

(14) 下水汚泥の量と質に関する研究

北海道大学工学部 ○寺町 和宏
高桑 哲男

1 はじめに

下水道の整備に伴ない下水汚泥の発生量は年々増加し、その処理処分が重要な問題となっている。適切な汚泥の処理処分にとって汚泥の質を知ることはまず第1に必要なことである。特に下水汚泥の有効利用に際しては汚泥の質としての重金属濃度が最大の関心事となっているにもかかわらずその変動と影きよう因子については未だ不明な点が多い。筆者らは広く都市代謝における下水道システムと重金属の問題を取扱ってきたが、本論文では実際処理場の余剰汚泥の量及び質の変化を中心に考察したものである。

2 活性汚泥の量と質に関わる基礎的認識

活性汚泥の生成量に関わる因子をその構成要素からみると以下のようになる。

$$\text{活性汚泥の生成量} = a_1 \times \text{無機土壌粒子} + a_2 \times \text{浮遊性有機物} + a_3 \times \text{溶解性有機物} \quad (1)$$

$$\text{MLSS (mg/l)} \quad \text{SS (mg/l)} \quad \text{SS (mg/l)} \quad \text{BOD (mg/l)}$$

ここで各係数は活性汚泥への転換率を表わす。おおよその値として $a_1 = 1.0$, $a_2 = 0.5 \sim 1.0$, $a_3 = 0.4 \sim 1.0$ と考えられているが特に a_2 については未知な点が多く、又 a_3 について 1.0 に近いものは dispersion type (対数増殖系) の活性汚泥系において考えられ(筆者らのグルコースによる実験では¹⁾ グルコースの BOD を 60% とすれば a 値として 1.0 が得られる) 多くの場合 1 より小さく処理方式や下水中の有機物組成により大きく変わるものである。重金属濃度からみれば無機土壌粒子については文献²⁾を参照されたい(一部後述)。浮遊性有機物は元来食物由来のものと考えられその重金属濃度は極めて低いものである³⁾が水系よりの重金属の吸着、捕集力は大きいので流下過程での変化は無視できない。またその難分解性の故に食物連鎖としての生物濃縮率は全体としてそれ程大きくはないであろう。それに対して溶解性有機物からの汚泥は重金属濃縮率が高く濃縮係数は 10^3 オーダーとなる³⁾。このように 3 種類の汚泥の構成割合が活性汚泥の量と質を決めるということができる。以下に無機性汚泥を除き生物化学的反応条件により変動する有機性汚泥の発生量と重金属濃度の概要を記述する。有機性余剰汚泥発生量は通常、有機物負荷、除去率及び水温により変動すると考えられており、水温と有機物浄化率の関係については種々報告されているが生成汚泥量についてはあまり言及されていない。筆者らの研究¹⁾によれば汚泥発生量は水温による内生呼吸(自己酸化)の変化量によって大きく支配されている、つまり水温の低い冬期には汚泥の発生量が増大し夏期には減少することになる。重金属に関してその除去率は下水有機物や微生物体との親和性、吸着性の故に水温の影きようを大きく受けるとは考えにくい。それらのことを示す実験的結果を表-1, 2 に示す。表-1 は人工複合基質を用い水温を 10° と 20°C とし他の条件はすべて一定として回分馴養した汚泥の重金属濃度であり、表-2 は実際下水処理場の活性汚泥混合液の水温を 10° 及び 20°C に維持して 5 日間空曝気させたものである。いずれの場合にも重金属濃度は水温が高い方が高くなっており、汚泥生成量と重金属濃度は逆の関係になっていると考えられる。又表-2 に示すように汚泥濃度減少率と重金属濃度増加率がほぼ一致していることから脱着や溶出はそれ程大きくはないと考えられる。(水温が一定の場合の有機物負荷と重金属濃度の関係⁴⁾は表-1, 2 の結果と同義である)。そこで次に実際下水処理場において有機物負荷と汚泥発生量の関係について検討しておくことが、汚

表-1 水温と人工活性汚泥の重金属濃度 (mg/kg)

水温	Fe	Mn	Zn	Cu	Ca	Mg
10°C	1445	47	387	17	5200	1850
20°C	1985	57	428	24	4140	2630

表-2 自己酸化による重金属濃度変化 (mg/kg)

	Fe	Mn	Zn	Cu	Ca	Mg	MLSS
自己酸化前	56600	1915	815	148	7000	4000	5450
10°C	87250	2460	970	179	9800	5170	4645
MLSSの減少率で増加すると	65000	2200	935	164	8085	4590	
20°C	74680	2910	1095	198	11500	5780	3970
MLSSの減少率で増加すると	71970	2485	1088	182	8900	5090	

泥の重金属濃度を比較(評価)する上で必要となる。

3 汚泥生成量に関する一考察

(1) 下水処理場の違いと有機性余剰汚泥発生量

一般に、汚泥発生量は浮遊物質濃度とその除去率で計算されているが、以下に有機物量を考慮した有機性余剰汚泥発生量について実際処理場のデータをもとに検討する。BOD-SS 負荷が同程度の標準活性汚泥法による下水処理場として札幌市創成川下水処理場(S)、豊平川下水処理場(T)、帯広市帯広川下水処理場(O)を選んだ。年平均の維持管理の概要を表一

表一 処理場の維持管理状況

下水処理場	期間	BOD-SS 負荷	曝気槽容量	MLSS	MLVSS	水量	汚泥発生量
創成川処理場	S, 51年1~12月	0.340	20800	3240	1460	139	370
豊平川処理場	T, 48年1~12月	0.395	10200	2800	1680	184	502
帯広川処理場	O, 51年1~12月	0.373	9030	1687	1046	135	627

表二 年平均および月当りの実績値

	BOD負荷量 a	SS負荷量 b	有機性余剰汚泥発生量 c	間補正値 d	ϕ_a	高級処理水量 e	ϕ_e
S	6634×10^3	3657×10^3	2879×10^3	—	0.021	3192×10^3	0.902
T	3384×10^3	3497×10^3	3584×10^3	655×10^3	13.45	2522×10^3	1.804
O	1506×10^3	888×10^3	8828×10^3	307×10^3	0.243	77×10^3	0.399

3に示す。有機性余剰汚泥発生量は、余剰汚泥濃度×余剰汚泥量×VSS(%)これに高級処理水量×処理水S×VSS(%)を加えたものである。又処理水のBODはSS由来と考え流入BODと除去BODと考えた。処理条件をS処理場に合せて比較するために以下のような汚泥発生量の補正を行なう。水温の違いは小さく、比内生呼吸速度にも大きな差は無かったので、汚泥発生量として次式を考えると、

$$\Delta S = aL_r - bX \quad (2)$$

ΔS ; 汚泥発生量 [Kg], a ; 真の転換率 [$K_g VSS / K_g BOD$], L_r 除去BOD量 [Kg]
 b ; 自己酸化速度, X ; 曝気槽内汚泥量 [Kg]

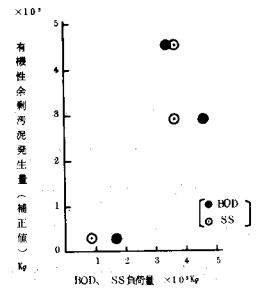
曝気槽内汚泥量の違いとして bX 項を補正することになる。 b 値は実測した比内生呼吸速度 θ [$O_2 mg/L / hr \cdot g MLVSS$]を細胞の O_2 当量1.42で割ったものを用いた。ひと月当りの計算例としてO市の場合を示すと、曝気槽内汚泥濃度が低いことにより実測発生汚泥量に対してマイナスに働く量は、

$$414 \times 10^{-6} \times 9030 \times 6 \times 24 \times 30 \div 1.42 = 1.137 \times 10^4 \text{ [Kg]} \text{ となる。}$$

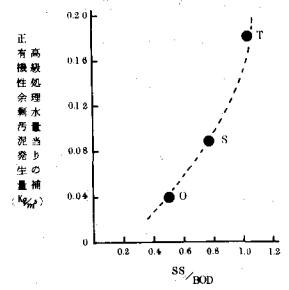
結果を表一4及び図一1に示した。図一1に見られるようにBOD及びSS負荷量当りの有機性汚泥発生量に良い相関は見られない。それに対してマクロな下水質の違いとしてSS/BOD比を考えSS/BOD比と処理水量当りの汚泥発生量の関係でみると図一2のようになり良い相関がみられた。結果としてこれは(1)式からも予想されることである。一方重金属濃度に関してみれば流入濃度が同じ場合SS/BOD比が低い程重金属濃度が高くなることを示唆するものである。

(2) 下水処理場における真の転換率及び水温変化と汚泥発生量

S下水処理場における通日実験調査により真の転換率 a を求めた。まず曝気槽流入BOD負荷量に対する基質呼吸量〔全呼吸量より内生呼吸量を差引いたもので(1-基質呼吸量÷1.42/BOD負荷量)が(2)式における真の転換率 a となる〕を求めるために曝気槽流程6地点における時間毎の混合液呼吸速度と返送汚泥の呼吸速度を測定した。基質呼吸量の計算において流入BODによって新たに生成する汚泥による内生呼吸量は返送汚泥呼吸速度の時間的減衰を考慮していないこともあつて無視している。実験調査結果をまとめて表一5に示す。表の結果を(2)式に用いて a 値を計算すると1.10となった(COD_{Cr}基準では溶解性の処理水濃度15として0.686となった)。次に a 値が水温に関係なく一定¹⁾と仮定し、ひと月毎の平均流入BOD負荷量及び水温と内生呼吸



図一1 BOD及びSS負荷量と有機性余剰汚泥発生量



図二 SS/BOD比と汚泥発生量

表一5 下水処理場における酸化分解率に関する通日調査結果*

測定時刻 (時)	9~10	11~12	14~15	18~19	22~23	4~5
曝気槽停留時間 (hr)	4	3.3	3.2	3.3	3.7	3.6
ML 呼吸量 (kg)	5.9	5.2	9.81	9.87	13.99	21.39
RS 比呼吸速度 (1/hrs)	10.0	10.5	17.6	19.5	15.4	12.8
RS 濃度 (MLVSS%)	5184	5660	9984	6820	7200	4270
返送量 (kg)	345	345	305	373	360	349
内生呼吸量 (kg)	72	66	143	163	148	108
基質呼吸量 (kg)	505	487	538	628	1241	2036
BOD 流入量 B (kg)	840	1430	2073	1936	2944	3071
酸化分解率 A/B	0.602	0.340	0.404	0.415	0.422	0.663

* 実験期間 1977年7月13~14日、下水処理場の通日調査と合同、水温 19~20℃
 有機性余剰汚泥発生量 (含処理水SS) = 9991 (kg/日)、VSS = 72%

速度の関係¹⁾を用いて汚泥発生量を計算した結果と実測値を図-3に示した。実測値と計算値が良く合っているとは言えず、その主な理由として3~4日に一度のBOD値をもとにした負荷量 L_r によるものと思われる。しかしながらBOD負荷量当りの汚泥発生量(図-3)は夏期に低く冬期に高い傾向がみられる。又各月の水温に対応する α 値をプロットしたのが図-4である。水温との関係は見られず平均値が0.96で先の実験調査結果1.10に近似していると言えよう。一方、表-5に示した酸化分解率は初沈流出水BODに占める易分解性の割合を示すものと考えられ平均0.474が得られた。

4 汚泥増殖率及び曝気槽汚泥濃度の変動と重金属濃度

(1) 曝気槽汚泥濃度による変動

重金属の濃縮飽和式⁴⁾を用いて活性汚泥の重金属濃度がMLSS及び汚泥引拔率によって変動する様子を図-5, 6に示した。濃縮飽和式を再掲すると、

$$M_t = (X M_0 + \alpha C D) / (X + \alpha t) \quad (3)$$

M_t , t 日後の汚泥重金属濃度[g/g.dry], M_0 ; $t-1$ 日後の汚泥重金属濃度、 α ; 重金属除去率、 C ; 流入重金属濃度[g/ m^3], D ; 希釈率, X ; MLSS[g/ m^3], a ; 汚泥増殖率[g/ $m^3 \cdot$ 日]

汚泥増殖率は無機性土壌粒子も微生物と一体となって重金属を吸着濃縮する力有すると考えてMLSSとしての余剰汚泥量(処理水SSを含む)を考える。又最終沈殿池に存在する汚泥量には変動が無く定常を仮定している。図-5より汚泥濃度を低く維持した方が重金属濃度の変化率が大きく、汚泥濃度を高く維持したものは変化率が小さくかつ定常になるのに時間がかかることが解る。以上の考えではMLSS濃度が重金属除去率に影きょうしないという仮定が必要である。それに対して回分馴養過程ではあるがMLSSと α の関係を示したのが図-7であり、重金属除去率はある有機物負荷以上では大きな差は無いと言える(データは文献4における実験結果によるものである。)一方汚泥の増殖率が一定にもかかわらず汚泥引拔率; 余剰汚泥量/(曝気槽内汚泥量+増殖汚泥量)が変動した場合についての例が図-6である。これは図-5の場合と同様のパターンを示していると言える。

(2) 経日及び通年変動の実例

経日変動の代表例として銅について図-8に示す。計算値1は(3)式において同じ図中に示したMLSSと増殖率の変動値を用い、晴天時通日調査結果より $\alpha = 0.6$, $C = 0.08$, M_0 として137(5月16日)、流量の変動は小さかつたので $D = 4.7$ として計算したものである(返送は関与しないと仮定)。6月12日を除いて計算値が実測値と良く合っていると言える。6月15日の重金属濃度が合わないのは6月12日の先行無降雨日数24日間の降雨5.5mmによるものと考えられる。その根拠として、比較的小さな降雨により

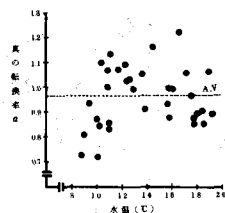


図-4 水温と α の関係(1975.1~1977.6)

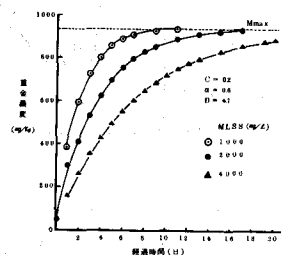


図-5 MLSSの値と重金属濃度変化

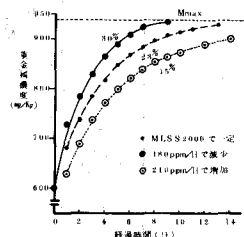


図-6 汚泥引抜率と重金属濃度変化

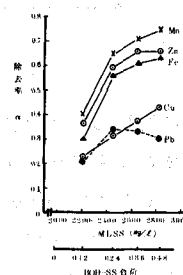


図-7 重金属除去率と負荷の関係

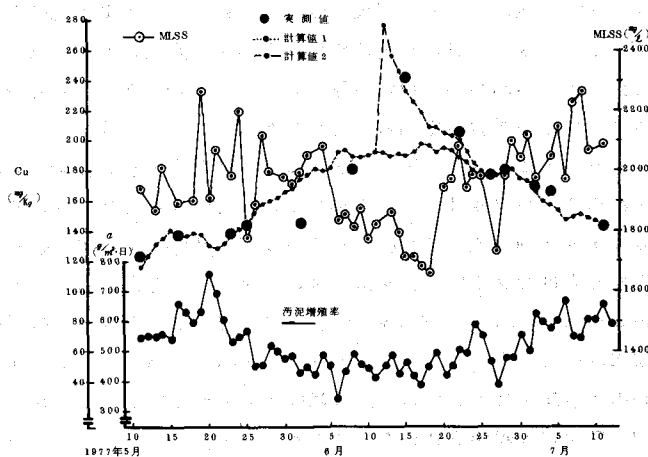


図-8 汚泥増殖率と銅濃度の経日変動

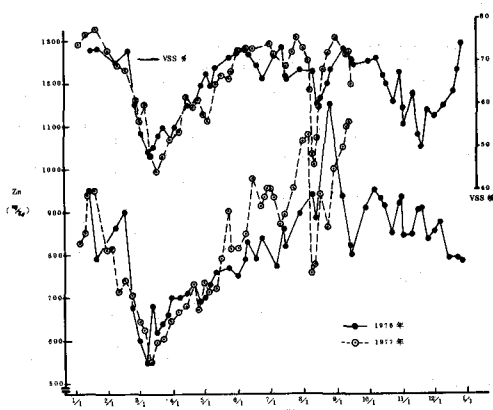


図-9 亜鉛及びVSSの通年変動

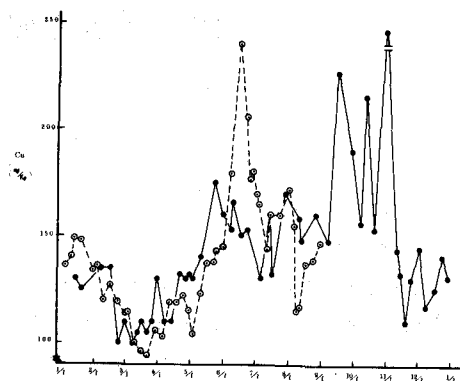


図-10 銅の通年変動

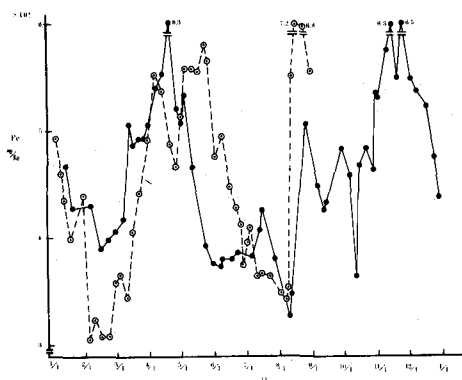


図-11 鉄の通年変動

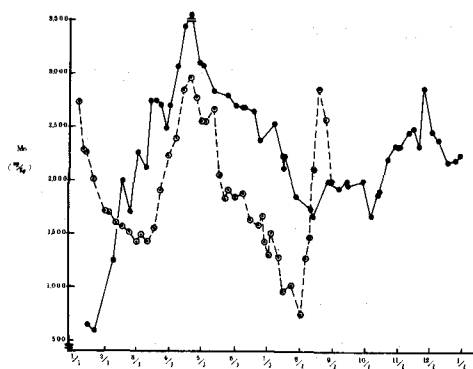


図-12 マンガンの通年変動

管内に沈積していた高濃度の重金属を含む微粒子が流入することや、例えばSS 400 (mg/L)としてそのSSに含まれる銅濃度が100 (mg/kg)とすると²⁾それだけで晴天時の2倍の流入重金属濃度となることになる。そこで6月12日の流入銅濃度として0.1 PPMを用いて計算すると計算値2のようになり6月12日以降の実測値が良く説明される。このような小さな降雨による銅濃度の変動は他にも数多く見られる現象であり、同時期の亜鉛についてもほぼ同様な傾向が見られた。一方大きな降雨においては下水そのものが希釈されること及び流入土壌粒子の重金属濃度が活性汚泥の重金属濃度に比べてやや低いことなどにより亜鉛や銅濃度が低下する傾向がある。雨天時流入土壌粒子の影きようで最も特徴的な例として図-9, 10に示すように1977年8月9日の降雨に伴う火山灰の流入により一時的に大きな濃度低下を呈している。これらの事実からも都市環境内の環境汚泥としての雨天時土壌粒子(有機質部分も含めて)の重要性を知ることができる。

図-9~12よりまず第1に言えることは都市下水処理場における活性汚泥の重金属濃度は大きく変動しているということである。従って一年に1~2回、或いは数回の測定値などでは汚泥重金属濃度の実体をつかむことはできないし、意義が薄いと考えるを得ない。S下水処理場における1976年より1977年8月までの傾向をみるといづれの重金属においても大略一定の変化パターンを示していると言えよう。又4種類の重金属全体としての一定の傾向は見られないので、それらの変動原因が簡単には説明され得ないことがわかる。

しかしながら鉄、マンガンにおいては良い相関が見られる(図-13)。

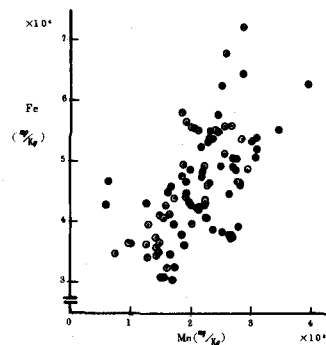


図-13 活性汚泥の鉄、マンガンの濃度の相関

これは鉄、マンガンの物理化学的性質の共通性の結果と見ることができ、自然界での挙動としてよくみられるものである。特に3月後半より4～5月にピークを示しているのは地下水の水質変動と大きな関係があると思われ、春の雪解による地表面からの表流水の浸透過程での2価鉄及びマンガンイオンの溶出(溶脱)によるものと考えられる(S処理場の場合流入下水量の約50%が地下水となっている)。このように地下水或いは水道水の水質変動が水利用に伴う水質変化と重なって活性汚泥の重金属濃度変動へとつながっていることは興味深い事実であり、それは盛岡ら⁵⁾による「水-環境汚泥」系の管理、計画論とともに自然現象と都市現象を一体としてみるものの重要性を意味するものであろう。

(3) 汚泥増殖率及び都市の質と汚泥重金属濃度

札幌市S下水処理場における昭和51年1月より52年8月までの20ヶ月間のひと月毎の平均汚泥増殖率(余剰汚泥発生量)と平均汚泥重金属濃度の関係を示したのが図-14、15である。高級処理水量の差を考慮して横軸は D/a とした。亜鉛及び銅濃度はいずれも汚泥増殖率と大略傾向を示していると言える。これらの図において勾配は重金属除去量 αC を表わすものと考えることができるので図の結果より αC の変動、特に C の変動が大きいものと考えられる。又汚泥増殖率 a の中には無機性土壌粒子も含まれておりその量と質の変動がある(季節や降雨状況の違いにより)ことも図中データのバラツキの原因と考えられる。尚汚泥増殖率を有機性余剰汚泥発生量で考えて同様のプロットをすると亜鉛、銅いずれの場合にもより以上のバラツキを示した。

次に先に示したようにS処理場とは大きく余剰汚泥発生量が異なるO処理場の汚泥重金属濃度について比較検討する。(3)式において定常状態を考えれば $M = \alpha CD/a$ となる。今亜鉛を想定して $\alpha = 0.6$ で変わらなるとすれば、S処理場の場合、流入濃度として通日の荷重平均値測定例より $C = 0.2 \text{ ppm}$ 、昭和51年1月より20ヶ月の平均値として $D = 5.06$ 、 $a = 7.57$ を用いると $M_S = 670 \text{ (mg/Kg)}$ となる。同様にO処理場の場合、 $\alpha = 0.6$ 、 $C = 0.1$ 、昭和52年2月より6ヶ月平均で $D = 0.333$ 、 $a = 1.91$ を用いて計算すると $M_O = 1045 \text{ (mg/Kg)}$ となる。それに対して実測値はそれぞれ $M_S = 680$ 、 $M_O = 920$ であるからほぼ予測計算値と合致していると言える。銅の場合もO処理場の場合平均 180 (mg/Kg) でS処理場に比べて高い値となっている。流入重金属濃度が低いにもかかわらずO処理場の汚泥重金属濃度が流入濃度の高いS処理場より高いということは正に汚泥の量と質の関係で理解された。当然ながらO処理場の汚泥増殖率がS処理場と同程度になった場合には汚泥の重金属濃度が現在のおよそ2分の1以下という低い値になることが予想される。いづれにしてもO処理場の汚泥重金属濃度が、汚泥増殖率の低さにもかかわらずそれ程高い値ではないということはO市が未だ余裕のある田園都市であることが理由として考えられよう。

一方S市のように年々急速な人口の増大と都市化の進行は都市下水処理場の活性汚泥重金属濃度に一体どのような変化をもたらすであろうか。以下都市の質と汚泥重金属のかかわりということで雨天時流出土壌粒子の重金属濃度について検討する。図-16はS下水処理場排水区域における採取地点の異なる雨天時流出土壌粒子(210μ 以下)の重金属濃度を示したものである。S下水処理場排水区域は南北に細長く市中心部が南端に位置しており、各採取地点は最も市中心部近くに存在する雨水吐室A、中継ポンプ場B、S下水処理場

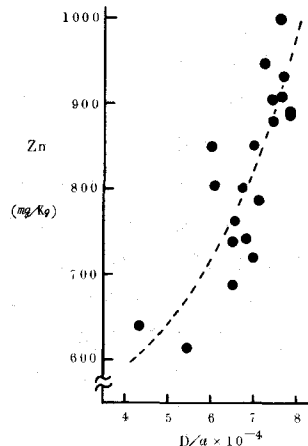


図-14 D/a と亜鉛濃度の関係

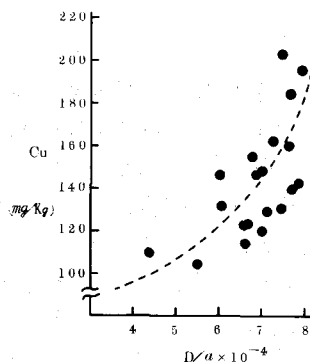


図-15 D/a と銅濃度の関係

C 郊外の住宅団地中継ポンプ場Dとなっている。横軸は都心部からの距離、都市活動度密度、利用人口密度、或いは時間(年)などを想定することができる。データはいずれも降雨に至るまでの状況及び降雨強度がほぼ同じものについてであり、各土壌粒子の強熱減量パーセントは重金属濃度と相関を有している^{8), 2)}。又降雨強度が異なれば各地点において縦軸の重金属濃度の変動するという関係が得られているがそれらについては別の機会に報告する予定である。

5 おわりに

余剰汚泥の量を水温や維持管理条件及び下水の質などを考慮して把握することが汚泥重金属濃度について考える上で重要であることが明らかにされた。複雑で多様な都市活動の結果、都市施設としての下水処理場より発生する汚泥の量と質を正しく認識することが下水道システムのOver allな機能を把握することになると考えられる。又その下水汚泥の土壌帰還を考えれば下水処理場すなわち下水汚泥重金属濃度は都市と自然の両方のモニターとして捉えることもできよう。本論文では検討できなかった経年変動や「都市-水-汚泥-自然」系における下水道システムのより定量的な考察は今後の課題である。最後にO市は下水汚泥を嫌気性消化の後100%農地還元していることを付記し、又本研究をするにあたり札幌市創成川下水処理場の皆様及び帯広市帯広川下水処理場の皆様には多大な便宜をいただいたことを記し謝意を表す。

参考文献

- 1) 寺町、高桑；汚泥発生量の水溫効果について 第32回土木学会年縞 昭和52年
- 2) 寺町、高桑；合流式下水道システムにおける重金属流出と下水汚泥重金属濃度 第13回衛生工学研究討論会講演論文集 昭和51年1月
- 3) 寺町、神山；活性汚泥による重金属の濃縮に関する研究 下水道協会誌 vol. 11、№127 (昭49)
- 4) 寺町、神山；下水汚泥重金属濃度の評価に関する研究 第12回衛生工学研究討論会論文集 昭50.1
- 5) 盛岡、山田、末石；既存特性からみた汚泥環境に関する基礎的研究 水処理技術 vol. 16、№9(1975)
- 6) 盛岡、末石；消費にともなう金属の排出と蓄積に関する研究 第12回衛生工学研究討論会講演論文集

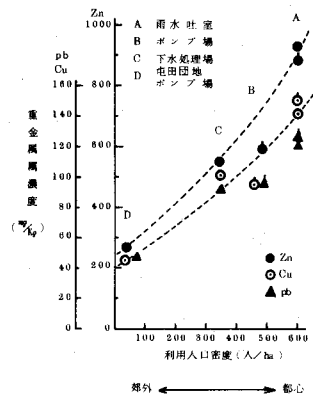


図-16 採取地点の異なる雨天時流出土壌粒子と重金属濃度

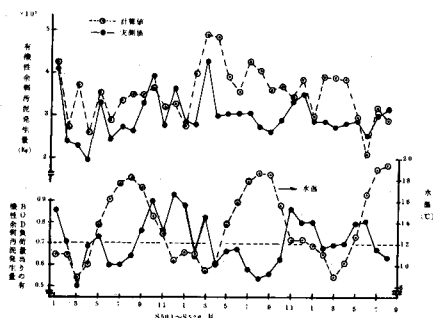


図-3 汚泥発生量の月別変化