

枚方市北部特別都市下水路処理場
に関する調査報告書

建設省 土木研究所

目 次	頁
まえがき	1
I. 流量および水質	3
1. 計画流量	3
2. 流入下水の水質	5
D. 工場排水の BOD および SS	6
2). 家庭下水の BOD および SS	17
3). 流入下水井の金属およびシアン濃度の算定	20
II. PH調整およびPH調整による重金属の次級除去	36
1. PH調整	36
1). 調整の対照にする PH の算定	36
2). 混合下水の中和曲線	39
3). PH調整に用いる薬品および薬品注入装置	54
4). PH調整槽の方式および容量	66
2. PH調整による金属イオンの次級除去実験	70
1). 実験方法	70
2). 実験結果および考察	71
III. 最初次級池および最後次級池について	76
1. 最初次級池	76
2. 最後次級池	80

IV. 活性汚泥処理について	81
1. 生物処理実験	81
D. 原水の生物処理の可能性	82
2). 実験方法	86
3). 実験結果および考察	95
①. 活性汚泥処理におけるショックロードの影響	95
②. 連続活性汚泥処理実験による処理効率の影響	105
4). 総括	146
5). 生物処理実験の要約	152
2. スラップエアレーションの可能性について	153
3. エアレーション装置の設計 (最終計画について)	156
4. エアレーション装置の設計 (流入量 5,000 m ³ /日について)	163
V. 汚泥濃縮槽について	171
1. 汚泥発生量	171
2. 設計	176
3. 運転当初に対する処置	179
VI. 重金属を含む沈殿汚泥の嫌気性消化について	180
VII. 設計値について	197
おとがき	201

まえがき

本報告書は牧方市・依頼により実施した牧方市東部下水処理場の設計に關して実施した調査の結果をとりまとめたものである。

同下水処理場の処理区域内には中小企業用地、既成服用地、住宅公団用地、京阪電鉄用地、その他教社の工場用地があり、その流入水は多くの都市にみられるような家庭下水を主とする下水処理場のそれとは異なることが予想される。特に問題の多いのは中小企業用地からの排水であり、金属加工等によりその表面処理などの工場の中にも含まれてゐる。これらの用地の造成は数年前にわたって工事が行なわれるがために、同処理場に流入する下水の水質は、数年前にわたり経年的に変化することになる。

このようなことから、同処理場に流入する下水の質を出来る限り正確に推定し、その水質に見合う処理場の設計を行うこととし、必要の実験を行なうこととしたものである。調査および実験に關しては同処理場の放流水が直接淀川に流入されることを考慮して、処理場内の各施設の運

転管理が円滑に行われ、かつ一時的に悪質の排水が
流入しても、出来るだけ良好な処理水質をうように配
慮したものである。

流量及水質

1. 計画流量

枚方市が計画した下水量の次の通りである。

表 11 計画下水量

排水区	分区分	面積	人口	家庭下水	工場排水	計	備 考
北部排水区		359 ^{ha}			15.279 ^{m³}	15.279 ^{m³}	特別都市下水道区域
	区域内	390	42,900	11.154		11.154	将来公共下水道区域
南東排水区	区域流入	207	30,000	7,800		7,800	日本住宅公団八幡岡地区 約145人/ha
	小計	597	72,900	18,954		18,954	
牧野排水区		416	45,760	11,898		11,898	将来公共下水道区域
合 計		1,372 ^{ha}	118,660 ^人	30,852 ^{m³}	15,279 ^{m³}	46,131 ^{m³}	15,279人 按算/人 58,800人 合計 197,500人
		住宅 1,165 公園 207	住宅 88,660 公園 30,000				

但し、計画汚水基準量に 家庭下水にのみ

計画 1人1日 平均下水量 260^{ℓ/人/日} (内地下水 30^ℓ)
 " " 最大 " 380 (")
 " " 時間最大 " 540 (")

計画流量は以上の通りであるが、最初のうち

家庭下水量が少く、工場排水がかなり多いことが予想される。

汚性汚泥処理、汚泥の消化等については、pH、毒性物質

表I-2 計画流量と42年度末流量との比較

排水区名	排水箇所	42年度末流量		計画流量	
		工場水 m ³ /日	家庭下水 m ³ /日	工場水 m ³ /日	家庭下水 m ³ /日
北部第1排水区	中小企業団地	2,742	490	4,500 (3,430)	(1,070)
	既設団地		1,300	2,000 ()	(2,000)
	家具コンビナート	150		2,060 (1,370)	(690)
	中小製鋼所			1,500 (1,000)	(500)
	その他	175	250	5,219 (2,088)	(3,131)
	日産製作所 大阪高級新志所 弘進産業住宅団地 已域内住居の排水 工場排水余剰分				
	小計	3,067	2,040	15,279 (7,888)	0 (7,391)
楠葉排水区	京阪団地等				11,154
	住宅公園団地				7,800
	小計				18,954
牧野排水区					11,894
計		3,067	2,040	15,279 (7,888)	30,852 (38,243)
総計		5,107 m ³ /日		46,131 m ³ /日	

注：計画流量の欄のカッコ内の数字は、北部第1排水区の工場排水のうち、家庭下水の性質と性質と予想されるものと家庭下水と（工場）の流量で、二場合、工場排水と家庭下水との比は約1:6と5、又、北部第1排水区の「その他」部分からの下水5,219 m³/日を全て家庭下水とすると工場排水と家庭下水との比は1:9と5、

の案から考えれば、工場廃水の割合が多ければ危険側であるから、工場廃水の割合が最も多..と仮定した 1940
42年度末の流量で計画流量と比較して表I-2に示す。

2. 流入下水の水質

枚方市の計画によると 流入下水の予想水質は次の通りである。

表I-3 流入下水の予想水質 (計画水質)

	流入予想水質
BOD	220 ppm
SS	276 ppm

この計画の場合、工場廃水の量が多くなり、工場廃水の中に重金属類などの毒性物質が含まれており、毒性物質の濃度が処理の良否にかなりの影響を及ぼすと考えられる。又、毒性物質との関連を考えた場合、必ずしも BOD, SS が低い方が危険側とはならず、むしろ BOD が高ければ危険ではな..かと考えられる。以上の様な観点から 流入下水の水質と、工場廃水及び家庭下水の個々の水質から検討し直して可い。

1) 工場廃水の BOD 及び SS

工場廃水は 中小企業団地、既製服団地、家具コンビナーツ、中山製鋼所、大阪高級鋳造所所からの廃水が主な工場廃水である。中小企業団地には多種多様な工場があり、水質的にもかなりの問題点がある。既製服団地からの廃水は前年度報告書で述べた様に家庭下水的な水質であり、又家具コンビナーツの廃水は主として本工塗装工程の廃水、中山製鋼所は軽量鉄骨又はコンクリート部材製造工程からの廃水で、いずれも水質的にはその程問題にならないと思われる。大阪高級鋳造所の廃水は鋳造の際の廃水で、中小企業団地の廃水に較べて特に悪質とは思われない。その他、自立製作所がかなり広い団地を所有しているが、現段階では厚生施設の建設が予定されている。従って水質的には中小企業団地の廃水を代表例として考えることにする。

中小企業団地の工場は、金属製品製造業、機械製造業の工場が主であるが、その他多種類の工場がある。産業中分類別に分類すれば次の様な内訳になる。

食品製造業 1社, 繊維製品製造業 1社, 木材, 木製品製造業 2社, 紙加工品製造業 3社, 化学工業 4社, 石油製品製造業 1社, プラスチック製品製造業 1社, 窯業, 土石製品製造業 1社, 鉄鋼業 3社, 非鉄金属製造業 1社, 金属製品製造業 8社, 機械製造業 11社, 電機機械器具製造業 1社, 輸送機械器具製造業 1社, 理化学機械製造業 1社, その他の製造業 1社, 計 41社である。この41社のうち, 鉄材の酸洗と行なう工場は5社, メッキ工程のある工場は2社, パーカライゼンツ等金属の表面化成工程のある工場は4社で, これらの工場から硫酸等の鉱酸, フロム, ニッケル, 亜鉛, 銅, 亜鉛等の毒性物質がかなりの量排出される。各工場から廃棄される薬品等の量, 水質の問題点と表-4-1~4-5に示す。

41年5月の第2回水質調査の際, 41, 42, 43年度末に中小企業団地から排出される工場廃水の水質を推定するために, 主要工場24社の廃水を, 各年度末の流量比で混合したコンポジット試料を採取

会社名	廃水 源	廃棄物の種類等 ^量	水質の問題点
太陽工業	冷却水 手洗い水等		
森組工業	でんぷん糊製造、洗 淨時の廃水 ボイラー排水 手洗い水等	苛性ソーダ 4kg/月 でんぷん 120kg/月 (使用量の1%を排水) (14.3と12)	糊の洗淨廃水はBODが大 きく、pHも高い。 その他極少量の機械油、 インク等利用の白燈油が 出くさる。
大永製薬	同上	苛性ソーダ 7kg/月 でんぷん 200kg/月 (同上の仮定で)	同上。
フナイ薬品	ビン等の洗淨水 手洗い水等		合成洗剤、油脂、700ppm が含まれる可能性あり。
日興産業	ボイラー排水 試験室の器具洗淨 手洗い水等		漏れた油、水溶性の 製品(不凍液等)の9:10 洗淨水が排出される。
関西珪瑯	脱脂 酸洗 表面処理(硫酸ニ) による	合成洗剤 400kg/月 硫酸 600kg/月 硫酸ニッケル 12kg/月 苛性ソーダ 300kg/月	硫酸槽(1500ℓ)12月に2回 硫酸ニッケル槽(1,100ℓ)12月に 1回、3つを水更新する。廃液 はバス液は下水処理に有るが 全11種類出し分けはなす 11。 常時のニッケル濃度は10～ 90ppmで、pHの変動は著 しい。(pH 3～11)
浪連工業	キョボラ、コンプレッサー の冷却水 手洗い水等		銻砂等の混入によりSS が比較的多く、又亜硫酸 が含まれている可能性が ある。

会社名	廃水 源	廃棄される薬品等量	水質の問題点
楽西金属	酸洗 パーカライジング 焼鈍	硫酸 245kg/月 塩酸 425kg/月 硝酸 805kg/月 硫酸塩 315kg/月 石灰	硫酸槽(約1m ³ の槽2槽)を毎週1回更新する。又、硫酸塩によるパーカライジング槽には、特殊鋼から溶出したニッケル、クロムが相当に含まれているため、この等のバス液を廃棄する際には、下水処理に有害でない様に処分しなければならぬ。 通常、廃水のpHは1~2で、ニッケル、クロムの濃度はそれぞれ10~15、2~4ppm程度である。
吉田金属	手洗水等		メッキ、塗装は外注、切削油がでる可能性あり。
ヤマギン工業	手洗水等		機械油がでる可能性あり。
浅井鉄工所	鍛造の際の冷却 手洗水等		油がかなり多く、スケールもいくらか含まれている。
三星ホック	脱脂 バレル研磨 酸洗 青化銅メッキ ニッケルメッキ 手洗水等	アセチクリナー 50kg/月 コンパウンド 80kg/月 塩酸 210kg/月 青化銅 10kg/月 青化ソーダ 55kg/月 硫酸ニッケル 40kg/月 塩化ニッケル 20kg/月	放方へ進出する前にメッキ工程から、たまたまは、取り出した水質はつかぬが、通常の廃水の金属イオン等の濃度は ニッケル 56~150ppm 銅 16~32ppm ツアソ 13~88ppm と考えられる。 バス液、特にメッキ槽のバス液を廃棄する際には、下水処理に有害でない様に処分しなければならぬ。
細川金工所	コンプレッサー冷却水 酸による脱錆(原則として行わないが) 手洗水等	塩酸 10kg/月 硝酸 10kg/月	酸付白土でバースト状にした酸を浄ろして清浄にしている。 塗装は外注

表1-4-3

No. 10

会社名	汚 染 源	汚染物質の種類等	水質の問題点
関西鉄工所	コンプレッサー冷却 オーバーラスト除塵装置 手洗の水等		除塵装置からの废水はSSが多し。
出来鉄工所	手洗の水等		切削油がでる可能性あり。
田中重鉄工所	手洗の水等		同上
大和化工機	酸による脱錆 手洗の水等	塩酸 20kg/月 硝酸 20kg/月	ペースト状の酸を塗布して脱錆するにあり。
国土鉄工	コンクリートミキサー、型枠 等の洗浄		コンクリート灰によるSS
田辺鉄工所			切削油がでる可能性あり。
初田製作所	脱脂(トワ)液の残 塗装前 水圧検査 塗装ブース 発脱剤濃縮釜の洗浄	ホルムシ酸ソーダ 200kg/月 テックスール(洗剤) 苛性ソーダ 14kg/月 (1割排出といふ)	
ハルタバルフ	水圧検査 手洗の水等		脱脂剤と灯油で洗浄するため 多少の油が混入する。 鉄屑の混入によるSS 亜硫酸酸が混入する可能性あり。
大阪ハルフ	水圧検査 手洗の水等	苛性ソーダ 12kg/月 塩酸 6kg/月	切削油、灯油が排出は少
ハイヤックス音響	塗装前脱脂 パウダライジング 手洗の水等	苛性ソーダ 120kg/月 リチウム塩 10kg/月 (リチウム塩は2割排出)	月2へ3回機を更新するが、廃棄液は、下処理に有るべき に様に処分すべきである。

表I-4-4

No. 11

会社名	废水源	廃棄物の薬品等	水質の汚染
西田螺旋	酸洗 手洗い水等	硫酸 2,000 kg/月 (使用鋼材の酸洗液)	酸洗の処理については考慮する必要あり。 切削油等による可能性あり。
京阪電線	ビニル被膜形成の際の冷却 手洗い水等		銅線の冷間引抜きに用いる油が若干による可能性あり
小倉屋昆布	昆布塩板(少量) 味付け容器の洗浄 手洗い水等		食器洗浄水は1日1回排出 とし、量は少量であるが、 BODは高く 1,000 ~ 2,000 ppm である。
東邦木材	スチロール樹脂と溶 剤とを溶かす際の冷却 手洗い水等		
松井製作所	手洗い水等		将来は ステンレス鋼の酸洗 を行なう可能性あり。
明星金属	同上		
福井製作所	同上	苛性ソーダ 120 kg/月 塩酸 100 kg/月 (ボイラー用純水製作用)	酸液、酸アルカリは合せて中和 することが望ましい。
徳島精油	反応残の薬液 濃縮液物(製品)の 洗浄水 手洗い水等	硫酸 1,500 kg/月 (全量排出) 硝酸 2,500 kg/月 (塩の形で排出) 塩酸 700 kg/月 (大部分は塩の形で排出) 苛性ソーダ 1,000 kg/月 (反応残が1部排出) 炭酸ソーダ 2,800 kg/月 その他酢酸、アセトア、 脂肪酸、セリウム、ラノール、 オレフィン等が若干量 排出される。	日に5、6回製品が変るため、 水質もその工程によって非常に 変化する。特に強酸性、 強アルカリ性の薬液が出る。 工程は次のとおりである。 硫酸セリウム工程 (HCl) 強酸性 硝酸トリウム工程 (H ₂ O ₂) 強酸性 (H ₂ SO ₄) 強酸性

会社名	排水源	廃棄物の品名と量	水質の汚染状況
上野化学	反応槽の洗浄 ナトリウム等の硫酸洗 注に53精製 ビン等の洗浄 界面活性剤の検査	硫酸 1,300kg/月 合成洗剤 20kg/月 硝酸 14kg/月	硫酸は中和する必要 がある。
安阪鉄工	手洗の水等		
昭和工業	同上		
新日野自動車	脱脂 酸洗 亜鉛メッキ 表面化成 手洗の水等	苛性ソーダ 40kg/月 硝酸 10kg/月 塩酸 30kg/月 青化亜鉛 60kg/月 青化ソーダ 20kg/月 苛性ソーダ 53kg/月 塩酸亜鉛	廃棄バス液は下水処理に 有害で汚染防止に十分 する必要がある。
大東木工	塗装ブース コンプレッサーの冷却 手洗の水等		ブース内の水は、表面をスポンジで拭き取り、SSはあまり大 きくはない。
山内ゴム	ゴムの表面処理 ロール冷却水 研削を廃水 手洗の水等	硫酸 600kg/月 塩酸 100kg/月 塩酸アセトン アンモニア 亜硫酸ソーダ } 少量	廃酸は1日1回廃棄するが、 廃酸の処理に十分考慮が必要。
堺工業 中央理化学工業 オリビア工業 カーボンハエ工業	未調査		

し、水質分析した。結果を表I-5に示す。尚、各年度
の工場廃水の混合比は、大阪府公害課の調査に基づき
表I-6の如く定め、その比で混合した試料をコンポジット
試料とした。コンポジット試料作成に用いた工場
廃水の採取時刻は、各工場によってまちまちであったから、
コンポジット試料とそのまゝ中小企業団地からの廃水と
考えたことはできないが、一応の目安と考えれば、コンポジット
試料の分析結果により工場廃水の水質が推定できる。

酸、アルカリ、毒性物質については後に述べる
として、ここではBOD、SSについて検討する。表-5
によれば、41.42年度末のコンポジット試料のBODは
約250 ppm程度であるが、43年度末の試料のBODは
55 ppmと低い。この食違いは実験誤差と考えより説明
がつかないが、表-4の各工場の廃水源、廃棄物
薬品等の量からも推定される様にBOD負荷の大きい廃水
は小倉屋昆布からの廃水のみで、その他には森組業、
大永組工からいくらか負荷がある程度である。よって
BODが250程度に与るとは考えにくいのを、工場廃水

表I-5 中小企業土壌団地工場廃水コンポジット試料水質分析結果

採取年月日 41年5月17日~18日

項目 番号	試料時刻 試験項目	41年度	42年度	43年度										
1	水 温 (°C)													
2	水 温 (°C)													
3	色 相													
4	透 視 度 (cm)													
5	pH 値	2.35	2.11	2.85										
6	全酸度 (CaCO ₃ ppm)	<0.5	265	278										
7	硫酸度 (CaCO ₃ ppm)													
8	全アルカリ度 (CaCO ₃ ppm)	—	—	—										
9	アルカリ度 (CaCO ₃ ppm)													
10	蒸発残渣 (ppm)	679	1630	1043										
11	浮遊物 (ppm)	126	126	121										
12	強熱減量 (ppm)	274	488	234										
13	B O D (ppm)	257	229	55										
14	C O D (ppm)	53.6	498	23.2										
15	硫酸素 (ppm)	2.0	4.54	4.30										
16	塩素イオン (Cl ppm)	2.2	2.3	2.0										
17	リン酸 (PO ₄ ppm)	2.6	6.7	0										
18	A B S (ppm)	1.5	0.9	1.3										
19	ニッケル (Ni) (ppm)	0.10	0.65	0.71										
20	クロム (Cr) (ppm)	2.7	2	1.8										
21	鉄 (Fe) (ppm)	8.0	21.6	20.4										
22	アミン (Zn) (ppm)	3.14	1.94	1.94										
23	シアニド (CN ⁻) (ppm)	—	—	—										

<注> 試験法 (14) 過マンガン酸カリウム アルカリ法 (希薄水溶液中 30分間加熱)

表I-6 コシホツット試料 混合比

工場名	41年度		42年度		43年度	
	流量 m ³ /h	100ℓに対する 流量比 ℓ	流量 m ³ /h	100ℓに対する 流量比 ℓ	流量 m ³ /h	100ℓに対する 流量比 ℓ
小倉屋昆布	6	0.77	(7.5)	0.56	9	0.52
太陽工業	15	1.94	17.5	1.32	20	1.15
大東和	16	2.07	(40)	3.01	64	3.67
久永和業	22	2.84	22	1.66	22	1.26
徳島精油	40	5.16	(60)	4.51	80	4.59
上野学	100	12.91	(130)	9.78	160	9.18
日興産業	7	0.90	(8.5)	0.64	10	0.57
廣西玻璃			70	5.27	70	4.02
廣西金属	25	3.23	(32.5)	2.45	40	2.30
廣西鉄研			23	1.73	23	1.32
浪速工業	30	3.87	31.3	2.36	32.5	1.86
三星ホツ	32	4.13	(42.5)	3.20	53	3.04
国土鉄工	5.9	0.76	(6.7)	0.5	7.5	0.43
安坂鉄工	2.9	0.37	(4.4)	0.33	5.9	0.34
浅井鉄工所	65.5	8.45	(71.3)	5.36	78	4.48
和川鉄工所	1	0.13	(96)	7.22	193	11.07
ヤマキン工業	6	0.77	(8)	0.60	10	0.57
初田製作所	48	6.20	(108)	8.13	168	9.64
ハルタバルブ			40	3.01	40	2.30
大阪バルブ	1.2	1.55	(1.6)	1.20	20	1.15
新日田自動車	6	0.77	(7.5)	0.56	9	0.52
田辺鉄工所	14.5	1.87	(16.3)	1.23	18	1.03
松井製作所			10	0.75	10	0.57
フナイ薬品	320	41.30	(460)	34.61	600	34.43
計	774.8	99.99	1,329.0	99.99	1,742.9	100.01

注1. 山内ゴム、東邦本邦、京阪電線の3社は主として冷却水の
ため、安全側を考へ、コシホツット試料には加へてない。

注2. 三星ホツの現在ノキ工程があるため、新日田自動車の廃水で
代用した。

の BOD は 43 年度のコンポジット試料の分析結果より、若干大きくとり、100 ppm とする。

SS については、各年度のコンポジット試料の値がほぼ一定で 120 ppm 程度である。しかし、SS にはその他に、各工場から排出される硫酸が石灰によって中和されて生じる石膏及び中和によって生じる金属の水酸化物による SS がある。中小企業団地から排出される廃硫酸は合計 13.5 t/月²⁾、この廃硫酸は、原則的には全て工場の除染施設で中和されて廃棄される。中和には石灰が用いられるとすれば、生じる石膏の量は 18.7 t/月 (as CaSO_4) である。金属の水酸化物には水酸化鉄の他、ニッケル、クロム、銅、亜鉛なども多少かた少く水酸化物になると考えられるが、石膏、水酸化鉄の量に較べて無視できるとして、水酸化鉄のみを考へる。排出される鉄の量は後に述べる如く、1ヶ月当り約 2.5 t と考えられる。これが全て水酸化鉄³⁾と仮定して計算すれば、4.0 t/月である。従って、中小企業団地の各工場が全て操業に入った場合、中小企業団地の工場廃水量 4,500 m³/月⁴⁾については、石膏、水酸化鉄による附加的

SS は 約 170 ppm あることにある。又、中小企業団地以外
の工場からは、硫酸、鉄は共に排出と少ないとすれば、
計画工場廃水量 $15,279 \text{ m}^3/\text{日}$ について、約 50 ppm の
附加的 SS があることにある。

以上、要約すれば、工場廃水の BOD
及び SS は 次表の如くだと予想される。

表 I-7 工場廃水の予想 BOD, SS

BOD	100 ppm
SS	120 ppm + 石膏、水酸化鉄による SS (硫酸及び鉄は、中小企業団地以外 の工場から排出と少ないとすれば、 170 ppm)

3-2) 家庭下水の BOD 及び SS

家庭下水は楠葉排水区、牧野排水区から
流入する。このうち楠葉排水区の家庭下水は、旧本佐倉
団八幡団地及び京阪団地からのものが主で、大部分は
佐倉団地の家庭下水と考えると差支えない。更に、牧野排
水区の下水が流入し始めるのは、かなり将来のことと考
えられるので、少なくとも当分の間は、流入する家庭下水は

住宅団地からの下水が殆どとてゐる。以上の理由により、家庭下水の水質は現存の住宅団地の処理場の流入下水水質より推定する。

川崎市の生田処理場（百合ヶ丘団地の下水処理場）の昭和37年8月～昭和40年10月の水質試験成績によれば、BODは平均135 ppm、SSは平均166 ppmであつた。又、吹田市の正雀処理場（千里団地の下水処理場）の昭和40年7月～昭和40年12月の水質試験成績によれば、BODは平均176 ppm、SSは平均136 ppmであつた。又、洞沢（下水処理会誌、Vol.3, No.23）によれば、住宅団地のBOD負荷量は平均1人1日当り35.4grであり、1人1日当り平均下水量は185.3ℓであつた。これよりBODを計算すると約190 ppmである。家庭下水の予想BODとしてこの値を用い、SSについてはWPCF Manualに示されているBOD負荷：SS負荷＝0.17：0.2を用いて、BOD 190 ppmより計算すれば約225 ppmと推定する。

表1-8 家庭下水の予想水質

BOD	190 ppm
SS	225 ppm

以上の推定は、活性汚泥処理、汚泥の消化に対して；

中金庫の影響等も考える場合、流入下水のBOD、SSを大きく取るのはかえって危険視しと考へるため、流入下水の水質をより実際に近い値で推定するために行つたものである。例之は表-2に示した42年度末流量の場合の水質を、以上の工場廃水、家庭下水の水質から推定すれば、BOD 13.6 ppm, SS 271 ppmで、計画水質に較べてBODが著しく低い値になることから、予想される。この様に推定した水質を以下暫定水質と呼ぶ。

しかし、将来はBOD、SSとし1人1日当りの負荷量が増大してくることは当然の事であるから、将来の水質としては少なくとも計画水質（BOD 220 ppm, SS 270 ppm）程度の水質は考へておく必要があり、処理施設もそれに対処できる様設計しなければならぬのは勿論である。

2. 3) 流入下水中の金属及びツアン濃度の算定

3-1) 下水中の常時の濃度

最初の頃は工場排水の量が家庭下水の量に較べ相対的に大きく、従って金属等の濃度も最初が最も大きく、家庭下水の量の割合が増すにつれて濃度は低くなる。そこで、金属及びツアン濃度は42年度末流量(5,107^m/日)計画流量(46,131^m/日)について計算することとする。

○ ニッケル

1. 42年度末流量の場合

ニッケルを排出する工場は、南西珪瑯、南西金属、三星ホックの3社のみと見られる。コンポジット試料の分析結果によれば、ニッケル濃度は41, 42, 43年度末の試料で、それぞれ0.10, 0.65, 0.71 ppmであった。三星ホックは坂市進出前はX...キ工程も外注しているため、コンポジット試料中には三星ホックの廃水によるニッケルは含まれていない。又、41年度末コンポジット試料には南西珪瑯の廃水は含まれていないため、41年度末コンポジット試料のニッケル濃度0.10 ppmは南西金属の廃水によるものである。42, 43年度末コンポジット試料においても、

南西金属の廃水も同様に濃度 ($0.10 \sim 0.20 \text{ ppm}$) とすれば、残りのニッケル濃度 即ち 42年度末試料の 0.5 ppm 程度が南西珪瑯の廃水によるものと思われる。こゝより南西珪瑯の廃水のニッケル濃度も逆算すれば、約 10 ppm とする。しかし 41年1月の連続水質調査結果によれば、平均ニッケル濃度は 45 ppm である。だから、南西珪瑯のニッケル濃度としてこの値を用いると、42年度末のコンポジット試料のニッケル濃度は約 2.5 ppm になっている筈である。

又、三星ホックからの廃水については、水質調査を行なった時点ではメッキ工程から来たため明らかではないが、ニッケルメッキ槽中のニッケル濃度を $5.6 \sim 7.5\%$ (as Ni) と仮定し、水洗によって $1/500 \sim 1/1,000$ に希釈されるとすれば、廃水中のニッケル濃度は $56 \sim 150 \text{ ppm}$ とする。この三星ホックの廃水がコンポジット試料中に含まれているとすれば、42年度末のコンポジット試料中のニッケル濃度は $2 \sim 4 \text{ ppm}$ 増加し、 $4.5 \sim 6.5 \text{ ppm}$ になっている筈である。

42年度末コンポジット試料は 中小企業団地の工場 24社の
 の廃水 $1,329 \text{ m}^3/\text{d}$ に対するものであったから、42年度末
 流量 $5,107 \text{ m}^3/\text{d}$ に対する濃度は

$$\frac{1,329}{5,107} \times (4.5 \sim 6.5) = 1.2 \sim 1.7 \text{ ppm}$$

ロ. 計画流量の場合

中小企業団地の当初計画では 43年度頃には各工
 場が完成する予定であり、このころ、中小企業団地の工場廃水に
 ついては 43年度末の流量 (総計 $3,430 \text{ m}^3/\text{d}$) に計画流
 量と看做せば (中小企業団地の計画流量は $4,500 \text{ m}^3/\text{d}$ である
 が、計画流量の所で述べた様に、そのうち製工業廃水
 的な性質のものは $3,430 \text{ m}^3/\text{d}$ である。)、43年度コンポジット
 試料のニッケル濃度を計算することによって求まる。

42年度末のコンポジット試料と同様に仮定すると、
 43年度末コンポジット試料中のニッケル濃度は次の様に
 求まる。

会社名	廃水中の ニッケル濃度	コンポジット試料 濃合比	コンポジット試料 中のニッケル濃度
関西環衛	45 ppm	4.02 %	1.8 ppm
関西金属	5.8	2.30	0.21
三星ホーク	56~150	3.04	1.7 ~ 4.56

従って、43年度末コンポジット試料中のニッケル濃度は
 3.7~6.6 ppm にとれている。コンポジット試料は
 1,743 m³/日 に対するものであるから、計画流量 46,131 m³/日
 のにおけるニッケル濃度は

$$\frac{1,743}{46,131} \times (3.7 \sim 6.6) = 0.14 \sim 0.25 \text{ ppm}$$

クロム

4. 42年度末流量の場合

クロムを排出する工場は、新日鉄自動車と関西金属
 の2社である。各年度末コンポジット試料のクロムの濃度
 はそれぞれ、27.2, 18 ppm にとれているが、この数値は
 説明することができないうえ、クロムの濃度の算定は
 コンポジット試料の分析結果には依らなで行なうこと
 とする。

新日鉄自動車の廃水のクロム濃度は、41年1月の
 連続調査によれば、平均 170 ppm であり、又関西金属の
 廃水のクロム濃度は 2.6 ppm であった。コンポジット試
 料の分析結果から判る様に分析精度に問題があるため、
 文献等に表示されている値を参考にすれば、新日鉄自動車

の廃水中のクロムの濃度は 大凡 50~100 ppm と考えら
れる。 南西金属の廃水のクロムの濃度は、分析結果の
通り 2.6 ppm とすべし。 42年度末コンポジット試料中
のクロム濃度は次の様に算定できる

会社名	廃水中の クロム濃度	コンポジット試料 混合比	コンポジット試料 中のクロム濃度
新日鉄自動車	50~100 ppm	0.56%	0.28~0.56 ppm
南西金属	2.6	2.45	0.06

従って 42年度末コンポジット試料 ($1,329 \text{ m}^3/\text{日}$ に対する
コンポジット試料) のクロム濃度は $0.34 \sim 0.60 \text{ ppm}$ に
なっている筈であり、 42年度末流量 ($5,107 \text{ m}^3/\text{日}$) に
対する濃度は

$$\frac{1,329}{5,107} \times (0.34 \sim 0.60) = 0.09 \sim 0.16 \text{ ppm}$$

ロ. 計画流量の場合

43年度末コンポジット試料のクロム濃度を
42年度末の場合と同様に計算すれば

会社名	廃水中の クロム濃度	コンポジット試料 混合比	コンポジット試料 中のクロム濃度
新日鉄自動車	50~100 ppm	0.52%	0.26~0.52 ppm
南西金属	2.6	2.30	0.06

従って 43年度末コンポジット試料中のクロム濃度は

0.32 ~ 0.58 ppm に分けていた。よって計画流量の場合のクロム濃度は、

$$\frac{1,743}{46,131} \times (0.32 \sim 0.58) = 0.01 \sim 0.02 \text{ ppm}$$

亜鉛

4. 42年度末流量の場合

亜鉛を排出する工場は 新日本自動車、その他ハイマックス音響、関西金属の2社も排出する可能性があるが、いずれの工場もコンポジット試料を採取した工場の中に含まれているので、42年度コンポジット試料の分析結果 1.94 ~ 2 ppm が正しいものとして、この値を用いる。従って、42年度末流量における亜鉛濃度は

$$\frac{1,329}{5,107} \times 2.0 = 0.52 \text{ ppm}$$

ロ. 計画流量の場合

43年度末コンポジット試料の分析結果 1.94 ~ 2.0 ppm も正しいものとする。計画流量における亜鉛濃度は

$$\frac{1,743}{46,131} \times 2.0 = 0.08 \text{ ppm}$$

○ 銅

1. 42年度末流量の場合

銅を排出する可能性のある工場は三星ホーク1社である。三星ホークは水質調査を行った時点ではメッキ工程を外注していたため、銅の濃度は明らかではないが、銅メッキ槽の銅イオン濃度も1.6%と仮定し、水洗によって $\frac{1}{500} \sim \frac{1}{1,000}$ に希釈されて出てくるとすれば、 $16 \sim 32 \text{ ppm}$ となる。三星ホークの廃水量は42年度末において $42.5 \text{ m}^3/\text{日}$ であるから、42年度末流量における銅の濃度は

$$\frac{42.5}{5,107} \times (16 \sim 32) = 0.13 \sim 0.26 \text{ ppm}$$

ロ. 計画流量の場合

42年度流量の場合と同様に仮定すれば、計画流量における濃度は

$$\frac{53}{46,131} \times (16 \sim 32) = 0.018 \sim 0.037 \text{ ppm}$$

○ ツアン

1. 42年度末流量の場合

ツアンを排出する可能性のある工場は新日鉄自動車

三星ホークの2社である。新日鉄自動車の廃水についての
水質調査ではシアンは検出されなかったが、これは分析方法
又は試料の保存に問題があったと思われる。又三星ホーク
については、調査時分に於てはシアンを含む廃水を排出
していたことが、2社ともシアン濃度については明らか
でない。そこで、銅分などの場合と同様に種々の仮定を
設けて算定する。

三星ホークの青化銅メッキ槽のシアン濃度も2.2%、
青化ソーダ槽のシアン濃度も1.3~2.2%、新日鉄自動車の
亜鉛メッキ槽のシアン濃度も3.5%と仮定し、それぞれ水洗
によって $1/500 \sim 1/1,000$ に稀釈され排出されるとすれば、
三星ホークの廃水のシアン濃度は13~88 ppm、新日鉄自
動車の廃水の濃度は35~70 ppmになる。42年度末に
おける三星ホークの流量と新日鉄自動車の流量は、
それぞれ42.5、7.5 m^3/d であるから、42年度末流量
に対するシアンの濃度は

$$\frac{42.5}{5,107} \times (13 \sim 88) + \frac{7.5}{5,107} \times (35 \sim 70) = 0.16 \sim 0.83 \text{ ppm}$$

ロ. 計画流量の場合

42年度流量の場合と同様に仮定すれば、三基ボク
と新田邦自動車の43年度末の流量はそれぞれ、 $53, 9 \text{ m}^3/\text{日}$
であるから、計画流量におけるツアン濃度は

$$\frac{53}{46,131} \times (13 \sim 88) + \frac{9}{46,131} \times (35 \sim 70) = 0.02 \sim 0.12 \text{ ppm}$$

の鉄

4. 42年度流量の場合

鉄を排出する工場は、コンボット試料と採取
した工場の内に含まれておりと仮定し、42年度末コンボット
試料の分析結果 21.6 ppm が正しいものとすれば、42年
度末流量における鉄の濃度は

$$\frac{1,329}{5,107} \times 21.6 = 5.6 \text{ ppm}$$

ロ. 計画流量の場合

42年度末流量の場合と同様に43年度末コン
ボット試料の分析結果 20.4 ppm が正しいものとすれば、
計画流量における鉄の濃度は

$$\frac{1,743}{46,131} \times 20.4 = 0.77 \text{ ppm}$$

以上をとりあへ

表I-9 流入下水中の金属及びシアノ濃度

	42年度末流量	計画流量
ニッケル (as Ni)	1.2 ~ 1.7 ppm	0.14 ~ 0.25 ppm
クロム (as Cr)	0.09 ~ 0.16 ppm	0.01 ~ 0.02 ppm
亜鉛 (as Zn)	0.52 ppm	0.08 ppm
銅 (as Cu)	0.13 ~ 0.26 ppm	0.018 ~ 0.037 ppm
シアノ (as CN)	0.16 ~ 0.83 ppm	0.02 ~ 0.12 ppm
鉄 (as Fe)	5.6 ppm	0.77 ppm

3-2) ピーク濃度 — ピーク濃度と排出時間

下水中の金属又はツアンの濃度は、例えばメッキ槽などのバス液を廃棄して排出した場合に、最大になるのであるが、同じ量の廃液を排出しても、短い時間で排出すればピーク濃度は高くなり、又、長い時間をかけて排出すればピーク濃度は低くなる。従って、下水中のニホ等有害物質の最大濃度を推定するのは不可能であるが、バス液が無処理で下水管に放流された場合、どの程度の濃度になる可能性があるかを調べるため、排出に用いる時間と1分～20分としてピーク濃度を計算してみよう。

今、バス液を一定時間で排出し、排出されたバス液が、下水管の流入点附近で又その距離に均等に分散しているとすれば、処理場に達した時の濃度は次式で計算できる。

$$C = \frac{Q}{4A\xi} \{ \operatorname{erf}(X_1) - \operatorname{erf}(X_2) \}$$

$$\text{但し } X_1 = \frac{\xi - x + vt}{4\sqrt{Et}}, \quad X_2 = \frac{-\xi - x + vt}{4\sqrt{Et}}$$

ここで, C ; 濃度, ppm, g ; 排出した金属等の量, g,

A ; 流管, m^2 , x ; 流下距離, m,

t ; 流下時間, sec, v ; 流速, m/sec,

E ; 拡散係数, m^2/sec ,

ξ ; 初期の拡がり長さの半分 $\xi = \frac{1}{2} \sqrt{ET}$, m,

T ; バス液の排出に要する時間, sec.

通常の濃度の場合と同様に, 42年度末流量及び計画流量の2つの場合について計算する。この場合(1)式の計算に必要な諸量は次の様である。

42年度末流量の場合

計画流量の場合

流量 m^3/sec	0.109	0.643
流管(平均) m^2	0.114	0.320
流下距離 m	2,470	2,470
流下時間 sec	2,580	1,790
流速 m/sec	0.957	1.38
拡散係数 m^2/sec	7.25×10^{-2}	2.01×10^{-1}

但し上の表の値は, 牧野排水区からの下水は管内での拡散に與与しないので, 流入がなるとして計算したものである。

工場排水は昼間10時間で排出と仮定して計算した。

従つて計画流量の場合, 処理場での濃度は, (1)式で計算

した濃度を牧野排水区からの下水で稀释して求める。

○ ニッケル

ニッケルを排出する工場は 関西琺瑯, 関西金属, 三星ホックの3社であり, 関西琺瑯は 容量約1m³, 濃度 0.45% (as Ni) の硫酸ニッケル槽, 関西金属は 容量約1m³ の特殊鋼表面処理槽で, ニッケル濃度は 1.8% (as Ni) と推定した。三星ホックは, 枚方運出前は メッキ工程が分かれたため不明であるが, メッキ槽の容量を 1m³ とし, 濃度を 7% (as Ni) (一般的にニッケルメッキ槽中のニッケル濃度より推定) と仮定すれば, 三星ホックのニッケルメッキ槽を更新した場合が最大濃度になる。この時の処理場のピーク濃度は次の様になる。

表I-10-1 排出時間とピーク濃度 ニッケルの場合

排出に要した時間(分)	ニッケル濃度 (ppm)										
	1	2	3	5	7	8	10	12.5	15	17.5	20
42年度末流量の場合	9,300	5,600	3,500	2,100	1,500	1,300	1,100	850	710	610	530
計画流量の場合	2,100	1,100	720	440	310	270	210	180	150	120	110

○ クロム

クロムを排出する工場は 新日邦自動車, 関西金属の2社で, 新日邦自動車は 容量約30^ℓ, クロム濃度

4.7% (as Cr) のクロメート処理槽，南西金属は容量
 約 1m^3 の特殊鋼表面処理槽で，7ロムの濃度は 0.5%
 (as Cr) と推定した。従って南西金属のバス液を更
 新した場合が最大濃度になり，この時の処理場での
 ヒーク濃度は次の様になる

表I-10-2 排出時間とヒーク濃度 7ロムの場合

排出に要する時 間(分)	7ロム濃度 (ppm)										
	1	2	3	5	7	8	10	12.5	15	17.5	20
42 年度末流量 の場合	590	360	230	140	98	96	69	55	46	39	34
計画流量 の場合	140	70	47	28	20	17	14	12	9	8	7

亜鉛

亜鉛を排出する工場は、新日邦自動車で、その他
 ハンパックス音響、南西金属の2社も排出する可能性がある
 が、新日邦自動車の量に較べると非常に少ないので、新日
 邦自動車のみを考える。新日邦自動車の亜鉛メッキ槽は
 容量約 1m^3 、濃度 3.3% (as Zn) であるから、メッキ槽
 を更新した際の処理場での亜鉛のヒーク濃度は次の
 様になる。

表I-10-3 排出時間とピーク濃度 亜鉛の場合

排出に要する時間(分)	亜鉛濃度 (ppm)										
	1	2	3	5	7	8	10	12.5	15	17.5	20
42年度末流量の場合	4,400	2,600	1,700	1,000	720	630	500	400	340	290	250
計画流量の場合	990	510	350	210	150	130	99	82	68	58	51

○ 銅

銅を排出する可能性があるのは、三星ホック1社である。

三星ホックは枚方進出前はメッキ工程を外注して

いたが、中小企業団地に移転後はニッケルメッキ、銅メッキを

行なう。銅メッキ槽について、容量 1m^3 、銅濃度 1.6%

(as Cu)と仮定すると、メッキ槽を更新した際の、処理場

でのピーク銅濃度は次の様になる。

表I-10-4 排出時間とピーク濃度 銅の場合

排出に要する時間(分)	銅濃度 (ppm)										
	1	2	3	5	7	8	10	12.5	15	17.5	20
42年度末流量の場合	2,100	1,300	810	490	350	310	240	200	160	140	120
計画流量の場合	490	250	160	99	71	62	49	40	33	29	25

○ ツアン

ツアンを排出する工場は三星ホック、新日邦自動車

の2社である。三星ホックはニッケルメッキ前の青化ソーダ槽、銅メッキ槽の

2槽の廃液、新日邦自動車は亜鉛メッキ槽の廃液である。三星ボルクのメッキ槽については詳細には不明であるが、一般的にメッキ液の組成より青化ソーダ槽のシアン濃度も1.3~2.2% (asCN)、青化銅メッキ槽のシアン濃度も2.2% (asCN)と仮定する。新日邦自動車の亜鉛メッキ槽についても、同様に一般的にメッキ液の組成よりシアン濃度を3.5% (asCN)とする。容量を全24m³とすると、新日邦自動車の亜鉛メッキ槽を更新した場合の最大濃度になり、反例の場合のピーク濃度は次の様になる。

表10-5 排出時間とピーク濃度 シアンの場合

排出に要する時間 (分)	シアン濃度 (ppm)										
	1	2	3	5	7	8	10	12.5	15	17.5	20
42年度末流量の場合	4,600	2,800	1,800	1,100	760	670	540	430	360	310	270
計画流量の場合	1,100	540	360	210	160	140	110	90	72	62	54

II. pH調整 及び pH調整による重金属の沈澱除去

1. pH調整

1-1) 調整の対照にする pHの算定

下水道に流入する中小企業団地の工場廃水 について、除染施設によつて処理或いは管路に害がある様 pH調整されて流入することになっている。しかし、万一工場が事故或いは不注意によつて pHの非常に低い廃水が出て来た場合には、活性汚泥が死滅し数日間の処理が不可能になる。この処理場の故流水が浚川に故流されることを考へれば、万一の場合に備えて pH調整装置と各工場の除染施設とは別個に設ける必要がある。

酸に対す pH調整にかゝれば、最も酸の使用量の多い工場（南西金属工業所）の廃酸が無処理で排出された時を対照として考へる。南西金属工業所の硫酸使用量は約 $7.5 \frac{t}{日}$ で、酸槽は2槽あり、各槽は週一回更新されている。2槽から同時に排出されることになっていると、1回の廃酸量は、

$$7.5 \frac{t}{日} \div 2 \text{槽} \div 4 \text{週} = 0.94 \frac{t}{週}$$

この硫酸のうち約30%は硫酸鉄の形で消費されているとすれば、実際の廃硫酸は1週約 $0.6 \frac{t}{週}$ である。

金属などのヒーフ濃度の計算と同様の計算式で計算すれば、
排出時間も1分として、処理場に流入する下水のヒーフ硫酸
濃度は、42年度末流量、計画流量に対してそれぞれ、80,500 ppm
19,900 ppm 2、pHに換算するとそれぞれ、 -0.215 、
0.392 である。

又 pH が 1 以下に落ちてゐる時間を計算すれば、42年度末
流量、計画流量が流れてゐる場合、それぞれ 4分 15秒、
3分程度と考えらる。(但し硫酸の排出時間も1分とした
場合) pH が 2 以下に落ちてゐる時間は、42年度末流量、
計画流量において、それぞれ 4分 40秒、3分 20秒程度である。

中小企業団地の工場の中にはアルカリ、特にカ性ソー
 ダを用いる工場が数社あるので、アルカリ側の pH 調整
 の必要性について一応考慮してみます。1 回の放流量が
 最も多い工場は徳島精油ですが、この工場の 1 回の放
 流量は約 5 m^3 で、その廃水のアルカリ度は 40 年 12 月
 の調査によれば $27,500 \text{ ppm}$ であった。これはカ性
 ソーダに換算すると $11,000 \text{ ppm}$ である。この廃水は
 反応槽からサイフォンで引抜く関係上かなり長い時間
 をかけて排出されると考えて良い。排出時間も 5 分とす
 ると排出渠でのカ性ソーダ濃度 C_0 は $1,490 \text{ ppm}$ となり、
 処理場での最大濃度も式 (1) で計算すれば、42 年度
 末流量、計画流量に対して、それぞれ $1,670 \text{ ppm}$ 、
 285 ppm となり、pH に換算するとそれぞれ 12.62 、
 11.85 となる。活性汚泥の酸素吸収速度は pH が高い
 場合には低減傾向をみせ、又アルカリの量は酸の量に
 較べるとかなり少ないので、アルカリに対する pH 調整
 は単に調整槽、最初沈殿池内の滞留で行なうこととし、
 特に薬品注入装置は設けないうこととする。従って以降
 pH 調整は酸に対する調整のみを考へる。

1-2) 混合下水の中和曲線

中和曲線を求めた混合下水を一覧表にして以下に示す。

工場废水の3	41年度末工場废水	図-1
	42年度末工場废水	図-2
	43年度末工場废水	図-3

42年度末流量の場合 — 工場废水 : 家庭下水 = 3 : 2	硫酸添加量 0	図-4
	硫酸添加量 1,400 ppm	図-5
	硫酸添加量 30,500 ppm	図-6

計画流量の場合	工場废水 : 家庭下水 = 1 : 4	硫酸添加量 0	図-7
		硫酸添加量 1,400 ppm	図-8
		硫酸添加量 19,900 ppm	図-9
	工場废水 : 家庭下水 = 1 : 9	硫酸添加量 0	図-10
		硫酸添加量 1,400 ppm	図-11
		硫酸添加量 19,900 ppm	図-12

工場废水は中小企業団地に移転を予定している3各工場の废水をコンポジットしたものを利用した。各年度の工場废水の混合比は表-6に示してある。家庭下水は川崎市生田処理場（百合ヶ丘団地の処理場）の沈澱下水を使用した。

工場废水と家庭下水の混合比は、表上-2に示した流量

より、42年度末の混合下水については、工場廃水：家庭下水 = 3 : 2、最終計画の混合下水については、工場廃水：家庭下水 = 1 : 4とした。なお、表-5の計画流量の欄に示す工場廃水の中には、工場廃水よりもむしろ家庭下水と見なされるものがある（家庭下水の割合が最大となる場合がある）（計画流量について）工場廃水：家庭下水 = 1 : 9の混合下水の中和曲線も求めた。混合下水の硫酸濃度は前節で計算した最大濃度、即ち42年度混合下水では80,500 ppm、計画流量混合下水については19,900 ppmに調整したもの、特に酸を加えず下水を混合したにけのも、及び以上の中和の濃度1,400 ppmに調整したものについて試験した。1,400 ppmの混合下水で試験した理由は、硫酸濃度の大きい試料の中和曲線と形が違ふなにかという事を確かめるためである。中和に用いたアルカリとして、一般には苛性ソーダを使用した。硫酸を添加した試料については石灰によるpH調整の可能性を考へて、石灰による中和曲線も同時に求めた。結果を図II-1へ12に示す。

得られた結果を要約すると次の様になる。

1) pH 7に中和するのに要する苛性ソーダの量は、下水

中に含まれてゐる硫酸の当量より若干少なくてすむが、石灰の場合は硫酸の当量よりも幾分多く必要である。

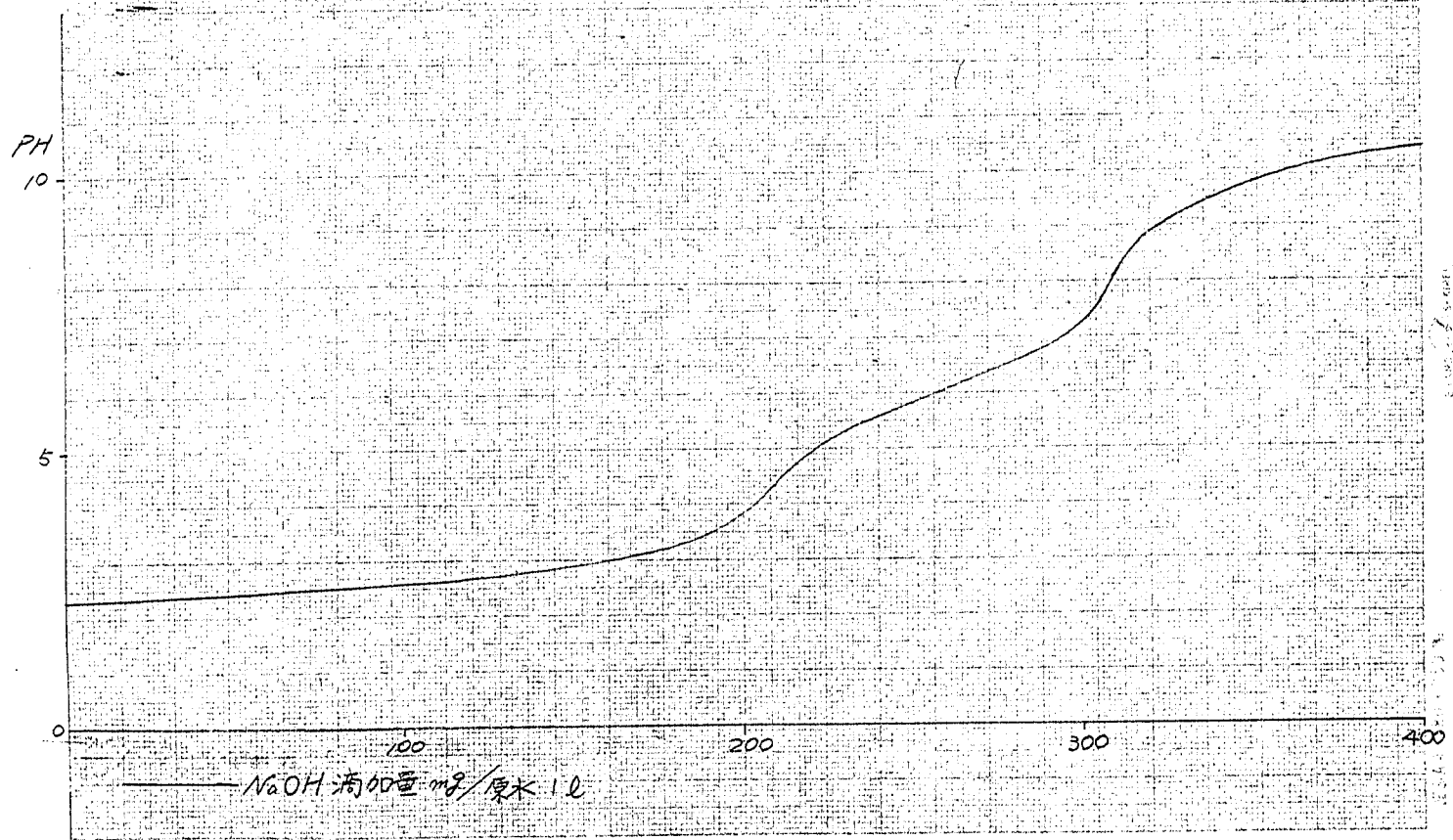
2) 工場废水と家庭下水との混合比が異つても、中和に要するアルカリの量に何百分差は認められぬ。

3) 硫酸濃度の濃い下水と薄い下水の中和曲線の間に何百分差は相違がない。

4) 石灰で中和する場合に、硫酸濃度が濃くなれば反応時間も長くなり、硫酸濃度が80,000 ppm ともなれば反応時間が1時間以上かかる。(これについては後述)

5) 硫酸濃度が濃い場合には当然の事乍ら中和に要する石灰も多くなり、従つて反応生成物の硫酸カルシウム(石膏)が攪拌が困難になる筈である(これについても後述) 尚硫酸濃度が濃い場合には石灰の乾式添加は不可能である。

图廿-1 中和曲线
4.1年度末工場废水



118 41 1 00 250 1

圖 2-2 中和曲線
42年度末工場排水

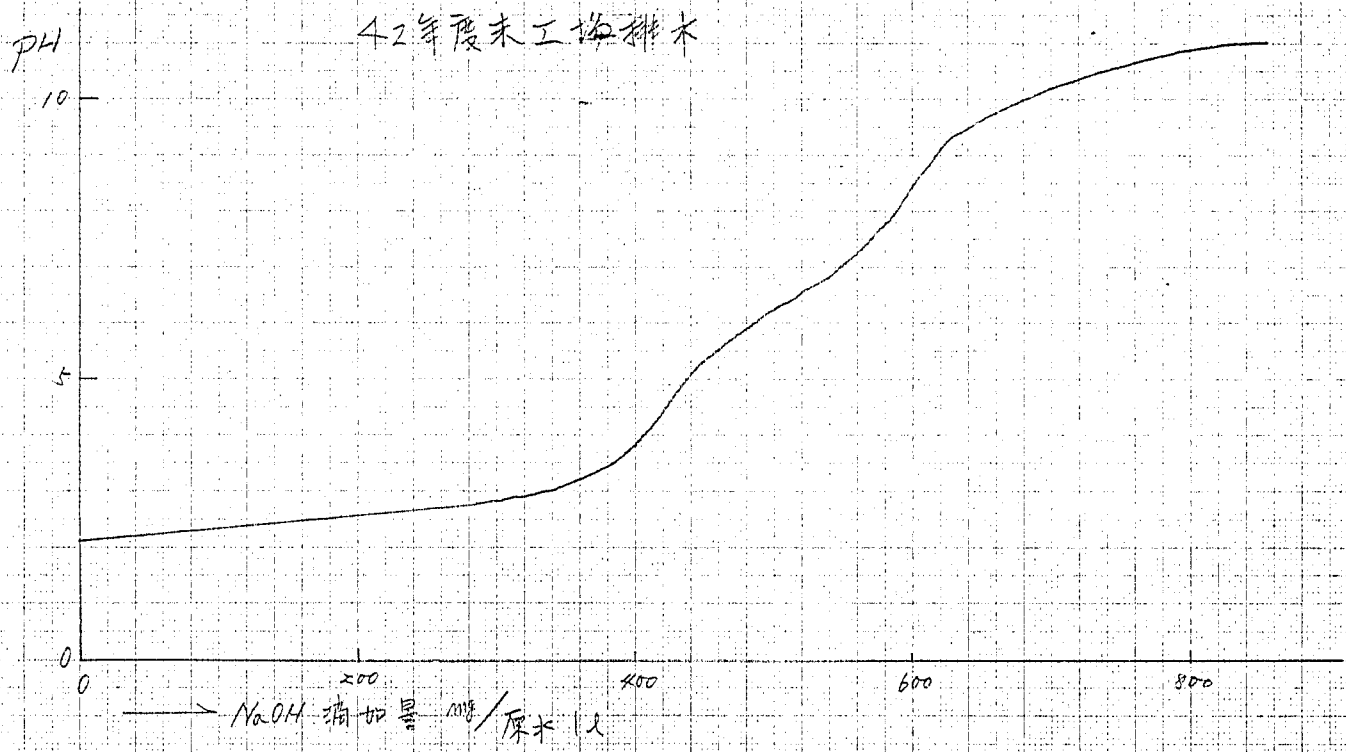


图 II-3 中和曲线

43年度末工場排水

PH

10

5

0

100

200

300

400

NaOH

添加量

mg/原水1L

加

圖 5-4 中和曲線

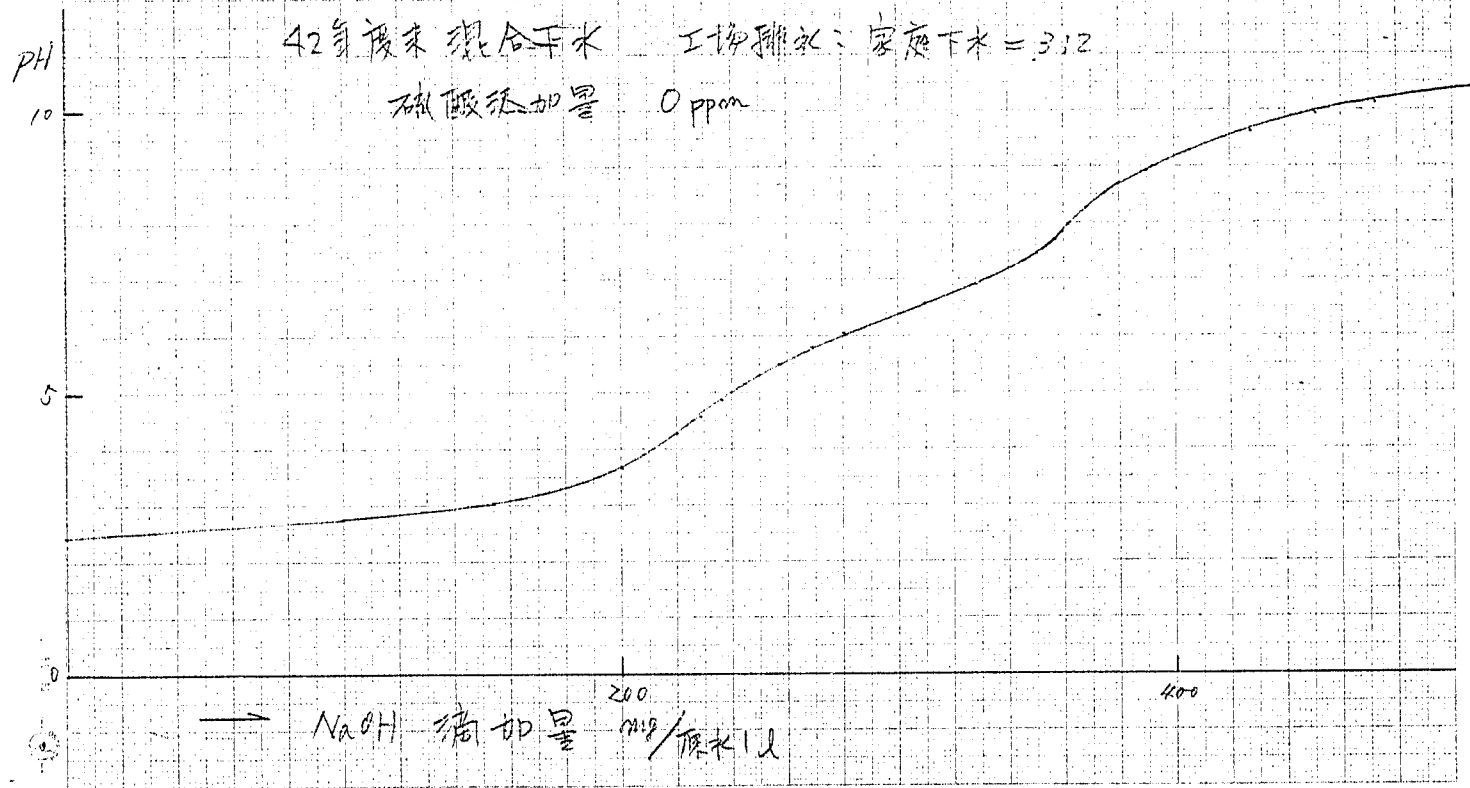
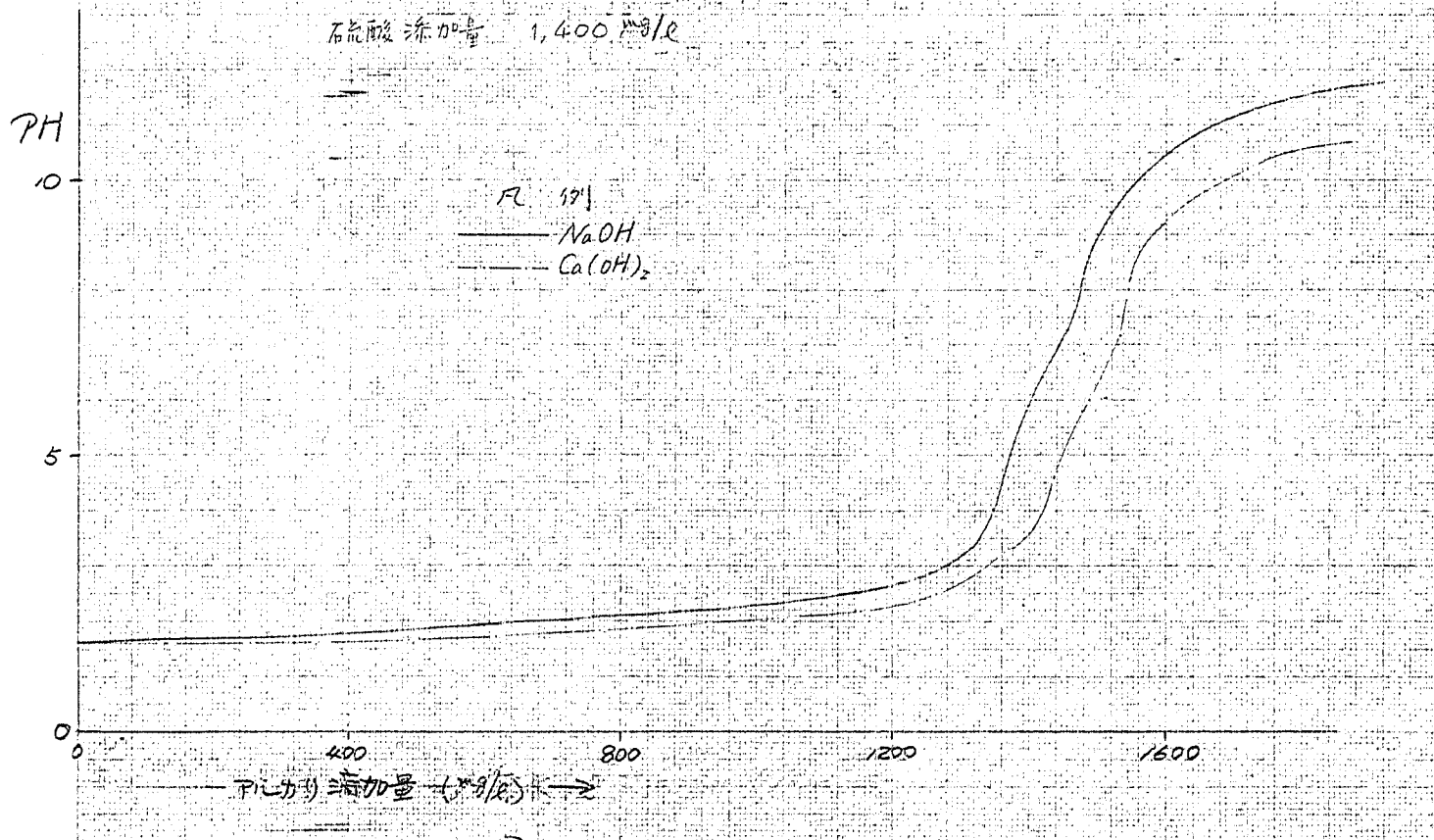


图 2-5 中和滴定曲线

42年度末、手掘水質、工場排水：家庭下水 = 3:2

硫酸添加量 1,400 mg/l



図II-6 中和滴定曲線

4-2年度末予校水質，工場废水：家庭下水 = 3:2

硫酸添加量 80,500 mg/l

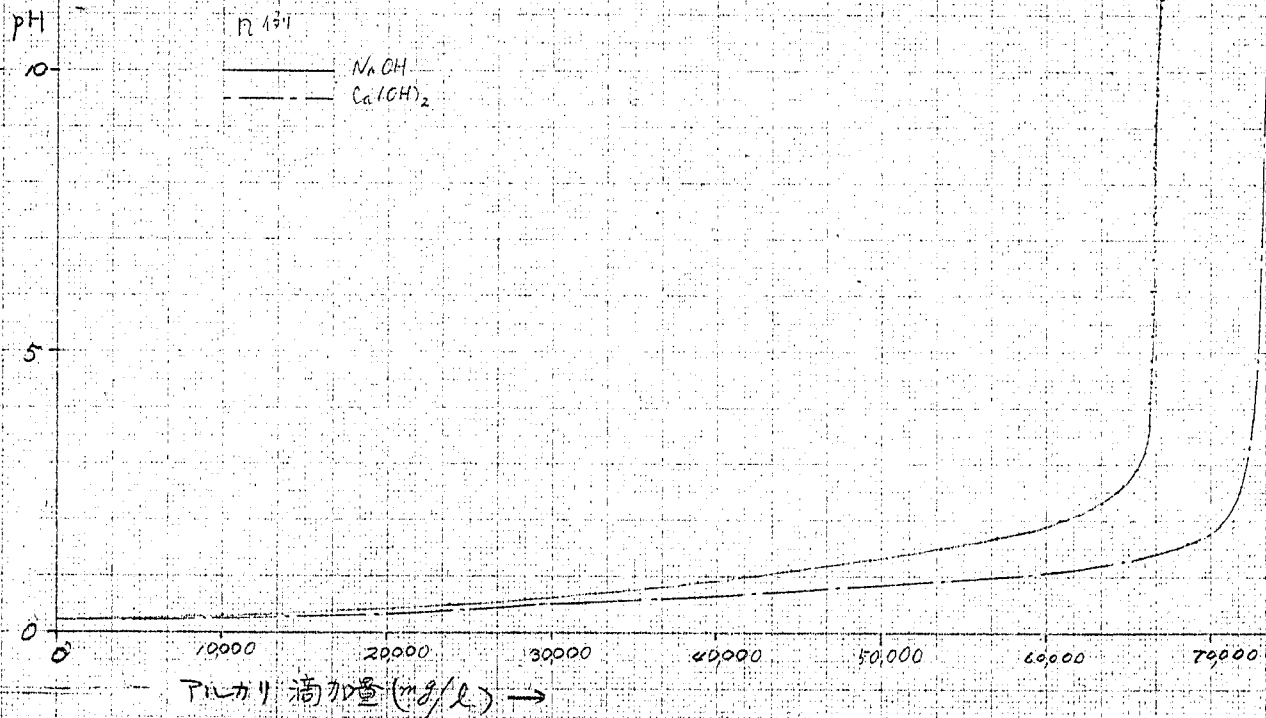
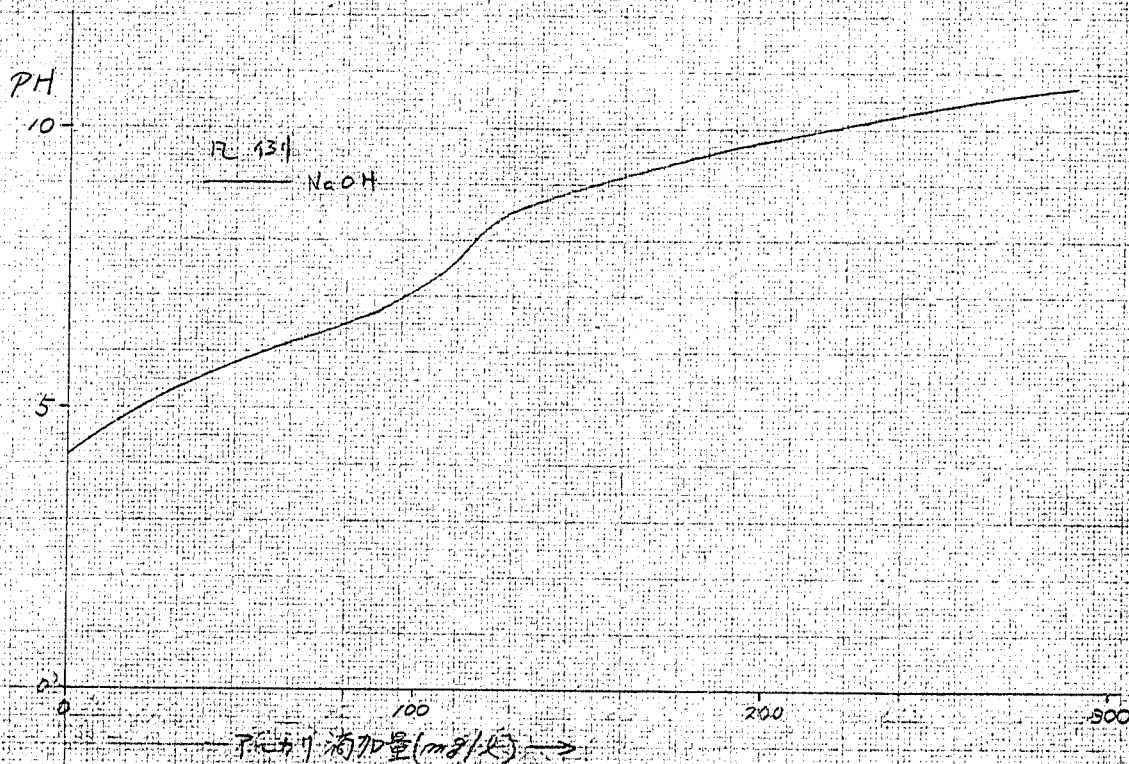


圖 4-1 中和滴定曲線

計圖下水量送入時予排水量，工業排水：家庭下水 = 1:4

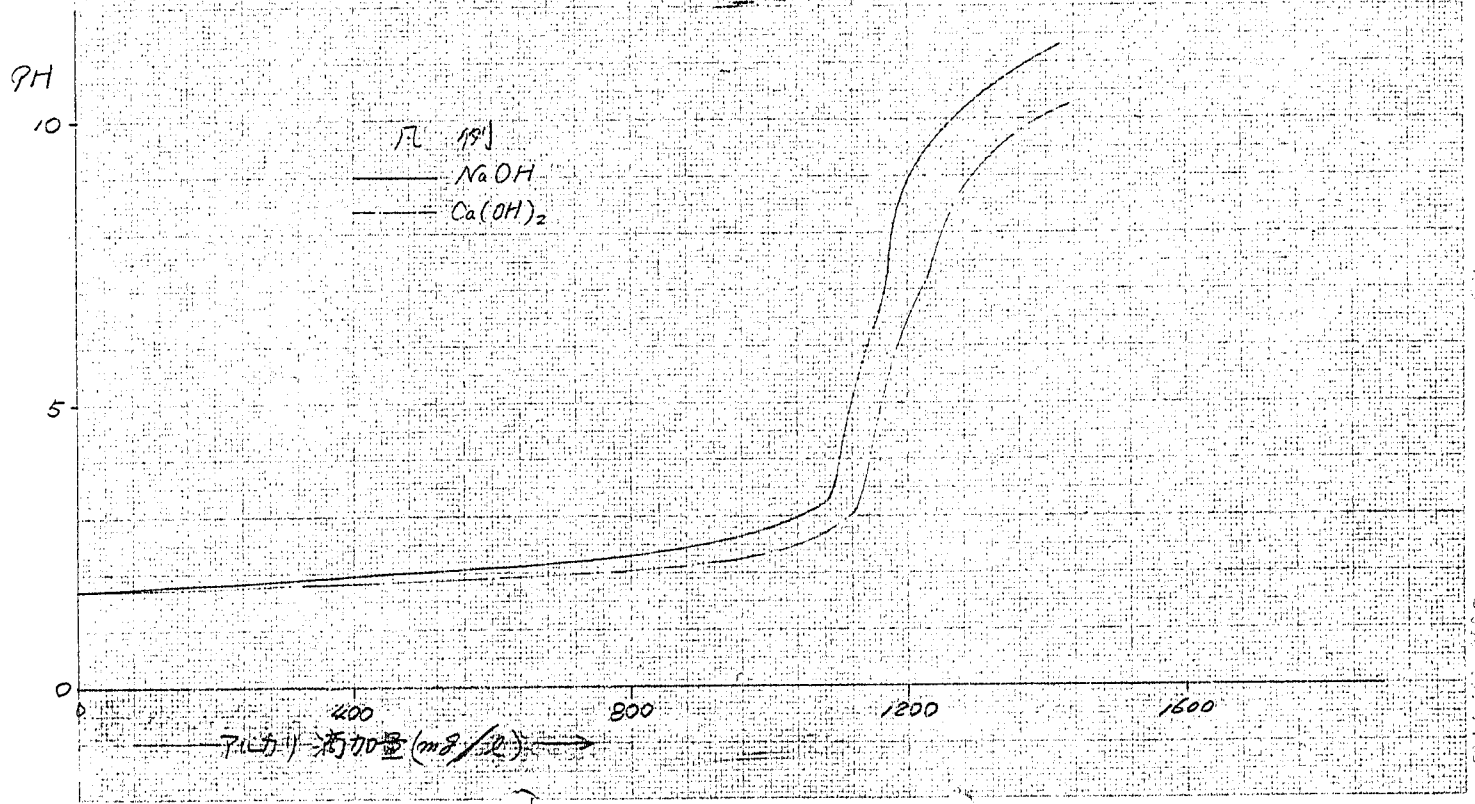
硫酸添加量 無し



圖三-8 中和滴定曲線

計畫下水處理廠予想水質，工場排水：家庭下水 = 1:4

硫酸添加量 1,400 mg/l



ⅡⅡ-9 中和滴定曲線

計画下水流入時処理量, 工場排水: 家庭下水 = 1:4

硫酸添加量 19,900 mg/L

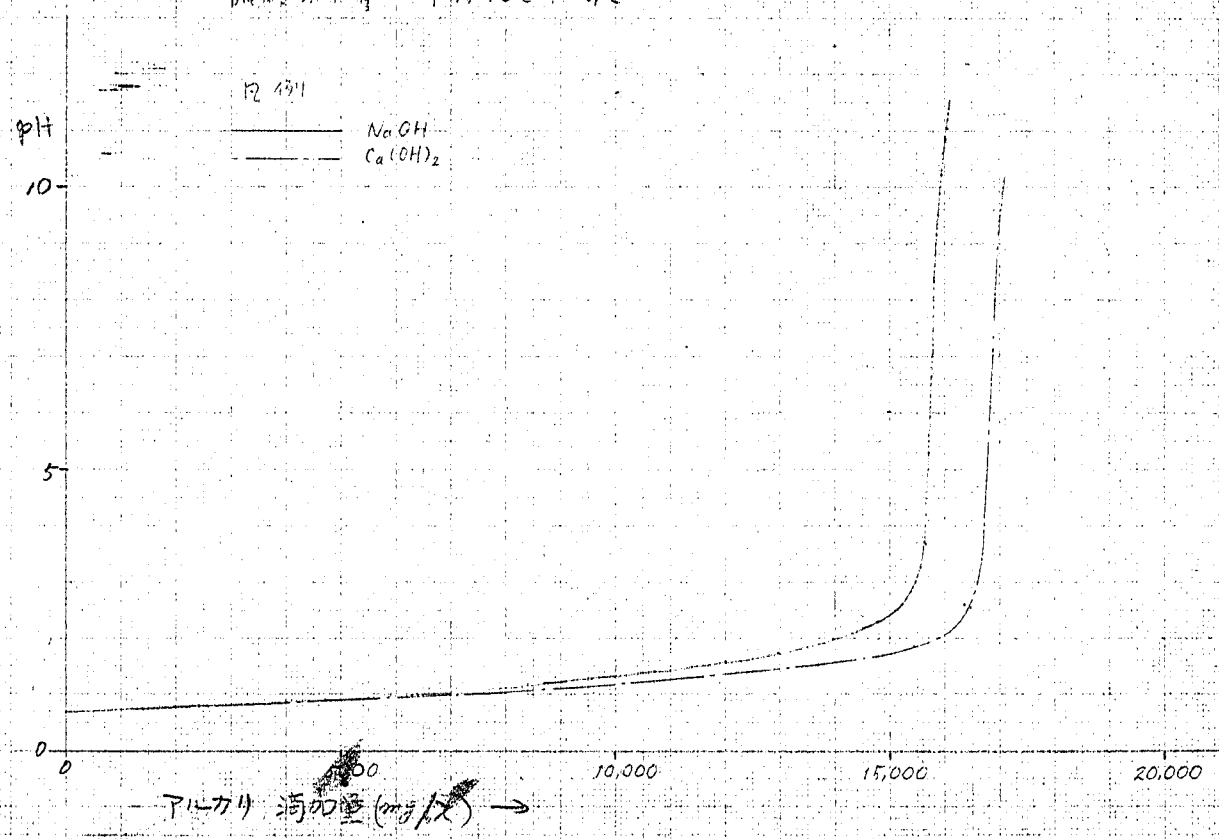


圖 11-10 中和滴定曲線

計畫下水量流入時予想水質，工場廢水：家庭下水 = 1:9

硫酸添加量 無し

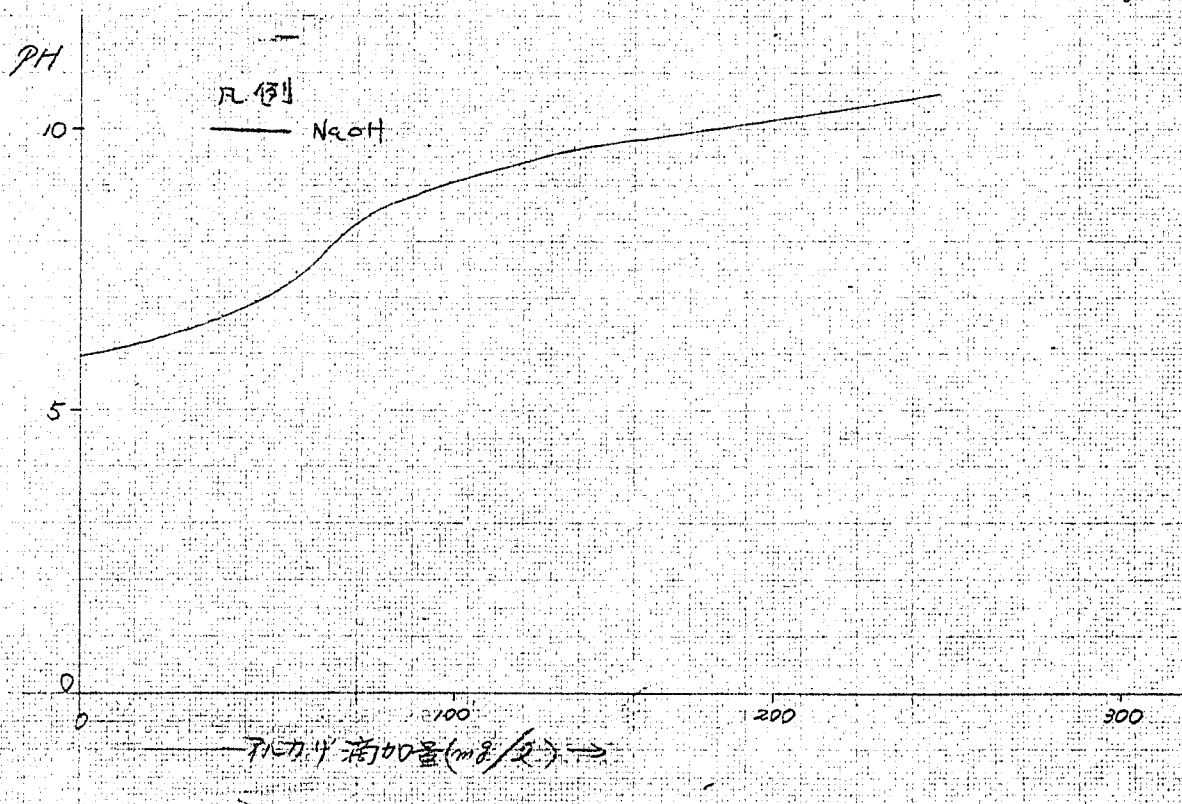
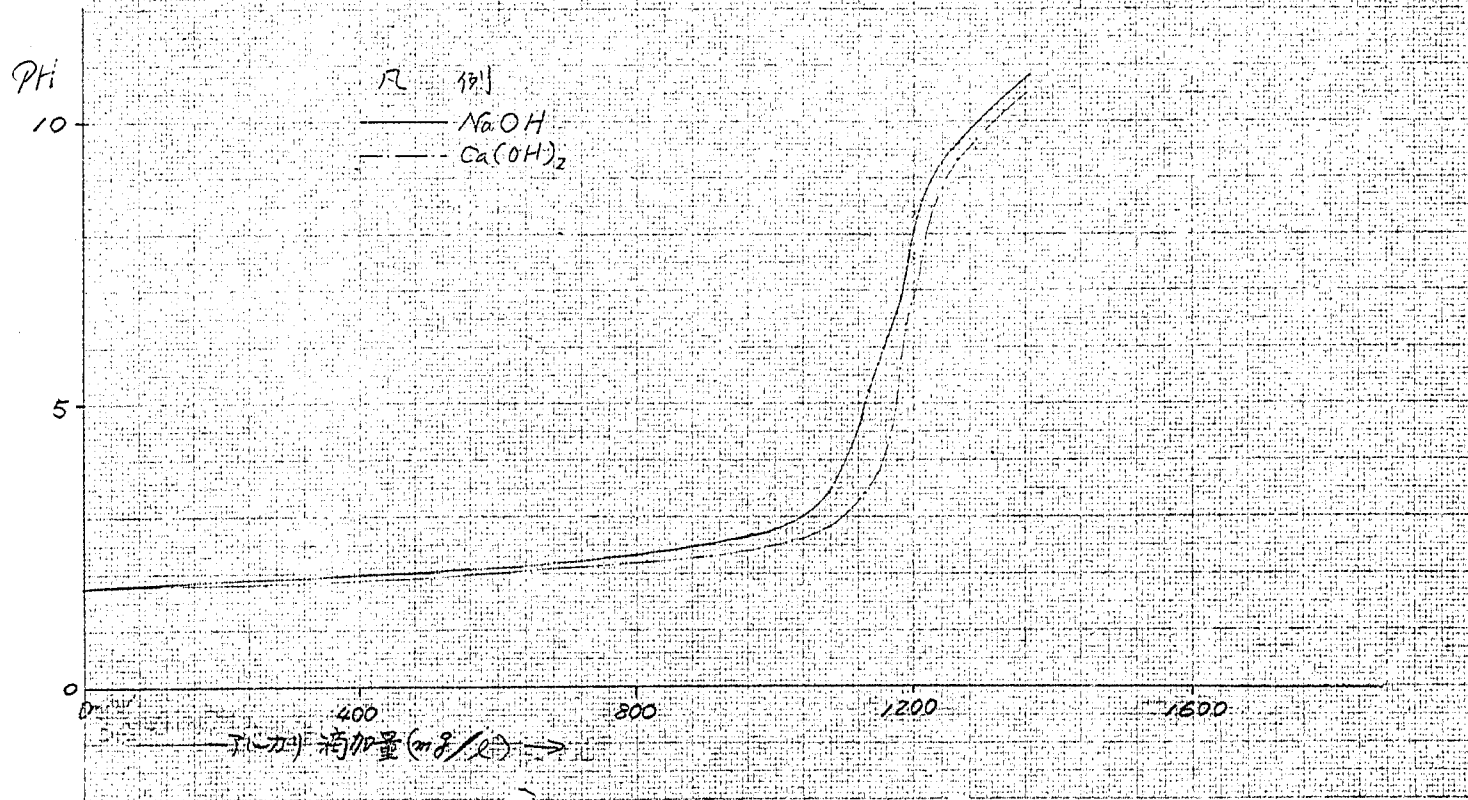


圖 11-11 中和滴定曲線

對面下水處理時予想水質，工場排水：家庭下水 = 1 : 9

硫酸銨添加量 1.400 mg/l



四廿-12 中和滴定曲线

計畫下水量流入时予想水质, 工場废水: 家庭下水 = 1:9

硫酸添加量 19,900 ppm

pH

10

5

0

凡例

— $\text{Na}(\text{OH})$

- - - $\text{Ca}(\text{OH})_2$

アルカリ添加量 (mg/l) →

5000

10000

15000

20000

3. 4. 3) pH調整に用いる薬品及び薬取法(表2)

pH調整に用いる薬品としては石灰、酸性ソーダが考えられる。値段はそれぞれ6月/kg, 30月/kg(但し酸性ソーダは95%溶液)程度であり、一般には石灰を用いる方が経済的である。しかし石灰を中和に用いた場合には反応時間がかなり長くなり、混合・撹拌を行なう調整槽の容量がかなり大きくなる。前節で中和曲線を求めた混合下水のうち、硫酸を添加して硫酸濃度を調整したのについて、石灰と酸性ソーダで中和した場合の反応時間とpHの上昇との関係も求めた。結果も図2-13～図2-21に示す。これらの図によると石灰による中和の場合、硫酸濃度が低い場合には反応時間は比較的短く15～20分であるが、濃度が濃い場合には1時間以上かかることもある。これに反して酸性ソーダによる中和の場合には、反応時間は3分以内である。又硫酸濃度が非常に濃い場合、例えば42年度末の流量で80,500ppmの場合には石灰を加えて中和すると、撹拌が困難な程スラックが出来るので石灰を中和に用いることは種々の障害が起るため不可能である。室内実験によると硫酸濃度が

7,000 ppm 程度の時 (pH 0.8) にはスラッジ量の水
 量の $1/10$ (容積比で) 程度であり、したがって、pH 1 以上
 の混合下水であれば石灰で pH 調整することと可能であ
 ると考えられる。従って pH 1 以上の場合には石灰で、
 1 以下になれば酸性ソーダで pH 調整する方式と、全
 の場合酸性ソーダで調整する方式との2方式が考えられ
 るが、2系統の注入装置を設けると運転が複雑になり、
 アルカリを多量に注入しなければならぬのは pH 1 以
 下の時であるから、2系統に分けても薬品費があまり安
 くはならないと考えられる。従って除害施設が順調に運
 転しており、常時は pH 調整をする必要がないう限りは
 酸性ソーダのみの注入装置が得策と考えられる。但し酸
 性ソーダのみで中和すると水酸化鉄のフロックが量に形
 成して汚泥の脱水性が悪くなる可能性があるため、汚
 泥調整について別途考慮する必要がある。

又除害施設の運転については厳重に監督する必要がある
 り、特に腐蝕を排出する際の中和は石灰では殆んど不可
 能と認められるので注意する必要がある。

pH 調整のための薬品注入装置の能力は、計画流

量の場合の最大硫酸濃度によって定まる。この時中和に必要な活性ソーダの量は図II-9又は図II-12の中和曲線より約16,500 ppmであるから、

$$0.0165 \times 0.643 = 0.0106 \text{ ton NaOH/sec}$$

従って95%活性ソーダ溶液を用いるとすれば、最大注入率は11.2 kg NaOH sol./secで、安全をみて12 kg NaOH sol./sec

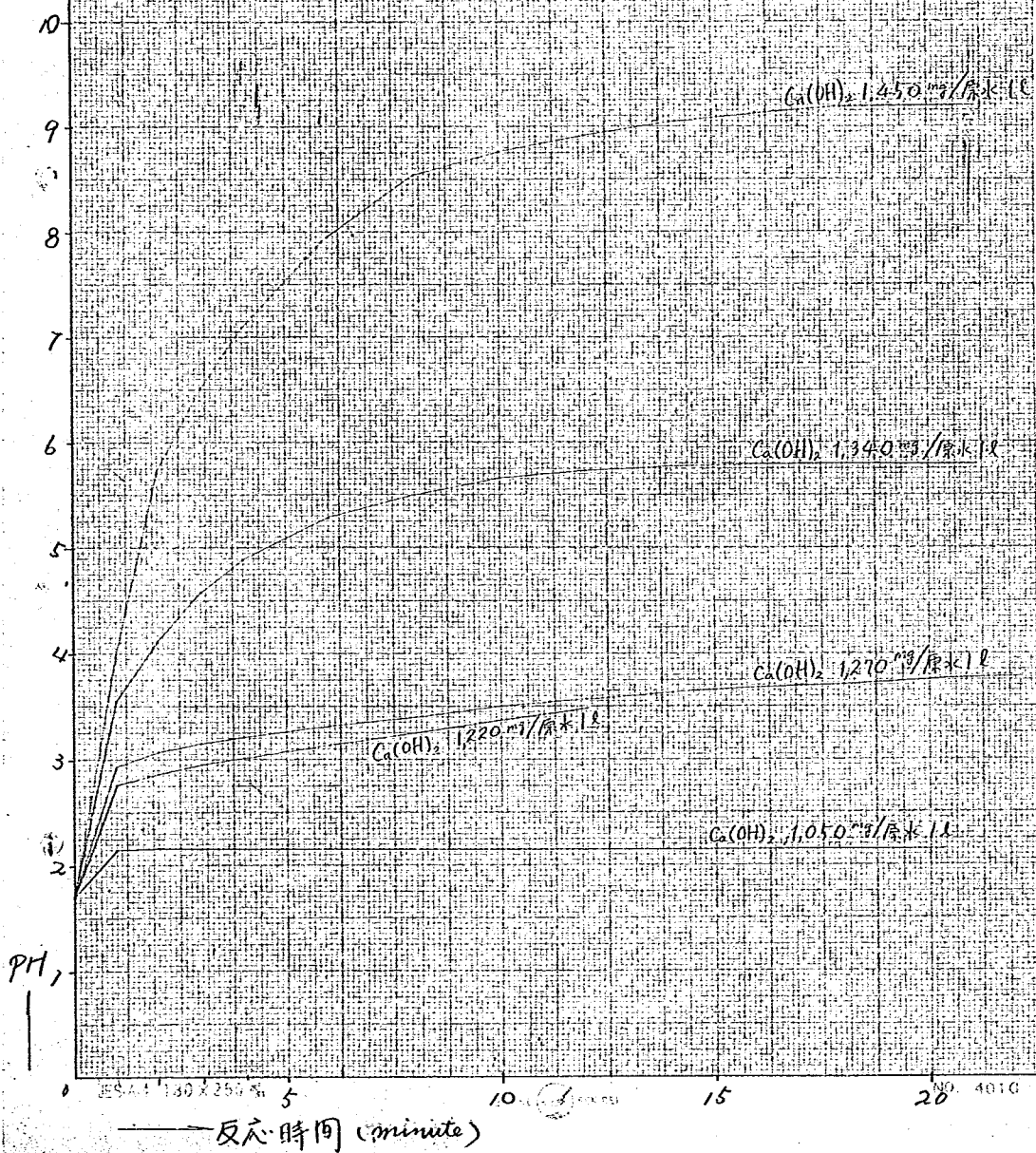
の注入能力のある注入装置1基を設ければよいとする。

図 11.13 反応時間 - pH 曲線

42 市底水と混合下水 工場排水 家庭下水 = 3:2

硫酸添加量 1,400 ppm

石灰シロ使用の場合



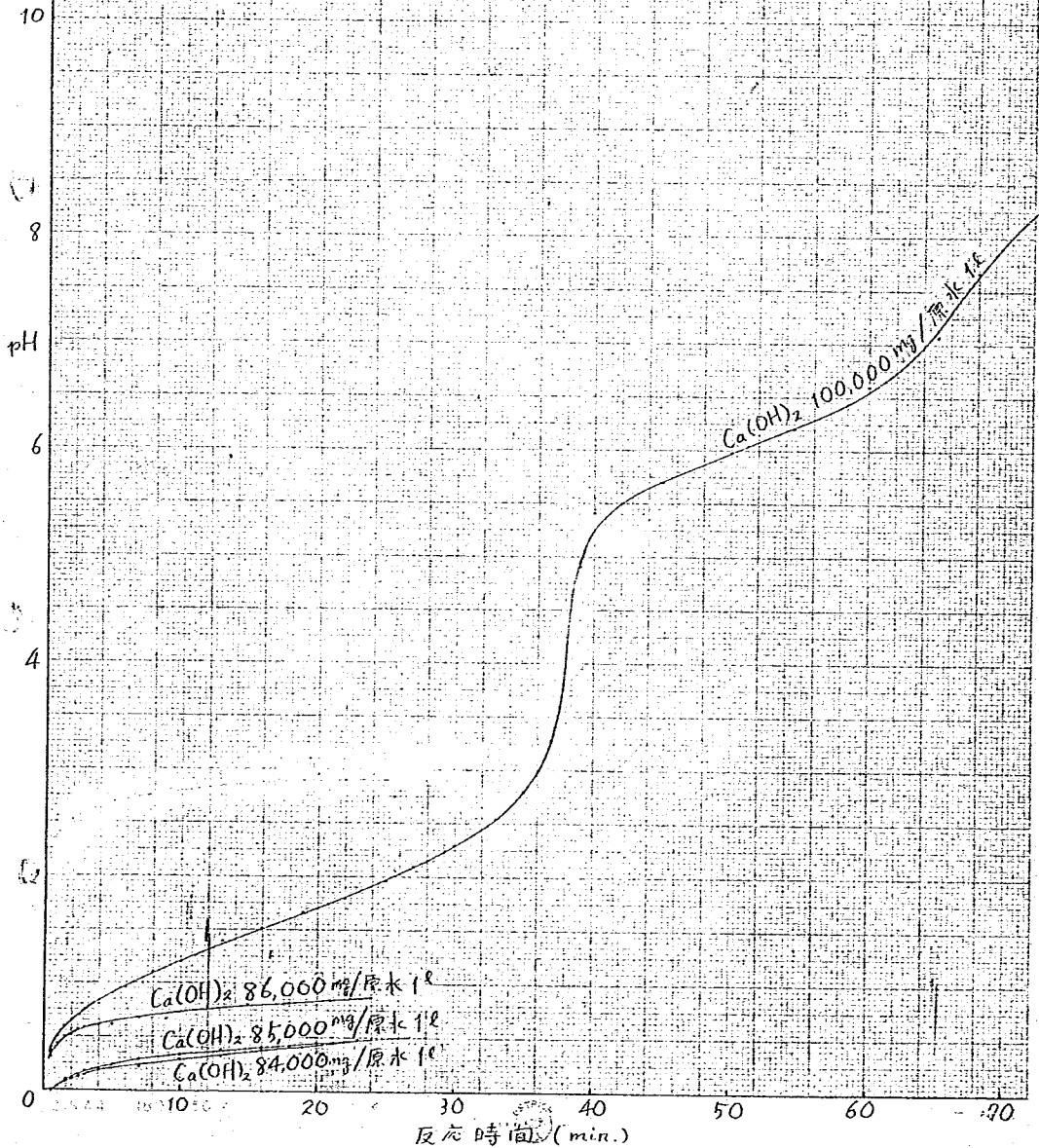
(图II-14 反应时间-pH曲线)

42年度末混合下水

工業废水：家庭下水 = 3 : 2

硫酸添加量 118,000 ppm

石灰ミルク使用の場合



12) 11-15 反应時間 - pH 曲線

計測流量割合下水

工場排水 : 家庭下水 = 1 : 4

石灰は1%使用の場合

硫酸添加量 1,400 ppm

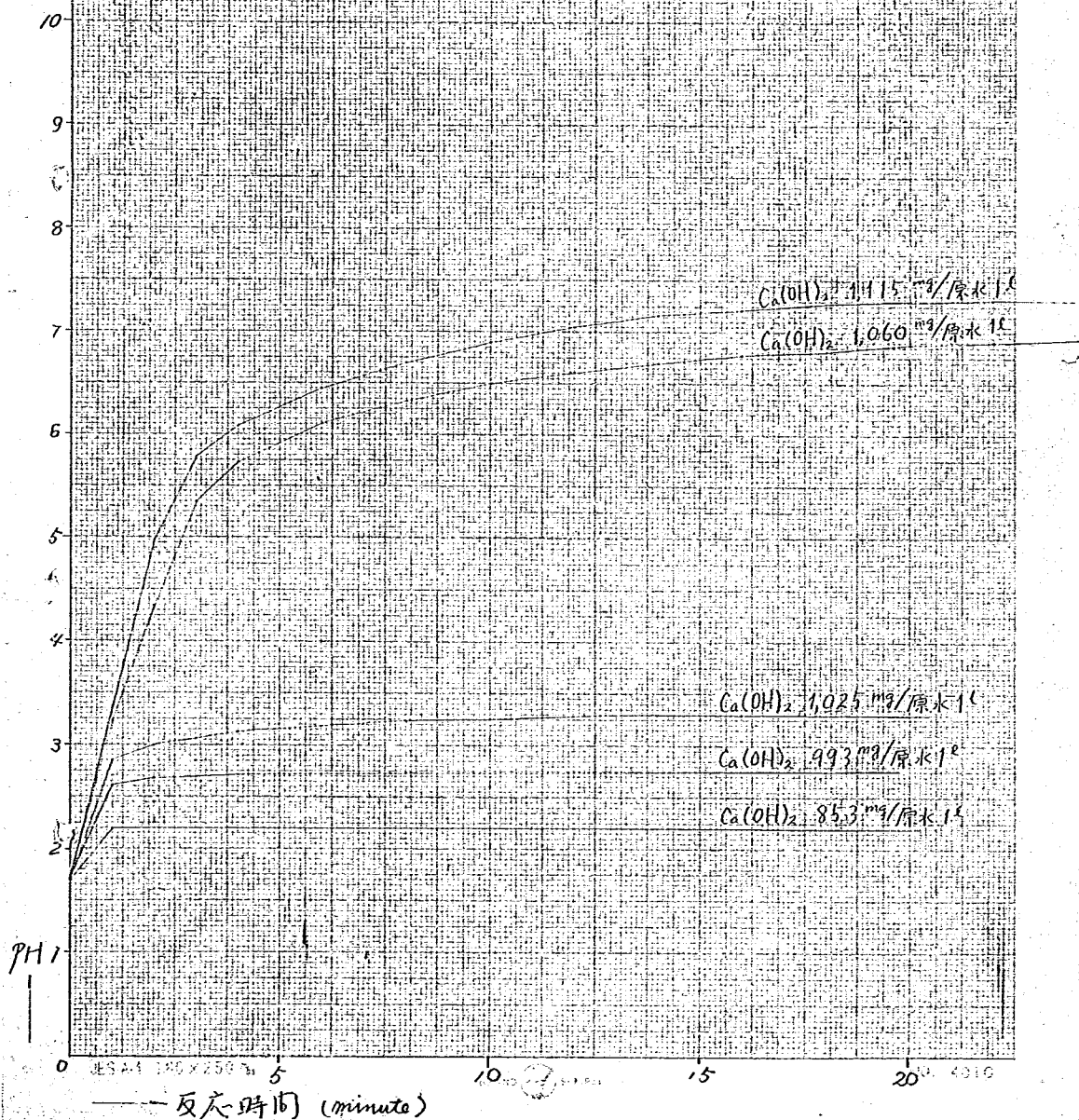


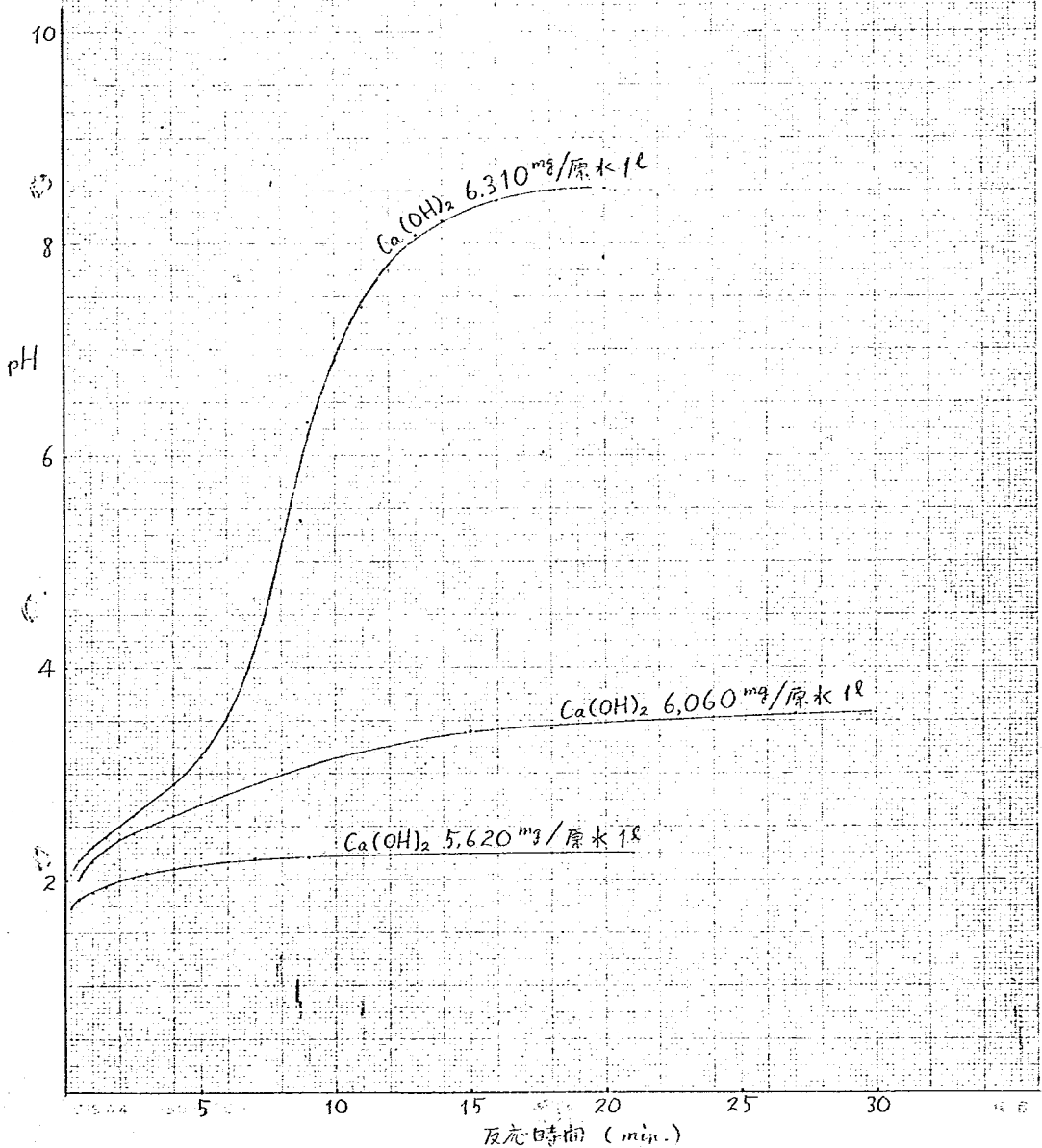
圖 II-16 反應時間—pH 曲線

最終計畫混合下水

工業廢水：家庭下水 = 1:4

硫酸添加量 7,050 ppm

石灰乳之使用の場合



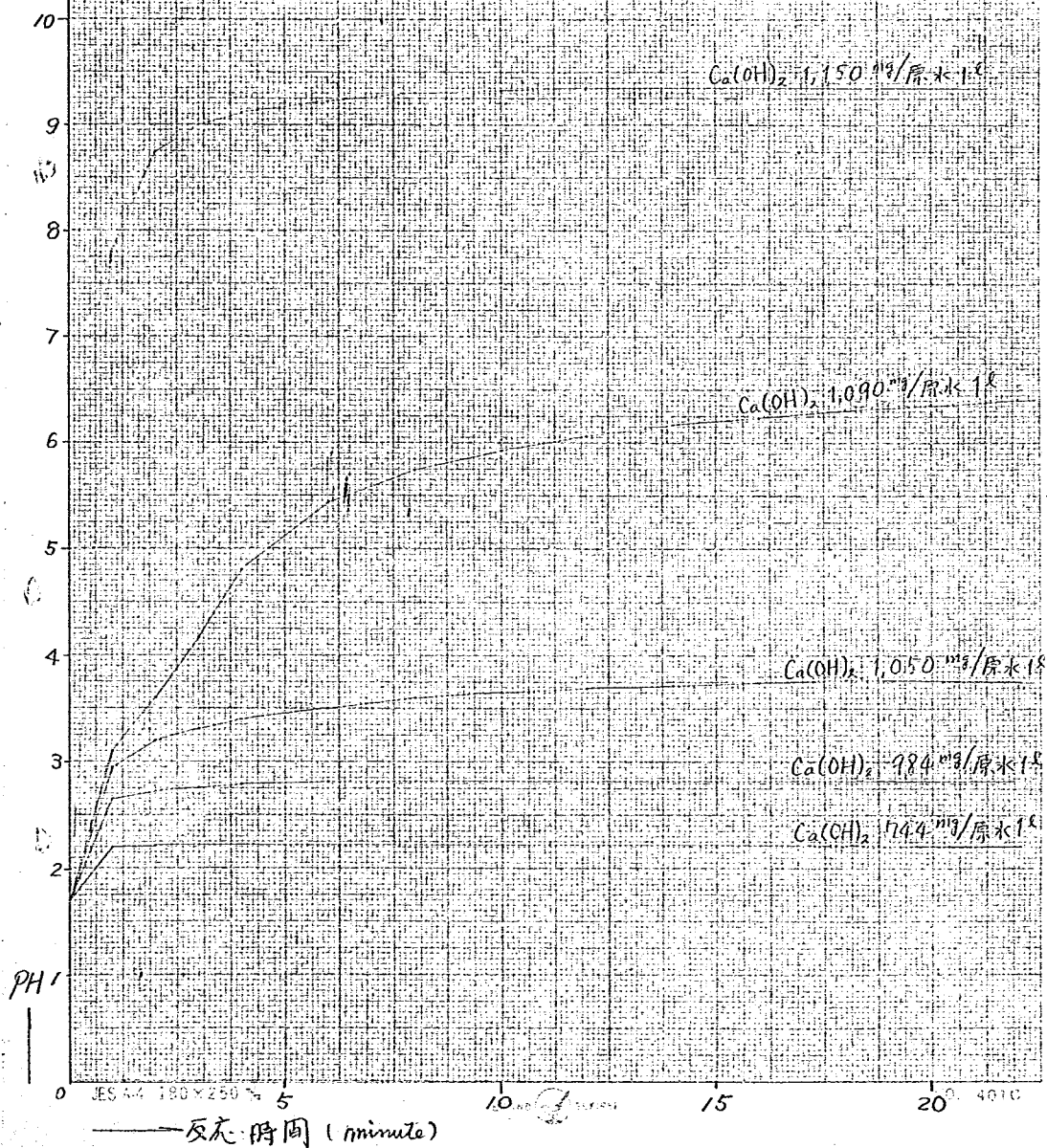
(図11) 反応時間 - pH 曲線

計画流量混合下水

工場排水・家庭下水 = 1:1

硫酸添加量 1,400 ppm

石灰ミルク使用の場合



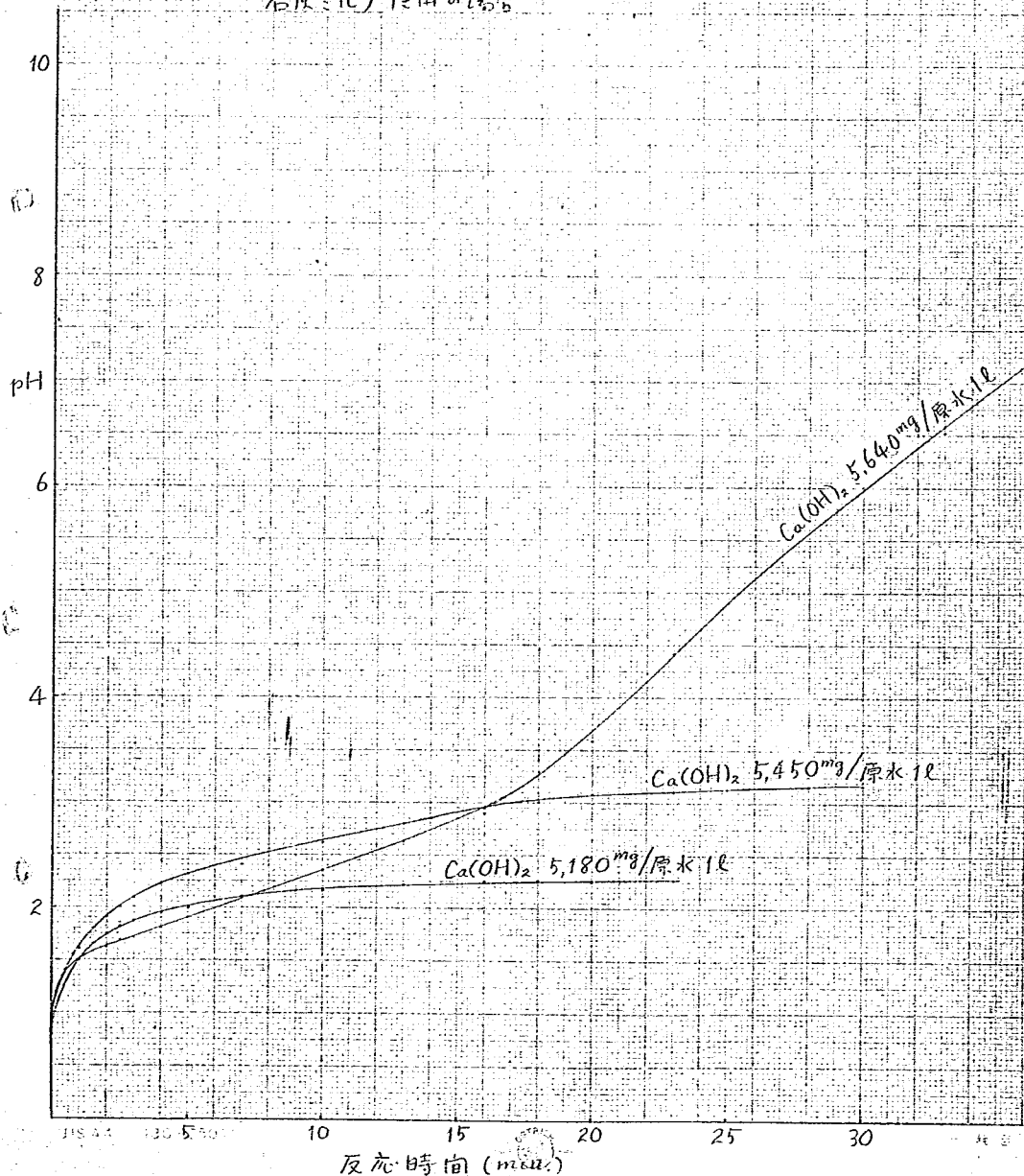
图II-18 反应时间—pH曲线

最終計画混合下水

工業废水：家庭下水 = 1:9

硫酸添加量 7,050 ppm

石灰使用の場合



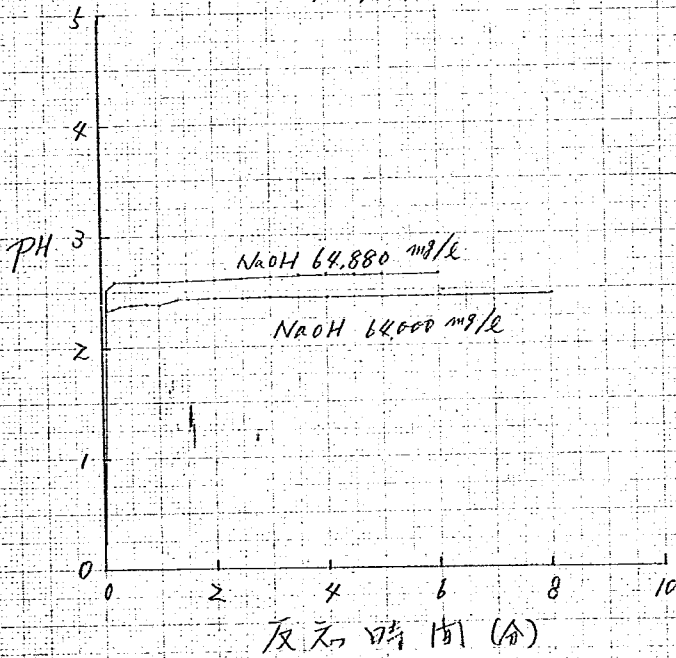
図Ⅱ-19 反応時間-PH曲線

42年度末混合下水

工場排水：家庭下水 = 3:2

硫酸添加量 $PO, 500 ppm$

力性ソーダ使用の協会



図J-20 反応時間 - PH 曲線

計画水質混合下水 工場排水: 家庭下水 = 1:4
 硫酸添加量 19,900 mg/l
 力性一分使用の場合
 NaOH 15,900 mg/l

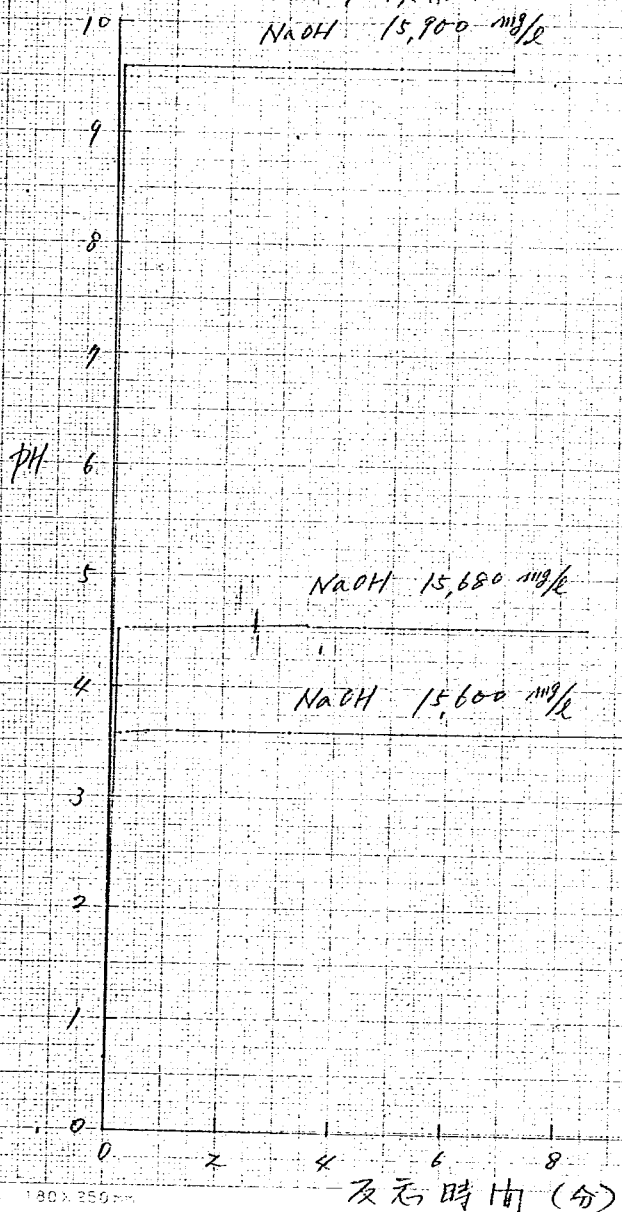
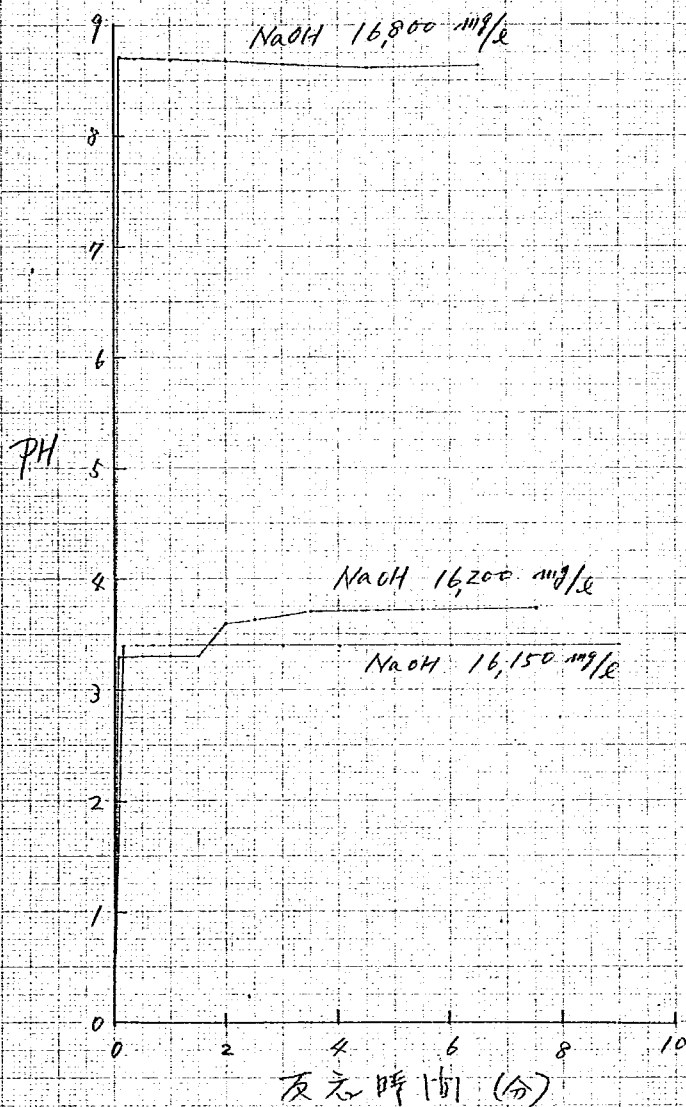


图 II-21 反应时间—PH 曲线

計画流量混合下水 工場排水:家庭下水=1:9
 硫酸添加量 19.900 mg/L
 力性1-2"使用の場合



4) pH調整槽の形式及び容量

前節で述べた様に pH調整をカ性ソーダで行なうとするは、図-19～図-21 で示した様に、石灰の場合とは異なり十分あれば十分であるが、現在の注入装置では pHの検出からカ性ソーダ注入開始まで、余裕をみて1分(石灰の場合にも>と長く取らなく3分以上)時間がかかることもあわせて考えれば、注入の遅れをカバーするためにはかなりの容量のある調整槽で混合・攪拌する必要がある。又 pH調整槽の附随的利点として、酸性の混合下水をアルカリで中和してやればカ性ソーダでも石灰でもフロックが形成される。これは家庭下水の混合比の水より42年度末の混合下水で著しいが、石灰の場合の CaSO_4 を除くと金属の水酸化物によるフロックと思われる。従って十分攪拌することによってフロックも形成すれば、活性汚泥にとって好ましくなり金属類の除去が幾分期待できる。

又活性汚泥を保護するため凝集沈殿によって金属を除去する必要がある一起に場合にも、前述攪拌槽として用いることができる。

調整槽の混合、攪拌方式として次の3法が考えられる。

1. 逆流式水路による攪拌

2. 機械式攪拌

3. 前エアレーションを兼ねた空気攪拌

逆流式水路による攪拌は維持も簡単で経済的ではあるが、

攪拌効率が悪く、非常に大きな欠点として pH の検出か

ら注入を開始する迄の時間的遅れをカバーすることかでき

ない。この遅れが現在の注入装置では^(酸性ソーダ注入の場合)余裕をみて1分

かかるのであれば、1節で述べた様に pH が検出される時

間は数分と考えられるので、この方式で pH 調整を行うま

く行なうのは困難である。機械式攪拌によれば攪拌は良

く行なわれ、注入の遅れもかなりカバーできるが、費用

がかかり空気攪拌に較べると利点が少なり。前エアレー

ションを兼ねて空気攪拌も行なえば良い混合・攪拌が可

能で、ブローアの容量を緩く大きくすれば良いので動力

費もあまりかからない。前エアレーションによる効果は、

文献によれば、家庭下水単独の場合あまりないが、工

場廃水との混合下水の場合には SS、BOD 除去率の増

加がかなり期待できると云われており、その意味から主

前エアレーションタンクの設置が望ましい。又前エアレーションタンクの形にすると、流量に応じて分岐施工するのが容易である。以上の理由により pH 調整槽は前エアレーションを兼ねた空気攪拌式とする。

pH 調整にカ性ソーダを用いるとすれば反応時間は非常に短いのので、調整槽の滞留時間は注入の遅れをカバーできるだけのものであれば十分である。石灰注入の場合とは異なり、カ性ソーダ注入では注入開始の時間的遅れもかなり少なくて済むので、調整槽の滞留時間は前エアレーションの効果と上げると共に必要な滞留時間をもあわせて考え、20分とする。1節で述べた様に、計画流量が減少した場合でも pH は最悪の時には 0.4 程度に下がる可能性もあるので、調整槽の容量は計画の日平均流量（昼間の） $0.782 \text{ m}^3/\text{sec}$ に対して設計するとすれば、

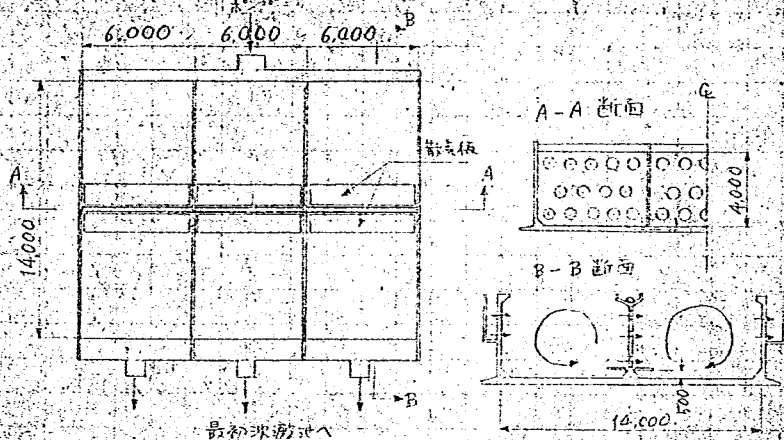
$$\text{必要な容量は } 0.782 \times 20 \times 60 = 938 \text{ m}^3$$

従って、pH 調整槽兼前エアレーションタンクは

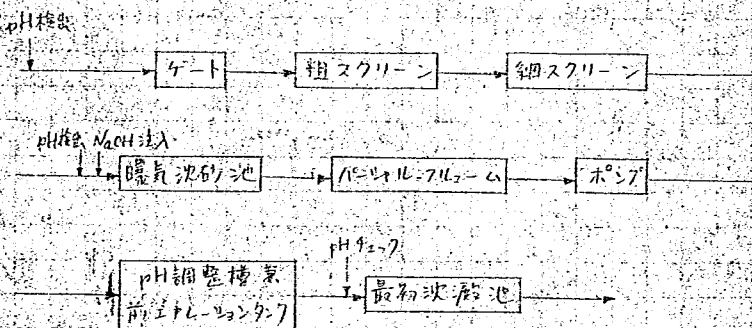
幅 6.0 m × 水深 4.0 m × 長さ 14 m × 3 槽（容量 1008 m^3 ）

とし、図Ⅱ-22 に示す様な形式のものとす。

図1-22 pH調整槽兼前エーレンタンク 模式図



pH調整関係のフローシートは下図とす。



流出水の pH 検出は、pH の低下を検出してから注入を開始するこの運転準備の時間をとるために行なうのであるが、出来た水は上流に設置することが望ましく、処理場での流下時間が十分くとも 10 分間あればよいとされている。

2. pH調整による金属イオンの沈澱除去実験

中小企業団地の工場の数社からクロム、亜鉛等々の重金属を含む廃水が排出されるが、この等の廃水は、~~メッキ工程~~ 又は表面化成工程からのものが主である。この様な工場を持つ工場には、酸洗工程があり、廃水は硫酸酸性であるのが通常である。酸性の廃水は工場の除害施設で中和されて排出されるのが原則であるが、中和した際金属イオンも金属水酸化物になって沈澱除去される可能性がある。この実験は中和のみによって、金属イオンがどの程度除去できる可能性があるかを調べるために行った。

1) 実験方法

実験に用いた下水は42年度末コンポジット試料1に、家庭下水4を混ぜた混合下水である。家庭下水には生田処理場の初次溢流水を用いた。43年度末コンポジット試料が酸性であるため、混合下水も弱酸性である。この混合下水に既知量の金属イオンを加えた試料に、pHが^{中性附近}_{弱酸性}になる迄石灰ミルクを注入し、

急速攪拌 5分, 緩速攪拌 20分, 静置沈殿 30分を行ひ、
 之の上澄液の残留金属イオンを測定して除去率を求めた。
 実験した金属は ニッケル, クロム, 亜鉛, 銅の 4種類を、
 排出とれる形を考慮して、それぞれ 硫酸ニッケル、
 無水クロム酸、燐酸亜鉛、硫酸銅 の形で添加した。
 添加した濃度、即ち初期濃度は 1~5000 ppm 迄
 ある。 中知に石灰を用いた理由は、各工場が除害施
 設で中知する際には、石灰による中知が最も安く用いら
 ると思われからである。 尚、金属イオンの分析
 法は、ポーラグラフ法によつた。

2) 実験結果及び考察

実験結果を表Ⅱ-1~4 に示し、図化して
 図Ⅱ-23 に示す。 この実験結果によると、単に石灰で pH を
 中性又は弱アルカリ性に上げるだけで、かなりの除去率が
 あることが注目される。 4種の金属共 10 ppm 以上最初
 に存在していれば 60% 以上沈殿除去される。 しかし、
 図Ⅱ-23 からわかる様に、亜鉛及び銅とクロム、ニッケルと
 には いくらか相違があり、亜鉛、銅は濃度が高い時の

方が除去率が大きく、100ppm以上存在する時には殆んど100%近く除去されるのに反し、ニッケル、クロムの方は真がばらつき、高々90%の除去率しかない。これは恐らく、水酸化物のフロックの沈降性の良否によるものと思われる。但し、亜鉛は磷酸塩の形なので、pHが高くなった時に水酸化物にならず、磷酸亜鉛として析出したものもあるかもしれない。

以上の実験結果、石灰で中和した場合同時に重金属も比較的良く除去できることがわかったが、今後、酸性ソーダで中和した場合、石灰で酸を中和した後に重金属が流入して来る場合などについて実験を行なう予定である。

表 II-1 石灰による pH 調整に伴う ニッケルの除去

ニッケル添加量 ppm (as Ni)	石灰注入前 pH	石灰注入量 ppm (as Ca(OH) ₂)	石灰注入後 pH	残留ニッケル ppm (as Ni)	除去ニッケル量 ppm (as Ni)	除去率 %
1	5.5	233	8.8	0.6	0.4	40
5	5.5	300	8.9	3.0	2.0	40
10	5.5	270	9.0	3.6	6.4	64
20	5.5	270	8.9	5.4	14.6	73
50	6.60	83.3	8.0	14.3	35.7	71
100	5.42	192	8.46	10.0	90.0	90
500	5.42	230	7.65	227	273	54
1,000	5.35	333	7.55	240	760	76
5,000	6.50	133.3	7.5	195.5	304.5	61

注 1: ニッケルは硫酸ニッケル (NiSO₄) の形で添加

表 II-2 石灰による pH 調整に伴う クロムの除去

クロム添加量 ppm (as Cr)	石灰注入前 pH	石灰注入量 ppm (as Ca(OH) ₂)	石灰注入後 pH	残留クロム ppm (as Cr)	除去クロム量 ppm (as Cr)	除去率 %
5	7.0	33.3	11.2	0.0	5.0	100
10	6.9	33.3	11.0	0.6	9.4	94
50	6.7	83.3	9.1	12.0	38.0	76
100	5.9	130.0	7.0	16.8	83.2	83
500	2.6	370.0	6.8	92.5	407.5	82
1,000	2.0	933.3	7.0	161.0	839.0	84

注 1: クロムは無水クロム酸 (CrO₃) の形で添加

注 2: 無水クロム酸の水溶液は酸性であるが、
クロムの量が多ければ、pH が低い。

表 Ⅱ-3 石灰による pH 調整に伴う亜鉛の除去

亜鉛添加量 ppm (as Zn)	石灰注入前 pH	石灰注入量 ppm (as Ca(OH) ₂)	石灰注入後 pH	残留亜鉛 ppm (as Zn)	除去亜鉛量 ppm (as Zn)	除去率 %
1	6.18	66.7	7.22	0.80	0.20	20
5	6.0					
10	5.61	116.7	9.91	1.04	8.96	90
20						
50	3.29	433.3	9.2	1.4	48.6	97
100	2.78					
500	2.50	666.7	7.1	1.6	498	99.8
1,000	2.60	666.7	7.0	2.1	998	99.9
5,000	2.35	10,000	4.5	1000	1000	80

注1；亜鉛は 燐酸亜鉛 ($Zn_3(PO_4)_2$) の形で添加

注2；燐酸亜鉛は 燐酸酸性溶液として用いた。

亜鉛の添加量が多い程 初期 pH は低くなる。

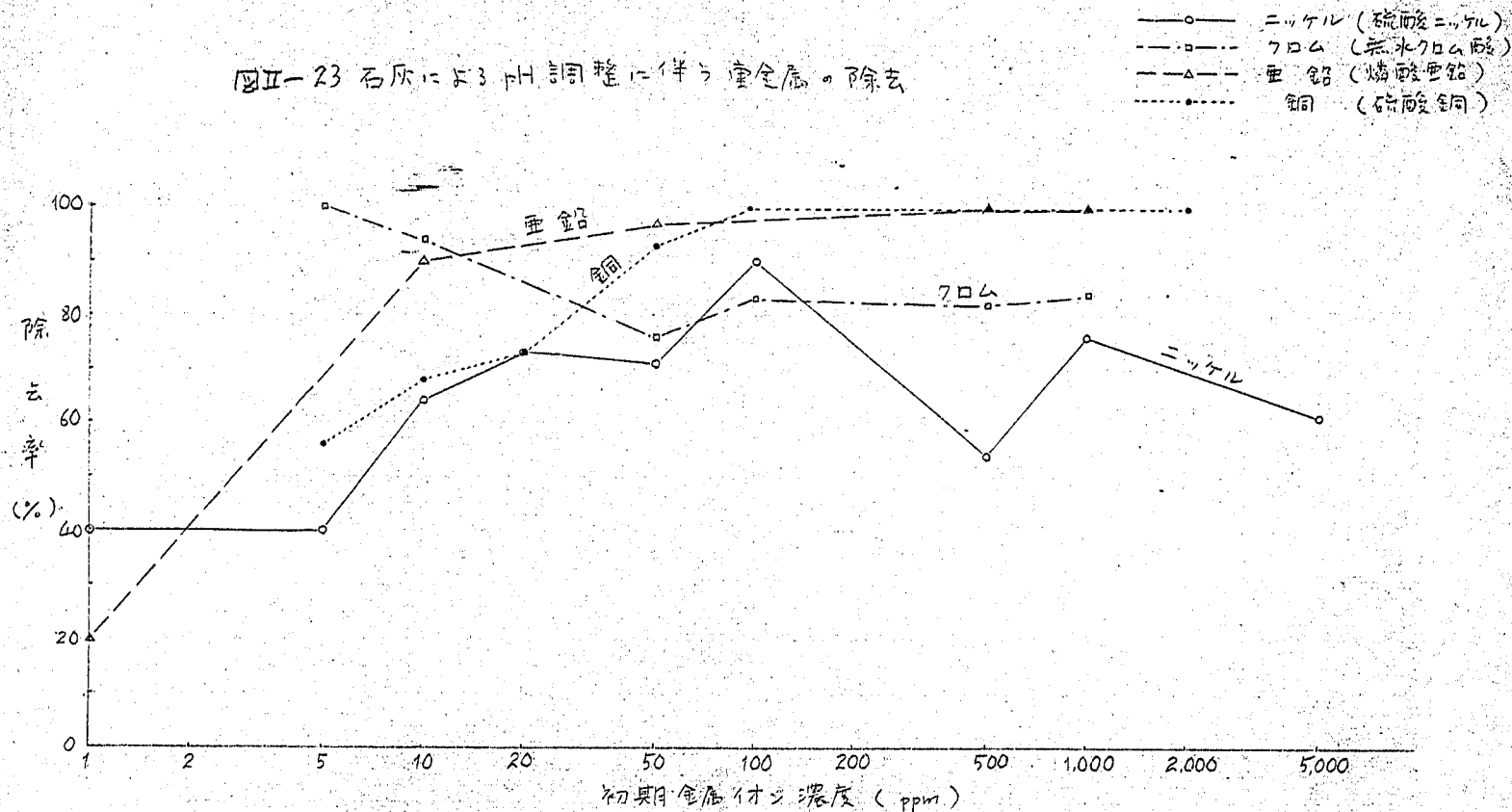
注3；亜鉛 5,000 ppm の試料は 燐酸が多量出で、石灰で中和することになる。pH は 4.5 以上になる。

表 Ⅱ-4 石灰による pH 調整に伴う銅の除去

銅添加量 ppm (as Cu)	石灰注入前 pH	石灰注入量 ppm (as Ca(OH) ₂)	石灰注入後 pH	残留銅 ppm (as Cu)	除去銅量 ppm (as Cu)	除去率 %
5	6.3	83.3	8.1	2.2	2.8	56
10	6.3	83.3	8.1	3.2	6.8	68
20	6.2			5.35	14.65	73
50	6.3	83.3	7.85	3.5	46.5	93
100	6.2	363.3	8.55	極少量	100	99以上
500	5.7	2533	7.55	"	500	"
1,000	5.5	3200	8.40	"	1000	"
2,000	5.3	2767	7.75	"	2,000	"

注1；銅は 硫酸銅 ($CuSO_4$) の形で添加

図II-23 石灰によるpH調整に伴う重金属の除去



5

III. 最初沈澱池及び最終沈澱池について

1. 最初沈澱池

沈澱池の設計において特に留意すべき

事項は、一般の下水処理場に較べて、流入下水中の金属等の毒性物質の濃度がかかり高いことである。金属イオンは先に述べた様に、pH調整によって水酸化物となり、沈澱によってかなり除去することとなる。従って、出来るだけSSの除去率を高くし、活性汚泥槽中に流入する金属等毒性物質の量と出来るだけ少くしける必要がある。次の様な設計条件によって設計することとする。

1) 設計流量は、工場廃水は昼間10時間で排出するとして求める。

家庭下水	工場廃水	計
$30,852 \text{ m}^3/\text{日} = 0.357 \text{ m}^3/\text{分}$	$15,277 \text{ m}^3/\text{日} = 0.424 \text{ m}^3/\text{分}$	$46,129 \text{ m}^3/\text{日} = 0.782 \text{ m}^3/\text{分}$

工場廃水を昼間10時間で平均して排出するという仮定は、かなり現実的な仮定と思われる。過大に安全側ではないと思われる。

2) 沈澱時間は活性汚泥法の場合1時間30分であるが、沈澱効率を上げるため特に2時間とする。従って

沈殿池容量は

$$0.782 \times 3600 \times 2 = 5630 \text{ m}^3$$

3) 水面積負荷について、当研究室で行なった、石膏を多量に含む皮革廃水の処理の場合、水面積負荷率も $35 \text{ m}^3/\text{m}^2/\text{d}$ にとれば満足な結果が得られた。枚方市の処理場の流入下水も石膏を多量に含んでおり、又金属の水酸化物の沈殿についても $35 \text{ m}^3/\text{m}^2/\text{d}$ 程度に負荷を取れば十分な沈殿が期待できる。この意味から水面積負荷も $35 \text{ m}^3/\text{m}^2/\text{d}$ とする。

4) 所要水面積

$$0.782 \times 86400 \div 35 = 1930 \text{ m}^2$$

5) 有効水深

$$5630 \div 1930 = 2.92 \approx 3 \text{ m}$$

6) 構造寸法

幅 8.7 m $\times$ 長さ 24.7 m $\times$ 有効水深 3 m $\times$ 9池

水面積	1934 m^2
容量	5802 m^3

7) 越流せき長 越流負荷を $190 \text{ m}^3/\text{m}/\text{日}$ とすると、

$$0.782 \times 864,000 \div 190 = 360 \text{ m}$$

1池当り 40 m とする。尚、均等に溢流する様、せき高 5 cm 程度の小型三角せきを多数取付けるとにする。今、せき高 5 cm の通角三角せきを 12 cm 間隔に 1個 付けることとせば、せき長 360 m 当り 約 $3,000$ 個のせきがあることになる。せきの溢流水深が 4.8 cm のとき、せき 1個当りの流量は 約 $0.0007 \text{ m}^3/\text{sec}$ であるから、 $3,000$ 個で $2.1 \text{ m}^3/\text{sec}$ となり、時毎最大流量が 月平均流量 $0.782 \text{ m}^3/\text{sec}$ の 21% $1.56 \text{ m}^3/\text{sec}$ としても水位がせきの上端に達するとはなり。

8) クラリファイヤーについて

初沈の汚泥量は通常の下処理場に較べるとかなり多く、しかも石膏が大量に含まれておるため、クラリファイヤーを止めた場合には、沈澱しておる汚泥がかなり硬くなり、おとらる。よってクラリファイヤーはリンクベルト式よりもミーター式の面が良いと考へられ、もしリンクベルト式を採用する場合に、チェーンを補強する必要がある。

9) 除去率

金属イオン等がエアレーションタンクに付着して流入した様には、沈澱時間と大きくとり、水面積負荷を小さくしたのであるから、除去率は比較的良いと思つた。

SSについては、石膏、金属水酸化物と他の一般のSSに分けて考え、中和が完全に行なわれているとして、石膏、金属水酸化物については95%、一般のSSについては Fair, Geyer, "Water Supply and Waste Water Disposal" より53%とする。

又 BOD については除去率 35% とする。以上をまとめ

BOD 除去率	35%
SS 除去率	一般の SS 53%
	石膏、金属水酸化物 95%

42年度末流量と計画流量の場合の初次溢流水の水質は次の様になる。

表 III-1 初次溢流水の水質

		流入下水	初次溢流水
42年度末流量	BOD	136 ppm	88.4 ppm
	SS	271	86
計画流量 (計画水質)	BOD	220	143
	SS	270	127

注1: 42年度末流量の場合、石膏、金属水酸化物(水酸化ナトリウム等)の量は流入量の2/3(流入量に比して)と考へた。

注2: 計画流量、計画水質の場合、特に石膏、金属水酸化物と他の一般のSSとを区別せず、除去率は一律に53%とした。

2. 最後沈淀池

1) 設計流量 $0.782 \text{ m}^3/\text{d} = 67,560 \text{ m}^3/\text{d}$

2) 沈淀時間 2.5 時間

よ、沈淀池容量は $2.5 \times 3600 \times 0.782 = 7,038 \text{ m}^3$

3) 水面積負荷 $30 \text{ m}^3/\text{m}^2/\text{d}$

4) 所要水面積 $67,560 \div 30 = 2,252 \text{ m}^2$

5) 有効水深 $7,038 \div 2,252 \div 3.13 \text{ m}$

6) 構造寸法

幅 8.7 m × 長さ 28.9 m × 有効水深 3.2 m × 9 池

水面積 $2,263 \text{ m}^2$

容 量 $7,242 \text{ m}^3$

8) 越流せき長 越流負荷を $125 \text{ m}^3/\text{m}/\text{d}$ とする

$67,560 \div 125 \div 540 \text{ m}$, 1池当り 60 m

越流せきは 初沈と同様に、せき高 5 cm の 小蛇直角三角柱を 12 cm 毎につけとすれば、約 4500 個

9) 除去率

SS 除去率は 活性汚泥生成量の 53% とする。活性汚泥生成量については、「VT 汚泥濃縮槽」についての通り。故流水の SS は次の様になる。

表Ⅲ-2 故流水の SS

	故流水 SS
42年度末流量	35 PPM
計画流量 (計画水量)	51 PPM

IV. 汚性汚泥処理について

1. 生物処理実験

実験は家庭下水を主とする処理場の最初調整池出水に前
に算定した工場排水の重金属およびシアン化合物が等濃度で
常時流入する場合、工場の操業時間により間欠的に高物が流
入する場合等について実験したものである。

殺菌剤水の処理場へ流入する可能性のある薬品は次のよう
なもので、生物に有害であると思われるものを括弧内に示し
た。

NiSO_4	(Ni)
$\text{Cr}_2(\text{SO}_4)_3$	(Cr ⁶⁺)
$\text{Zn}(\text{PO}_4)_2$	(Zn)
$\text{Zn}(\text{CN})_2$	[Zn(CN) ₂]
CuCN	(CuCN)
NaCN	(NaCN)

実験に用いた重金属およびシアン化合物は上記のと種類の
化合物である。

汚性汚泥処理を行なっている場合には調整部の工場群の一部
が保有するメッキ等のバス容器が開放されて重金属やシアン
化合物が一時に多量に処理場内に流入されることがあるかも
しれない。このようなことは皆無くなるように指導すること
を怠ってはならないが、その場合を考慮してショックロー
ドの影響をワールブルグ検査機により実験した。

① 原水の生物処理の可能性について

原水中の各重金属カドミウム、鉛、銅、亜鉛の混入量は表4-3に示す濃度である。これによつて計画混合下水中の濃度は全重金属量で 0.39 mg/l , 全亜鉛量で 0.12 mg/l である。42年度末混合下水中のそれぞれ 2.64 , 0.8 mg/l である。

このような組成の水を原水とする生物処理の可能性について、アメリカ公衆衛生局の報告より手始めに表IV-1の処理効率と影響を与えたり最大濃度を参考として検討するとBOD負荷とエアレーションタンク中の滞留時間、活性汚泥の状態等により多少異なることも考えられるが、この結果と比較して今回の実験に用いたそれぞれ化合物の濃度はN化合物を除いてはほとんど影響を与えない濃度である。N化合物は42年度末で約 1.70 mg/l となるので表IV-1の他の $1 \sim 2.5 \text{ mg/l}$ の範囲内に入りN化合物はついても限界濃度である。しかし計画混合下水を混入するようになるとN化合物も最大濃度 2.5 mg/l の約 $1/10$ になり影響は非常に少なくなるものと思われる。これらのことから個々の化合物については生物処理の除去効率に重大な影響を及ぼすような混入量ではないと考えられる。

今回の実験では表IV-4に示す重金属カドミウム、鉛、銅、亜鉛の混入量の差からわかるように6種類の化合物、そのうち亜鉛化合物が3種類が混合して加えられているので、それぞれの化合物の

生物，特に細菌，原生動物等におよぼす混合物としての影響について考慮する必要があると思われるが，これについて公害研究局の報告によると各重金属が混合した状態においても，その処理プロセスでの影響は保ちの効をなし，生物処理のエアレーション過程では溶入下水中に 10 mg/l まで Cr, Cu, Ni, Zn (単独あるいは混合) が存在しても全体の処理効率が 5% 減少する位で十分に生物が働くといわれている。すなわち，金属と与える要素では活性汚泥の依存性が強く，系全体の発生による活性汚泥のバリュースングは一般にみられなかった。野中によると，毒物の阻害濃度ワシアン化合物 (CNとして) $1 \sim 1.6 \text{ mg/l}$, Cr $2 \sim 5 \text{ mg/l}$, 銅化合物 (Cuとして) 1 mg/l , Ni 化合物 (Niとして) 6 mg/l , 亜鉛化合物 (Znとして) $1 \sim 3 \text{ mg/l}$ とされている。これらの結果をみると金属によって処理効率に影響を及ぼす阻害濃度にはかなりの差異がみられる。

いづれにしても，これらの報告を参考にした場合には，今回の実験で用いた重金属の濃度が与えられる金属の処理効率への影響はほとんど考えられまい。しかし，シアン化合物の化合物として混合されているために与えられる化合物が混合した状態での処理効率への影響はついては今後検討すべき点であると思われる。溶入する重金属の濃度外に両混合下水中程度の濃度であると，場合によっては活性汚泥のバリュースングの原因の一つといわれている系統も

の発生を抑制して結核菌の感染性を良くするということがなされる。

資料から検討した場合には、投与剤水で吸入の予想される濃度の毒物濃度なら処理効率でその濃度を下げることなく生物処理が可能であるといえる。

表 II-1 処理効率に影響を与える最大濃度

(アメリカ公衆衛生局 報告より)

加えられた 化合物名	最大濃度 *		備 考
	全量	mg/l	
NiSO_4	Ni	1 ~ 2.5	2.5 ~ 10 mg/l (Ni) で BOD 除去率 5% 減少した。 衝撃負荷: 4 時間負荷した場合には 50 mg/l (Ni) 以下でバクテリアに影響は無い。250 mg/l で数時間の間著しく低下したが、40 時間で正常に戻った。
ZnSO_4	Zn	2.5 ~ 10	最初沈殿池では亜鉛除去には効果がない。 微生物のフロックは少量の亜鉛を吸着する。 衝撃負荷: 4 時間負荷した場合には 160 mg/l (Zn) で 40 時間後と正常に戻った。
$\text{K}_2\text{Cr}_2\text{O}_7$	Cr	50	50 mg/l (Cr) で BOD 除去率が 3% 降下した。活性汚泥に於いて 13 mg/l で毒性が強い。 衝撃負荷: 4 時間負荷した場合には 100 mg/l (Cr) で 20 時間後と回復した。
CuSO_4 おそれ CuCN	Cu	1	数時間程度の高濃度負荷, CuSO_4 50 mg/l, CuCN 10 mg/l で処理効率は大きく影響は受ける。

* 処理効率に影響を与える最大濃度
(アメリカ公衆衛生局, 報告 NO. 999-WP-22)

2) 実験方法

① 概要

排水管内に流入の予想される毒物濃度を合流下水の生物処理の場合にBOD除去を主として処理効率を調べるものである。

実験は活性汚泥実験装置を用いて毒物が等濃度で装置に流入する場合の連続実験、および、高濃度短時間負荷実験（これは調整池により24時間と等濃度で流入するのではなく、工場稼働時間内に流入すると仮定した場合）について行った。実験内容の概略は、1. 計画排水下水中の毒物濃度が等濃度で連続流入する

場合

2. 42年度末排水下水中の毒物濃度が等濃度で連続流入する場合。

3. 実験内容2で連続運転を行ない馴致して活性汚泥にショックとして42年度末排水下水中の毒物濃度の2倍量を1日5時間増加した場合。

4. 活性汚泥を家庭下水の方で実験装置に十分馴致させて、ショックとして42年度末排水下水中の毒物濃度の2倍量で1日8時間増加した場合。

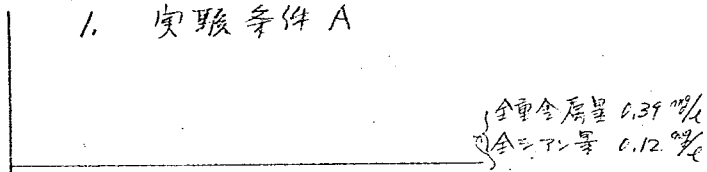
についてである(図1)。内容2と3については原本のBOD濃度をまわって行った。内容3、4についてはショックの影響がどのように現れ、どのような経過をたどるか、また次の経過時間までその影響が残るものかどうかを知るためにBODを主として経過変化について

行なった。

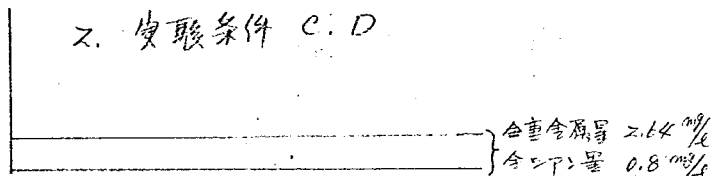
よから、毒物と馴致した活性汚泥と馴致していなり活性汚泥を用いて、毒物の阻害限界濃度を知らねの実験も行なった。ニ水け活性汚泥の活性度を表示する一つの指標として用いられてい活性汚泥の酸素吸収について、大型ワールブルグ検査計を用いて、活性汚泥の酸素吸収阻害について実験した。ただし、活性汚泥は毒物の添加を中止した場合の酸素吸収の回復について行なっている。

図11-1 実験内容

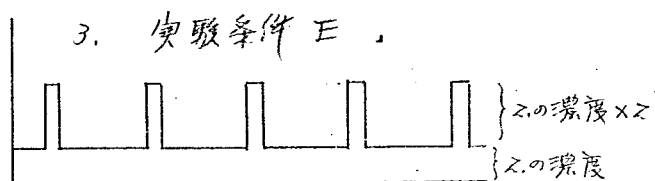
1. 実験条件 A



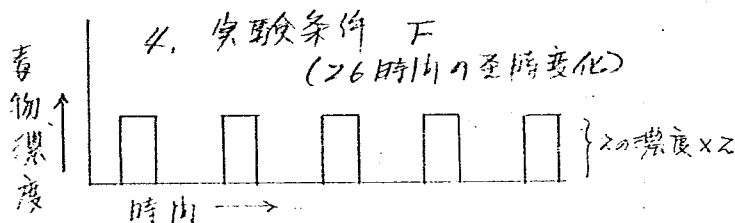
2. 実験条件 C, D



3. 実験条件 E



4. 実験条件 F
(26 時間内の至瞬変化)



② 試料おまび方

実験に用いた下水は工場排水の全量入らない住居団地の汚水処理している川崎本市田処理場の最初次殿地流出水を昭和41年10月から4月10日まで、4月11日以後は工場排水の流入と比較的少ない東京郡落合処理場の最初次殿地流出水を週1回交替採取し、日陰に密閉したまま保存した。採水時刻はいづれの場合にもBOD濃度の高いと思われる午前10時前後に於けるようにつとめた。

表Ⅱ-2 両処理場年平均値 (ppm)

落合処理場 (昭和41年度)

項目		流入水	最初次殿地流出水
BOD	最大	161	99
	最小	66	33
	平均	123	86
COD	最大	104	69
	最小	48	46
	平均	79	59

り水と水の処理場の年平均値も表Ⅱ-2に示した。活性汚泥は落合処理場のものを最初に用いた。

活性汚泥処理実験装置

の略図および概要を図Ⅱ-2、

表Ⅱ-3に示す。装置は貯留

槽、エアレーションタンク

および沈殿槽よりなり、

実験条件に合せて調整した原水はスケのタイマーの組合せに

より3分間送水、27分間休止の半連続でエアレーションタンク

に流入せせた。沈殿槽の沈殿汚泥はエアーリフトにより連

続的に10%返送した。エアレーションの方式は散発式で行か

市田処理場 (昭和40年度)

項目	流入水
BOD	150
COD	117

い、エアレーションタンクは活性汚泥混合液の循環をよくす
るために内部隔壁を付け、なおタンクの底部にマグネツク
スターラーを置き活性汚泥の沈殿を防止し、常にエアレーシ
ョンタンク内の液面物質が一均しくなるようにした。実験装置
は同じものを2台製作し、1台はコントロールとして沈殿
下水のみの処理用として、他の1台は重金属およびシアン化
合物をあらかじめ混合した下水を用いて運転したものである。

用いた毒物は表IV-4に示すように重金属として NiSO_4 ,
 $\text{Zn}_3(\text{PO}_4)_2 \cdot 4\text{H}_2\text{O}$, $\text{Zn}(\text{CN})_2$, $\text{Cr}_2(\text{SO}_4)_3 \cdot 15\text{H}_2\text{O}$ および CuCN
とシアン化合物として NaCN を用いた。計画混合下水中の毒
物濃度は計画下水量 $46,131 \text{ m}^3/\text{d}$ が流入して工場群からの排
水が相当希釈されて混合の濃度であり、42年度末混合下水中
の濃度は42年度末の状況を推定し、家庭下水の流入量が極
端に少ない場合、おたけろ処理場流入量 $5,107 \text{ m}^3/\text{d}$ の場合に
ついて重金属とシアン化合物の混合比を計算して求めた値で
ある。

実験装置は装置Iをコントロールとして用い、装置IIは
表IV-5に示す実験条件により下水を調整し原水として用いた。
当初運転は手間どり、実際に運転を開始したのが10月15日か
らであり、活性汚泥は実験装置内で馴致させるのを待って11
月11日より実験を始め、分析は原則として月、水、金の週3日

とした。

分析項目は本項について重複度，BODおよびCOD，活性汚泥試験は活性汚泥浮遊物質（MLSS），活性汚泥有機性浮遊物質（MLVSS），活性汚泥細胞数，生物試験，一般細菌数について行ない，分析法は原則として下水試験法（1964）にまつた。

生物試験の試料の処理は活性汚泥混合液を100 mlのシリンドーに搾り，30分沈殿させ，その上澄水を静かに20 ml捨てホルマリンを加えて100 mlとし静かに混合して保存し検査に供した。

一般細菌数については20°C，48時間培養により算出した。

次に活性汚泥処理とかけろシロクロードの影響に因する調査はフールブルグ検査計を用いて毒物が活性汚泥の懸率の収れ及び影響について実験した。実験条件は下記の通りである。

毒物と活性汚泥の接触時間 3時間

振動数 75回/分

振動巾 7 cm

測定温度 20°C

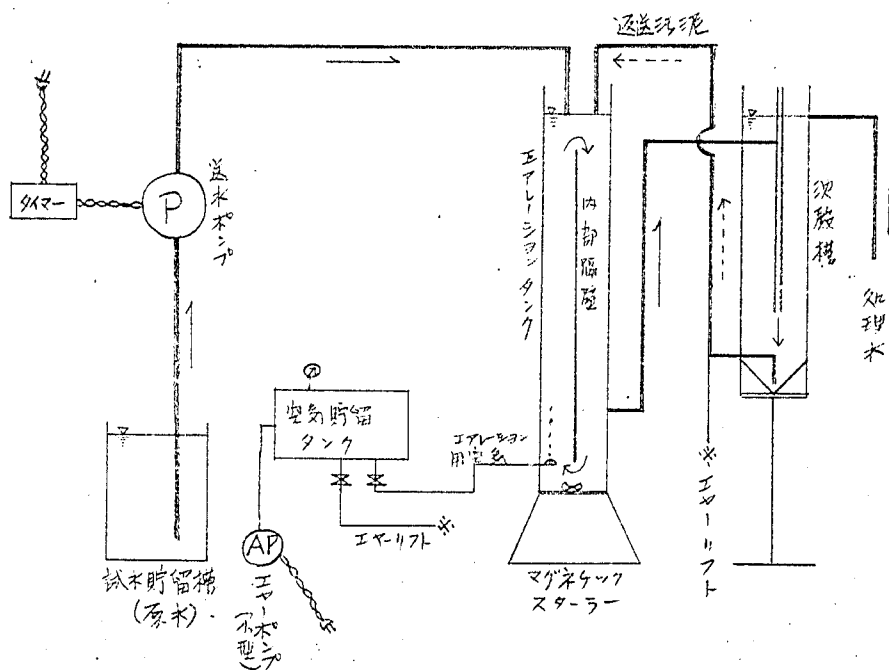
フラスコ容量 約300 ml

主室 活性汚泥 50 ml

側室 生下水を東洋紙NO.2を用いてろ過して溶液を5ml。添加する薬品はこの溶液で調整して。

実験に用いた活性炭は装置Iのコントロールのものと装置IIの毒物を添加して馴致したもので、添加した毒物は下水をろ過した溶液に薬品を溶かして水溶液として用いた。

図IV-2 実験装置略図



表IV-3 水性汚泥実験装置概要

項目	実験装置 I	実験装置 II
流入量	28 l	27 l
曝気槽容量	14.65 l	14.65 l
沈殿槽容量	5.56 l	5.56 l
エアレーション時間	7.33 分	7.47 分
沈殿時間	2.78 分	2.84 分
水面積負荷	7.0 $\text{m}^3/\text{m}^2/\text{d}$	6.8 $\text{m}^3/\text{m}^2/\text{d}$
沈殿槽水面積	69 cm^2	69 cm^2
槽内温度	26 $^{\circ}\text{C}$	20 $^{\circ}\text{C}$

注: 沈殿槽内はエアーリフトによりエアレーションタンク内と100%混合した。

送水ポンプ	イワキ(株)製, 耐酸タイプポンプ, 流量100~1000 ml/分, 揚程20 m, 口径12 mm, モーター100V, 150W。
タイマー	送水ポンプにセットして, 毎時一定量 を送水する0.0~30分, 0.3分のタイマー組立。
小型タンク	イワキ(株)製, AP-212, 排気圧2 kg/cm^2 排気量12 l/分, モーター100V, 15W。
空気貯留タンク	至30 cm, 長さ60 cm, 空気圧力調整弁付。
エアレーションタンク	アクリル製, 外径12 mm, 長さ162 cm 有効水深140 cm
沈殿槽	アクリル製, 外径16 mm, 長さ150 mm 有効水深89 mm。

表Ⅳ-4 各重金属 および シアン化合物の投入量

有毒物質の種類	計画混合下水 中の濃度 (ppm)	42年度末混合下水 中の濃度 (ppm)
Ni SO ₄	1.2	8.13
Zn ₃ (PO ₄) ₂ ・4H ₂ O	0.09	0.61
Zn(CN) ₂	0.07	0.47
Cr ₂ (SO ₄) ₃ ・15H ₂ O	0.13	1.02
* Cu(CN) ₂ NaCN	0.06 0.10	0.37 0.59
NaCN	0.04	0.39

* Cu(CN)₂を溶解するため NaCN を加える必要があり、NaCN を用いた。

成分	Ni	Zn	Cr	Cu	CN
計画混合 下水中の濃度	0.25	0.08	0.12	0.04	0.12
42年度末混合 下水中の濃度	1.70	0.52	0.16	0.26	0.83

単位: ppm

表Ⅳ-5 実験期間および実験条件

装置	条件	期間	条件の内容および運転状況
I	コントロール	41.11.11 ～12.23	川崎市中部下水処理場の最初処理池の出水を使用 (装置Ⅱも共通)
Ⅱ	A	11.11～ 29(AN)	放り捨て水の計画混合下水中の毒物濃度を基準濃度で常時投入した。
	B	11.29～ 12.1	42年度末混合下水中の毒物濃度は近づけられ、この期間に徐々に濃度が増加した。
	C	12.2 ～42.1.21	42年度末混合下水中の毒物濃度を基準濃度で常時投入された。
	D	42.1.22 ～3.7	毒物投入は条件Cと同じで、水道水を約25%混合して、BOD負荷を減らして運転した。
	E	3.8～ 4.5	毒物投入は条件Dと同じで、更に2倍の濃度でショックロードとして与えられた。 *

* 投入時間は日曜日を除いて 10～15時までの5時間、水量は、2.5/日・5 = 10/日

註. 42年4月1日以後は落合処理場最初処理池の出水を使用した。

3) 実験結果および考察

① 活性汚泥処理におけるショックロードの影響

大型ワールブルグ検査計を用いて、活性汚泥に有毒物質を作用させて、活性汚泥の酸素吸収阻害について実験した。

接触時間3時間後の酸素吸収率について、VSS当りの酸素吸収量をコントロールと有毒物質に馴致した活性汚泥によって測定した結果が図III-3であり、これを酸素吸収率に換算して示したのが図IV-4である。

これらの図からコントロールの活性汚泥を用いたものは馴致した活性汚泥を用いたものとは比べて酸素吸収量の低下は著しいことがわかる。一部 $Zn(P04)_2 \cdot 4H_2O$ は両者の差がほとんど認められなかったが、これは Zn としての馴致濃度が他のものとは比べて低いことに帰因したものとみられる。

諸薬品のうち、 $NiSO_4$ 8.13 ppm (Ni として1.6ppm)が馴致した活性汚泥では、酸素吸収はコントロールに対して約50%低下したが、馴致すれば100ppm程度までショックロードと耐えるようになる。 Zn は $Zn(CN)_2$ と $Zn_3(P04)_2 \cdot 4H_2O$ と2つのケースについて、その影響を調査したが、 $Zn(CN)_2$ はショックロードとしては危険側であった。しかし、 $Zn_3(P04)_2 \cdot 4H_2O$ でもその危険度は $NiSO_4$ のそれと比べると高い。これは馴致のため使用した薬品中、 Zn としての濃度が低いことに帰因してりと思われる。 Cr は $Cr_2(SO_4)_3 \cdot 15H_2O$ として添加したが、 Cr として馴致に使用した濃度は0.16ppm

と非常に低いにもかかわらず、コントロールとクロム添加とのショックロードの影響は非常に大きく現われている。特に馴致を行って得た活性汚泥を用いたのショックロードによる影響調査ではCr添加量 $0 < x \leq 30 \text{ ppm}$ の範囲内で酸素吸収率が100%を起える。このような状態は $\text{Zn}(\text{CN})_2$ でもよく認められ、 $\text{Zn}(\text{CN})_2$ の協合は誤差の範囲のものであり、このような判断と現われるのは $\text{Cr}_2(\text{SO}_4)_3$ の協合のみである。Crの協合コントロールの活性汚泥はCrとして添加量30ppmを越えると酸素吸収量は急激に減少するが、馴致した活性汚泥はCrとして添加量が100ppmを越えても酸素吸収量の減少はとて程大きくはならない。CNについては $\text{Zn}(\text{CN})_2$, NaCN , CuCN について調査を行った。このうち、 CuCN についてはこのまゝで溶解されないので、 $\text{Cu}(\text{CN}) : \text{Na}_2\text{CO}_3 : \text{NaCN} = 10:7:16$ で作られた溶液について実験を行った。これらは其のその毒性が強いので酸素吸収率の低下は著しい。

これらすべての薬品類について、どの程度酸素吸収率(接触時間3時間)低下したら活性汚泥に致命的な影響をもたらす、活性汚泥がその機能を失うかを正確に判断することは今の所出来ていないけれども、一つの目安として酸素吸収率70%以下となるときに無いようにすると、酸素吸収の阻害限界濃度は表IV-6のようになる。

表IV-6の濃度の範囲内でも活性汚泥法によるBOD除去率は低下することになるので、限界値をなるべく上廻るよう配慮して、工場群からの排出時間を決めると必要となる。

限界値を用いて、メッキバス等からの排出時間（これは污水を工場側で行なつて後、下水管に排出させるための時間であり、メッキ等から直接排出させる時間ではない。）を求めると下記の通りとなる。

ニッケル	メッキ槽	1 m ³ 当り	325 分
亜鉛	メッキ槽	"	485 "
クロム	処理槽	"	100 "
青化銅	メッキ槽	"	150 "
青化ソーダ	槽	"	440 "

上記の排出時間は、単数の工場の1個の槽からバス液が排出される場合であり、同一または複数の工場から2個以上のバス液が同時に排出される場合を想定して計算を行つたものでない。

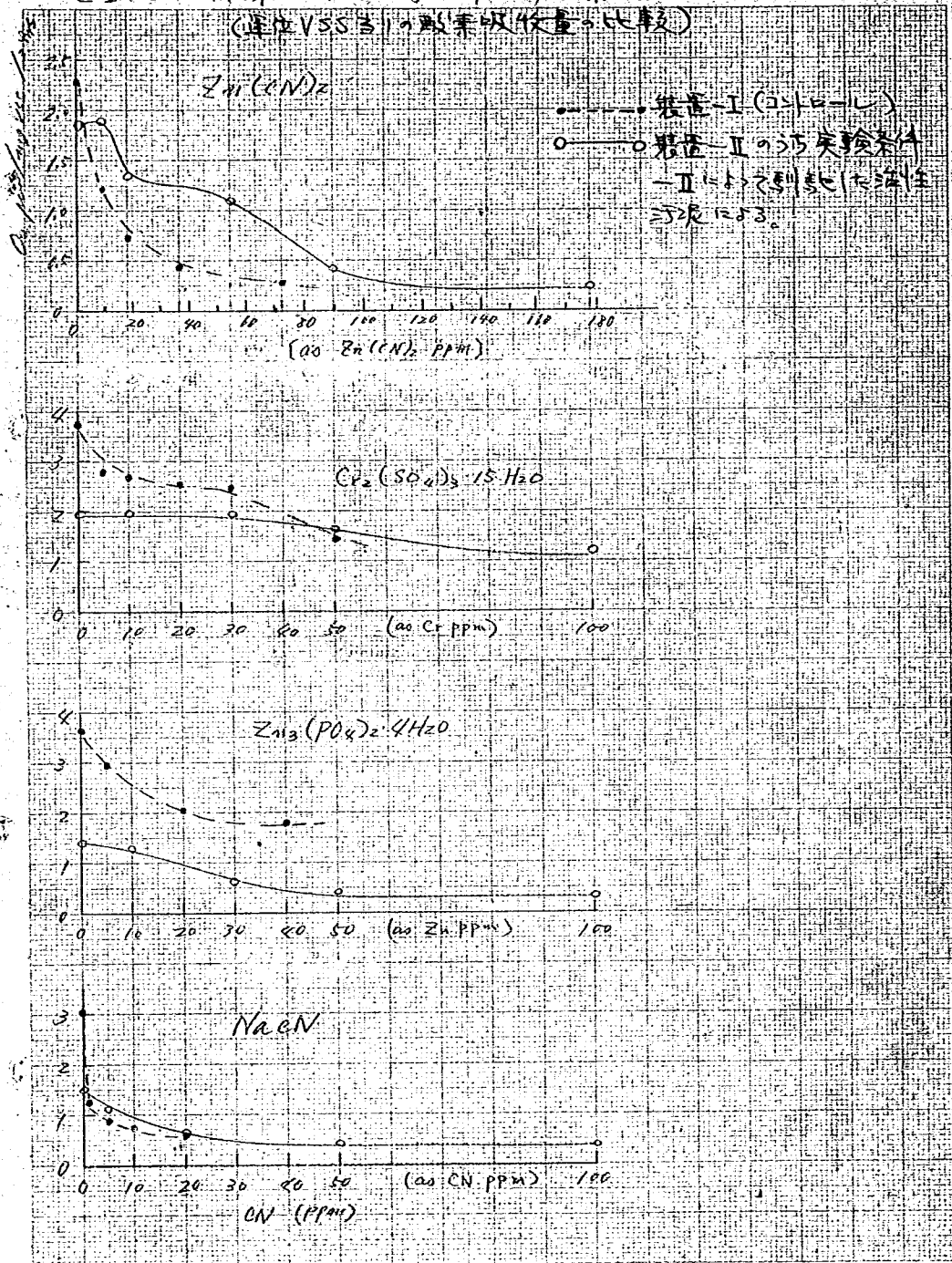
しかしながら、バス液の中和が完全に行なわれ、前エアレーショントank内での凝集と設計で与えた充分の時間が必要ならば、Ni, Cr, Cu, Znなどの重金属は最初試験池内で60~95%除去することになるので、重金属に関しては前処理装置を省略し、充分なる中和を行なうよう処置すれば、複数のバス液が同時に排出されても、その程度大きな障害にはならないであろう。

シアンに関しては、前記のようにそのショックロードに与る影響が大きく、特に最初処理施設において除去される可能性は重金属類に比べて非常に少ない。シアンは錯塩の形になると遊離シアンの場合に比べて、その毒性は減少することが知られているが、鉄塩や重金属類が少量に含有し、更にPHが3~4の範囲にあると錯塩とはならず、特に錯塩を形成した場合にもその溶解度はかなり高くなる。このため遊離の形または錯塩の形のものであるが、最初処理施設から転流してエアレーシオータンク内に流入される可能性が強いので、シアンバス泳は除電装置でシアンを完全に除去しなければ、下水管に排出することを禁止する必要がある。もし、シアンの除去効率を減らすことにより2次処理施設に流入すると、BOD除去効率は減少することになるので、工場側または市側において別途処理することを考慮すべきである。

図 IV-3 酸素吸収量に及ぼす毒物の影響

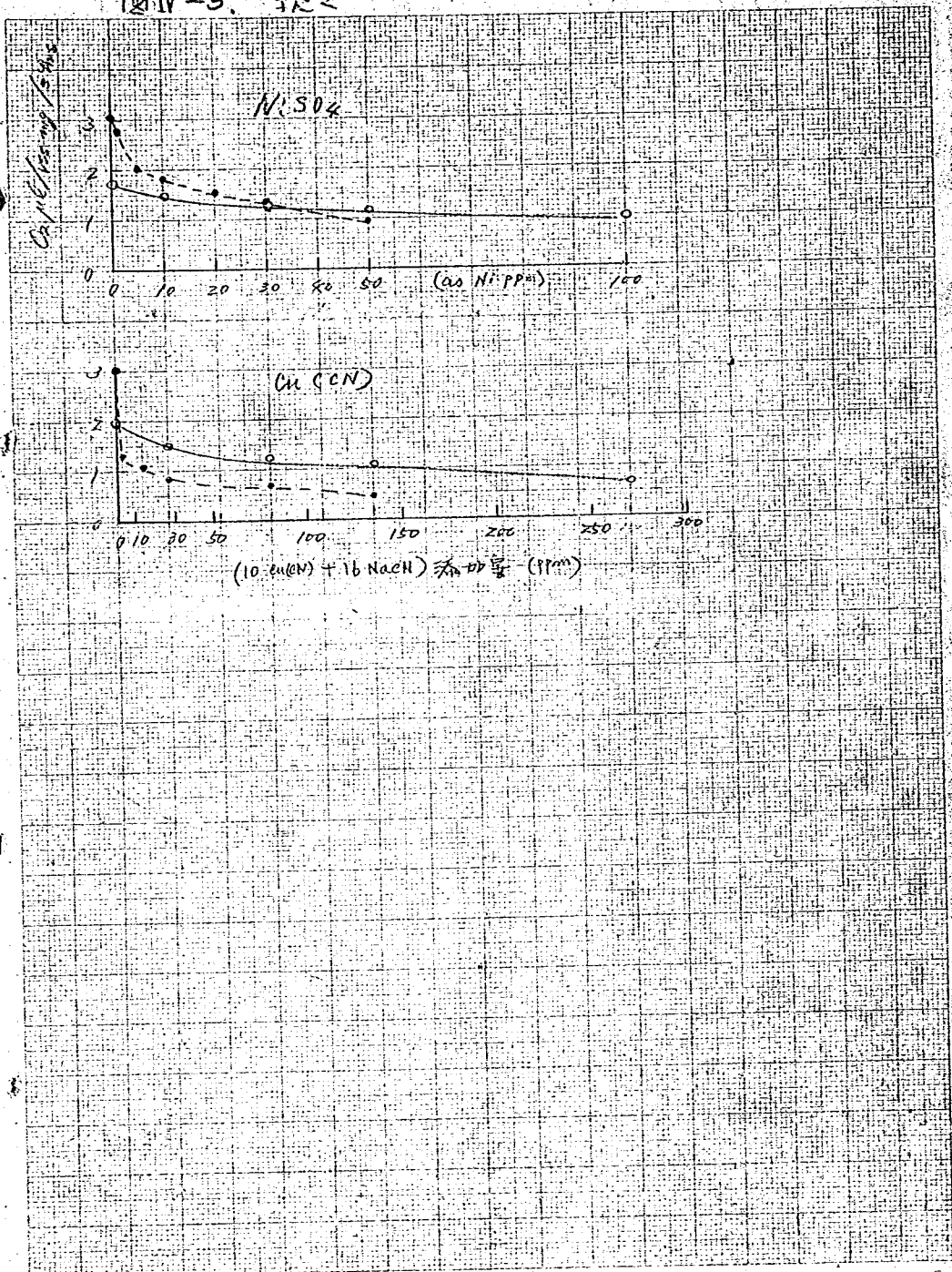
99

(単位 VSS 当りの酸素吸収量の比較)



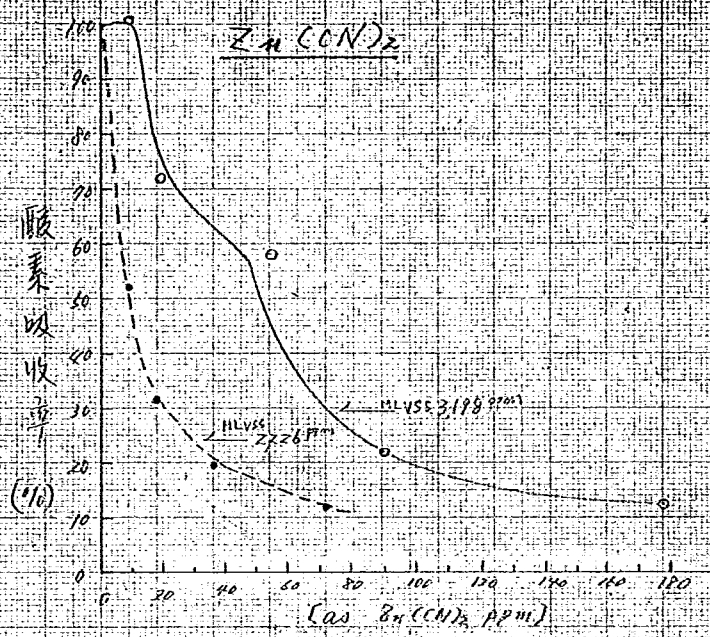
圖IV-3. 続き

100



図IV-4 食物ヒキる酸素吸収率の比較

(酸素吸収率による比較)



I (22-4)

II 薬品添加 (実験条件 II)

I. 実験下ヒキる
活性酸素の使用

II. Iの活性酸素に
薬品添加を以て
順致したヒキる
順致環境

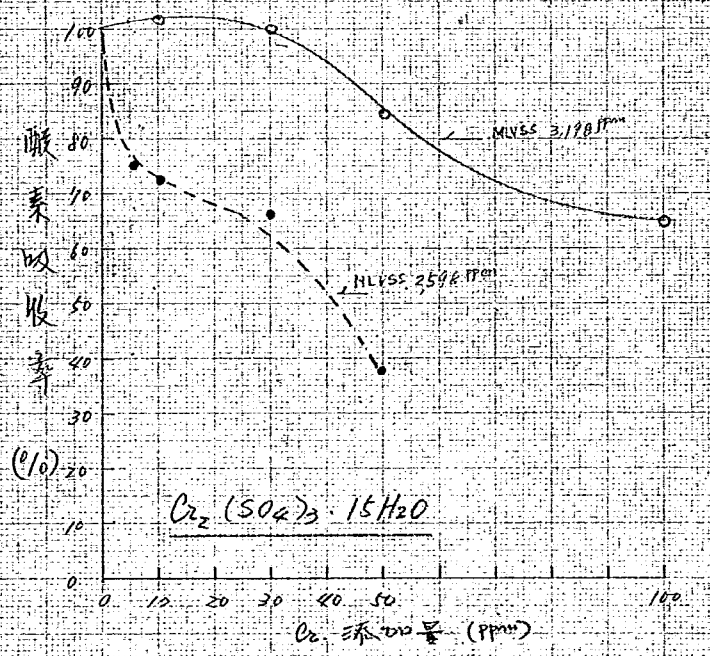
Nc 1.7 ppm

Zn 0.52

Cu 0.16

Ca 0.26

CN 0.83



II ヒキるの測定下ヒキる
条件 I 80

• Zn(CN)₂
NH₄OH 少量を加えて
溶解

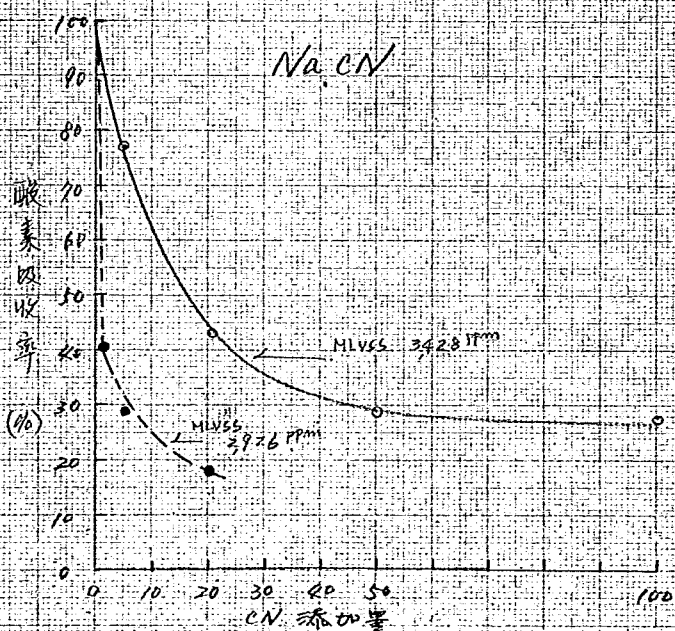
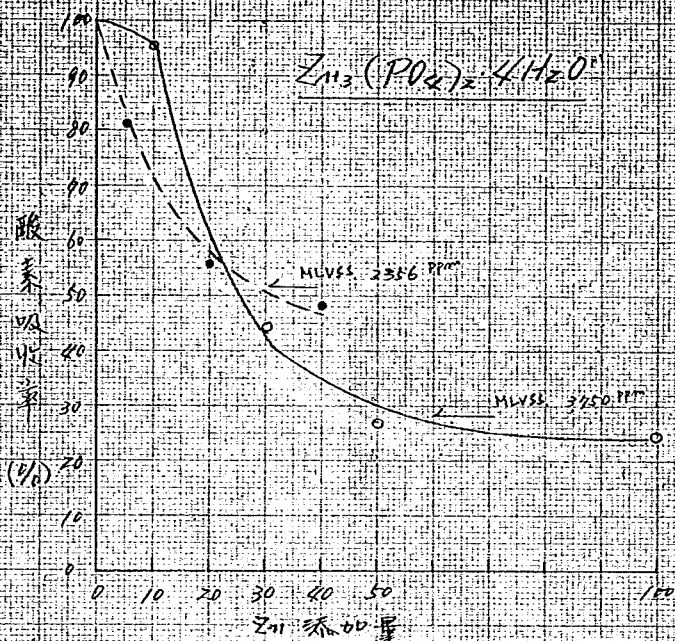
• Zn₃(PO₄)₂ 4118.0
H₃PO₄ 少量を加えて
溶解

• Cu(CN)₂
Cu(CN)₂ 10
Na₂CO₃ 7
NaCN 16
の割合を加えて溶解

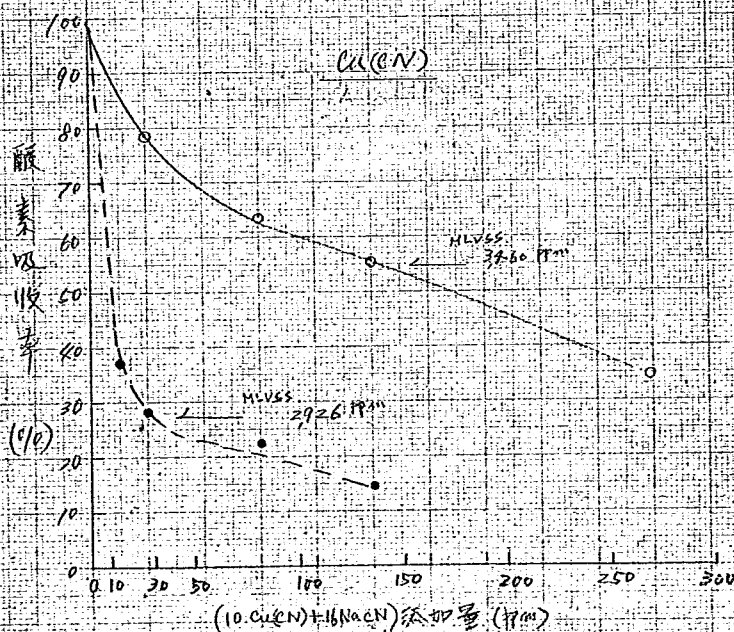
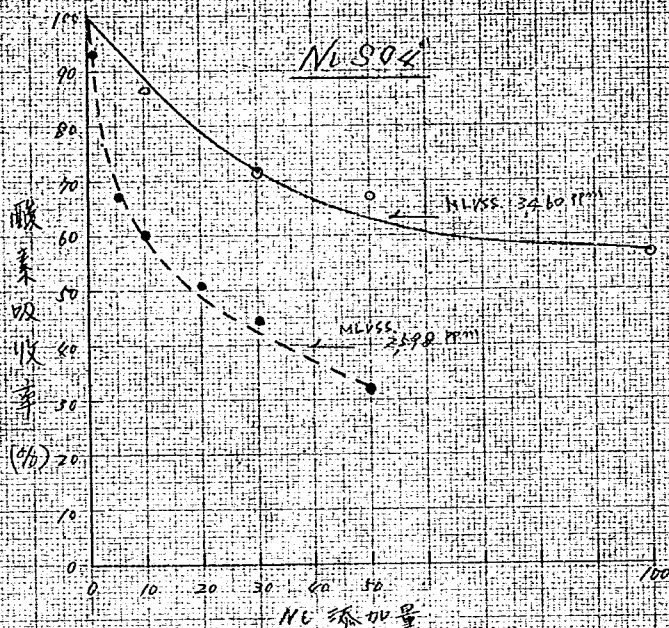
酸素吸収率(R)

$$R = \frac{\text{I 及び II 添加物の酸素吸収量}}{\text{I 及び II の酸素吸収量}} \times 100$$

酸素吸収率の平均値を
後の標準値として (μg / mg / sec)



图IV-4 续(3)



表IV-6 ワーブルグ検査計による結果から求めた阻害限界濃度

薬品名	単位	都市下水処理 施設性処理	表物に馴致 した処理施設
NH_4Cl	NH_4Cl (ppm)	5	33
$Zn(CN)_2$	$Zn(CN)_2$ (ppm)	10	26
$Cr_2(SO_4)_3 \cdot 15H_2O$	Cr (ppm)	15	45
$Zn(PO_4)_2 \cdot 4H_2O$	Zn (ppm)	11	17
$NaCN$	CN (ppm)	1	7
$10 Cu(CN)_2 + 16 NaCN$	$10 Cu(CN)_2 + 16 NaCN$	7	50

② 連続毒性試験処理実験による処理効率の影響

の連続実験の結果

表IV-7, IV-5の実験結果は、それぞれの実験条件内で、馴致期間、生物相の安定した時期、原水の比重変動等により区別して、その平均値を示したものである。

馴致期間に実験条件を変えてから、一応の傾向程度を目標とし、それぞれ生物相の安定した時期を考慮して求めた。実験条件Aの場合に生物相の変化がほとんどみられなかったため、特に馴致期間を考慮しなかった。

実験条件Aでは、実験開始から比重的にはコントロールと差はほとんどみられなかった。毒物濃入量は表IV-4に示したように全重全腐量で 0.39 mg/L 、全シアン量で 0.12 mg/L であり、この程度の毒物濃度を連続投入した場合はバクテリアの原因の一つといわれている糸状菌類の発生が抑制される傾向を示し、処理効率の面からは良好であった。

生物相は表IV-8に示したように、コントロールでは *Beijerinia*, *Sphaerotilus*, *Thiothrix* 等の出現頻度が高いが、実験条件Aでは出現頻度の高い菌類は全然みられず、この種の菌類の発生は明らかに抑制された。原生動物、後生動物についてはコントロールとほぼ同様であった。

表Ⅱ-7 実験条件シロの平均値

実験条件	A	C		D			E			
		1	2	1	2	3	1	2	3	4
実験日数 (日)	18	19	10	10	20	11	25	22	32	24
MLSS (ppm)	3310 (2830)	4250 (3360)	5540	5020	2390	1850	1640	1380	1650	1290
MLVSS ppm	2600 (3290)	3460 (2853)	4550	3850	1890	1430	1270	948	941	679
MLVSS/ MLSS	0.78 (0.81)	0.82 (0.85)	0.82	0.77	0.79	0.77	0.77	0.69	0.59	0.54
SVI	58.8 (61.9)	128 (121)	156	161	75.3	16.8	61.3	54.1	38.1	36.0
COD	原水 (ppm)	67.0 (69.2)	82.5	69.3	73.7	14.6	57.9	55.0	34.6	36.7
	処理水 (ppm)	19.8 (17.9)	22.3 (16.5)	19.3	21.2	27.7	21.3	31.4	15.2	13.6
	除去率 (%)	70.1 (72.8)	72.5 (75.8)	71.7	70.9	53.8	64.3	40.6	53.8	60.7
BOD	原水 (ppm)	170 (206)	230	211	157	142	113	118	76.7	52.4
	処理水 (ppm)	16.1 (21.5)	46.9 (15.9)	39.8	13.7	30.5	18.8	20.6	14.3	7.9
	除去率 (%)	90.5 (88.7)	78.8 (93.2)	78.4	91.1	77.7	83.5	82.1	81.0	77.8
	負荷① 1/MLSS×10 ⁶	0.18 (0.24)	0.17 (0.23)	0.12	0.10	0.20	0.22	0.23	0.18	0.17
	負荷② 1/MLVSS×10 ⁶	0.26 (0.30)	0.21 (0.27)	0.15	0.13	0.25	0.29	0.30	0.28	0.19
全生物数 N/ml	9250	3050	5620	—	2850	1760	4890	2100	465	838
一吸細胞数 N/ml	—	—	220×10 ⁶	95×10 ⁵	17×10 ⁵	11×10 ⁵	8×10 ⁵	19×10 ⁵	33×10 ⁵	37×10 ⁵

注. ()内はコントロール

表 IV-8 生物相の变化

118

虫類等件	計	A	計	E-1	E-2	D-1	D-2	D-3	E-1	E-2	E-3	E-4		
菌類	4		4											
Beggiatoa sp.	+		+			(シ タ タ シ)								
Sphaerotilus	+	(+)	+											
Thiothrix	+	(+)	+	(+)										
Zooglea	+	(+)	+	(+)										
Filamentous bact.														
原生動物	8	7	8	5	3		4	3	4	2	3	1		
根足虫類	2	2	2	2	1		1		1					
Amoeba spp.	+	+	+	+	+		+	(+)	+	(+)	(+)			
Arcella sp.	+	+	+	+										
Diffugia sp.	(+)													
鞭毛虫類														
Peranema sp.	(+)		(+)											
繊毛虫類 ①	1	2	1		1		1	1	1		1	(+)		
Euplates sp.	+	+	+	(+)										
Aspidisca sp.		+	(+)								+			
Glaucoma sp.					+		+	+	+					
Colpoda sp.													(+)	
Uronema sp.											(+)	(+)		
" ②	5	3	5	3	1		2	2	2	2	2	1		
Vorticella spp.	+	+	+	+				(+)	(+)		(+)	(+)		
Epistylis spp.	+	+	+	+	+		+	+	+	+	+	(+)		
Opercularia spp.	+	+	+	+			+	+	+	+	+	+		
Pyxidium sp.			+	(+)										
Rhabdostyla sp.	+		+	(+)										
Amphileptus sp.	+													
吸管虫類														
Podophrya sp.									(+)					
後生動物	3	3	2	1										
Rhabdolaims sp.	(+)		(+)	(+)			(+)							
Philodina sp.	+	+	+	+			(+)	(+)		(+)				
Monostyla sp.	+	+	+	(+)										
Lecane sp.							(+)							
Rotifera sp.											(+)	(+)		
Nais sp.	+	+	(+)											
種類数	15	10	14	6	3		4	3	4	2	3	1		

() 出現頻度が少なく、個体数が少ないもの。
数字は出現頻度の多い種類数を示す。

実験条件 C の場合、毒物投入量は表 IV-4 に示したように全重量
 割合として 2.64 mg/g, 全タンパクとして 0.8 mg/g で、この量を連続投入
 して行ったものである。この実験条件で用いた毒物濃度は、先
 の公家紀生局の報告にある阻害限界濃度に基づいて、はるかに少な
 い濃度である。また、検出計による短時間の阻害吸収阻害実験に
 よる値は比べてもかなり低濃度であった。

この実験条件でコントロールを置いて実験が出来るのは C-1,
 フォトリ照射期間においてだけで、以後の実験では装置の都合で
 コントロールを置くことが出来なかった。そのため、今までのコ
 ントロールの値をもとに各実験条件の値と比較検討することにした。

実験条件 C-1 において、処理水の COD はコントロールが
 17 ppm に対して 22.3 ppm であり、除去率では 92% とかなり 3% の位
 下がった。これに対して BOD ではコントロールが 16 ppm, C-1
 が 44 ppm とかなり毒物添加による影響が強く現われている。除去率
 では C-1 が 99% に対して約 14% の低下を示した。

STJ は平均値では両装置とも 120~130 度以内と差はみられ
 ない。STJ の毎日変化をみても傾向はコントロールと同様であ
 った。

活性汚泥の生物相は表 IV-8 に示したように実験条件 A の場合に
 同様に、苔類については明らかに差がみられる。苔類の発生は相
 対的に抑制され、A でみられる *Sphaerotilus* はほとんど検出されな

かつた。原生動物はコントロールから種類、C-1から5種類で
 あつた。実験条件Aの7種類に対しては2種類少なり。Aでは
 繊毛虫類の *Euplotes*, *Aepholleca* しか検出されず、C-1では
 はほとんど検出されなかつた。後生動物ではコントロールでも、
 Aでも *Philodina*, *Manostyla* しか検出されず、C-1では出現頻度
 の高い生物は *Philodina* だけになつた。C-1での生物相の特徴は
 糸状菌類の発生はA条件の場合と同様に相当に抑制される、原生
 動物では繊毛虫類が全然検出されず、また、繊毛虫類の遊泳型
 とか前屈型のものがかなり減少した。固着型のものはほとんど変
 らない。後生動物は毒物の影響を受けやすいために抑制される傾
 向がみられる。

生物の個体数はコントロールから $20000 N/ml$ 程度に対してC-1
 では $3,050 N/ml$ と非常に少なり。

実験条件C-2は19日間C条件で馴致した場合である。水質の
 には処理水のCOD, BODが馴致期間をすぎてもかわらず
 C-1との差はほとんどみられなかつた。このことは全重金属量
 として $2.64 mg/l$, 全リンで $0.8 mg/l$ では、原水のBODが
 約 $210 ppm$, 実験温度 $20^{\circ}C$ と生物処理には比較的良好な条件に
 あるので、生物処理は困難なように思われる。生物相では出現頻
 度の高いものは *Amoeba*, *Glaucocystis*, *Epistylis* の3種類に減少
 した。種類数はC-1の $1/2$ になつたが個体数ではC-1の場合より

増加し、5,600 N/m^2 となった。菌数はほとんど検出されなかった。この場合、活性汚泥中の生物量は小さく、汚泥中の菌数は非常に少なくなった。活性汚泥中の一般細菌数は $2.4 \times 10^7 N/m^2$ となり、コントロール（表 IV-10）の値に対して $10^2 N/m^2$ 程度多くなった。

C-2 では処理水の流量は C-1 の場合とほとんど変わらないけれども、活性汚泥中の生物量は馴致期間を経てから、菌数はコントロールされ、個体数が増加し、一般細菌数は家庭下水を処理している活性汚泥中より $10^2 N/m^2$ 程度多い。生物相は重合層、エプソナカビの阻害物質が混入したために組成が非常に変わった。活性汚泥については C-1 と比べて馴致の結果は認められた。

実験条件 D は約 5 時間の放置と泥水通水で、原水の BOD 濃度を低下させた場合である。D-1, D-2, D-3 の 3 期間に分け、実験期間はそのうち 10 日間, 20 日間, 11 日間として実験結果を平均した結果である。

原水の BOD は D-1, 2, 3 の順に 160, 140, 110 ppm であった。COD は 74, 65, 58 ppm となり BOD の約 $\frac{1}{2}$ の値である。

処理水の COD は原水の COD の傾向とは関係なく、D-2 の場合が最も悪く、D-1, D-3 は同程度で 21 ppm であった。除去率は D-2 が 54%, D-1, D-3 は処理水率は同じであるが除去率は 71% と 64% で約 7% 値下した。原水の COD 濃度が低下した場合、阻害物質の混入量も同じでも COD の除去効率が低下するでなると 10% 程度値下する。処理水の COD は約 20 ppm 程度ほとんど変化はない。

処理水の BOD は COD と同様で D-2 が 31 ppm で最も悪く、D-1, D-2 はそれぞれ 14 ppm, 19 ppm であった。除去率は D-1 が最も高く 91%, D-2 が 78%, D-3 はその中間で 84% である。

C-1 から D-3 まで処理水の BOD および除去率をみると、原水の BOD が 230 ppm から 140 ppm 程度まで低下した D-1 が 14 ppm, 91% となり非常に良好であったが、馴致期間と別に比べて約 78% である。

原木の BOD が 110 ppm の場合には処理水が 19 ppm, 除去率 84% となり, 原木の BOD が高い場合には比して約 5% 程高い結果が得られた。

活性汚泥について, MLSS および MLVSS は原木の濃度低下と共に減少した。活性汚泥の組成を MLVSS と MLSS の比で表すと D-1, 2, 3 か, 約 0.8 でほとんど変化していない。SPT も MLSS と同じ傾向で変り, 原木の BOD が 200 ppm 程度の場合よりも活性汚泥の沈降は良くなった。D-3 で 67 である。

生物相について, D-2 の場合は *Amoeba*, *Glaucocoma*, *Epistylis*, *Opercularia* の 4 種類が出現頻度が高く, 後生動物がほぼ全てに検出された。個体数は 2900 N/ml である。D-3 の場合は D-2 の場合と比較して *Amoeba* の出現頻度が少なくなり, *Volvocella*, *Pholidium* がほぼ全てに検出され, 個体数は D-2 より約 $1,000 \text{ N/ml}$ 減少して $1,800 \text{ N/ml}$ であった。一般細菌数は D-2, D-3 とそれぞれ 17×10^5 , $11 \times 10^5 \text{ N/ml}$ でほとんど差はみられなかった。阻害物質が混入している, 常に検出されているものは *Amoeba*, *Epistylis*, *Opercularia* の 3 種類であり, 糸状菌類の発生は, いずれの場合にもほとんど検出されなかった。コトローレルと比較すると種類数は約 $1/4$ になり, 特に菌類と後生動物の減少が目立っている。原生動物も約 $1/2$ に減少した。

この実験条件 D とおいては, BOD 除去率は原木の濃度が高い

場合よりも、BODが100 ppm程度の方が84%の除去率で、他の場合と比べて約6%高い結果が得られた。コントロールに対しては約5%の低下になる。

実験条件 E では原水の濃度が COD が 55 ppm から 29 ppm と低下し、BOD が 120 ppm から 50 ppm に減少した。これより、BOD 濃度、生物相の変動等により E-1, E-2, E-3, E-4 の 4 期間に区分した。実験期間はそのうち 25, 22, 32, 24 日間行われた。E-1 は条件変更による馴致期間とした。

処理水の COD は E-1 以外は 20 ppm 以下に保つことが出来た。COD 除去率はかなり変動したが平均値は約 60% で D 条件の場合と同程度の結果が得られ、COD についてはショックロードによる除去率の低下はほとんど起るまいと考えられる。

処理水の BOD は測定値には 6 から 25 ppm 程度まで変動してはいるがほとんど平均的には 20 ppm 以下を保つことが出来た。

BOD 除去率は E-2, 3, 4 と原水の濃度低下と共に 51%, 58%, 77% と低下した。原水の BOD が 80 ppm 程度であれば、ショックと与えた場合でも 81% 程度の除去率が得られるものと思われる。原水の BOD がそれ以下になると BOD 除去率が低下するが、処理水を 20 ppm 以下に保つことは可能である。原水の BOD が約 50 ppm 以下になると BOD 除去率が低下することは染色槽水組合処理実験の協会で認められた。水質的には原水の BOD が 100 ppm 程度であれば BOD 除去率が約 81% で、ショックと与えた場合でも D-3 の場合と比べて 3% 程度の低下である。COD についてはほとんど影響はないと思われる。

結核汚泥について、MLSS は D 条件の場合と同様に原木の BOD 濃度の低下と共に減少した。MLVSS は MLSS より減少し、MLVSS と MLSS の比は E-1, 2, 3, 4 とそれぞれ 0.77, 0.69, 0.59, 0.54 となり、原木の BOD 濃度が低下した場合には MLSS 中の灰分の増加が認められる。したがって、SVI についても、この傾向はみられ、11, 54, 38, 36 と非常に低い値に降下。

生物相については個体数の極端な減少がみられ、原木の BOD の 50 ppm 程度で特に減少し、E-3 で 470 N/m^2 , E-4 で 840 N/m^2 となった。一般細菌数は細菌絶え方と生物相と逆により増加の傾向をみすが、生物相の衰退程には影響は認められない。種類数は E-1, 2, 3, 4 とそれぞれ 4, 2, 3, 1 種類と変化した。特徴は D 条件の場合と同じように菌類が検出されなかったこと、原生動物では *Amoeba* の出現頻度が少なくなり、後生動物も出現頻度が非常に少なくなり、有柄固着型に属する繊毛虫類が優占種になったことである。それぞれの区分別についてみると、E-1 は D の場合とほとんど変わっていない。E-2 では *Epistyles*, *Opercularia* の 2 種類が出現頻度が高く、*Amoeba*, *Philodina* などの出現頻度の少ない種類を含めても 4 種類程度となった。E-3 では出現頻度の高いものは先の 2 種類に *Aepidiscus* が加わり 3 種類となった。出現頻度の少ないものを含めても 4 種類程度である。E-4 では *Opercularia* だけが出現頻度が高く、この場

合は出現頻度の少ない種類が増加し、生物相は非常に不安定になる。

生物相は阻害物質が入った場合、原本のBCDが約80 ppm以上であれば、種類は相当にコントロールされるけれども、その中の生物が比較的安定して出現するようであるが、原本のBCDが50 ppm前後に低下すると、出現する生物の種類が増加する傾向が安定して後述される種類が少なくなるという点と見られる。安定した生物相を維持するには原本のBCDを100 ppm前後に保つことが必要である。

② 衝撃負荷を与えたる場合の至時変化

i) 毒物に馴致した活性汚泥を用いての至時変化

実験装置Ⅱにより42年度末重金屬およびシアン化合物の下水中の濃度により馴致した活性汚泥を用いて、42年度末毒物濃度を連続的に投入し、更に、日中10時から15時までの5時間42年度末濃度の2倍量、全重金屬量 5.28 mg/L 、全シアン 1.6 mg/L を添加するのとによりその至時変化を活性汚泥からBOD除去と主として実験した。

負荷を与える時間内隔の決定は、①工場の操業時間中はかなり高濃度の排水の排出するおそれがあること、また調整池が十分でなく本量への負荷化が安全に行きわたらないう場合の理想、②実験装置の運転操作の都合等により行なった。

実験は昭和42年6月7日9時から8日の15時までの30時間内、原則として2時間毎に減荷を採取して行なった。結果を表4-9、図4-6に示した。原水のBOD、CODはそれぞれ83.5 ppm、49.8 ppmであった。原水のCODについては実験する回測定を行ない、最終測定の28時間目には38 ppmとなり約10 ppm減少した。原水のBODについては最初の1回だけであった。

処理水の至時変化について、この程度の図4-6のほうに示すように、最初の負荷であったものが毒物投入後1時間で約1/2に低下し、毒物の高濃度負荷を中止してから2時間後に最低値となった。その水

以後徐々に回復する傾向を呈し、22時間目でほぼ回復した。この装置のエアレーションタンクと沈殿地の合計の滞留時間は10.3時間であるから、高濃度の毒物を含った水が流出する時間にはすでに透視度の回復は始まっていることはわかる。これは毒物の混入したために透視度が低下したにもかかわらず、活性汚泥を1回転の5分間採取するたびに、沈殿地の水位変動部がかなりあるので、沈殿地の壁に附着している活性汚泥が、その変動で脱離するためこのような透視度の変動がみられると思われる。透視度の回復の傾向は附着している活性汚泥が脱離し、回収されたこと等によるようである。この場合には透視度の影響はほとんどないといえる。

図IV-6②のTS, SS についてもほとんど影響はみられなかった。TSは原水の他に対してほとんど除去されておらず、SSは原水から50ppm程度で処理水は約30ppmであったが毒物添加5時間後に原水と同程度に悪化した。そして実験開始後16時間ではほぼ元の傾向がみられる。また、時間の違いがみられるけれども透視度の傾向は協会の傾向であった。

図IV-6③のBODは毒物添加後3時間で20ppm以下ではあるが、最も悪化した。その以後、徐々に回復し、毒物添加中止後2時間で毒物添加前の状態にもどった。その後、更に水質は良好になった。この場合にも透視度の傾向は協会の傾向を呈し、高濃度毒物

を混合した原水が流出する時間には処理水のBODの値は最初の値に近づいている。したがって、処理水のBODの経時変化に影響するものは高濃度汚濁物に加水よりも、むしろ減粘採取の方法とか、視察地壁に経遊物に吸着しやすい材料等によるものと思われる。この実験に用いた程度の負荷では馴致された活性汚泥の場合、ほとんどショック・ロードによる影響はみられない。

図IV-14のCODの値は何ら変化がみられない。ショック・ロードによる影響はむしろあるが、透視度、BODについて考えれば活性汚泥の採取によると思われる影響もCODについては現われていない。

これを図IV-15の除去率についてみると、BOD除去率はこの図からわかるようにショック・ロードの影響はほとんどみられず、むしろ急加中止後から除去率が上昇する傾向をみせた。これは原水のCODについては最初と12時間後、24時間後の3回行ない、12時間後は約10ppm低下したことから、BODも同程度低下したとしてもBOD除去率は最初の処理水とほとんど変わらない。また、次の経時変化の実験では原水のCODはこの場合と同様に低下した外、BODは変化しなかった。以上のことから、この程度のショック・ロードではBOD除去率は影響はないものと思われる。

COD除去率は処理水のCODは変化がなかったが、原水の値

が低下したために、図4-6⑤にみられるように毒物添加後1時間ではCOD除去率の低下が起まり、その傾向は3時間後までみられ、その後、回復せず低くすまの状態でつづいた。当然のことながら、原本のCODの傾向がそのうち現われた。COD除去率の傾向をショックロードの影響とするには時間的に合致ないので、この場合にもショックロードの影響は現われまいと考えられる。

この実験の透明度は現われた傾向がCOD、BOD等の他の木質にも現われ、ショックロードの影響は処理水の木質には何の影響も現れまい。つまり、この実験に用いたショックロード位では処理効率に影響は現われず、むしろ、連続添加によって汚濁現象などの程度別致されるのが重要であると思われる。

活性汚泥についてはMLSS、MLVSS、クロム、生物等について分析した。図4-6⑥はMLSS、MLVSSの経時変化を示した。これらの値は毒物添加後1時間で値が減少し、その後増加の傾向を示し、高濃度毒物の添加を中止した時間に最大になり、以後徐々に減少し、その状態が継続した。MLSS、MLVSSが減少する傾向は分析用試料を引き出すためであるが、MLSS、MLVSSの経時変化は毒物によるショックロードによるものと直線に一時増加するところがあった。このことは金腐類が活性汚泥に蓄積するため増加したとすると、MLVSS/MLSSの比率が変化するものと考えられるが、これは図4-6⑥でみられるように8時間目と16時間目と極端な値がみ

うけれども、一般経時変化をスリースカーブでみられる程度で、ほとんど変化はみられず。活性汚泥の性能特性を示すSVIについても、ショックロードの影響と思われるような変化はみられず顕著には現われていない(図IV-6-⑧)。

MLSS (mg) 当りの一般細菌数の変動を図IV-6-⑨に示した。ショックロードを与え3日前約 8×10^5 $N_{MLSS,mg}$ のものから毒物添加後3時間では急激に減少し、約 1.5×10^4 $N_{MLSS,mg}$ となり、約90%程度減少した。所が毒物添加を中止した後には増加の傾向がみられ、ショックの影響は極端には現われないが、中止とほとんど同時に回復が起きる。中止後、10時間で 10^5 程度にたつた。

以上のことから活性汚泥についていえることは活性汚泥に毒物がショックとして与えられるとMLSS, MLVSSが与えた直後に一時増加するが毒物添加を中止すると添加前の状態にもどるようである。すなわち、一般細菌数についても毒物を添加すると一時減少するけれども中止と同時に回復が起きる。

処理水の水量、活性汚泥と水に、この実験に用いた程度の高濃度短時間毒物添加では、その影響が顕著には現われなかった。したがって、次の添加時内でもその影響の残る心配はないと思われる。ただし、このような添加が頻りに長期間継続した場合に、その影響が処理効率にどのような現れ方を示すかは、各実験条件についての処理効率の比較を検討する。

表IV-9-① 木質および活性汚泥の経時変化

42.6.7~8

経過時間		0	2	4	6	8	10	12	14	16	18	20	22
採水時刻		9	11	13	15	17	19	21	23	1	3	5	7
原水	PH	6.0						6.0					
	透明度	4						6					
	T.S (ppm)	300						320					
	SS (ppm)	25						51					
	BOD (ppm)	83.5						-					
	COD (ppm)	49.8						37.5					
処理水	PH			6.0	6.0	6.4	6.0	5.9	5.6	5.7	5.6	5.8	6.2
	透明度	17	12	11.5	12	8	9	12	13.3	11	14.5	13.0	15.3
	T.S (ppm)	300	299	291	327			263	310	313		293	251
	SS (ppm)	29	26	5	55			53	62	49		38	54
	BOD (ppm)	16.4	17.7	19.4	18.1	14.6	14.1	12.2	10.7	10.5	8.65	10.1	6.1
	BOD除去率(%)	80.3	78.8	76.7	78.3	82.5	83.1	85.4	87.2	87.4	89.6	87.9	90.3
	COD (ppm)	15.7	16.2	17.5	16.1	17.8	17.6	17.1	18.1	16.1	20.2	11.7	16.9
	COD除去率(%)	68.4	65.5	61.1	62.6	56.6	54.9	54.7	52.0	57.3	46.5	69.0	55.2
活性汚泥	Cr (ppm)	0.028	0.025	0.175	0.127	0.257	0.185	0.212	0.093	0.157	0.106	0.116	0.156
	MLSS (ppm)	1786	1659	1753	1988	1921	1915	1677	1550	1722			1445
	MLVSS (ppm)	1065	991	1063	1169	1652	1167	908	950	674			912
	MLVSS/MLSS	0.60	0.60	0.61	0.59	0.86	0.61	0.54	0.61	0.39			0.63
	SVI	35.5	41.6	40.0	36.2	36.6	37.6	42.0	42.0	38.4			40
	一般細菌数/1ml	320×10 ⁴	280×10 ⁴	29×10 ⁴	17×10 ⁴	120×10 ⁴		170×10 ⁴		150×10 ⁴			200×10 ⁴
	Cl ₂ (ppm)	4.00	3.74	4.15	4.25	2.90	8.15	1.67	8.25	4.80	3.25		0.93

表IV-9-②

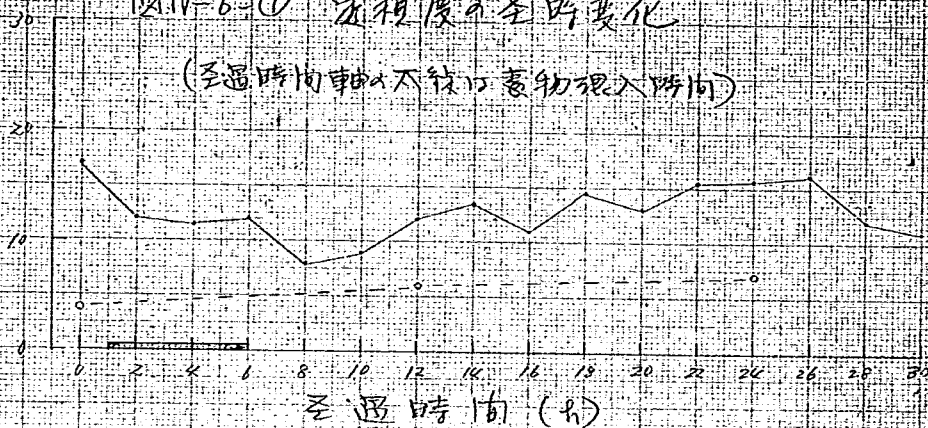
至温時間		24	26	28	30
取水時刻		9	11	13	15
原水	PH	6.0			
	透明度	7.0			
	T.S (ppm)				
	S.S (ppm)				
	BOD (ppm)				
処理水	COD (ppm)	38			
	PH	5.9	5.8	5.9	6.0
	透明度	15.6	16.0	12.0	11.0
	T.S (ppm)	283	305	292	309
	S.S (ppm)	22	45	27	35
	BOD (ppm)	10.5	7.2	6.2	12.9
	BOD除去率(%)	87.4	91.4	90.2	84.5
	COD (ppm)	17.6	16.8	17.8	19.0
	COD除去率(%)	53.4	55.5	52.8	49.6
	Cr (ppm)	0.126	0.965	0.103	0.615
活性汚泥	MLSS (ppm)		1407		1313
	MLVSS (ppm)		762		733
	MLVSS/MLSS		0.54		0.56
	SVI		41		40.6
	一級細菌数 N/m^2				170×10^4
	Cr (ppm)		0.56		4.25

図IV-6-① 透明度の経時変化

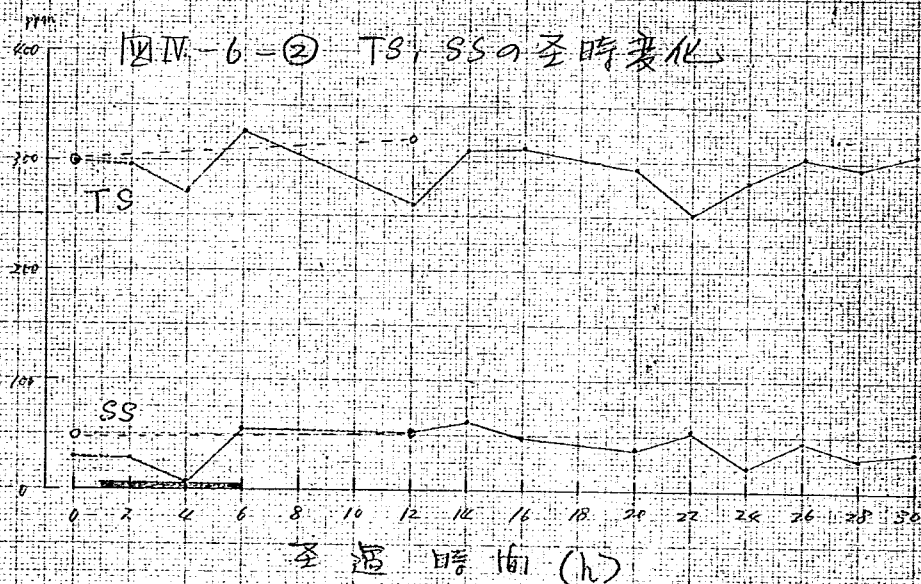
(経過時間軸の矢印は表物投入方向)

原水
処理水

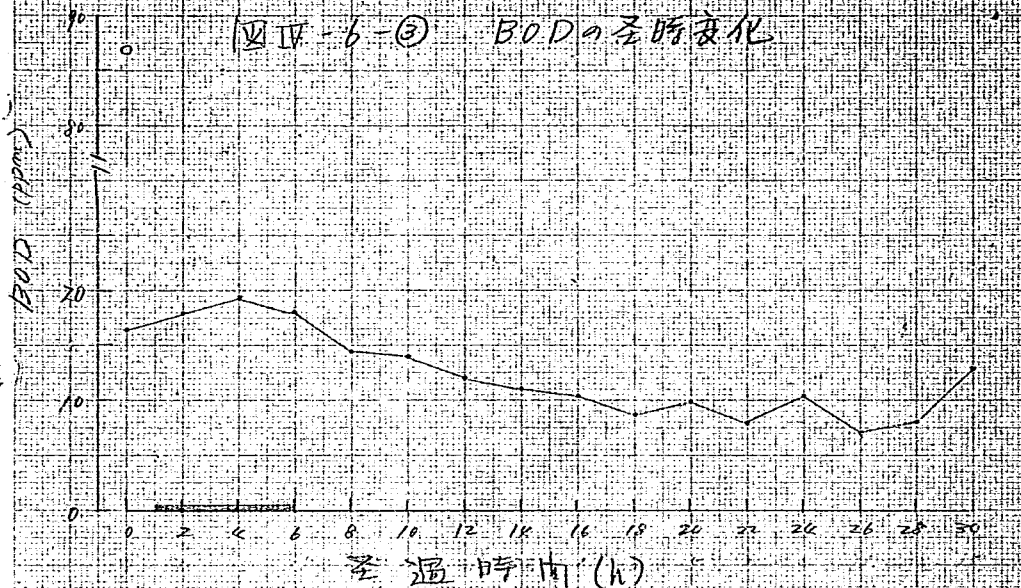
透明度



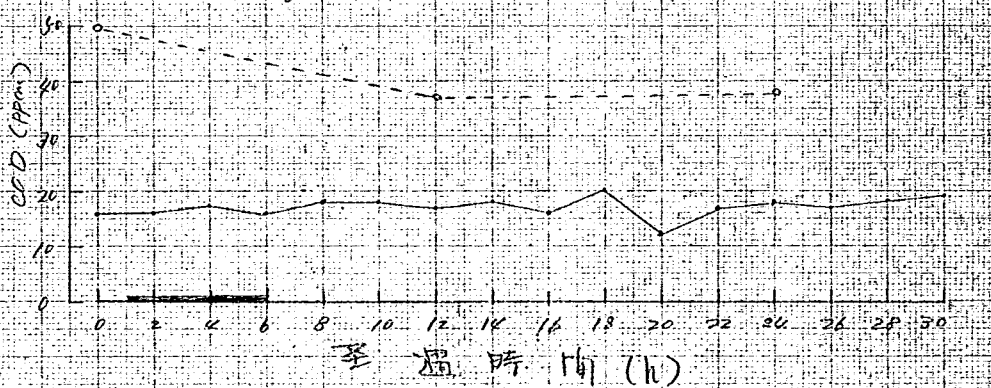
図IV-6-② TS, SSの経時変化



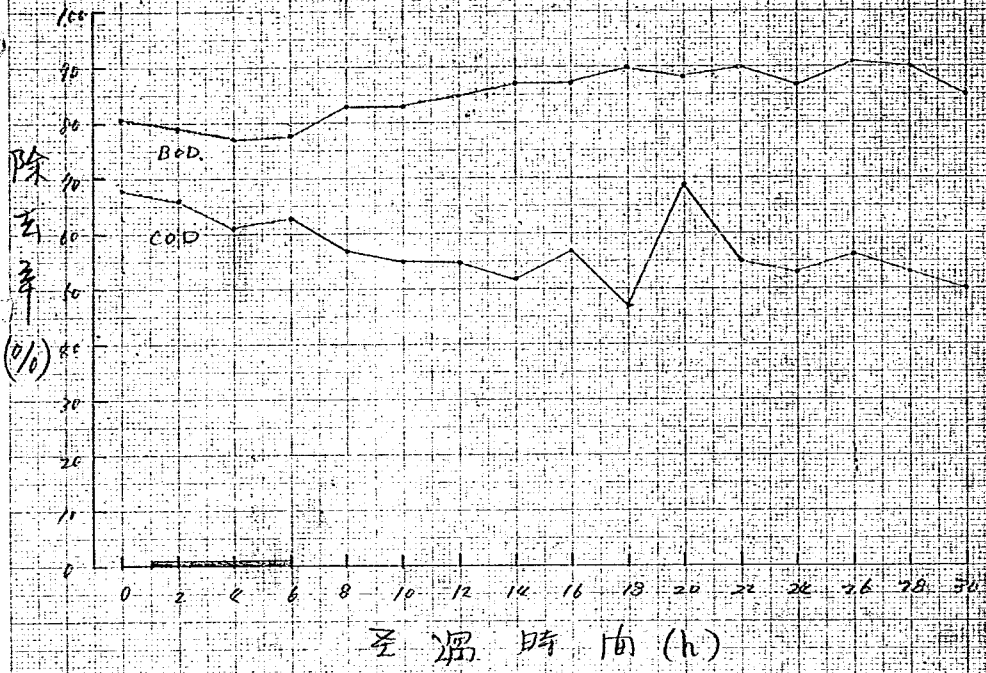
図IV-6-③ BODの経時変化



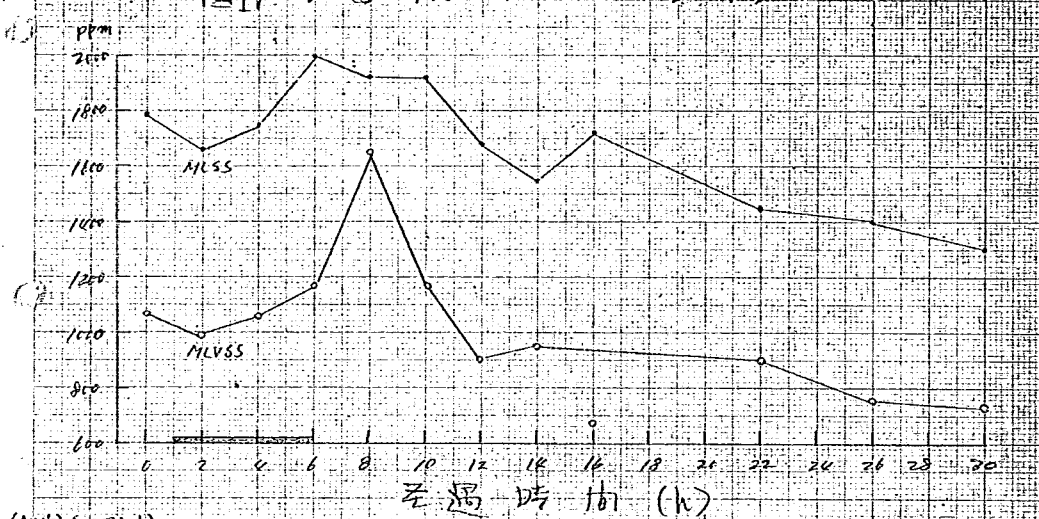
図IV-6-④ CODの経時変化



Ⅳ-6-⑤ BOD, COD 除去率の経時変化

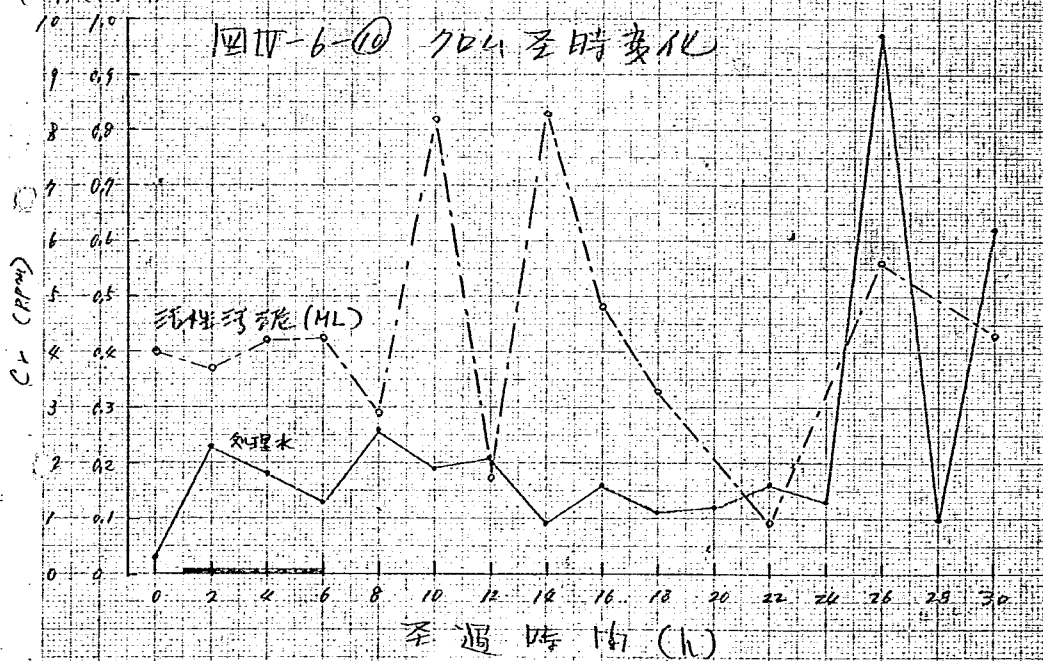


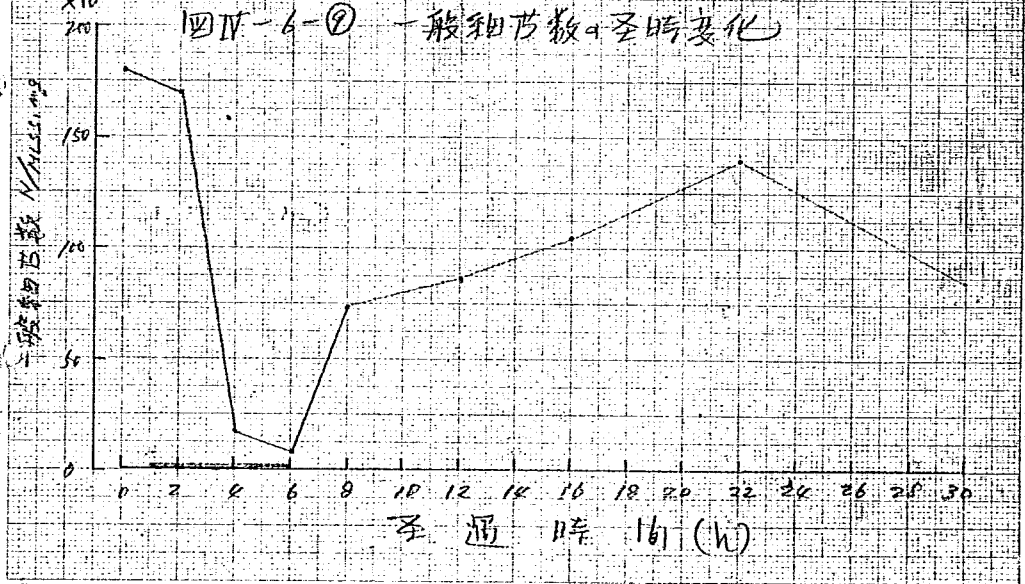
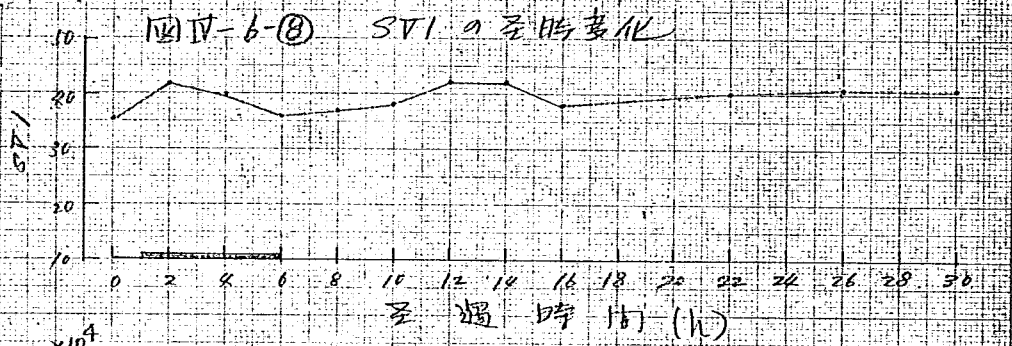
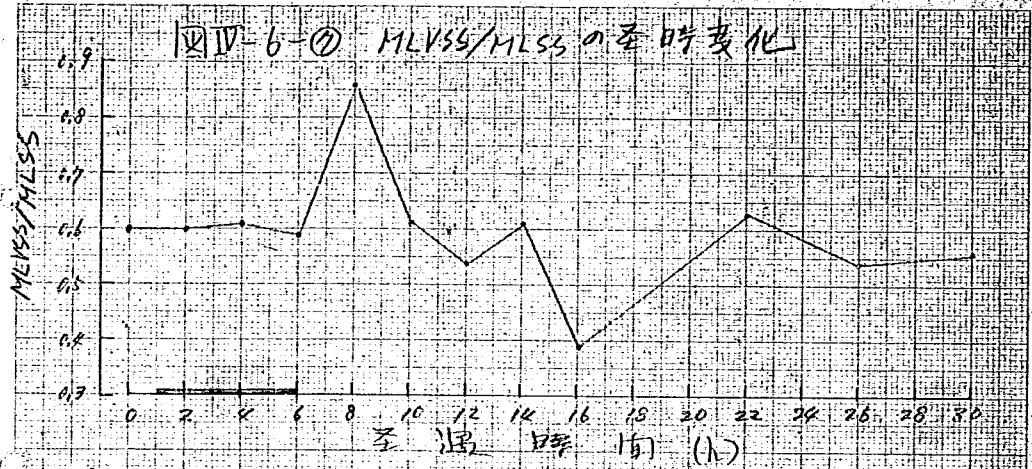
四IV-b-⑥ MLSS, MLVSS 的時變化



(ML) (処理水中)

四IV-b-⑥ ML 的時變化





4) 毒物に馴致しての活性汚泥を用いた生時変化

実験装置Ⅰ，Ⅱの2台を用い，有毒物質に馴致されての活性汚泥とそれぞれ装置に馴致させて，両装置の処理水および，活性汚泥の状態がほぼ同程度にたつてことを確かめて，装置Ⅰをコントロールとし，装置Ⅱに42年度末毒物濃度の2倍量，全重金屬として5.28 mg/l，全フアンとして1.6 mg/lを11時から19時まで8時間ショックロードとして与え，その影響について生時変化を追究したものである。

添加時間を8時間としたのは工場の操業時間を考慮したことによる。今回の実験ではタイマーの組合せにより装置のこのような運転が可能にたつた。2倍量としたのは工場排水，家庭下水等により推定した毒物混入量から8時間で流出する割合はこの程度と推定されためである。

生時変化の測定は先の実験の場合と同様である。

実験は6月9日10時から8日の12時までの26時間行ない，分析用試料は原水はついで6回，そのうち装置Ⅰ，Ⅱは各4回，他の2回は装置Ⅱについて採取し，処理水はついで装置Ⅰから4時間毎に4回，装置Ⅱは2時間毎に4回，活性汚泥については処理水と同じに採取した。分析項目はPH，透明度，T.S，SS，BOD，COD，MLSS，MLVSS，Cr，一般細菌数等である。活性汚泥中の生物については現在測定中である。

実験結果を表IV-10, 図IV-7, に示した。

透明度は図IV-7の①のように、原水の透明度は4~5で実験期間中ほとんど変化はない。処理水は表Ⅲ, Ⅱともに実験期間中同じような傾向を示した。最初、両装置とも約20であったが経過時間とともに低下して、4時間に最低値になり以後その状態が継続した。このことは養物添加による透明度の低下と見えてはならない。先にも述べたように、この装置の滞留時間は10時間程度であるから、養物添加後、約3時間でこのように処理水が悪化するとも考えられない。このため、エアーレーションタンクから活性汚泥の試料を採取すると、約15cmの水面底部で、その所産酸地の壁に附着していたものが処理水に混入することから透明度が低下したものと見えてくる。透明度については養物添加による影響はほとんど現われていない。

TS, SSについては図IV-7の②に示した。処理水のTSは14時間後まではコントロールと同様の傾向を示し、それ以後わずかに養物添加を行なった場合のよりコントロールより良好な結果を得た。

SSについてもコントロールと同様の傾向を示し、TSと共に養物添加によると思われる変化は現われない。

BODは図IV-7の③に示す。原水は家庭下水のBODが20~85ppm、養物添加した原水は同じ家庭下水を用いたのであるが、BODは約60ppmであった。

処理水のBODは兩装置共に約10 ppmで、実験期間中ほとんど変動はなかった。BODに関しては家庭下水だけでも処理していた活性汚泥以外にも、ここに用いた程度の毒物添加の影響は現われない。

CODについては図4-7④に示す。原水のCODは最初66 ppmであったものの、前回と同様に24時間で約18 ppm減少した。処理水のCODはコントロールと同様の経過をし、兩装置ともほとんど変化はしていなかった。CODについても毒物添加による処理水の悪化はみられなかった。処理水は兩装置とも15~20 ppmであった。

BODおよびCOD除去率は図4-7⑤にあるように、いずれもコントロールとの差はほとんどみられなかった。BOD除去率は80~90%、COD除去率は65~73%であった。

図4-7④のPHは原水で7.3から7.6に上昇した。処理水のPHは原水と同様に約7.3で、コントロールと同様に経過し、約6時間以後はコントロールがPHを7.5程度で継続していたのに対して、装置IIでは7.3~7.4の状態で経過した。原水と比較して処理水のPHは兩装置共にわずかに低い値を示した。

処理水本質の経時変化をみるに全重金属量が5.28 mg/l、全窒素量が1.6 mg/l程度の毒物が1日8時間投入しても、処理水本質には何ら影響はみられなかった。

次に活性汚泥について、MLSSの経時変化は図4-7④に示した

ように、コントロールは時間の経過と共に減少の傾向を示した。
 装置Ⅱの畜物を添加したものの1日の経時変化の試験と同様に、添
 加後1時間ご増加し、それ以後コントロールと同様の傾向で減少
 した。そこでMLSSの増加量を求めるために、分析用として採取
 したMLSS(100ml活性汚泥500ml分のMLSS)を積算してML
 SSの増加量を求めたのが図IV-7⑧である。この図によると汚泥の
 増加速度はコントロールよりも速いことがわかる。増加の傾向は
 いずれの場合にもほぼ直線である。このことは畜物を添加した装
 置Ⅱにおいても、最初の増加は別として、活性汚泥の増加を抑制
 するよう影響はないと考えられる。コントロールに対して装置
 Ⅱの増加速度がかなり速い結果になっているが、採取回数からコ
 ントロールの2倍であるために測定誤差を積算されてこのような
 ったものと思われる。また、コントロールと同じBOD、SSを
 負荷していること、BOD除去率も同程度であることから、こ
 れに現れた汚泥の増加速度より何分遅くなるものと思われるが、
 それにしても汚泥の増加速度はコントロールと同じか、それ以上
 である。

図IV-7⑧のMLVSS/MLSSの比率は畜物添加前はコントロールの
 0.84に対して装置Ⅱは0.98と差が出ていたが、畜物添加後
 1時間で0.77と低下し、それ以後コントロールとの差はほとん
 どみられたい。畜物混入後1時間で灰分が急激に増加したことを

意味する。これは重金屬が珪性珪酸に吸着されたことによる
と考えられる。クロム分析結果からも一応この傾向は示される。
珪性珪酸の微酸特性にも現われるものと思われるが、図IV-ク④の
SPI はこれと著者には現われていない。実験開始後2時間
経てり装置IIは増加の傾向を示しか、1日8時間の毒物添加を維
続している、2日後の測定値はSPI 外々となり実験開始時の
SPI と同程度の値を示した。なお、今回の実験での珪酸量は
ユートローウが4.2日、装置IIが4.4日であった。

活性汚泥中の一般細菌数の経時変化を MLSS 相当りで示したのが図 IV-9-②である。コントロールの場合は 25×10^4 N/MLSS.mg 程度で実験期間中ほとんど変化はなかった。これに対して毒物添加の装置 II では最初は 40×10^4 N/MLSS.mg でコントロールとほぼ同様であったが、毒物添加後 1 時間で約 13×10^4 N/MLSS.mg に増加した。その後、時間の経過と共に徐々に減少して実験開始後 10 時間で 60×10^4 N/MLSS.mg となり、その後はほとんど変化はみられなかった。つまり、装置 II の一般細菌数の変化は毒物添加直後に細菌の増加がみられ、毒物を添加して 11 時間でも徐々に減少し、その後、毒物添加を中止した後 10 時間後より細菌数は回復した。その回復した時の細菌数をコントロールと比較すると毒物を添加した場合の方が若干一般細菌数が多い。

装置Ⅱの一般細節数はこのようかを過した原因はつゞけ、

細菌の捕食者である原生動物の変化を計数しかりと明らかにすることはわからぬが、多分、毒物の添加により原生動物の活動が次第に回復し抑制され、毒物は強い種類が活動して徐々に回復していき一つの影響因子と考えられる。BOD除きの直接の除去は固くしている微生物群がほとんどBODと比べて多いので、BOD除去率はほとんど影響が現れなかったのかもしれない。

添加した毒物の収支を調査するため、6種類の化合物をそれぞれ、比較的分析の容易なクロムを代表として分析した結果を図IV-9に示した。原水に調整したクロムは0.32 mg/lで、原水の分析結果から約0.3 mg/lが添加されていることがわかった。処理水中に流出する量は0.1 mg/l以下で、ほとんど経時変化はみられぬ。なお、この程度の値では測定上の誤差も含むるので、流出する量は非常に少なく、大部分が活性汚泥に吸着され、徐々に排出するものと思われる。

毒物と馴致していかり活性汚泥を用いてシオゾクロードの影響を調査したのであるが、結果は先の実験と同様でほとんど処理効率への影響はみられなかった。活性汚泥の組成が変化したと予想される。

表IV-10-① 水質および汚濁性の経時的変化
43年6月4日～8日

経過時間		0		2	4		6	8		10	12		14
採水時刻		10		12	14		16	18		20	22		24
装置番号		I	II	II	I	II	II	I	II	II	I	II	II
原水	PH	7.33		7.39					7.70	7.50			
	透明度	4.5		5.0					4.5	4.2			
	T.S (ppm)	383		415					391	371			
	S.S (ppm)	114		119					119	123			
	BOD (ppm)	67.5		66.7					57.0	85.3			
	COD (ppm)	66.0		58.6					56.0	52.0			
処理水	PH	7.35	7.30	7.28	7.32	7.30	7.38	7.16	7.38	7.30	7.02	7.40	7.30
	透明度	20	20	16.5	15	11.5	14	14.5	13.5	19.5	14.0	15.5	15.5
	T.S (ppm)	293	293	310	290	322	300	331	309	301	258	248	297
	S.S (ppm)	36	27	25	18	31	27	2	40	21	54	14	43
	BOD (ppm)	8.60	6.05	7.90	8.40	11.85	9.95	10.35	11.25	9.15	7.05	—	8.80
	BOD除去率(%)	87.8	91.4	88.8	88.1	83.2	85.9	85.3	84.0	87.0	90.0	—	87.5
汚泥	COD (ppm)	19.8	16.0	17.4	16.4	18.5	17.4	17.8	16.6	17.3	17.5	16.0	16.4
	COD除去率(%)	64.2	71.0	68.5	70.3	66.5	68.5	67.7	68.9	68.7	68.3	71.0	70.3
	MLSS (mg/l)	1495	1646	1832	1477	1849	1762	1375	1697	1612	1751	1560	1421
	MLVSS (mg/l)	1249	1608	1418	1136	1391	1324	1101	1285	1221	1088	1219	1131
	MLVSS/MLSS	0.84	0.98	0.77	0.77	0.75	0.75	0.80	0.76	0.77	0.81	0.78	0.78
	SVI	40.1	45.6	43.7	40.6	46.0	45.4	36.4	41.2	43.4	37.0	41.7	41.6
汚泥	一般細菌数 N_{100}	36×10^4	62×10^4	190×10^4	29×10^4	170×10^4	140×10^4	30×10^4	100×10^4	73×10^4	19×10^4	120×10^4	63×10^4

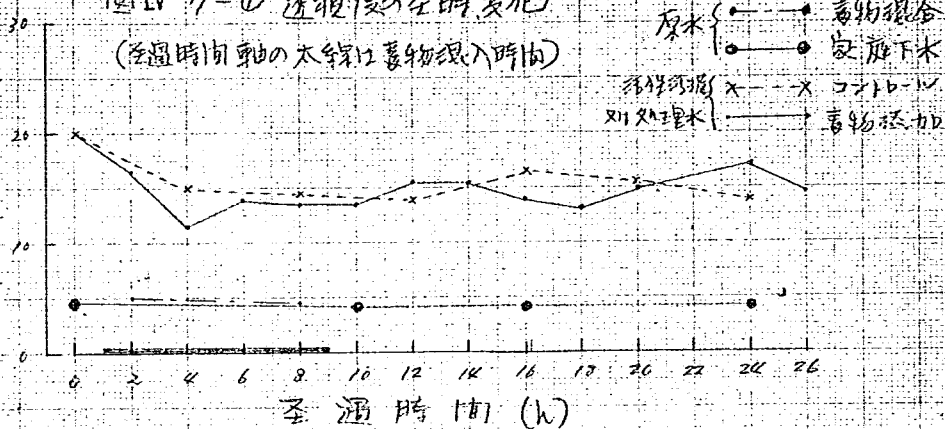
表IV-10-②

至週時15)		16		18	20		22	24		26	
採水時刻		2		4	6		8	10		12	
裝置番号		I	II	II	I	II	II	I	II	II	
原水	PH	7.50						7.62			
	透明度	4.2						4.2			
	T.S (PPM)	371						344			
	S.S (PPM)	89						80			
	BOD (PPM)	75.8						75.8			
	COD (PPM)	51.0						48.0			
処理水	PH	7.12	7.38	7.4	7.2	7.4	7.36	7.02	7.38	7.34	
	透明度	16.5	14.0	13.0	15.5	15.0	—	14.0	16.0	14.5	
	T.S (PPM)	324	290	302	329	280	285	337	285	308	
	S.S (PPM)	16	35	28	19	29	25	31	29	47	
	BOD (PPM)	8.45	9.20	10.35	8.40	10.95	10.15	12.15	10.10	12.90	
	BOD除去率(%)	88.0	86.9	85.3	88.1	84.4	85.6	87.7	85.7	82.0	
	COD (PPM)	16.3	16.6	16.3	17.6	17.0	14.9	17.0	16.6	16.6	
	COD除去率(%)	70.5	69.9	70.5	68.1	69.2	73.0	69.2	69.9	69.9	
活性汚泥	MLSS (mg/L)	1121	1585	1442	993	1562	1333	1029	1256	1010	
	MLVSS (mg/L)	917	1235	1116	797	1100	1055	752	996	753	
	MLVSS/MLSS	0.82	0.78	0.77	0.78	0.70	0.79	0.73	0.79	0.75	
	SVI	44.6	41.0	45.1	43.3	38.4	45.0	43.7	47.8	54.5	
	一般細菌数N/100	23×10 ⁴	100×10 ⁴	69×10 ⁴	25×10 ⁴	46×10 ⁴	120×10 ⁴	46×10 ⁴	74×10 ⁴	49×10 ⁴	

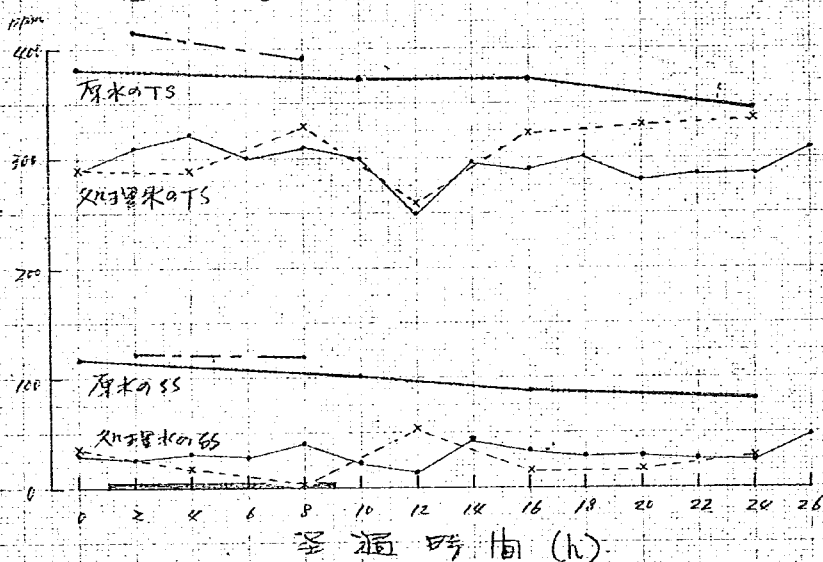
図IV-7-① 透視度の至時変化

(経過時間軸の太線は毒物投入時間)

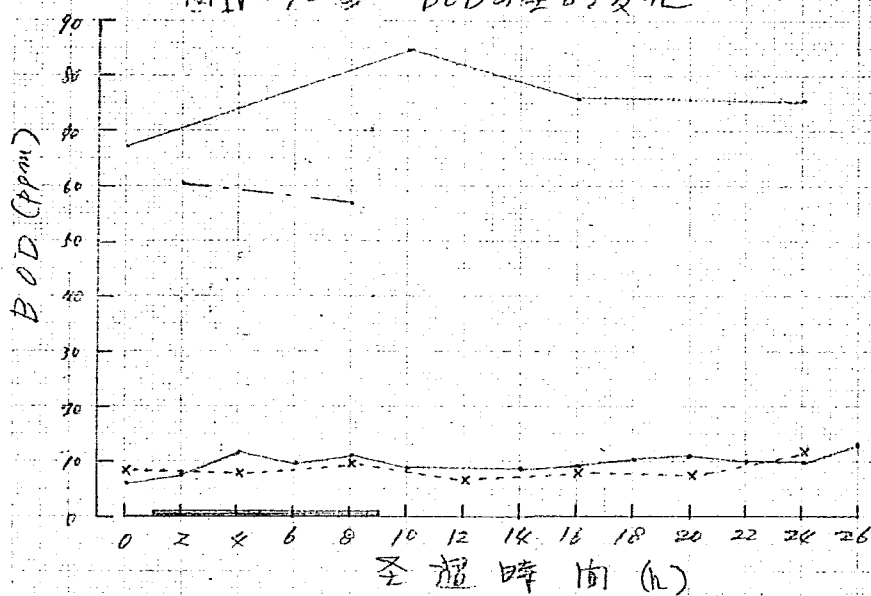
透視度



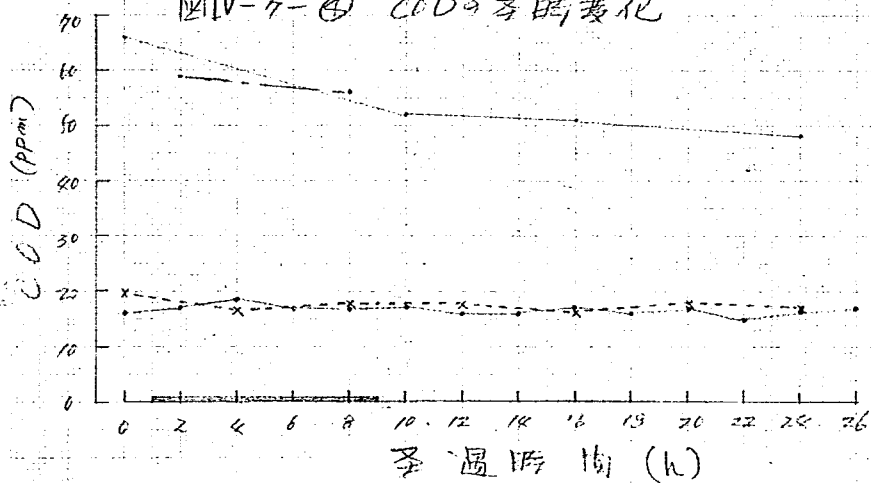
図IV-7-② TS, SSの至時変化



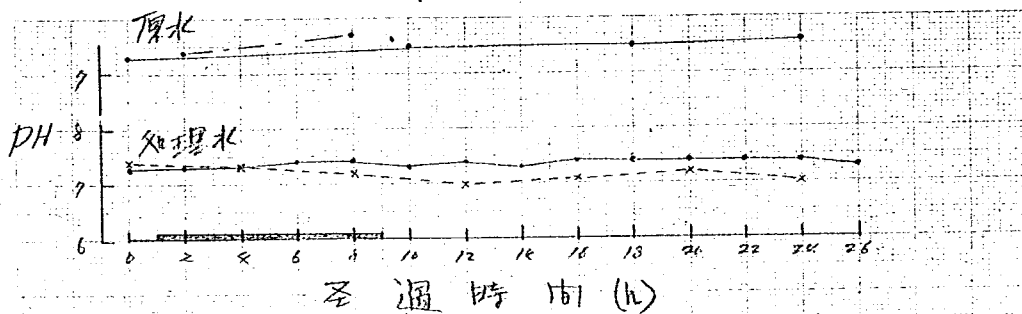
圖IV-7-③ BODの経過変化



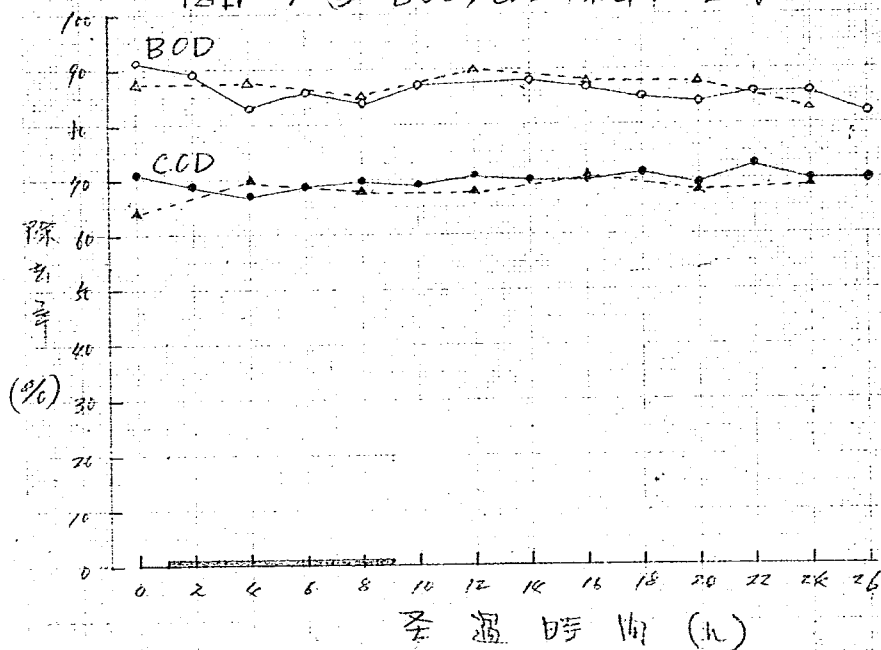
圖IV-7-④ CODの経過変化



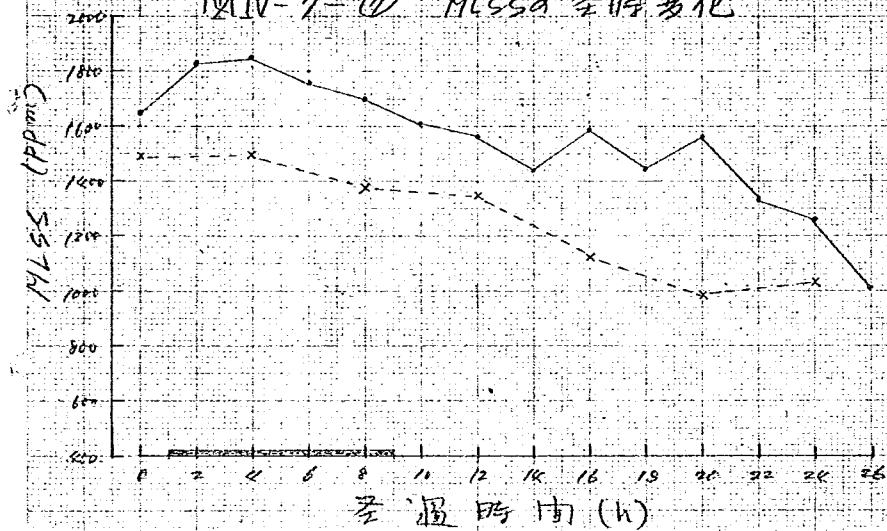
図IV-7-⑥ PHの経時変化



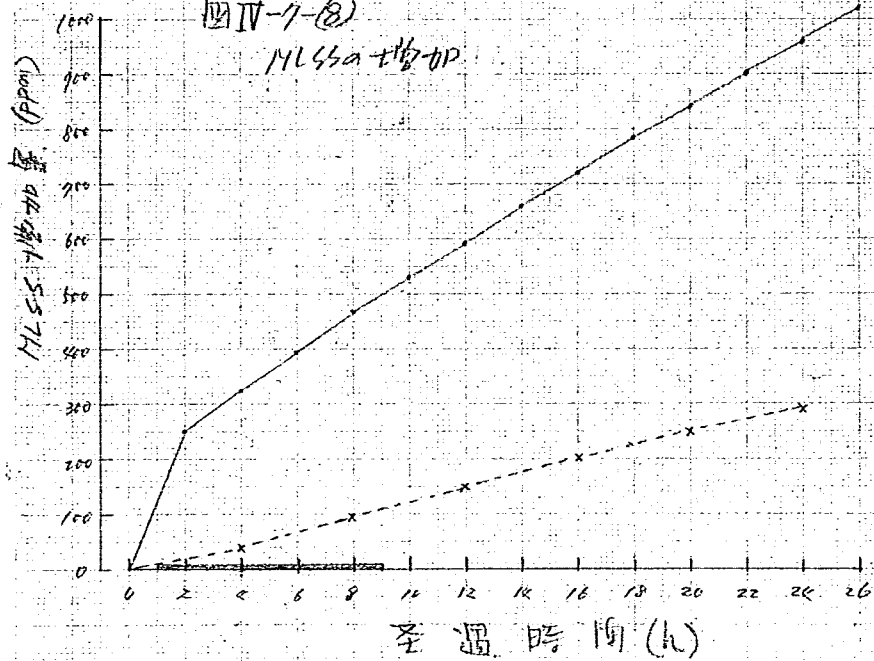
図IV-7-⑤ BOD, COD除去率の経時変化



图IV-7-① MLSSA 浓度变化



图IV-7-② MLSSA 增加



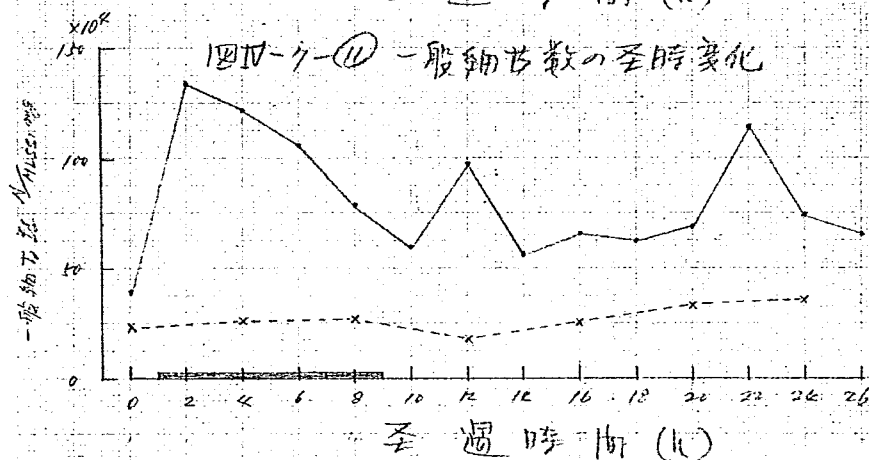
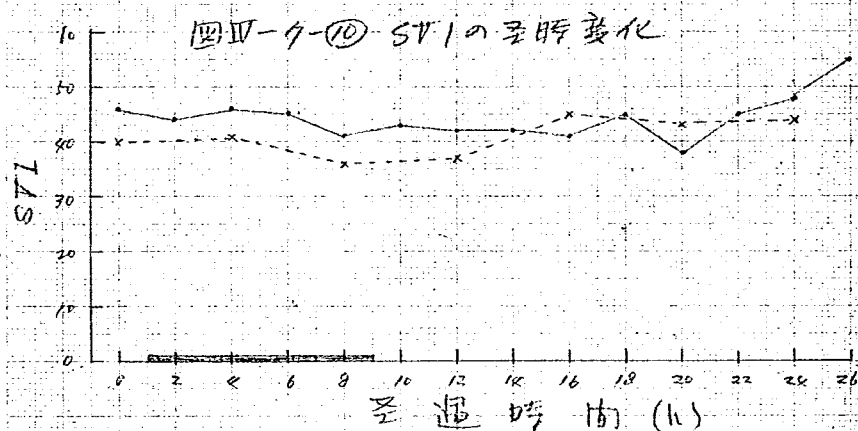
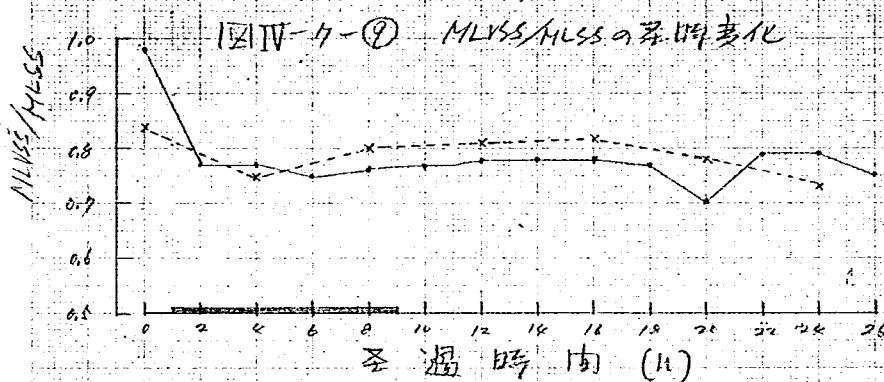
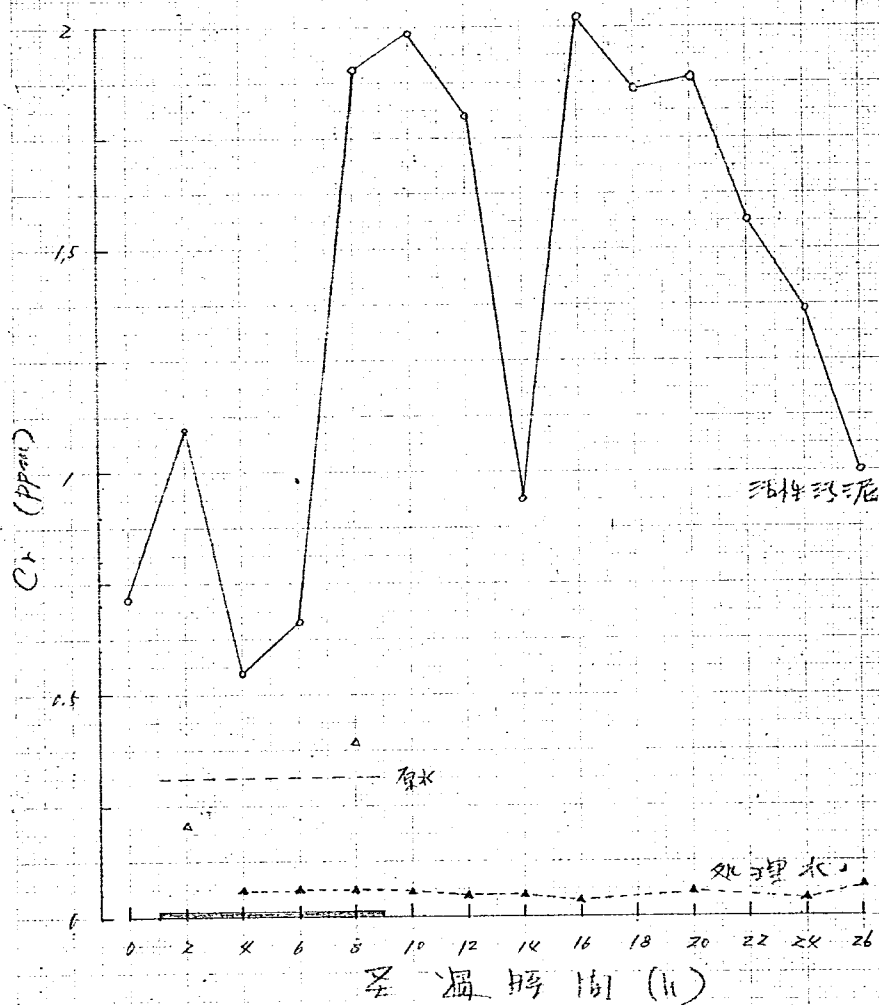


图 IV-7-12 Cr_a 至时变化

(c) BOD負荷と除去および BODとCODの関係。
BOD負荷とBOD除去の関係。

実験条件 A では BOD負荷 $0.2 \text{ kg/SS} \cdot \text{kg/d}$ のときに除去 BOD が $0.18 \text{ kg/SS} \cdot \text{kg/d}$ となり、約 90% の除去率で、標準活性汚泥法に対する協会と同様の傾向を示し、阻害物質による影響はほとんどないといえる。

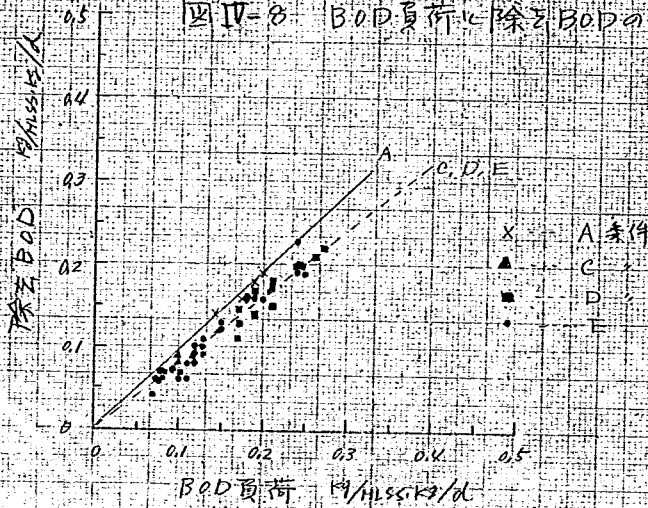
実験条件 C, D, E の場合、先の A 条件に比べて、BOD 負荷に対しては除去 BOD の減少がみられる。この図から BOD 負荷 $0.2 \text{ kg/SS} \cdot \text{kg/d}$ とすると除去 BOD は $1.15 \text{ kg/SS} \cdot \text{kg/d}$ となり、BOD 除去率は約 5% となり、A 条件に比べて約 5% の低下がある。C, D, E 条件について、この BOD 負荷と除去の関係には明瞭な差はみられなかった。

図 IV-8 に用いた原水の BOD 範囲は 30 ppm から 270 ppm と非常に広範囲のものであり、原水の BOD が 100 ppm 前後の範囲についてみると、除去効率についての表 4-12 にみられるように、原水の濃度を適当に保つことにより、かなり良好な処理水を得られると見られる。

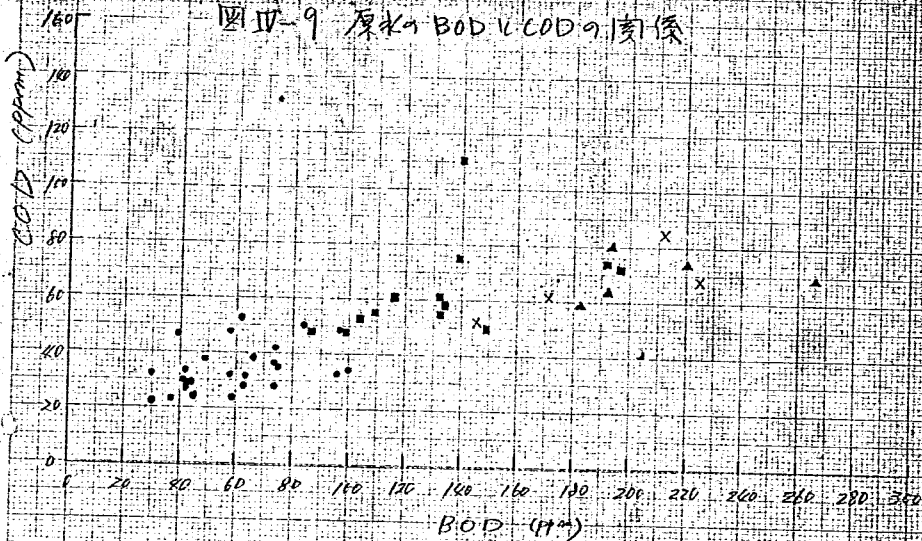
BOD と COD の相関 (図 IV-9)

BOD に対して COD の値が約 $1/2$ で、一般の家庭下水での相関と非常に異なっている。阻害物質が混入した場合は COD の値より低くなるのが一般の例であるが、この場合は逆の傾向を示した。

四四-8 BOD負荷と除去BODの関係



四四-9 原料BODとCODの関係



4) 要約

各実験条件とコントロールについて、COD, BOD, BOD負荷についての比較を表IV-11に示した。

① 原水のBOD濃度やBOD除去率に影響する一々の因子であるので、原水の水量や負荷量についても各実験条件ごとに比較する必要がある。

② 原水のCODはA, C, Dは50ppm以上であったがE条件においては40ppm以下であった。BODはA, C, D, E-2では100ppm以上で原水の濃度としては十分である、がE-3, E-7は50ppm以下になり、阻害物質が混入しており場合でもBOD除去率に影響を及ぼす濃度である。現地で予想される原水のBOD濃度は100ppm程度である。

MLSS当りのBOD負荷は標準活性汚泥法による場合と比べて全体的に低い値であった。

③ 実験条件の違いによるCOD, BODの除去率についての処理効率の比較を表4-12に示す。COD除去率は実験条件A, Cではコントロールと大差はみられなかったが、D, Eでは10%以上、多い場合は20%以上も低下し、かなり除去率に影響した。COD除去率は原水のBODが200ppm以上の場合にコントロールとの差が小さく、それ以下の場合は10%以上も影響がみられる。

BOD除去率はAの場合にコントロールより2%程度高かった。その他C, D, E条件においては原水のBODが140ppm

以上の場合と50 ppm 程度の場合は10%以上BOD除去率が低下し、処理効率への影響が強くみられた。阻害物質を常時流入させた場合と同一原本のBODが約100 ppm が除去率84%とかり、コントロールとの差は5%である。ショックロードを53天場合は原本のBODが80 ppm 程度で81%とかり、常時流入させた場合より約3%低下した。

原本のBODが推定通り100 ppm 程度であれば、連続して全重金属約2.64 ppm, アンモニア約0.8 ppm が流入したとしても、コントロールよりBOD除去率が5%程度の低下で、約84%の除去率は期待出来る。ショックロードが加わると更にBOD除去率が低下し、84%を維持する2つが困難にたると思われるので、校正計による実験で進むと通り、前処理を充分に行かう必要がある。

水産衛生局の報告によると全重金属で10 mg/l でBOD除去率は5%減少する位であるといわれているが、この実験では重金属は約1/10 程度であるがBOD除去率は連続性入の場合で同程度、ショックロードとして最大重金属量約8 ppm, アンモニア約2.64 ppm とした場合約8%の減少である。なお、生物相は正常であったといわれているが、この実験での生物相は種類が相当に限定され、原生動物では2,3種類に止った。この報告と合せてみれば、この実験で阻害物質の濃度の割合は、除去効率を低下したということ、校正計を用いた実験でもわかる通りアンモニア化合物

の毒性が強いことから、シアンの影響が除去効率に強く作用しているものと思われる。

したがって前処理装置を完備して、出来るだけ阻害物を除去する必要がある。特にシアンについては完全に除去する必要がある。生物処理装置への投入水は平準化させて、ショックロードは避けなければならない。

表 IV-11 原水の水量および BOD 負荷

実験条件		コントロール		A		C		D		E			
原水水量・負荷													
C O D (ppm)		67.2	67.0	69.3	64.6	57.9	34.6	36.7	28.7				
B O D (ppm)		206	170	211	142	113	76.7	52.4	50.6				
BOD 負荷	BOD ① kg/HLSK9/h	0.24	0.18	0.12	0.20	0.22	0.18	0.17	0.14				
	BOD ② kg/HVSSK9/h	0.30	0.26	0.15	0.25	0.29	0.28	0.19	0.27				

表 IV-12 実験条件の違いによる処理効率への影響

実験条件		コントロール	A	C	D		E		
処理効率				Z	Z	3	Z	3	4
COD	除去率 (%)	72.8	70.1	71.7	53.8	64.3	53.8	60.7	59.7
	コントロールとの差	—	-2.7	-1.1	-19.0	-8.5	-19.0	-12.1	-13.1
BOD	除去率 (%)	88.7	90.5	78.4	77.7	83.5	81.0	77.8	76.7
	コントロールとの差	—	+1.8	-10.3	-11.0	-5.2	-7.7	-10.9	-12.0

以上の結果を総合すると、処理水の水量については阻害物質を全重金属量で 0.39 mg/l 、全シアン量で 0.12 mg/l を連続投入しても、処理効率にかさばす毒物の影響はほとんどみられなかった。活性汚泥中の糸状菌類の発生が抑制され、生物による活性汚泥の膨化現象は抑りにくくなる。この程度の阻害物質の濃度であれば生物処理系統は何ら悪影響はないと考えられる。

全重金属量で 2.64 mg/l 、全シアン量で 0.8 mg/l 投入した場合、原水の BOD が 150 ppm 以上の高濃度の場合は BOD 除去率が 80% 以下であった。しかし、 100 ppm 程度の場合は約 84% の結果が得られた。生物相は先の場合と同様の傾向を示し、この場合は原生動物の種数も減少した。次に阻害物質をこの状態に保ち、その2倍量にショックロードとして与えた場合は、その影響が翌日まで残ることは測定された。長期間の連続運転の結果 BOD 除去率は原水の BOD 80 ppm 程度で 81% に低下した。これは阻害物質が常時投入する場合より約 3% の低下である。原水の BOD が 50 ppm 程度では BOD 除去率は低下するが、処理水の BOD を 20 ppm 以下に保つことは出来た。活性汚泥の MLSS は原水の BOD と関係して変動したけれども、MLVSS と MLSS の比は原水の BOD が 100 ppm 程度以上で約 0.82 ほどにほとんど変動はみられなかった。BOD 濃度が低下すると灰分が増加した。SCF は全体的に低い値を示し、汚泥の沈降性は比較的良好であった。

生物相について、糸状菌類は阻害物質の少ない場合と同様の結果が得られ、鞭毛虫類は全然検出されず、活性汚泥の主力構成生物は *Amoeba*, *Epistylis*, *Opercularia* などで、後生動物が減少した。構成生物は原水の BOD 濃度によって種類数も異なるので、この実験で与えた傾向がすべて阻害物質によるものというわけでもないが、阻害物質を混入してから出現頻度の高い生物は BOD 濃度の変動、阻害物質の与え方を変わった実験条件等においても極端に生物相の変動はなく、常に *Epistylis*, *Opercularia* などが検出されたことから、これらの生物は毒性に対する耐性力が比較的高く、その他の糸状菌類、原生動物、後生動物はかなり抑制された。生物相は都市下水処理の活性汚泥に対して食弱であったが、原水の BOD を 100 ppm 程度に保てば、ショックを与えた場合でも一元 BOD 除去率 80% 以上が得られたこと、一般細菌試験の結果(経時変化)等から、この場合の活性汚泥の組成は一般の活性汚泥と異なり通常の生物試験でけとろえられたい微生物群から成り立っているものと思われる。

全重金属量 2.64 mg/L 、全亜鉛量 0.8 mg/L 混入した場合に BOD 除去率が約 5% 低下し、ショックを与えた場合は更に約 3% 低下したことから、前処理として水質の安定化をはかると、出芽だけでなく阻害物質を除去することが必要である。

5) 生物処理実験の要約

重金属およびシアン化合物の活性汚泥に対する影響および特水に混入すると考えられるこれらの有毒物質の濃度で活性汚泥処理の可能性について実験したものである。

重金属として NiSO_4 , $\text{Cr}_2(\text{SO}_4)_3$, $\text{Zn}_3(\text{PO}_4)_2$, $\text{Zn}(\text{CN})_2$, CuCN , シアン化合物として NaCN を用いた。

結果は 1. シアン化合物は活性汚泥の酸素吸収阻害作用が非常に強い。したがって、十分にシアン化合物を除去する必要がある。

2. 全重金属 0.39 mg/L, 全シアン 0.12 mg/L 程度では除去効率の低下はみられなかったが、それぞれ 2.64 mg/L, 0.8 mg/L 程度から徐々に増やすと BOD 除去率がコントロールに比べて約 5% 低下した。シロウキを与えた場合には更に約 3% 低下した。

3. 生物相は都市下水処理の場合に比べてかなり貧弱であった。しかし、BOD 除去率はシロウキを与えた場合でも 80% 以上を得られた。これらの毒物が混入した場合、系統菌数は相当に抑制され、活性汚泥の沈降性は比較的よかった。

以上のことから、計画流量の場合と混入する程度程度の毒物では何ら処理効率への影響はないが、むしろ系統菌数の抑制が小規模の場合より面もある。しかし、毒物濃度の高い場合あるいは不均質の場合には処理効率の低下が予想されるので、前処理で均質化を行わねばならないと考えるべき毒物を除去する必要がある。

2. ステップエアレーションの可能性について

枚方市の計画によれば、運転開始当初は標準活性汚泥法にて運転し、

将来はステップエアレーション法にて運転しようというところである。

この計画は中和が完全に行われ、更に前エアレーションタンクおよび最初沈

殿池において重金属類が95%除去され、100%シヨウクロードがゼロ状態

では成就することになる。しかしながら、排水中の重金属類はかり

りの中でのその濃度の変動が著しく、ステップエアレーションを行う

場合には90%以上のBOD除去が期待出来る場合が出てくる。また

前節で述べた如く、排水中に含有するシアニドは最初沈殿池で除去され

る可能性が少なく、またシヨウクロードとしてシアニドが底入した場合には数値

を上げなければならない。計画排水の水質ではシアニドの許容濃度は NaCN の

場合2~3 ppm (as CN) となるので、シヨウクロードとしてシアニドが底入した

場合には、 $\text{シヨウクロード} \times 12$ の濃度であり、これも活性汚泥の性能の低下によ

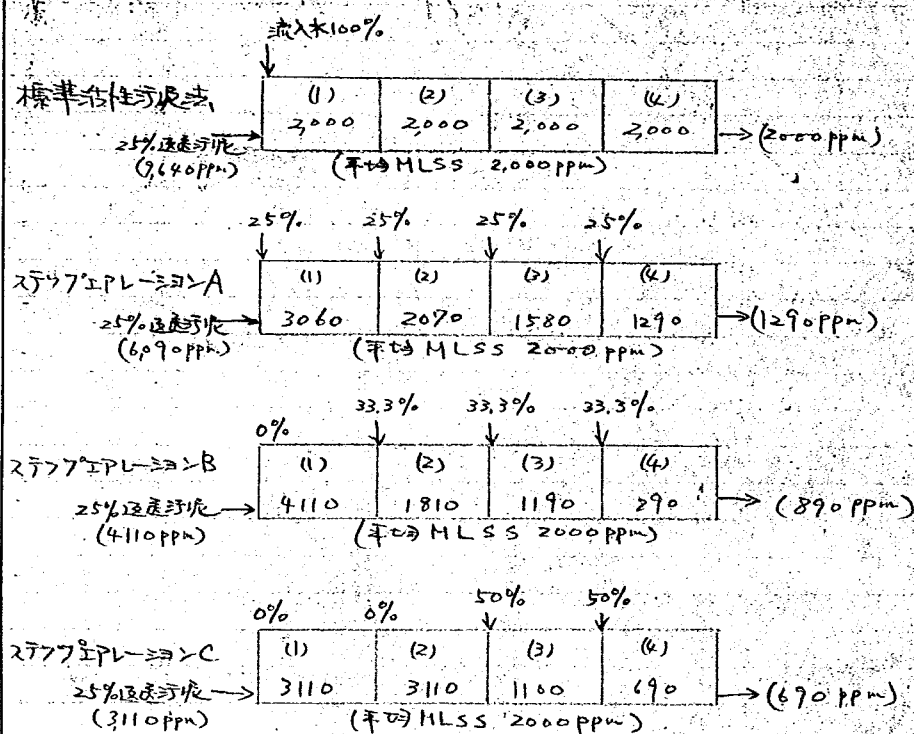
ってBOD除去率の低下が著しくなる。ステップエアレーションとすると、シヨウクロード

は分散されることになるが、BOD除去率が低下する時間が長くなること

になる。

いま1例として平均MLSS濃度2000 ppmの場合に、この二つを

と比較してみようことにする。



おおよそ標準活性汚泥法とステップエーレーションCの25%返流汚泥の濃度が異なることになる。そのためエーレーションCの全体でのBOD Loadingは標準活性汚泥法の場合に比べて同じであるが、下水が流入した113個の池について比した場合、は相対的に低いとなる。BOD Loadingが高い場合には重金属類に対して危険側に作用することは当然である。

また重金属類が流入したから活性汚泥に吸着または吸収される時間は長くとらえる方が安全側である。(BOD除去能力の快

復にも役立つことになる。このような観点から標準活性汚泥法にて設計するのが安全であると考える次第がある。ステンブエプレーシヨの場合にも当初活性汚泥の腐エプレーシヨを設計することによってその吸着、同化能力は標準活性汚泥法のものに比べて当然高くなるが、これはあくまでも有機物の除去に対する問題であり、重金属類に対しても同様になるとみることは出来ない。

また本処理水が排出される淀川は下流に多くの上水道水源をもっており将来はその水質規準がより高度なものとなることを予想される。このような点から施設としてはなるべく安全側で設計を行った方がよいと見え、最終計画についても標準活性汚泥法にて設計を行うこととした。

3. エアレーション装置の設計(最終計画について)

当研究室で行った治性汚水処理の実験は

エアレーション時間

7.47 時間

MLSS

平均

3312 ppm

MLVSS

平均

2598 ppm

流入水BOD

平均

188 ppm

処理水BOD

平均

16.2 ppm

BOD負荷(MLSSあり)

 $0.18 \text{ kg/kg MLSS/d}$

BOD負荷(MLVSSあり)

 $0.23 \text{ kg/kg MLVSS/d}$

と運転し、BOD除去率91.4%の結果を得た。上記の実験は最初

沈殿池における重金属の除去を一度無いたとて、この重金属や毒性

物質の濃度を流入したとて実験を行ったとあり、もしこのプロト

タイプはBOD除去率に上昇すると考えらる。しかしこのプロト

タイプはBOD除去率に多少低下するとわかる。

本設計は工場群からの排水が完全に中和され、更に前エアレーション

および沈殿池内で充分な処理が行われ、流入水中の重金属および毒性

物質の95%が除去されたとエアレーションの設計を行うこと

した。

エアー-リフトポンプの設計

昼間流入量 $0.782 \text{ m}^3/\text{sec}$

流入水 BOD 143 ppm (20)

流入水 SS 127 ppm (SS)

BOD Loading 0.2 kg/kg MLSS/d

第2次処理におけるBOD除去率 90%

設計 Mohlman Index 100

設計 MLSS $2,860 \text{ ppm}$ (S_a)

設計 MLVSS $2,250 \text{ ppm}$

返送汚泥の最低濃度比 30%

返送汚泥濃度 $2,860 \times \frac{100}{30} = 9530 \text{ mg/l}$ (S_r)

汚泥循環比 $r = \frac{S_a - S_s}{S_r - S_a} = \frac{2860 - 127}{9530 - 2860} = 0.4$

エアー-リフトポンプ流入時の混合液 BOD $\tau_0 = \frac{Q l_a + R l_e}{Q + R} = \frac{(1)(143) + (0.4)(143)}{1 + 0.4} = 106.5 \text{ mg/l}$

ただし $Q : R = \text{流入量} : \text{返送汚泥量}$

$\tau_e = \text{汚泥返送水中のBOD除去率と} 90\% \text{と等しい}$

$143 \times \frac{10}{100} = 14.3 \text{ mg/l}$

また Short-circuit の影響を無視すると

10基準と12 BOD除去率 $\frac{92.2}{106.5} \times 100 = 86.6\%$

Biological Waste Treatment Fig 2-6 (p.26)より

$$S_a \cdot t = 15,000$$

$$\text{エーレーショニ時間 } t = 15,000 / S_a = 15,000 / 2860 = 5.24 \text{ 時間}$$

$$\begin{aligned} \text{エーレーショニ容量 } V &= 5.24 \times 3600 \times 0.785 (1 + 0.4) \\ &= 20,700 \text{ m}^3 \end{aligned}$$

枚方市の計画によるとエーレーショニタンクは3池作り。1池の水面積は

$$47 \times 6.9 \times 3 = 972 \text{ m}^2$$

3池では $2,916 \text{ m}^2$ となる。この場合エーレーショニ木深

は 7.1 m となり、巾員 6.9 よりも木深の方が大となる。このため1池

当りの水面積を大にとる必要がある。

いま枚方市の計画にある用地全部にエーレーショニタンクを築造するとする

巾員は 8.7 m にすると出来る。この場合底路延長を同一とする

$$\text{一池当り } 47 \times 8.7 \times 3 = 1,220 \text{ m}^2$$

$$\text{三池当り } 3660 \text{ m}^2$$

この場合木深は 5.7 m となる。

$$\text{故に 巾員 : 木深} = 1.52 : 1$$

上記の計算は昼間10時間の平均流量を用いて計算し、昼間の処理水BOD

が $14.3 \text{ m}^3/\text{日}$ とするように計算したものであり、夜間は安全側となる。

送入室数量の計算

夜間においても昼間と同様の流入量があると仮定して計算する。

$$\text{kg O}_2/\text{day} = 0.384 (\text{kg BOD 除去}/\text{day}) + 0.07 (\text{kg MLVSS})$$

$$\text{BOD 除去量} \quad (143 - 14.3) \times 0.784 \times 86400 = 8,720 \text{ kg/day}$$

$$\text{kg MLVSS} \quad 2,250 \times 20,700 \text{ m}^3 = 46,600 \text{ kg/day}$$

$$\begin{aligned} \text{kg O}_2/\text{day} &= 0.384 \times 8,720 + 0.07 \times 46,600 \\ &= 6,610 \text{ kg/day} \end{aligned}$$

Oxygen Uptake Rate Y_r $\text{PPM O}_2/\text{hr}$

$$Y_r = \frac{\text{kg O}_2/\text{day}}{V \times 24} = \frac{6,610}{20,700 \times 24} = 13.3 \text{ PPM/hr}$$

上記 Oxygen Uptake Rate については IPL-330-2-1 流入端の値

大となり、その底出端付近では減少する。そのため 2-1 延長 33 等分は

平均値に対する比率を下記のようにする。

2-1 延長	平均値に対する割合	Uptake Rate Y_r (PPM/hr)
0 ~ 33.3%	1.3	$1.3 \times 13.3 = 17.3$
33.3 ~ 66.7%	1	$1 \times 13.3 = 13.3$
66.7 ~ 100.0%	0.8	$0.8 \times 13.3 = 10.6$

下水の場合の汚水に対する酸素吸収の割合 α は

生下水の α 0.7, 処理水の α 0.9 と仮定する

流入水：送達汚泥量 = 1 : 0.4 であるから 流入端における α は

$$(1/1.4)(0.7) + (1 - 1/1.4)(0.9) = 0.76$$

1 (エプーニヨニダ) 内部の α もダニ内で直線的に変化するとする。

また エプーニヨニダ 各 Section の α の平均値は

ダニ延長 α の平均値

0 ~ 33.3 % 0.78

33.3 ~ 66.7 % 0.83

66.7 ~ 100.0 % 0.88

エプーニヨニダ の設計温度 20°C

また エプーニヨニダ 内の飽和酸素濃度は不明確のため 1 気圧の時の値を用いることにして $C_s = 9.2 \text{ ppm}$ とする。

運転中のエプーニヨニダ の溶存酸素濃度を 1.0 ppm とする。

$K_{La}(20^\circ\text{C}) = \frac{r_r}{C_s - C_L}$ を用いて計算し、更に α にて補正を行う。

と

ダニ延長	$K_{La}(20^\circ\text{C})$	α	$K_{La}(20^\circ\text{C})$ [補正値]
0 ~ 33.3 %	$17.3 / (9.2 - 1.0) = 2.11$	0.78	2.7 / hr
33.3 ~ 66.7 %	$13.3 / (9.2 - 1.0) = 1.62$	0.83	2.0 / hr
66.7 ~ 100.0 %	$10.6 / (9.2 - 1.0) = 1.29$	0.88	1.5 / hr

1) 有効水深 5.7m, 有効巾員 8.7m のエアレーション槽において
散気盤面積比 ε 10% (有効中 28cm の散気盤を 3枚並列にする) し

King によって与えられた酸素吸収式

$$N = \frac{0.0175 \cdot H^{0.75} \cdot U^Y \cdot Q^N (1.024)^T}{d^{0.70}}$$

N: 酸素吸収量 (PPM/hr) H: 散気盤までの水深 (ft)

U: 水の酸素不足量 (大気圧における ppm) Q: 空気吹入量 (水 1000 ft³ あたり cfm)

d: 気泡の平均径 (in) $Y = 1/H^{0.1}$ $N = 0.90/H^{0.04}$

T: 水温

を用いることとし、散気盤はエアレーション槽底から 50cm 上方に設置することとする。また散気盤は堵塞を防ぐため通気率 1800~2000 l/0.1m² (水柱 50mm, 20°C) を用いることとする。この平均気泡径は当研究室での実験結果によると 0.5cm とする。この数値に基づいて

$$H = 5.2m = 17.1 \text{ ft} \quad d = 0.2 \text{ inch} \quad T = 20^\circ\text{C}$$

$$U = 9.2 - 1.0 = 8.2 \text{ ppm} \quad KLa(20^\circ\text{C}) = 1.5 \text{ 1/hr}$$

$$KLa(20) = 0.0175 H^{0.75} U^{Y-1} Q^N (1.024)^T d^{-0.7}$$

$$H^{0.75} = 17.1^{0.75} = 2.4$$

$$Y-1 = (17.1)^{-0.1} - 1 = 0.753 - 1 = -0.247$$

$$N = 0.90 (17.1)^{-0.04} = 0.804$$

$$KLa = (0.0175)(8.4)(8.2)^{-0.247} (Q)^{0.804} (1.024^{20}) (0.2)^{-0.70}$$

$$= 0.434 Q^{0.804}$$

$$Q = (KLa / 0.434)^{1.244}$$

$$KLa = 2.7 / \text{hr} \text{ の場合}$$

$$Q_1 = (2.7 / 0.434)^{1.244} = (6.08)^{1.244} = 9.46 \text{ cft/min} / 1 \times 10^3 \text{ cft of Water}$$

$$= 9.46 \times 10^{-3} \text{ m}^3 \text{ of air/min} / \text{m}^3 \text{ of water}$$

$$KLa = 2.0 / \text{hr} \text{ の場合}$$

$$Q_2 = (2.0 / 0.434)^{1.244} = (4.61)^{1.244} = 6.69 \text{ cft/min} / 1 \times 10^3 \text{ cft of Water}$$

$$= 6.69 \times 10^{-3} \text{ m}^3 \text{ of air/min} / \text{m}^3 \text{ of water}$$

$$KLa = 1.5 / \text{hr} \text{ の場合}$$

$$Q_3 = (1.5 / 0.434)^{1.244} = (3.46)^{1.244} = 4.69 \text{ cft/min} / 1 \times 10^3 \text{ cft of Water}$$

$$= 4.69 \times 10^{-3} \text{ m}^3 \text{ of air/min} / \text{m}^3 \text{ of water}$$

空気吹込を最も経済的に行うとすると

$$\frac{1}{3}(9.46 + 6.69 + 4.69) \times 10^{-3} \times 20,700 = 144 \text{ m}^3/\text{min}$$

$$\text{下水 } 1 \text{ m}^3 \text{ 当りの空気消費率} = \frac{\text{空気量}}{\text{下水量}} = \frac{144 \text{ m}^3/\text{min}}{46.9 \text{ m}^3/\text{min}} = 3.1 \text{ 倍}$$

空気吹込量を最大空気必要量の部分に全体を合わせるとすると

$$9.46 \times 10^{-3} \times 20,700 = 196 \text{ m}^3/\text{min}$$

$$\text{下水 } 1 \text{ m}^3 \text{ 当り、空気消費率} = \frac{196 \text{ m}^3/\text{min}}{46.9 \text{ m}^3/\text{min}} = 4.2 \text{ 倍}$$

4. エアレーション装置の設計

(昭和42年末 流入量 $5000 \text{ m}^3/\text{d}$ についで)

当研究室で行った活性汚泥処理の実験は次のようであった。

エアレーション時間	常時、等濃度の汚物 が流入した場合 24時間	ショックロードが 存在した場合 24時間
	24時間	24時間
MLSS (mg/l)	1,390 ~ 6,230	960 ~ 2,060
MLVSS (mg/l)	1,010 ~ 5,210	450 ~ 1,230
流入水BOD (ppm)	86 ~ 240	30 ~ 100
処理水BOD (ppm)	11 ~ 58	6 ~ 25
BOD負荷 ₁ ($\text{kg BOD/kg MLSS} \cdot \text{d}$)	0.1 ~ 0.27	0.06 ~ 0.25
BOD負荷 ₂ ($\text{kg BOD/kg MLVSS} \cdot \text{d}$)	0.12 ~ 0.34	0.1 ~ 0.53
BOD除去率 (%)	68 ~ 93	56 ~ 96

この実験は最初決壊池における重金属の除去で一元無のもゝとして行なったものである。全部の平均のBOD除去率は常時流入した場合81%, 2倍濃度のショックロードが存在した場合79%であった。したがって全平均で見ると、ショックロードが存在するとBOD除去率は数%低下する。しかし、ここでは前処理として完全に中和を行ない、更に前エアレーションタンクおよび最初決壊池で充分な処理を行なって流入水中の金属イオンの95%を除去せしめとしてエアレーションタンクの設計を行おうことにする。

IPL-30-2-79 設計

昼間平均流入量 $0.109 \text{ m}^3/\text{sec}$

流入水 BOD $135 \times \frac{65}{100} = 88.4 \text{ mg/l}$ (La)
 (最初沈殿後の BOD 除去率を 35% とした。)

流入水 SS 26 ppm (Ss)

BOD loading $0.19 \text{ kg BOD/kg MLSS/d}$

第2次処理における BOD 除去率 80%

設計 Hohlman Index 160

設計 MLSS $1,430 \text{ mg/l}$ (Sa)

設計 MLVSS $1,180 \text{ mg/l}$

返送汚泥の最低濃度比 23%

返送汚泥濃度 $1,430 \times \frac{100}{23} = 6,220 \text{ mg/l}$ (Sr)

汚泥循環量比 $r = \frac{S_a - S_s}{S_r - S_a} = \frac{1430 - 86}{6220 - 1430} = 0.28$

IPL-30-2-79 流入時の混合水 BOD $l_0 = \frac{Q l_a + R l_e}{Q + R} = \frac{(1)(88.4) + (0.28)(17.7)}{(1) + (0.28)} = 73 \text{ mg/l}$

T=PL Q: 流入量, R: 返送汚泥量

le: 汚泥返送水の BOD。第2次処理の BOD 除去率を 80% とすると $88.4 \times \frac{20}{100} = 17.7 \text{ mg/l}$

t (も short-circuit の影響を無視する)

$$l_0 \text{ を基準とした BOD 除去率} = \frac{55.3}{73} \times 100 = 75.8\%$$

W. W. Eckenfelder & D. J. O'Connor "Biological Waste Treatment" Fig 2-6 (p.26) 89

$$S_a \cdot t = 8000$$

$$\text{エーレーション時間 } t = 8000 / S_a = 8000 / 1430 = 5.6 \text{ 時間}$$

$$\begin{aligned} \text{エーレーションタンク容量 } V &= 5.6 \times 3600 \times 0.109 (1 + 0.28) \\ &= 2820 \text{ m}^3 \end{aligned}$$

上記計算は昼間10時間の平均流量を用い、昼間においても処理水のBODは 20 mg/l 以下 (計算値は 17.7 mg/l) とするように設計を行ったものである。よって夜間も安全側となる。

(c) 送気量の計算

夜間にも昼間と同じ流入量があるとして設定して計算する。

$$\text{kg O}_2/\text{day} = 0.384 (\text{kg BOD 除去}/\text{day}) + 0.07 (\text{kg MLVSS})$$

$$\text{BOD 除去量 } (88.4 - 17.7) \times 0.109 \times 86400 = 666 \text{ kg/d}$$

$$\text{kg MLVSS } 1.180 \times 2820 \text{ m}^3 = 3330 \text{ kg/d}$$

$$\begin{aligned} \text{kg O}_2/\text{day} &= 0.384 \times 666 + 0.07 \times 3330 = 256 + 233 = \\ &= 489 \text{ kg/day} \end{aligned}$$

Oxygen Uptake rate Y_r $\text{PPM} \cdot \text{O}_2 / \text{hr}$

$$Y_r = \frac{\text{Kg} \cdot \text{O}_2 / \text{day}}{V \times 24} = \frac{489}{2880 \times 24} = 7.1 \text{ PPM/hr}$$

上記 Oxygen Uptake rate について エアレーションタンク 流入端では

Uptake Rate が 大となり、また 底出端付近では減少する。よって

タンク 延長を 3 等分して、平均値に対する比率を下記のとおりとす

タンク延長	平均値に対する割合	Uptake Rate Y_r (PPM/hr)
0 ~ 33.3%	1.3	$1.3 \times 7.1 = 9.2$
33.3 ~ 66.7%	1	$1.0 \times 7.1 = 7.1$
66.7 ~ 100.0%	0.8	$0.8 \times 7.1 = 5.7$

下水の場合の湧水に対する酸素吸収の割合(α)

生下水の α 0.70

処理水の α 0.90

と仮定すると、流入水: 送還河流量 = 1 : 0.28 であるから、流入端に

よける α は

$$(\frac{1}{1.28})(0.7) + (1 - \frac{1}{1.28})(0.9) = 0.74$$

もし エアレーションタンク 内部の α が直線的に変化するとすると、

エアレーションタンク 各 Section の平均の α は

タンク延長 平均の α

0 ~ 33.3% 0.77

33.3 ~ 66.7 % 0.82

66.7 ~ 100.0 % 0.87

エプレーニヨニタニツの設計温度 20°C

と12 エプレーニヨニタニツ内の飽和酸素量は不明確のため、1気圧

の時の値を用いることと12 $C_s = 9.2 \text{ ppm}$ とする。運転中のエプレーニヨニタニツの溶存酸素濃度を 1.0 ppm とすると

$$KLa(20^\circ\text{C}) = \frac{Yr}{C_s - C_L} \quad \text{を用いて計算し、更に各々の } \alpha \text{ に}$$

補正を行うこととする。

タニツ延長	$KLa(20^\circ\text{C})$	α	$KLa(20) [\alpha \text{ 補正値}]$
0 ~ 33.3 %	$9.2 / (9.2 - 1.0) = 1.12$	0.77	1.5 / hr
33.3 ~ 66.7 %	$7.1 / (9.2 - 1.0) = 0.87$	0.82	1.1 / hr
66.7 ~ 100.0 %	$5.7 / (9.2 - 1.0) = 0.73$	0.87	0.85 / hr

11 最終計画と同様の有効水深 (5.7m), 有効巾員 (2.7m) をもつエプレーニ

ヨニタニツを設けることと12 散気盤面積比を10% (有効巾280cmの散気盤

を3枚並列にする) 1. Kingの式により最終計画と同様の計算を行う

ものとする。水10000 cfm ありの空気吹入量 $Q \text{ cfm/min}$ は

$$Q = (KLa / 0.434)^{1.244}$$

と決定した。上記によって KLa を決定する

$KLa = 1.5 / \text{hr}$ の場合

$$Q_1 = (1.5 / 0.434)^{1.244} = (3.46)^{1.244} = 4.69 \text{ cu ft / min} / 1 \times 10^3 \text{ cu ft of water}$$

$$= 4.69 \times 10^{-3} \text{ m}^3 \text{ of air / min} / \text{m}^3 \text{ of water}$$

$KLa = 1.1 / \text{hr}$ の場合

$$Q_2 = (1.1 / 0.434)^{1.244} = (2.54)^{1.244} = 3.19 \text{ cu ft / min} / 1 \times 10^3 \text{ cu ft of water}$$

$$= 3.19 \times 10^{-3} \text{ m}^3 \text{ of air / min} / \text{m}^3 \text{ of water}$$

$KLa = 0.85 / \text{hr}$ の場合

$$Q_3 = (0.85 / 0.434)^{1.244} = (1.96)^{1.244} = 2.31 \text{ cu ft / min} / 1 \times 10^3 \text{ cu ft of water}$$

$$= 2.31 \times 10^{-3} \text{ m}^3 \text{ of air / min} / \text{m}^3 \text{ of water}$$

空気吹込を最も全般的に行うものとする

$$\frac{1}{3} (4.69 + 3.19 + 2.31) \times 10^{-3} \times 2.820 = 9.6 \text{ m}^3 / \text{min}$$

下水 1 m^3 当りの空気倍率 $\frac{\text{空気量}}{\text{下水量}} = \frac{9.6 \text{ m}^3 / \text{min}}{6.5 \text{ m}^3 / \text{min}} = 1.5 \text{ 倍}$

空気吹込量を最大空気必要量の部分に合せることとし、エアーミキサー

を全池で均一に散布せよものとする

$$4.69 \times 10^{-3} \times 2.820 = 13.3 \text{ m}^3 / \text{min}$$

下水 1 m^3 当り空気倍率 $\frac{\text{空気量}}{\text{下水量}} = \frac{13.3 \text{ m}^3 / \text{min}}{6.5 \text{ m}^3 / \text{min}} = 2.1$

すなわち昭和42年末下水流量および下水水质に於いては設計基

準を下廻る空気量で充分間に合うことになる。これは流入水のBOD

が低いためである。この場合には生気吹込量はエアレーション槽
底部に活性汚泥を沈殿させたりするにスパイラルフローを起させるため
に必要の生気量に支配されることになる。このために必要の生気量
は従来までの研究では不明確であるが、施設標準にちえらとて
いる最小値すなわち $\text{生気量/水量} = 3/1$ 程度が必要ではない
かと考えらる。

また昭和42年末におけるエアレーション槽の必要内容積は $2,820 \text{ m}^3$
であり、これだけの容積が無いと高率のBOD除去は期待出来な
い。敦方市においては前エアレーション槽（容量 $1,210 \text{ m}^3$ ）を用いて
活性汚泥法を行うという計画があるが、前エアレーション槽は
運転開始当初は重金属類の含有割合が多くなるために必要
であり、建設した前エアレーション槽全容量を活性汚泥法の
ためのエアレーション槽に使用することは出来ない。また一時的
に前エアレーション槽を別に設けて、前エアレーション槽全容
量を活性汚泥法のエアレーション槽に使用したとしても、その容量
比は約43%であり、BOD除去率は標準活性汚泥法では50%
程度と1かたらないであろう。ヨーロッパにおいて実施している
High-rate Activated Sludge Processを用いて処理する方

法もあるが、これについては不明な事項が多いのでその良否を判断することは出来ない。

筆者らが最も可能性のあるものとして推選したのは昭和42年度の最も早い時期に一系列のエレーニョニクを築造することである。

この場合、エレーニョニクの容積は 6900 m^3 であり、従来のエレーニョニク容積の2.44倍となり、滞在時間は昼間では13.65時間になる。これ故に休む必要がなくエレーニョニクの一部を仕切って使用するようなことを考えた方がよいと思われる。

▽ 汚泥濃縮槽について

1. 汚泥発生量

1) 流入下水の水質について

枚方市の計画によると、流入下水の計画水質は BOD 220 ppm, SS 270 ppm であり、設計の基準として、少なくともこの程度の水質を考慮しておく必要があり、現在の所では、家庭下水、工場廃水共に BOD, SS はいくらか低いものと思われる。従って、処理場の運転を開始してから暫くの間は汚泥量などの計算については、先に述べた様に家庭下水 (BOD 190 ppm, SS 225 ppm) と工場廃水 (BOD 100 ppm, SS 120 ppm + 石膏, 水酸化鉄による SS) との混合下水が流入すると考える。この水質を暫定水質と呼ぶことにする。

汚泥量の計算は、流入下水量が $5,000 \text{ m}^3/\text{日}$, $15,000 \text{ m}^3/\text{日}$, $25,000 \text{ m}^3/\text{日}$, $35,000 \text{ m}^3/\text{日}$, $46,131 \text{ m}^3/\text{日}$ であり、水質が暫定水質の場合 5 ケースと濃縮槽の容量を決めたための計画流量、計画水質の場合の 1 ケース、計 6 ケースを行う。各々の場合の水質等を表 V-1 に示す。

表V-11

流入下水量 ^{m³}	工場排水：家庭下水量	BOD ppm	SS ppm	備 考
5,000	3:2	136	27.1 (99)	暫定水質、石膏、水酸化鉄 は全量流入
15,000	4:11	166	24.7 (50)	暫定水質、石膏、水酸化鉄 は全量流入
25,000	1:4	172	23.4 (30)	"
35,000	1:5	175	22.9 (22)	"
46,131	1:6	177	22.6 (16)	"
46,131		220	27.0	計画水質

注：SSの欄のカッコ内の数字は石膏及水酸化鉄1鉄に相当SS

2) 汚泥発生量

最初沈殿池での除去率について、

下水道施設基準によれば SS 30~40%、BOD 25~35

%とされているが、この場合は、除去率が大きく方3様に

設計している、初沈での SS 除去率はかなり高いためと

考えられる。そこで初沈での除去率を次の様に仮定

する。 ("Water and Waste Water Disposal" Fair, Geyer より)

SS 除去率 53%

BOD 除去率 35%

但し、上記のSSは石膏、金属水酸化物以外のSSの除

去率で、石膏及金属水酸化物は初沈で95%沈殿

除去されるものとして計算する。例として流入下水量 $5,000 \text{ m}^3/\text{d}$ の場合の初次生活泥量は次の様に算出する。

$$\begin{aligned} \text{生活泥量} &= \{0.53(271 - 99) + 0.95 \times 99\} \times 5,000 \times 10^{-6} \\ &= 0.93 \text{ 乾燥重量 t/d} \end{aligned}$$

又、余剰汚泥については、活性汚泥生成量 ΔS を次式で表わし、ここに最終沈澱池の除去率を η と算定する。

$$\Delta S = a L_r - b S_a + I$$

但し L_r ; 除去 BOD (t/d)

S_a ; MLVSS (t)

I ; 非有機性浮遊物質 (t/d)

a ; BOD が SS になる際の交換係数

0.41 ~ 0.69 とあるが 0.6 とする

b ; 内呼吸作用の平均速度係数

0.10 ~ 0.12 とあるが 0.11 とする

L_r については、除去される溶解性の BOD を合用等の式 (オスロ衛生工を研究討論会講演集) によって計算すれば、

3 ppm 前後であるから、これを無視し、 L_r をエアレーション

流入下水の BOD とする。又、 S_a については、活性汚泥

試験の所を用いた値 $5,000 \text{ m}^3/\text{d}$ をとて 1,180 ppm

46,131 m^3/d (計画水質) とすれば 2,250 ppm とする。流量が

15,000 m^3/d の場合は $S_a = 1,700 \text{ ppm}$, 2040 の場合は全2

1800 ppm とし

I について、I プレ-リソ-ンタ-ク-1 に流入する下水の SS には、
石膏、全腐水酸化物による SS がほとんど含まれているので、
工場排水と家庭下水との割合を変えて、面積のために、非分解
性汚濁物質の割合を変えて、SS の 50% として計
算する。

最終沈殿池の SS 除去率は、初沈と同様に 53% とする。但し、除去率 53% は余剰汚泥生成量の 53% が沈降し、47% が溢流するという意味で、
MLSS の 43% が溢流・流出するという意味ではない。

以上より 汚泥発生量を求めれば、乾燥重量を表 V-2 に示した如くなる。

表 V-2

流入下水量及L水質	初次生活泥量 乾燥重量 t/d	余剰汚泥量 乾燥重量 t/d	混合汚泥量 乾燥重量 t/d
5,000 m ³ /d, 暫定水質	0.93	0.20	1.13
15,000 m ³ /d, "	2.29	0.65	2.94
25,000 m ³ /d, "	3.42	1.10	4.52
35,000 m ³ /d, "	4.56	1.56	6.12
46,131 m ³ /d (計画流量), "	5.85	2.09	7.94
46,131 m ³ /d (計画流量), 計画水質	6.60	2.64	9.24

初沈生活泥の水分は 98%, 余剰汚泥の水分は 99.5% と仮定すると, 汚泥量は表 V-3 の様になる。

表 V-3

流入下水量及L水質	初次生活泥量 m ³ /d	余剰汚泥量 m ³ /d	混合汚泥量 m ³ /d
5,000 m ³ /d, 暫定水質	46.5	39.4	86
15,000 m ³ /d, "	114.5	129	244
25,000 m ³ /d, "	171	219	390
35,000 m ³ /d, "	228	311	539
46,131 m ³ /d (計画流量), "	293	418	712
46,131 m ³ /d (計画流量), 計画水質	330	528	858

(2) 設計

第1次および第2次処理のみにおいて収容市の試算たる BOD 除去 93%
 SS 除去 90% のうち SS 除去 90% は第3次処理を行うだけでは達成する
 ことは不可能である。当方の試算によると第2次処理後の SS 除率は
 計画流量の場合
 181% となる。現在のごとく収容市において第3次処理の計画が無
 いため、当方の試算たる 1日汚泥量 858 m^3/d (表 7-31 による) を
 用いて汚泥濃縮槽の設計を行うことにする。

設計指針 = 12 Sewage Treatment Plant Design (WPCF
 Manual of Practice No. 8) p. 242-3 を用いる。

Solid Loading 8 lb per sq ft per day ($39 \text{ kg}/\text{m}^2/\text{d}$)

Overflow Rate 400 gpd per sq ft ($16 \text{ m}^3/\text{m}^2/\text{d}$)

とする。

Solid Loading の計算から、表 7-2 による混合汚泥量は 9.24

乾燥重量 $\text{ton}/\text{日}$ であるから、水面積 A_1 は

$$A_1 = 9.240 / 39 = 237 \text{ m}^2$$

Overflow Rate の計算から、表 7-3 による混合汚泥量は 858

m^3/m^2 となるため、水面積 A_2 は

$$A_2 = 858 / 16 = 53.6 \text{ m}^2$$

すなわち $A_1/A_2 \div 4.4/1$ となる。これは工業排水の中和に使用される石灰が石膏の形で沈殿するため、最初沈殿池と最終沈殿池との汚泥発生量のバランスが通常の家庭下水を主体とする下水処理場のケースと異なるためである。すなわち A_1 は通常の場合に比して甚大であり、 A_2 は過小である。

当研究所では別途皮革のフロム材の排水の汚泥濃縮について昭和41年度前半に実験を行ったが、フロム材の排水の如く石膏を発生する汚泥の濃縮は非常に不良であり、相当の水面積を要することが見え出した。(昭和41年度土木学会衛生工学研究討論会予稿集参照)

本排水の場合には皮革のフロム材の排水の場合に比して石膏量は計画流量時には減少するが、^{重量比で}それでも8.2%の含有があると予想される。しかし本排水の場合には比較的沈降しやすい木酸化鉄フロクをも多量に含有するので、皮革のフロム材の排水の場合よりは汚泥の沈降が良好になると予想出来るが、 A_1 を用いて計算したとしても十分に目的を達成出来るのではなからと推定される。よって施設規準によって与えられて

いる有効水深 4 m, 滞留時間 12 時間を用いて座算してやることとする。この場合の水面積 A_3 は表V-3より

$$A_3 = 858/2 \times 4 = 167.3 \text{ m}^2$$

この場合の Solid Loading S_1 および Overflow Rate R_1 は

$$S_1 = 9,240 / 107.3 = 86.1 \text{ kg/m}^2/\text{d} (\div 17.7 \text{ lb per sq ft per day})$$

$$R_1 = 858 / 107.3 = 8.0 \text{ m}^3/\text{m}^2/\text{d} (\div 200 \text{ gpd per sq ft})$$

この数値は Bowery Bay Plant, New York City のデータ

Solid Loading 12 p s f per day

Overflow Rate Up to 900 gpd per sq ft

と最初沈殿池及びハイルト沈降性汚泥最後沈殿池の混合汚泥を濃

縮して 11.2% の濃縮汚泥量を得るという結果と比較して Solid

Loading は 48% 増えたとはいえるが、Overflow Rate は $1/4.5$ 以下

となつてゐる。汚泥の性状が異なるので本装置の場合、何分た

濃度の濃縮汚泥を得るに必要とされるか比較出来ないが、少なくとも 7-8

% の濃縮汚泥が得られるのでは無いかと考えられる。この場合汚泥

濃縮槽を 2 基、円形で設計するものとする。

1 基当り $107.3 / 2 = 53.65 \text{ (m}^2\text{)}$

半径 $r = (53.65 / \pi)^{1/2} = 4.13 \text{ (m)}$

直径 8.26 m

有効水深 $858 / 2 / 107.3 = 4.0 \text{ m}$

3. 運転当初に対する処置

運転開始前濃縮槽一基の築造は必要であったか? この場合、濃縮槽に流入した汚泥量は極端に減少した。当研究室の試算によると運転当初の流入量は $5,000 \text{ m}^3/\text{d}$ であり、混合汚泥量は $86 \text{ m}^3/\text{d}$ となる。(表4-3参照) この場合汚泥濃縮槽一基の有効容量は 214 m^3 であり、滞留時間は2.5日となる。WPCF Manualによると汚泥の滞留時間は2日を越えたりしてか明記されているから0.5日オーバーする。しかし本処理場の場合流入水中は多量の重金属、ニッケル化合物、石膏等が含有した。しかも流入量 $5,000 \text{ m}^3/\text{d}$ 時には汚泥乾燥重量 1 kg あり 358 gr の石膏で鉄 49 gr 、ニッケル 5.9 gr 、亜鉛 2.9 gr 等を含有するので、汚泥乾燥重量の約 $1/2$ は嫌気性分解不能の無機物によって占められることになる。このため滞留日数が2日をオーバーしても嫌気性分解は起こることはほとんど無いと考えられ支えがからう。

当研究室では本下水の活性汚泥処理について生田下水処理場の表段下水を採取して実験を行っているが、この場合にも薬品添加のケースは1週間の時間において嫌気性分解をきたし硫化水素の発生が認められたか? 薬品添加のケースにはその影響はほとんど認められない。

東京都下水道局、現般 汚泥の嫌気性消化試験報告

この調査区域内に金属加工、表面処理などの工場群を有する下水処理場には重金属化合物、ニッケル化合物などが下水中に混入して、下水処理場の第2次処理および下水汚泥の嫌気性処理において障害を生ずることが知られている。この種の調査研究としては、米国で約10年の年月をかけて行われたこと、Robert A. Taft Sanitary Engineering Centerの報告書から、内容に富むものである。⁽¹⁾ この研究では実験室に設置した標準性汚泥法による小型連続式実験装置を用い、下水中に重金属化合物が連続的に流入した場合の嫌気性生物学的処理と、最初沈殿池、および最後沈殿池から発生する汚泥の嫌気性消化についての実験と、下水処理場に与える同一目的の調査とを行なったものである。実験は金属加工、表面処理などの工場群からの排水中に含有する重金属化合物に相対するとして、次のような試薬を添加することによって行なったものである。

クロム酸カリウム ----- 重クロム酸カリウム

銅 ----- 硫酸銅、ニッケル銅

亜鉛 ----- 硫酸亜鉛、

亜鉛 ----- アルカリ性亜鉛アセタート溶液
(亜鉛錯化合物) { ニッケル亜鉛 60 g/l
ニッケルナトリウム 23 g/l
水酸化ナトリウム 53 g/l

ニッケル ----- 硫酸ニッケル

第2図の形に流入下水に加えられた重金属化合物は1米分処理水1.2

リットル部は沈積し、あるいはイオン状態の下水汚泥または活性汚泥に吸着し、除去される。それ故重金属化合物は1.2下水汚泥中に含有されるものは水酸化物あるいはイオン状態のものとなる。重金属化合物は汚泥消滅タンク内に滞在する間に、活性汚泥中に含有する硫化水素と反応して難溶性の硫化物が形成されるので、嫌気性消滅後の汚泥または懸濁液中に残存する重金属イオンは比較的少ないものとなる。しかしながら、ある種の重金属化合物ではその嫌気性消滅に与える障害はかなり大きいものがあることが知られている。

一般に重金属化合物を含有する汚泥の嫌気性消滅において、図一四四に示すように大きくわけて2つの相が現れることが知られている。その1つは嫌気性菌が通常とあり十分な力を発揮する範囲であり、他1つは嫌気性菌の活動が阻害されて消滅が進行せず、ガス発生もほとんどなくなる範囲である。Robert A. Taft Sanitary Engineering Centerの調査結果では図一四四のようにその2相の中間たるべき区間——すなわち効率が低下したものの状態での長時間の消滅が行なわれるところである。そして重金属化合物を連続注入に際して汚泥が満足に消滅出来る最大注入量は表一四のようには6リットルおよび3リットルにそれぞれはななななるものであるが、同、

亜鉛を含むことは分析結果に示しているものである。この実験によつて得られた表一四二における数値は、実験地における正しい値と認められてゐる。その故にこの報告のうち各種の重金属は含有する下水の腐食性消滅によつて、実験結果の大半を次に示す。

- (i) 重クロム酸カリウムの形に加工したクロムが下水中の生物学的還元と反応する時の pH 値が中性附近に帰因して、^{3価クロムに還元して}初期段階で後段階に除去される。この段階では乾燥固形物の量が少ないにも関わらずクロムを含有してゐることを加ふる。この段階では腐食性消滅は、この段階では非溶解性クロムが固形物中に 3.5% も存在しても全く亜鉛の運送が行はれるものであつた。しかしながら、この段階では下水処理中には存在するクロムがその濃度がかなり高いものであつても、そのガス発生量、炭酸ガス発生量に与える影響は微少であつた。しかし、6価クロムに 150 mg/l ずつ連続して添加した場合には 42 日後にガス発生量はクロムが含有されなかった場合に比べて約 10% は減少してゐることを見えて、6価クロムの累積効果による障害が認められてゐる。

- (ii) 銅は硫酸銅または硝酸銅の形で下水に加工した。消化槽内に存在する溶解性の銅は 0.2 mg/l 以上になるとその腐食性消滅に障害を及ぼすことになる。下水処理場では酸性排水中に含有する銅は、大抵その量を 1 mg/l 以下に保つてゐる。表一四三に示したように下水中の含有濃度 10~15

100g/l において、ガス発生量は低下するが認められはいる。このように銅化合物の嫌気性消化は、この影響は濃度が比較的低い場合でもかなり大きいものがあることが認められる。

(iii) 亜鉛は最初沈殿池において除去効果を受け、第2次処理においては酸性可溶性の亜鉛を以て除去するが認められる。Table 3.39 に示すように、この嫌気性消化は大きな影響をもたず溶解性亜鉛は最初沈殿池汚泥に多く、最後沈殿池汚泥には少ない。最初沈殿池および最後沈殿池混合汚泥の場合には、下水中に硫酸亜鉛と亜鉛とを 10 mg/l 加えた場合には、この嫌気性消化が正常に行われ、たゞ下りたが、亜鉛とを 20 mg/l に増して加えた場合には、大きな障害が認められる。この障害は最初沈殿池汚泥の嫌気性消化の場合に硫酸亜鉛と亜鉛とを 10 mg/l、また亜鉛錯化合物と亜鉛とを 16 mg/l 加えた場合でも大きく現れる。

(iv) ニッケルは最初沈殿池において極く少量しか除去されはいる。

酸性可溶性処理装置内でもその除去率は約 30% であり、重金属に比べて低い。とくに流入下水中に含有している硫化物は、ニッケルの除去には無関係である。ニッケルを含む最初沈殿池および最後沈殿池混合汚泥に於いて、下水中に硫酸ニッケルとニッケルとを 12/10 mg/l 加えた場合にも、また最初沈殿池汚泥のみの場合にも下水中に硫酸ニッケルとニッケルとを

ツケル = 12.40% 加えた場合でもその嫌気性消化は可なり腐敗
 しているわけである。ニッケルを含む下水汚泥の嫌気性消化に關して
 興味あるのは消化中に負荷汚泥中の溶解性ニッケルが非溶解性
 の形にかえられることである。長い滞在時間、高アルカリ度、硫化水素
 の含有、水酸化イオン濃度が非溶解性ニッケル化合物の形成に適
 当な条件を与えている。

このように下水処理場の金属加工、表面処理などの工場群が
 その排水が直接に流入される場合には重金属の種類によつて異な
 るが、排水汚泥の嫌気性消化効率に大きな影響を及ぼすことがあ
 る。このように重金属化合物は工場側、除害施設において除去しな
 ければならぬことが望ましく、本章では重金属の水酸化物を以て除去、
 ミアン錯化合物の除去等について述べた。この場合工場側の除
 害施設で除去された汚泥は〔5〕-(1)、(2)で述べた汚泥の装束おはいい脱
 水方法によつて再搬可能となる含水率を減らし、堆肥化などの処分を行
 なう。しかしながら小規模工場群においては汚泥の剥皮除去が困難な場合
 がある。この種の工場群はも工場内にあり、多量の鋳屑が使用
 され、この中から処理は必ず実施してしまふわけでは、下水処理場の
 生物学的処理能力に重大な障害を及ぼすことが、下水道施設に對

しても大きな被害を与えることはなからぬ。すなわち中和装置は、何に小規模な工場群の場合でも、中和装置を要求すべき種類の公害施設である。そしてこの中和装置が先備した場合には工場群からの排水中には含有した重金属類の大部分は水酸化物を形成することになる。重金属の水酸化物はその生物学的処理に於ける障害もそのイオン化された状態に比べて小さくなることは知られており、はたしてどの程度の影響を受けるかについては余り知られていない。

このうちカニカキ本実験では、処理場の流入下水について、この処理区域内の工場群からの排水が工場側において中和処理を行なうて下水管に排水されて、その100%が下水処理場の第1次かつ第2次処理装置で除去された場合を想定したものである。

嫌気性消化の実験に使用した下水汚泥は2~3年前に厚狭市処理場より下水処理場から得たものであり、汚泥消化率として2%の試薬瓶を用いたもので、この瓶中に加えた汚泥の割合は次のとおりである。

下水処理場の最初段階における最後段階の混合汚泥	400 ml
下水処理場消化槽から得た種汚泥	800 ml
あらかじめ少量の重金属で調整した混合半消化汚泥	800 ml

実験には比較のために重金属を全く加えなかった「対照」のものが表-340の図に示す有する重金属およびニアル化合物を苛性ソーダ溶液の水酸化物とした後、完全に水洗して加えた。この場合苛性ソーダの15%を加えたニアルは金属ニアル錯化合物を形成して11%と予想される。なお調整した試験瓶中で重金属などを添加した後の汚泥濃度の実測値は次のようであった。

「対照」(コントロール)	4.868 %
実験条件 No. I	5.202 %
No. II	5.201 %
No. III	5.058 %

上記4種類のカーブに於いてガス発生量累加曲線、炭酸ガス発生量累加曲線、およびメタンガス発生量累加曲線はそれぞれ図-2から図-25に示すとおりである。このうち「対照」の試験瓶は瓶の密封に失敗したため中途にて実験を打ち切っている。このことから、重金属添加量が最も少なり、実験条件 No. III と 3倍の添加量の実験条件 No. II と、および 9倍の添加量の実験条件 No. I との間には、ほとんど差は認められていない。すなわち実験条件 No. I またはそれ以下の濃度の重金属水酸化物では下水汚泥の嫌気性消化に対する影響はほとんどないと考えられる。

さう。その後、

本実験の結果をサエツするたへ表-Ⅳ-4 に示した実験条件 No. I の添加薬量について、それと前記と同様に苛性ソーダを用いて水酸化物を形成させたものと表-Ⅳ-4 の実験条件 No. 1 からの重金属硫酸塩およびニッケルソーダを添加したものとについて同様の実験を試みた。(註) 実験は 300cc の三角フラスコを用いて、前記と同様の配合を生成物および種生成物にのみ、「対照」のほか実験条件 No. 1 から No. 4 の 5 種類の試料について行なったものである。このうち実験条件 No. 1 および No. 2 は硫酸塩の利下水泥に添加したものであり、実験条件 No. 3 および No. 4 は水酸化物として下水泥に添加したものである。そして、その添加量は実験条件 No. 1 および No. 3 は前記実験条件 No. I に同じであり、実験条件 No. 2 および No. 4 は前記実験条件 No. I の 9 倍量がある。本実験の結果は表-Ⅳ-5 および図-Ⅳ-5 に示されており、そこにはガス発生量に対して大きな長短が認められた。重金属の嫌気性消滅に与える影響はやはり水酸化物よりも硫酸塩の方が大きい。図-Ⅳ-2 の場合と異なって前記実験条件 No. I と全く同じ重金属量と水酸化物とを加えた今回の実験条件 No. 3 とは全く同じであるが、対(註) 添加したニッケルソーダは重金属塩と反応して重金属のニッケル化合物を形成していると推定される。

照」の間に差が認められた。その水酸化物は、実験条件No.3
 の9倍量を加えた実験条件No.4は、ガス発生量が実験条件No.3
 に比べて、1/2以下に減少している。すなわち水酸化物の場合にも重金
 属は下水の嫌気性消止に對して影響を及ぼさず、その濃度の低い場
 合には殆ど影響は致命的なものとなる。硫酸塩の場合には、その影響
 は大きく現れており、9倍量を加えた実験条件No.2では嫌気性
 消止の機能は全く停止してゐた。すなわち下水汚泥の嫌気性消止
 には、これらと金属加工、表面処理などの工場群からの排水を、酸塩基
 の状態の下水管に排除する場合に、その濃度の比較的低くても
 その影響を大きく受けること。すなわち水酸化物を下水管に排除する場
 合には、その濃度の比較的低くても問題は無いが、その濃度の高
 くなれば、(1)排水の嫌気性消止作用は阻害されるため、工場内の除
 害施設において次段除去を要することを得た。

本実験では重金属水酸化物を苛性ソーダを用いて生成させたが、
 金属加工、表面処理などの工場群では排水の中和を25%に消石灰が
 使用されることにならう。この場合排水量に含有される硫酸イオン濃度が
 硫酸カルシウムの溶解度の範囲内にあると不溶性の消石灰とな
 り、よって工場群の除害施設から排出される汚泥量が増加することになる。
 この汚泥は無効物であるため、これによる下水汚泥中の揮発成分比が、

低下し、これが下水汚泥の揮発性消滅に対して悪影響を及ぼすことには可能性がある。このようなことから金属加工、表面処理などの工場排水の排水を中和処理した上で下水管渠に排除せよことは最初決断地における汚泥量増加の虞がある、また汚泥の揮発性消滅の虞が別の問題となることから、出てくるだけ工場側に對して排水を中和後決断地処理を行ない、下水管渠への放流に先立って浮遊物を除去するよう指導を行なうべきである。

図-11 下水処理場の汚泥における
処理率変化
(Robert A. Telford Sanitary Engineering Center Report No. 13)

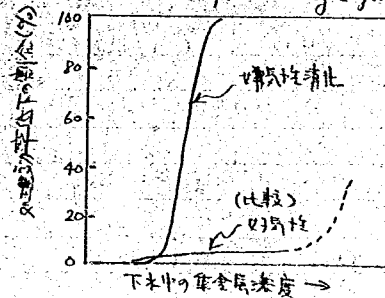


表-11-1 連続注入した際に汚泥が満足に消滅する最大の重金属注入量
(Robert A. Telford Sanitary Engineering Center Report No. 13)

重金属の種類	最初状態の汚泥の消滅	最初状態の汚泥の消滅 最後状態の汚泥の消滅
クロム (Ⅲ 及び Ⅵ)	> 50	> 50 *
銅	10	5
亜鉛	> 40	> 10 *
ニッケル	10	10

(註) 数値は流入下水中の濃度 (mg/l) を示す。
※ 行方については、この以上の濃度は実験されていぬ。

表-VI-2 実験用汚泥消化タンクに加之る汚泥中の銅濃度と消化ガス発生状況 (Robert A. Taft Sanitary Engineering Center Report 1252.)

下水中の銅濃度 (mg/l)	添加した銅化合物名	最初試験用汚泥			最後試験用汚泥			ガス発生状況	
		銅濃度		全汚濁物	銅濃度		全汚濁物	最初試験用汚泥	混合汚泥
		mg/l	増加割合 %		mg/l	増加割合 %			
5	三アニ化銅	73	0.32	23,000	87	1.8	5,000	正常	正常
10	三アニ化銅	140	0.76	19,000	—	—	—	正常	低下
10	硫酸銅	280	0.89	32,000	160	6.5	2,500	正常	低下
15	硫酸銅	280	0.83	28,000	210	6.2	3,400	低下	低下
25	硫酸銅	490	2.10	23,000	430	13.1	3,200	低下	低下

表-VI-3 汚泥中の溶解性亜鉛含量 (Robert A. Taft Sanitary Engineering Center Report 1253.)

下水中の亜鉛濃度 (mg/l)	添加した銅化合物名	汚泥の種類	溶解性亜鉛濃度	
			平均 (mg/l)	範囲 (mg/l)
10	硫酸銅	最初試験用汚泥	0.31	0 - 1.18
		最後試験用汚泥	0.06	0 - 0.21
		消化混合汚泥	0.17	0 - 0.67
16	亜鉛錯化合物	最初試験用汚泥	1.33	0 - 4.39
		消化最初試験用汚泥	0.34	0 - 1.44

表-VI-4 実験用消石灰に加えた重金属の種類と濃度
(数値は全汚泥乾燥重量を1.0 gr. 数と示す。)

実験条件 重金属の種類	No. I	No. II	No. III
ニッケルと12%添加量	12.25	3.55	1.10
$\text{NiSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$ と12%添加量	58.62	16.99	5.27
3価クロムと12%添加量	1.18	0.34	0.11
$\text{Cr}_2(\text{SO}_4)_3 \cdot 10\text{H}_2\text{O}$ と12%添加量	3.27	0.94	0.30
亜鉛と12%添加量	4.71	1.37	0.42
$\text{ZnSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$ と12%添加量	20.72	6.03	1.85
銅と12%添加量	1.88	0.54	0.16
$\text{CuSO}_4 \cdot 5\text{H}_2\text{O}$ と12%添加量	7.39	2.12	0.63
第一鉄と12%添加量	47.13	13.65	4.23
$\text{FeSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$ と12%添加量	234.71	67.98	21.07
シアニドと12%添加量	5.99	1.73	0.54
NaCN と12%添加量	11.32	3.27	1.02

(註) 上の重金属は水酸化物として、水洗して汚泥に加えた。

表-VI-5 多量の重金属硫酸塩を添加した水酸化物を添加した
ことに下水汚泥の腐食性消石灰による影響

実験条件 事項	表-3. 中の重金属 化合物のタイプと量	ガス発生量※ (ml/gr/h)	消石灰終了後の 汚泥のpH	消石灰終了後の 汚泥の外観
対照	—	1.992	8.81	黒色
No. 1	実験条件No. Iの量と 硫酸塩と12%添加	1.064	8.40	黒色
No. 2	実験条件No. Iの量の9倍 と硫酸塩と12%添加	?	5.56	茶色
No. 3	実験条件No. Iの量と 水酸化物と12%添加	1.685	8.21	黒色
No. 4	実験条件No. Iの量の9倍 と水酸化物と12%添加	0.811	8.50	茶色

(註) ガス発生量は実験開始の平均値を示す。

図-Ⅶ-2

重金属水酸化物と食塩下水処理の揮発性
消化時のガス発生量累加曲線

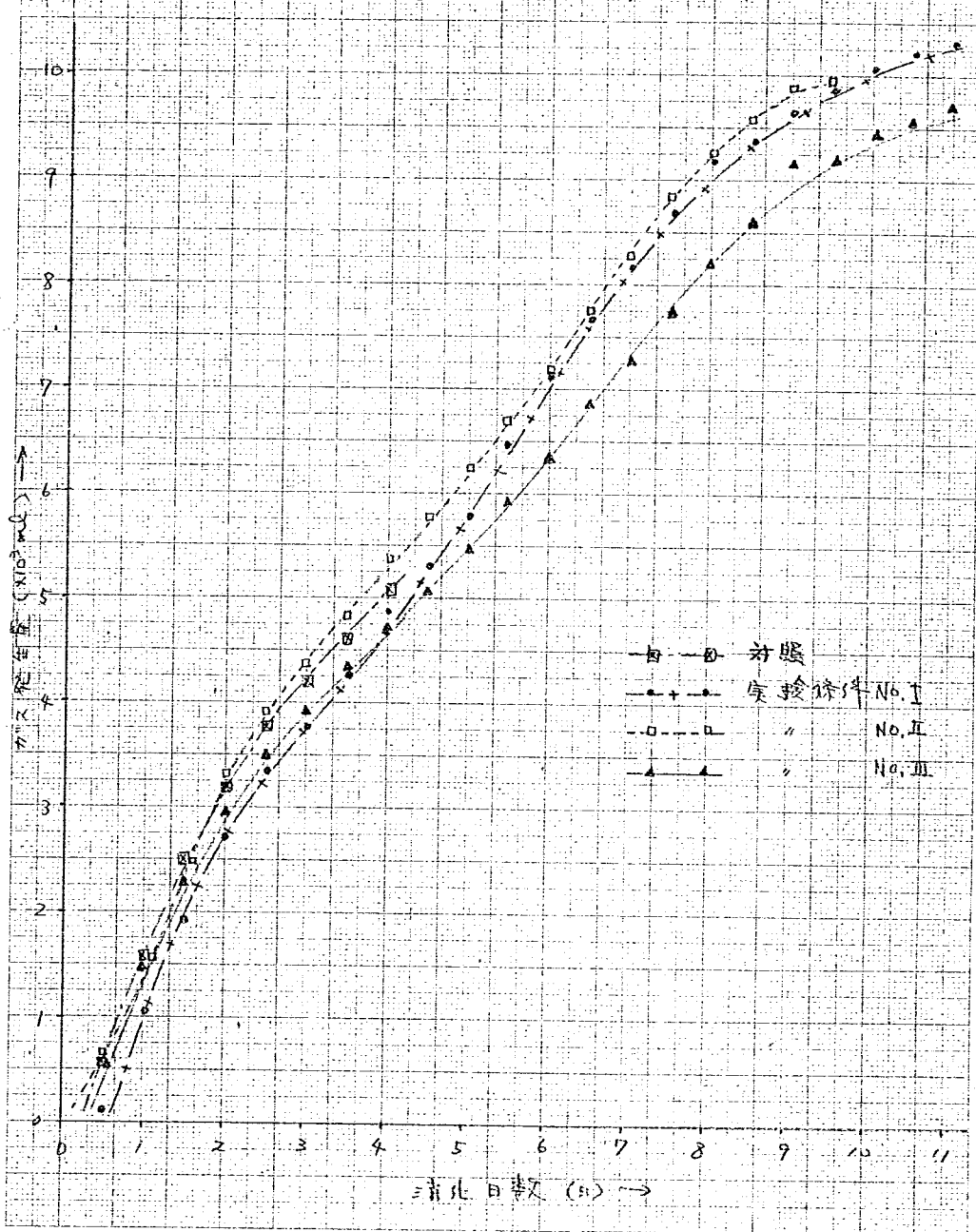
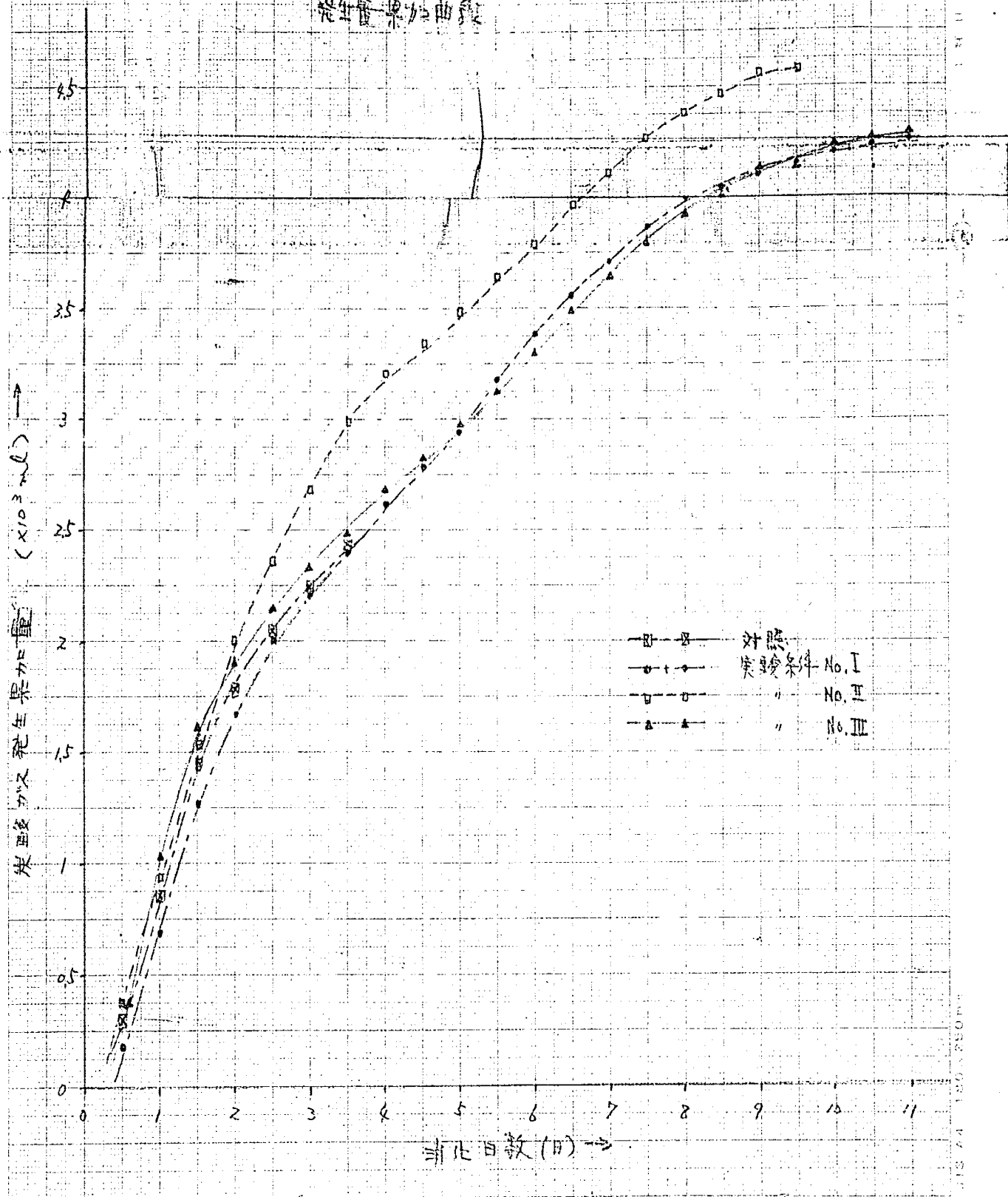
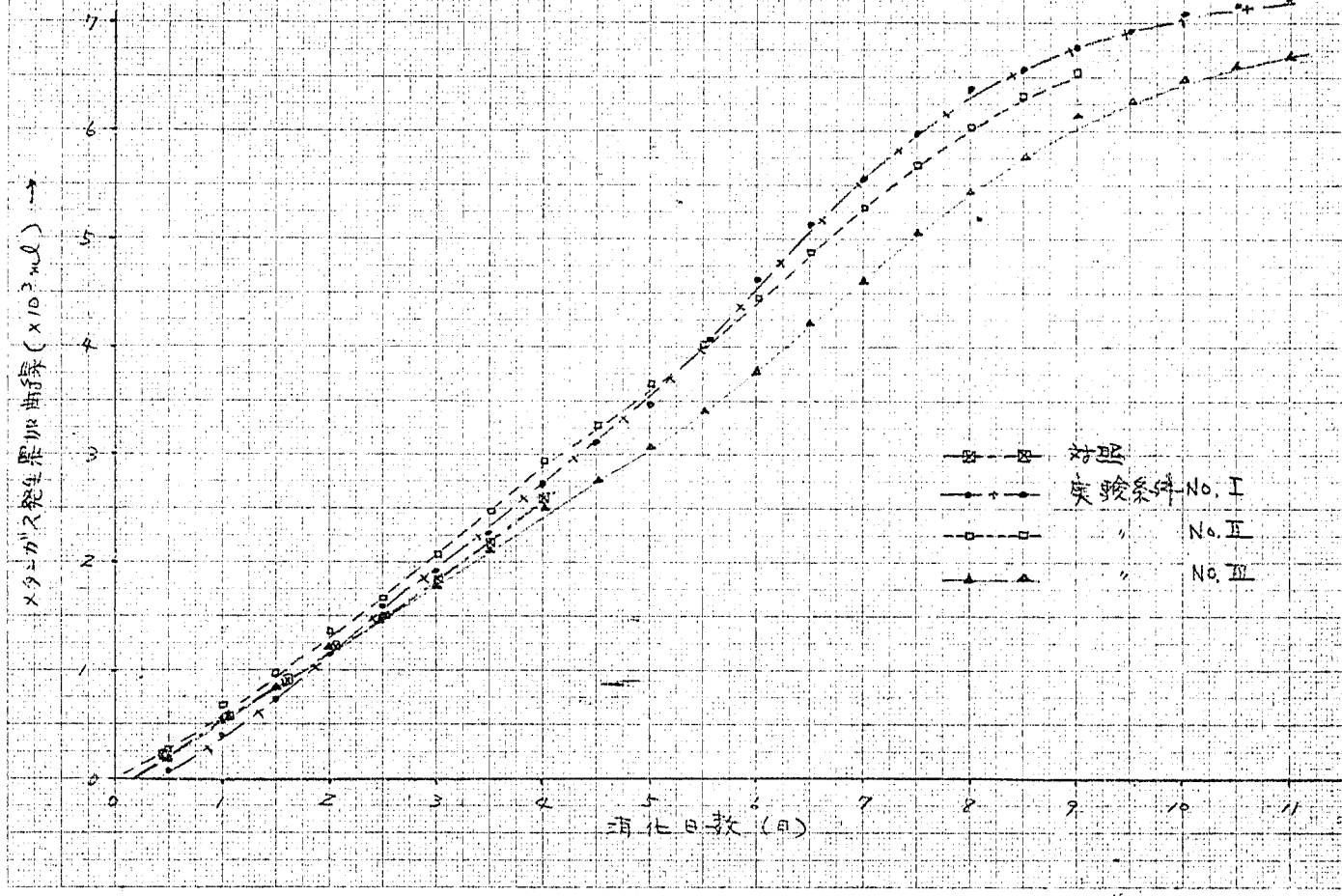


図-11-3 重金属水酸化物を含有した水汚泥の腐食性消滅時の炭酸ガス発生量増加曲線



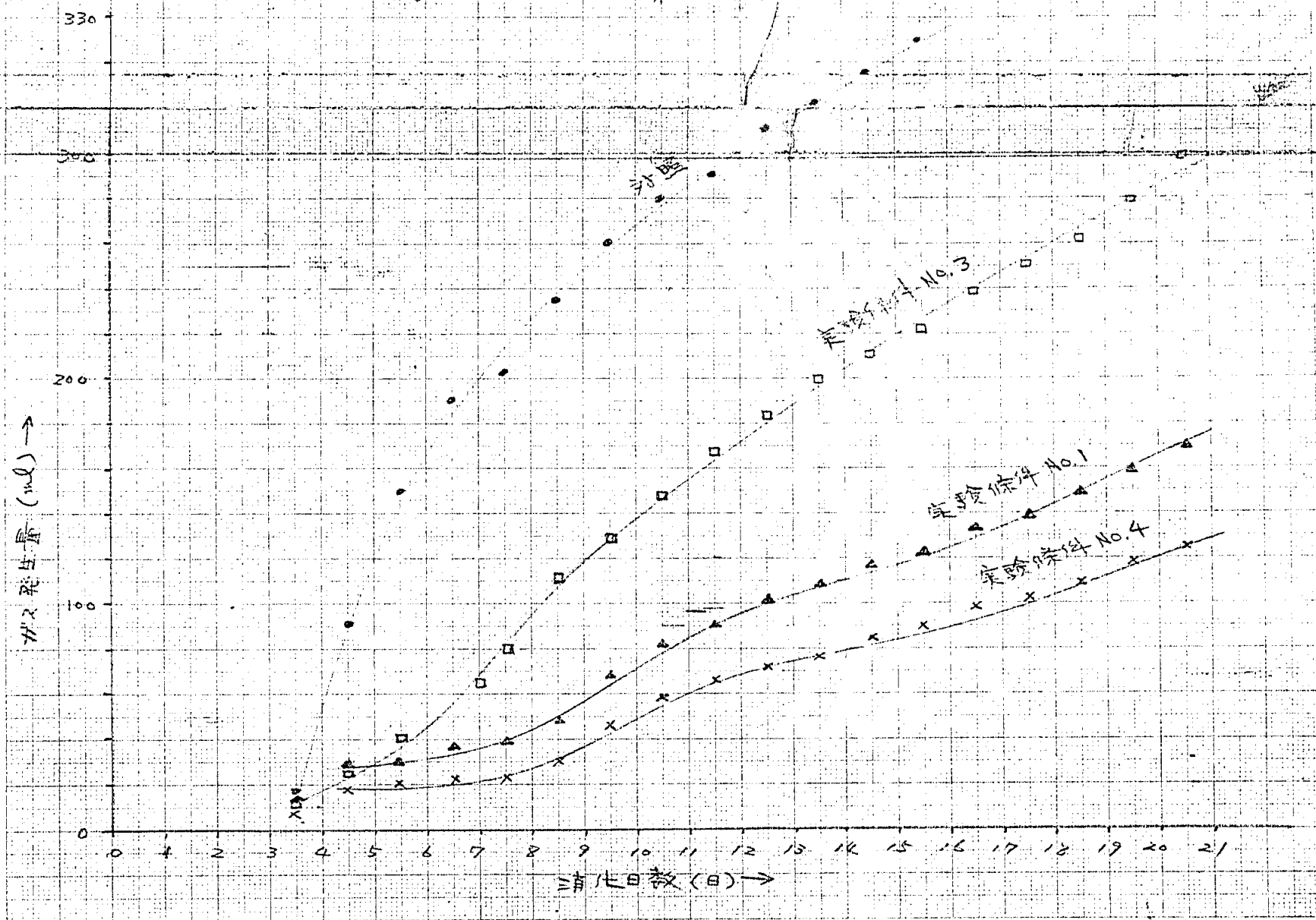
図一四-A 重金属水酸化物を含む下水汚泥の腐食性消化時、
メタガス発生量累加曲線



JIS A4 160×250mm

図-Ⅷ-5

多量の重金屬、硫酸塩等を含む酸性物を添加した
時の下水汚泥の嫌気性分解によるガス発生量の比較



Ⅷ. 設計値について

項 目	単 位	昭和42年末	最終計画
計画排水量	m ³ /day	5,107	46,131
昼間計画排水量	m ³ /sec	0.109	0.782
計画流入 BOD	ppm	136	220
計画流入 S.S.	ppm	271	270
計画放流 BOD	ppm	17.7	14.3
計画放流 S.S.	ppm	35	51
計画 BOD 除去率	%	87	93.5
計画 S.S. 除去率	%	87	81
計画活性汚泥注入装置			
台数	台	1	1
能力	kg NaOH/sec (75%NaOH)	12	12
PH検出器台数	台	3	3
前工PL-エコーナ			
池数	池	1	3
容積	m ³	1	3
1池当りの寸法	m	6×14×4	6×14×4

項 目	単 位	昭和42年末	最終計画
最初沈殿池			
計画水面積負荷	$m^3/m^2/day$	23.8	35
計画越流負荷	$m^3/m/day$	118	190
計画停留時間	時間	3.0	2.0
池数	池	2	9
1池の寸法	m	幅 長さ 水深 $8.7 \times 22.7 \times 3$	幅 長さ 水深 $8.7 \times 22.7 \times 3$
計画越流水深	cm	2.62	3.15
ITL-30=3-7			
計画BOD負荷	$kg/kg MLSS/day$	0.19	0.2
設計 Hohlman Index		150	100
設計 MLSS	ppm	1,430	2,860
設計 MLVSS	ppm	1,120	2,250
汚泥送送比		28	40
設計停留時間	時間	5.6	5.24
設計容量	m^3	2,820	20,700
池数	池	1	3
1池の寸法	$m \times m \times m$ 3列	(延床) $\times$ (長さ) $\times$ (水深) $\times$ (列) $4.7 \times 8.7 \times 5.7 \times 3$ (容量 2,220 m^3 11.735 kg/m^3) (切欠 2,413 kg/m^3)	(延床) $\times$ (長さ) $\times$ (水深) $\times$ (列) $4.7 \times 8.7 \times 5.7 \times 3$

工 項	単 位	昭和42年末	最終計画
計画散気盤面積比	%	10	10
計画散気盤通気率	$\ell/0.1m^2$ (水温20°C)	1800~2000	1800~2000
計画散気盤取付位置 (水面より)	m	5.2	5.2
KL _a (平均)	1/hr	1.15	2.07
KL _a (最大)	1/hr	1.5	2.7
計画空気倍率	下水量=212	3.0 (計算値2.1倍平均1.5倍 最大2.1倍と3.)	5.0 (計算値2.1倍平均3.1倍 最大4.2倍と3.)
計画空気供給量	m^3/min	19.5	19.6
最後沈殿池			
計画水面積負荷	$m^3/m^2/day$	18.7	30
計画越流負荷	$m^3/m/day$	78.5	125
計画停留時間	時間	2.7	2.5
池 数	池	2	9
1池当りの寸法	m x m x m	幅 長さ 水深 8.7 x 28.9 x 3.2	幅 長さ 水深 8.7 x 28.9 x 3.2
計画越流水深	cm	2.24	2.68
汚泥濃縮槽			
最初沈殿池発生汚泥量	乾燥量 ton/day	0.93	6.60
最後沈殿池発生汚泥量	乾燥量 ton/day	0.20	2.64

項 目	單 位	昭和42年末	最終計画
計画流入汚泥濃度(初沈)	%	2	2
計画流入汚泥濃度(後沈)	%	0.5	0.5
総汚泥量	m ³ /day	86	85.8
計画 Solid Loading	Kg/m ² /d	17.21	86.1
計画水面積負荷	m ³ /m ² /d	1.6	8.0
計画滞留時間		2.5 日	12 時間
池 数	池	1	2
一池の寸法	m x m	(通径) x (有効水深) 8.26 x 4.0	(通径) x (有効水深) 8.26 x 4.0

おとがき

本報告書では、東部下水処理場に流入する下水の水量、水質について推定し、これより pH 検出、中和処理を兼ねた削エレーシヨータンク、最初沈殿池、エレーシヨータンク、最後沈殿池、汚泥濃縮槽、各種能設計を行なった。とくに生物学的処理では下水中に含まれる重金属類が多いことから、その影響も活性汚泥法と汚泥消化について詳細に調査した。

たいにこれらの実験結果は室内の小型実験装置を用いて得たものであり、実験池に適用するにあつては流入水質などの相違によつてや、精度的にあることには注意を要する。しかし実験を行なうにあつては、なるべく実験池の状況に近づけた実験を行つた。最善の努力を払つた。

本下水処理場から、処理水は直接に淀川中流部に流入するため、性能設計を行なうにあつても、たゞす安定した処理水が得られるよう充分の配慮を行なった。しかし処理場流入水は多量の重金属を含むので、工場側において除害施設を設置して、その処理水を下水道に受け入れたとしても、まだ充分な処理が行なわれなかつた。その処理水を淀川へ流入せし

る場合が起るかも知れない。また良好なる処理が行われて
 いる場合でも、その処理水中に含有する有機物量などは
 家庭下水を主体とする下水の場合より増加することになる
 のは、本実験の結果からみても明確である。このため
 有機物などを更に除去する為に第三次処理を行なうか、
 または処理水を徳屋川に流すための計画についても考慮す
 ることが淀川の河水を水道水源として永久に確保す
 るためには必要であろう。このような淀川の水質汚染
 予測計算は本報告の範囲内では実施しなかったが、淀
 川の水質汚染防止面からも本処理場からの第二次処理
 水を淀川に取扱うかについて、近い将来、検討しなくてはな
 ることにならう。