることを目的としている。

3. 3. 2 調査方法

B市内の下水処理施設の処理水及び再生水を対象にオゾン処理実験装置（反応部水深1m）でオゾン処理（条件は表-6参照）を行った。処理前後の試料のCODと、一部試料のHach社製BODTrakによる生分解特性、ゲルクロマトグラフィーによる分子量分布等を測定した。

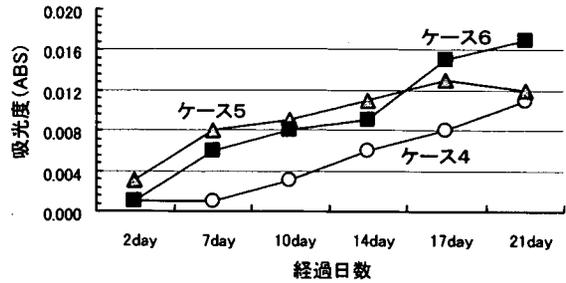


図-8 付着物セル吸光度の変化

3. 3. 3 調査結果

a. 処理条件とオゾン吸収率：吹き込みガス中のオゾン濃度によるオゾン吸収率の差は認められなかったが、表-7に示す通りオゾン吸収率は反応時間と水質の影響を受けることがわかった。

b. オゾン吸収量とCOD除去：オゾン処理によるCOD除去率は、どの試料についても平均19~25%でほぼ一定であった。オゾン吸収量とCOD除去量の間にも有意な関係は認められなかった。

c. 生分解性：オゾン処理による生分解性の変化をBODTrakによって測定した結果、初沈流出水以外ではオゾン吸収量増加に伴ってBOD除去率

表-6 オゾン処理実験条件

No.	注入率 (mg/l)	反応時間 (分)	発生オゾン濃度 (mg/NL)
1	3	5	3.00
2	3	10	1.50
3	3	30	0.50
4	5	5	5.00
5	5	10	2.50
6	5	30	0.83
7	10	5	10.00
8	10	10	5.00
9	10	30	1.67
10	20	5	20.00
11	20	10	10.00
12	20	30	3.33
13	40	5	40.00
14	40	10	20.00
15	40	30	6.67

表-7 反応時間とオゾン吸収率

反応時間		5分	10分	30分
初沈流出水	平均	70.5	50.6	32.9
	標準偏差	8.9	11.8	11.5
二次処理水	平均	67.1	45.5	22.4
	標準偏差	11.2	12.5	2.8
硝化処理水	平均	65.5	42.9	20.0
	標準偏差	9.8	12.7	4.7
高度処理水	平均	61.2	28.1	14.8
	標準偏差	10.4	10.4	3.3

の下限が上昇した(図-9)。多くの場合、初期の酸素消費

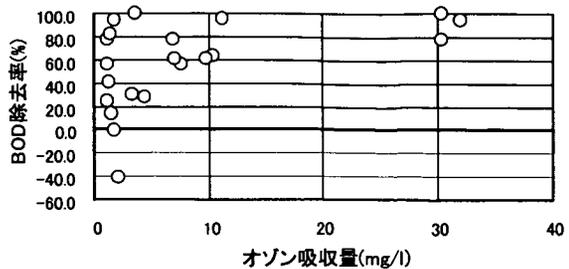


図-9 オゾン吸収率とBOD除去率（初沈流出水除く）

が見られなくなり、生分解性の低い成分が残留する傾向を示した。

d. 分子量分布：オゾン処理前後の試料水の分子量分布を比較した結果、分解に伴うピークの消失やピーク高さの減少、分子量変化に伴うピーク保持時間の変化等が認められた。分析結果を面積平均保持時間（ピーク保持時間とピーク面積の積和を、ピーク面積の総和で除した値）で代表させ、処理前後の差とオゾン吸収量との関係を図-10に示した。オゾン吸収量10mg/l 付近の保持時間の減少は低分子ピークの消失に伴う相対的なものであると考えられるので、これらを除くと、オゾン吸収量の増加と共に平均保持時間は少しずつ増加しており低分子化が進行していると考えられる。

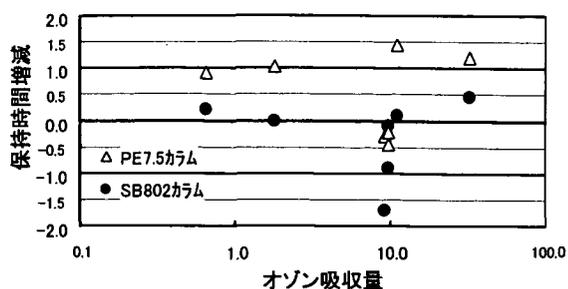


図-10 オゾン吸収量と平均保持時間の変化

3. 4 スライムの制御に関する考察

塩素消費が水温の他、有機物(TOC)によって促進され、pHやアンモニア性窒素濃度が高いと抑制されることが示された。有機物(TOC)はまた、生成付着物の一部である一般細菌の増殖を促す要因であることが示されており、残留塩素保持とスライム抑制のために削減が必要である。再生水中に残存する有機物のうち高分子側の成分がスライム付着に寄与していることを示唆する実験結果が得られたが、他方、オゾン処理による有機物の除去は低分子側で生じ、除去されない成分についても低分子化が生じていることが示された。このようなオゾン処理による有機物の除去及び変性がスライム抑制に有効であるかについては、今後、スライム生成能の変化及び残留塩素消費との関係等について調査の上、明らかにしていく必要があると考えられる。

4. まとめと今後の課題

本年度の調査の結果、微生物繁茂を抑制する役割を果たしている残留塩素が、同時に腐食の促進にかなり強い影響を及ぼしていることが明らかになった。金属材料が多く用いられている既存施設の対策として、腐食による施設機能の劣化を推定する手法や、残留塩素を保持しながら腐食の進行を抑制する手法を検討することが今後の重要な課題である。塩素による腐食が生じない管渠素材の利用を原則とした場合の維持管理性や経済性についても検討が必要である。また、再生水のpH（アルカリ度）を高くすることによって腐食を制御できる可能性が示されたので、次年度以降に付加的な調査を行い、有効性を明らかにして行く必要がある。

微生物繁茂の結果生じるスライムの付着について、付着性従属栄養細菌の増殖とは無関係に見える部分もあることを示す調査結果が得られた。無機物の付着、独立栄養細菌、原生動物等の寄与について検討が必要である。有機物は従属栄養細菌を増加させると同時に塩素を消費するため削減が望ましいが、オゾン処理によるCOD除去率は高々25%であった。オゾンによって除去されたのは低分子量物質が主体で、生物処理水のBOD削減に有効であった。スライム付着を増加させると考えられる比較的高分子の物質は除去されないが、残留塩素保持への効果について検討する必要があると考えられる。

参考文献

- 1) 鈴木、小越、有働、「下水処理水再利用システムの評価に関する調査」土木研究所資料第3755号“平成11年度 下水道関係調査研究年次報告書集” pp165-170
- 2) 鈴木、小越、山縣、藤井「都市基盤整備のための下水処理水再利用システムの確立に関する調査」国総研資料第10号“平成12年度下水道関係調査研究年次報告書集” pp163-180