

土木研究所資料

土壌処理法の豚舎排水への適用

—100頭当たり排水を用いた実験的検討—

平成7年3月

建設省土木研究所
下水道部水質研究室

土壌処理法の豚舎排水への適用

—100頭当たり排水を用いた実験的検討—

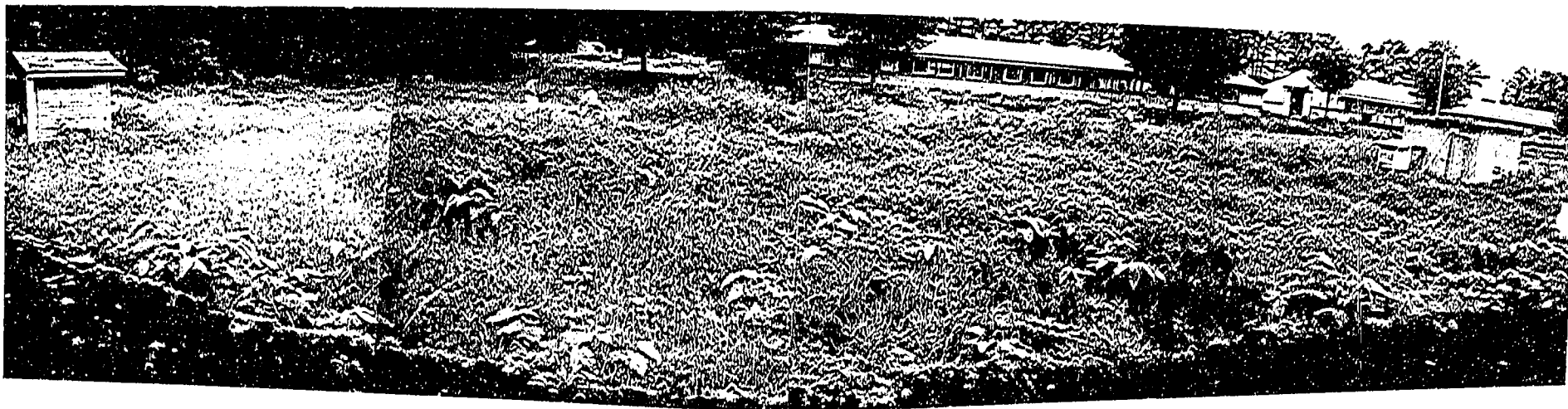
土木研究所下水道部水質研究室
主任研究員 長谷川 清

北上川ダム統合管理事務所管理第二課
主 任 小 原 紀 男

要 旨

ダムの集水域に散在する豚舎からの排水は、その発生負荷量の多さ故にダム貯水池に対して大きな有機性の汚濁ポテンシャルを有している。また、ダム貯水池自体は、比較的水理学的滞留時間が長いため、窒素、リン等の栄養塩類の存在によって内部生産量を高め水質汚濁につながる。このため、有機性汚濁物及び窒素、リン等の栄養塩類を効率良く除去し、しかも建設費や維持管理費が安い土壌処理法の適用性について、100頭規模の豚舎排水を用いて、その適用性について実験的に検討した結果である。

キーワード：水質汚染，土壌処理，栄養塩類，豚舎排水



土壤处理设施全景

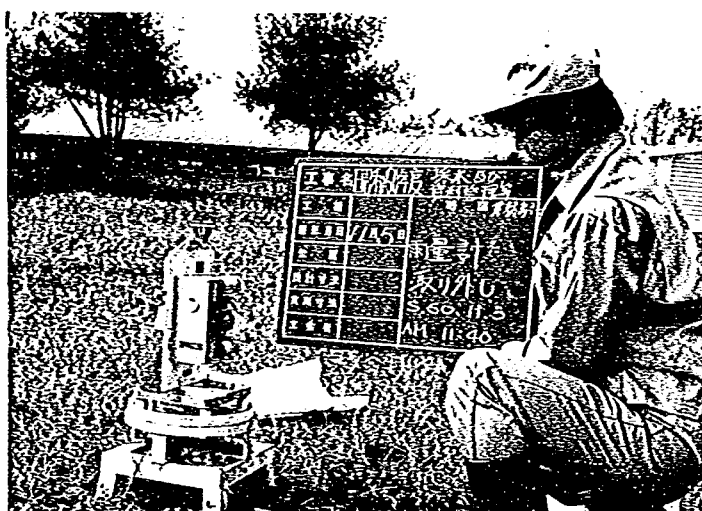
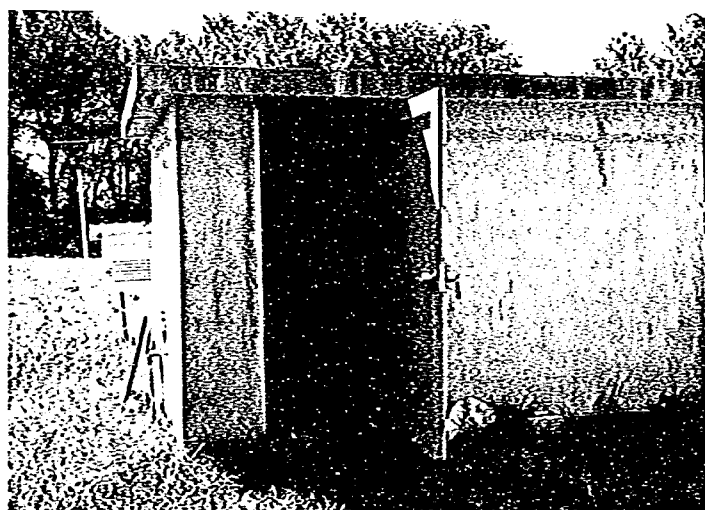
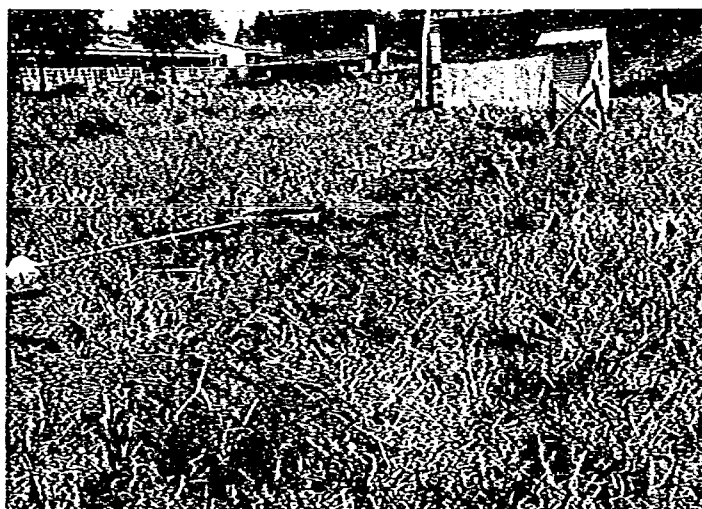




写真7 固液分離されたし査（糞）

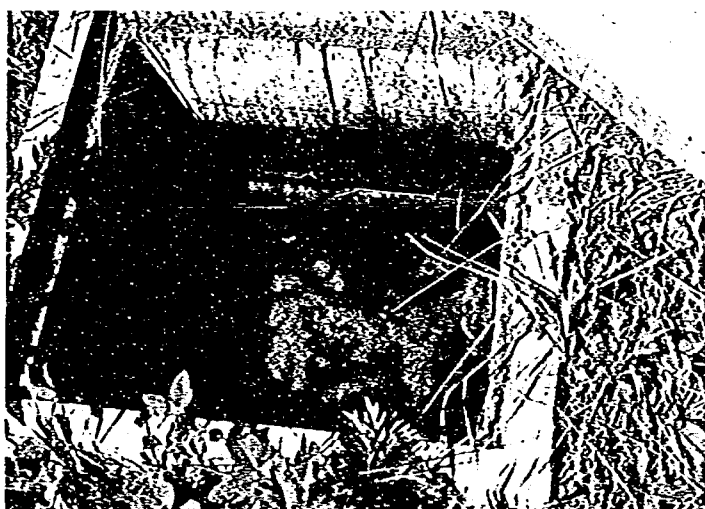


写真8 接触曝気槽流水



写真9 土壌処理槽内部の配管状況

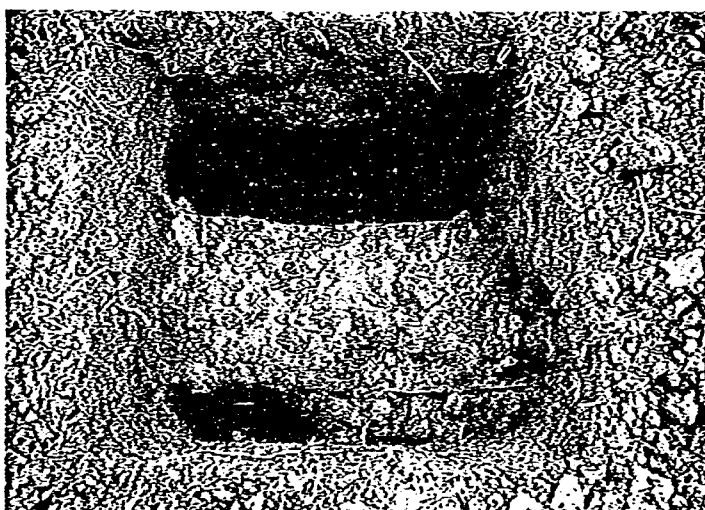


写真10 トレンチ構造
(ネットの下は曝槽)



写真11 トレンチ構造
(曝槽内に散水管がみえる)



写真12 土壌処理施設末端に設置した集水ビット

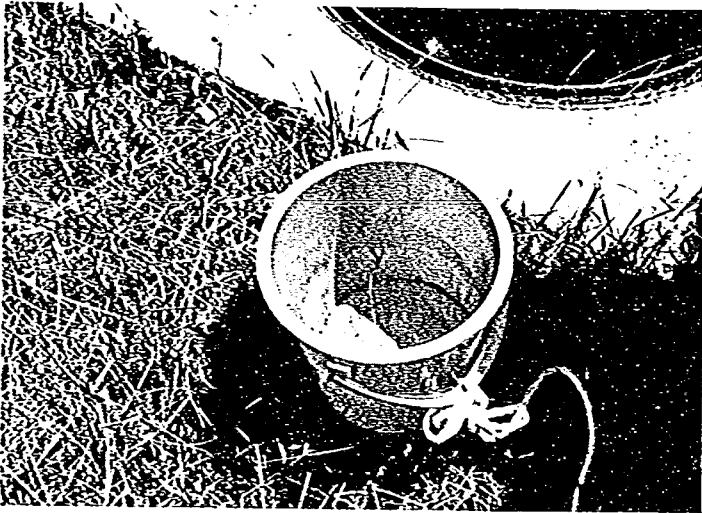


写真13 土壌処理槽からの処理水
は無色透明である。



写真14 隙間接触曝気槽の汚泥引き抜き

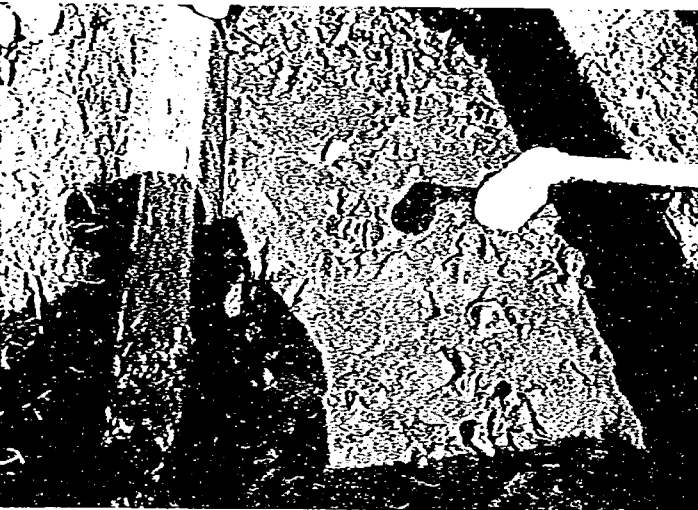


写真15 隙間接触曝気槽の汚泥蓄積状況
(W.L. 付近)



写真16 トレンチの健康診断
(隙層表面の状況)



写真17 トレンチの健康診断
(隙間内部は汚泥で詰まっている)



写真18 トレンチの健康診断
(散水管内部も汚泥が詰まっている)

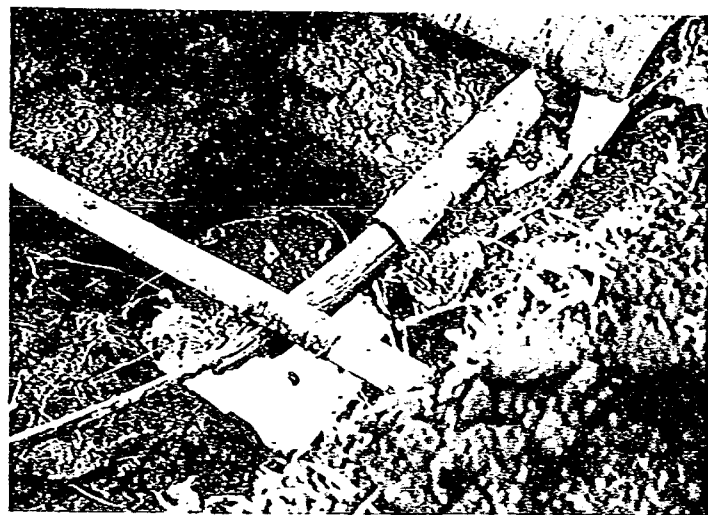


写真19 散水管内部の排泥作業
(細管による汚泥の引抜き)

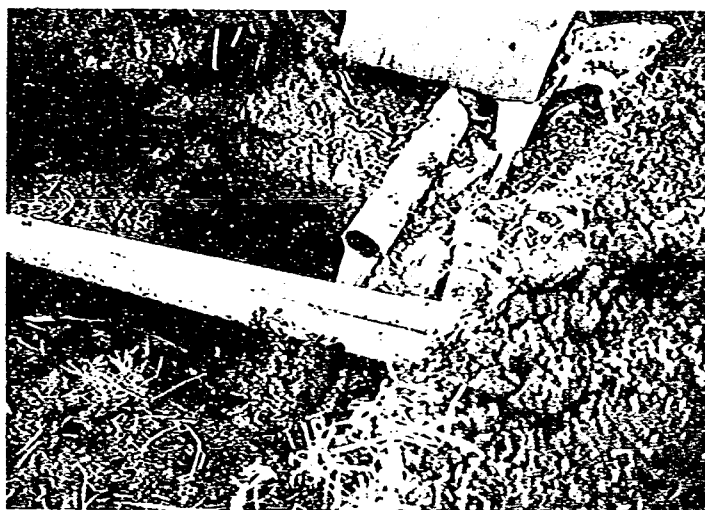


写真20 散水管内部の洗浄



写真21 排泥用円錐コーンの装着
(小原氏の開発による)

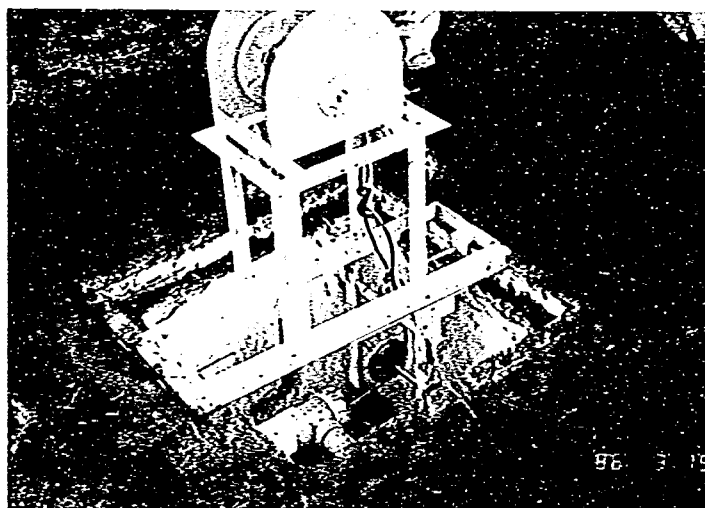


写真22 円錐コーン引抜き装置
(小原氏の開発による)



写真23 土壌断面調査風景
(1987, 9, 10~11)



写真24 コドラートの設置



写真25 コドラート区画内の掘削



写真26 土壌処理層内での植生調査



写真27 土壌処理槽での肥料効果 (インゲン)

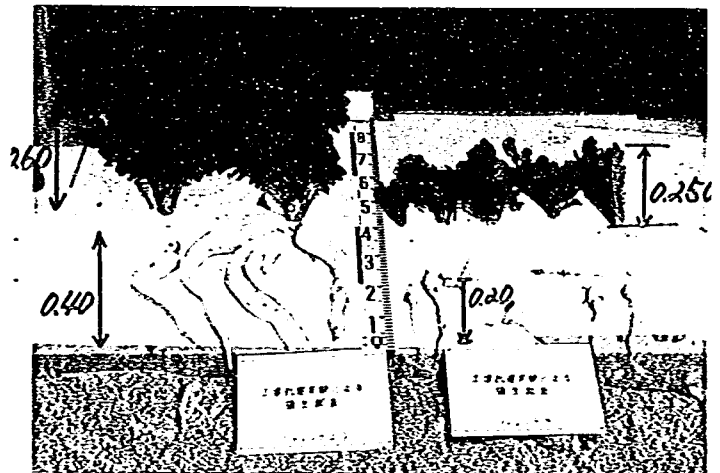


写真28 土壌処理槽での肥料効果
(ダイコン)

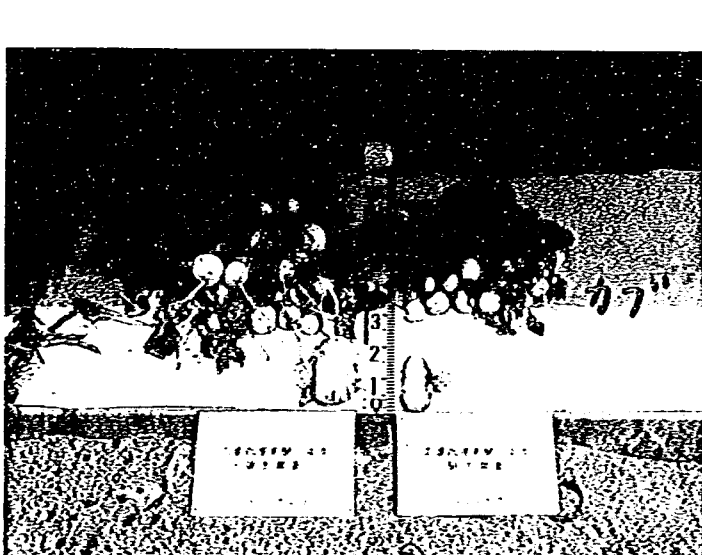


写真29 土壌処理槽での肥料効果 (カブ)

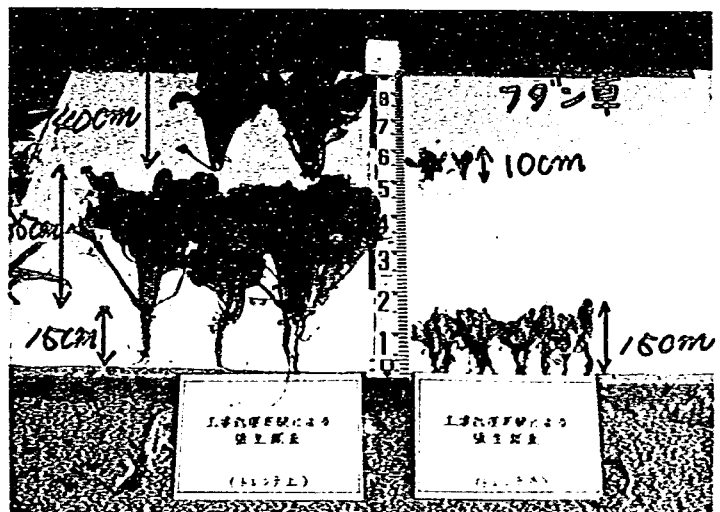


写真30 土壌処理槽での肥料効果
(フダン草)

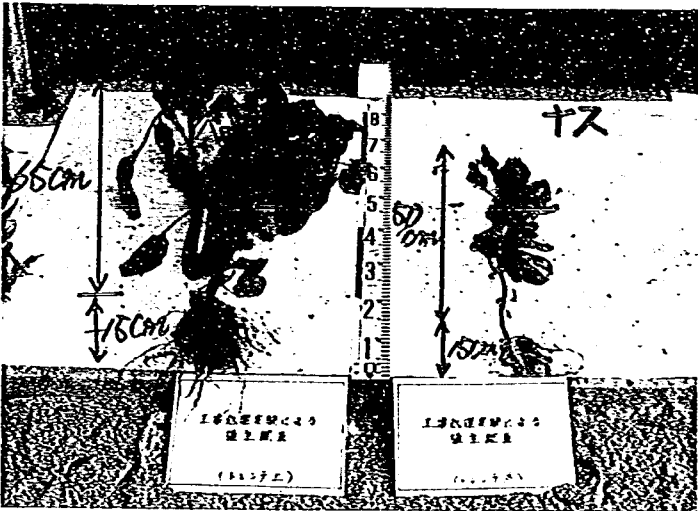


写真31 土壌処理槽での肥料効果 (ナス)



写真32 土壌処理槽の作り方
(施工地盤が粘土質の場合、盛土型式とする)

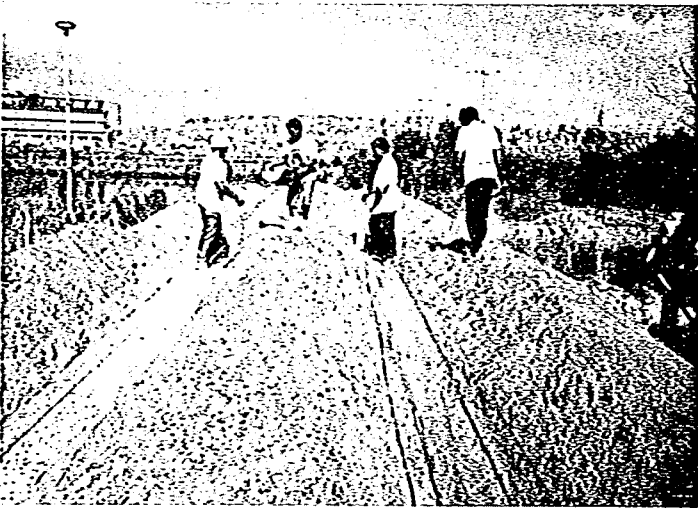


写真33 土壌処理槽の作り方
(防水シートと礫の設置)

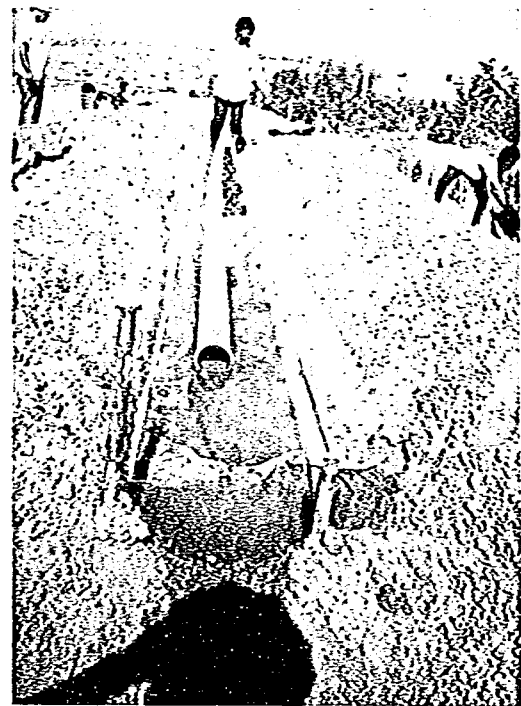


写真34 土壌処理槽の作り方
(散水管の設置)



写真35 土壌処理槽の作り方
(礫を被せ、ネットで覆う)



写真36 土壌処理槽の作り方
(使用土壌で覆う)

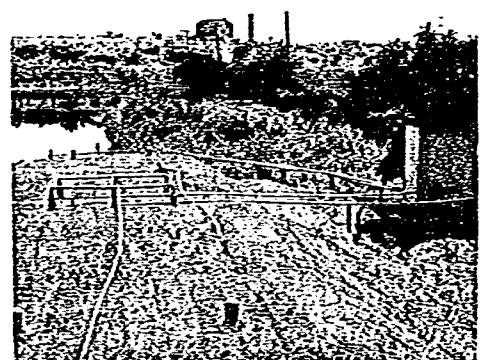


写真37 土壌処理槽の作り方
(芝を張って工事完了)

はじめに

近年、河川、湖沼、内湾、ダム貯水池における藻類の異常繁茂、異臭味など水質汚濁が原因となって引き起こす現象が美観上、利水上での質的価値を低下させることで、大きな社会問題となっている。このような現象は、社会経済的な問題にとどまらず、環境・衛生の面からも問題となっている。

特に、湖沼、内湾、ダム貯水池のように比較的水理学的滞留時間が長い閉鎖性水域においては、水質汚濁に対する脆弱性、あるいは期待される程の自浄能力が無いことから、たとえ流入する有機物負荷量が自浄能力以内（許容負荷量）であっても、有機物と同時に流入する窒素、リン等のいわゆる栄養塩類が負荷されることによって、新たに有機物が生産される内部生産過程（inner production process）が加わり、水域が有する自浄能力を超えてしまうことがある。このような栄養塩類による内部生産の現象は、閉鎖性水域の水質保全を考える場合、非常に重要な要素になる。

本研究が対象としているダム貯水池の場合、ダム上流部に散在する汚濁発生源についてみると、その土地利用特性から比較的点源は少なく、森林、田畑などの面源からの負荷が主たるものである。しかしながら、養豚業のように、発生する臭気や高濃度の有機物排水の排出により、都市部から農村部、農村部から山間部へと移転するケースが多い。また、生産効率を高めるために飼育規模も大規模化しているのが特徴である。このような養豚施設がダム上流部に散在する場合には、ダム貯水池の水量を確保するだけではなく、適切な水質が維持されるようこれらの点源に対する適切な対応が必要となってくる。

このような観点から、東北地方建設局北上川ダム統合管理事務所は、昭和51年度に調査の基本方針を決定し、昭和52年度から実験を開始した。一方、土木研究所下水道部水質研究室では、昭和53年度より土壌処理法を二次処理水に対する高度処理法の1つとして検討を始めた。このような経過の中で、両者が土壌処理についての意見交換を持つ機会があり、成果を達成するために昭和57年度より共同研究を開始することになったものである。

現地実験については、諸般の事情により最終段階半ばにして中止となったが、本報はこれまでに得られた成果をとりまとめることによって、水環境保全に関連した事業に寄与できることを願っている。なお、現地実験を行うにあたっては、岩手県畜産試験場養豚部の吉田力氏の御尽力に改めて御礼申し上げます。

長谷川 清
小 原 紀 男

目 次

はじめに

1. 調査の目的	1
2. 実験の概要	1
2.1 実験の経緯	1
2.2 実験計画	2
2.3 実験施設	2
2.4 運転条件	3
2.5 調査方法	4
3. 実験結果と考察	5
3.1 排水、土壌及び気象の特徴	5
3.1.1 豚舎排水の特徴	5
3.1.2 土壌の特徴	6
3.1.3 気象の特徴	9
3.2 施設の運転結果	10
3.2.1 pHについて	10
3.2.2 BOD 除去について	10
3.2.3 ss 除去について	12
3.2.4 窒素除去について	12
3.2.5 リン除去について	12
3.2.6 処理工程別除去量について	13
3.3 施設の処理機能評価	18
3.3.1 水理学的滞留時間	18
3.3.2 汚泥蓄積量	20
3.3.3 植生の栄養塩の吸収量	21
3.3.4 土壌中での物質の挙動	22
4. 費用計算	24
5. まとめ	26
付録 A：土壌処理実験の経緯	33
付録 B：土壌処理施設の設計図面	39
付録 C：汚水の土壌処理における浄化機能と能力	43
付録 D：生物学的フィルター的设计手法	53

1. 調査の目的

湖沼等の閉鎖性水域における富栄養化現象は、美観上、利水上の水質的価値を低下させることから、社会的な問題となっている。このような問題は、比較的滞留時間の長いダム貯水池においても発生しやすい。特に、水需要に対処すべく開発されたダム貯水池は水量の確保と共に、利水面で要求される水質基準値を確保する必要がある。また、滞留時間の長い閉鎖性水域というのは、一旦汚濁が進行すると水質改善に膨大な費用と年月を要するといわれており、予め汚濁発生源ごとに適切な対策を立てることが極めて重要となっている。

本調査は、ダムの上流部に散在する畜産、特に豚舎の排水処理に土壌を活用する、いわゆる土壌浸透処理法の可能性について、現地実験によって確認するものであり、これらの調査目的を整理すれば以下の通りである。

- 1) 土壌処理法の浄化機構の解明
- 2) 有機物に対する除去能力の定量的評価
- 3) 栄養塩類に対する除去能力の定量的評価
- 4) 土壌処理法における最適運転条件の把握
- 5) 衛生学的安全性、建設、維持管理等に要する費用の算定

なお、現地実験を実施するにあたり、施設用地、原水供給、養豚情報などは岩手県知事の承認のもとで、県畜産試験場養豚部の協力を仰いだ。

2. 実験の概要

2.1 実験の経緯

東北地方建設局北上川ダム統合管理事務所では、ダム貯水池の富栄養化防止策の1つとして、昭和50年当時より豚舎排水に対する土壌処理法の適用について検討を始めていた。関連資料の収集、基本計画、施設設計等の計画・立案を経て、昭和52年11月に畜産試験場養豚部の敷地に実験施設が完成した。

実験は昭和53年1月から56年の約4年間で一応終了した。しかし、土壌の目詰まり速度や窒素、リン等のいわゆる栄養塩類に対する除去能力の評価については、流入量、流出量などの量的把握が不十分であったため、定量的評価が不可能であった。

このため、これらの不備を補完するような調査を行うため、昭和57年度より土木研究所との共同調査という形で継続することにした。

一つの汚水処理方法を確立するためには、処理施設への流入負荷量と処理水の放流による排出負荷量及び処理過程における分解量や土壌中への蓄積量などを含む物質収支を科学的に把握する必要がある。このようなことから、昭和57年度より物質収支の把握に必要な流量計の設置、気象観測機材の整備等を処理実験を継続させながら行った。

平成3年2月には、原水の供給先である県の豚舎が移転するということもあり、これまでの成果の確認と共に、今後の方針を決定し、土壌処理槽の寿命、処理水中の窒素の除去及び衛生学的安全性の確認等を2～3年かけて行った後に終了することにした。このような実験設備の変更に対応するための配管工事等も実施した。なお、実験経過の詳細については付録Aに記載した。

2.2 実験計画

付録 A にもあるように、本施設による土壌処理実験は、昭和53年からのものと昭和57年の土木研究所との共同調査からのものとに分かれる。ここでの実験計画とは、主として後者の実験計画である。前述したように、継続調査の最大の理由は、かなり長期にわたって目詰まりも発生させずに運転できることから、さらに継続運転することにより処理可能期間を明らかにすることができること、汚水の流入量、処理水の流出量及び汚濁物質の施設内における物質収支を正確に評価できることなどが挙げられる。土木研究所と北上川ダム統合管理事務所との打ち合わせ会議において、以上のような調査の意義を確認した上で、次のような調査計画を策定した。

- (1) 処理施設内の物質収支を明らかにするため、流入負荷量、流出負荷量及び土壌中での蓄積量等必要な調査を行う。負荷量は(流量)×(濃度)であるから、水質分析に加えて放流管には渦流量計(1982年3月に設置)を、排水流入部には流量制御機器(1983年3月に設置)をそれぞれ設置すること。
- (2) 土壌中での物質の分布を明らかにするため、土壌断面調査(1983年7月26-28日に実施)を実施すること。
- (3) 施設の維持管理上、施設内の汚泥蓄積状況を把握する汚泥蓄積調査(1984年3月6日に実施)を実施すること。
- (4) 気温、水温、土壌の深度別地温、流量、空気量等の測定と設定についてはすべて自動化し、データ出力はデータ処理可能な演算処理型 A/D 記録計(東芝739, 1985年9月2日に設置)に変更すること。
- (5) 降雨による土壌槽への流入量を評価するために、土壌処理施設の近傍に自記雨量計を設置すること。
- (6) 除去効果の高い運転条件を明らかにするため、原水濃度、流量、処理時間等の因子を操作できるようにする。流量については、汚水供給システムの流量調整槽内部に60度三角堰とデュアル・フロート装置を取り付けること。

2.3 実験施設

豚舎排水処理施設は、岩手県岩手郡滝沢村にある岩手県畜産試験場内に設置した。同位置は、四十四田ダム右岸の上流約7kmにあたる。本施設は図1に示すように、豚舎から発生する汚濁物質がスクリーン、貯留槽、固液分離機、活性汚泥処理槽を経て本実験施設に流入するようになっている。

本施設は第一ポンプ槽、循環接触曝気槽、ろ過兼用ポンプ槽、土壌処理槽及び受水槽から構成されている。

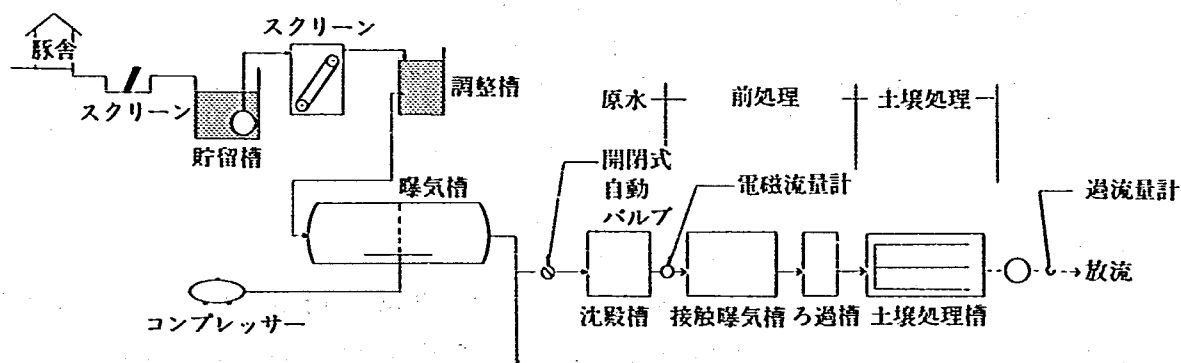


図1 豚舎排水処理フロー

2.4 運転条件

本施設の処理能力は、肉豚（体重約75kg/頭）として100頭を想定した場合の発生負荷量を基にして設計した。養豚による発生負荷量は、供給する飼料の種類によって大きく異なり、表1のようにBOD、SS、TN及びTPとも配合>厨芥>残飯の順となっている。豚舎内で発生する汚濁物質のうち、「ポロ出し」と言われる糞尿の掻き出しによる除去率は概ね70~80%程度といわれている。また、スコップ等による手作業では人手不足のため実施しにくい、80%以上の除去率が期待できる。

養豚業者が実際に用いている飼料の種類は、経済的な点から残飯と厨芥との混合飼料であることが多いが、本施設に排水を供給している養豚施設は、試験・研究施設のために配合飼料が用いられている。表1の数値を参考にして本施設への流入負荷量を表2のように推定した。施設への流入量は、3m³/日（=300L/head/day×100heads=3m³/day）と推定し、電磁流量計での計測結果を自動開閉バルブに連動させ、流量調整しながら供給した。

表1 肉豚の糞尿による発生負荷量（体重50~80kg）

飼料の種類	糞尿排泄量 (kg/head/day)	糞尿比	糞尿の発生負荷量(g/head/day)			
			BOD	SS	T-N	T-P
配 合	糞量 3.0	1 : 1	180	670	14.1	22.4
	尿量 3.0		13	13	23.3	2.0
	合計 6.0		193	683	37.4	24.4
残 飯	糞量 0.4	1 : 19	36	75	2.2	2.3
	尿量 7.4		9	22	9.6	0.1
	合計 7.8		45	97	11.8	2.4
厨 芥	糞量 1.3	1 : 6	70	225	4.9	7.1
	尿量 7.3		23	26	16.9	9.6
	合計 8.6		93	251	21.8	7.7

表2 豚舎からの発生負荷量（設計値）但し、ポロ出し率=80%

項 目	発生負荷量 = {糞量 × (1 - 0.8) + 尿量} ÷ 排水量	濃度 (mg/l)
BOD	{180 × (1 - 0.8) + 15} ÷ 30 = 1,700	1,700
SS	{670 × (1 - 0.8) + 13} ÷ 30 = 4,900	4,900
T-N	{14.1 × (1 - 0.8) + 23.3} ÷ 30 = 870	870
T-P	{22.4 × (1 - 0.8) + 2.0} ÷ 30 = 216	216

2.5 調査方法

土壌処理実験での調査内容は、主として気象調査、流入水及び流出水の水質調査、土壌調査及び植生調査から構成されている。主な調査項目に対する調査方法及び分析方法については、表3に記載した方法で実施した。

表3 調査項目と測定方法

調 査 項 目	調 査 方 法 また は 測 定 方 法
a) 水質調査	
pH	ガラス電極法, pH(H ₂ O), pH(KCl)
SS	GFPろ過法
BOD ₅	一般希釈法
COD _{Mn}	100℃における過マンガン酸消費量
org.-N	ケルダール分解+インドフェノール法
NH ₄ -N	ネスラー法
NO ₂ -N	スルファニルアミド-ナフチルジアミン法 (吸光光度法)
NO ₃ -N	カドミウム・銅カラム還元法 (吸光光度法)
T-P	モリブデン酸アンモニウム法
Cl	硝酸第二水銀法
b) 土壌調査	
比重 (g/cm ³)	真比重, 見掛け比重
含水率 (%)	105℃乾燥による減量法
三相分布 (v/v%)	実容積測定器
粒度分布	礫 (> 2 mm), 粗砂 (2-0.2mm), 細砂 (0.2-0.02mm), シルト (0.02-0.002 mm), 粘土 (<0.002mm)
土性区分	土壌分類法
土壌断面調査	
c) 植生調査	
生育速度調査	コドラート調査法
植生成分調査	植生→洗浄→乾燥→湿式分解→酸溶解→水質分析に同じ
d) 微生物調査	
硝化菌	
脱窒菌	
e) 処理機能調査	
水理学的滞留時間調査	塩化物をトレーサとして流出波形を解析
汚泥堆積量調査	礫容量, 空隙率, 汚泥蓄積量等から有効容量を試算
f) 気象調査	
気温	温度センサー
処理水の水温	温度センサー
地温	温度センサー (0.3m, 1.2m)
降水量	転倒マス型雨量計
流出量	渦流量計 (横河株式会社製)

3. 実験結果と考察

3.1 排水、土壌及び気象の特徴

3.1.1 豚舎排水の特徴

豚舎内で行われるボロ出しの除去効果は約80%と高いが、洗浄水を含めても排水量が約60L/頭/日と少なく、濃度の高いのが特徴である。豚の発生負荷量を人の発生負荷量と比較したものを表4に示す。排水量は人の8分の1であるが、濃度ではBODで10倍、その他の項目では30~40倍にもなっている。なお、表2の結果は、岩手県畜産試験場で実際に使用している配合飼料を基に試算したもので、豚の成長過程に応じて与えられる飼料は次のように変化している。

- ① 生後10日目から：ママ7（協同飼料）
1週齢～：人工乳A（TDN84%，DCP21%）
- ② 生後20日目から：ママ8（協同飼料）
4週齢～：人工乳B（TDN80.5%，DCP16.0%）
- ③ 30kg以上の育成豚，成豚用：新豚産肉検定飼料^注
：人工乳（TDN70%，DCP12.5%）

注）新豚産肉検定飼料の内容は次の通りである。

トウモロコシ	22%
マイロ	22%
大麦	22%
フスマ	12%
魚カス	4%
脱脂穀物	4%
アルファルファニール	2.5%
添加物	
カルシウム	少々
NaCl	少々
ビタミンB群	

表4 豚舎排水の水質特性

項 目	豚舎排水		人の原単位		比 率	
	g/head/d	Con. (mg/l)	g/cap./d	Con. (mg/l)	a/c	b/d
BOD	51	1,700	43	170	1.2	10
SS	150	4,900	33	130	4.5	38
T-N	26	870	6.5	26	4.0	33
T-P	6.4	210	1.3	5.3	4.9	40
排水量	30 l/head/day		250 l/capt./day		0.12	

3.1.2 土壌の特徴

土壌処理槽に用いた土壌は、施設周辺の現地土壌で、岩手山の火山灰をベースにした黒ボク～淡色黒ボクであり、三相分布の分析結果によると固相23.3%、液相35.5%、気相41.4%である。

固相の容積比は、一般に黒ボクで16～30%、赤黄色土で35～50%、花崗岩風化土のマサ土で50～60%である。図2に代表的な土壌の三相分布との比較を示すが、固相の比率が極端に小さく、空隙率が高いので保水性と透水性の高い土壌である。また、試験土壌の成分は、腐植4%、炭素5%、窒素0.4%で、一般的な黒ボク土の特徴を備えている。

さらに、活性アルミナ含有量も854mg-Al/100g-soilと高いことにより、リン酸吸収係数は1,800mg/100g-soil、ラングミュアーの最大平衡吸着量は $B_{max}=530\text{mg-P}/100\text{g-soil}$ とそれぞれ大きな値を示した。参考のために、全国の代表的な土壌の物理化学的特性について図3と表5に示す。

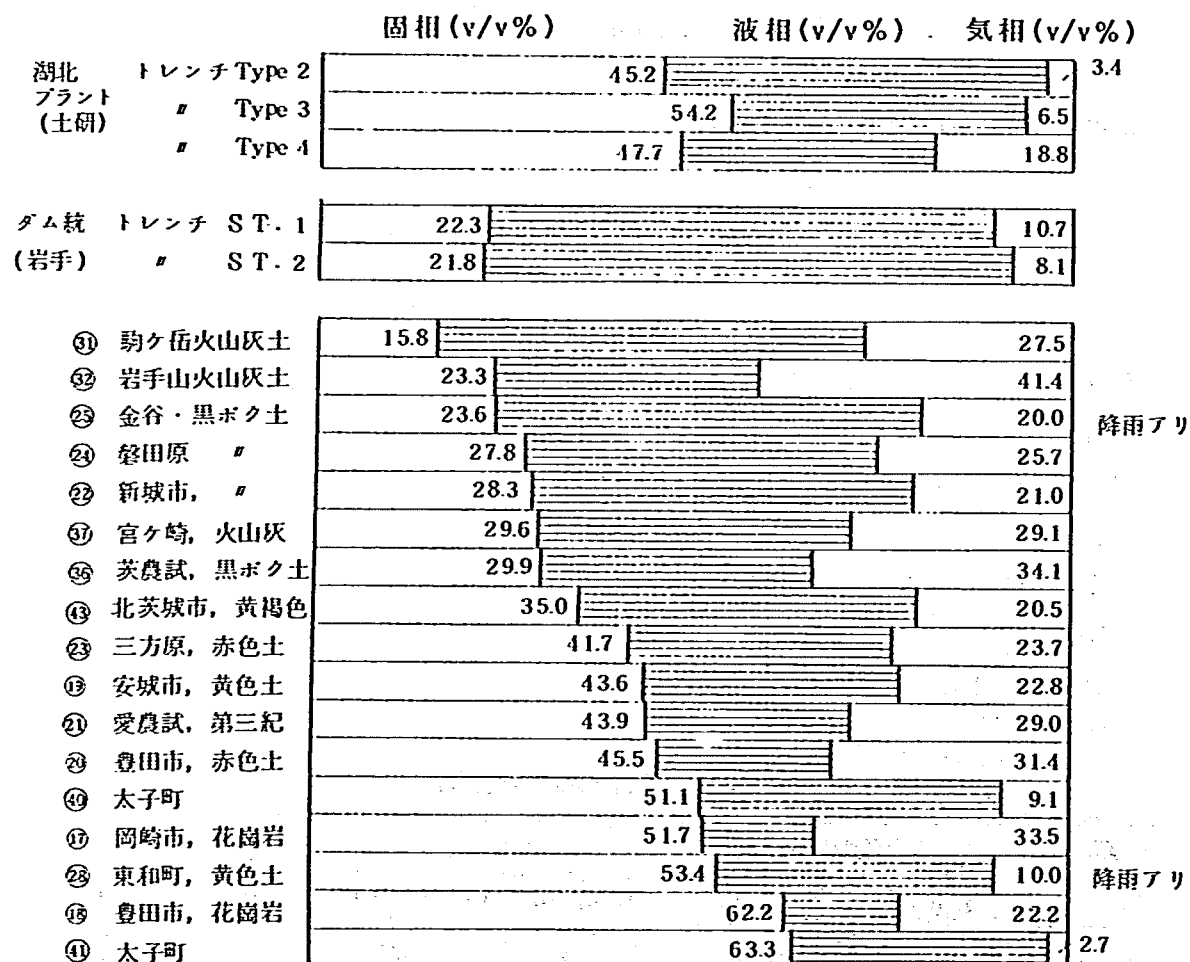


図2 土壌の三相分布

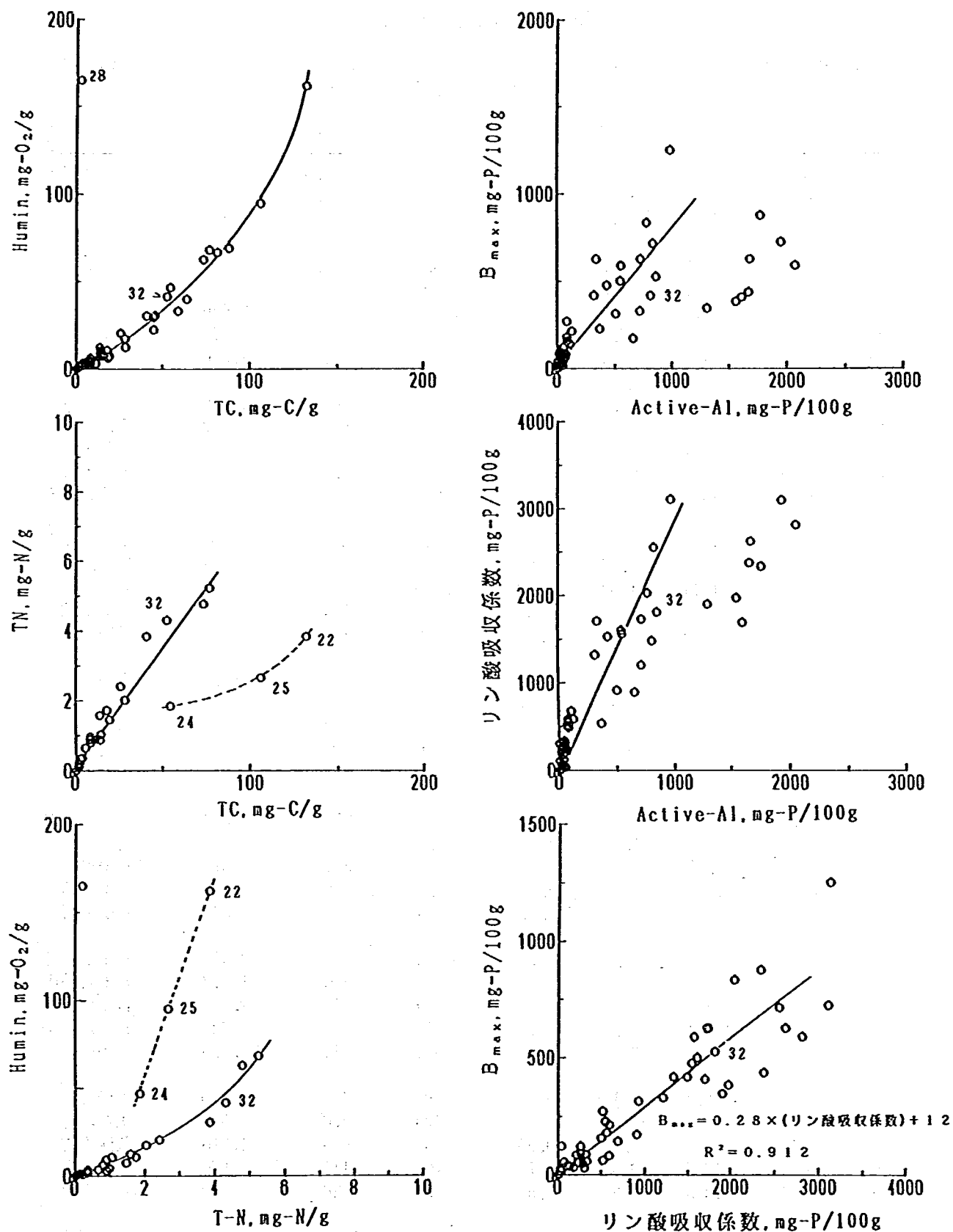


図3 土壌の物理化学的因子の相互関係

表5 土壌の物理化学的特性

Soil	pH (H ₂ O) (-)	T-C mg/g	Humin mgO ₂ /g	T-N mg/g	active-Al mg-P/100g-soil	Bmax	リン吸収係数	採土地
01	5.07	15.7	7.79		40.0	57.1	330	千葉久留里
02	6.93	7.5	4.43		70.0	80.0	580	千葉久留里
03	5.23	13.4	7.15		40.0	48.3	289	千葉久留里
04	6.12	5.7	3.30		60.0	60.3	510	千葉久留里
05	6.35	13.6	8.71		0.0	37.7	100	千葉茂原
06	7.04	3.6	1.87		0.0	28.8	300	千葉茂原
07	6.28	58.7	33.2		1,550	383	1,970	千葉佐原
08	5.65	44.1	29.6		1,670	625	2,620	千葉佐原
09	5.69	80.8	66.7		1,660	436	2,370	千葉君津
10	5.83	87.6	69.2		2,060	588	2,810	千葉君津
11	5.08	63.5	39.9		1,600	407	1,690	千葉松戸
12	5.92	28.2	12.4		1,760	875	2,330	千葉松戸
13	6.38	45.1	30.6		1,300	345	1,900	千葉大善野
14	6.56	18.2	6.26		1,940	723	3,100	千葉大善野
15	4.33	44.4	22.4		650	171	890	千葉大多喜
16	4.51	14.8	7.11		710	328	1,200	千葉大多喜
17	5.03	0.29	0.17	0.08	14.1	20.6	15.7	愛知岡崎
18	5.50	1.43	1.02	0.19	21.3	32.0	173	愛知豊田
19	5.41	5.14	3.69	0.54	77.5	179	551	愛知安城
20	4.83	1.94	1.33	0.27	46.9	122	31.5	愛知豊田
21	5.01	3.50	3.11	0.35	17.1	53.5	62.9	愛知農試
22	5.10	132	162	3.84	313	417	1,320	愛知新城
23	4.98	2.7	1.6	0.34	76.6	270	503	静岡三方原
24	5.01	54.2	46.5	1.84	500	313	912	静岡磐田原
25	5.59	106	94.9	2.66	539	500	1,600	静岡金谷
26	5.24	14.1	10.5	1.03	121	213	582	静岡牧の原
27	5.37	1.13	1.00	0.10	19.1	87.7	252	岩手水沢
28	5.53	2.07	165	0.18	46.1	86.2	315	岩手東和
29	5.48	1.35	1.1	0.12	32.7	50.8	220	岩手東和
30	5.37	13.6	9.0	0.87	363	227	535	岩手雫石
31	6.41	57.7	38.3	4.10	942	833	2,413	岩手小岩井
32	6.53	52.3	41.4	4.30	854	526	1,810	岩手岩手山
33	5.94	18.9	7.37	1.45	770	833	2,030	岩手松川
34	5.48	73.1	62.5	4.77	715	625	1,730	岩手八幡平
35	6.61	7.91	3.04	0.88	826	714	2,550	岩手駒ヶ岳
36	5.71	76.4	68.1	5.23	807	417	1,480	茨城農試
37	5.70	40.3	30.4	3.84	423	476	1,530	茨城山方
38	5.54	8.1	4.2	0.96	330	625	1,710	茨城山方
39	6.44	17.6	10.5	1.72	102	143	676	茨城山方
40	5.81	13.5	12.3	1.57	30	36	126	茨城西金
41	6.83	8.04	6.02	0.79	40	16.4	31.5	茨城下津原
42	6.75	5.14	3.40	0.64	50	50.3	236	茨城生瀬
43	5.52	25.4	20.4	2.40	80	156	488	茨城北茨城
44	5.47	27.9	17.3	2.01	544	588	1,560	茨城山方
45	5.48	10.8	2.94	0.89	975	1,250	3,110	茨城山方
46	5.84	1.21	0.81	0.20	10.8	83.3	205	茨城山方
47	4.93	2.40	2.27	0.34	5.17	120	252	茨城北茨城

3.1.3 気象の特徴

1) 気温、排水温度及び地温

気温の最低と最高及び地中深度0.3mと1.2mでの地温の月別変化を図4(a)に示す。外気の最高気温と最低気温の年間平均は、それぞれ13.1℃と1.8℃で、その差は約10℃で、月別での差異はない。

土壌処理法で問題となるのは、冬期の気温低下による土壌水の凍結である。外気の最低気温は-10℃にまで低下するので、汚水を表面散布によって供給する土壌処理方式は採用できない。

深度0.3mでの地温の最低と最高の年平均は10℃と9℃で大差なく、日変化についても無視できる程小さい。さらに、深度1.2mでは、最低と最高との温度差は1℃程度で、日変化については無視できる程小さい。また、土壌の深度が増すと時間変動が小さくなると共に、冬期でも最低地温が0℃程度に保たれている。

土壌中を通過する汚水の温度は、このような地中の温度の変動に影響され、夏期は低下し、冬期は上昇することになる。流入水温と流出水温との温度差は図4(b)のように、概ね5℃程度である。

2) 降水量

土壌処理方法では、汚水を直接土壌に浸透させるため、計画処理水量は土壌の持つ浸透能以内に制限する必要がある。この場合、計画処理水量は降雨によって流入する水量も含まれる。このため、降雨によって流入する降水量を予め予測し、月別の処理可能汚水量を把握しておく必要がある。

図5は、試験地に最も近い北上川水系四十四田雨量観測所(標高177m)での1976年から1988年の13年間の月別平均降水量を示した。月間平均降水量は96.6mm/Mであるが、2月の35.6mm/Mから8月の176.4mm/Mまで大きく変動するので、月別処理可能量についても変動することになる。

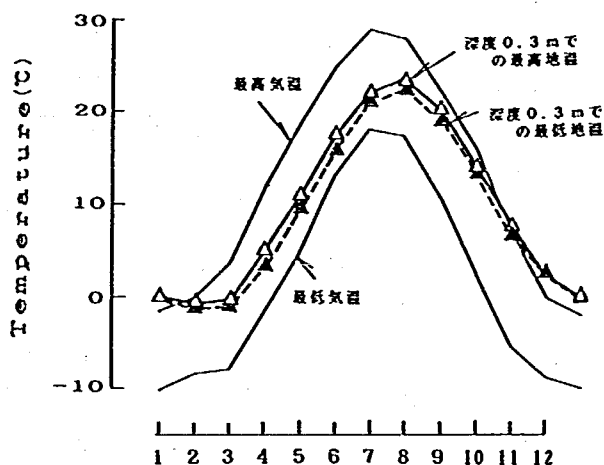


図4(a) 外気及び土壌の月別温度

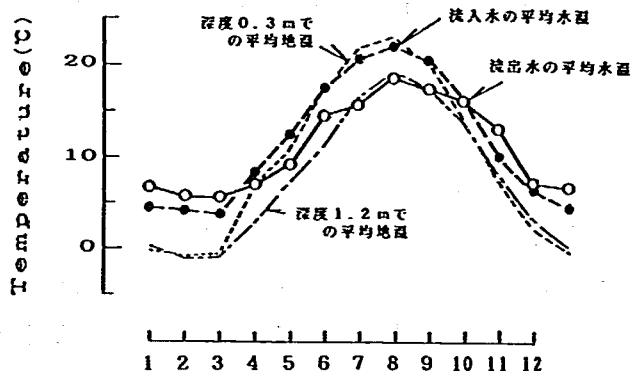


図4(b) 処理水の温度と地温との関係

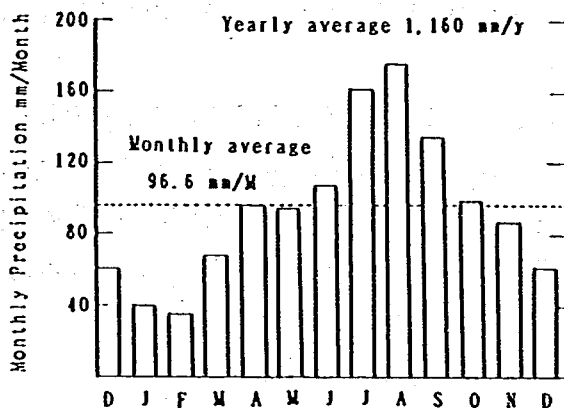


図5 試験地での月別降水量

表6 試験地流域での月別降水量 (四十四田雨量観測所)

	Jan	Feb	Mar	Apr	May	Jun	Jul	Aug	Sep	Oct	Nov	Dec	Sum
1976	24	47	52	97	70	96	48	275	170	114	65	77	1,135
1977	16	40	71	149	117	79	139	165	126	32	149	32	1,115
1978	37	9	75	42	92	159	12	163	86	99	37	53	864
1979	65	34	59	122	56	152	220	232	185	150	154	49	1,478
1980	60	6	65	134	123	137	185	136	93	170	53	72	1,234
1981	45	49	65	75	96	178	200	277	100	144	84	58	1,371
1982	34	14	79	157	137	74	90	134	135	83	108	92	1,137
1983	15	19	83	104	98	112	198	104	229	104	59	50	1,175
1984	48	43	71	58	68	85	247	74	179	116	46	56	1,091
1985	56	62	80	70	79	110	172	28	132	67	115	53	1,024
1986	24	38	34	99	93	114	224	134	111	98	65	90	1,124
1987	57	56	101	31	99	43	237	336	118	42	99	75	1,294
1988	37	46	48	106	81	68	120	235	89	68	95	35	1,028
Av.	40	36	68	96	93	108	161	176	135	99	87	61	1,159
Range	11	11	11	25	15	25	47	56	28	26	24	12	100

3.2 施設の運転結果

土壌浸透槽を含む污水处理施設内での処理状況を把握するために、実験供給原水、沈殿槽流出水、接触曝気槽流出水、ろ過槽流出水及び土壌処理槽流出水を定期的に採水し、pH、BOD₅、COD_{Mn}、SS、T-N、T-P等の項目について分析した。これら各処理段階での水質の経時変化を図6に示す。以下、各項目ごとにその処理状況を述べる。

3.2.1 pHについて

既設の豚舎排水処理施設では、豚舎からの排水原水を2倍に希釈(洗浄水を含め汚水量は約30L/head/day)した後、活性汚泥処理している。この活性汚泥処理槽では、排水の栄養バランスが悪く、必要な栄養塩類の添加をしない無人運転のため活性汚泥の存在が確認できず、ほとんど処理されている状況ではない。

このような処理水を土壌処理実験の原水としたが、pHは概ね7~8の範囲にあり、弱アルカリ性を呈している。沈殿槽、接触曝気槽、ろ過槽を経た処理水のpHは、6.5~7.5の範囲にあり、若干低下している。これは、硝化反応の進行に伴い硝酸の生成とアルカリ度の消費が原因と考えられる。土壌処理槽を経過した処理水のpHはさらに5.5~6.5の範囲まで低下した。この値は年々低下する傾向にある。

3.2.2 BOD除去について

豚舎からの排水のBODは、1,700mg/lと推定されるが、本施設に供給される原水のBODは187±38mg/lであり、約89%が除去されていることになる。本施設に流入する前までの処理は、スクリーン

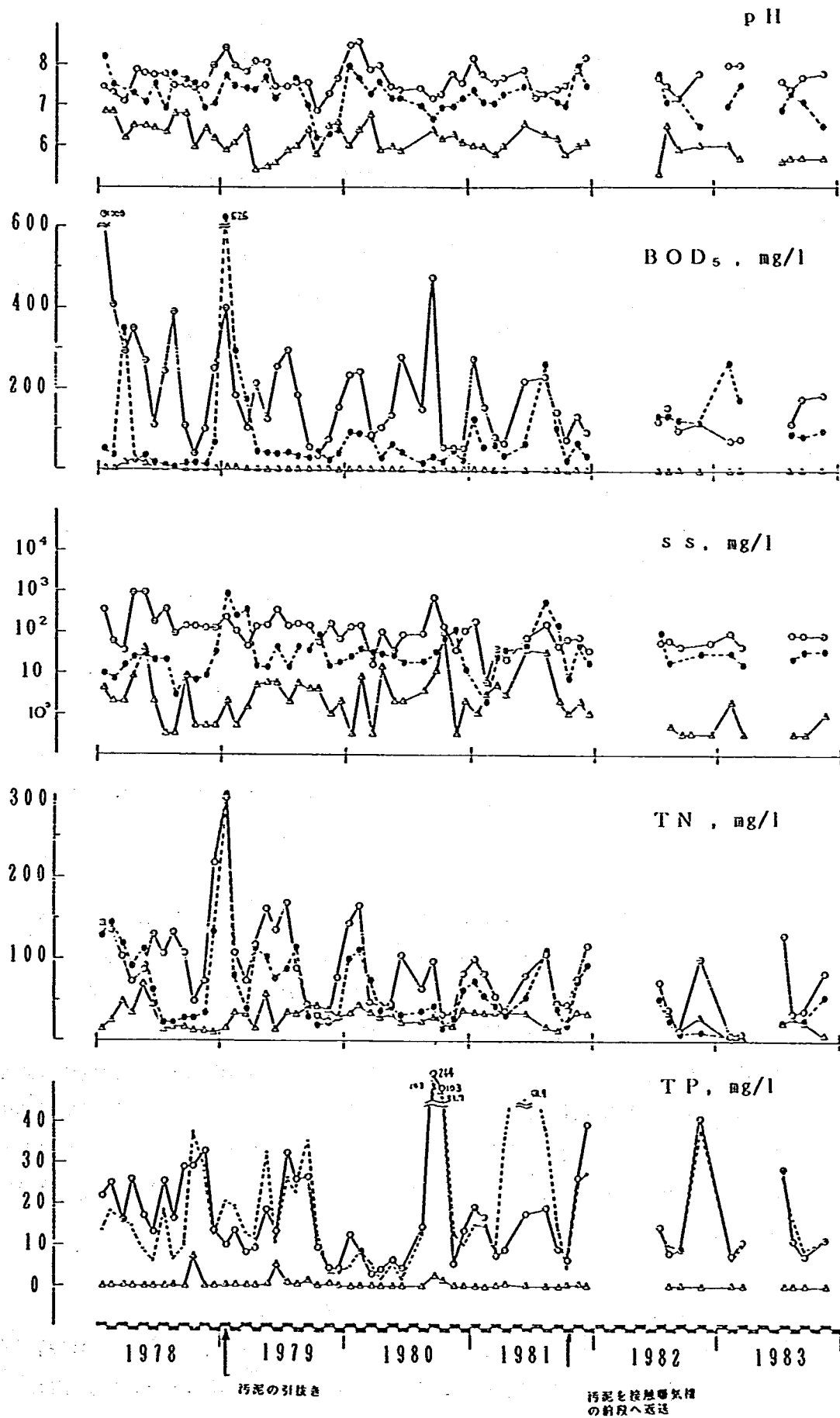


図6 各処理段階からの流出水の水質

〇：流入原水, ●：土壌処理槽への流入水, △：土壌処理槽からの放流水

と貯留槽とによる固液分離と活性汚泥処理槽での生物学的処理である。しかし、前述したように活性汚泥処理が不十分であることを考えると、有機物の減少はスクリーンと貯留槽での固液分離によるものが主体である。さらに、豚への給水ノズルの不良があるため、かなり多くの漏水量によって原水が希釈されているものと推測された。

各処理工程ごとの処理水の水質濃度の3点移動平均したものを図7(a)に示す。

供給原水と沈殿槽流出水のBOD濃度は春と秋に高い値を示した。また、沈殿槽での除去効果が認められるのは1年間程度であり、1978年1月の汚泥引き抜き後においても除去効果の改善はあまり認められない結果となっている。循環接触曝気槽は、運転開始後3年目から除去能力の低下を示している。一方、土壌処理槽からの放流水質は実験開始時の不安定期を除けば、平均水質は約3mg/lと低く安定しており、極めて高い除去率を示した。

3.2.3 SS除去について

豚舎からの排水のSS濃度は、約5,000mg/lと推定されたが、本施設への供給原水は 164 ± 52 mg/lであり、本施設に流入する前段ですでに約97%が除去されていることになる。この高い除去率は、前述したように給水ノズルの漏水による原水の希釈と固液分離の効果が影響しているためである。特に、後者の固液分離処理は、SSのような不溶性物質には効果的であることを反映した結果ともいえる。

各処理工程ごとの処理水の水質濃度の3点移動平均したものを図7(b)に示す。

同図から、沈殿槽及び接触曝気槽の効果は約2年間と考えられる。ろ過槽からの流出水濃度は、汚泥引き抜きによる影響を受けたデータを除いて評価すると100mg/l以下となっている。土壌処理槽からの流出水は、多くの場合5mg/l以下であり、土壌フィルターとしての効果が大きいことを示した。しかし、降雨や処理量の変動の影響によると考えられる土壌の流出により、比較的高濃度のSSが時々検出された。

3.2.4 窒素除去について

豚舎から排出される原水中の総窒素(TN)は、870mg/lと推定されるが、本施設への供給原水は 97 ± 15 mg/lであり、前段処理で約89%が除去されていることになる。一般に、生物処理による窒素の除去率は低いので、BOD並みの高い除去率は、スクリーン及び貯留槽での固液分離によるものと、前述したように給水ノズルの漏水による原水の希釈によるものである。

本施設の処理工程別除去特性を把握するために、各処理工程からの処理水の水質濃度の3点移動平均値を図7(c)に示す。供給原水のTNは、年2回のピークを持つ変動を示し、土壌処理槽以外の各槽の処理水ともこの流入変動パターンに合わせるように変動している。また、濃度レベルの比較から、除去効果が認められる施設は循環接触曝気槽である。また、土壌処理槽からの処理水の水質濃度は変動が小さく、濃度は平均約30mg/l程度となっている。

3.2.5 リン除去について

豚舎から排出される原水中の総リン(TP)は、216mg/lと推定されるが、本施設への供給原水は 22 ± 8 mg/lであり、前段処理で約90%が除去されていることになる。BOD並みの高い除去率は、スクリーン及び貯留槽での固液分離によるものと、前述したように給水ノズルの漏水による原水の希釈によるものである。

本施設の処理工程別除去特性を把握するために、各処理工程からの処理水の水質濃度の3点移動平均値を図7(d)に示す。各処理工程別のリン濃度を比較すると土壌処理槽以外の施設ではほとんど減少しておらず、除去効果のないことが判明した。

3.2.6 処理工程別除去量について

各処理施設からの流出水濃度を基にして各処理工程ごとの汚濁物質削減量を評価した。なお、沈殿槽と循環接触曝気槽の評価には、データの欠測がない1978年1月から1981年12月までの4ヶ年のデータを使用した。各施設からの流出水濃度を表7のaに、日当たりの除去量を表7のbにそれぞれ示す。なお、推定幅はデータ群がt分布に従うと仮定し、次式より算出した。

$$\pm \alpha = \pm t_{0.95} \times \sigma / (n-1)^{1/2}$$

これらの結果から、各処理施設の処理特性は次のように要約することができる。

- 1) 本施設の前段に設置されているスクリーン、貯留槽等の処理施設は、固液分離を主体としたものであるが、推定発生濃度と供給原水濃度との比較からかなり高い除去能力を有しているといえる。
- 2) 沈殿槽は、SSとBODの除去には機能しているが、T-NとT-Pの除去に対しては十分機能していない。
- 3) 循環接触曝気槽は、SS、BOD及びT-Nの除去には機能するが、T-Pの除去には機能しない。
- 4) ろ過槽は、SS、T-N及びT-Pの除去には機能するが、その効果は小さい。
- 5) 土壌処理槽は、本施設の中でも最も除去能力の大きなものである。しかし、窒素に対する除去能力はBOD、COD、SS及びT-Pに比べればかなり小さい。

表7のa 各処理施設からの平均流出水濃度 (mg/l) と除去率 (%)

施設名	BOD ₅	COD _{Mn}	SS	T-N	T-P
豚舎排水 (推定値)	1,700		4,900	870	216
実験原水 ¹⁾	187±38 (100)	108±19 (100)	164±52 (100)	93±15 (100)	22±8 (100)
沈殿槽 ²⁾	139±33	92±17	109±38	112±25	23±7
除去率(1-2)/1)	(25.7)	(14.8)	(33.5)	(-20.4)	(-4.5)
接触曝気槽 ³⁾	82±19	65±13	92±37	72±13	22±10
除去率(2-3)/2)	(41.0)	(23.9)	(15.6)	(35.7)	(4.3)
ろ過槽 ⁴⁾	94±38	64±24	90±63	64±16	20±5
除去率(3-4)/3)	(-14.6)	(1.5)	(2.2)	(11.1)	(9.1)
土壌処理槽 ⁵⁾	2.9±1.1	3.8±1.3	7.0±4.2	27±4	0.5±0.5
除去率(4-5)/4)	(96.9)	(94.1)	(92.2)	(57.8)	(97.5)
施設全体の 除去率(1-5)/1)	98.4	96.5	95.7	71.0	97.7

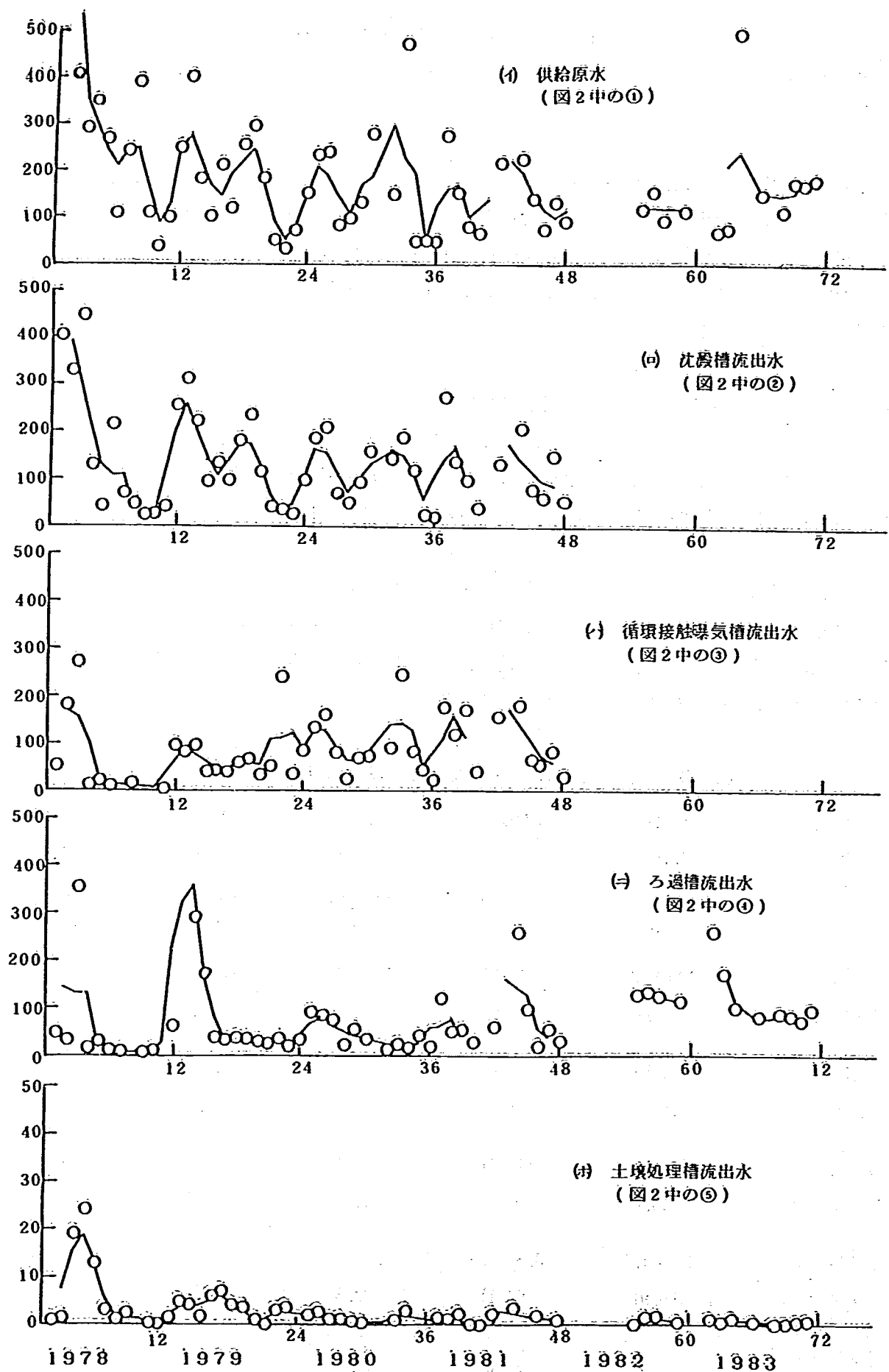


図7のa) 土壌処理施設の運転結果 (BOD_5 , mg/l)

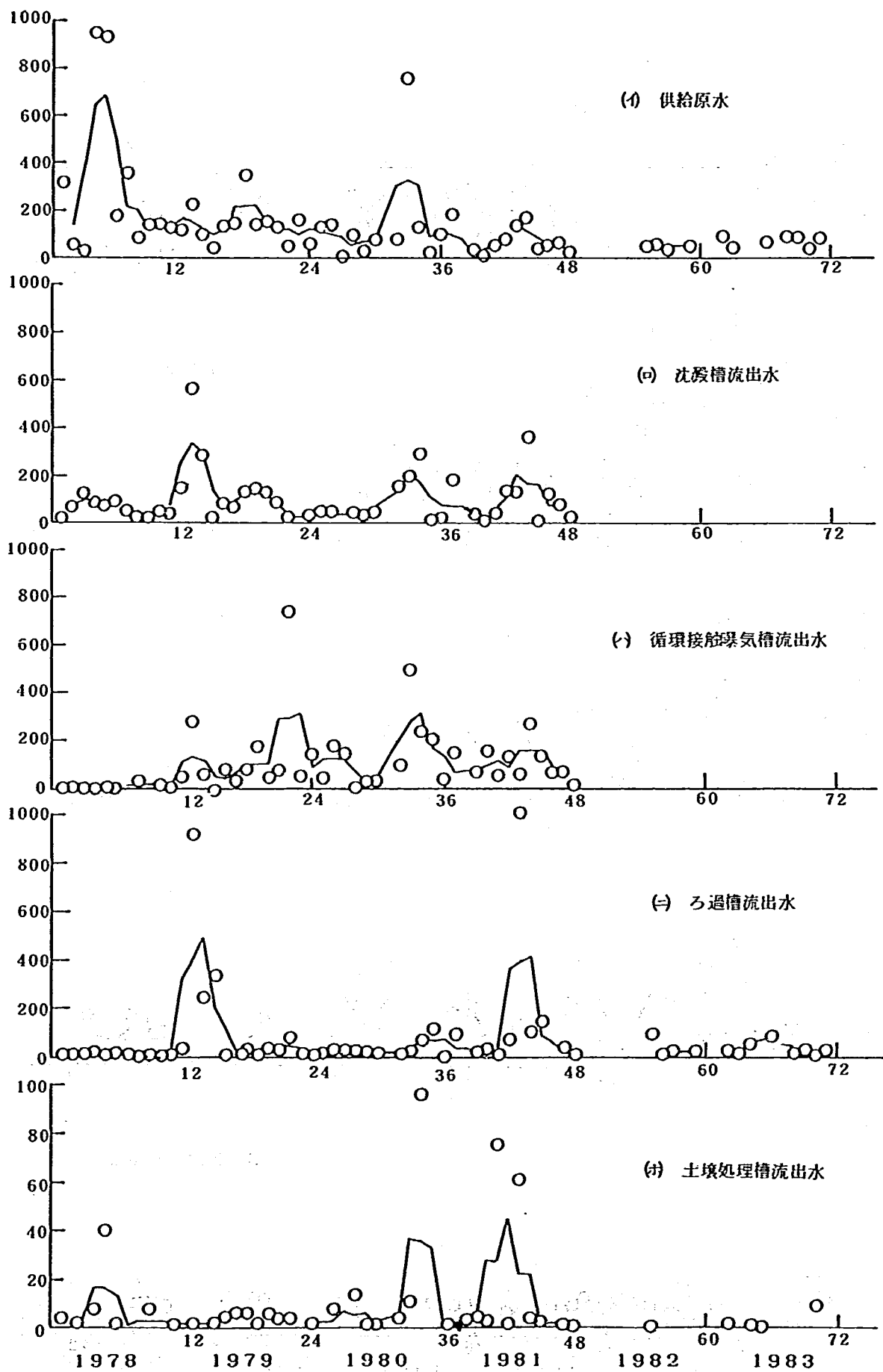


図7のb) 土壌処理施設の運転結果 (SS, mg/l)

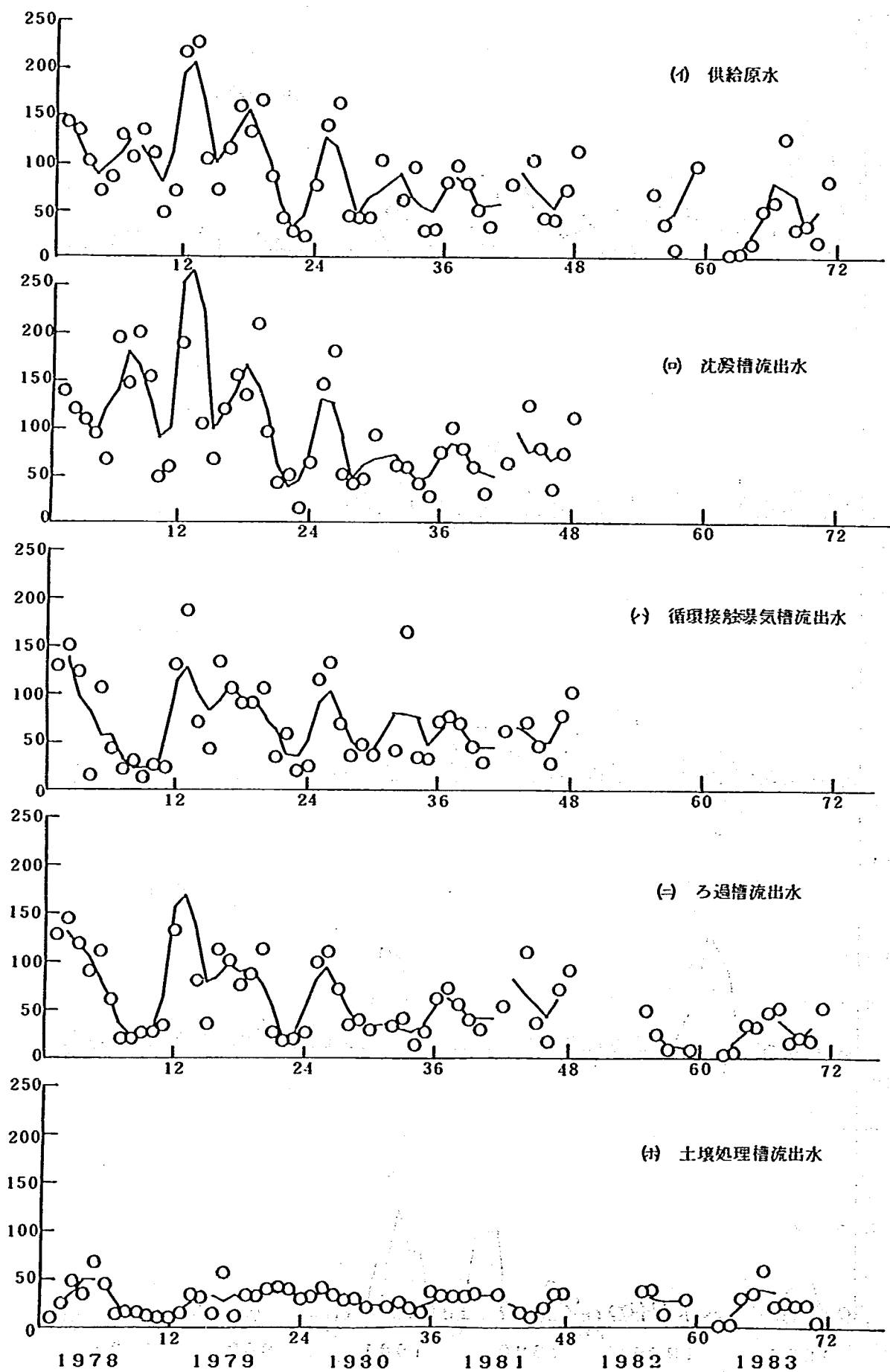


図7のc) 土壌処理施設の運転結果 (T-N, mg/l)

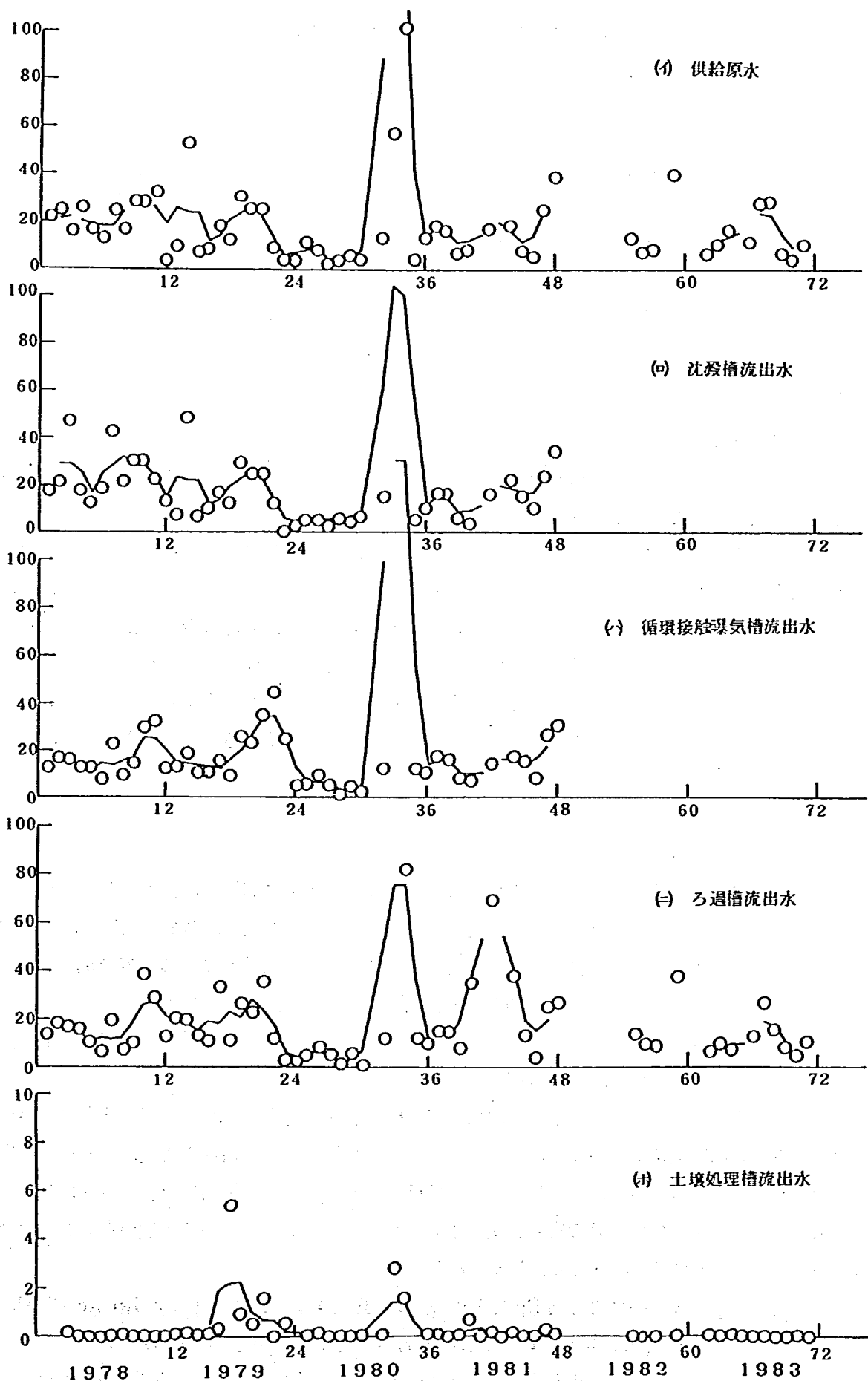


図7のd) 土壌処理施設の運転結果 (T-P, mg/l)

表7のb 各処理工程別の除去能力 (g/d)

施設名	BOD ₅	COD _{Mn}	SS	T-N	T-P
沈殿槽	144	48	165	0	0
接触曝気槽	171	81	51	120	0
ろ過槽	0	3	6	24	6
土壌処理槽	267	181	249	110	59
計	582	313	471	254	65

3.3 施設の処理機能評価

本施設は、既設のスクリーン、貯留槽及び活性汚泥処理槽と本実験施設である沈殿槽、循環接触曝気槽、ろ過槽、土壌処理槽とから構成されている。

そして、各施設の設計諸元は、処理目標に対応できるように決定されている。各処理施設の処理能力を評価する場合、各施設への流入濃度と流出濃度との差から求まる見掛けの除去率を基にして行うのが一般的である。しかし、このような設計値に基づいた施設であっても、処理経過と共に発生する汚泥の蓄積によって槽内の水理学的空間は減少するので、必要な処理時間が確保できなくなることと、蓄積した汚泥の再溶出や巻き上げなどにより、処理水の水質が安定しない問題も発生する。

このように、処理施設の処理機能を評価する場合には、施設内に発生する汚泥量と水理学的滞留時間の変化についても評価する必要がある。

3.3.1 水理学的滞留時間

施設の水理学的空間（有効容量）を求めるために、各施設の流入部に高濃度の食塩をトレーサーとして投入し、一定量の水道水を通水する。一方、流出部でトレーサーの濃度を経時的に測定し、流出波形を求める。この流出波形のピークまでの経過時間を R_p 、波形の面積の重心までの経過時間を R_c とすると、水道水の供給量 Q (m^3/h) との積 (RQ) が有効容量として求まることになる。

1981年9月19日から11月11日にかけて実施したトレーサー実験での測定結果の一例を図8に示す。なお水道水は間欠供給で $0.86 \sim 1.07 m^3/h$ である。

沈殿槽からの流出波形は槽の容量が小さく、槽内部の構造が比較的単純なため、正規分布に近い形状を示した。一方、接触曝気槽からの流出波形は、槽容量が比較的大きく、槽内の構造が礫や汚泥の存在もあってかなり複雑となっているため、ピーク高さは低く、トレーサーの流出に要する時間は長い。これらの結果を表8に示す。処理施設の有効容量を求めるためには、トレーサーの波形の重心までの経過時間 R_c を採用することが望ましい結果となっている。

ピーク濃度に達するまでの経過時間 R_p を前述の R_c と比較すると、沈殿槽では $R_p/R_c=0.67$ 、接触曝気槽で $R_p/R_c=0.20$ となり、 R_p によって水理学的滞留時間を評価すると極めて小さくなる。特に、接触曝気槽内では、短絡流の発生が大きく影響している結果となっている。なお、 R_c で評価した場合の有効容量は、全体の容量の15～40%に相当していた。

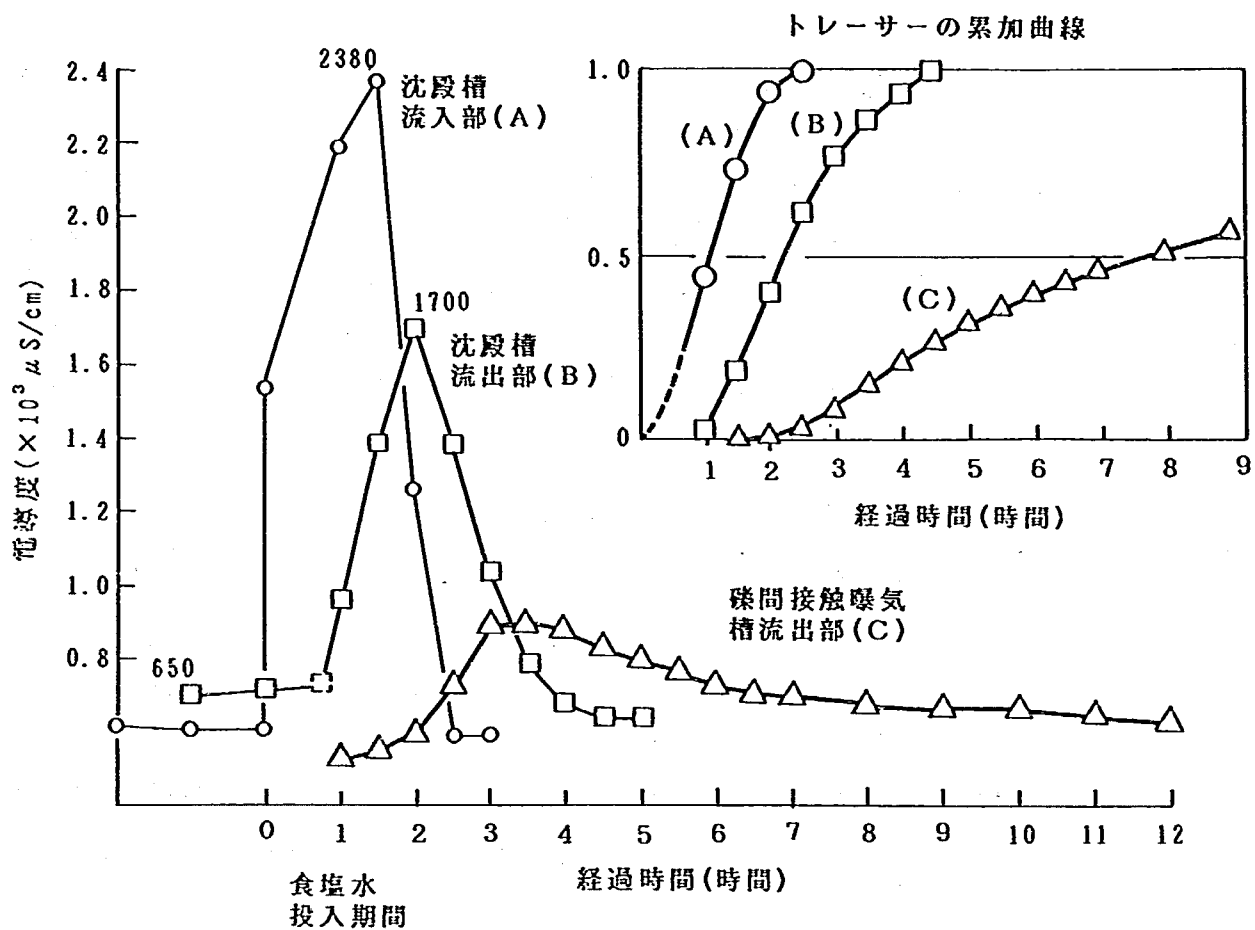


図8 各処理施設でのトレーサーの応答曲線

表8 各処理施設の有効容量

項 目	沈 殿 槽	接触曝気槽	ろ 過 槽	土壌処理槽
全容量(①), m ³	6.48	9.12	3.24	187.5
計画容量, m ³ (=①×0.65)	4.21	5.93	2.11	146
有効容量 Rp による	0.68	1.14	0.86	96
有効容量 Rc による	1.00	5.98		
実験条件				
流量(Q, m ³ /h)	0.91	1.07	0.86	3
Rp (h)	0.75	1.1	1.0	32
Rc (h)	1.1	5.56		

3.3.2 汚泥蓄積量

各処理槽内に蓄積した汚泥量の調査と汚泥成分の分析を1984年3月6日に実施した。汚泥の蓄積量と成分分析結果を表9のaとbにそれぞれ示す。

汚泥の蓄積状況は、処理工程の前段ほど蓄積率は高くなっており、表8の計画容量（有効容量）に対する占有率でみると、沈殿槽、曝気槽及びろ過槽ではそれぞれ55.8%、13.3%、7.1%である。また、蓄積汚泥中の無機成分の割合は、沈殿槽、曝気槽及びろ過槽ではそれぞれ52.2%、66.7%、70.6%であり、処理工程の後段になるほどその割合は高くなっている。汚泥の検鏡によれば、無機成分の内、粒径の比較的大きな粗砂が多量に含まれており、接触ろ材の表面に付着する生物膜をかなり破壊しているものと考えられる。

表9のa 蓄積汚泥の成分分析結果

	蓄積量	MLSS	MLVSS	I. L	Carbon		T-N		T-P	
	m ³	gl ⁻¹	gl ⁻¹	g/g(%)	gl ⁻¹	g/g(%)	gl ⁻¹	g/g(%)	gl ⁻¹	g/g(%)
沈殿槽	2.35	104	49.6	47.8	28.6	27.8	3.5	3.2	1.26	1.21
曝気槽	1.28	123	41.0	33.3	17.8	14.5	2.0	1.6	1.38	1.12
ろ過槽	0.15	76.7	22.5	29.4	10.5	13.7	1.1	1.5	0.73	0.95

注) g/g(%)は、各成分の汚泥乾燥重量当たりの含有率

表9のb 汚泥及び各成分の蓄積量（乾物当り、kg）

	MLSS	MLVSS	Carbon	T-N	T-P	BOD
沈殿槽	244	117	67.2	7.9	3.0	6.5
曝気槽	157	52	22.8	2.6	1.8	3.8
ろ過槽	11.4	3.4	1.6	0.2	0.1	0.4

有機性汚濁物質を生物処理する場合に必要な反応時間 t は、各槽内の水理学的滞留時間 T と同意語である。また、この水理学的滞留時間 T は、有効容量 V_f と汚水処理量 Q との間に $T=V_f \div Q$ の関係があるので、処理量 Q を長期間安定的に処理するには必要な有効容量を維持確保することが必要となる。

各処理槽内は、礫を充填した部分、礫と礫の間の水が流れにくい部分、汚泥が蓄積した部分及びトレーサー実験で求まる水の流れる部分（有効容量）から構成されている。前述した調査の結果から求めた汚泥の蓄積量、有効容量等のデータを基に各槽内部の構成比率を求めたものを図9に示す。

沈殿槽においては、通水可能領域は全体の15.4%に相当し、36.3%を占める蓄積汚泥の半分は礫間内に存在している。また、13.1%を占める礫間内空間は水の流れにくい死水域となっている。

接触曝気槽においては、通水可能領域は全体の40.2%であり、曝気による汚水の強制混合の影響により礫間の一部領域が通水可能領域となっている。蓄積汚泥は、礫間内に存在し、全体の8.6%を占めている。

ろ過槽の場合には、汚泥の蓄積量は少ないが、礫間内の空間はほとんど水の流れない死水域となっている。

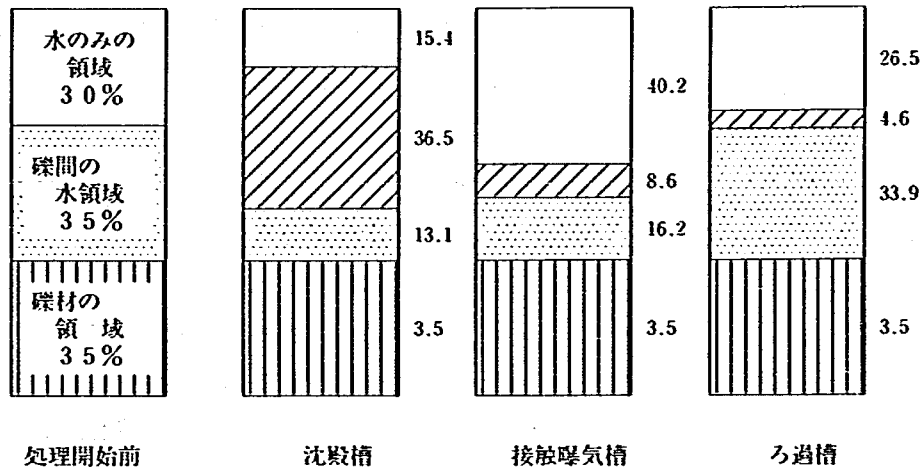


図9 各処理槽内の空間構成比 (%) 汚泥蓄積

3.3.3 植生の栄養塩の吸収量

植生による栄養塩類の吸収除去は、土壤処理法にとっては考慮すべき点である。特に、冬期は無理であるとしても、植生の成長期における窒素、リンの吸収は土壤への蓄積を軽減すると共に、汚水中の有効成分を積極的に活用するという面からも評価しなければならない。図10には、植生にヒエを用いた場合の土壤への栄養塩類の流入負荷量とヒエによる回収量との関係を示した。この回収量は植生の吸収量と見なすことができる。

○印は本施設での68日間栽培結果である。●印はシコクヒエを栽培した鳥取工事事務所の調査結果を68日間の栽培期間に換算したものである。68日間の栽培期間で除去される栄養塩類の量は、窒素、リン、カリ等いづれの元素についても流入負荷量の増加と共に増加し、本実験のような高負荷運転では、それぞれ68.4%、6.5%、16%が回収されている。このような結果から、土壤処理法では除去しにくい窒素の除去に対して、植生を利用することは有効な方法である。ただし、植生の利用を土壤処理法に組み込む場合、利用する植生の種類によって吸収できる量が異なることや排水中の栄養塩類のバランスについても注意が必要となる。

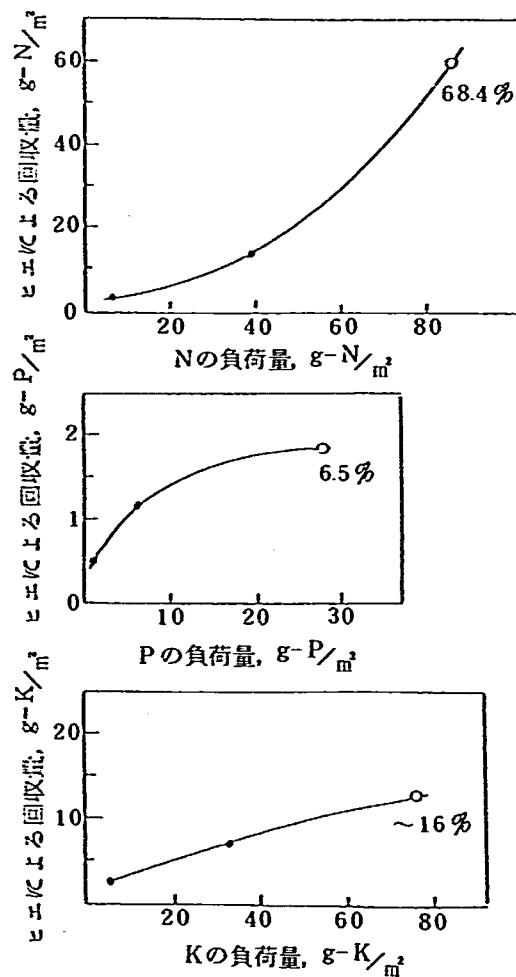


図10 植生によるNPKの回収量

3.3.4 土壌中での物質の挙動

実験開始後5.5年目に相当する1983年7月に土壌処理槽の土壌断面調査を実施した。これは、汚水が土壌中をどのように流下しているかを土壌中の物質の存在分布を測定して明らかにするものである。調査は、土壌中に敷設した排水供給用トレンチに対して直角となるように掘削し、土壌表面から底部の防水シートまでの土壌断面における物質の分布が把握できるように80ヶ所から土壌試料を採取した。

また、対象として土壌処理槽の周辺からも深度ごとの土壌試料を採取した。土壌断面に対する窒素、リン、アルカリ土類金属、電導度の濃度分布の結果を図11に示す。土壌粒子との間で吸着反応などを起こさない比較的無反応な物質あるいはパラメータである電導度(a)、硝酸態窒素(c)の濃度分布から土壌中での汚水の流れは判断できる。即ち、トレンチから供給される汚水は毛管現象により一部は上昇するものの、多少の横方向への浸透はしながら防水シートの下方を主として流下し、トレンチとトレンチの間に汚水の流れないV字型の不浸透域を形成する。このV字型の領域形成は、汚水の直下流に伴って発生する負圧帯であり、大気中の空気が供給されている領域であると判断される。

一方、土壌粒子と比較的良好く吸着を起こすリン(b)、カリウム(d)は、防水シートの下方部に集積している。このような土壌中での物質の濃度分布から、汚水の流動範囲は防水シートの周辺部という比較的限られた領域であり、土壌断面の60~70%に相当する。

このことは、一定期間の使用後に、新たなトレンチを汚水が浸透しないV字型の領域に敷設して使用する交互使用の考え方が妥当性のあるものであることを示している。

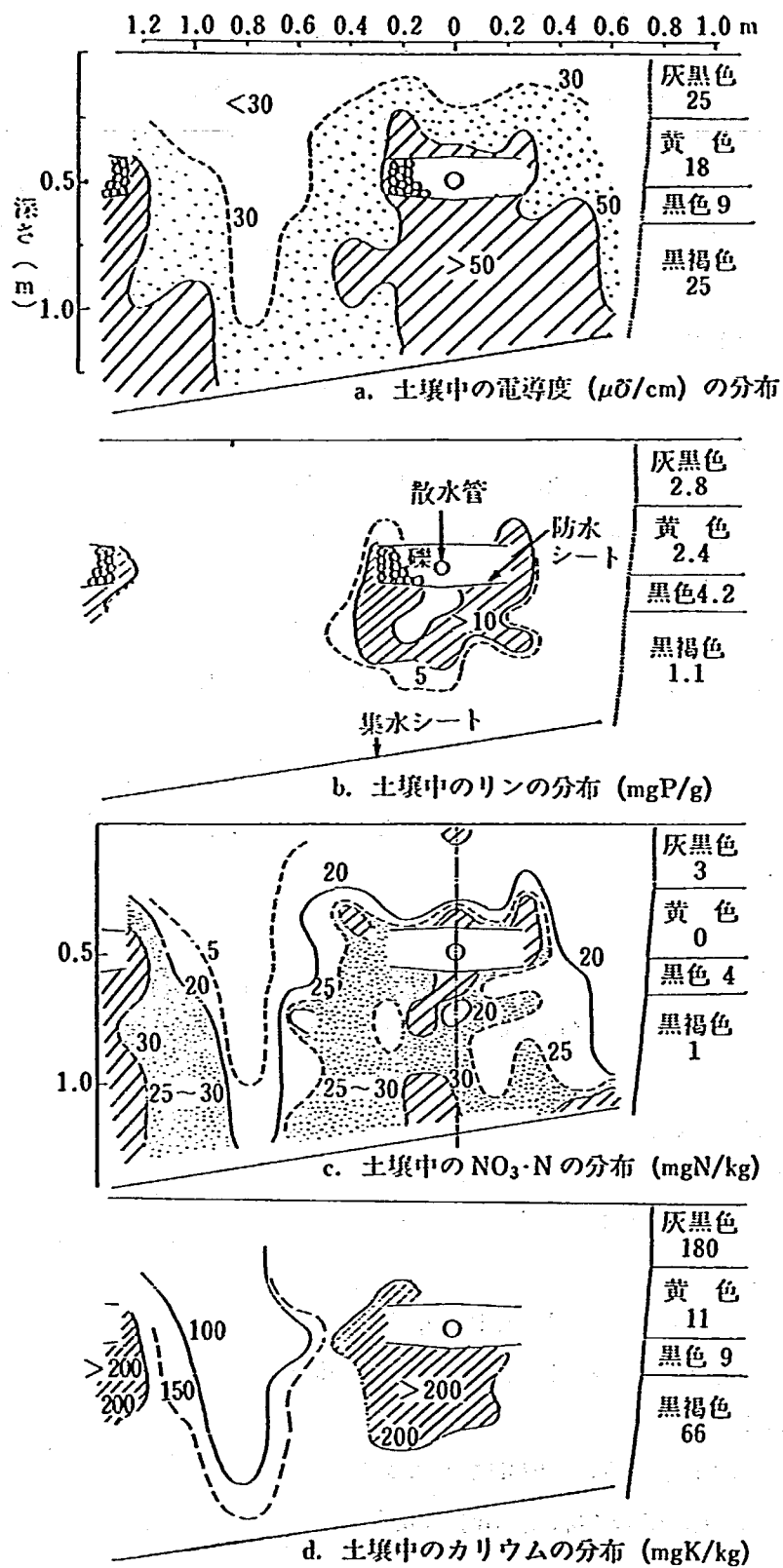


図11 土壌中での物質の濃度分布

4. 費用計算

本実験で使用した調査用機材例えば、流量制御装置や各種観測装置等は、実験データ収集のための機材であり、土壌処理方式を採用する汚水処理には本来必要のないものである。ここでの土壌処理方式における費用計算においては、これらの実験用付帯設備を除いた処理施設本体を基にした建設費、維持管理費及び汚泥処分費等の総計を実用化するための必要経費とした。しかし、処理費用に占める建設費の割合が大きいため、施設の耐用年数や計算する計算基準としての年数の取り方により、年当たりに必要な費用には大きな違いが生ずる。ここでは、汚水処理用減価償却資産の耐用年数表¹⁾から、躯体の耐用年数を30年として計算することにした。

なお、土壌槽に用いる土壌については、現地の土壌をそのまま使用することにした。

汚水処理用

コンクリート水槽（鉄筋なし）：15年

コンクリート水槽（鉄筋あり）：30年

FRB 水槽（合成樹脂）：10年

制御盤等（下水道業用設備）：12年

注) 小田嶋清治編「耐用年数表と特定設備等の解説」(財) 大蔵財務協会

4.1 処理対象水

100頭分の豚舎排水排水 (BOD=1,700mg/l, SS=4,900mg/l)

4.2 日平均排水量

$$Q = 3 \text{ m}^3/\text{d}$$

4.3 計画流入負荷量

$$L(\text{BOD}) = 1,700 \text{ gr}/\text{m}^3 \times 3 \text{ m}^3/\text{day} = 5.1 \text{ kg}/\text{day}$$

4.4 施設容量

1) 流量調整槽及び沈殿槽

$$\text{HRT} = 16 + 32 = 48 \text{ hr}, \text{ 空隙率} = 65\%$$

$$\text{槽容量 } V = 3 \text{ m}^3/\text{d} \times 2 \text{ days} \div 0.65 = 9.3 \text{ m}^3$$

$$\text{BOD 除去率 } R = 30\%$$

$$\text{処理水質} = 1,700 \times (1 - 0.3) = 1,190 \text{ mg}/\text{l}$$

$$L(\text{処理水}) = 5.1 \text{ kg}/\text{day} \times (1 - 0.3) = 3.57 \text{ kg}/\text{day}$$

2) 循環接触曝気槽

$$\text{槽容量} = \text{流入 BOD 負荷量} \div \text{BOD 容積負荷量}$$

$$= \{3.57 \text{ kg}/\text{day} \div 0.3 \text{ kg}/\text{m}^3\} \div 0.65$$

$$= 11.9 \text{ m}^3 \div 0.65 = 18.3 \text{ m}^3$$

$$\text{BOD 除去率} = 90\%$$

$$\text{処理水質} = 1,190 \text{ mg}/\text{l} \times (1 - 0.9) = 119 \text{ mg}/\text{l}$$

3) ポンプ槽

$$\text{ポンプ槽容量} = 3.0 \text{ L} \times 0.9 \text{ W} \times 1.2 \text{ H} \div 0.65 = 5.0 \text{ m}^3$$

4) 土壌槽

トレンチの面積=長さ×幅=1.5m²/頭×100頭=150m²

BOD 除去率=97%

処理水質=119mg/l×(1-0.97)=3.6mg/l

4.5 施設の所要面積

付録Bの設計図面より、長さ27m、幅10mの270m²が所要面積である。

4.6 費用

		年当たりの経費 (円/年)
① 建設費:	5,750,000	223,467
躯体一式:	1,156,700	38,557
躯体:	549,000	
床掘・埋戻:	231,000	
敷均し等:	376,700	
ブロー室:	235,000	7,833
充填材一式:	1,434,900	47,830
流量調整槽:	221,600	
沈殿槽:	440,000	
接触ばっ気槽:	632,400	
ポンプ槽:	140,900	
土壌処理槽関係:	2,255,000	75,167
掘削・埋戻一式:	300,000	
分水工一式:	302,000	
排水工一式:	1,333,000	
集水工一式:	320,000	
脱窒用循環システム一式:	32,400	1,080
配電盤, 制御盤等:	636,000	53,000

② 維持管理費一式:	50,000円/回	100,000
------------	-----------	---------

ただし、維持管理の頻度は年2回とする。

③ 汚泥処分費一式:	100,000円/回	50,000
------------	------------	--------

ただし、汚泥の引き抜き頻度は2年に1回とする。1回の汚泥引き抜き量は10m³である。

合計 (①+②+③)		373,467
------------	--	---------

年当たり頭当たりの必要経費 (円/頭/年)

= (建設費/耐用年数) + (維持管理費) + (汚泥処分費)

≒3,700円/頭/年

なお、脱窒用循環システムとして、集水工、制御盤及び脱窒用循環システムを採用しているが、これらの経費は年間265円/頭/年 (全体の約7%に相当) であり、環境保全の立場から脱窒用循環システムを含めて設計するのが妥当である。

5. まとめ

豚舎からの排水は、ポロ出しによる除去量を考慮してもかなり高濃度であり、発生負荷量としても大きい。このような排水の処理に土壌浸透法を適用する場合には、目詰まりを生じないための限界負荷量まで、事前に処理しておくことが必要である。

各処理施設での処理効果を比較するため、供給原水の濃度を100とした時の各施設からの処理水濃度を見たものが図13である。土壌処理槽までの前段処理で、原水の50%程度が除去される物質は、BOD、COD 及び SS である。一方、窒素、リンについては十分な除去は行われていない。

これらの前段処理施設の役割は、土壌処理槽への流入負荷を事前に削減し、土壌が持つ有機物分解速度よりも流入負荷速度を小さくし、目詰まり現象が発生しないようにすることである。前段処理施設である沈殿槽、接触曝気槽の除去機能が十分に発揮されていないとはいえ、目詰まりの発生原因である浮遊物質(SS)や有機物質(BOD、COD)に対しては土壌槽の目詰まりを発生させない程度には削減しており、施設全体から見れば土壌処理槽の目詰まり防止に寄与していると判断できる。

本実験は、1978年1月から10年以上も目詰まりを生じることなく運転されている。この期間の土壌処理施設によって期待できる汚濁物質削減能力と放流水質について、表7 (b)の各処理工程別の日当たり処理能力の結果を基に算定したものを表10に示す。

表10 土壌処理施設の運転条件と期待される処理効果

	流入負荷量 g/m ² /day	除去率 %	流入原水濃度 mg/l	放流水質 mg/l
BOD	3.1	98.4	187	2.9
COD	1.6	96.5	107	3.8
SS	2.4	95.7	164	7.0
T-N	1.3	71.0	93	27
T-P	0.33	97.7	22	0.5

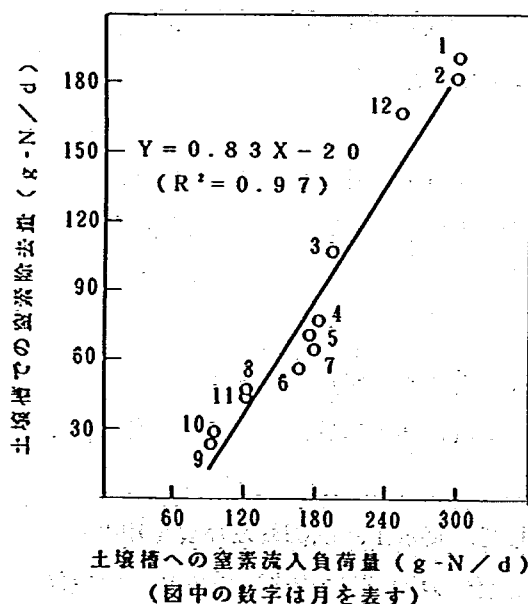


図12 窒素の負荷量と除去量との関係

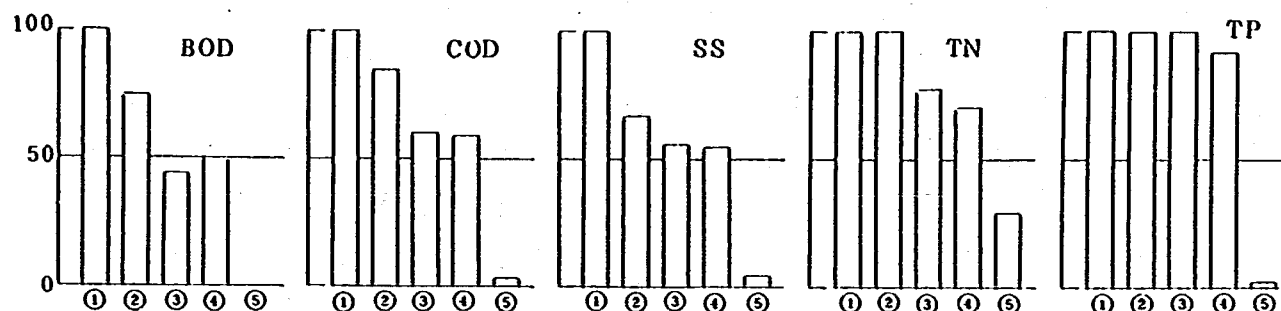


図13 窒素の負荷量と除去量との関係

注) ①：活性汚泥処理水（本施設への供給原水）、②：沈殿槽流出水
③：循環曝気槽流出水、④：ろ過槽流出水、⑤：土壌処理槽流出水

このような結果からも明らかなように、有機物に対する除去能力は高く、特に、BODやCODについては、それぞれ98.4%と96.5%に達している。また、土壌粒子によるろ過作用も働き、SSに対する除去率は95.7%と高い。リンについては、土壌中に含まれる活性アルミナとの強い吸着結合により土壌の限られた領域において効果的に除去され、97.7%の除去率になった。しかしながら、窒素に対する除去率は71%と相対的に低い結果となった。このことは、排水中に含まれる窒素化合物が酸化されて、最終的には土壌粒子との間に吸着反応を示さない硝酸塩に変化して土壌槽から流出するためであり、土壌処理槽だけで窒素を除去することは困難である。いづれにしても、窒素以外の物質、特に、有機物やリンに対する除去方法としては高度処理法の1つとして評価できる。そして、窒素除去のための改善については、前段処理に窒素除去方法の1つである硝化脱窒工程を組み込むことにより対処できる可能性がある。

〔土壌処理施設での物質収支〕

本処理施設全体における有機物、窒素、リンについての物質収支を図14に示す。有機物については、土壌処理槽と前段の処理施設とではほぼ半分づつ除去している。窒素については、前段処理施設と土壌処理槽での除去量と土壌槽からの流出量が各々1/3づつになっている。土壌処理槽での窒素除去能力の限界を考慮すると、前段処理施設で窒素の除去を改善することが必要となる。リンについては、前段処理施設での除去は蓄積汚泥の引き抜きによる除去量だけであり、無人による長期運転では除去できないと考えた方がよい。実際、リンの除去に寄与している処理施設は土壌槽のみであり、使用する土壌はリン吸着能力の高い火山灰由来の土壌を選定することが望ましい。

また、土壌処理法を污水处理の面からのみ評価するのではなく、汚水中に含まれる栄養塩類の肥料としての活用にも目を向けることが必要である。汚水を浸透させた土壌での植生は、病害虫に対する耐性が強く、収量の増加、品質の良さなど多くの優れた点がある。さらに、土壌の劣化防止である地力の維持にもつなげる。

〔窒素除去のための改善方法〕

すでに述べたように、本処理方式の最大の弱点は窒素に対する除去能力の低さにある。しかし、処理施設からの窒素濃度は常時高濃度で安定している訳ではなく、夏場に低く冬場に高くなる

傾向にあり、濃度の幅も22-37mg-N/lと大きい。しかし、流入水と流出水との濃度差を土壌による除去量とすると、夏場の除去量は少なく冬場は多くなっている。7年間の実験データを基に月別の窒素濃度、BOD濃度及び地温を表11に示す。また、土壌処理槽の流入と流出の濃度差と処理水量(3m³/d)とを掛けて負荷量単位の除去量に換算し、流入負荷量との関係を図示したものが図12である。両者の関係が線形関係にあることから、除去量は負荷量に比例する(比例定数0.83)即ち、流入負荷量に関わり無く一定量(83%)が除去されることを示している。このような現象が土壌中での窒素捕捉率のみで説明しようとする、生物反応の不活発な冬期の方が夏場よりも窒素の除去率が高いことや、硝酸態窒素という最終生成物によって処理槽から流出してしまうという無理な解釈をしなくてはならないことになる。

一般的に、窒素除去の本質は脱窒反応であると考えれば、脱窒反応に必要な有機炭素の供給濃度と反応速度に影響する地温の変化を考慮する必要がある。表11のBOD濃度では、冬場に高く、夏場は低いので、窒素除去量に対応した関係になっており、両者の相関性は低いものの現象を説明しうることになる。

$$(\text{月平均窒素除去量}) = 0.33 \times (\text{月平均BOD除去量}) + 0.62, R^2 = 0.58$$

しかし、硝化反応に必要な有機物質は、比率からみるとBOD/TN=4.7といわれており、実際の除去量の比率が $\Delta\text{BOD}/\Delta\text{TN}=2.33$ であることから、土壌中に本来存在していた有機物からかなり補給していたことになる。このようなことから、窒素除去を主体に考えるならば、前段処理で必要以上の有機物除去を行うと後段の土壌処理で窒素が除去できないジレンマに陥る。

本施設では、接触曝気槽を循環式に運転できるように工夫をしており、前段処理施設で硝酸態窒素まで酸化できるならば、嫌気性となっている沈殿槽へ返流することにより生物学的な窒素除去が可能となり、妥当性のある処理方式が確立することになる。

表11 土壌処理槽での運転結果

月	深度別地温(℃)		流入水濃度			土壌処理水		平均除去量	
	0.3m	1.2m	BOD (mg/l)	T-N (mg/l)	窒素負荷量 (kg-N/M)	T-N(mg/l)	BOD (kg/M)	T-N*) (kg/M)	$\Delta\text{BOD}/\Delta\text{TN}$
1	-0.3	0.1	102	100	9.00	36	8.91	5.46	1.63
2	-1.2	-1.2	143	99	8.91	37	12.6	4.86	2.59
3	-0.9	-1.5	121	65	5.85	29	10.6	3.72	2.85
4	4.0	2.0	100	61	5.49	35	8.73	2.58	3.38
5	10.1	6.5	38	59	5.31	35	3.15	2.19	1.44
6	16.5	10.9	46	58	5.22	35	3.87	2.34	1.65
7	21.3	16.1	64	60	5.40	29	5.49	2.10	2.61
8	22.6	18.6	68	41	3.69	25	5.85	1.65	3.55
9	19.4	17.1	61	31	2.79	23	5.22	1.02	5.12
10	13.5	13.4	33	32	2.88	22	2.70	0.99	2.73
11	6.8	7.9	32	41	3.69	26	2.61	2.43	1.07
12	2.2	3.4	92	84	7.56	28	8.01	4.05	1.98
Av.	9.5	7.8	75	61	5.49	30	6.48	2.78	2.33

*) 3点移動平均値から算出した。

〔目詰まり防止対策〕

すでに述べたように、目詰まりを発生させないためには、土壌中での有機物分解速度以下に土壌に供給する有機物の速度を制限する必要がある。特に、豚舎排水の場合、ボロ出し率を高くすることは重要であるが、それでも高濃度の排水であるから、前段処理を確実に達成することが肝要である。また、分解速度の遅い油分、グリース、SS成分などは目詰まりに直接影響するので十分に除去することが必要である。土壌処理法を採用している全国の施設の実態調査によれば（内部資料）、目詰まりを発生させない限界負荷量はBODで $2\text{ g/m}^2/\text{day}$ であった。本施設でのBOD負荷量は $3\text{ g/m}^2/\text{day}$ と1.5倍であったが、使用した土壌が有機物含有量の多い多孔質の土壌であったためと考えられる。

また、土壌中に敷設する汚水供給パイプを複数にして交互使用することも、目詰まり対策としては有効な方法である。

〔処理水の衛生学的安全性〕

本実験を通して、処理水中の大腸菌群を測定したが、検出されていない。土壌槽からの細菌類の漏洩は、汚水が土壌粒子と接触しないような水みちを通過する場合に生ずるもので、汚水を表面散布によって供給する方式では起きやすい。直下流を防ぐためにトレンチの下部に防水シートを敷設した本方式では、小口径の穴を多数持つパイプから供給された汚水は、一旦下部の防水シート上に溜まった後、トレンチの周りの土壌中を毛管上昇し、横方向の浸透を経ながら土壌槽底部へと移動する。この間に、汚水中の細菌類は、土壌粒子の表面に吸着し、多くの土壌細菌による拮抗作用によって死滅させられる。

土壌中での細菌類の移動は、土壌粒子による吸着と土壌細菌による拮抗作用とによって説明できる。土壌中の細菌濃度を汚水の浸透方向と滞留の経過時間ごとにその濃度を調べると、指数的に減少することが判明しているため、土壌中の細菌濃度は次のように表現することができる。

$$C_{z,t} = C_{a,0} \exp(-K_s Z - K_d t)$$

ここで、 $C_{z,t}$ ：土壌の深さ Z 、散水後の経過時間 t での細菌数

$C_{a,0}$ ：土壌表面の散水直後の細菌数

K_s ：土壌の持つ吸着速度定数（1/m）

K_d ：土壌の持つ死滅速度定数（1/d）

土壌と汚水の接触実験によって求めた吸着と死滅の速度定数から、吸着速度定数が極めて大きいことから、土壌帯が汚水中の細菌の移動を制限する強いバリアーの役割を果たしていることがわかる。このため、水みちが生じないような土壌への汚水供給条件として、毛管上昇法を採用する必要がある。（参考資料：安中徳二、

長谷川清「二次処理水の土壌による高度処理に関する調査」土木研究所資料第2243号、昭和60年10月）

細菌に対する吸着及び死滅速度定数

	$K_s(1/m)$	$K_d(1/d)$
大腸菌群	11.5	0.84
腸球菌	29.2	0.69
ブドウ腸球菌		2.53

〔経済的評価〕

土壌処理方式を普及させるためには、目詰まりをさせずに効果的な除去を達成させるとともに、建設費や維持管理費等に要する経費が従来法に比較して安価であることが要求される。必要な経費としては、用地費、建設費、電気代、汚泥の引き抜きと処分費、点検整備・修理などである。ただし、用地費

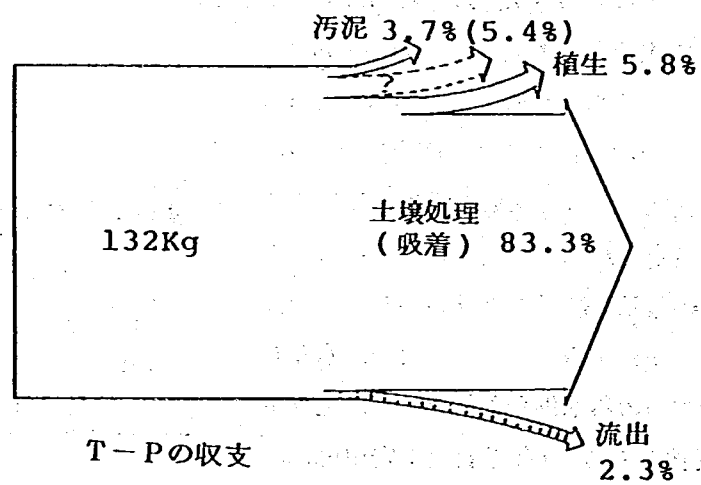
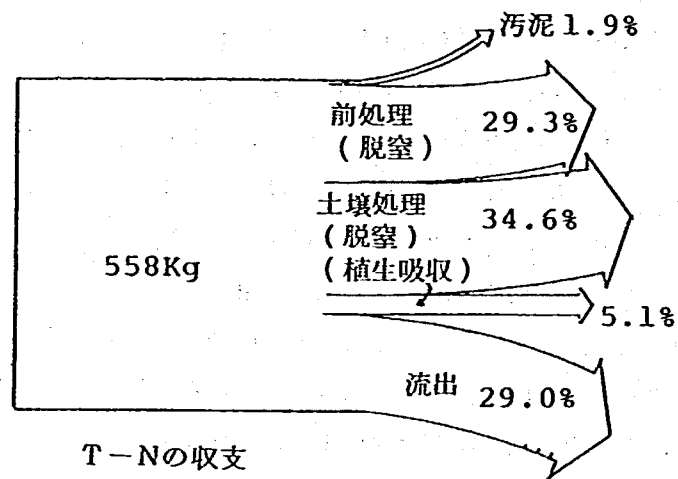
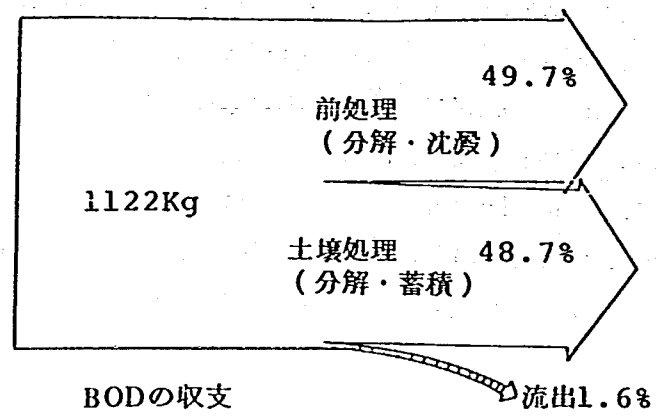


図14 土壌処理方式での物質収支

については、個人または事業主が所有する敷地内で処理するのが前提であるので、用地の確保に要する費用は計上しないのが普通である。

このような前提で体重75kg程度の肉豚一頭当たり、年当たりの必要処理経費は、約3,700円であった。ただし、公的機関が本方式を採用する場合には、取得すべき用地面積は他の処理方式に比べはるかに大きな面積となるので、用地確保の可否そのものが採用の可否の決定的な判断要素となってしまう可能性もある。

おわりに

近年、ダム貯水池が上水源として極めて重要な役割を演じている反面、アオコの発生、トリハロメタンや農業による汚染、異臭味等の問題などを反映して、水源地二法^甲が成立したところである。ダム貯水池においては、アオコの発生対策としてエアリフトを用いた深層曝気などの対処方法が実施されているが、水質を汚染している有機物や栄養塩類の削減が本質的な対策である。本研究の動機は、流域内に存在する汚染源の中でも発生負荷量の大きな豚舎排水を対象に、現実的で効果的な対策の確立を図るものであった。

豚舎からの排水処理を対象にした土壌処理方法の検討を行った根拠は、豚舎からの排水が大きな発生負荷量を示すことと、処理に必要な用地が発生源の周辺に十分確保できること、及び建設費や維持管理費等が安価であることなどである。

長期にわたる実験の結果、沈殿や生物処理と土壌処理を組合わせた土壌処理施設での有機物に対する除去能力は優れ、BOD及びCODに対する除去率はそれぞれ98.4%と96.5%に達している。また、土壌層が土壌粒子の集まりであるろ過層となっており、SSに対するろ過効果にも優れており、SS除去率は95.7%となっている。リンの除去は、一般的な生物処理では困難であるが、リン吸着能力の高い土壌を用いた土壌浸透処理を組合わせることにより97.7%と高い除去率を達成することができるとを実証した。一方、窒素の除去は、前段処理施設と土壌処理施設での処理量と放流による流出負荷量とがそれぞれ3分の1ずつであった。すなわち、全施設での除去率は71%と低い結果になった。

窒素の除去も目標とするならば、前段処理施設の曝気槽で硝化した処理水を嫌気性になっている沈殿槽に返送し、脱窒させる循環処理法を採用することが現実的である。

処理水を地下水へ供給する浸透方式を採用する場合に問題となるのは、硝酸態窒素濃度の上昇と衛生学的安全性の確保の問題である。大腸菌群等の細菌群についての土壌吸着力は極めて高いので、水みちのような土壌粒子と接触しないで汚水が流下することを防ぐ毛管浸透法を採用することが重要である。

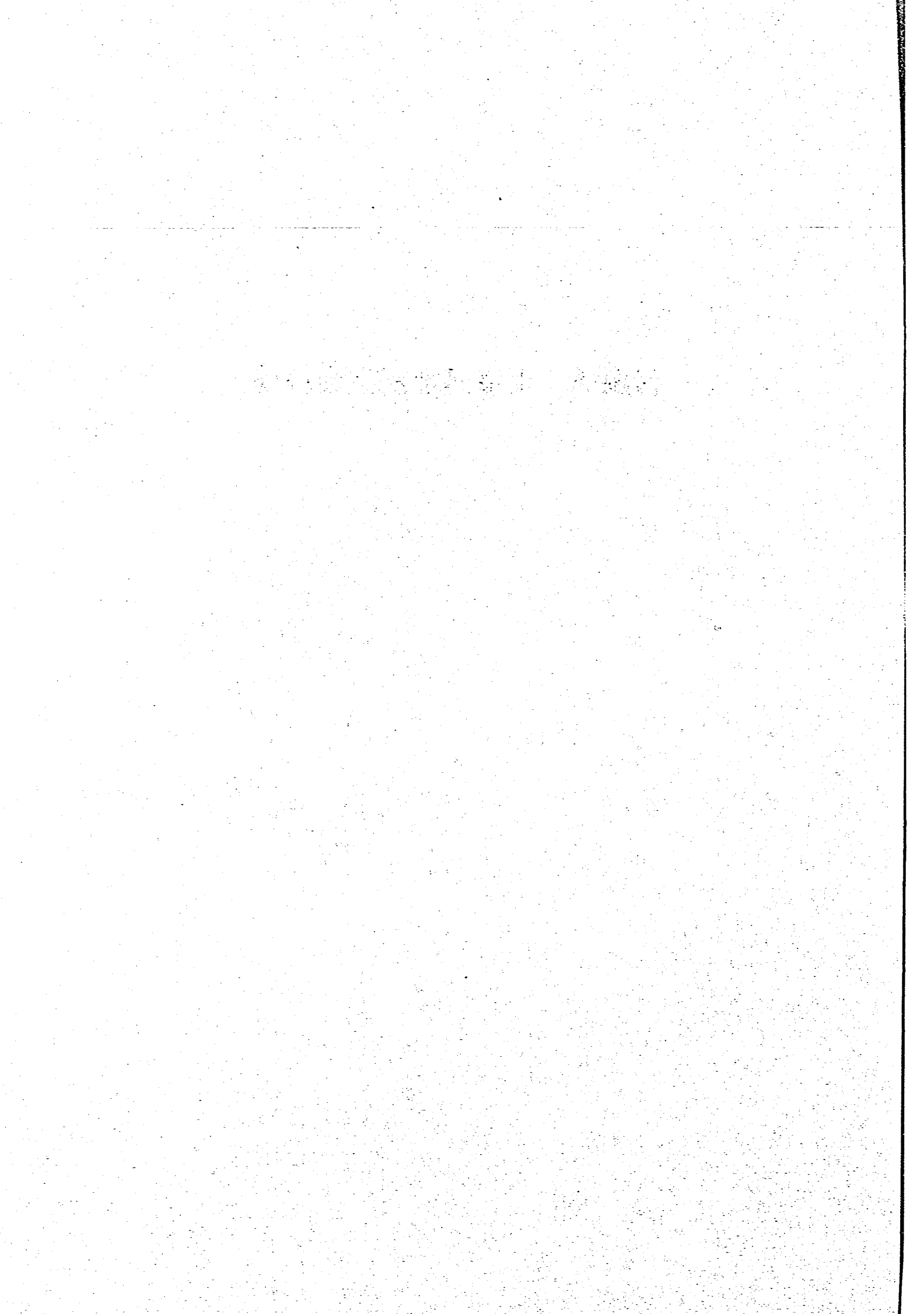
いづれにしても、毛管浸透を適用した土壌処理方式は、窒素除去を前段施設で行えるよう（嫌気性沈殿一循環接触曝気）方式を組込むことにより、すべての項目を概ね95%以上の除去とすることが可能となる。そして、有機物、リンに対しては高度処理法の1つと評価できる。

また、黒ボク土壌である多孔質の土壌を使用した本土壌処理槽への流入負荷量はBODで3g/m²/dであり、この負荷量以下で運転すれば長期間目詰まりは発生しない。

結論として、土壌処理方式は窒素に対する除去能力が低いものの、有機物やリン等、ほとんどの汚濁物質に対して極めて高い除去能力を有していることが実証された。

注) 厚生省が提出した「水道原水水質保全事業の実施の促進に関する法律」と環境庁が提出した「特定水道利水障害の防止のための水道水源水域の水質の保全に関する特別措置法」が平成6年2月に成立した。

付録 A 土壌処理調査の経緯



1976 (昭和51) 年度

- ・富栄養化現象の原因と対策に関する資料収集
- ・土壌処理に関する調査方針の決定

1977 (昭和52) 年度

- ・1977年11月, 実験施設完成
- ・1977年12月, 土質実験の実施
- ・1978年1月から排水処理実験開始
水質測定項目: pH, $\text{NH}_4^+\text{-N}$, $\text{NO}_2^-\text{-N}$, $\text{NO}_3^-\text{-N}$, T-P, BOD_5 , BOD_∞ , COD, SS

1978 (昭和53) 年度

- ・水質, 土壌, 微生物, 植生, 気温及び地温の測定を開始する。
水質測定項目: pH, $\text{NH}_4^+\text{-N}$, $\text{NO}_2^-\text{-N}$, $\text{NO}_3^-\text{-N}$, O-N, T-P, BOD_5 , BOD_∞ , COD, SS
- ・ポンプ槽の3ヶ所から汚泥を引抜き, 県の沈殿槽に搬入

1979 (昭和54) 年度

- ・前年度の内容を継続
水質測定項目: pH, $\text{NH}_4^+\text{-N}$, $\text{NO}_2^-\text{-N}$, $\text{NO}_3^-\text{-N}$, O-N, T-P, BOD_5 , BOD_∞ , COD, SS

1980 (昭和55) 年度

- ・前年度の内容を継続
水質測定項目: pH, $\text{NH}_4^+\text{-N}$, $\text{NO}_2^-\text{-N}$, $\text{NO}_3^-\text{-N}$, O-N, T-P, BOD_5 , BOD_∞ , COD, SS
- ・植生調査の実施

1981 (昭和56) 年度

- ・前年度の内容を継続
水質測定項目: pH, $\text{NH}_4^+\text{-N}$, $\text{NO}_2^-\text{-N}$, $\text{NO}_3^-\text{-N}$, O-N, T-P, BOD_5 , BOD_∞ , COD, SS
- ・1981年9月19日から11月11日にかけて滞留時間の調査実施
- ・1981年10月5日, 接触曝気槽の後段部から汚泥を引抜き前段部に返送する
- ・1981年度で北上川ダム統合管理事務所独自の土壌処理実験は終了する。
- ・1982年3月15日に土木研究所が放流管に渦流量計を設置する。

1982 (昭和57) 年度

- ・土木研究所と統合管理事務所との共同研究が開始する。
(事務所にて調査方針の確認を行う。1982/7/21)
- ・前年度の内容を継続
水質測定項目: pH, $\text{NH}_4^+\text{-N}$, $\text{NO}_2^-\text{-N}$, $\text{NO}_3^-\text{-N}$, O-N, T-P, BOD_5 , COD, SS
- ・微生物調査, 植生調査実施
- ・原水流入部に流量制御機器を設置(土研購入, 1983/3/24) する。
- ・自記雨量計の設置

1983 (昭和58) 年度

- ・水質測定項目: pH, $\text{NH}_4^+\text{-N}$, $\text{NO}_2^-\text{-N}$, $\text{NO}_3^-\text{-N}$, O-N, T-P, BOD_5 , COD, SS, C1

- ・ 土壌分析, 植生調査実施
- ・ 1983年 7月26~28日, 土壌断面調査を実施する。
- ・ 1984年 2月27~29日, 土壌処理実験総括会議を開く。
- ・ 1984年 2月29日, 槽内の汚泥引抜き実施
- ・ 1984年 3月 6日, 汚泥の蓄積状況調査を実施する。

1984 (昭和59) 年度

- ・ 水質測定項目: pH, NH_4^+-N , NO_2^--N , NO_3^--N , O-N, T-P, BOD_5 , COD, SS, C1
- ・ 植生調査 (TN, TP, TK の成分分析)
- ・ 土壌槽へ土壌を補給
- ・ 空気量調整工事
- ・ 第38回建設省技術研究会 (仙台) で「汚水の土壌処理技術と問題点」を発表

1985 (昭和60) 年度

- ・ 水質測定項目: pH, NH_4^+-N , NO_2^--N , NO_3^--N , O-N, T-P, BOD_5 , COD, SS, C1
- ・ 汚泥分析実施 (BOD_5 , T-N, T-P, SS, VSS)
- ・ コンプレッサー用自動水抜き装置取り付け
- ・ 演算記録機器保護用室温装置取り付け
- ・ 演算/データ処理機能・A/D 記録計設置 (東芝739, 土研購入)
- ・ 小原氏が開発したトレンチ内有孔管クリーナ及び汚泥引抜き装置を製作取付

1986 (昭和61) 年度

- ・ 水質測定項目: pH, NH_4^+-N , NO_2^--N , NO_3^--N , O-N, T-P, BOD_5 , COD, SS, C1
- ・ 土壌中の細菌分布測定
- ・ 沈殿槽の充填材交換 (目詰り防止のためコンテナ方式採用)

1987 (昭和62) 年度

- ・ 水質測定項目: pH, NH_4^+-N , NO_2^--N , NO_3^--N , O-N, T-P, BOD_5 , COD, SS, C1
- ・ 土壌中の脱窒菌の測定
- ・ リン吸着能力の測定
- ・ 散水用有孔管内の汚泥抜き取りの実施

1988 (昭和63) 年度

- ・ 水質測定項目: pH, NH_4^+-N , NO_2^--N , NO_3^--N , O-N, T-P, BOD_5 , COD, SS, K
- ・ 土壌処理槽の断面調査
- ・ 渦流量計の修理

1989 (平成01) 年度

- ・ 岩手県の公園化事業により, 県畜産試験場養豚部の豚舎が移転のため, 一時休止となる。このため, 平成元年に原水供給用パイプライン, 遠隔監視盤, 操作盤, 電源とパルスケーブル(546 m)の敷設及び流量調整槽の新設工事 (施設及び電気工事費9,974,400円) を実施する。
- ・ 1989年12月11日, 北上川ダム統合管理事務所において, 県側原水供給先の移転後における調査方針について打合せを行った。

(参加者：土研：長谷川，事務所：増田久彦事務所長，松田敬一調査課長，千葉和民計画係長，伊藤義春調査係長，小原紀男主任)

1990 (平成02) 年度

- ・ 固液分離機構入据付け (1,740,500円)
- ・ 1990年8月30日に，盛岡市で開催された建設省技術管理連絡会水質分科会の参加の折り，長谷川（土研）は北上ダム統合管理事務所にて，汚水の濃度別，流量の規模別実験及び放流水の循環処理による脱窒実験について打合せを行う。

(参加者：土研：長谷川主任研究員，事務所：松田敬一調査課長，森禎一調査係長，小原紀男主任)

1991 (平成03) 年度

- ・ 1991年2月25日に，土木研究所水質研究室にて，今後の調査方針を議論し，次の諸点を2～3年かけて確認した後，本調査を終了することに決定した。

(参加者：土研：長谷川主任研究員，事務所：森禎一調査係長，小原紀男主任)

- ① 目詰まり等による寿命の把握
- ② 大腸菌群等による生物学的な安全性の確認
- ③ 窒素除去の改善策に対する確認

- ・ 1991年11月18日に，北上川ダム統合管理事務所所長室において，現調査についての打合せを行い，上記の方針を再度確認した。

(参加者：土研：長谷川主任研究員，地建：田仲光美河川管理課長，事務所：佐々木勲所長，智田竹彦調査課長，森禎調査係長，八重樫主任)

1992 (平成04) 年度～1993 (平成05) 年度

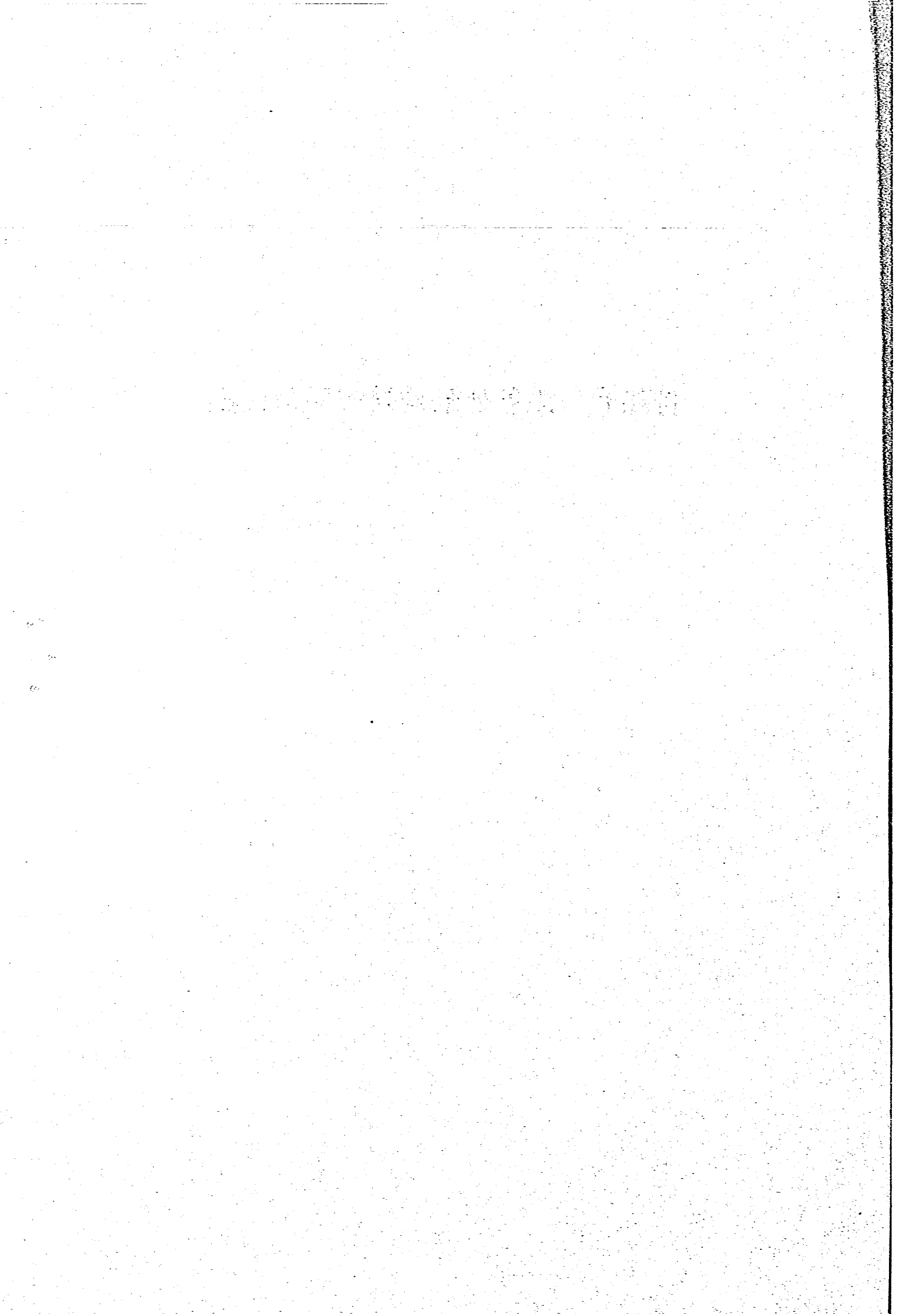
- ・ この期間，県畜産試験場の職員からの報告によれば，ほとんど処理施設は運転されていなかった。土木研究所への調査報告もない状態であった。

10月に東北地建河川管理課の田仲光美課長より電話が土研にあり，本年度をもって北上ダム統合管理事務所の土壌処理実験を終了するとの通知連絡があった。

*本土壌処理実験は，ダム上流域に散在する畜産等からの排出負荷量を効果的に，しかも低コストで処理できる画期的な浄化手法を確立するために行ってきたものである。また，このような実規模での処理実験を長期間にわたって実施した例は，日本ではほとんどなく，大変貴重な成果を生み出してきた。しかし，多くの成果にもかかわらず，本処理方式を広く普及するためには，1991年2月25日に土木研究所水質研究室に於て，また同年11月18日に北上川ダム統合管理事務所所長室において確認した ①目詰まり等による寿命の把握，②大腸菌群等による生物学的な安全性の確認及び③窒素除去の改善策に対する確認を行うことが最低限必要であった。

このようなことから，供給先の豚舎移転についても，供給用パイプラインの敷設工事等を完了させ，概ね3ヶ年で終了する追加調査に備えていたが，取り決めた確認実験が実施されないまま終了することになったのは誠に残念という外はない。

付録 B 土壌処理施設の設計図面



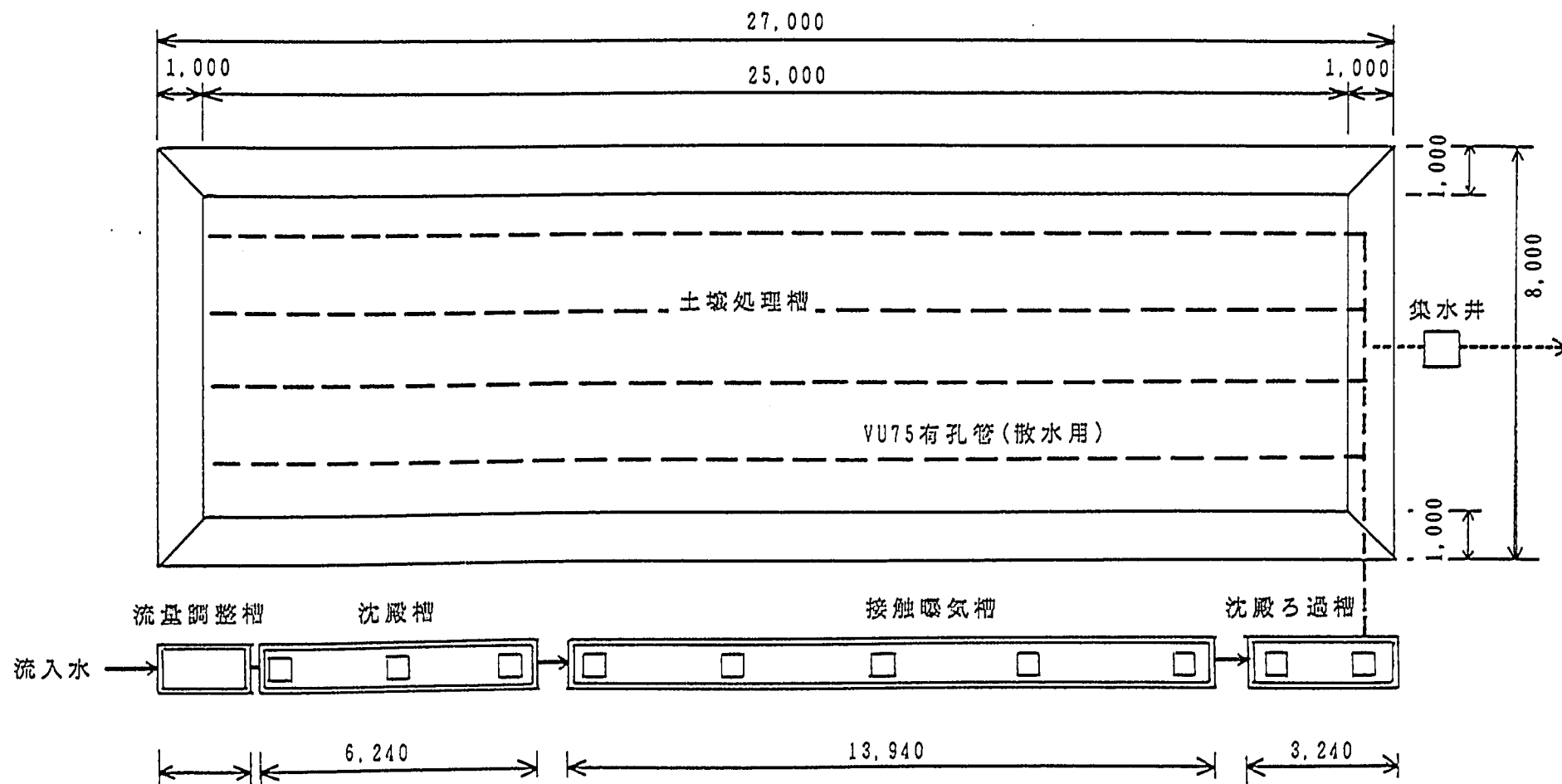


図 土壌処理施設関連平面図

図 土壤処理施設関連断面図

付録 C 汚水の土壌処理における浄化機構と能力

THE UNIVERSITY OF CHICAGO PRESS

汚水の土壌処理における浄化機構と能力

長谷川 清

1. はじめに

下水の農地還元としてはヨーロッパ各地で灌漑利用があり、かなり古くから行われてきたが、わが国ではほとんど実施されていない。わが国の場合、糞尿を熟成させて農業に利用していたが、化学肥料の普及、都市における下水道の発達、普及が進むにつれ、農地還元はなくなってきた(安中, 1977)。また、土壌での処理・還元システムは科学的にも技術的にも確立されたものではなく、さらに土壌、植生および地下水への汚染に対する危機、取扱いでの非衛生さなども敬遠されてきた理由であろう。

しかし、近年、工場排水とともに生活系排水が未処理のまま放流されることにより、貯水池や湖沼など閉鎖性水域における富栄養化現象が問題となってきている。このため、栄養塩類である窒素、リンの除去が必要となっており、このような観点から土壌処理がふたたび注目を浴びはじめてきた。いうまでもなく下水道関連の予算が十分に確保され、都市域だけでなく地方へも均等に普及すれば、問題は今日ほど深刻にはならなかったのである。日本の下水道は歴史も浅く、普及率もまだ33%程度で、都市域に偏重されて普及したため、財源難の地方公共団体が安価といわれる土壌処理方式を採用することは、文化水準、生活環境のレベルアップからも納得のいくところである。著者は土壌学面では素人であり、汚水浄化の手段として土壌を扱ってきたので、複雑な土の浄化能力を解き明かすことは不可能である。しかし、土壌浄化法そのものが、自然(土壌)の摂理、働きを無視して成立するものではなく、むしろその特性を理解し、活用することから、本質的には一致するものと考えている。

2. 日本の土壌の特徴

日本の土壌の分布を大ざっぱに分ければ、褐色森林土(約55%)が大半で、そのうち山地が45%、低い山地・丘陵が10%である。その他、黒ボク土が16.4%、灰色低

地土7%、グライ土7%となっている。汚水浄化が不可能な山地を除いた土壌の特徴は気候、生物の因子の影響を強く受けた成帯性土壌として広く森林土壌(60~70%)が分布していることであり、火山国で降水量が多いため酸性土壌であることが多い。成帯内性土壌としては火山灰を基に腐植がたまった黒ボク土や、人為的な水田土壌(グライ土壌等)などがある(松井, 1976)。いずれにしても、土壌の形成には多くの因子が関与しており、この面での文献、参考書も多いので参考にされたい。

3. 土壌微生物による有機物の分解

土壌の表層には動植物の遺骸およびその分解物である有機物が多く含まれており、有機物の量に見合った微生物、原生動物が数多く存在している。このような条件の土壌に汚水を浸透させると、汚水中の有機物は吸着され、土壌微生物等の働きにより炭酸ガス、水に分解される。

土壌の深さをいろいろ変えたカラムに汚水(下水)を通過させ、流出水中の全有機態炭素(TOC)、MBASを測定すると図1のような結果が得られる。この結果から土壌の有機物に対する除去能力はきわめて高いことに気づく。しかしながら、この除去量すべてを生物化学的分解に基づくものと考えすることはできない。すなわち、活性炭吸着のように有機物と土粒子との吸着現象が20~30cmの土壌通過中に生じており、その後、微生物の活動により分解されていくことになる。このため、微生物による分解速度以上に有機物を負荷させても土壌の見かけ上の浄化能力で汚水は処理できるが、未分解の有機物が蓄積し、腐敗することにより、目詰りを起こすことになる。長野県、茨城県での現地調査を行った結果、1日当たりの有機物負荷量の限度は BOD_5 表示で約 $2\text{ g/m}^2\cdot\text{d}$ であった。この目詰りを起こさない限度以下であれば、 BOD_5 除去率は90~99%まで効率よく達成することができる。しかし、流出水を COD_{Cr} で測定すると BOD_5 では検出されない比較的分子量の大きな有機物が検出されることがあり、見かけ上の除去率は低くなる。これは浄化された水が、土壌にあらかじめ含まれている有機物

を洗い出すためである。このことは、有機物濃度の低い汚水を多量に散布すれば、土壌中の有機物（腐植）が洗い流され、有機物含有量が低下していくことを意味する。

4. アルカリ土類金属の挙動

汚水中に含有される Na^+ , K^+ , Ca^{2+} , Mg^{2+} 等は、土壌を浸透するうちに、土粒子と吸着、平静、溶脱の現象を複雑に繰り返す。一般に、土壌の保持能力は1価のものよりも2価のほうが高く、 $\text{Ca} > \text{Mg} > \text{K} > \text{Na}$ のような傾向を示すといわれている（福岡ほか編，1979）。

閉地下水の二次処理水（ $\text{Ca}=33\text{mg/l}$, $\text{Mg}=13\text{mg/l}$, $\text{K}=13\text{mg/l}$, $\text{Na}=45\text{mg/l}$ ）を土壌に散布したとき、流入量と流出量の関係は図2のようになる。使用し

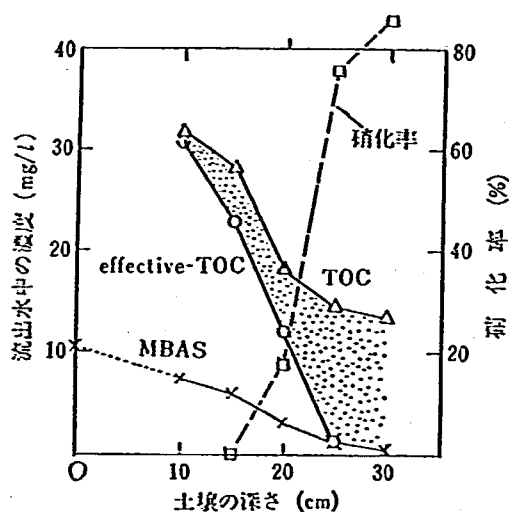


図1 土壌の有機物除去能力

た土壌の分析値を表1に示すが、既耕地はNo.1だけで、いずれの元素も未耕地土壌より100倍程度高い。しかし、流出率（流出量／流入量）が高いのはカリウムのみで、他の元素については土壌による差はそれほど明確ではない。図2でのNo.4は花崗岩風化土壌の試料で、カリウム等の含有量が少ないため吸着が優先している。各元素の流出率を比較すると $\text{Ca} < \text{Mg} < \text{K} < \text{Na}$ の順に高くなり、土壌の保持能力とよく対応する。汚水を長期間散布すれば、流出水中のアルカリ土類金属は流入水の濃度と同じになり、土壌それ自体の溶出による劣化はみられない。流入汚水の影響は土壌の緩衝能力と元素の種類により異なるが、南（1981）の実験結果によれば、土壌容量の3～5倍程度の通水で流出濃度と流入濃度は等しくなり、雨水による洗浄効果は1～2倍程度の水量で現われる。結果の一例を図3に示す。

なお、ほとんどの樹木作物はナトリウムや塩化物に敏感であり、収縮～膨張型の粘土質土壌（モンモリロナイト）ではナトリウム吸着率（ $\text{SAR} = \text{sodium adsorption ratio}$ ）が9以上になると透過率の問題を引き起こすことにもなり（EPA, 1976）、土壌処理の設計・維持管理指標に $\text{SAR} (\text{Na}^+ / \sqrt{(\text{Ca}^{2+} + \text{Mg}^{2+}) / 2})$ を用いることは有効である。

5. 土壌のリン除去機構

土壌とリンとの反応を論じた論文はきわめて多く、ほとんどがアルミニウム、鉄、カルシウムなどとの化学的反応に基づいて除去されるとしている（Novak et al,

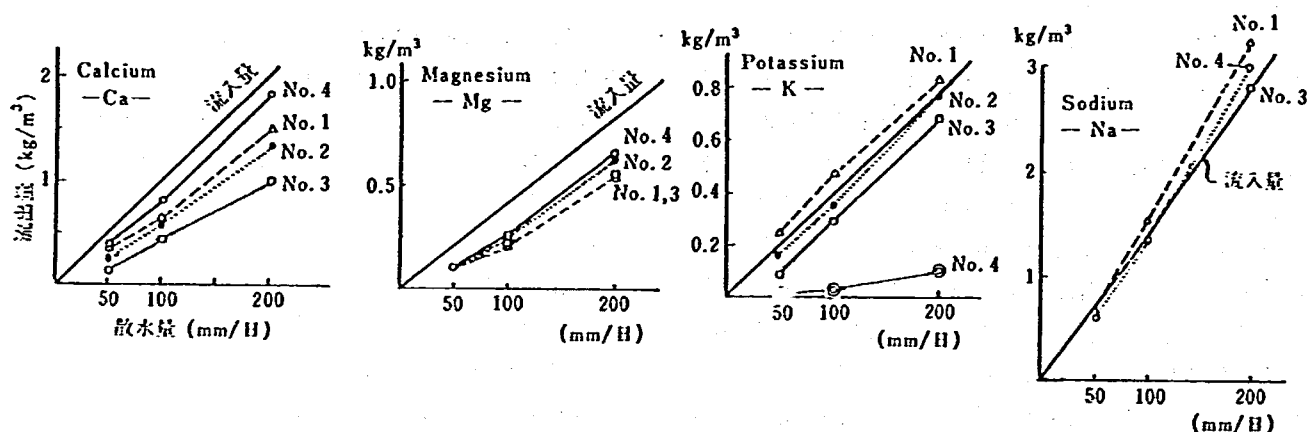


図2 汚水散布による土壌からのアルカリ土類金属の流出量（154日間の積算値）

表1 図2に用いた土壌中のアルカリ土類金属量 (g/kg-soil)

Soil No	土 壌 分 類	Ca	Mg	K	Na
1	火山灰土（黒ボク，既耕地）	23.5	4.6	7.7	1.1
2	火山灰土（岩手山，未耕地）	7.1×10^{-2}	2.5×10^{-2}	2.2×10^{-2}	2.1×10^{-2}
3	火山灰土（黒ボク，未耕地）	5.2×10^{-2}	1.7×10^{-2}	0.9×10^{-2}	2.2×10^{-2}
4	花崗岩風化（未耕地）	0.8×10^{-2}	0.3×10^{-2}	1.1×10^{-2}	3.5×10^{-2}

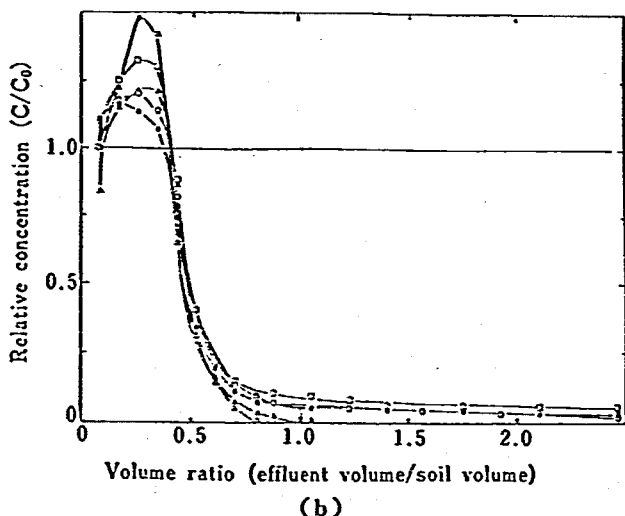
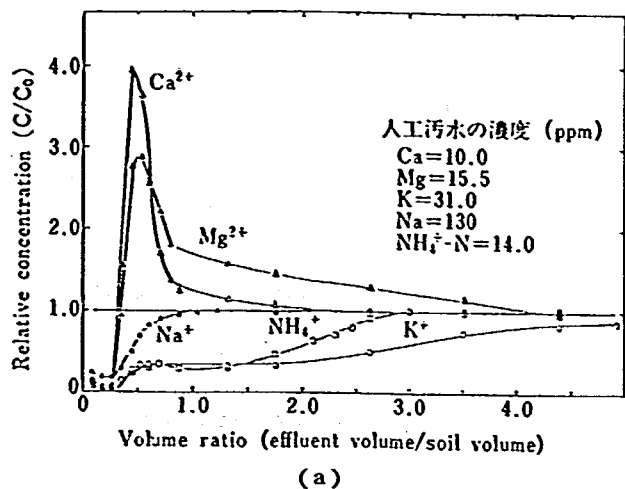


図3 汚水および蒸留水添加による土壌からのアルカリ土類金属の流出
 (a) 汚水散布によるアルカリ土類金属の流出
 (b) 蒸留水添加によるアルカリ土類金属の流出

1975; Novak and Ellis, 1975; Tofflemine, 1977; Chen et al, 1973)。また、吸着量には反応時の温度、pH 等が影響するとしている。

土壌とリン酸との反応はフロイントリッヒまたはラングミュアの等温吸着式で説明できる。一定量の土壌に濃度の異なるリン酸塩溶液を一定量ずつ加えて(pH 7に調整)一定期間振とうすると、土壌吸着量と溶液は平衡状態に近づき、リン酸塩濃度の高いものほど吸着量は増加する。多くの土壌に適合するラングミュア式での土壌の吸着量 (x/m) と溶液中の平衡濃度 ($C_{eq.}$) とは次のような関係式で示される。

$$\frac{C_{eq.}}{x/m} = \frac{1}{K \cdot b} + \frac{C_{eq.}}{b} \quad (1)$$

ここで、 b は土壌の最大吸着量に関する定数、 K はリンと土壌の吸着エネルギーに関する定数。

図4にリンの吸着実験の一例を示す。リン添加量を増すと平衡濃度も吸着量も増加するが、吸着量は最大値 B_{max} に漸近する。 B_{max} は $C_{eq.}$ と $C_{eq.}/(x/m)$ の直線関

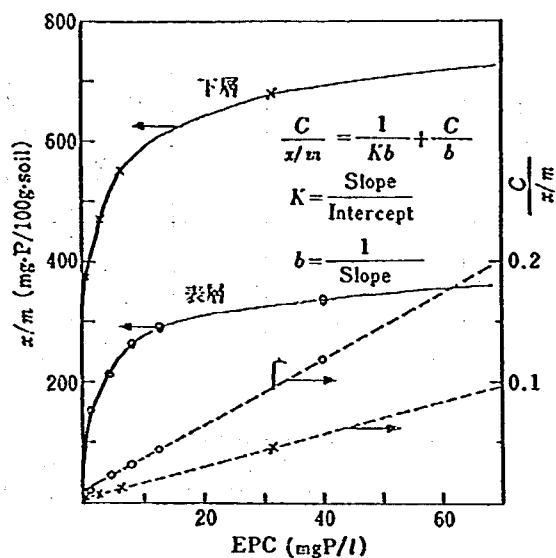


図4 土壌によるリン酸塩の吸着(乾性褐色森林土壌、千葉県)

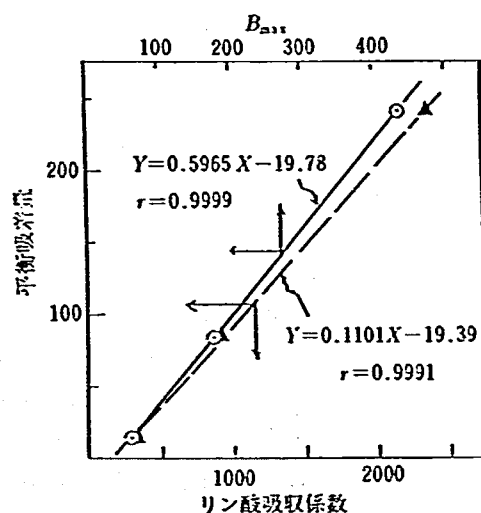


図5 実際の吸着量(平衡吸着量)と B_{max} およびリン酸吸収係数との関係(単位: mg P/100 g 乾泥)

係から Slope^{-1} として求めることができる。

農業関係で用いられるリン酸吸収係数(土壌 10g 当たり 2.5% 正リン酸 25ml を添加して振とうさせたときのリン吸着量)は前記の B_{max} のほぼ 5 倍程度高くなる。これらの B_{max} とリン酸吸収係数は、実際の汚水散布において破過するまで(流出水中のリン濃度が <0.01 mgP/l まで)に可能な吸着量との関係は図5から求められる。すなわち、土壌が実際に吸着できる量は B_{max} の値の 60%、リン酸吸収係数の 11% にそれぞれ相当する。

リンの吸着量を推定する場合、 B_{max} またはリン酸吸収係数を求めず、活性アルミナの測定値から求めることも可能である。すなわち、各種の土壌 ($n=50$ 種類) について求めた活性アルミナ含有量で B_{max} およびリン酸吸収係数を表わすと次式のようなになる。

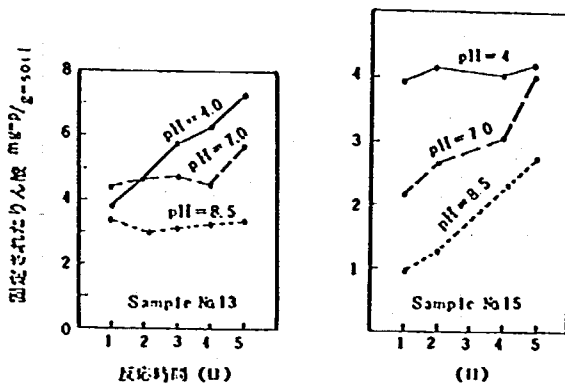


図6 リン酸の吸収に及ぼすpHと振とう時間の相乗効果 (土壌1g, 溶液200ml, pH調整はNaOHまたはHCl。リン酸溶液は KH_2PO_4 -0.01M-NaCl (Pとして100mg/l))

$$R_{\max} = 0.829 \times [\text{Al}] + 0.630 \quad R^2 = 0.82 \quad (2)$$

$$\text{リン酸吸収係数} = 2.43 \times [\text{Al}] + 1.70$$

$$R^2 = 0.88 \quad (3)$$

ただし、前式での単位はmg/g単位であり、活性アルミナの測定はNaF処理後中和滴定法により行った(川口ほか, 1954)。式(2)、(3)からリン吸着量の推定はおおむね可能であるが、決定係数 R^2 に含まれない18~12%が土壌中のpH、粘土鉱物、鉄およびカルシウム、有機物等が影響する部分であろう。

最も大きな影響因子はpHであり、図6はリン吸着に及ぼすpHと反応時間の実測例である。すなわち、酸性側で吸着量は増大し、反応時間が長くなるほど増加する。リン除去の最適pH値が3~4であるのは、リンと活性アルミナで形成されるリン酸アルミニウムの溶解度が最も小さい条件となるからで、日本の酸性火山灰土壌はリン除去にとっては幸いしている。石灰を土壌に添加して中和を行う場合がある。植物にとってはよいことであるが、アルカリ側にすると活性アルミナの表面がアルミン酸イオン $[\text{Al}(\text{OH})_4^-]$ となり、リンと反応しにくくなる。有機物の量も多いほど、吸着反応を阻害し、吸着速度を遅くする。図7は吸着実験において、振とう期間が1日間の場合の吸着量を b_1 、5日間の場合を b_5 としたときの両者の割合を縦軸に、有機物含有量(mgC/g)と活性アルミナ含有量(mgAl/g)との比を横軸にとって、有機物の阻害を示したものである。活性アルミナは不定形の多孔質であり、有機物などの夾雑物が多くなれば、吸着速度が減少するのは当然であるといえる。

6. 窒素に対する浄化機構

土壌中での窒素の挙動は河川、湖沼での水中で生じている変化と本質的には変わらない。汚水中の窒素は有機態窒素とアンモニア態窒素が主成分であり、土壌に供給されると、有機態窒素はすみやかにアンモニア態窒素に

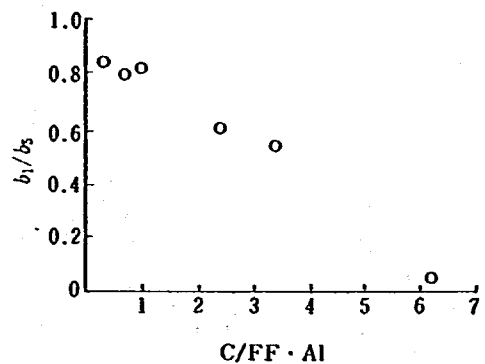


図7 リン吸着に及ぼす土壌中の有機物の影響 (CはTOC, $\text{FE} \cdot \text{Al}$ は活性アルミナ)

加水分解される。アンモニア態窒素は粘土鉱物や土壌粒子の負電荷(outside negative charge)と電気的に吸着するものと、粘土鉱物の内部(inside negative charge)に入り込んで安定化(mineralization)するものがある(山根, 1971)。大部分は(吸着しても)土壌微生物の働きにより、亜硝酸を経て硝酸にまで酸化される。硝酸態窒素は土壌粒子内部や粒子間結合水へ拡張して脱窒されて窒素ガスに転換する。脱窒されない硝酸態窒素は地下水へそのままの形態で溶脱することになる。

土壌中で窒素を除去するには脱窒反応を進めて窒素ガスにするか、粘土鉱物に吸着・固定する方法と、植生等に吸収させる方法が考えられる。吸着・固定は土壌の能力から限界があり、酸化されて溶脱しやすくなるので処理方法としては過大に評価すべきではない。植生の根からの吸収は、吸収能力や季節的な制約があるものの、土壌に対する負荷の軽減、資源回収の立場からも考慮しなければならない。ただし、この土壌浸透水の特徴として窒素成分が多いので、適切な植物を採用する必要がある。

窒素除去の本質的な方法は脱窒過程を促進、維持することである。脱窒反応を進めるには、硝酸塩の存在とともに、脱窒菌の活性を高めるための条件である有機態炭素の存在と嫌氣的条件(<250mV)の維持が必要である。土壌に供給される汚水中の窒素は図1のように20~30cmの土壌浸透により硝酸塩まで酸化されるが、微生物が利用しやすい有機物も除去されるので、硝酸塩の脱窒過程を成立させるには不都合である。このため、窒素を硝酸塩にまで酸化させたのち、メタノールなどの有機態炭素を添加させて脱窒する手法や、嫌気層を維持しやすくするために円筒カラムの下側から上側に向けて流す上向流のボンディング法などがある。これらの方法は土壌処理法を装置化したもので、建設費、維持管理費等のコスト評価が行われなければならない。筆者は土壌中に簡単なトレンチを設置することによって、汚水浄化の可能性を追求している。

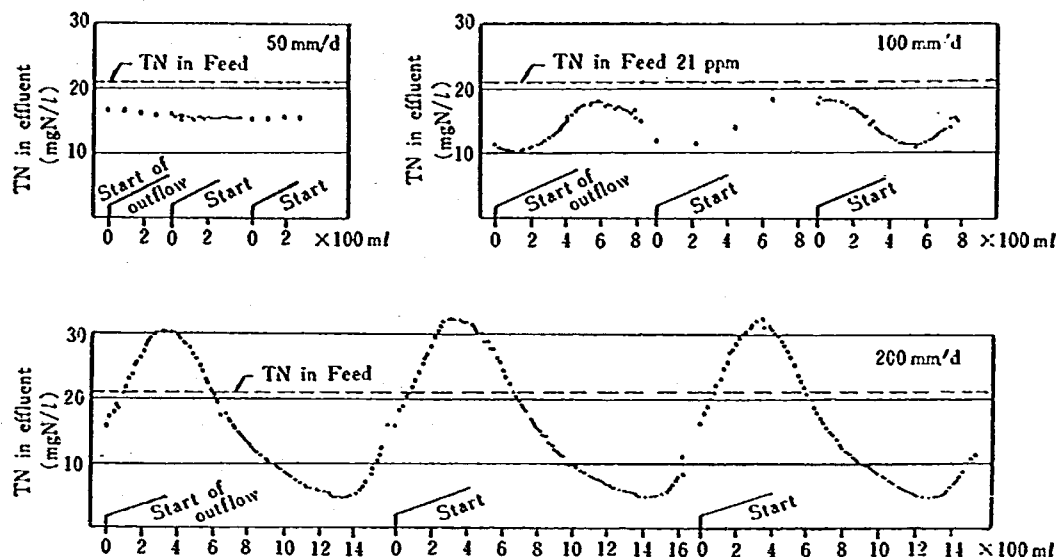


図 8 表面散布による流出水中の窒素の変動

6.1 表面散布による窒素除去

表面散布による窒素の除去を調べるため、黒ボク土壌（千葉県農業試験場内、Bulk Density: 0.973g/cm^3 , $e=0.61$ ）を充填したカラム（ $l=500\text{mm}$, $\phi=100\text{mm}$ ）に下水二次処理水（ $C/N=2.5$ ）を散布した。散水量を 50mm/d から 200mm/d まで増加すると窒素の除去量は 0.2 から $2.4\text{gN/m}^2\cdot\text{d}$ に、除去率は 17.1% から 35.3% まで増加した。散水量が多いほど滞留時間は短くなるが、除去率が高くなるのは一見して矛盾した結果である。この結果は、散水量の多いほど土壌中の空隙に汚水が満たされ、脱窒条件を満たしやすくなるためであろう。この実験における流入水中の炭素量と窒素除去量の関係は $N=0.183\times C-0.537$ の線形関係で表わされる。表面散布の問題は窒素除去の効率の低さだけでなく、高濃度の硝酸塩が供給汚水の濃度以上に流出する危険があることである。とくに、汚水を間歇散布するとアンモニウム態窒素は土壌のもつ陽イオン交換作用により吸着・濃縮され、次回に散布される期間まで硝化作用を受け溶脱しやすい硝酸塩となる。このように濃縮された硝酸塩は繰り返される後方の供給汚水によって流出することになる。図 8 は前述した表面散布実験の流出水を一定量ずつフラクションコレクターで分取し、全窒素（99%以上が硝酸態窒素）を測定した結果である。 50mm/d 程度の散水量では土壌中での希釈・拡散の影響で均質化されるが、 100mm/d で明確に波形を描き、同様のことは Lance (1972) がすでに確認しており、2日間の散水と5日間の休止を1サイクルとし、窒素濃度が約 25mgN/l の下水を散布して最大濃度 50mgN/l にもなる硝酸塩波形を報告している。

6.2 毛管浸透法による窒素除去

大型ライシメータ（ $5\text{m}\times 5\text{m}\times 1.8\text{m}$ ）に粘土まじり砂質土（江戸崎産の山砂） 61.5m^3 を5層に分けて転圧、敷均し、下部に防止シートを有するトレンチを二系列埋設し、二次処理水を砂ろ過した原水を供給水として実験を行った。

運転条件は9日間の散布と5日間の休止を1サイクルとして繰り返し、供給方法を時間当たり 50l としたので、1サイクル当たりの供給量は 10.8m^3 である。結果の詳細については長谷川 (1983) を参照していただくこととして、ここでは要点のみを指摘することにする。流入原水の溶存酸素が高く（ $6\sim 8\text{mgO}_2/\text{l}$ ）、 $C/N=0.75$ と炭素源が少ないにもかかわらず、夏期の流出水には窒素は検出されなかった。土壌全体に汚水が浸透したと仮定すると、窒素の除去速度は $0.24\text{g/m}^2\cdot\text{d}$ となる。後にも述べるが、汚水は均等に浸透することではなく、トレンチ直下を中心に流出する。トレンチ（ 46m^3 ）内の土壌空隙 $e=0.55$ であることから、見かけ上の汚水滞留時間は約33日間である。一方、汚水流出濃度のパターン分析から実際の滞留時間は約21日間であり、土壌空隙率の64%しか利用されていないことになる。この効率を考慮すれば、除去速度は約 $0.38\text{g/m}^2\cdot\text{d}$ となる。また、冬の除去速度を算出すると、約 $0.077\text{g/m}^2\cdot\text{d}$ となり、利用効率を考慮しても約 $0.12\text{g/m}^2\cdot\text{d}$ と夏期の30%程度に低下する。このように脱窒反応は温度の影響を受けやすいと考えられるので、トレンチによる窒素除去量と外気の最高気温 T との関係をみたものが図9である。最大窒素除去量を示すのは9月で、9月以降のデータは温度との高い相関（ $r=0.97$ ）を示すが、9月以前では明確な相関は得られない。これは降雨の影響や流入原水の水

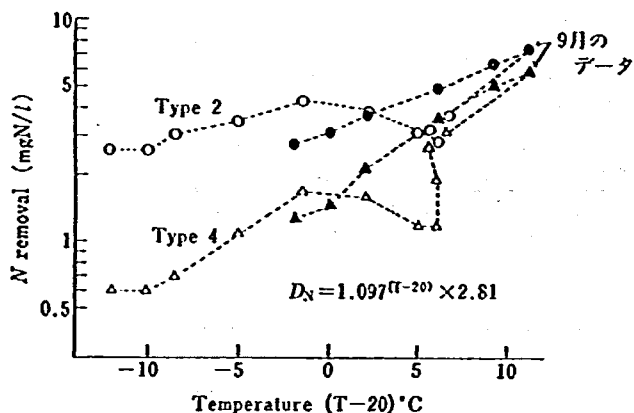


図9 窒素除去と温度との関係

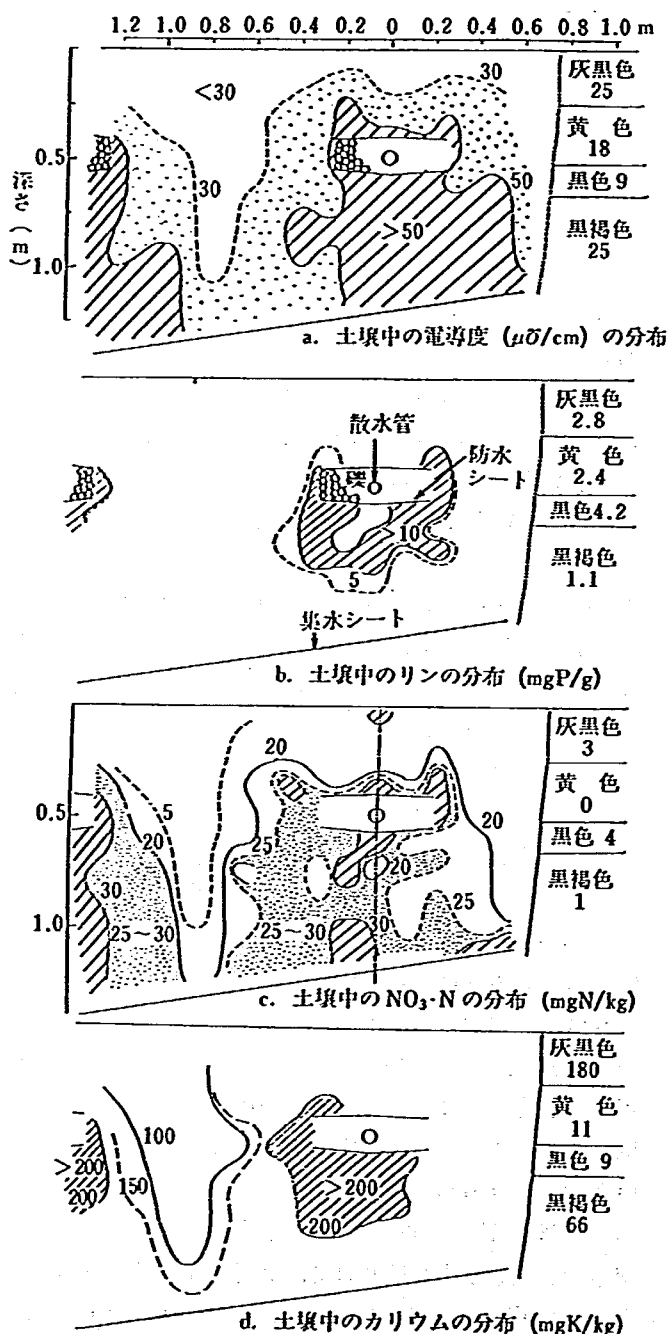


図10 毛管浸透法による土壌中での物質の分布

質的不安定さが影響していると考えられる。また、温度係数1.097の値は下水処理場での脱窒実験による値（建設省土木研究所，1981）と同じであり、水圏と土壌圏との違いはあっても妥当な結果といえる。

7. 土壌中での汚水の流れ

土壌中に供給する汚水が、毛管浸透流であっても重力浸透流であっても土層全体を均等に流れることはない。土壌粒子の粒径と成分の不均一さから、空隙率や粘性の違い、水みちの影響、水压等の変化があるからである。図10は、100頭規模の豚舎排水を実際に土壌処理している施設（ $25\text{m} \times 6\text{m} \times 1.25\text{m} = 187.5\text{m}^3$ ）の土壌断面について、電導度、リン、窒素およびカリウムを測定した結果である。

供給汚水の水質濃度は、かなり変動しているが3ヵ年の平均値でみると $\text{BOD}_5 = 174 \pm 111\text{mg}/\text{l}$ 、 $\text{COD} = 99 \pm 45\text{mg}/\text{l}$ 、全窒素 $= 90 \pm 44\text{mg}/\text{l}$ 、全リン $= 17 \pm 14\text{mg}/\text{l}$ 、 $\text{pH} = 7.7$ である。本処理施設にはトレンチへの供給前に循環接触曝気槽（ $13\text{m} \times 0.9\text{m} \times 1.2\text{m} \times 0.65(e) = 9.1\text{m}^3$ ）で前処理をしている。前処理により、全窒素 $\text{TN} = 64 \pm 45\text{mgN}/\text{l}$ となって約30%は除去されるものの、硝酸態窒素は $4.1\text{mgN}/\text{l}$ から $18.1\text{mgN}/\text{l}$ と全窒素の約15%程度しか硝化されていない。このような供給条件（計画処理量 $3\text{m}^3/\text{d}$ ）での5年目における土壌中の物質分布を図10は示している。トレンチから供給される汚水は比較的横方向に分散しているが、トレンチ間にV字型の不浸透域が生じている。汚水はトレンチ真下を中心に負圧帯域となり、トレンチ間中央部の気相が引き込まれているものと考えられる。窒素除去の項でも述べたが、土壌層全体に汚水供給しなければ、部分的な領域のみに過負荷を与えることになり、汚水処理の面からも、土壌保全の面からも好ましいこととはいえない。

8. おわりに

土壌の浄化機能を定量化すべく調査研究を進めているが、ごく一部しか解明できていないのが現状である。ここでは土壌の浄化機能を中心に述べたが、汚水を散布する側からみるならば、散布方式の確立と環境保全からの検討も重要な課題となっている。前者の場合、地下水位までの距離（1m以上なら可）、難透水性土壌の対策、散布前に必要な供給水の処理（とくにSS、油分など目詰りを起こしやすい成分の除去）の程度など散水技術的な課題がある。後者の場合では、硝酸塩等の流出防止と監視体制、重金属類等の蓄積、ウイルス等の挙動を明らかにすることが課題である。とくに、土壌のもつ吸着保持能力はすぐれており、表2に示すように土壌の深さ

表 2 流出水中の大腸菌群数と一般細菌 (長谷川, 1982)

実験 番号	土壌厚 (cm)	大腸菌群数 (N/ml)	一般細菌 (N/ml)
砂			
Q 1	10	5.8×10^2	6.3×10^3
2	15	4.0×10^2	$6.8 \sim 7.4 \times 10^3$
3	20	$2.9 \sim 5.0 \times 10^2$	$3.6 \sim 3.9 \times 10^3$
4	25	$2.8 \sim 3.5 \times 10^2$	2.9×10^3
5	30	$2.8 \sim 4.3 \times 10^2$	1.2×10^4
黒ボク			
P 1	15.5	3	2.3×10^3
2	25.5	2	$6.5 \sim 7.4 \times 10^4$
3	15.5	1	$4.5 \sim 4.7 \times 10^4$
4	20.5	1	$5.1 \sim 6.0 \times 10^4$
5	25.5	0	8.9×10^4
原水			
生 下 水		1.9×10^4	5.3×10^3
二次処理水		6.4×10^2	2.2×10^3

ただし、大腸菌群数はデスオキシコール酸塩培地で36℃, 19時間培養の結果。一般細菌(好気性従属栄養細菌)は桜井の培地で20℃, 2週間培養した結果である。

30cm では大腸菌群は検出されないが、ウイルスの場合にはかなりの距離を移動し(Lance and Gerba, 1980), 生残し続けるといわれている。

土壌処理技術を確立するためには、上述したように十分な検討が今後とも必要である。また、室内実験の結果と実動施設との間に大きな違いが生じることよくあることであり、モデル施設の設置によるデータの収集解析も多くの情報、知見を得ることから必要なことである。

参考文献

- Chen, Y. R., Butier, J. N., and Stumm, W. (1973) Kinetic study of phosphate reaction with aluminum oxide and kaolinite. *Environ. Sci. Technol.*, 7 (4), 327~332.
- EPA (1976) Land treatment of municipal wastewater effluents, design factors- I. *Technol. Transfer*, p. 9.
- 福岡正己ほか編 (1979) 地下水ハンドブック. 建設産業調査会, p. 138.
- 長谷川清 (1982) 土壌を用いた家庭下水の処理. 第19回下水道研究発表会講演集, 341~343.
- 長谷川清 (1983) 大型ライシメータを用いた土壌処理実験について. 第20回下水道研究発表会講演集, 428~430.
- 川口桂三郎ほか (1954) 礫土質土壌の中性弗化ソーダ浸出による pH 値の上昇と礫土の半定量法. 食糧科学研究所報告, No. 14, 82~91.
- 建設省土木研究所 (1981) 生物学的硝化脱窒素処理による窒素の除去. 建設省土木研究所資料 (1664), p. 13.
- Lance, J. C. (1972) Nitrogen removal by soil mechanisms. *J. WPCF*, 44 (7), 1352~1361.
- Lance, J. C. and Gerba, C. P. (1980) Poliovirus movement during high rate land filtration of sewage water. *J. Environ. Qual.*, 9 (1), 31~34.
- 松井 健 (1976) 日本の土壌の特徴. アーバンクボク, No. 13, p. 30
- 南 裕二 (1981) 汚水の土壌処理における可溶性塩類の挙動. 筑波大学修士論文.
- Novak, L. T. et al (1975) Phosphorus movement in soils: Theoretical aspects. *J. Environ. Qual.*, 4 (1), 93~99.
- Novak, L. T. and Ellis, B. G. (1975) A mathematical model for phosphorus movement in soils. *J. Environ. Qual.*, 4 (1), 87~92.
- Tofflemine, T. J. (1977) Phosphate removal by sand soils. *Ground Water*, 15 (5).
- 山根一郎 (1971) 土壌学の基礎と応用. 農山漁村文化協会, 59~66.
- 安中得二 (1977) 下水処理水の土壌散布. 土木技術資料, 19 (11), 32~36.
- (はせがわ きよし・建設省土木研究所水質研究室)

付録 D 生物学的フィルターの設計手法

生物学的フィルターの設計手法

Biological Filtration through a Packed-Column by S. Elmaleh, H. Labaquere
and Ben Aim, Water Research Vol. 12, No. 1, 1978

生物学的フィルターによる溶存物質の生物学的除去をモデル化した。モデル化にあたっては、空隙率の変化、酸素消費係数、浄化係数等を溶存物質を用いた繰り返し実験で求めて行った。

—記号—

a_s : 比面積 (L^{-1} , cm^2/cm^3)

C : 液相のDO濃度 (ML^{-3})

C_o : 流入水中のDO濃度 (ML^{-3})

C_x : 生物代謝に必要な最小DO濃度 (ML^{-3})

E : 浄化係数

h_k : Kozeny Carman 定数 (コゼニー・カルマンの式、粉体層などを通る
流体の流れの関係式)

HEC : 有効なカラムの高さ (L)

k : 比成長速度 (T^{-1})

K : 酸素移動係数 ($M^{-1}L^4T^{-1}$)

L : カラムの高さ (L)

p : $K/u \cdot a_s (1 - \varepsilon) X_o e^{kL} L^{-1}$

P : 圧力 ($ML^{-1}T^{-2}$)

R : 循環比

S : 液相中の物質濃度 (ML^{-3})

S_o : 流入水中の物質濃度 (ML^{-3})

t : 時間 (T)

T : 見掛けの吸着物質濃度 (ML^{-3})

u : ろ過速度 (LT^{-2})

X : 見掛けの生物濃度 (ML^{-3})

X_o : 初期生物濃度 (ML^{-3})

Y : 生成量

z : 横 (水平) 座標

—ギリシャ文字—

$\chi = (X_o/\rho)$

ε : 空隙率

ε_o : 初期空隙率

ϕ : 酸素の流束 ($ML^{-2}T^{-1}$)

η : 動粘性係数 ($ML^{-1}T^{-1}$)

κ : 比吸着速度係数 (T^{-1})

ρ : 比重 (ML^{-3})

予め酸化した土壌層による汚濁物質の除去方法が、最近フランス (Bébin, 1974) で開発された。工場及びパイロット施設での実験結果は、この方法が興味ある方法であることを示しており、溶解性物質に対する予測ができるためのモデル化が必要になっている。

—生物学的フィルターのモデル化—

ここで提案しているモデルでは、曝気した流入水を生物を支持体としてペレット (小球) を充填したカラムに流すものである。

1. 仮定

- 1) 流れは押し出し流れである。
- 2) 生物の内生呼吸と減衰は無視できるものとする。
- 3) 生物の比成長速度は一定である。
- 4) 土壌の透水係数の変化は、空隙率の変化で対応するものとする。ろ材の目詰まりによる比面積の変化は無視できるものとする。
- 5) 初期生物濃度 X_0 の土壌中の分散は均一である。
- 6) 流入水中には浮遊性物質を含まない。
- 7) COD、BOD、TOC で表せる流入水濃度は一定である。
- 8) 流入水中の DO 濃度 C_0 は一定である。

2. モデルの式化

2.1 物質収支

物質の減少は、土壌中の空隙に貯留され、生物フロックに吸着・利用されるために生ずる。この時の貯留速度は、生物濃度に比例するものと考えられる。このため、物質収支は次のように表現できる。

$$u \, dS + \kappa X \, dz = 0 \quad \dots\dots\dots (1)$$

2.2 物質の貯留バランス

貯留は吸着量と生物代謝のバランスが取れているものとする。

$$dT/dt = (\kappa - k/Y) X \quad \dots\dots\dots (2)$$

2.3 生物バランス

生物の内生呼吸と減衰は無視できるものとする。

$$k = 1/X \cdot dX/dt \quad \dots\dots\dots (3)$$

2.4 酸素収支

酸素収支を取る場合には、対流移動、生物が付着しているペレット表面での移動、境界膜での移動、ペレット表面での消費、生物体への内部拡散、生物体内での消費などが考えられる。生物による酸素消費速度は、0次反応である。これは反応速度が早く、制限因子とならない。事実、現象の制限因子となるのは、境界膜での移動である。物質流束 (Flux) は、 $\phi = K C^m X^n$ で表現できる。 $m = n = 1$ と仮定すれば、酸素バランスは次のように表

現できる。

$$u dC + K C a_r (1 - \varepsilon) X dZ = 0 \quad \dots\dots\dots(4)$$

上式で、 $a_r (1 - \varepsilon) dZ$ は物質移動が行われる空間であり、ペレットの周りでの生物反応が行われる空間である。

2.5 空間バランス

空隙率の変化は、生物の増殖と過剰生物の蓄積によってもたらされる。

$$d\varepsilon/dt = -1/\rho (dX/dt + dT/dt) \quad \dots\dots\dots(5)$$

この関係では、貯留された物質と生物量は同じ密度を持つものと仮定している。

2.6 境界条件

物質、生物量および酸素量に対する境界条件は次の通りである。

$$S(0, t) = S_0 \quad \dots\dots\dots(6)$$

$$X(Z, 0) = X_0 \quad \dots\dots\dots(7)$$

$$C(0, t) = C_0 \quad \dots\dots\dots(8)$$

N. B. 関係(1)から(8)は、時間的微小区間(time origin)の近似によって単純化している。土壌全体が押し出し流れであり、物質ステップの開始時においても影響されない。修正した時間は、 $\tau = t - (Z/u)$ である。多くの場合、ろ過速度は (Z/u) が無視できる程早い。

3. モデルの展開

3.1 生物の生成

式(3)を積分すれば、

$$X = X_0 e^{k\tau} \quad \dots\dots\dots(9)$$

3.2 空隙率の減少

式(2)、(3)及び(5)での X と T 及び $\chi = (X_0/\rho)$ より、

$$\varepsilon = \varepsilon_0 - \chi (1 + \kappa/K - 1/Y) (e^{k\tau} - 1) \quad \dots\dots\dots(10)$$

土壌層全体で生物成長が可能であるとして、空隙率は Z に関わり無く均一としている。式(10)は、空隙率0に対する最大浸透時間を定義している。

3.3 蓄積した生物量

式(9)と(2)を用い、新たな物質の供給が開始される前には、貯留されている物質は無いものと仮定すると、

$$T = (\kappa/K - 1/Y) X_0 (e^{k\tau} - 1) \quad \dots\dots\dots(11)$$

3.4 酸素の減衰

式(9)を(4)の X に代入すると、

$$C = C_0 \exp \{-K/u \cdot a_r (1 - \varepsilon) X_0 e^{k\tau} Z\} \quad \dots\dots\dots(12)$$

カラム内の C は指数的に減少し、理論的には0まで減少する。

3.5 プロセスの能力

式(6)の境界条件で式(1)を積分すれば、

$$S = S_0 - \kappa X_0 / u \cdot e^{k\tau} Z \quad \dots\dots\dots(13)$$

移動距離 Z における酸素濃度は、時間に対して減少関数であり、式(13)はDOが十分有る場合には妥当性がある。それ故、有効なカラム長(H. E. C.)の時間による関数を次の関係

から定義した。 $Z \leq H.E.C.$ においては、 $C(Z, t) \geq C_m$ となり、 C_m は代謝が無い場合の最小DO濃度であり、プロセスの能力はHECで計算できる。式(13)を用いれば、

$$E = \kappa X_0 / u S_0 \cdot e^{k_1} \cdot HEC \quad \dots\dots\dots(14)$$

即ち、プロセスの能力は式(12)と(14)を基にしている。

3.6 循環率の影響

循環率をRとし、式(6)を次のように変える。

$$S(0, t) = \{S + RS(L, t)\} / (1 + R) \quad \dots\dots\dots(15)$$

流速は $(1 + R)$ を掛けたものになる。式(10)で与えられるDO濃度は次のように書き改められる。

$$C = C_0 \exp \{-K / u (1 + R) \cdot a_e (1 - \varepsilon) X_0 e^{k_1} Z\} \quad \dots\dots\dots(16)$$

DO濃度は、循環を行わない場合よりもゆっくりと減少し、与えられた時間でのHECは高い。式(1)を境界条件(15)で0からHECまで積分すれば、

$$E = \kappa X_0 / u S_0 \cdot e^{k_1} \cdot HEC \quad \dots\dots\dots(17)$$

式(14)と同じこの関係は、高い循環比では注意深く運転しなければならない。というのは、Rが大きければ、新たな制約条件を物質濃度に導入しなければならないし、生物成長はそれ程長くない指数となるであろう。

4. 理論的な要約

- 1) 処理効率は流入濃度に比例し、ろ過速度に反比例する。
- 2) 処理効率は初期生物濃度に比例し、HECは高い X_0 によって減少する。
- 3) 主要な制限因子はDO濃度である。

このモデルは、単純化するためかなり仮定を置いている。バイオマスは活性である。蓄積速度は生物量だけでなく、空隙率によっても影響される。モデルの目的が効果予測のできるためのパラメータの決定であるため、モデルは十分に正確であれば簡単な方が望ましい。

—装置と実験方法—

1) 装置：

カラムは内径20cm、高さ164cmである。カラムには、高い比面積(33cm^{-1})を有する多孔質の破碎したレンガ (Guery, 1970) で作ったペレット (Chamotte) を充填してある。反応槽には、液相の流れに沿って試料が採取できるようにし、かつ、損失水頭が測定できるように6つのチューブがついている。原水は、遠心ポンプで反応槽に送り、排水原液は、しごきポンプで加えた。

2) 基質：

反応槽には、蛋白質、Glucids、脂質及び無機塩類を飽和になるまで水道水に添加したViandox液を供給した。

3) 生物：

最初に下水を流入し、その後基質2)で槽内を満たし、逆洗した後同様の操作を生物が基質に適応 (馴致) するまで繰り返した。

4) 分析方法：

TOCにはオーシャノグラフィー分析機、DOにはDOメータをそれぞれ使用した。

5) 実験の記載：

実験は炭素濃度とDO濃度を一定にして負荷させ、各条件でのDO、TOC及び損失水頭を測定した。

—結果と解析—

1) 空隙率の減少：

いろいろな経過時間におけるカラム内の損失水頭の変化を図2に示す ($u = 800\text{cm/h}$, $S_o = 220\text{mg-COD/l}$)。これらの分布は片対数グラフで直線を示す。この直線性はDO濃度が0.5mg/lのところまでは確認できるが、反応槽の端ではDO濃度が極端に低いのでズレが生じている。0.5mg/l以下のところでは、有機炭素の消費はない。もし、コゼニー・カルマンのモデルを仮定することができれば、

$$dP/dZ = h_k \eta u a_e^2 (1 - \epsilon)^2 / \epsilon^3 \dots\dots\dots (18)$$

直線分布を示すということは、透水性が全ての層で均一であるということと、空隙率が均一であることを示している。この式では、 $a_e = 33\text{cm}^{-1}$ 、 $h_k = 4.5$ である。式(18)から計算される空隙率の減少を図3に示す。図中の連続曲線は結果に良く一致する係数を使用した場合の理論値である。

2) DO濃度：

カラムに沿ってDO濃度が指数的に減少するのを確認するため、図4に片対数でプロットした結果を示した。生物増殖が可能な範囲においては、全て直線となった。これらの勾配がモデルの確証となる。直線の勾配を $-P$ とすれば $P / (1 - \epsilon) e^{k'}$ は時間に影響されないことから確証できる。図5は、各地点でのDO濃度と理論値が良く一致していることを示している。実験結果で終端での不一致については注意が必要である。理論的には0となるが実際には確認できない。全てのパラメータは、繰り返しによる最適化を行って決定した。

3) 浄化効果：

$C_m = 0.5\text{mg/l}$ とした時の理論値と実験値との比較を行った。HECは理論値Cより計算した。各パラメータの決定は1つの実験データから行い、他のデータ (125mg-COD/l) を用いてモデルの検証を行う手法を取ったところ、図6のように非常に良い一致をみた。

Biological filtration through a packed-column

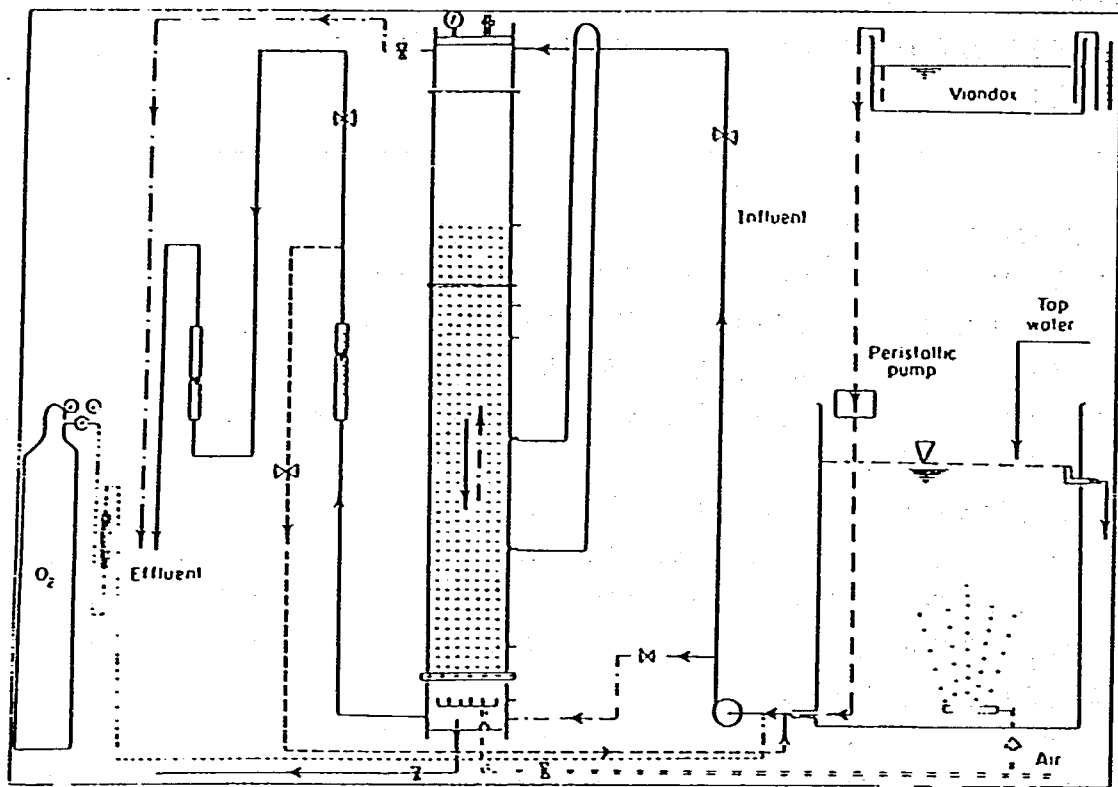


Fig. 1. Experimental set-up.

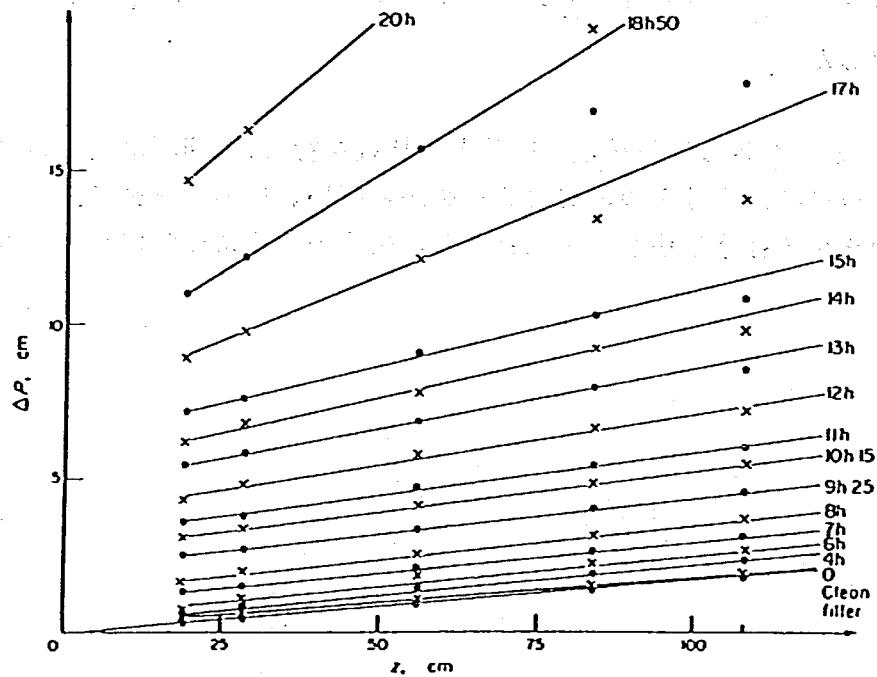


Fig. 2. Pressure drop profiles.

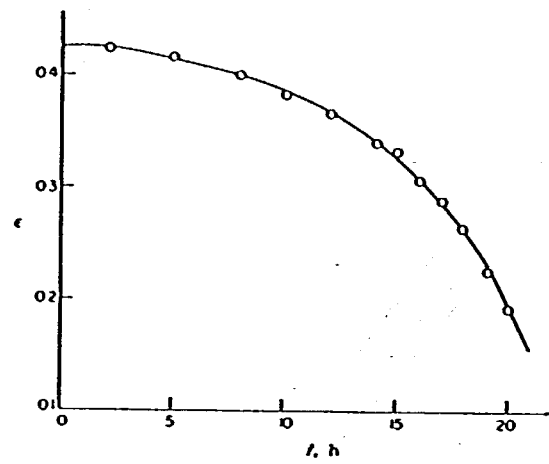


Fig. 3. Porosity decrease $k=0.16: x \left(1 + \frac{N}{k} - \frac{1}{Y} \right) = 0.01$.

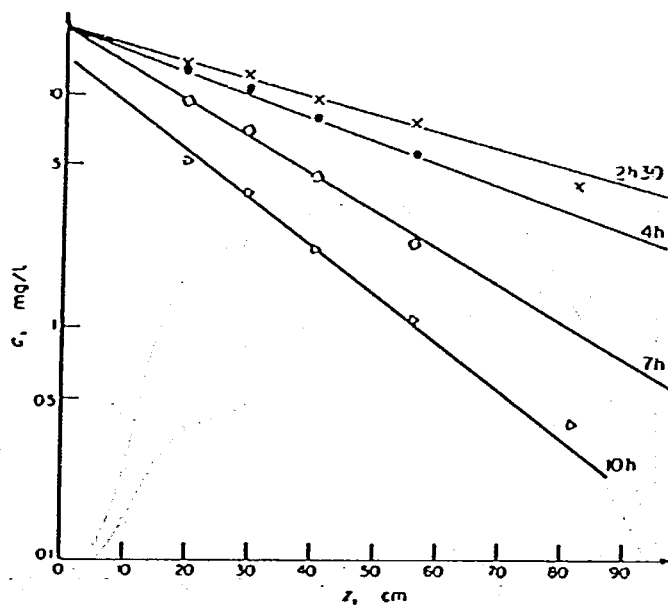


Fig. 4. Oxygen concentration profiles.

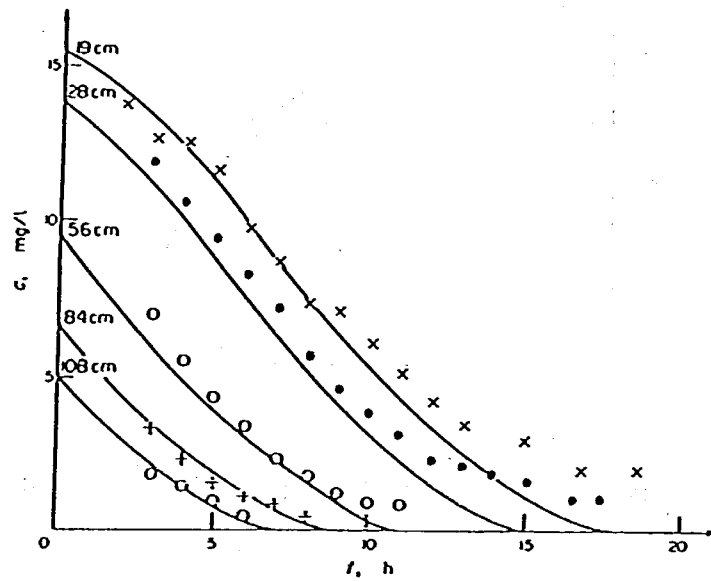


Fig. 5. Oxygen depletion $k=10^{-3} \text{ m}^{-1} \text{ l}^4 \text{ s}^{-1}$

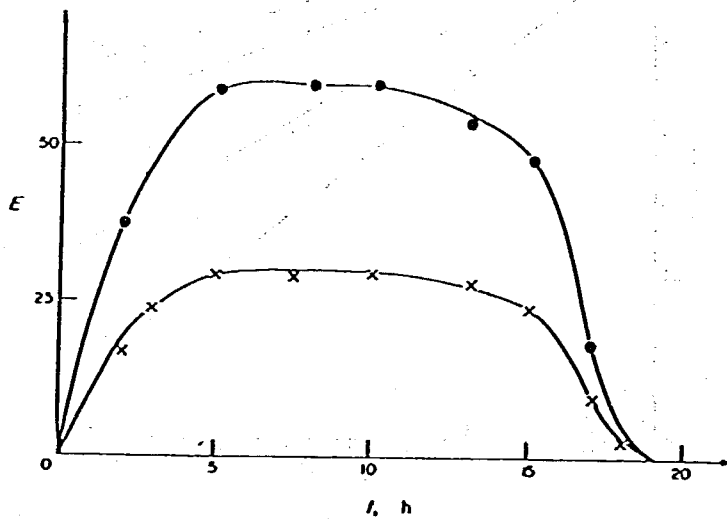


Fig. 6. $k=0.6 \text{ h}^{-1}$ $Y=0.4$ $X_0=420 \text{ mg/l}$ $u=800 \text{ cm/h}$ $^*S_0=220 \text{ mg/l}$ $\bullet S_0=125 \text{ mg/l}$.

細菌及びウィルスに関する文献情報

建設省土木研究所下水道部水質研究室
主任研究員 長谷川 清

1. 尿尿に関連する病原体

尿尿や家畜糞尿、下水などには、人間に感染症を起こす多種多様な病原体が存在し、その中には、人畜共通の病原体であるSalmonella、Shigellaなどの細菌類、いくつかのウィルス、エントアメーバのような原生動物や寄生虫類、中間宿主を必要とするセルカリヤやメタセルカリヤなど、その種類は多い。尿尿や下水に含まれる病原体は、一般に、表1及び2のように細菌、ウィルス、原生動物、寄生虫にグループ分けされる。ウィルスによる病気は、多くが経口的感染であり、接触感染は比較的少ない。呼吸器、神経系、腸管の障害、発疹などを起こす数多くの病原性ウィルスが報告されている。

2. 衛生的指標について

高木（用水と廃水、Vol. 24, No. 2, 3, 1982）によれば、人間の尿尿や家畜の糞尿には、多種多様な病原菌が含まれ、処理施設で好气的処理、消毒等の過程を経た処理水であっても細菌、ウィルス、原生動物、寄生虫の存在が確認されている。従って、下水処理水の再利用にあたっては、健康に対する影響を考慮して用途別規制を設ける必要があるとしている。そして、指標細菌に関連する問題点を次のように整理している。

1)大腸菌群の計測には3種類の方法があり、「下水の水質の検定方法に関する法令」と「水質汚濁に係わる環境基準について」の方法による計測値はほぼ同じ値が得られるが、水道法に基づく「水質基準に関する法令」の方法では2倍近くの値を示す。

2)上野英世（用水と廃水、Vol. 19, 1977）によれば、下水処理水を受けている河川の大腸菌群数と大腸菌、腸球菌との比率は0.1~0.2である。しかしながら、人では4.4、ニワトリ0.4、ウシ0.2、ブタ0.04、野生動物0.04のように、動物種によって菌数の排泄比は異なる。土壌や河川、湖沼、底泥には、大腸菌群陽性の細菌や糞便性指標細菌で増殖可能な条件もあり、試料採取場所による比率の変動は大きい。

3)確立している濃縮法、分離培養法による検出可能なウィルスは、Poliovirus 1, 2, 3型、Coxsackievirusea A, B群、Echovirus、Reovirus、Adenovirusなど限られている。また、検出可能なウィルスであっても測定条件によって変動し、不活性化の速度が著しく異なることも課題である。

4)寄生原生動物の休眠体や寄生虫卵は指標細菌と異なった挙動を示す。

5)大腸菌群数、大腸菌、腸球菌以外の細菌を指標とすべきであるとの意見もある。それは、水処理過程における病原体の除去率の相違や消毒に対する抵抗性の強弱、自然界における不活性化や生態の相違などから、汚染度あるいは危険度の高い病原体（Salmonella, Clostridium, Shigella, コレラ菌、ビブリオ、ウィルス、ファージなど）にすべきだとの意見である。もう一つは、消毒に対する抵抗性の強い病原体（ウィルス、ファージ、ピフィド菌、酵母、Mycobacterium, Pseudomonas, Staphylococcusなど）にすべきだとの意見である。

潜在的健康障害の細菌指標に関する国際シンポジウム(1977)の一応の結論は、従来から提案されている腸内球菌や糞便性連鎖球菌よりも、大腸菌の方が優れているということである。その他の細菌については、指標としての価値や実用性の点から賛否両論あるいは否決されている。

6)下水処理水の利用についても二通りの見解があり、危険は極めて偶発的なものである立場と、使用規制を設けて高度な注意を払うべきであるとする立場である。

これらの立場の背景には、病原体と健康被害との関係が極めて複雑で、疫学的にも解明が困難な現象が多く、汚染環境で病原体が確認されても病原体と感染経路の把握、その過程における病原体の濃度変動、地域やその集団の各人が持つ病原体に対する感受性の相違など、ヒトと病原体との間には複雑な関係が横たわっているからである。さらに、侵入経路にも、経口的、気泡としての経気的、病原体との接触による経皮的な場合があり、感染、発病においても複雑な生体との反応があるため科学的な解析や実証が困難な場合が多い。

一方、日本やアジア、中東においては、歴史的に尿尿を一時的に肥溜めに貯留して熟成させた後、農作物の肥料としてきた経過があり、英国においても100年以上前に王立下水処理委員会が下水処

理水の農業利用を推奨し、米国南西部でも灌漑利用が行われてきた。これらの地域において、特に、社会的に問題となるような大きな健康被害は発生していない。また、農用地や河川、湖沼、海域などの自然界に放出された病原体は、一般的に成育に不適当なため死滅あるいは不活性化していくものが多い。土壌での微生物相は安定で、病原体に対する不活性化作用が強く、水域においては、原生動物による捕食作用が働く。また、紫外線の病原体に対する殺菌作用も強い。さらに、河川での希釈率が大きいことにより、病原体の濃度は低くなり、危険偶然説を支持する結果となっている。

しかし、病原体の中には、生理・生態の不明なものも多いので、衛生的安全性を確保する上からは慎重に対処すべきであると高木（用水と廃水、Vol. 24 No. 3, 1977）は述べている。

表1 下水に含まれる病原菌(出: Dart R. K., Stretton (1979))

生 物	病 名	主として感染する器官
(1)細菌		
<i>Salmonella typhi</i>	腸チフス	胃腸管
<i>Salmonella choleraesuis</i>	腸チフス、胃腸炎	胃腸管
<i>Salmonella enteritidis</i> 、他のタイプ	腸チフス、胃腸炎	胃腸管
<i>Shigella</i> sp. (赤痢菌)	赤痢	胃腸管
<i>Vibrio cholerae</i>	コレラ	腸
腸内病原性大腸菌	胃腸炎	胃腸管
<i>Francisella tularensis</i>	ツラレミア症	呼吸器官、胃腸管、リンパ腺
<i>Leptospira icterohemorrhagiae</i>	レプトスピラ症	広範囲
<i>Mycobacterium tuberculosis</i>	結核	肺、他の器官
(2)原生動物		
<i>Entamoeba histolytica</i>	アメーバ症	胃腸管
<i>Giardia lamblia</i>	ランブル鞭毛虫症	胃腸管
<i>Naegleria gruberi</i>	髄膜炎	中枢神経
(3)寄生虫		
<i>Taenia saginata</i>	ウシさなだ虫症	胃腸管
<i>Ascaris lumbricoides</i>	回虫症	小腸
<i>Schistosoma mansoni</i>	住血吸虫症	膀胱
<i>S. japonica</i>	住血吸虫症	膀胱
<i>S. haematobium</i>	住血吸虫症	膀胱
<i>Necator americanus</i>	十二指腸虫症	胃腸管
<i>Ancylostoma duodenale</i>	十二指腸虫症	胃腸管
<i>Diphyllobothrium latum</i>	魚さなだ虫症	胃腸管
<i>Echinococcus granulosus</i>	イヌさなだ虫症	肝臓、肺臓
<i>Anisakis</i> sp.	アニサキス症	胃腸管

表2 下水に含まれるウィルス(出: 藤村、藤村、藤村、藤村(1965))

ウィルス	発病器官	症状
Enterovirus 67	鼻、口、腸管	神経系、呼吸器系
Poliovirus type 1, 2, 3	鼻、口、腸管	神経系、呼吸器系
Coxsackieviruses type A B	鼻、口、腸管	腸管障害、発疹
Echovirus	鼻、口、腸管	腸管障害、発疹
Reovirus type 1, 2, 3	呼吸器、腸	あまりない
Adenovirus 各型	呼吸器、扁桃腺	呼吸器病、咽頭炎
Infection hepatitis virus	肝臓	伝染性肝炎
Hepatitis B. antigen virus	肝臓	伝染性肝炎
伝染性下痢症ウィルス	腸管、神経系	腸管障害
潜熱ウィルス	腸管	発熱、発疹、下痢
仮性小児コレラウィルス	呼吸器、神経系、腸管	乳児急性胃腸炎、発疹

土壌中での細菌とウィルスの寿命

Fate of wastewater bacteria and viruses in soil by Charles P. Gerba, Craig Wallis, and Joseph L. Melnik, Journal of The Irrigation and Drainage Division, Sept., 1975

—序—

汚水を土壌処理する場合、土壌中での微生物の運命を考慮することは極めて重要である。地下水、土壌及び流出水の病原菌に対する安全性は、主として生物の生存期間と土壌の保持度合いによる。もし、生物に対する土壌の除去機能が解明されれば、土壌処理に伴う公衆衛生上の問題を最小限にする条件を作り出すことができる。汚水中に存在する多種多様なタイプの細菌であっても、役立つようにするには除去機構を理解する必要がある。別の問題としては、排水による灌漑、あるいは腐敗槽からの放流水による水質汚染、地下浸透による地下水汚染などの問題を生じることである。このような問題を抱えている地域では、特に、1946-1960年の間に、地下水汚染に関連して61%の水系伝染病が発生しているからである。加えて、最近のレビューによれば、米国での飲料水に供給している地下水の細菌調査から9~51%の試料に大腸菌群が、2~27%が糞便性大腸菌に汚染されていることが判明したと報告されている。

—土壌中での腸管系細菌の生存期間—

世紀末に、生下水を肥料として土壌散布した時の生野菜を食べて腸チフスが発生したことがある。このことから、土壌処理システムにおける腸管系細菌の生存期間に関する研究が市広く行われた。本文では、腸管系細菌の生存期間を決定する要因についてのみ考察した。多くのケースでは、病原菌(pathogenic bacteria)が土壌中から検出されなくなる期間は2~3ヶ月間で十分であるとしている。土壌中での細菌の生存を決定づける基本的な要因は水分である。YoungとGreenfieldは、水分が土壌中でのEscherichia Coliの生存要因であることを示した。Beardは、サルモネラ菌の生存に最も重要な決定的因子は水分であると述べている。Beardは、各種の土壌をフラワーポットに入れ、野外で曝露させて生存期間を測定した。すべての土壌とも、生存期間は雨期において最も長くなつた。乾燥が短時間で行われるような砂質土では、水分保持力が弱いので生存期間は短くなり、4~7日間となる。多量に水分を維持できるような土壌、例えば、ロームやアドービ(黄色粘土)ピートなどでは生物は42日間以上生存する。

表1 土壌中での腸管系細菌の寿命に影響する因子

因子	内容
含水率	湿潤土及び雨期が最も長い
水分保持能力	高い水分保持能力を有する土壌より砂質土の方が短い
温度	低温の方が長く、夏よりも冬の方が長い
pH	アルカリ土壌より酸性土壌の方が短い
日射	土壌表面では短くなる
有機物	十分な有機物量の存在は寿命の延長と増殖の可能性がある
土壌細菌	土壌細菌の拮抗作用により短くなり、無菌土壌では長くなる

Bread はまた、サルモネラ菌の死滅がpH 3~4のピート土壌で早いことを見いだしている。Kligler は、少し湿ったアルカリ土壌がサルモネラ菌の生存にとって最適であることを見いだしている。Cuthbertらは、各種ピート(pH:2.9-4.5)と石灰土壌(pH:5.8-7.8)にサルモネラ菌と糞便性連鎖球菌(腸球菌、Streptococcus faecalis)を接種し、実験室に放置した。石灰土壌では、両方の菌とも数週間は生存したが、酸性のピート土壌では数日間で死滅した。低いpHでは、生育に有害な影響を与えるだけでなく、栄養塩類の有効または抑制剤の働きをする干渉作用があるのと考えている。Beardらは、土壌表面での太陽光が腸チフスのような細菌に致死的作用を及ぼすことを見いだしている。Van Donselらは、日陰での土壌より、日の当たるところの土壌に加えたE coliとStrep. faecalisの方が非常に早く消失した(die-away)と述べている。これらの結果は別に驚くべきことではない。

というのは、太陽光の中に含まれる紫外線は殺菌剤として知られているからである。

低温は、例外なく全ての微生物と腸管系細菌の生存にとって好ましい条件である。サルモネラ菌は、凍結温度で24ヶ月は生存する。Wirzoev は、北極のような冬の長い所では、土壤自体の消毒過程が非常にゆっくりしたものになるか、停止するとしている。彼によれば、-45℃の低温まで低下すると赤痢菌(dysentery bacilli)の生存には大変好ましく、土壤に接種した後135日間でも検出されとしている。Van Donselらは、糞便性大腸菌を土壤に接種して、90%まで減少するのには夏で3.3日、冬で13.4日間を要することを見いだした。土壤に培養液を頻繁に添加すると、サルモネラ菌の寿命が延長することを見いだしている。野外において、雨期の後には大腸菌群やサルモネラ菌の成長後に何らかの物質が生じることを見いだしている。Hendricksは、Shigella flexneriとサルモネラ菌が、河床堆積物中の有機栄養分で代謝できることを示した。だから、土壤中の有機物はこれらの細菌にとって栄養源となる。土壤水分、温度、pH、及び有機物の有効性は、拮抗作用(antagonistic)のある細菌の生成を調整することにより、腸管系細菌の寿命に間接的に影響する。Bryanskayaは、土壤中のactinomyces がサルモネラ菌、赤痢菌の生育を抑制する能力の有ることを示した。多くの研究者が明らかにしているところの、殺菌した土壤に腸管系細菌を接種した方が殺菌してない土壤に比べ、生存が長くなるのは、拮抗作用が重要な要因であることを示している。従って、腸管系細菌は、自然界において都合のよい栄養塩を見いだす能力があり、自然界の土壤菌との競合が土壤から細菌が消失する大きな部分であるといえよう。

表2 地下水中での細菌の生存期間

細菌	生存期間	環境
大腸菌 (E coli)	63日間	函養井戸
サルモネラ菌	44日間	砂カラムろ液
Shigella	24日間	砂カラムろ液
大腸菌 (E coli)	3~3.5ヶ月	現地地下水
大腸菌 (E coli)	4~4.5ヶ月	室内地下水
大腸菌群	17時間/50%減少	井戸水
Shigella flexneri	26.8時間/50%減少	井戸水
Vibrio cholerae	7.2時間/50%減少	井戸水

— 土壤中での細菌の動き —

McGauheyとKroneは、多孔質中を移動する細菌についての有用なデータを1951年に発表している。この種の研究は、最近Romeroによっても要約されている。表3は、土壤中での細菌の動き、特に、排水処理に関係するものの最新情報を示している。

細菌除去についての最初の主要な野外研究は、カリフォルニア大学の衛生工学室グループが WhittierとAzusaで、排水の土壤浸透を実施したものである。Whittierでは、下水二次処理水を土壤浸透させ、いろいろな深度で大腸菌群を測定した。大腸菌数をみると、3ftの深さの所では12日間で110,000/100mlから40,000/100mlに減少した。より深い所では検出されなかった。Azusa では、120,000/100mlの細菌を2.5ftの所から浸透させたところ7ftでは6,000/100mlとなった。下水放流水を砂質ローム土壤に浸透させているカリフォルニア州のLodiでの浸透地では、4~7ftの深さからは大腸菌は1/100ml以下に減少していたが、少なくとも1ヶ所は表層から13ftの深さで検出された。カリフォルニア州サンディエゴのサンテプロジェクトでは、酸化池の三次処理水を浸透層に注入している。この浸透層は古い河床に区分けされた砂礫層があり、それに横切るようにして配管されている。そして、浸透水は運河にある遮集管までの1,500ft まで移動する。浸透地から下流に向かって200ftと400ftのところに設置された観測井で、大腸菌群、糞便性大腸菌、及び糞便性腸球菌を測定した結果、初めの 200ftのところまでが最も除去が行われており、一部遮集管まで到達していた。酸化池流出水の糞便性腸球菌の中央値は、4,000/100mlで、200ftと400ftのところの観測井と遮集管での中央値はそれぞれ 20、48及び6.8であった。

アリゾナ州フェニックスのFlushing Meadows計画では、3ftの細砂ローム土壤とその下に細砂礫層から成る土地に、6つの平行した浸透地に活性汚泥法で処理した二次処理水を浸透している。浄化を

調べる観測井は浸透地を横切るように設置している。浸透量は、年間330ft/y(2,756mm/day)である。浸透地から約30ft離れた場所では、2～3週間の出水期間では200/100ml、2～3日間の出水では5/100mlに減少し、除去率は99.9%に達した。細菌が最も多く観測されるのは、出水後、浸透水が観測井の底に達する時で、その後は減少していく。

表3 土壌中での細菌の移動

汚水の種類	細菌	環境	最大移動距離	移動時間
運河の水	E coli	砂丘浸透地	10ft	
下水穴開きパイプ	大腸菌	微細砂	6 ft	
酸化池流出水	大腸菌	砂礫	830 m	
二次処理水	糞便性大腸菌	細ローム質砂礫	30ft	
希釈沈殿下水	大腸菌群	砂礫帯水層	100ft	35 hr
三次処理水	大腸菌群	細～中砂	20ft	
三次処理水	糞便性大腸菌&腸球菌	粗礫	1,500ft	2days
湖水と希釈下水	B.stearothermophilis	結晶性岩床	94ft	24～30 hr
一次&下水処理水	大腸菌群	細砂質ローム	2～13ft	
二次処理水	大腸菌群	砂礫	3ft	

最終処分のための表面散布あるいは地下水涵養は幅広く興味を持たれている。

Goldshmid は、イスラエルでの雨期における表流水を水道水源にするための地下水涵養計画について述べている。必要水量が増加する時期には、汲み上げ用井戸に供給するようにする。この計画で、塩素処理した涵養水の大腸菌群は2/100mlであったものが、汲み上げ時には 10^5 - 10^6 /100mlにもなって維持されていた。引き続き研究の結果、井戸の周辺の砂質に集積した有機物が残留した大腸菌を再生成していることが判った。さらに興味ある事実、長期間の涵養では細菌は増殖せず、涵養と汲み上げの期間にだけ発生することである。ニューヨーク州Long Islandの Wagothyの細～中砂の帯水層に、塩素滅菌していない三次処理水の注入実験から、細菌の移動はかなり制限されるもので、大腸菌群及び糞便性大腸菌を含んだ排水でも浸透地から20ft離れた地点の井戸では普通のレベルになっている。滞水層の中に一次処理水を注入した実験をMcGauheyとKrone が行った結果、細菌は100ft は移動せず、井戸内の壁面に目詰まりした土が有ったためではないかと推論している。

AllenとMorrison は、山岳地帯の割れ目に湖水と下水を注入して細菌の移動を調べた。この結果によれば、24～30時間で94ft移動した。この時の変成岩への注入速度は5分/inと7分/inで、全細菌数は変化させていない。

—土壌の細菌除去機構—

いろいろな空隙をもつ砂質土を用いたButlerらの研究によれば、与えられた土壌の深さでの細菌の除去は、土壌粒子の径に逆比例すると結論づけている。同調査では、最も良く除去している所は土壌表面の2mm～6mmの所で、このことは細菌の存在が土壌表面であることを意味している。即ち、細菌の集積層がゆっくりと形成され、下方への移動は汚水の特性和土壌によって影響される。いろいろの運転条件のもとで求めた結果から、この層は10～50cmの間に形成され、土壌の粒径とは関係なかった。土壌表面の細菌に対するろ過作用(the straining) が土壌中での移動の主要な制約となっている。細菌を付着させた浮遊性粒子が土壌表面に集積する場合には、浸透水に対してこの粒子自身がフィルターの役目をする。非常に細かな粒子は目詰まりとなる以前に架橋または沈降によってろ過される。このような現象は、浮遊性粒子の粒径が土壌空隙の径よりも大きい場合には優勢的に生じる。こうした粒子はすばやく集積して、微細粒子に対してもろ過作用を持つ。

放射性元素Pでラベルした大腸菌を使用したRumaniaの実験では、細菌の92-97%が上層部の1cmの所に残留し、3～5%は1～5cmのところに残留していた。涵養井における壁面への有機土の形成が細菌の移動を制限している。大腸菌群を蒸留水に浮遊させて砂カラムに浸透させたKrone らの実験によると、流出水に細菌が出現した後に細菌濃度は上昇し続けるので、土壌表面での細菌集積がろ過作用を促進させているものと考えられる。連続的にろ過を行うと、集積した細菌は不安定になるので、

表面を素早く通過し、細菌は脈動状態となり、細菌の集合体が流出する。この細菌の集合体がろ過作用を行っている前線部分の移動を早めていることになる。浸透による除去能力がカラムの長さによるのであれば、沈積のみが機能し、流出水中の細菌濃度は一定となる。このため、土壌表面での浸透機構と細菌集合体の沈殿によって主要な除去が達成される。これらの機構の詳しい解析には、文献31と37が役立つ。

土壌による吸着現象も細菌除去の1つの要素である。この要因は、2つの物質が互いに相手を寄せ付けない反発力を減少させることによって生じるものであり、例えば、陽イオンの存在などにより、互いが十分接近して吸着過程が期待できることによる。吸着機構の詳しい説明は、ウィルスのところで述べる。

非常に小さい粒径の粘土は、一般に平面状で、単位体積当たりの表面積が大きく、結晶格子内の低い原子価が土壌中の細菌やウィルスの理想的な吸着場所となる。それ故、粘土を含むような土壌においては、微生物の除去にとって重要な役割を果たすと考えられる。

Goldshmidらは、砂ろ過による大腸菌群の除去効率は、用いた培養液が蒸留水よりも水道水の方が高いことを見いだした。三段蒸留した水を使用した場合には、細菌除去は行われなかった。陽イオン濃度と原子価が増加するところ過効率は高くなる。ろ過効率は親水コロイド(lyophobic colloid)の安定のために加える電解質の役割を示したShulze-Hardyの法則から予測されるものと同じである。

酸化池からの流出水には多くの陽イオンが含まれ、かつpHを9.3から3.9に低下させたために、ろ過効果が高まり、吸着現象とも良く一致した。この現象の逆はカラムへの注水のイオン濃度を低下させると現れ、流出水中の大腸菌群の増加として応答する。

—土壌と地下水でのウィルスの生存—

土壌中でのウィルスの生存に関する情報は極めて少ない。GoldshmidとSchaibergerは、カオリンに吸着したウィルスは吸着していないウィルスよりも海水中での生存期間が長いことを見いだした。このことは、土壌への吸着がウィルスの生存期間の延長に働いていると考えられる。Schaubらの実験によれば、ウィルスが吸着した粘土は、ちょうど感染した雲母のように自由な感染体となっている。砂に吸着したウィルスも同様に感染した状態になっていると考えられる。LeflerとKottは、蒸留水、陽イオンを含む蒸留水、水道水及び酸化池流出水などで満たした砂の中でのf2 bacteriophageとpoliovirusの生存期間を調べた。蒸留水では添加したPoliovirusは63~91日間で消失したが、水道水及び酸化池流出水の場合には、初期段階で多くのウィルスが死滅するもののPoliovirusは91日目以降も検出され、f2は175日間以上も生存していた。

FujiokaとLohは、野外調査からPoliovirus 1の生存期間は、芝が張っており、排水の処理水を散布している土壌では、少なくとも32日間であった。Bagdasar'yanは、いろいろの温度条件下におけるenterovirusの生存期間を調べており、土壌の特性、温度、pH及び水分が影響していると報告している。土壌中に存在するマイクロフローが少なく、拮抗作用が小さい場合には、無菌状態での結果とは差異は認められない。種々の影響要因の違いによって生存期間は異なるが、ウィルスの生存期間の結果は25-170日間の範囲であった。

ソ連の別の研究所では、家庭下水と工場排水とを混合して土壌灌漑している土地の3cmから20cmでのウィルスを調べ、60試料からcoxsackie、echoグループなどを含む9種類を単離した。

enteric bacteriophageは28試料から検出され、全ての試料にenterovirusが含まれていた。Whittier Narrows計画での再生水には、添加したpoliovirus 3の98%が11日目に減少していることを確認した。

—土壌中でのウィルスの挙動(室内実験)—

多孔質中でのウィルスの挙動に関する初期の研究は、飲料水の浄化に用いられている砂ろ過に集中していた。Robeckらは、脱塩した水道水にpoliovirusを浮遊させ、カリフォルニア砂丘に浸透させ、不飽和土壌でのウィルスの挙動を調べた。浸透量は2 L/d-4 L/d(0.8-1.6 m/d)の範囲で、ウィルスの添加量は10,000PFU/ml~60,000PFU/mlの範囲で、98日間の運転では99%の除去率であった。ウィルスの吸着が生じている不飽和土壌においては、不活性なウィルスが流出している地点への移動と数日で死滅する現象が進行する。

ウィルスの除去は、粗い砂を通過する時には流速が影響し、92cm/d($=1/64\text{gpm/ft}^2$)以下であれば90

%以上の除去が行える。しかし、流速が速いとウィルスは破過し、57.6 m/d以上では80~90%のウィルスが流出してしまう。NestorとCostinは、ルーマニアの水処理施設にある急速砂ろ過施設の調査から、予め湿らせた砂の方が乾燥した砂より4倍のウィルスを除去できることを見いだしている。GilcreasとKellyは、庭土を用いてcoxsackievirusとE.coliの除去実験を行い、土壌中を3ft通過させるとcoxsackievirusの50%、E.coliの70%が除去された。Isherwoodは、排水処理パイロットプラントでの実験で、砂ろ過ではcoxsackievirusは通過してしまう結果を得ている。Bergらは、poliovirusを凝集二次処理水に懸濁させたものを砂ろ過して約80%の除去率を得ている。LaakとMcLeanは、poliovirus type 3を接種した酸化池処理水の中粗砂、庭土、砂質ロームを充填したカラムに14cm~32cm通過させたところ、ウィルスは除去されなかった。中粗砂で構成されている浸透地でcoxsackie A5, A15, bacteriophage、大腸菌群などの除去を調べたロシアの研究者の結果では、負荷速度を180 L/d/m²にして表面散布した場合、ウィルスより細菌の方が高い除去率となった。DreryとEliassenは、bacteriophage T1, T2, f2を用いてウィルスの挙動を研究した。使用した土壌は9種類である。バッチ実験によると、蒸留水中のウィルスの吸着は物理吸着を示す典型的なフロイントリッヒの等温吸着が示された。このウィルスの吸着は、pHが7以上になると減少し、カチオン濃度が増加すると吸着量は増加した。しかし、このような効果を示さない土壌も存在した。その他のバッチ実験からは、ウィルスの吸着は、イオン交換容量、粘土含有量、有機炭素量、グリセロール還元能力などの増加とともに増大した。しかし、このような傾向に反する土壌が少なくとも1種類は存在した。

ウィルスを懸濁させた蒸留水を無菌土壌の中を40~50cm通過させると99%以上が除去された。同位元素でラベリングした実験によると、ウィルスはカラム上部2cmまでの所に集積していた。最も新しい研究としては、ハワイの研究グループがオアフ(Oahu)土壌を用いたウィルス移動の研究がある。使用した土壌は、WahiawaとLahaina土壌(低い腐植含量と酸化鉄の多いLatosol, pH=5)とTantalus土壌(火山灰、pH=7.2)である。土壌は使用前にオートクレーブで滅菌し、蒸留水にbacteriophage T2とpoliovirusの懸濁したものを注入している。カラムからの破過は1 void volume以内で生じている。WahiawaとLahaina土壌のpoliovirusに対する除去率は、破過したにも係わらず約99.3%になっており、Tantalus土壌では78%であった。

イスラエルでは、三次処理として砂丘への浸透処理を行っており、最適なウィルス除去を決定するために、poliovirusとbacteriophage f2を用いて種々の実験を行った。ウィルスの除去にはカチオン濃度が深く関係し、二価のイオン濃度が10⁻³Nの時37%の除去率、Ca⁺⁺とMg⁺⁺の濃度が10⁻²Nの時99%以上の除去率であった。しかし、Na⁺が0.5Nと高くてもウィルスの保持には影響しなかった。

DuboseとSagikは、不攪乱状態の砂質森林土壌を滅菌しないで19.5cmのカラムに充填し、coliphage T7とpoliovirusの懸濁させた蒸留水を滴下させながら浸透させている。連続注入での浸透では、破過は短時間の内に生じる。ウィルスは添加後4日目から流出し、T7の14%、全poliovirusの2%が流出していた。脱イオン水を間欠的に浸透させた場合には、カラムを通過するウィルスは1.2%~0.5%であった。下水二次処理水の場合には、さらに濃度は低下した。下水二次処理水を通水した後に脱イオン水を注入すると、脱イオン水の洗い出しにより、流出水に多量のウィルスが出現し、吸着されない種類のウィルスも検出された。このことは、土壌処理している場所に降雨が持続して続くと、ウィルスは土壌のより深い所まで侵入することになる。

—土壌中でのウィルスの挙動(野外実験)—

土壌中でのウィルスの挙動に関する野外研究は、多量の試験水からウィルスを濃縮するために必要な技術の不足から最近まで実施することができなかった。このことが地下水中のウィルスに関する研究が少なかった理由である。サンテ・プロジェクトでは、ウィルスの分離にガーゼ接触法(gauze pad technique)を採用し、試料中に木綿製ガーゼパッドを設置し、いろいろな経過時間に出現するウィルスを捕捉する方法である。この方法は定量的ではないので濃度の決定はできない。浸透池と浸透水の採水水分析の結果では、polio, reo, adenoなど幾種類かのenteric virusが酸化池から検出されたが、涵養地から200ftと400ft離れた観測井からは検出されなかった。このプロジェクトでは、polio vaccine strain type 3の濃縮したものを12Lを数時間以上浸透地に添加した実験も行った。200ft、400ft、1,500ftの観測井から採水したが検出されなかったため、ウィルスの移動は200ft以内であると考えられた。カリフォルニア州のWhittier Narrows計画では、ウィルスの定量限界値の検討も行われ、50-100PFU/l以下のenterovirusは、当時の濃縮技術では検出不可能であった。

フロリダ州のSt. Petersburg近くで実施している排水浄化計画で、ウィルスの挙動について Wellingsらは報告している。塩素処理した二次処理水をスプリンクラーで7.3-40 mm/dの量を約40,500m²の土地に散布している。土壌はシルトと粘土をほとんど含まないImmokalee土壌である。深さ5 ftの所に陶器製の暗渠管を敷設し、浸透水にガーゼが浸かるように堰を設けてある。polioとechovirusは、散水時の酸化と日射及び砂質土壌5 ftを通過しても生存していることを意味している。また、表層から10ftと20ftの深さの所の井戸水を189~568L汲み上げ、ウィルスの分離を行った。最初から5ヶ月までは検出されなかったが、2回の豪雨の後にpoliovirus type 1が分離された。降水期には水/土壌の比率が大きくなり、有機物の溶解部分が増加し、結果として吸着したウィルスの脱着を促進させると述べている。降雨時にウィルスの吸着帯が破壊されることは、井戸水に出現するウィルスの応答から確認できる。

—土壌によるウィルス除去の機構—

細菌と異なり、土壌—水との間における過剰作用は、土壌によるウィルス除去に重要であり、多分、吸着によるものであろう。即ち、吸着現象に影響する因子がウィルス除去効果や土壌中での挙動に影響を与えるものであろう(表4と5)。

ウィルスは核酸(DNA/RNA)がタンパク質で覆われている状態になっている。そしてタンパク質のコロイドとしての特性を模倣している。このような親水性コロイドの吸着は、溶媒のpHに強い影響を受ける。このpHをはじめカチオン、電離可能なグループなどが吸着に強く影響している。ウィルスが出現する等電点でのpHでは、正味の電荷は0である。このような正味の電荷が無いような状態においては、ウィルスの集合と吸着は効率よく行われると考えられている。いくつかのウィルスについては、1つ以上の等電点を持っており、広い範囲で正味の電荷は小さい。これはウィルスの周りに存在する電離可能なグループのバランスによるものである。一般に、等電点以上では負の電荷を、等電点以下では正の電荷をとる。pHが高いアルカリ側では強い負電荷、pHが低い酸性の時は、正電荷となる。enteric-virusの等電点でのpHは5.0以下である。自然水でのpHの範囲では、enterovirusは粘土などの粒子と同様に、正味の負電荷を維持している。

土壌に対するウィルスの吸着については2つの理論が提案されている。2つとも粒子相互間の正味の電気陰性度に基づいている。Carlsonらは、粘土粒子へのbacteriophage T2の吸着は溶液中に存在するカチオンの種類とその濃度に強く影響されると述べている。T2の最大吸着量は、同じ濃度であれば一価より二価のカチオンの方が10倍大きいことを見いだしたが、粘土粒子への吸着の程度と電気泳動移動度との関係は明らかとならなかった。

二つの負電荷粒子を結びつけることにより、粒子—カチオン—ウィルスの架橋が形成されと考えられた。それ故カチオンが減少すると架橋が破壊され、ウィルスの脱着が生じる。彼らはまた、吸着しているウィルスと複合体を形成する水中の有機物が、粘土に吸着しているウィルスの脱着あるいは吸着そのものを減少させるとしている。別の理論では、ウィルス粒子に対する電離グループに多価のカチオンが保持されるので、粒子に対する電荷の減少または消失は、粒子とウィルスの間に生じるVan der Waals力に対して十分接近できる。しかし、カチオンの親和力は相反する電荷に働き、変動するのでその予測は複雑である。加えて、イオンが低濃度であれば吸着、高濃度であれば脱着がそれぞれ強調される。これまでの結果から、ウィルスが完全に固定されるような過程は土壌中には存在しないし、土壌に吸着したウィルスが破壊されるような条件であれば、よりいっそうの移動が生じる。

Carlsonらは、天然水(pH=7)のカチオン濃度レベルであっても、カオリン、モンモリナイト、イライトなどのような粘土鉱物により加えたbacteriophage T2の99%以上が吸着することを示した。Schaubらは、河川水が示すpH3.5~9.5の範囲で、enterovirusのモンモリロナイトに対する吸着はすべてのpHで同じ結果になることを示した。天然の粘土は有機物との混合物であるので、純粋な粘土の吸着量よりも少ない。

表5 土壌によるウィルスの除去効果に関する因子の影響

因 子	内 容
散水速度	低い散水速度では、清水中のウィルス除去率が高い。速度をあげると比例的に土壌中の抑留時間は短くなる。
カチオン	特に、二価のカチオンは負電荷のウィルスと土壌粒子との間の電氣的ポテンシャルを中和又は減少させ、吸着を促進させる。
粘土	土壌中の活性的部分で高いイオン交換容量と表面積の大きいことからウィルスの保持時間を長くする。
溶解性有機物	土壌粒子表面に付着したウィルスと複合体を形成し、吸着の減少と吸着したウィルスの脱着を引き起こす。
p H	水素イオン濃度はウィルスの吸着／脱着に強い影響を持つ。一般に、低いp Hは吸着に、高いp Hは脱着に都合がよい。
ウィルスの等電点	ウィルスの吸着は等電点以下で生じる。ウィルスは無電荷あるいは陽電荷で、土壌粒子が負電荷であるので、最適p Hのもとで吸着は進む。
土壌の化学成分	酸化マグネシウムのような金属錯体はウィルスを吸着しやすい。

また、吸着現象が複雑であることの原因として、すべてのウィルスが生物化学的に同じであることはなく、同一環境であってもその挙動は様々であるからである。

—結論—

多くの調査研究事例から、土壌中の細菌の生存期間は2～3ヶ月間以内である。しかし、長期にわたる汚水の土壌散布は、土壌表面での細菌の濃縮をもたらす。このような散布場所では、有効な流出制御をとらなければ流出による表流水の汚染につながる。土壌水分、温度、p H、有効栄養塩類、拮抗作用が土壌中でのenteric bacteriaの生存に影響する主要な因子である。土壌中でのウィルスの生存に関する情報は少ないが、その生存期間は細菌よりも長いであろう。細菌の除去は沈殿、吸着によって、浸透時に土壌表面で主として生じる。通常の場合、ほとんどの細菌は、土壌を数フィート（1 m程度）通過するだけで除かれるが、地下の帯水層に混入すると数フィートも移動することが観測された。粗い砂土や裂け目などでは非常に長い距離を移動する危険性が指摘されている。

土壌中での細菌及びウィルスの挙動を室内で評価する場合は、人為的に作られる環境が自然条件と異なることに注意しなければならない。自然環境では、イオン濃度、p H、有機物濃度及び気候などの変化や人為的改変などがあって条件は一定でない。このような要因が予測を困難にしているので、各ケースごとに評価しなければならないことになる。

土壌によるウィルス除去は、主として吸着によって生ずる。塩類濃度、p H、有機物の存在、土壌組成、散水速度などがウィルスの土壌内での保持程度を決定する。最近の研究では、土壌粒子によるウィルスの保持は永久固着ではなく、水質の変化によって溶脱や移動が生じることを明らかにしている。土壌浸透でのbacteriophageとenterovirusの生存期間と除去率については異なっており、ファージモデルの有効性には限界がある。

長谷川 清
小 原 紀 男

要 旨

ダム集水域に散在する豚舎からの排水は、その発生負荷量の多さ故にダム貯水池に対して大きな有機性の汚濁ポテンシャルを有している。また、ダム貯水池自体は、比較的水理学的滞留時間が長いため、窒素、リン等の栄養塩類の存在によって内部生産量を高め水質汚濁につながる。このため、有機性汚濁物及び窒素、リン等の栄養塩類を効率良く除去し、しかも建設費や維持管理費が安い土壌処理法の適用性について、100頭規模の豚舎排水を用いて、その適用性について実験的に検討した結果である。

キーワード：水質汚染，土壌処理，栄養塩類，豚舎排水

郵便はがき

五〇円切
手をは
て下さ
い。

3 0 5 - □ □

茨城県つくば市大字旭一番地

建設省土木研究所
水質研究室 行

No. _____

No. _____

配布先氏名

○

配布先住所

土木研究所資料第 3332 号 部

上記のとおり受領しました。

所 属 (住所)

氏 名

印