

論 文

1. 深池型ヨシ帯浄化実験

1. 目的

平成 12 年度、実験センターにおける深池型実験施設において、水位変動がヨシ帯の水質浄化能やヨシの生育に与える影響等について実験を行った。しかし、当該実験は夏期（7月初旬）から冬期にかけて実施されたものであり、ヨシの生長段階である春期を含まないなど、年間を通じた状況が把握できなかった。

そこで本実験（平成 13 年度）では、深池型実験施設を使用して、水位変動条件下における通年のヨシの水質浄化効果の検証および生育環境検証を行った。

2. 実験諸元

2.1 実験場所

琵琶湖・淀川水質浄化共同実験センター内 深池型実験施設

2.2 深池型実験施設の諸元

本実験は、深池型実験施設 A 槽（1 池）を用いて行った。

実験施設の諸元を表 2-1 に、実験施設の概略図を図 2-1 に示す。

表 2-1 実験施設の諸元

原水	葉山川河川水	
通水量	240m ³ /日（10m ³ /時）	
施設規模	L×W×D	20.0m×6.0m×2.0m
	水面積負荷	2m ³ /m ² ・日
	滞留時間	約 1 日
ヨシ帯	1997 年 2 月にポット苗移植法（4 株/m ² ）により植栽 2001 年 2 月 27 日に、B.S.L.+40 を基準に刈取り	
付加施設	ヨシ植栽区に、調査用方形コドラート（0.5m×0.5m）を設置（竹製）	
水位変動	（後述参照）	

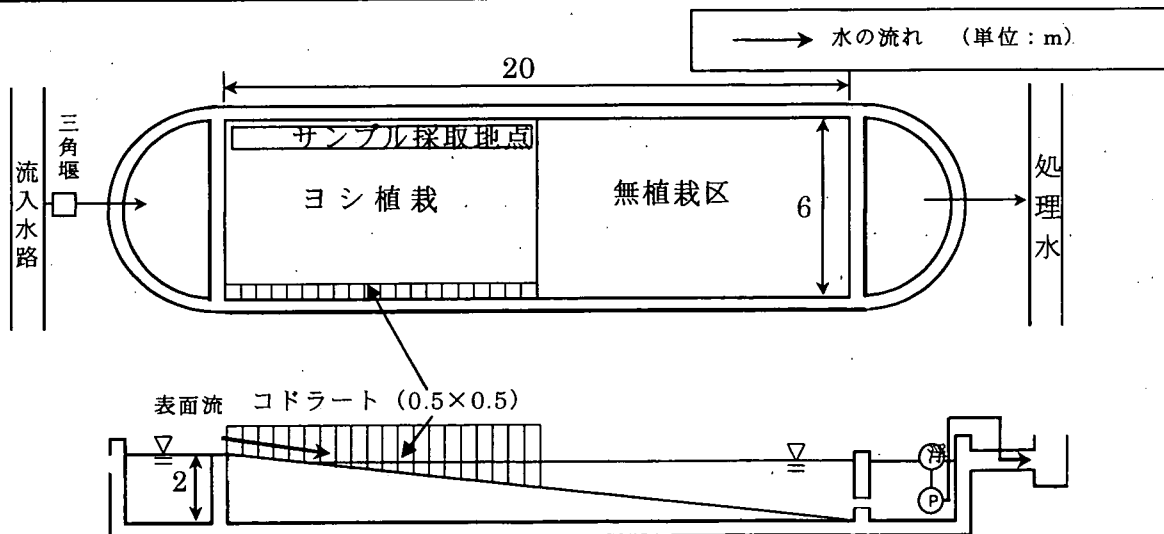


図 2-1 実験施設の概略図

水位変動については、深池型実験施設のヘリから下37cmをゼロ位置とし、図2-2に示した過去の琵琶湖水位のうち、平成9(1997)年～平成11(1999)年の3年間のデータから2週間ごとの移動平均を求め、これを設定水位とした(図2-3)。水位の調整は、ポンプにより1週間に1回変動させて行った。

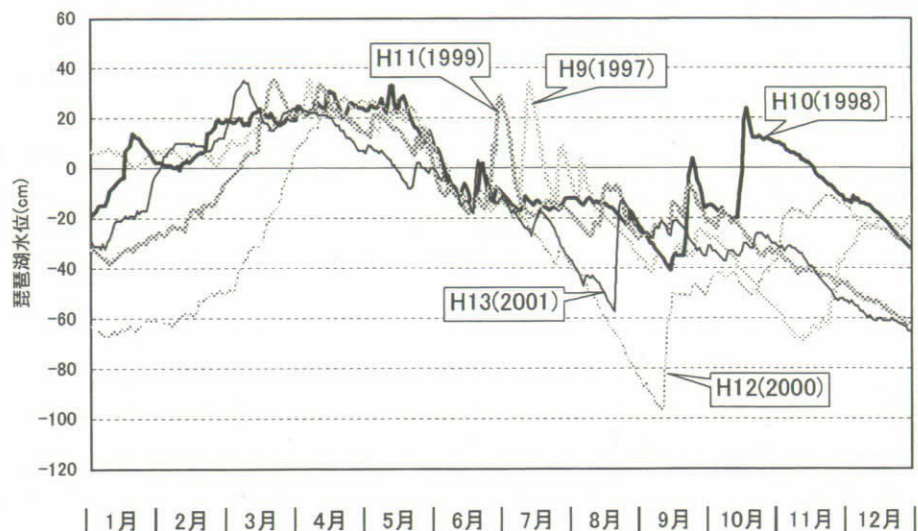


図2-2 過去の琵琶湖水位

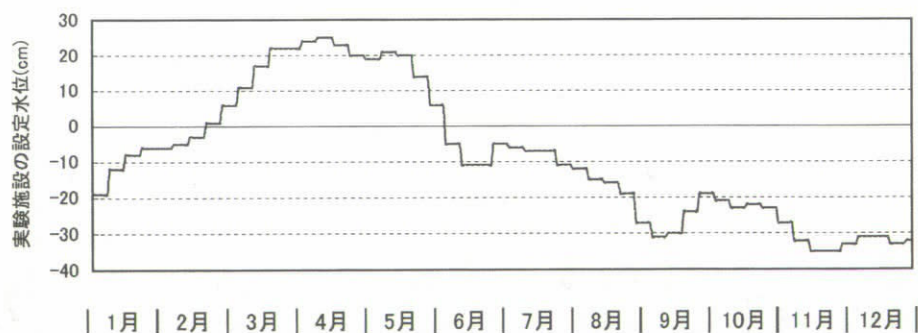


図2-3 実験施設の設定水位

2.3 実験内容

2.3.1 水質調査

実験施設への流入水量を $10\text{m}^3/\text{時}$ に固定し、水位変動による水質浄化能への影響を把握するため、流入原水及び流出水の水質を定期的に調査した。

分析項目はpH、SS、COD、BOD、DO、 $\text{NO}_2\text{-N}$ 、 $\text{NO}_3\text{-N}$ 、 $\text{NH}_4\text{-N}$ 、T-N、D-T-N、T-P、 $\text{PO}_4\text{-P}$ とした。

2.3.2 生物調査

(1) ヨシの生育観察調査

実験施設に付加した調査用コドラートにおいて、ヨシの生育観察調査(個体数、草高、茎経、水深等)を行うとともに、ヨシの栄養塩挙動等を把握するため、成分分析を行った。

図2-1に示すように $0.5\text{m} \times 0.5\text{m}$ のコドラートを施設の最陸域(最左地点)をNo.1、最沖域(中間地点)をNo.20として20区画設け、コドラート内のヨシの生育を観察し、施設全体に反映させることとした。

ヨシの生育観察調査を平成13年3月より、ほぼ2週間に1回の頻度で実施した。生育観察調査は図2-4に示すように、コドラート内の全ヨシ茎個体数、ヨシ草高および中間地点の水深を測定した。また、目視観察によるヨシ茎の緑部の有無によりヨシを2種類に分類し、緑部の有るヨシを生ヨシ、無いヨシを枯ヨシと定義し測定した。草高、水深は測量用標尺によりcm単位まで、茎径はノギスによりmm単位まで測定し、野帳に記入した。さらに、6月18日より代表コドラートNo.2(陸域)、No.6(中域)、No.10(沖域)においてすべてのヨシの茎径(地上部100cm:100cm以下は草高の中間部)を測定した(図2-5)。

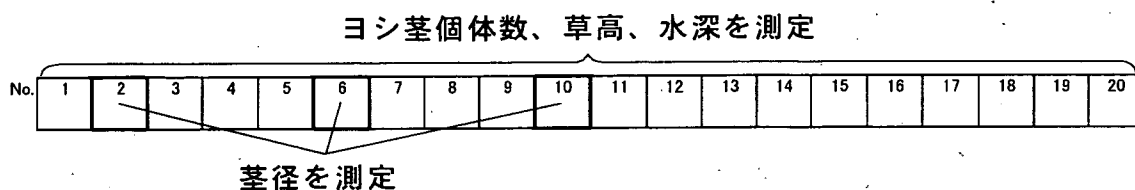


図2-4 コドラート内の調査項目

(2) ヨシの含有成分分析

ヨシの栄養塩挙動、栄養塩吸収量を把握するために含有成分分析を実施した。測定項目はヨシの草高、地上部から100cmの茎径(100cm未満のものは中間の茎径を測定)、各部位毎の湿重、乾重、T-N、T-P、T-C、強熱減量であり、生育観察調査と同日にヨシを採取し、分析を行った。2週間に1回の頻度でヨシを図2-1に示した採取地点において採取した。なお、平成13年10月3日、平成13年10月31日の2回の調査日に、生ヨシの他に枯ヨシを採取した。

分析するヨシは生育観察調査に支障をきたさないようにコドラート外のヨシを採取し、人の手によって地下茎ごと引き抜いてサンプルとした。5サンプルを任意に選択し、引き抜いた後ビニール袋に入れ、すみやかに実験室に持ち帰った。持ち帰ったヨシは、草高、茎径(地上部より100cm部分)を測定した後、根・地下茎、茎50cm間隔、穂、葉の部位別に分類し、各部位の全量の湿重を測定した。その後、乾重(105℃で24時間乾燥させた重量)を測定し、乾燥試料をミキサーで粉碎し均一化した後、その他の項目を測定した。

2.3.3 堆積汚泥調査

(1) 堆積汚泥量調査

水質調査及び生物調査の実験終了後に、実験施設内を一定間隔でメッシュ切りし、泥厚を測定することにより1年間で堆積した汚泥量を調査した。

泥厚の測定に際し、流入水の供給を停止して深池内の水を抜き取った。その後、深池内を0.5mメッシュに分割することを想定して、図2-5に示すように36地点の泥厚測定点を配置し、鋼尺により各点の泥厚を測定した。

(2) 汚泥成分分析

堆積汚泥量調査時に、各測定点付近から堆積汚泥を採取し、均等体積で混合して試料とした。試料は、実験室に持ち帰り成分分析を行った。

分析項目は含水率、強熱減量、T-N、T-P、T-Cとした。

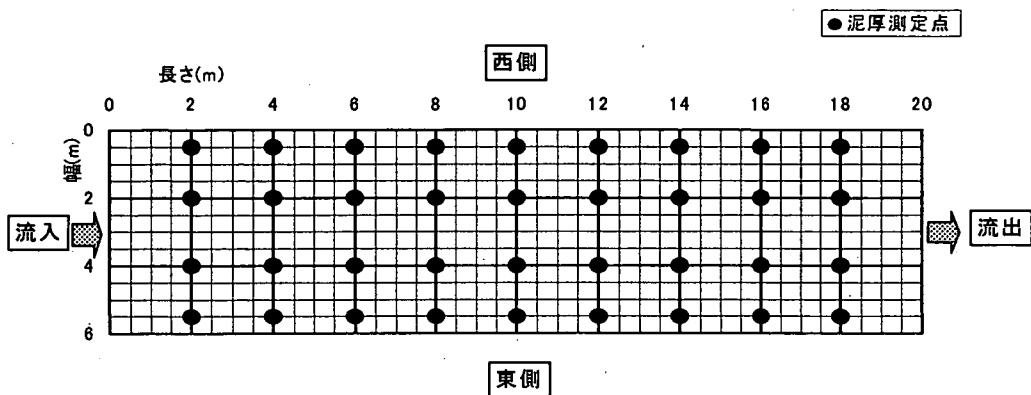


図 2-5 泥厚測定点の配置

3. 調査結果

3.1 水質調査結果

水質調査結果から求めた実験施設における流入負荷量および流出負荷量を表 3-1 に示す。

表 3-1 実験施設における流入負荷量および流出負荷量

項目	流入負荷量	流出負荷量	流入-流出	除去量
COD	276.024	287.112	-11.088	-4.0%
BOD	114.072	122.640	-8.568	-7.5%
SS	628.992	622.776	6.216	1.0%
NO ₂ -N	1.930	1.900	0.030	1.6%
NO ₃ -N	35.750	35.028	0.722	2.0%
NH ₄ -N	10.567	7.090	3.477	32.9%
T-N	67.435	66.377	1.058	1.6%
D-T-N	59.623	58.145	1.478	2.5%
PO ₄ -P	2.144	1.569	0.575	26.8%
T-P	7.291	6.490	0.801	11.0%

この結果、NH₄-N、PO₄-P、T-Pについては明瞭な浄化能が認められたが、その他の項目は、除去率が-7.5~2.5%と明瞭な浄化能は認められなかった。

また、図 3-1 に設定水位と除去率の関係を示す。

瞬時値としての除去率をみた場合、設定水位と明瞭な関係のある水質除去率は見当たらなかったが、ヨシ帯の生育条件などの因子が生物学的なもので、必ずしも瞬時値のみで判断し得ない可能性があることを考慮し、以下のように設定水位と水質除去率との関係を検討した。

まず調査期間を、設定水位の変動状態や通年の琵琶湖水位の変動要因などから、図3-2に示すように4つに分類した。

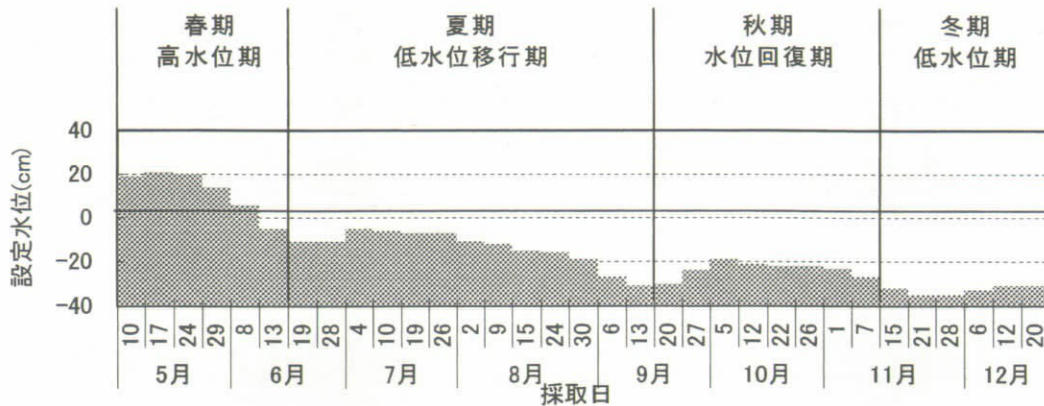


図 3-2 設定水位の分類

この4つの水位時期別の除去率を図3-3に示す。

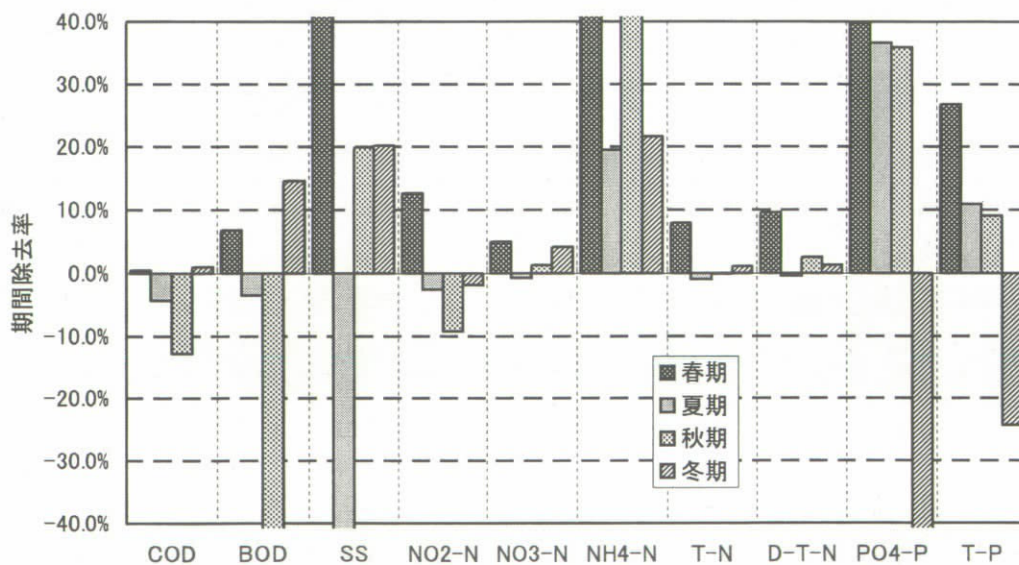


図 3-3 時期別の除去率

この結果、春期の高水位時期にはどの項目も除去率がプラスとなり、浄化傾向となった。水位が高い期間は、沈殿効果並びにヨシ帯の捕集効果が高いためと考えられる。逆に夏期の低水位に移行する時期においては、各項目とも除去率はマイナスとなる傾向となった。例外として、この時期にNH₄-NとPO₄-Pが高い除去率となったが、これは水位低下よりもむしろヨシ帯などの生物の吸収によるものと考えられ、低水位に移行するという現象と関わりがあるとは言いがたいと思われる。

3.2 生物調査結果

3.2.1 ヨシの生育観察調査

平成13年度調査で設置したNo.1~20までのコドラートのうちNo.1~11までヨシの生育が確認できたため、コドラート陸域 (No. 1~4)、中間域 (No. 5~8)、沖域 (No. 9~12) と3つに区分して考えた。この陸域・中間域・沖域別経時変化を図3-4に示す。

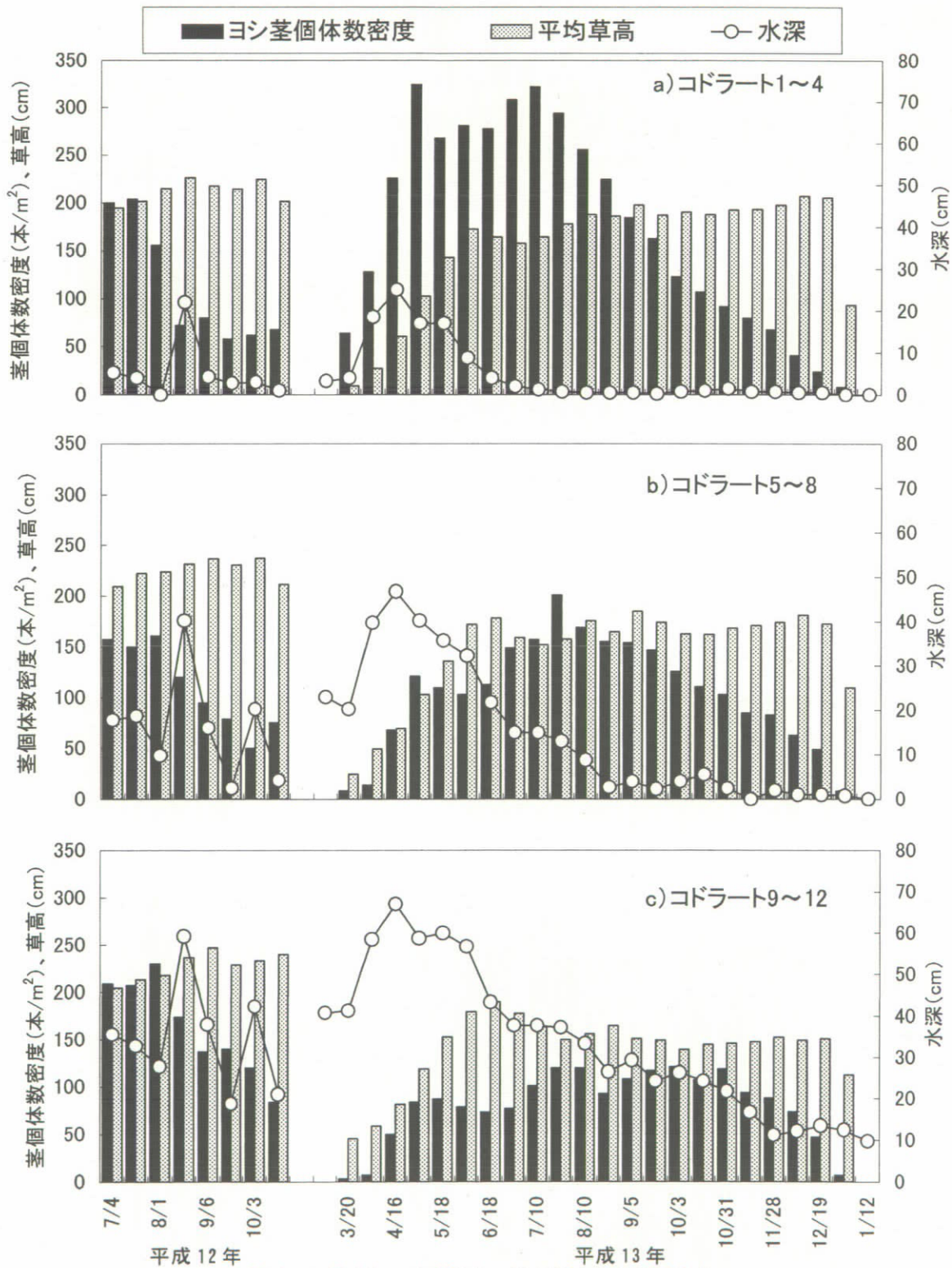


図3-4 陸域・中間域・沖域別の経時変化

また、陸域、中間域、沖域をそれぞれ代表する3つのコドラート内のヨシの平均茎径と平均水深との関係を図3-5に示す。なおここでのグラフは、水位変動とヨシの生育状況との関係を把握するために、生ヨシのみを対象としている。

コドラート No. 2 (陸域) および No. 6 (中間域) では、順に6月29日以降、8月24日以降で水深が0 cm、つまり冠水していない状態となった。しかし、コドラート No. 10 ではヨシ茎がなくなる時点においても水深が0 cm となることはなく、期間を通して冠水していた。コドラート No. 2 および No. 6 では、水深が0 cm になった以降、茎径の太さが増しているように見受けられるが、生ヨシのみを取り扱ったため、茎径の細いヨシが枯死し、平均としては太くなったと考えられる。

生ヨシと枯ヨシのヨシ茎個体数密度について図3-6に示す。平成14年1月12日の時点では、生ヨシはすべて無くなったが、枯ヨシが50本/m²存在していた。現地観測により、深池内では12月においても発芽するヨシが存在したが、新芽のまま枯死するものや、生長段階で虫に食べられるものがほとんどであった。

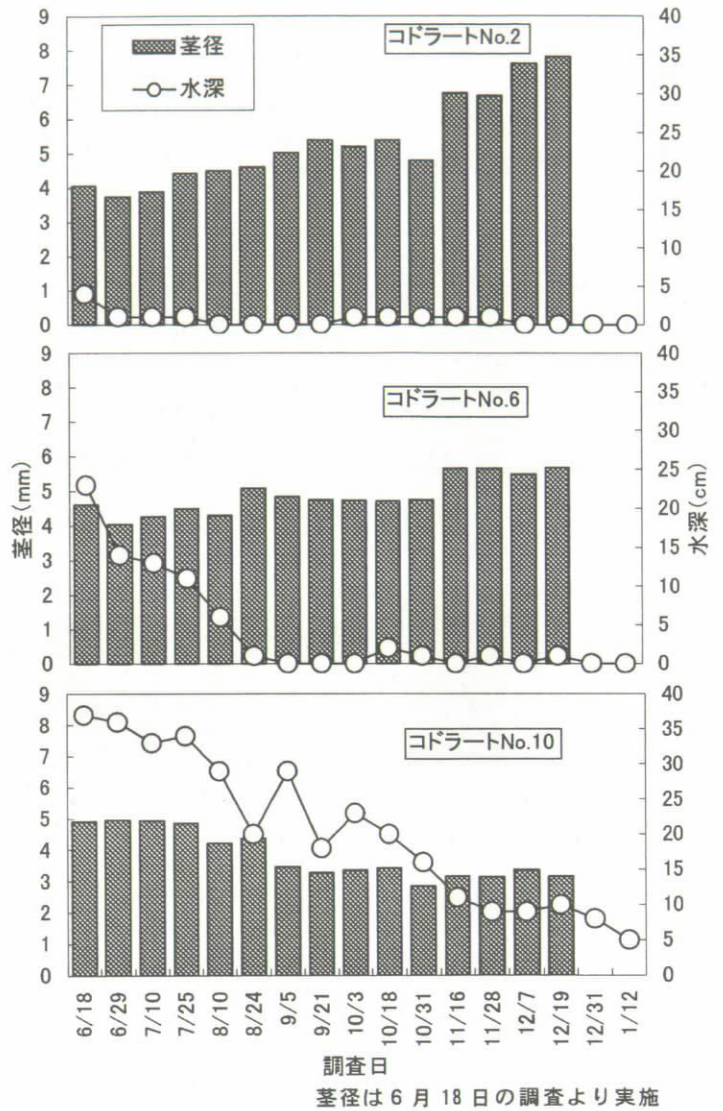


図 3-5 茎径と水深との関係

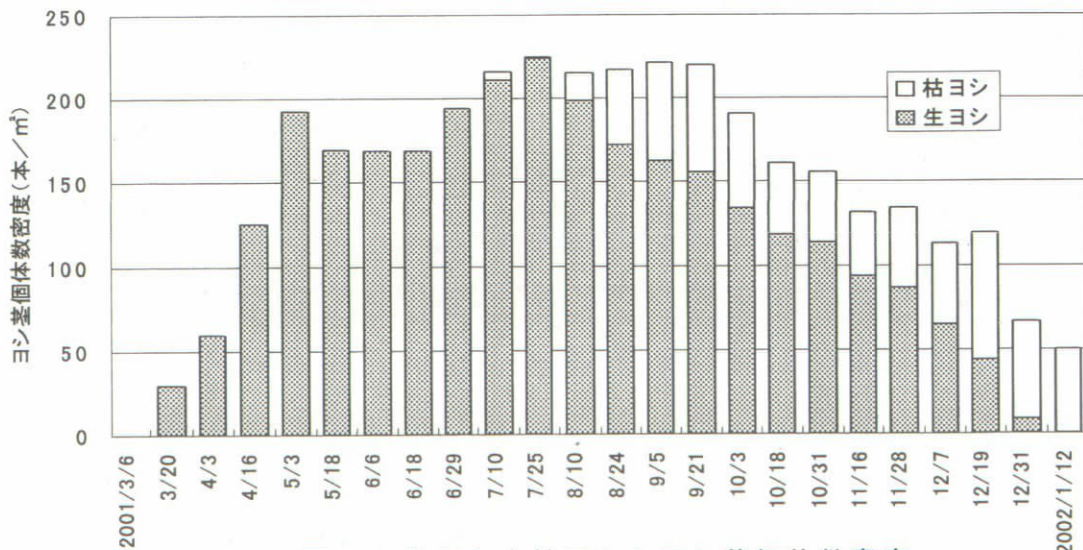


図 3-6 生ヨシと枯ヨシのヨシ茎個体数密度

3.2.2 ヨシの成分分析結果

図 3-7 に含水率の結果、図 3-8 に強熱減量の結果を示す。なお、季節別は季節間における全部位の平均値を、部位別は全季節の平均値を示す。

含水率の結果を見ると、ヨシの発芽直後にあたる3月から4月にかけて含水率が80%程度と高く、5月以降から次第に減少し、12月には41%にまで減少した。部位別には、地下茎・茎・穂・葉はそれぞれ66、56、37、52%の含水率であり、穂の含水率が比較的低い。

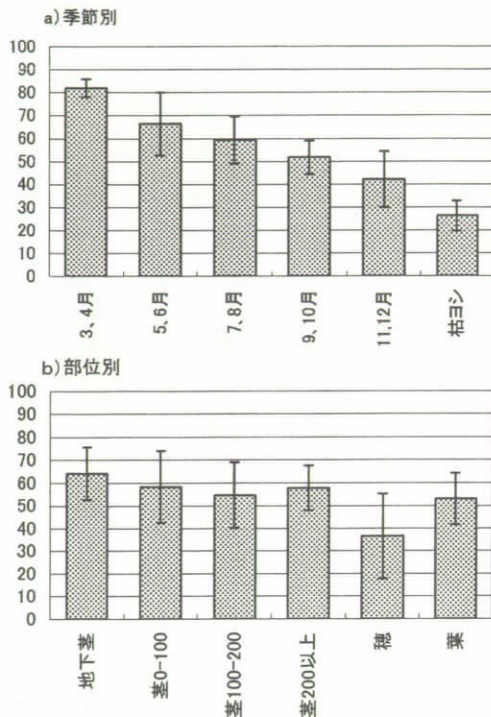


図 3-7 含水率の結果

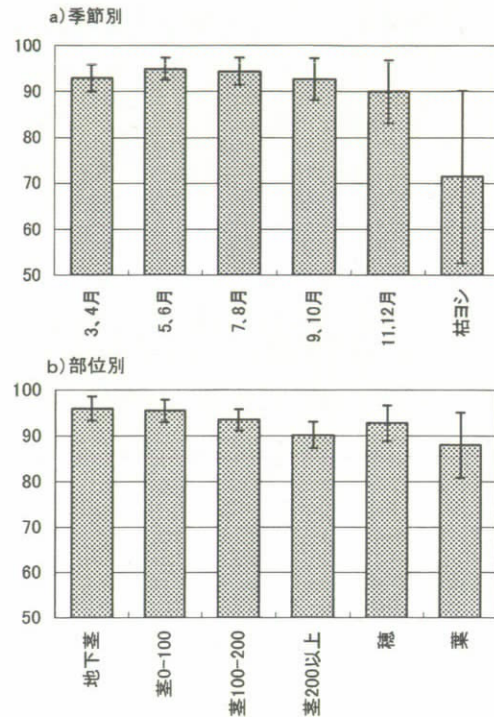


図 3-8 強熱減量の結果

また、強熱減量の結果を見ると、強熱減量を有機物含有率としてみた場合、ヨシの乾重に占める有機物の割合はおよそ90%から95%であり、あまり季節、部位ごとの変動は見られない。しかしわずかな差ではあるが、有機物含有率は5、6月が最も高く、以降、生長の完了とともに減少する傾向がうかがえる。部位別には地下茎でもっとも高く、ヨシの上部ほど有機物率が低い傾向であった。

次に、各部位ごとのT-N含有率の経時変化を図 3-9 に示す。また、全部位の平均値を地下茎の図中に示した。全部位の平均値を見ると、ヨシの生長段階である3月から6月まではT-Nの含有率は高く、6月以降から減少しはじめ、秋から冬季にかけてT-N含有率は横ばいであった。生長過程ではT-N含有率は2.5%程度であり、生長完了過程および枯死過程では1.0~1.5%である。

部位ごとに見ると、T-N含有率は葉でもっとも高く、茎においては上部ほど含有率が高い傾向にある。部位別平均値では葉(2.65%)>穂(2.04%)>茎 250-300(1.32%)>茎 150-200 (1.29%)>茎 200-250 (1.11%)>茎 300-350=茎 100-150 (1.07%)>茎 50-100 (0.95%)>地下茎 (0.88%)>茎 0-50 (0.82%)の順であった。また、調査日ごとの茎部におけるT-N含有率の最大は、常にその調査時に採取したヨシの最上部であることから、ヨシは生長する段階では栄養となる窒素を最先端に集中させていることがうかがえる。地下茎のT-N含有率は10月下旬頃より若干上昇傾向にある。枯ヨシの地下茎T-N含有率は0.88%であり、今後ヨシが発芽するまでの間、地下茎にT-Nを蓄積させることが推測される。

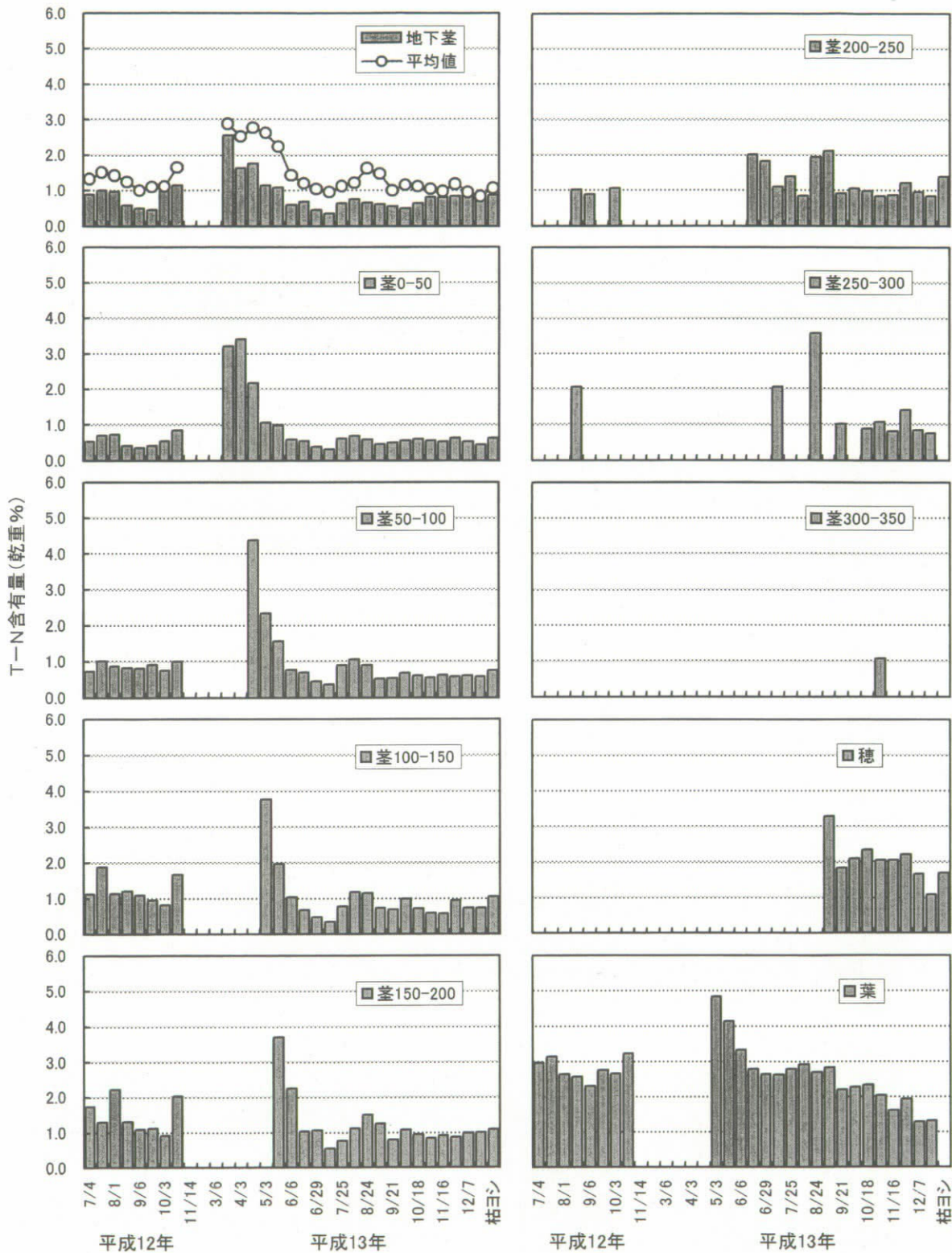


図 3-9 各部位ごとの T-N 含有率の経時変化

T-N 含有率と同様に、各部位ごとの T-P 含有率の経時変化を図 3-10 に示す。また、全部位の平均値を地下茎の図中に示した。全部位の平均値をみると、3 月が最も T-P 含有率は高く、それ以降 7 月下旬まで徐々に減少した。T-N 含有率の傾向と類似しているが、8 月から 9 月下旬にかけて含有率が大きく上昇した。

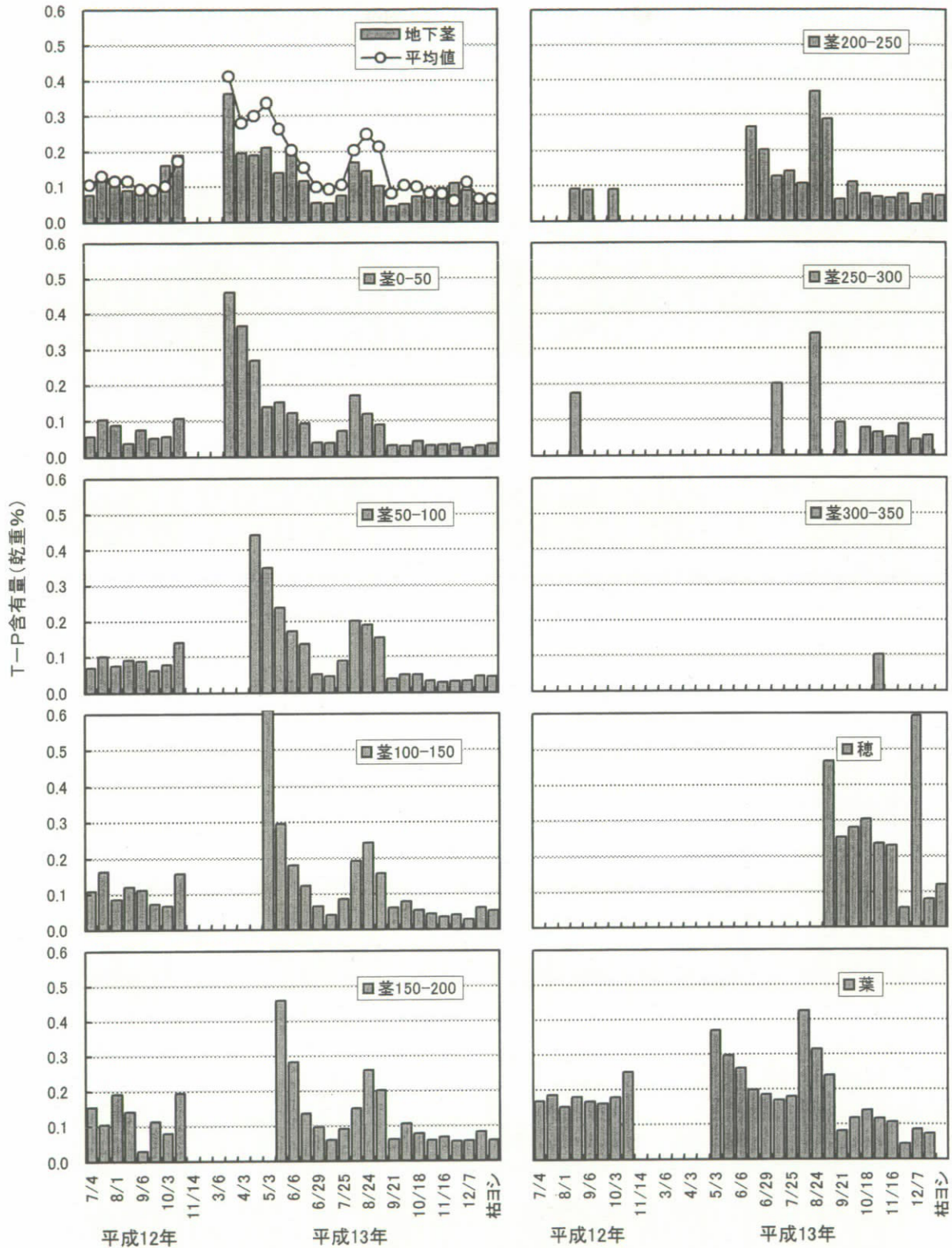


図 3-10 各部位ごとの T-P 含有率の経時変化

この傾向は T-N 含有率においても T-P 含有率ほどではないが確認できた。また、ヨシの生長過程での T-P 含有率はおよそ 0.3%、ヨシの生長完了および枯死過程ではおよそ 0.1% であった。部位別平均値では穂がもっとも高く、穂 (0.26%) > 葉 (0.19%) > 茎 150-200 (0.13%) > 茎 100-150 = 茎 200-250 = 地下茎 (0.12%) > 茎 250-300 =

茎 50-100 (0.11%) > 茎 300-350 = 茎 0-50 (0.10%) の順であった。また、リンも窒素と同様に、生長過程において細胞分裂の盛んな茎の最先端部が高濃度であった。冬季の地下茎にリンを蓄積させる現象は確認できなかった。

次にヨシに含まれる季節、部位別の T-C 含有率を図 3-11 に示す。

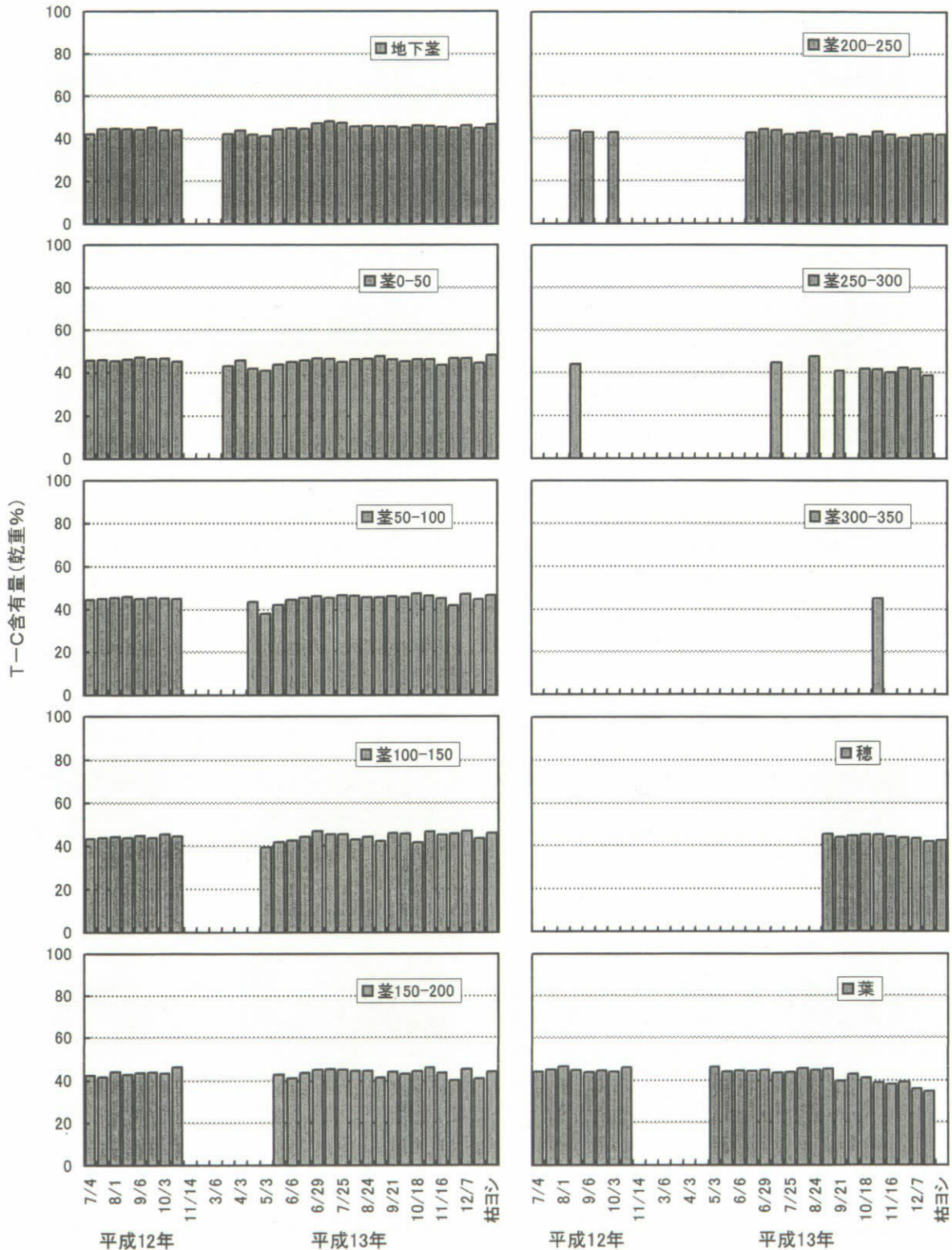


図 3-11 各部位ごとの T-C 含有率の経時変化

ヨシの乾重中に含まれるT-C含有率は43%~45%程度であり、季節・部位による違いはほとんどみられない。しかし、わずかな変動ではあるが、ヨシの生育が完了する時期に高いピークが見られ、枯死の段階がもっとも低い傾向がうかがえた。また部位別にも、ヨシの体を支える茎下部がもっとも高く、上部ほどT-C含有率が低い傾向であった。

3.3 堆積汚泥量調査

堆積汚泥調査にて、50cmメッシュを想定して設定した36地点の泥厚測定結果から総堆積汚泥量を算出した結果3.01m³となった。

また、各メッシュの堆積厚の分布をみるため、等厚分布図を作成した結果を図3-12に示す。

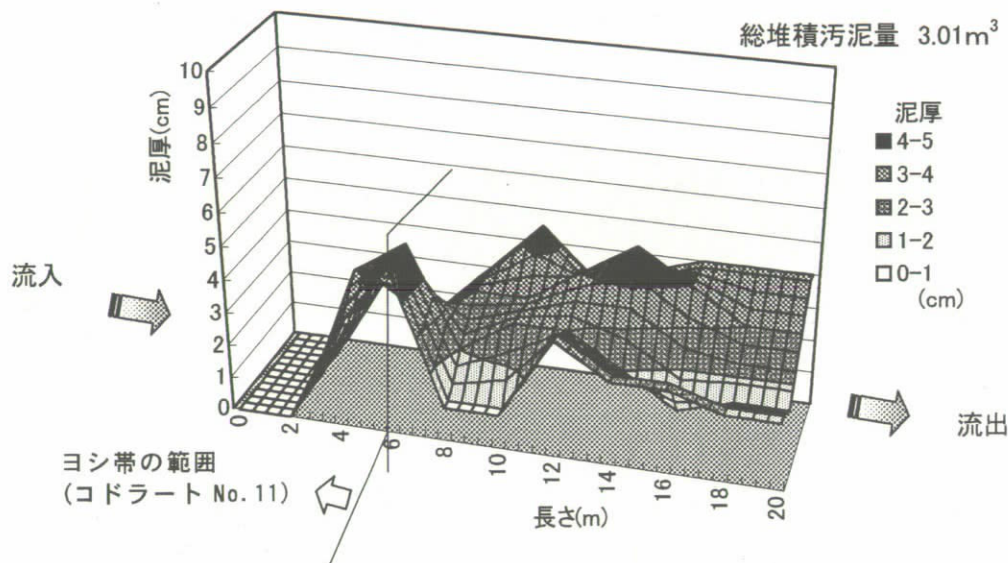


図 3-12 深池における堆積汚泥の等厚分布図

次に、深池の堆積汚泥成分分析結果と既存資料による琵琶湖底質の濃度を比較して表3-2に示す。なお、ここで引用した南湖底質のデータは、深池の汚泥堆積期間が約1年間であることを考慮して、調査時点から比較的近い時期に堆積したと考えられる表層(0~5cm層)の値を示した。

表 3-2 深池堆積汚泥成分と南湖底質濃度との比較

単位: mg/g

項目	深池 堆積汚泥	南湖底質平均値*			
		全域	東岸	中央	西岸
T-N	1.53	2.28	1.75	2.55	2.46
T-P	0.99	0.76	0.75	0.73	0.80
T-C	15	22.0	17.7	23.3	24.4

* 出典: 「琵琶湖底質調査報告書」(平成2年、滋賀県立衛生環境センター)

4. まとめ

4.1 水位変動がヨシ帯の水質浄化能に与える影響

平成12年度の実験では、一定水位での除去率に対して、人為的に水位変動を行うことにより、SS、NH₄-N、PO₄-P等で明瞭な除去率の向上が認められた。平成13年度の実験では、ほぼ年間を通じての調査を行ったことから、濃度比ではなく物質収支（負荷量）としての除去率の算定を行ったところ、NH₄-N、PO₄-P、T-Pで明瞭な浄化能が認められた。両年度の実験結果を比較すると、平成13年度ではSSの明瞭な除去率が認められなかったことを除けば、NH₄-N、PO₄-Pでの除去率向上は一致した結果である。これについてはヨシなどの生物体への吸収の他、次のようにも考えられる。

水位変動により、深池の底に堆積した汚泥が自重により崩れるということが繰り返して起っていると考えられる。この結果、土壌と汚泥が常に接触している状況となり、平成12年度の考察でも示されたりんの不溶化除去の促進やNH₄-Nの硝化作用の促進が図られている状態と考えることができる。

一方、平成13年度の実験結果より、各項目とも水位と除去率との間に明瞭な相関性は認められなかった。（図4-1）これは、水位変動条件下におけるヨシ帯の水質浄化能が、長期的な水質変動の経緯や生物学的因子による時間的積分結果であり、瞬時値として捉えられる水質調査結果から算出した除去率とその際の水位との関連付けが困難であるためと考えられた。したがって、琵琶湖水位の変動要因などをもとに設定した水位時期ごとに除去率を検討した結果、春期の水位の高い時期には、どの項目も除去率がプラスとなり、逆に夏期の水位が低下していく時期では、多くの項目でマイナスとなった。このことから、高水位は、懸濁成分の沈降やヨシ帯での捕集効果が顕著に表れることが考えられた。

4.2 水位変動がヨシ帯の生育に与える影響

平成12年度の実験から、次の結果が得られた。

- ①平均水深25cm以浅の冠水がヨシの生長（密度、草高）に良好である。
- ②平均水深60cm以深でヨシの密度が大幅に減少し、70cm以深ではほとんど生育しない。
- ③水位変動がヨシの枯死時期に影響を及ぼす。枯死は陸域から始まり、高水位ほど枯死の時期が遅れる。
- ④ヨシ生育の完了時期に栄養塩の現存量がピークとなる。

平成13年度の実験では、水深が概ね20cmを下回った後にヨシ茎個体数密度がピークを迎える傾向が認められ、この密度の増減には、水深の影響が大きいことが推測された。また草高では、水深の浅い陸域の方がわずかに高く生長するという結果が得られたが、ヨシの生長が横ばいとなる時期には、水深の違いによる相違は認められなかった。またヨシの茎径に関して、陸域であるほど茎が太く背の高いヨシが生育する結果となった。なお平成12年度の実験ではコドラートNo.16までヨシの生育が確認されたが、平成13年度の実験では、コドラートNo.11より沖ではヨシが確認されなかった。平成12年度の結果とあわせて検討すると、季節的な要因がどのように関係するかは明らかではないが、ヨシの生育条件としては、水深25cm以浅の冠水が良好であり、さらに、水位低下により水深が概ね20cmを下回ると、個体数がピークとなることが推測される。

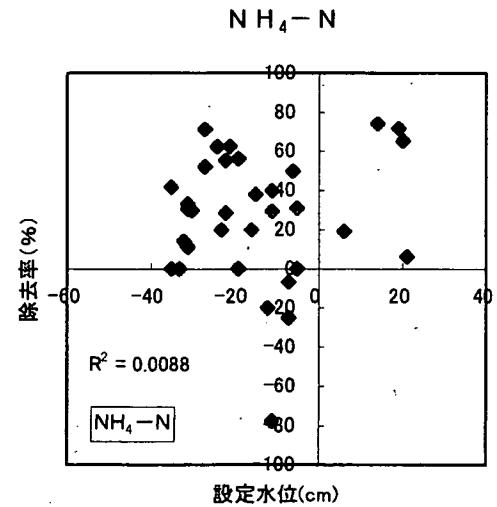
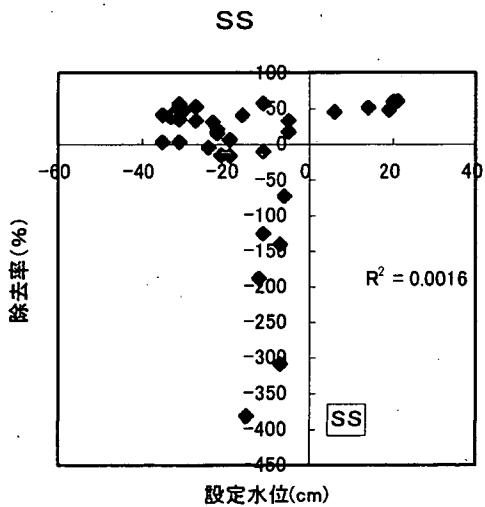
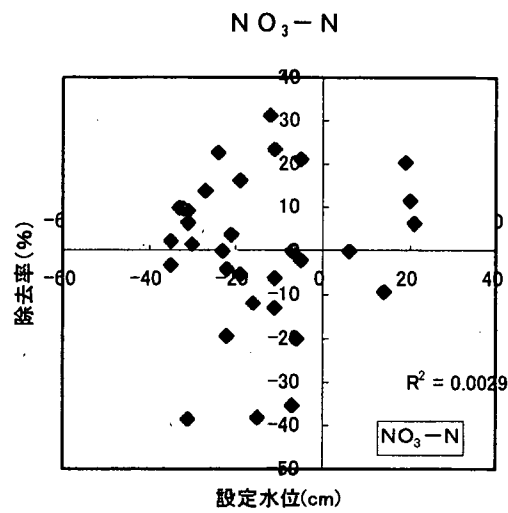
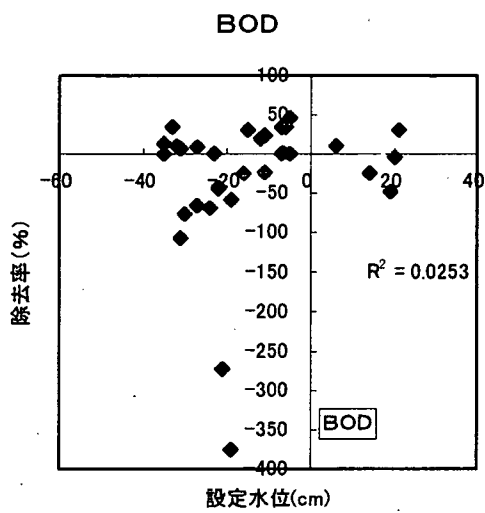
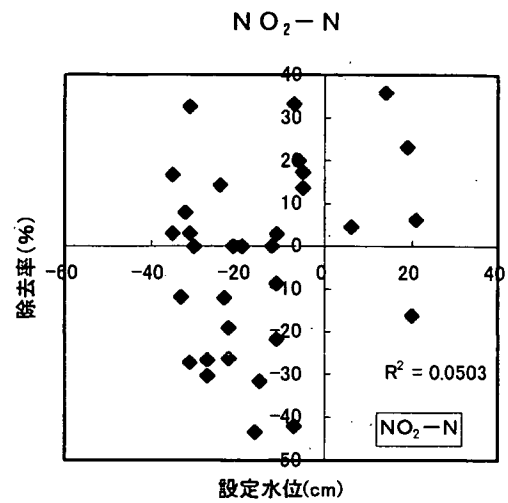
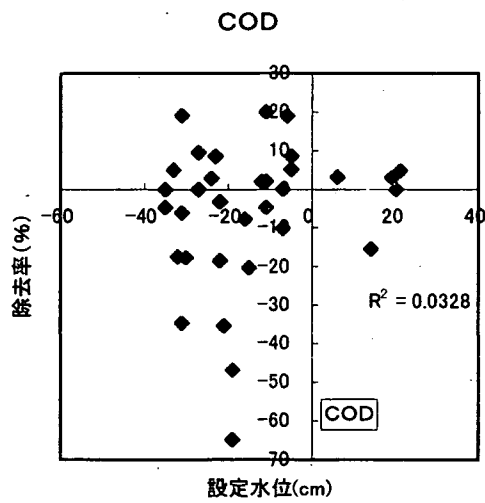


図 4-1 設定水位と除去率の相関(1)

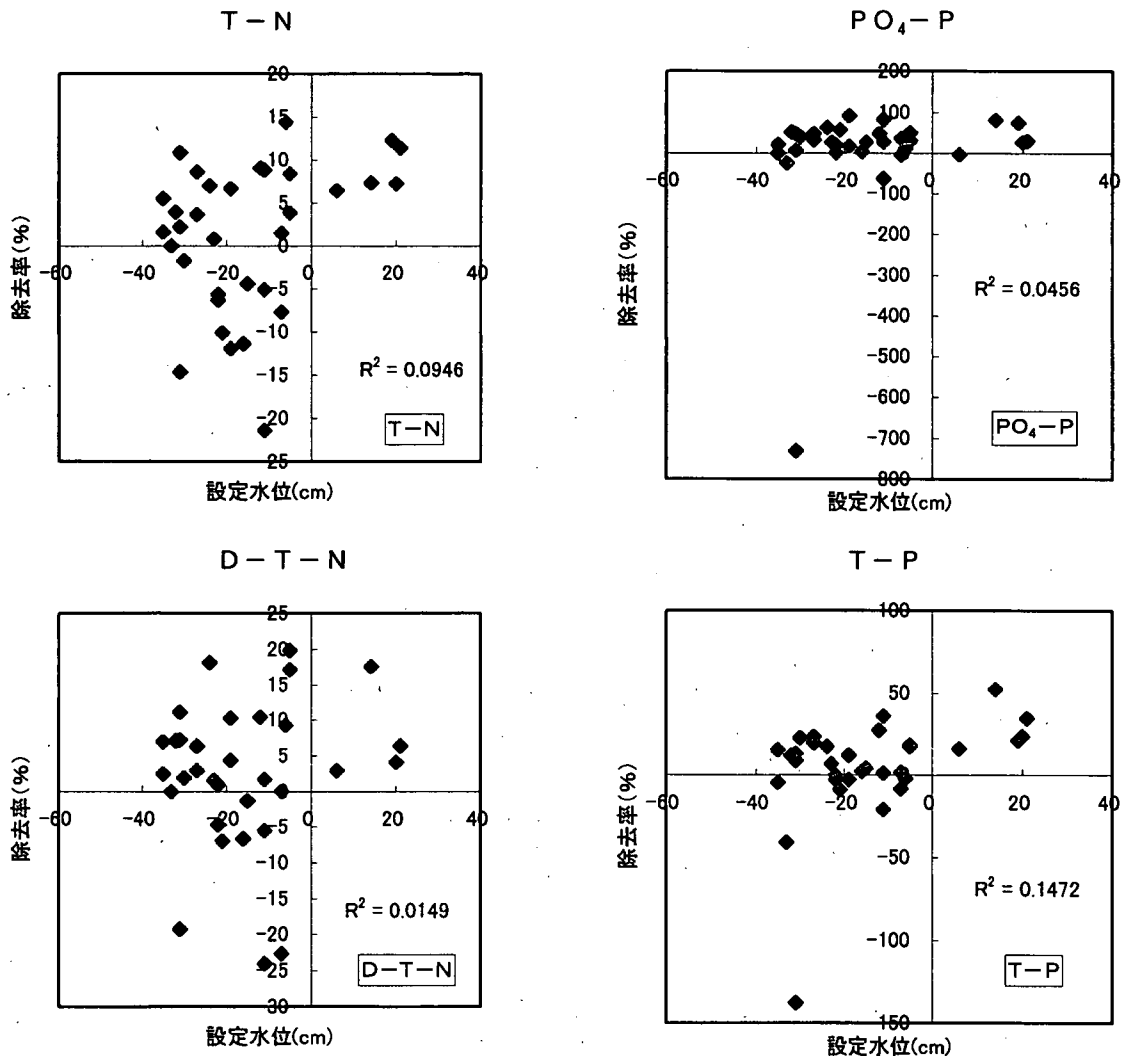


図 4-1 設定水位と除去率の相関 (2)

ヨシの枯死時期に関して、平成 13 年度の実験では 7 月 10 日以降に確認され、調査日の経過と共に陸域から沖域へと目立つようになった。一般的にはヨシは冬場に枯死時期を迎えるが、平成 13 年度の実験結果では、非冠水（水深 0 cm）となった場所では茎径の細いヨシから枯死していくことが推測された。これにより、沖域では茎径の太いヨシが少なかったため、水深が枯死時期に影響を与えることが考えられる。

栄養塩の現存量に関して、平成 12 年度の実験がヨシの枯死段階であるのに対し、平成 13 年度は生長段階での栄養塩含有率の挙動を把握することができた。すなわち、ヨシは成長する段階で栄養となる窒素やりんを先端部に集中させていることが示唆された。また茎下部のヨシの体を支える部分に炭素含有量が多いこと、冬場には、窒素が地下茎に蓄積される可能性があることが認められた。

以上の結果から、水質浄化の観点でヨシの刈取り時期を検討する。ヨシの刈取り時期は、ヨシの生長がほぼ完了した時期が水質浄化にとっては良好であるが、この時期に刈取りを行うと、地下茎への栄養の蓄積がなくなり、翌年のヨシの生育に影響を及ぼす可能性があると考えられる。

4.3 堆積汚泥量

深池内での堆積汚泥については、過去の実験で、ヨシの生育する浅い部分に蓄積する傾向があること（平成 10 年度）、ヨシ区で発生する堆積汚泥は主に枯れヨシに由来

するものが多いこと（平成 11 年度）などの結果を得ている。平成 13 年度、水変動条件下で堆積汚泥の量及び成分の実験を行った結果、以下のような結果を得た。

- ①水位の低下が、ヨシ帯内に蓄積された栄養塩類等の流失につながり、汚濁傾向となる可能性を持つ
- ②ヨシ帯の捕集効果により、懸濁成分の堆積がヨシ帯の最も沖側に顕著に認められた。
- ③深池の堆積汚泥中りんの含有量は琵琶湖南湖と比較して高く、また T-P の水質浄化能が顕著に認められたことに呼応し、流入負荷量に対するりんの堆積量は高い値となった。

実験担当者

国土交通省近畿地方整備局琵琶湖工事事務所	水質調査課課長	春木二三男
	水質調査課開発調整係長	中村 超
財団法人琵琶湖・淀川水質保全機構	実験センター所長	田井中善雄
	実験センター主任研究員	堀野 善司
	実験センター主任研究員	和田 桂子
	実験センター研究員	寺田 剛史

2. 土壤浄化実験（その4）

1. 目的

琵琶湖をはじめとする湖沼での富栄養化対策として原因物質の一つであるリンを流入河川から除去するため、琵琶湖・淀川水質浄化共同実験センターにおいて平成8年度から土壤浸透による水質浄化実験を実施している。土壤吸着ろ材として赤玉土を用いたリンの除去率は80%以上であり、非常に有効な浄化方法と考えられるため、これまでに土壤厚や通水方向、通水速度など水質浄化性能および維持管理方法の面から検討を加えてきた。

今年度は、平成12年度に実施した実験結果を踏まえて、引き続き高速通水における赤玉土の浄化効果や浄化性能の持続性等を把握し、使用赤玉土の再利用やリン吸着能延命手法および前処理方法や維持管理について、実施設への技術的知見を得るためさらなる調査・検討を行うことを目的とする。

2. 施設諸元および実験内容

本業務での実験は、琵琶湖・淀川水質浄化共同実験センター内に設置されている「土壤浄化実験施設」を利用して行った。

土壤浄化施設では、B槽を用いて前処理方法の検討を行うため、今年度は沈殿池に改修後、傾斜膜を設置した。その前処理水を流入水として土壤浄化実験施設A-2槽およびC槽では、前年度に引き続き浄化持続性の把握、リン吸着量の把握実験を実施した。また、水槽を作製し、その実験水槽を用いて、昨年度実験終了後に通水性の悪化したA槽の表層部赤玉土を取り除き、細粒化した赤玉土をバインダで再び団粒化することにより赤玉土の再利用の可能性について検討を行った。

土壤浄化実験施設および各実験水槽における実験諸元を表2.1、表2.2に、各施設構造の概念図および施設全体の配置図を図2.1～図2.3に示す。

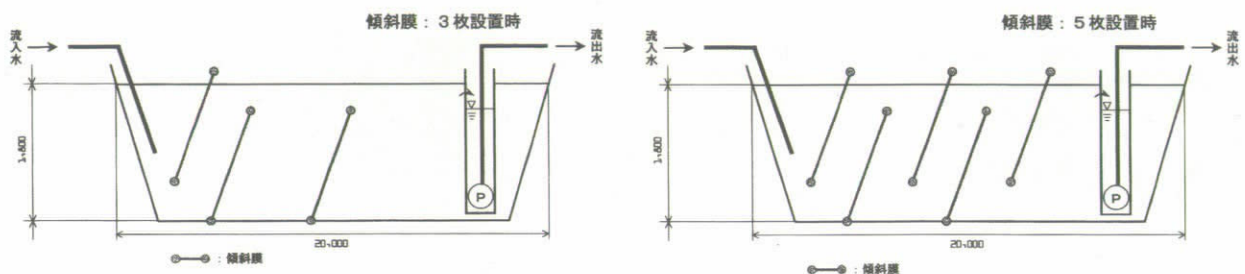
表 2.1 土壤浄化実験施設諸元

実験施設	B 槽	A-2槽	C 槽	
整備内容	<ul style="list-style-type: none"> ○前処理施設の検討 ・沈殿効率を高めるため傾斜膜等を配置 ・他の層へ送水できるよう配管を整備 	<ul style="list-style-type: none"> ○赤玉土の延命検討 ○赤玉土層の吸着寿命と吸着帯の検討 ・通水性の悪化した表層部赤玉土を除去 ・除去量と同量の新品赤玉土を充填 	<ul style="list-style-type: none"> ○土壤浄化施設の浄化持続性の検討 ○赤玉土層の吸着寿命と吸着帯の検討 ・平成12年度の継続実験（水面積負荷1.5m³/m²/日） ・水質調査、吸着寿命の判断、目詰まりの把握 	
土壤浄化施設諸元	規模	幅6m×長さ20m×深さ1.8m	幅6m×長さ20m×深さ1.8m	幅6m×長さ20m×深さ1.8m
	浄化水量	510m ³ /日	285m ³ /日	140m ³ /日
	水面積負荷	4.25m ³ /m ² ・日 (滞留時間 約10.1時間)	5m ³ /m ² ・日	1.5m ³ /m ² ・日
	通水方法	横流方式	下向流方式	上向流方式
	実験設定	前処理（傾斜膜法）	高水面積負荷型	実施設定型
充填材	傾斜膜：不織布 (長さ6m×幅1.5m、設置角60°) 規格：ポリエステル、厚さ約5mm、 目付量150g/m ³	赤玉土（平成12年度入替え）	赤玉土（平成12年度入替え）	
実験期間	平成13年9月20日（通水開始） ～平成14年3月4日 傾斜膜：3枚設置 通水開始時～ 5枚設置 平成13年11月7日～	平成13年9月20日（通水開始） ～平成14年3月4日 ヨシ植栽期間：9月5日～12月4日	平成13年9月20日（通水開始） ～平成14年3月4日	

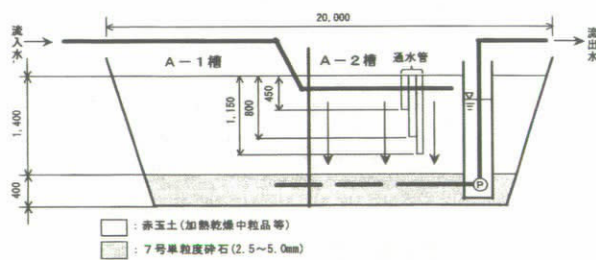
表 2.2 実験諸元 (実験水槽 No. 1 ~ No. 4 槽)

系列名	No. 1	No. 2	No. 3	No. 4
規模	幅 1 m × 長さ 1 m × 深さ 1 m			
土壌種類	リサイクル赤玉土	新品赤玉土 (比較対象)	リサイクル 赤玉土	
規格等	団粒土	加熱乾燥 中粒品	団粒土	
バインダ	多糖質	PVA (ホリビニル アルコール)	—	アクリルミド (ニホン系)
通水方式	下向流方式			
水面積負荷	5 m ³ /m ² ・日			

【B槽：前処理施設沈砂池】

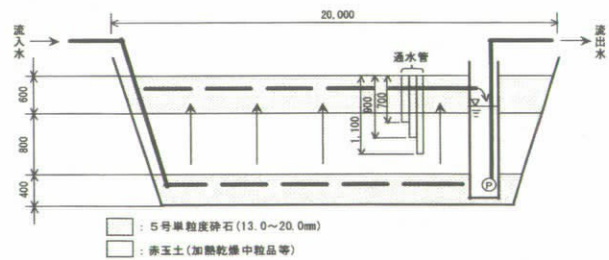


【A-2槽】



□ : 赤玉土 (加熱乾燥中粒品等)
 □ : 7号単粒度砕石 (2.5~5.0mm)

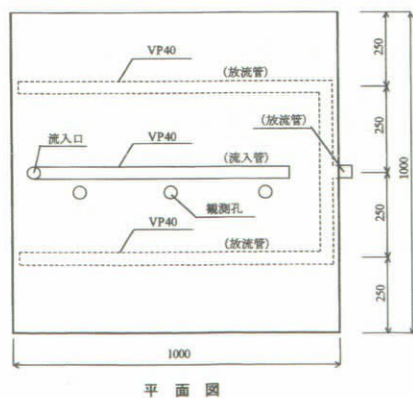
【C槽】



□ : 5号単粒度砕石 (13.0~20.0mm)
 □ : 赤玉土 (加熱乾燥中粒品等)

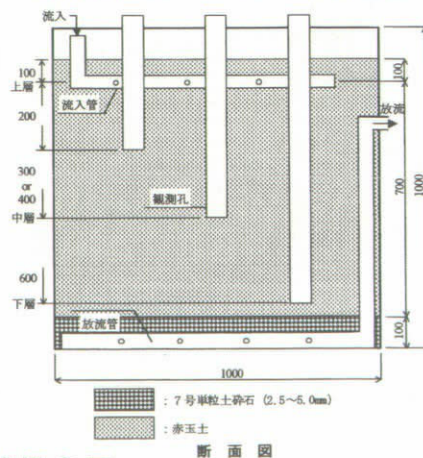
図 2.1 土壤浄化実験施設概念図

実験水槽 No. 1 ~ No. 4 槽



平面図

実験水槽 No. 1 ~ No. 4 槽断面図



□ : 7号単粒度砕石 (2.5~5.0mm)
 □ : 赤玉土

断面図

図 2.2 実験水槽概念図

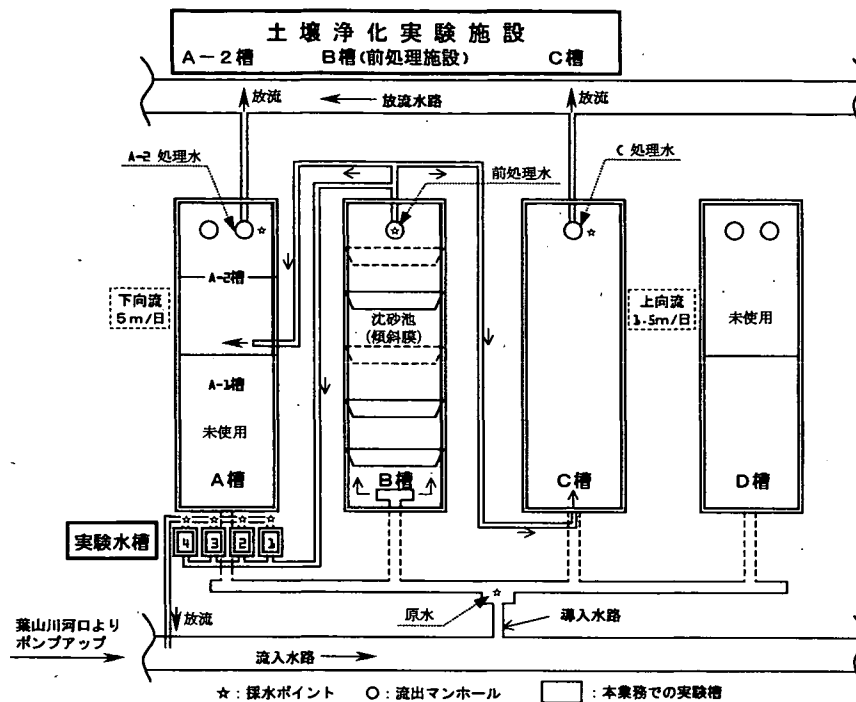


図 2.3 土壤浄化実験施設の配置

3. 実験結果および考察

3.1 前処理施設

3.1.1 水質調査結果

土壤浄化施設では、目詰まりの要因となるSSを可能な限り除去するために前処理施設にて原水を処理している。今年度は、B槽を前処理施設として、沈殿池に改修後、傾斜膜を設置し、前処理を行った。

調査期間における実験結果（平均値）を表3.1に示す。また、SSの経時変化を表3.2、図3.1に示す。

表 3.1 前処理施設 調査結果（平均値）

項目	傾斜膜3枚設置時			傾斜膜5枚設置時		
	原水 (B槽入口)	処理水 (B槽出口)	除去率 (%)	原水 (B槽入口)	処理水 (B槽出口)	除去率 (%)
COD (mg/L)	3.7	3.4	8.1	3.8	3.6	5.3
SS (mg/L)	9.9	3.9	60.6	11.5	9.8	14.8
T-N (mg/L)	1.30	1.24	4.6	1.72	1.67	2.9
T-P (mg/L)	0.074	0.062	16.2	0.074	0.066	10.8
濁度 (度)	9.4	5.6	40.4	11.3	10.3	8.8

表 3.2(1) 前処理施設SS調査結果（傾斜膜3枚設置時）

[単位: mg/L]

項目	調査日					平均	最小~最大
	10/1	10/16	10/31	11/4	11/6		
原水 (B槽入口) ①	9.0	5.6	5.2	5.8	24	9.9	5.2 ~ 24
前処理水 (B槽出口) ②	4.2	1.8	2.4	3.8	7.3	3.9	1.8 ~ 7.3
除去率 (%)	53.3	67.9	53.8	34.5	69.6	60.6	34.5 ~ 69.6

表 3.2(2) 前処理施設 S S 調査結果 (傾斜膜 5 枚設置時)

[単位: mg/L]

項目	調査日										平均	最小～最大
	11/12	11/19	11/27	12/3	12/19	1/10	1/21	1/24	2/6	3/3		
原水 (B槽入口) ①	5.3	4.0	9.3	4.4	5.5	7.8	40	15	14	9.2	11.5	4.0 ~ 40
前処理水 (B槽出口) ②	2.3	3.0	3.0	3.0	3.0	8.8	33	15	19	8.0	9.8	2.3 ~ 33
除去率 (%)	56.6	25.0	67.7	31.8	45.5	-12.8	17.5	0.0	-35.7	13.0	14.8	-35.7 ~ 67.7

注1) 除去率は下記により求めた。

$$\text{前処理槽} = \frac{\text{①}-\text{②}}{\text{①}}$$

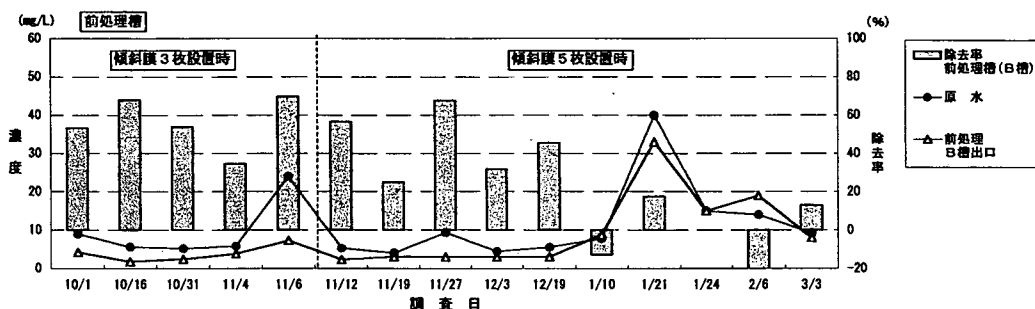


図 3.1 前処理施設 S S 調査結果

傾斜膜 3 枚設置時の SS 濃度は、平均値で見ると、原水が 9.9mg/L、処理水が 3.9mg/L であり、除去率は 60.6%であった。また、傾斜膜 5 枚設置時の SS 濃度は、原水が 11.5mg/L、処理水が 9.8mg/L であり、除去率は 14.8%であった。

また、濁度の除去率は、3 枚設置時が 40.4%、5 枚設置時が 8.8%となっていた。

今回の調査における傾斜膜 3 枚設置と 5 枚設置の除去率の差は、1 月以降の除去率の低下に大きく影響されたものであり、それ以前では 3 枚と 5 枚の除去率は同程度であった。しかし、水質調査結果から除去率の低下原因を推定することは困難であり、傾斜膜の枚数の違いによる除去効果の差異を把握することはできなかった。

3.1.2 汚泥分析結果

前処理施設には、流入水より除去された汚泥が実験期間を通じて 7.89m³ 堆積していた。この堆積汚泥の分析結果を表 3.3 に示す。

沈砂池に堆積した汚泥は、シルト分を多く含み、強熱減量 15%程度と有機物量が比較的多いものの、産業廃棄物の有害項目の判定基準は満足していた。

表 3.3(1) 前処理施設 堆積汚泥調査結果

調査項目	分析結果		
	中央	流入管下	傾斜膜
T-N (mg/kg)	7,900	5,700	6,700
T-P (mg/kg)	1,800	1,800	1,900
K (mg/kg)	2,200	2,100	2,200
強熱減量 (%)	16.8	15.0	15.7
粒度分布	10%以下平均値 (μm)	4.549	—
	25%以下平均値 (μm)	7.367	—
	50%以下平均値 (μm)	12.55	—
	75%以下平均値 (μm)	18.77	—
	90%以下平均値 (μm)	23.03	—
汚泥量 (m ³)	7.89	—	—

表 3.3(2) 前処理施設 堆積汚泥調査結果

調査項目		分析結果	基準値
有害項目	R-Hg (mg/L)	<0.0005	検出されないこと
	T-Hg (mg/L)	<0.0005	0.005
	Cd (mg/L)	<0.001	0.3
	Pd (mg/L)	0.006	3
	Cr ⁺⁶ (mg/L)	<0.02	1.5
	As (mg/L)	0.043	1.5
	CN (mg/L)	<0.1	1
	PCB (mg/L)	<0.0005	0.003
	Se (mg/L)	<0.001	—

(注) 基準値：有害な産業廃棄物に係る判定基準を定める総理府令(溶出基準)

3.2 土壌浄化実験施設

3.2.1 水質調査結果

A-2槽（下向流方式、 $5\text{m}^3/\text{m}^2\cdot\text{日}$ ）、C槽（上向流方式、 $1.5\text{m}^3/\text{m}^2\cdot\text{日}$ ）における水質調査結果を表 3.4 に示す。

表 3.4 土壌浄化実験 水質分析結果（平均値）

項目	流入水 (B槽出口)	A-2槽		C槽	
		処理水 濃度	除去率 (%)	処理水 濃度	除去率 (%)
pH	7.3	7.1	—	7.3	—
COD (mg/L)	3.6	2.0	44.4	2.1	41.7
D-COD (mg/L)	3.0	1.7	43.3	1.9	36.7
BOD (mg/L)	2.1	1.4	33.3	1.4	33.3
DO (mg/L)	10.0	8.0	20.0	6.8	32.0
SS (mg/L)	6.0	1.2	80.0	1.1	81.7
T-N (mg/L)	1.51	1.44	4.6	1.48	2.0
D-TN (mg/L)	1.40	1.34	4.3	1.38	1.4
NH ₄ -N (mg/L)	0.17	0.03	82.4	0.03	82.4
NO ₂ -N (mg/L)	0.04	0.01	75.0	0.02	50.0
NO ₃ -N (mg/L)	0.96	1.18	-22.9	1.19	-24.0
T-P (mg/L)	0.064	0.024	62.5	0.028	56.3
D-TP (mg/L)	0.027	0.012	55.6	0.016	40.7
PO ₄ -P (mg/L)	0.011	0.007	36.4	0.008	27.3
色度 (度)	24.1	5.6	76.8	6.6	72.6
濁度 (度)	6.5	0.9	86.2	1.0	84.6
E260 (ろ過)	0.062	0.031	50.0	—	—

施設諸元が違うため水質浄化能力に若干の差は見られるが、両施設とも T-N、D-TN、NO₃-N を除いて良好な除去率を示した。

また、土壌浄化施設による浄化効果において除去対象とされているリンについて経時変化を表 3.5 および図 3.2 に示す。

流入水の T-P 濃度は 0.045~0.085mg/L（平均 0.064mg/L）であった。A-2槽の T-P 濃度は、0.013~0.037mg/L（平均 0.024mg/L）であり、除去率は、24.4~80.0%（平均 62.5%）であった。一方、C槽の T-P 濃度は、0.017~0.043mg/L（平均 0.028mg/L）であり、除去率は、43.4~76.4%（平均 56.3%）であった。

今年度の除去率が平成 12 年度に比べ低下した原因は、流入する原水濃度が低かったことによるものと考えられる。

表 3.5 土壤浄化実験 T-P 調査結果

項目	調査日	10/1	10/16	10/31	11/4	11/6	11/12	11/19	11/27	12/3	12/19	1/10	1/24	2/6	3/3	平均	最小～最大
		流入水 (B槽出口) ①	0.072	0.059	0.045	0.057	0.075	0.058	0.054	0.05	0.056	0.061	0.076	0.079	0.085	0.074	0.064
処理水	A-2槽 ②	0.023	0.013	0.034	0.015	0.015	0.019	0.018	0.016	0.017	0.028	0.037	0.037	0.023	0.035	0.024	0.013～0.037
	C槽 ③	0.017	0.021	0.025	0.021	0.024	0.025	0.026	0.027	0.024	0.031	0.043	0.039	0.030	0.037	0.028	0.017～0.043
除去率 (%)	A-2槽	68.1	78.0	24.4	73.7	80.0	67.2	66.7	68.0	69.6	54.1	51.3	53.2	72.9	52.7	62.5	24.4～80.0
	C槽	76.4	64.4	44.4	63.2	68.0	56.9	51.9	46.0	57.1	49.2	43.4	50.6	64.7	50.0	56.3	43.4～76.4

注) 除去率は下記により求めた。

$$A-2槽 = \frac{①-②}{①} \quad C槽 = \frac{①-③}{①}$$

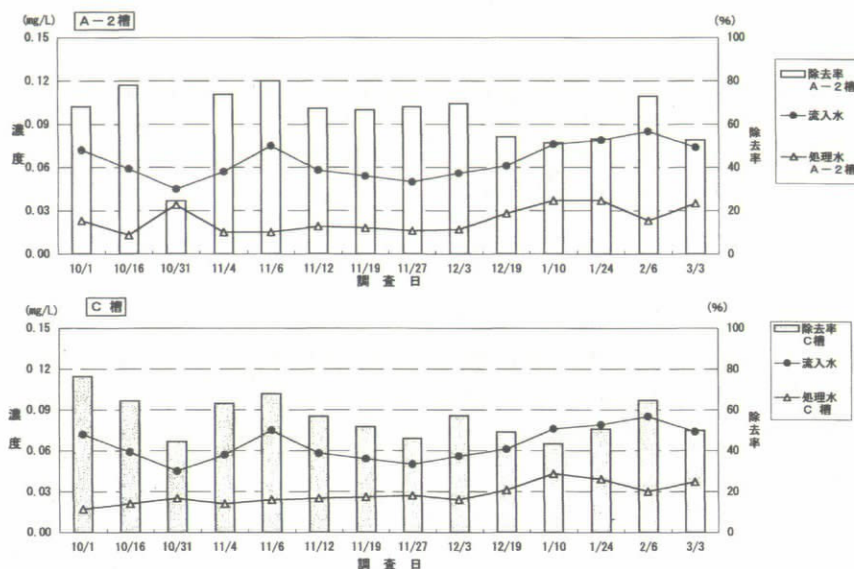


図 3.2 土壤浄化実験 T-P 調査結果

3.2.2 土壤浄化施設の水質浄化性能

(1) リン

流入水より除去されたリンの各形態別の内訳を表 3.6、表 3.7 および図 3.3、図 3.4 に示す。

表 3.6 リン除去の内訳 (A-2槽)

項目	全リン	有機態+無機態			無機態のリン	
		T-P	P-TP	D-TP	PO ₄ -P	PO ₄ -P 以外の溶解性リン
		①	② = ① - ③	③	④	⑤ = ③ - ④
流入水 (mg/L)	0.064	0.037	0.027	0.011	0.016	
処理水 (mg/L)	0.024	0.012	0.012	0.007	0.005	
濃度差 (mg/L)	0.040	0.025	0.015	0.004	0.011	
構成比① (%)	100	62.5	37.5	10.0	27.5	
構成比② (%)	—	—	100	26.7	73.3	

注1) 構成比①はT-Pを100としたときの値を示す。
注2) 構成比②はD-TPを100としたときの値を示す。

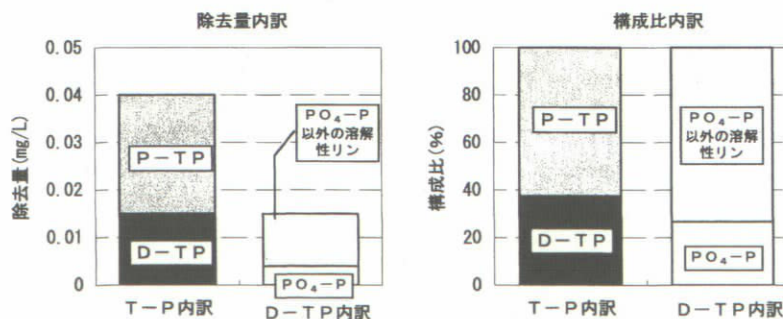


図 3.3 リン除去の内訳 (A-2槽)

表 3.7 リン除去の内訳 (C槽)

項目		全リン		有機態+無機態		無機態のリン	
		T-P	P-TP	D-TP	PO ₄ -P	PO ₄ -P 以外の 溶解性リン	
		①	② = ① - ③	③	④	⑤ = ③ - ④	
流入水	(mg/L)	0.064	0.037	0.027	0.011	0.016	
処理水	(mg/L)	0.028	0.012	0.016	0.008	0.008	
濃度差	(mg/L)	0.036	0.025	0.011	0.003	0.008	
構成比①	(%)	100	69.4	30.6	8.3	22.2	
構成比②	(%)	—	—	100	27.3	72.7	

注1) 構成比①はT-Pを100としたときの値を示す。
注2) 構成比②はD-TPを100としたときの値を示す。

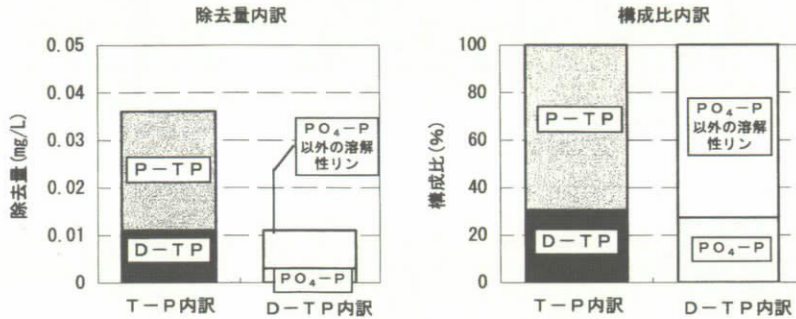


図 3.4 リン除去の内訳 (C槽)

ここでA-2槽における流入水から処理水の濃度差を「除去量」とすると、T-Pは0.040mg/L除去され、その内訳はP-TPが0.025mg/L(62.5%)、D-TPが0.015mg/L(37.5%)であり、粒子性の方が溶解性よりも多く除去されている。さらに溶解性リンをPO₄-PとPO₄-P以外に分類し、D-TPの除去量0.015mg/Lを100%とした場合、PO₄-Pは0.004mg/L(26.7%)、残る0.011mg/L(73.3%)をPO₄-P以外の溶解性リンが占めている。

C槽の場合も概ねA-2槽と同様の傾向であるが、リン除去量のうち69.4%を粒子性、30.6%を溶解性が占めており、A-2槽よりも粒子状物質に含まれるリンの除去が大きく寄与していた。また、除去された溶解性リンのうちPO₄-Pが占める割合は27.3%と小さく、PO₄-P以外の溶解性リンが多く除去されている。

赤玉土によるリンの除去機構は、①流入水のろ過による懸濁成分の分離、②流入水有機成分の微生物による分解、③赤玉土の金属成分等によるイオン交換や吸着などといわれており、今回の調査から、①については、リン除去の約6割を担っており、適正な通水により除去性能を確保できると考えられた。しかし、②についてはリンの有機成分が不明であり、明確な結論は得られず、③についても②の定量的な把握ができていないため、見かけ上、金属成分によるPO₄-Pの吸着がリン除去に占める割合は小さいと推察される。この原因として、流入水中のPO₄-P濃度が低かったためにPO₄-P除去量も少なかったことが挙げられる。

(2) COD

COD除去について、溶解成分(D-COD)および懸濁成分(P-COD)に分けて考察を行った。その結果は、表3.8に示すとおりである。

流入水のCOD濃度は3.6mg/Lで、D-CODは3.0mg/L、P-CODは0.6mg/Lであり、COD全体に占めるD-CODの割合は約8割となっていた。

A-2槽処理水のCOD濃度は2.0mg/Lであり、流入水に対して1.6mg/Lが除去されているが、その内訳はD-CODが1.3mg/L(81.3%)、P-CODが0.3mg/L(18.8%)

であった。

また、C槽処理水のCOD濃度は2.1mg/Lで、1.5mg/Lが除去されたことになるが、そのうちD-CODは1.1mg/L(73.3%)、P-CODは0.4mg/L(26.7%)であった。

このことから、除去されたCODの大部分は溶解性成分であり、この除去機構は、赤玉土の性質によるものと考えられる。

一般に、赤玉土の含有する腐植は、土壌の無機成分と結合して土壌中に安定して存在し、その化学的、物理的な性質として陽イオン交換能力や疎水性が挙げられる。これらの特性により難分解性有機化合物の吸着の可能性が示唆されている。

赤玉土を使用した土壌浄化においてCOD、特にその溶解成分が除去される機構は、腐植が有する疎水性にあると考えられる。難分解性の有機物のうち、過マンガン酸カリウムにより分解されCOD測定値に加算される有機物で、疎水性の物質は、赤玉土の腐植が持つ疎水性の構造で吸着除去されるものと推測される。

3.2.3 赤玉土壌層のリン含有量

A槽およびC槽赤玉土壌層において各5地点のコアを採取し、それぞれ5深度ごとにリン含有量を分析した。その結果を表3.9に示す。

表 3.9 赤玉土壌層のリン含有量

土壌槽 地点No		通水実験前						リン含有量 (n=25の平均) <A>	通水実験後						リン含有量 (n=25の平均) 	浄化実験における リン吸着量 <B-A>
		土壌槽25区画のリン含有量							土壌槽25区画のリン含有量							
		1	2	3	4	5	平均		1	2	3	4	5	平均		
A 槽 (終了時は A-2槽)	1	270	420	360	550	480	416	420	480	460	390	360	422	330.4	401.6	71.2
	2	250	420	320	510	390	378	420	430	440	400	400	418			
	3	420	290	240	250	360	312	450	400	410	340	370	394			
	4	390	250	240	220	370	294	470	380	350	350	380	386			
	5	220	230	300	270	240	252	470	360	370	360	380	388			
	平均	310	322	292	360	368		446	410	406	368	378				
C 槽	1	310	350	370	360	340	346	330	360	340	180	350	312	345.6	362.4	16.8
	2	360	330	390	330	330	348	370	340	390	340	350	358			
	3	260	320	370	370	370	338	310	370	380	370	380	362			
	4	410	380	320	310	400	364	430	410	380	340	430	398			
	5	230	370	330	340	390	332	340	420	350	370	430	382			
	平均	314	350	356	342	366		356	380	368	320	388				

[単位: mg/kg]

A(A-2)槽では、今年度実験開始前のリン含有量をみると、上層部から下層部にかけてリン含有量濃度が低くなっているが、実験終了後ではほぼ全層で均一な含有量を示した。

一方、C槽では、今年度実験開始前、実験終了後とも深度の違いによる濃度変化の大きな差はみられず、ほぼ同一のリン含有量となっていた。

また、既往調査の実験結果より、破過に達したとみられる赤玉土のリン吸着能力は、470mg/kgと試算されており、新品赤玉土のリン含有量を240~300mg/kgとすると、実験終了時点の赤玉土壌のリン含有量が362~401mg/kgであることから、A(A-2)槽、C槽とも未だ破過に達していないといえる。

3.2.4 赤玉土壌槽のリン除去量

赤玉土のリン含有量および水質濃度の結果より、リン吸着量・除去量を算出し、その平均除去量より平均リン除去率を求めた。表3.10、表3.11に示す。

赤玉土のリン含有量より算出したリン吸着量と水質濃度より算出したリン除去量の比は、0.72~1.45の範囲で両者は比較的よく一致していた。とくにC槽は、両年度ともリン吸着量の方が10%多い程度で、水質より算出した除去量とよく一致した。

A槽がC槽に比べ両年度ともに吸着量と除去量の差が大きい要因としては、高速通水における流入水量の不安定さによるものと推察される。

以上の結果から、赤玉土のリン含有量を測定しなくとも、流入水、処理水のリン濃度結果から赤玉土のリン吸着量を推定することが可能であり、これによって土壌浄化施設における赤玉土のリン吸着状況の把握など維持管理に資すると期待される。

表 3.10 土壌槽のリン吸着量と除去量 (平成 12 年度)

土壌浄化 実験施設	赤玉土壌層の リン吸着量 ① (kg)	水質のリン除去量 ②		①/②	通水水量 (m ³)	流入 リン量 (kg)	赤玉土 容積 (m ³)
		項目	(kg)				
A 槽	6.53	T-P	9.12	0.72	126,600	11.01	168
		PO ₄ -P	2.91	—			
C 槽	3.35	T-P	3.04	1.10	37,980	3.76	96
		PO ₄ -P	1.10	—			

表 3.11 土壌槽のリン吸着量と除去量 (平成 13 年度)

土壌浄化 実験施設	赤玉土壌層の リン吸着量 ① (kg)	水質のリン除去量 ②		①/②	通水水量 (m ³)	流入 リン量 (kg)	赤玉土 容積 (m ³)
		項目	(kg)				
A-2 槽	2.92	T-P	2.02	1.45	49,500	3.17	84
		D-TP	0.74	—			
		PO ₄ -P	0.21	—			
C 槽	1.24	T-P	1.08	1.15	29,700	1.90	96
		D-TP	0.33	—			
		PO ₄ -P	0.07	—			

3.3 リサイクル赤玉土を使った浄化実験

3.3.1 リサイクル赤玉土の化学的性状

各種バインダにより再団粒した赤玉土（リサイクル赤玉土）のリン酸吸収係数および陽イオン交換容量を表 3.12 に示す。

各種リサイクル土は、新品の赤玉土と比較して水質浄化材料としての性能の劣化は見られなかった。

表 3.12 リン酸吸収係数および陽イオン交換容量

赤玉土 (バインダ)		リン酸吸収係数 (mg-P ₂ O ₅ /100g 乾土)	陽イオン交換容量 (meq/100g 乾土)
リサイクル土	多糖質	2,350	17.2
	アクリルアミド	2,360	16.8
	PVA	2,350	15.5
新品赤玉土		2,430	12.7

3.3.2 水質分析結果

各種のバインダにより再団粒した赤玉土を実験水槽に充填し、水質浄化実験を行った結果を表 3.13 に示す。

表 3.13 リサイクル赤玉土実験 水質分析結果（平均値）

項目		流入水	多糖質		PVA		アクリルアミド		新品赤玉土	
		(河川水) 濃度	処理水 濃度	除去率 (%)	処理水 濃度	除去率 (%)	処理水 濃度	除去率 (%)	処理水 濃度	除去率 (%)
pH		7.3	7.3	—	7.3	—	7.4	—	7.3	—
COD	(mg/L)	3.7	2.3	37.8	2.0	45.9	2.5	32.4	2.2	40.5
D-COD	(mg/L)	3.1	2.0	35.5	1.8	41.9	2.0	35.5	1.9	38.7
BOD	(mg/L)	2.1	1.5	28.6	1.3	38.1	1.4	33.3	1.4	33.3
DO	(mg/L)	10.7	9.4	12.1	7.6	29.0	9.4	12.1	8.9	16.8
SS	(mg/L)	7.2	1.9	73.6	1.1	84.7	2.0	72.2	2.3	68.1
T-N	(mg/L)	1.67	1.49	10.8	1.51	9.6	1.51	9.6	1.52	9.0
D-TN	(mg/L)	1.54	1.36	11.7	1.41	8.4	1.42	7.8	1.42	7.8
T-P	(mg/L)	0.067	0.030	55.2	0.020	70.1	0.032	52.2	0.030	55.2
D-TP	(mg/L)	0.025	0.012	52.0	0.010	60.0	0.013	48.0	0.012	52.0
PO ₄ -P	(mg/L)	0.012	0.007	41.7	0.006	50.0	0.008	33.3	0.007	41.7
色度	(度)	27.0	9.7	64.1	7.6	71.9	10.4	61.5	9.2	65.9
濁度	(度)	7.2	1.5	79.2	0.7	90.3	1.9	73.6	1.8	75.0

3種のリサイクル赤玉土は、比較対象である新品赤玉土の水質浄化能力とほぼ同等であり、良好な水質浄化効果が確認された。

リサイクル赤玉土の主要項目の平均除去率は、CODの場合、多糖質で37.8%、PVAで45.9%、アクリルアミドで32.4%であり、新品赤玉土は40.5%であった。また、T-Pでは多糖質で55.2%、PVAで70.1%、アクリルアミドで52.2%であり、新品赤玉土は55.2%であった。

すなわち、COD、T-PともにPVAで若干良好な除去率を示したものの、リサイクル赤玉土と新品赤玉土では、除去性能に大きな差異は見られない結果となった。

CODの除去率 PVA > 新品赤玉土 > 多糖質 > アクリルアミド

T-Pの除去率 PVA > 新品赤玉土、多糖質 > アクリルアミド

3.3.3 通水性調査結果

リサイクル赤玉土、新品赤玉土の通水速度を表3.14および図3.5に示す。

表3.14 リサイクル赤玉土通水性調査結果一覧

調査日 調査位置 土壤槽		通水速度【単位：mm/s】					平均	最小～最大
		12/11 (0日)	12/24 (13日後)	1/13 (33日後)	2/6 (57日後)	3/3 (82日後)		
多糖質	上層	0.1	5.6	5.5	5.5	93.8	22.1	0.1～93.8
	中層	1.8	0.5	1.7	0.9	6.6	2.3	0.5～6.6
	下層	4.5	8.6	6.4	5.1	55.4	16.0	4.5～55.4
	平均	2.1	4.9	4.5	3.8	51.9	13.5	2.1～51.9
PVA (ポリビニル アルコール)	上層	1.8	1.0	2.4	6.6	102.0	22.8	1.0～102.0
	中層	0.1	0.1	0.5	0.9	0.2	0.4	0.1～0.9
	下層	0.2	0.1	0.3	0.2	0.1	0.2	0.1～0.3
	平均	0.7	0.4	1.1	2.6	34.1	7.8	0.4～34.1
アクリルアミド	上層	1.3	1.4	0.4	2.0	2.9	1.6	0.4～2.9
	中層	0.1	0.4	3.6	0.1	0.2	0.9	0.1～3.6
	下層	2.8	0.0	0.5	0.3	0.6	0.8	0.0～2.8
	平均	1.4	0.6	1.5	0.8	1.2	1.1	0.6～1.5
比較対象 (新品赤玉土)	上層	82.9	72.5	58.1	2.4	25.2	48.2	2.4～82.9
	中層	41.7	39.3	45.1	42.5	48.5	43.4	39.3～48.5
	下層	121.0	230.8	111.9	122.0	197.4	156.6	111.9～230.8
	平均	81.9	114.2	71.7	55.6	90.4	82.7	55.6～114.2

注) ()内の数字は、12月11日を開始日とした経過日数を示す。

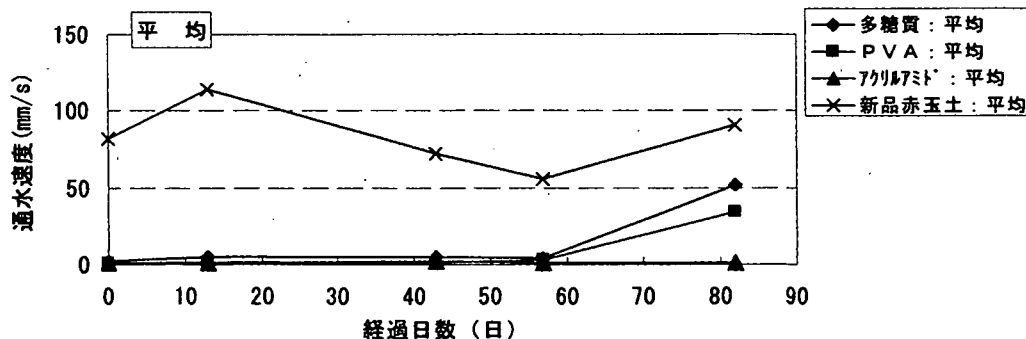


図3.5 リサイクル赤玉土通水速度の推移 (平均値を使用)

リサイクル赤玉土の多糖質、PVA、アクリルアミドについては、バインダの違いによる通水速度に明確な差は見られなかった。また、多糖質およびPVAをバインダとして用いたリサイクル赤玉土では、通水開始後 82 日目に通水速度が向上する様子が見られた。

リサイクル赤玉土および新品赤玉土の通水性能を比較した場合、新品赤玉土は 50~100mm/s の通水速度で推移したが、リサイクル赤玉土は 57 日後までは数 mm/s の通水速度であった。したがって、通水性能からみるとリサイクル赤玉土は、新品赤玉土に比べ通水速度が 1~2 オーダー遅く劣っていた。

3.3.4 粒度分布による比較

団粒化剤別リサイクル赤玉土の実験後の粒度分布を図 3.6 に示す。

団粒化剤別の粒度分布は、いずれも砂分が 10% 台、シルト分が 30% 台、粘土分が 40~50% 台であり、団粒化剤の違いによる粒度分布では、大きな差はみられなかった。

なお、実験終了後のリサイクル赤玉土、新品赤玉土の土壤層断面を観察すると、新品赤玉土はほとんど粒が崩れておらず細粒化は見られなかったが、これに対し、リサイクル赤玉土はいずれも粒が崩れ細粒化が進行していた (図 3.7)。

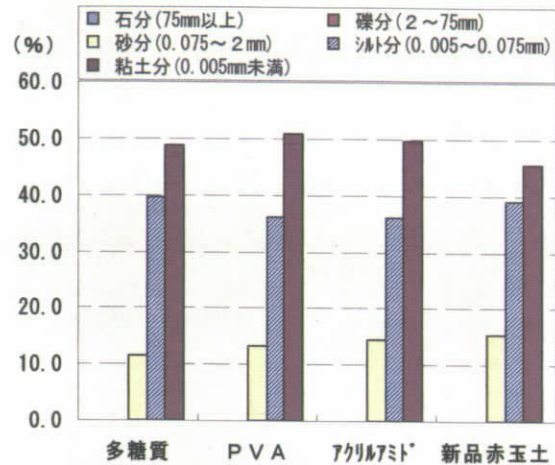


図 3.6 リサイクル赤玉土粒度分布 (実験後)

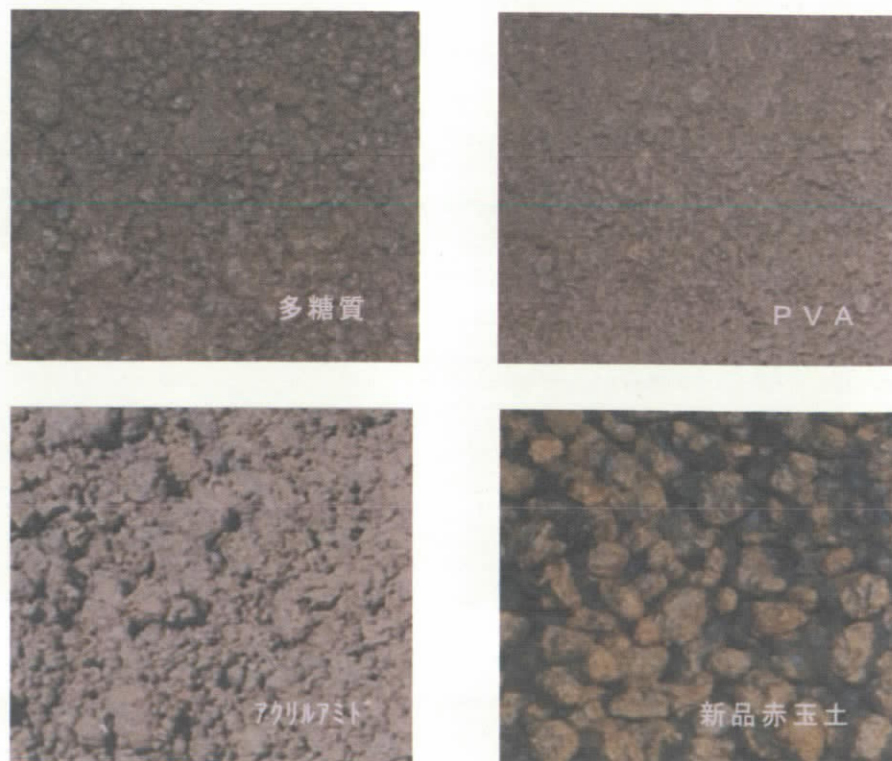


図 3.7 実験後の各種土壤層状況

以上の検討結果から、リサイクル赤玉土は浄化能力の持続性が不明であるが、新品赤玉土と同等の水質浄化性能が認められた。

しかしながら、リサイクル赤玉土は新品と比較して通水性能が劣り、また、細粒化の発生など、今回バインダに用いた材料での浄化材料としての再利用は困難であるとの結論に至った。

3.4 土壌槽の上部構造

昨年度までの実験結果より、土壌層の上部構造については砂、7号単粒度砕石、赤玉土が良好であるとの報告がなされているが、各上部構造とも維持管理性などの課題が残っている。

昨年度からは、上部構造をなくし、赤玉土全層でSSを捕捉し、閉塞時の維持管理性の向上を考慮した槽構造（赤玉土型）で実験を行っている。今年度は、昨年度細粒化し目詰まりを生じたA-2槽の赤玉土の上層部を約30cm除去し、新品赤玉土を追加補充した後、引き続き通水し、通水性能や維持管理等について検討を行った。

図3.8に通水速度の推移を示すが、G.L.-45cm（追加補充した赤玉土層の約15cm下層）では、通水後約2ヶ月半で目詰まりによると見られる通水速度の急激な低下が確認された。

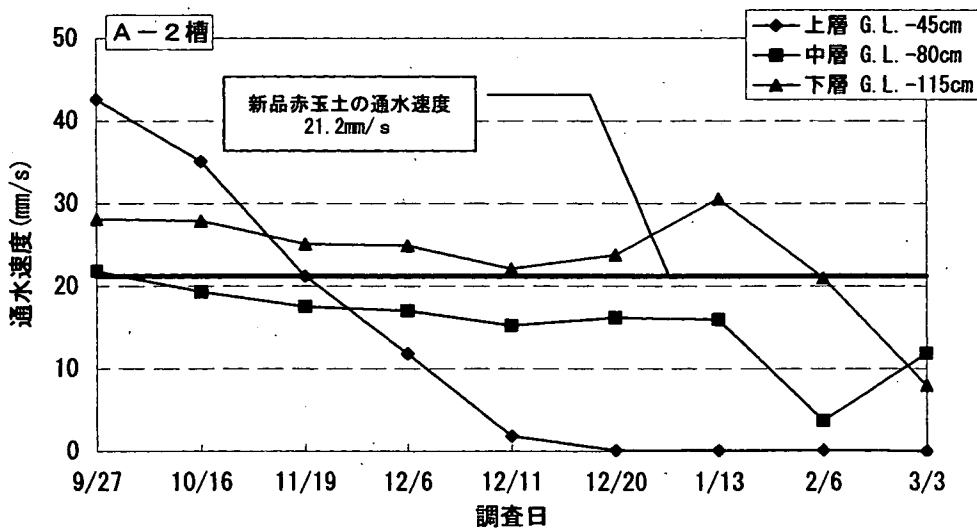


図 3.8 A-2 槽における通水速度の推移

すなわち、目詰まりを生じた赤玉土を除去し新品赤玉土に入れ替えても、短期間に入れ替えた層の下部に目詰まりが生じるため、必要な通水性能を確保できない結果となった。

この原因として、新品赤玉土の細粒分の移動による下層赤玉土の団粒間隙への入り込みや、入れ替え作業時における赤玉土層への荷重による脆弱化などが推察される（図3.9）。このため従来からの赤玉土層部分に閉塞が発生し、通水性が悪化したものと考えられる。

したがって、今回のような目詰まりの土壌の入れ替えは、まず、赤玉土が崩れないような慎重な除去作業の実施、また、新品赤玉土の細粒分の対策として入れ替え

前に赤玉土を篩にかける等を行う必要がある。しかしこれらの作業は、維持管理の手間がかかることとなり、実際の施工上においても無理があると考えられる。

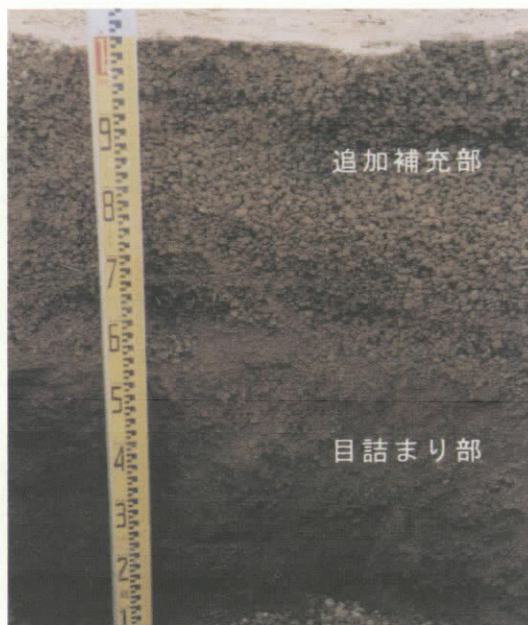


図 3.9 細粒化による土壤層の目詰まり

表 4.7 に施設上部構造についてのこれまでの結果をとりまとめた。

以上のことから、昨年度からの赤玉土を上部構造とした実験を行った結果、土壤層の上部構造として流入配管と赤玉土を接触させる構造は、維持管理性より適当でない判断される。

表 4.7 上部構造比較結果

項目	土壤浄化槽上部表面構造				
	砂 (Φ0.4~0.8mm) 通水速度5.0m/日	7号単粒度砕石 (Φ2.5~5.0mm) 通水速度1.5m/日	5号単粒度砕石 (Φ13~20mm) 通水速度5.0m/日	赤玉土 (中粒子Φ8.0mm程度) 通水速度5.0m/日	
閉塞までの通水量	150m ³ /m ²	450m ³ /m ²	640m ³ /m ²	450m ³ /m ²	>830m ³ /m ²
主なSSの堆積部分 (目詰まり部分)	砂層表面	砕石層内の 給水配管周辺部	砕石層および土壤 層の全体	赤玉土壤表層(30cm) および流入配管周辺	追加補充 下部層
閉塞時のメンテナンス性	◎	○	×	○	—
(作業内容)	(表面の砂層の 掻き取り)	(給水配管周辺の 砕石層攪拌)	(槽内の砕石、 土壌の入替)	(上部掻き取り 追加補充)	—
その他	・1回/1~2ヶ月 に砂表面の掻き取り 作業が必要 ・夏場は緑藻や虫の 発生が懸念	・連続通水で1年 間の通水が可能 ・砂層と比較した場 合、回復作業量が多 い	・通水抵抗が低い ので高速通水が可能 ・閉塞までの槽内へ のSS堆積量が多い	・通水抵抗が低く高 速通水が可能 ・流入部付近の赤玉 土崩壊を防ぐため、 緩衝材等の工夫が必 要	・通水抵抗が低く高 速通水が可能 ・流入孔からの水を 直接、接触させる ことは閉塞を促進 させる要因となる

4. まとめ

平成12年度に実施した実験結果を踏まえて、引き続き高速通水における赤玉土の水質浄化方法について検討するために、浄化効果や処理性能の持続性等や使用赤玉土のリサイクル性や維持管理についての実験を実施した。

また、土壌浄化施設への流入原水の前処理方法や実施設への技術的知見を得るための更なる調査検討を行った。

その結果、A-2槽(赤玉土型)の年間除去率は、T-P62.5% (流入水平均濃度 0.064 mg/L,処理水平均濃度 0.024 mg/L)、COD44.4% (流入水平均濃度 3.6 mg/L,処理水平均濃度 2.0 mg/L)であり、C槽の年間除去率は、T-P56.3% (流入水平均濃度 0.064 mg/L,処理水平均濃度 0.028 mg/L)、COD41.7% (流入水平均濃度 3.6 mg/L,処理水平均濃度 2.1 mg/L)で昨年度と同様、良好な水質浄化効果が得られた。

また、水質調査結果およびリン含有量結果から、両槽ともに実験終了時では破過に達していないといえる。

沈砂池に傾斜膜を設置した前処理方法では、SS除去率が60.6% (3枚設置時)と良好な性能を示した。堆積した汚泥はシルト分を多く含んでおり、小さな粒径のものが効率よく除去されていることが示唆された。

異なるバインダを使って赤玉土を再団粒化し、赤玉土のリサイクル性を検討した結果、新品赤玉土と同等の水質浄化性能が認められたものの、浄化材料として再利用する場合には、通水性能や細粒化の発生など解決すべき課題がある。

上部構造をなくした構造(赤玉土型)は、表層部分や流入配管周辺の赤玉土の崩壊、追加補充した新品赤玉土の細粒分の移動による下層赤玉土の間隙への入り込みや入れ替え除去作業時における赤玉土への荷重による脆弱化など、目詰まりを発生させる原因が多く、維持管理性より適当でない判断される。

実験担当者

国土交通省近畿地方整備局琵琶湖工事事務所	水質調査課課長	春木二三男
	水質調査課開発調整係長	中村 超
財団法人琵琶湖・淀川水質保全機構	実験センター所長	田井中善雄
	実験センター主任研究員	和田 桂子

3. 土壌浸透浄化材比較実験

1. 目的

リンや難分解性有機物質（低分子量の腐植物質等）の吸着性が高い土壌などの材料に、安価で無害な添加材を加え、さらに透水性を向上させるための団粒化も含めた新しい土壌浸透浄化法を検討し、現状土壌浄化実験施設に使用している赤玉土と同等もしくはそれ以上の除去性能を持ち、かつコスト的に優れた浄化材の開発及び検討を行うことを目的とする。

2. 実験内容

本実験は、主にバッチ試験、カラム試験及び実証実験の3実験から構成されている。

バッチ試験において、対象とする浸透材及び添加材のスクリーニングを行い、葉山川河川水の性状を把握した上で、当該河川水を用いてカラム試験を行って、対象物質の除去能を把握する。カラム試験の結果、入手可能性、コストなどの検討を行った後、Biyoセンターで実施する実証実験の対象浄化材及び添加材を決定する。実証実験では、リン及び難分解性有機物質の吸着能を考察することとした。

本実験における水質分析項目は以下のとおりである。

- ・一般項目：BOD、T-N、T-P、電気伝導度（EC）、pH、溶解性有機炭素（DOC）

本実験の主な作業項目をフロー図として、図2-1に示す。

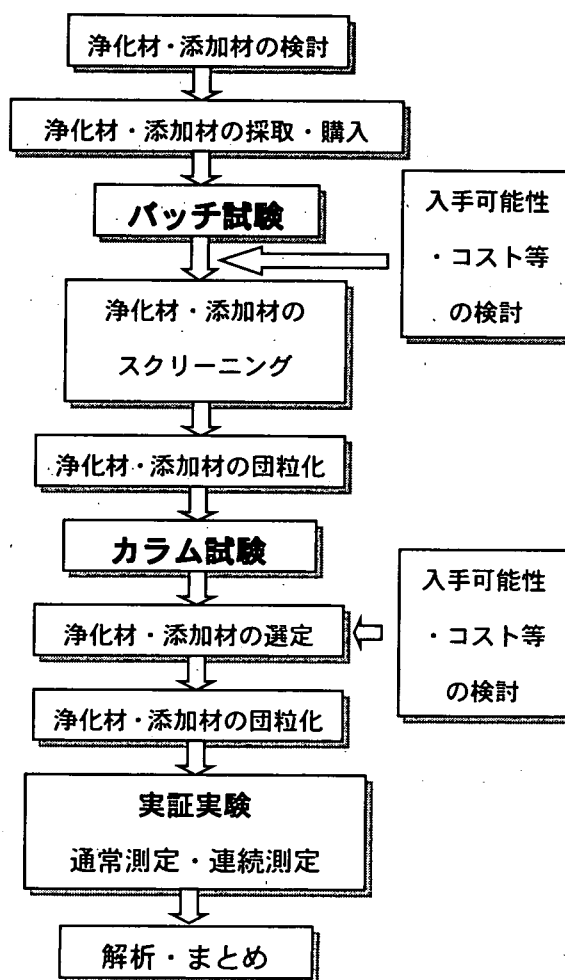


図2-1 本実験のフロー図

3. 浄化材材料収集および特徴

本実験に使用する浄化材（浸透材及び添加材）については、滋賀県内で入手可能な材料を中心に収集と購入を行った。表3-1に入手してバッチ試験に使用した浄化材の一覧を示す。

表 3-1 浄化材及び添加材の名称及び特徴

種別	種類数	名称	特徴
土壌	8	現地土壌 B	滋賀県朽木村にて採取した褐色森林土。
		現地土壌 C	滋賀県安曇川町安曇川河川敷にて採取した沖積土。
		現地土壌 D	滋賀県安曇川町の工事現場にて提供していただいた残土。
		黒ボク (茨城)	茨城県那珂郡那珂町豊喰にて採取した黒ボク土。過年度の土壌浄化実験にて、高いリン吸着性能を有していた黒ボク土の性能を見るために実施した。
		黒ボク (甲賀)	滋賀県甲賀郡甲賀町の森林内にて採取した黒ボク土。
		黒ボク (伊吹)	滋賀県山東町付近で採取した黒ボク土。
		赤土 (信楽)	滋賀県甲賀郡信楽町の信楽焼の原料となる長石を採取する際に発生する赤土であり、価格は比較的安価である。
		赤玉土 (対照)	従来から Biyo センターの土壌浄化実験で使用されている土壌であり、価格は比較的高価である。
		モミ殻堆肥	滋賀県の農協にて販売されているもみ殻くん炭。
		樹皮堆肥	滋賀県の農協にて販売されている樹皮堆肥。
添加材	8	コンポスト	滋賀県の農協にて販売されているコンポスト。
		褐鉄鉱 (Goethite)	鉱物試料として理化学的研究目的で販売されているもの。
		リモナイト	褐鉄鉱を多く含む土壌を飼料用として販売されており、原産地は熊本県。価格は高価である。
		赤鉄鉱	鉱物試料として理化学的研究目的で販売されているもの。
		リン酸アパタイト	試薬として販売されているもの。
		リン酸カルシウム	試薬として販売されているもの。
		堆積物 A	赤野井湾の浚渫によって発生した堆積物。
		堆積物 B	滋賀県内の農業排水路の浚渫によって発生した河川堆積物。
堆積物	3	堆積物 C	琵琶湖南湖の浚渫によって発生した堆積物。
		上水汚泥 (琵琶湖) A	琵琶湖北湖を水源とした浄水場から排出された汚泥。
		上水汚泥 (琵琶湖) C	琵琶湖北湖に注ぎ込む河川の表流水を水源とした浄水場から排出された汚泥。
汚泥	3	ペントナイト	鉱物試料として理化学的研究目的で販売されているもの。
		増粘材	団粒する際にバイオンダーとして添加する大豆抽出物である。団粒化を行うにあたり、バイオンダーからの有機物等の落出およびバイオンダー自体への吸着を検討するために実施した。

4. バッチ試験

4.1 目的及び概要

バッチ試験は、収集した浄化材の汚濁物質吸着能を試験して、入手可能性やコストなどの条件とともにスクリーニングの判断を行うことを目的としている。この試験において、明確にする必要がある項目は、①リン及び有機物の浄化材への吸着度、②浄化材からの溶出度が挙げられる。これらの事項を明らかにするために、以下に示す試験を実施した。

4.2 実験方法

4.2.1 試験操作

吸着能評価に用いる被吸着物質は、リン酸及び難分解性有機物質であるフルボ酸とし、これらを溶解させた液を擬似河川水としてバッチ試験の液相とした。

1) リン酸添加試験

リンの浄化材への吸着を検討するため、液相中のリン濃度が 2mg/L になるように葉山川河川水にリン酸イオンを添加し、実験を行った。1週間後液相を採取し、孔径 0.7 μ m のガラス繊維ろ紙を用いて浄化材から液相を分離した後、T-P 濃度について測定を行い、各浄化材のリン酸に対する吸着能を検討した。

2) フルボ酸添加試験

葉山川河川水は、DOC 濃度があまり高くなく、そのままバッチ試験を実施しても、吸着効果は判断しにくいことが確認された。そこで、リン酸添加試験と同様に河川水にフルボ酸を添加することで、DOC 濃度を意図的に高くし、バッチ試験を実施することにより、より明確に吸着効果を判断することとした。各々の浄化材について 3~4つのバッチ実験系を作成し、フルボ酸を添加した後、それぞれ異なる吸着時間後の DOC 濃度を分析し、フルボ酸に対する吸着能を検討した。また、同時に、リン・窒素濃度もあわせて分析することで、各浄化材からのリン及び窒素の溶出傾向を把握した。

3) ブランク試験

上記 1) の試験では、高濃度のリンの添加により BOD 値に人為的な擾乱が生じる恐れが考えられた。また、上記 2) の試験では、有機物を添加しているため、DOC、BOD の溶出傾向は把握できない。そこで、別途ブランク試験として、リン酸やフルボ酸を添加しない河川水のみ液相条件で、浄化材ごとに 1つのブランク試験系を作成し、各材料からの DOC と BOD の溶出傾向を明らかにした。

4.2.2 吸着係数 K_d の算出方法

上記のバッチ試験は、浄化材の性状により、固液比を変化させて実施した。なお、採用した固液比を表 4-1 に示す。浄化材の能力を相互に比較検討するために、固液比に依存せずに浄化材の吸着能力を表す指標として、吸着係数 K_d (mL/g) を用いた。ここで、 K_d は、Henry 型線形等温吸着式 (固体単位量当たりの吸着量 = $K_d C$) が成立すると仮定して次式によって算出した。

$$K_d = (V/m) (C_b/C - 1)$$

ここに、

V : 液相の量 (mL)

m : 浄化材の乾燥重量 (g)

C_b : ブランク試験の液相中の DOC または全リン濃度 (mg/L)

C : 吸着試験時の液相中の DOC または全リン濃度 (mg/L)

固液比が同じであれば、液相中の汚濁物質濃度を比較することによって単位浄化材あたりの吸着能がわかる。しかしながら、本実験のように異なる性質の浄化材の汚濁物質吸着能を比較する場合、浄化材の膨潤性が異なるため、固液比を変えて比較する

こととしたが、この場合液相中の汚濁物質濃度のみで比較することはできないため、本実験では、固液比の違いによる差を補正するため、吸着係数 K_d を採用して浄化材のスクリーニングを行った。図 4-1 に吸着係数 K_d 、固液比の違いによる汚濁物質除去率の関係を示す。

4.3 結果検討

各浄化材におけるバッチ試験の結果を表 4-1 に示し、以下に種別の考察を示す。

4.3.1 結果と考察

1) 土壌

リンと難分解性有機物質の吸着能を評価すると、最も有効な材料は、滋賀県産の黒ボク土であった。滋賀県産の黒ボク土は、DOC 吸着能において茨城県産の黒ボク土を上回っており、同じ黒ボク土に分類されている土壌においても、含まれる有機物質濃度と性状及び土壌中の鉱物の種類等によって吸着能の差異が生じていることが考えられる。この差異の生じる機構を調べることによって、適切な浄化材を選定・改良することができると考えられる。ただし、黒ボク土は透水性が低く、浄化材として供するためには、団粒化等の加工によって透水性を向上させる必要がある。

浄化材としての入手可能性と透水性を考慮すると、赤土も優れた浄化材と言える。現地土壌 D は、琵琶湖湖岸の工事現場で採取したもので、一見して赤土を思わせる色・形状であり、琵琶湖に流入する河川に由来する沖積土として琵琶湖岸の河川沿いに広く分布しているものと考えられる。透水性についてもある程度高いと考えられ、このような沖積土でより有機物の溶出性の低いものが、琵琶湖湖岸の建設残土等としてあれば、浄化材として使用できると考えられる。今後、簡易的な手法を定めて、使用可能性の判定の基準を策定し、積極的に利用していくことが望まれる。

2) 添加材 (有機)

今回、試験を行った有機系の添加材の結果は、リン除去率：0-16%、DOC 除去率：18-27%であり、リン及び難分解性有機物質ともに高い吸着能を持った添加材は、見出せなかった。

3) 添加材 (鉱物)

添加材 (鉱物) においては、膨潤性が大きいこと、添加材は主要な浄化材ではないということから、固液比を変化させて試験を実施し、単位浄化材あたりの汚濁物質除去能を示す指標である吸着係数 K_d の値によって評価した。

褐鉄鉱、リモナイト、リン酸カルシウムにおいては、T-P について高い吸着能が得られた。また、リン酸アパタイト、リン酸カルシウムは、DOC について高い吸着能が認められた。しかしながら、使用したリン酸アパタイト及びリン酸カルシウムは、理化学研究目的で販売されているもので安価ではない。そこで飼料用に販売されている安価なリン酸カルシウムのバッチ試験を行ったが、リン酸アパタイトほどの吸着能は得られなかった。これは、リン酸アパタイトと異なる結晶構造を持っているためと推定される。褐鉄鉱については、飼料用に販売されているもの (リモナイト) をバッチ試験したところ、比較的良好な吸着能を有することが確認された。

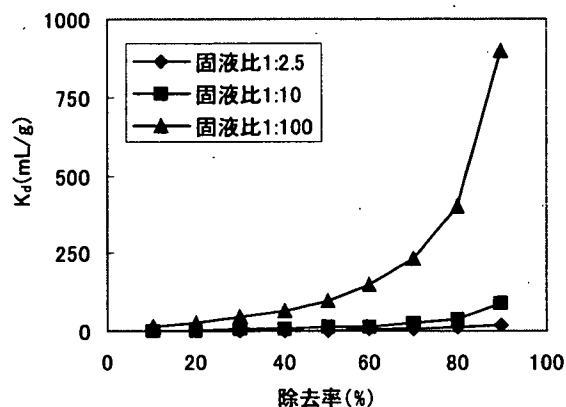


図 4-1 固液比あたりの吸着係数 K_d と除去率の関係

表 4-1 リン及び DOC の除去率及び吸着係数の関係

種別	名称	リン (7-8 日後)		DOC (7-8 日後)			固液比
		除去率 (%)	K_d (mL/g)	液相中の溶出 DOC (mg/L) ブランク試験	除去率 (%)	K_d (mL/g)	
土壌	現地土壌 B	99.87	220	143	33	1.3	1:2.5
	現地土壌 C	93.43	250	178	22	0.5	1:2.5
	現地土壌 D	99.00	240	21	49	2.4	1:2.5
	赤土 (信楽)	98.95	217	1	73	6.7	1:2.5
	黒ボク (茨城)	99.95	5000	4.3	78	9	1:2.5
	黒ボク (甲賀)	99.95	5000	1	98	120	1:2.5
	黒ボク (伊吹)	99.85	1700	1	97	78	1:2.5
	赤玉土	97.27	90	1	97	97	1:2.5
添加材 (有機)	モミ殻堆肥	溶出優勢	0	26.3	18	2.2	1:10
	樹皮堆肥	16.09	1.9	184.7	18	2.1	1:10
	コンポスト	溶出優勢	0	3617	27	3.6	1:10
添加材 (無機)	褐鉄鉱	99.95	20000	3.5	67	20.7	1:10
	リモナイト	99.45	1800	2.2	70	24	1:10
	赤鉄鉱	96.87	100	2.6	58	13.8	3:10
	リン酸アバタイト	71.93	260	1	59	145.1	1:100
	リン酸カルシウム	97.01	3200	8.2	56	130	1:100
堆積物	堆積物 A	98.55	170	37.8	35	1.4	1:2.5
	堆積物 B	99.20	310	110.9	13	0.4	1:2.5
	堆積物 C	82.50	12	102.2	24	0.8	1:2.5
汚泥	上水汚泥 (琵琶湖) A	99.36	1600	122.6	13	1.5	1:10
	上水汚泥 (琵琶湖) C	97.21	350	21.0	71	24.6	1:10
	ベントナイト	80	39	9.7	14	16.8	1:100

4) 堆積物

堆積物においては、すべて同じ固液比 (1:2.5) で実施したため、リンおよび DOC の除去能は、除去率により判断可能である。リンの除去率は、堆積物 A 及び堆積物 B については、T-P 除去率：約 99% という結果となった。DOC の除去率については、3 種とも 13-35% であり、高い除去能は得られなかった。

5) 汚泥

汚泥においては、2 種の固液比 (1:10、1:100) で実施していたため、リンおよび DOC の除去能は、除去率に加えて吸着係数 K_d を使用して判断した。リン除去能については、上水汚泥 2 種が優れていた。DOC 除去能については、上水汚泥 (琵琶湖) C が最も優れていた。

4.3.2 カラム試験への移行判定

カラム試験への移行判定は、種別ごとに判定基準を作成し、実施した。表 4-2 に土壌における判定基準を示す。その他の種別についても、判定表を作成したが、ここでは省略する。表 4-3 にカラム試験への移行判定表を示す。

表 4-2 判定基準 (土壌)

除去率 (及び K_d)	T-P	除去率 95%以上 : ○ 除去率 90-95% : △ 除去率 90%以下 : ×
	DOC	除去率 90%以上 : ○ 除去率 70-90% : △ 除去率 70%以下 : ×
溶出試験	T-P	初期水質以下 : ○ 初期水質×10以下 : △ 初期水質×10以上 : ×
	DOC	初期水質/2以下 : ○ 初期水質以下 : △ 初期水質以上 : ×
	その他	BOD、T-N、pHを考慮して判断
入手	材料の入手しやすさを検討 廃棄物 : ○ 販売 : △ 採取 : ×	
コスト	安価 : ○ やや高価 : △ 高価 : × 特に赤玉土を基準 (△) として、考えた。	

表 4-3 カラム試験への移行判定表

分類	試料名	除去率及び K_d		溶出試験			入手	コスト	判定
		T-P	DOC	T-P	DOC	その他			
土壌	現地土壌 B	○	×	△	×	× (BOD)	×	—	
	現地土壌 C	△	×	△	×	× (BOD, T-N)	×	—	
	現地土壌 D	○	×	○	△		×	—	
	赤土 (信楽)	○	△	○	○		△	○	○
	黒ボク (茨城)	○	△	○	○	× (T-N)	×	—	
	黒ボク (甲賀)	○	○	○	○	× (pH)	×	—	
	黒ボク (伊吹)	○	○	○	○		×	—	○
	赤玉土	○	○	△	○		△	△	○
添加材 (有機)	モミ殻堆肥	×	×	×	×	× (BOD, pH)	△	○	
	樹皮堆肥	×	×	×	×	× (BOD, T-N, pH)	△	○	
	コンポスト	×	×	×	×	× (BOD, T-N, pH)	△	○	
添加材 (無機)	褐鉄鉱	○	△	○	○		△	×	
	リモナイト	○	△	○	○		△	△	○
	赤鉄鉱	△	×	○	○		△	×	
	リン酸アパタイト	○	○	△	○		△	×	
	リン酸カルシウム	○	○	△	○		△	×	
堆積物	堆積物 A	○	×	○	×	× (BOD, T-N)	○	○	○
	堆積物 B	○	×	○	×	× (BOD, T-N)	○	○	
	堆積物 C	×	×	○	×	× (BOD, T-N)	○	○	
汚泥	上水汚泥 (琵琶湖) A	○	×	○	×		○	○	
	上水汚泥 (琵琶湖) C	○	△	○	×		○	○	○
	ベントナイト	△	×	○	×		△	△	

1) 土壌

過去に実績があり、対照試料である赤玉土、ある程度高い性能を有し、入手しやすく安価な赤土 (信楽)、高い性能を有している黒ボク (伊吹) の 3 種の土壌とした。

2) 添加材 (有機)

該当材料なし。

3) 添加材 (無機)

カラム試験に移行させる試料は、リモナイトを選定した。ただし処理水の pH が酸性に傾くため、単独での使用は避ける必要がある。

4) 堆積物

堆積物については、DOC 除去性能をあえて求めず、リン除去性能を主要な基準とすることとし、総合的に判定を行った。堆積物は、入手可能性及びコストの面で非常に優れている。今回は、リン除去を主目的としているため、リン除去率が高く、3種のうち、比較的汚濁物質の溶出の少ない堆積物 A を選定し、カラム試験に移行させることとした。

5) 汚泥

汚泥も堆積物と同じく入手可能性及びコストの面では非常に優れていると考えられ、比較的リン及び DOC の除去能が高い上水汚泥 (琵琶湖) C を選定し、カラム試験に移行することとした。

4.3.6 増粘材

バッチ試験の結果から増粘材自体にフルボ酸・リンの吸着性能はないと考えられた。しかしながら、DOC、BOD、T-N の溶出が大きいことが確認されたため、団粒化実験に使用する場合は、コスト面の問題も踏まえて、可能な限り添加量を少なくすることが望ましいと考えられた。

4.4 団粒製作材料の選定

それぞれの浄化材についてリン除去能、有機物質 (フルボ酸) 除去能、リン溶出性、DOC 溶出性、入手可能性及びコスト等の点から検討してきた。以上の結果からカラム実験に移行する材料は、以下の 6 種とした。なお、透水性を確保するため①赤玉土以外は団粒化を実施することとした。

- | | | |
|-----------|----------|---------------|
| ①赤玉土 (対照) | ②赤土 (信楽) | ③黒ボク (伊吹) |
| ④リモナイト | ⑤堆積物 A | ⑥上水汚泥 (琵琶湖) C |

5. 浄化材の団粒化

5.1 目的

土壤浸透浄化法の大きな課題として透水性の維持がある。処理対象の原水中に浮遊物質が含まれていると、目詰まりによって次第にろ過速度が低下することになる。処理対象が比較的浮遊物質が少ない河川水であっても長期間の稼働により、ろ過速度の低下は無視できない。このように透水性を確保することは、土壤浸透浄化法を実用化する上で重要な要素であり、本実験で検討する団粒化は、有力な解決策の一つであると言える。

5.2 手法および装置

浄化材の団粒化は、日立造船株式会社舞鶴工場内環境研究センターにて、同社の団粒化装置を使用して実施した。図 5-1 に使用した団粒化装置を示す。これは、団粒化装置実機に移行する前に団粒の状況を見極める小型機である。浄化材等を攪拌容器に投入し、主軸部及びチョッパー部を回転させ、浄化材を十分



図 5-1 団粒化装置

に混合・攪拌する。主に主軸部は混合・攪拌の役割があり、チョッパー部は団粒化の機能を有している。制御部は主軸部とチョッパー部の回転数と回転時間が制御でき、規定時間後、攪拌容器の下部を開けて団粒した浄化材を取り出す仕組みとなっている。

5.3 結果

(1) 物理・理化学試験結果

1) 原料分析

今回使用した原料の理化学試験結果を表 5-1 に示す。

表 5-1 原料の理化学試験結果

項目	単位	赤土 (信楽)	黒ボク (伊吹)	リモ ナイト	琵琶湖 堆積物 A	上水汚泥 (琵琶湖) C
含水比	%	2.7	33.4	17.9	50.6	207.0
pH		5.2	6.3	3.6	5.6	7.0
強熱減量	乾土%	0.7	22.1	13.5	7.6	33.9
真密度	g/mL	2.7	2.5	3.6	2.7	2.2

①特徴

pH については、上水汚泥（琵琶湖）C が中性、黒ボク（伊吹）、赤土（信楽）、リモナイトが弱酸性となっている。リンの吸着には、弱酸性が適しているという意見もあり、その面ではこれらの材料は有望であると思われる。しかし、リモナイトにおいては、やや低い pH 値を持っているため、一般環境中において、単独で使用する際は、流出水の pH 値に注意する必要がある。

強熱減量については、赤土（信楽）は有機物をほとんど含んでいない。また、上水汚泥は、1/3 が有機物と考えられるため、その溶出について注意する必要がある。

②団粒化実験について

団粒化における適正水分量は原料によって異なるが、概ね 60%前後が望ましいことが、経験的に得られている。今回は、実験を行いながら、適時加水して行うこととした。また、適正值よりもかなり水分量が多いと考えられた上水汚泥（琵琶湖）C についても問題なく、団粒化を行うことができた。

堆積物琵琶湖 A においては、団粒化に適する細粒成分を多く保持しているものの、天日乾燥により乾燥が行われているために、部位により、水分量のばらつきが大きく、使用しにくい材料となっていた。そのため、単独での団粒化が行えなかった。そこで、赤土（信楽）を混合し、団粒化を行った。なお、混合比率は、琵琶湖堆積物 A：赤土（信楽）=1：1とした。

③団粒土について

団粒化の適否を判断する点として、団粒した浄化材の強度と粒径がある。ここでは簡易的に耐水性試験を実施した。これは、団粒化した浄化材を乾燥させた後、ビーカーにその浄化材と水を適量入れ、十分に攪拌した後、浄化材が破壊されずに保持し、かつ溶け出さずに水を懸濁させなければ十分な強度があると判断できる。対照として団粒していない同一の浄化材を同じ条件で攪拌して放置すると



図 5-2 簡易耐水性試験（目視）

団粒の効果が目視でも確認できる。図 5-2 に赤土（信楽）の結果を示す。目視でも判断できるとおり、団粒の効果が確認できる。これと同様に他の浄化材についても確認

したが、同じような結果が得られ、団粒による強度は十分にであると判断した。

5.4 製造手法の検討

粒径については、団粒装置の運転時間や回転数などの条件によって変化させた。基本的には運転時間が長い、もしくは回転数を速くすると粒径が大きくなり、そのまま運転を続けるとやがて団塊となり、浄化材として使用できないようになる。カラム試験用として用いた小型の団粒装置（図 5-1）では、同一浄化材について様々な運転時間と回転数で確認し、粒径が数 mm 程度になるように調整して製作した。

団粒を行う場合、浄化材に造粘材を添加するが、造粘材は比較的高価であることから、団粒する最低添加量を求めた。実験の結果から浄化材 1kg（加水重量）に対して 15g の造粘材が適量であると判断した。

このように団粒の操作と結果は、実験の中で見出すことしかできないため、再現性が乏しい。団粒にかかる要素としては、団粒装置の運転時間と回転数、造粘材の添加量、浄化材の性状と含水率など多岐にわたり、実証実験に供する浄化材の製作には、団粒した浄化材の強度と粒径を確認しながら実施することが求められる。

6. カラム試験

6.1 目的

バッチ試験によって浄化材のスクリーニングが行われ、その一部は透水性を確保するために造粘材を添加して団粒化を実施した。カラム試験では、それら浄化材を円筒状の土壌カラムに充填し、実証実験の対象河川水である葉山川を通水させて、それぞれの浄化材の汚濁物質除去能、特にリン除去能について比較検討し、入手可能性及びコスト等の条件とともに実証実験に使用する浄化材を選定することを目的としている。

6.2 実験方法

6.2.1 実験材料

バッチ試験の結果をもとにカラム実験に供する浄化材を表 6-1 に示す。

表 6-1 カラム試験に供試した浄化材

No.	種別	カラム試験における名称	団粒化の有無
1	土壌	赤玉土	無
2	土壌	赤土未団粒	無
3	土壌	赤土団粒	有
4	土壌	黒ボク	有
5	堆積物	堆積物 A	有
6	汚泥	上水汚泥（琵琶湖）C	有
7	添加材（無機）	リモナイト	有

カラム試験に使用したカラムを図 6-1 に示す。土壌カラムの構造と材質は、浄化材充填部は内径 5cm のアクリル製、接続部は塩ビ製であって、浄化材の充填長さは最長 25cm が可能な構成となっている。カラムへの送液は定量ローラーポンプで行った。対象河川水は前述のとおり葉山川河川水であるが、本実験の目的は浄化材の吸着能を確認するものであり、浄化材のろ過能を確認するものではないことから、河川水の浮遊物質は除去して通水した。具体的には、Biyo センターの土壌浄化実験施設に付随する沈砂池を通過した後の葉山川河川水を採取し、それをガラス繊維ろ紙（米国ワットマン社 GF/F、孔径 0.7 μ m）でろ過したものを使用した。

6.2.2 実験準備

表 6-1 に示す浄化材を、充填長さが約 20~25cm になるようにカラムに充填した。カラ

ムへの通水開始直後は、浄化材の充填状態の変化等に伴って、流速が不安定となり、浄化材の正確な除去能を把握することは難しく、浄化材の状態が安定するまで一定期間、予備的な通水（コンディショニング）を行うことが多い。本試験においても河川水を液相水として循環通水し、コンディショニングを行った。浄化材の充填状態が安定した後に、河川水を 5-6 日間程度の期間、2mL/min の流量で各 2 時間、2 回以上、下降流方式で通水し、流入水質と流出水質を測定し、浄化材からの溶出の観測を行った。なお、このカラム試験での流量は Biyo センターにおける実証実験での想定流速 1.5m/日にほぼ相当し、河川水を通水後はカラムの流れは循環流方式に戻した。



図 6-1 カラム試験装置

6.2.3 トレーサー添加試験

本試験で使用したろ過後の葉山川河川水は、採取時期の季節的な要因もあって溶存リン濃度が 0.001 mg/L 以下と極めて低かったため、浄化材のリン除去能を検討するには適していないと考えられた。そこで、浄化材から高い濃度のリンが溶出していないことが確認できた時点で、カラム流入口から葉山川河川水にリン酸イオン態リンを 20mg/L になるように添加したものを、流量 2mL/min を保持して、ポンプにより連続的に添加した。リンを添加した後は、流入水を通常の葉山川河川水に切り替えて連続的にカラムに通水し、リン添加後の流出水水質を測定した。なお、このリンの添加については、浄化材と液相の十分な接触時間を保持するため、上向流方式で通水を行った。

ただし、リモナイトについては、リン添加後 1、2、5 日後の流出水の観測を行った後、次のフルボ酸添加に移行した。これは、リモナイトにおいては、リン除去性能は十分期待できるものの、一般の土壌では除去しにくい溶存有機物質の除去に特異的に高い性能を発揮したため、特にその用途に用いた場合の性能を検討する必要があったためである。

上記の試験を実施することで、連続通水時の各浄化材のリン酸イオン態リンの除去能、各浄化材の葉山川河川水中に含まれる低濃度の有機物質に対する除去能が明らかになる。

6.3 結果検討および選定（リンの吸着除去能力）

本実験では、カラム流入口において、濃度 20mg/L のリン（リン酸イオン態リン）の溶液をステップ入力で添加している。添加されたリンは、水や低吸着性の電解質より遅れて、カラム流出口に到達する。この遅れの程度は、リンの各浄化材への吸着が多いほど、また、浄化材の団粒内へのリンの拡散が著しいほど、大きくなる。縦軸にカラム流出口で検出される液相中リン濃度、横軸にリンを添加してからの経過日数をプロットした破過曲線を作成した。一例として赤玉土の結果を図 6-2 に示す。この破過曲線から、リン濃度のピークの出現時刻を視察により知ることが可

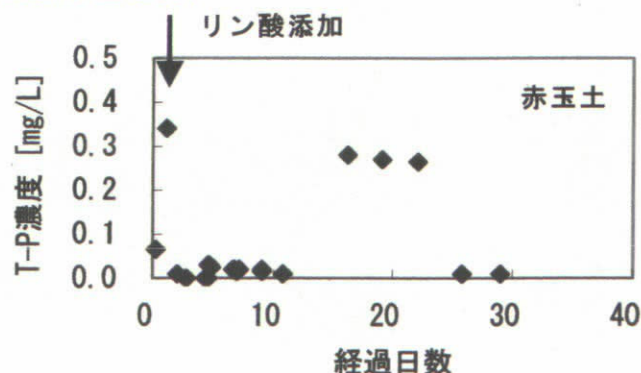


図 6-2 カラム試験リン酸添加後の T-P の経時変化

能である。縦軸にカラム流出口で検出される液相中リン濃度、横軸にリンを添加してからの経過日数をプロットした破過曲線を作成した。一例として赤玉土の結果を図 6-2 に示す。この破過曲線から、リン濃度のピークの出現時刻を視察により知ることが可

能となる。本実験では、材料により若干、カラムへの各材料の充填長さが異なる。そこでカラムに低吸着性の電解質である NaCl を添加した時、NaCl を添加してから NaCl の濃度ピークが流出端に出現するのに要する時間と、リン濃度の濃度ピーク出現に要する時間との比を、「遅れ度」R と呼ぶことにする。R の値は、カラムの長さの差に依存しない各浄化材のリンの移行遅延性能を表わすものと言える。

各カラムに添加したリンのうち、実験期間内に流出口で検出された割合、リン濃度ピークの出現時間、および「遅れ度」R を表 6-3 に示す。表 6-3 より明らかなように、本カラム試験で、最も遅れ度が多く、リンの吸着能力の高かった材料は黒ボク土であった。赤土については団粒・未団粒ともほぼ同程度であり、黒ボク土に次ぐ性能があった。以下、上水汚泥(琵琶湖)C>赤玉土>堆積物 A となった。なお、リモナイトについては、リンの濃度ピークが生じるまで実験を継続できなかったが、カラム試験で明らかになった遅れ度 (R 値) による各種材料のリン吸着能力の順位は、バッチ試験でえられた K_d 値による順位付けとほぼ一致している。従って、リモナイトは、カラム試験においても、黒ボク土とほぼ同等かそれ以上の性能を示すことが予測される。

表 6-3 カラムに添加したリンの溶出割合等

浄化材名	添加トレーサー 溶出割合 (%)	主要な溶出ピークの 発生までの日数 (日)	低吸着性の電解質に 対するリンの遅れ度 R	バッチ試験で得られた 吸着係数 K_d (mL/g)
上水汚泥 (琵琶湖) C	82	17	71	350
堆積物 A	90	4	25	170
赤玉土	80	16	68	90
赤土未団粒	100	14	78	217
赤土団粒	85	20	79	217
黒ボク	72	25	92	1700
リモナイト	0	2 以上	7 以上	1800

6.4 リモナイトへのフルボ酸添加試験

リモナイトの難分解有機物質の吸着能を確認するため、リモナイトのカラムにフルボ酸 282ml (DOC にして 193ml/L) を添加した。添加手順は、リン酸の場合と同様にし、フルボ酸を添加した後、通常の河川水を通水し、流出水の水質を測定した。破過曲線を図 6-3 に示す。30 日超の観測期間中にカラム流出口で観測されたフルボ酸の量は、添加量の約 13% にあたり、試験期間中において明瞭なピークは必ずしも認められなかった。このことから、フルボ酸のような腐植質の移行抑止・除去について、リモナイトが優れた性能を有することが確認された。

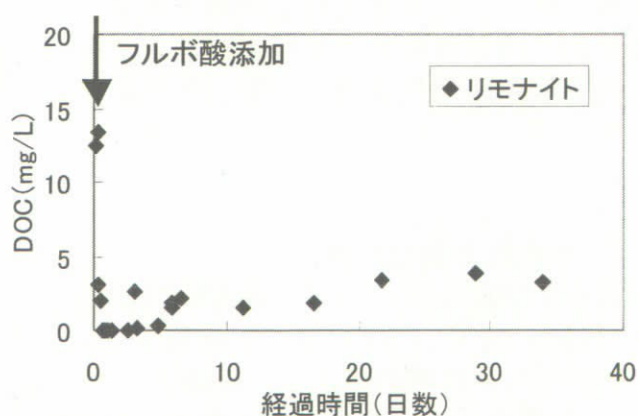


図 6-3 リモナイトに添加したフルボ酸の破過曲線

6.5 土壌浸透ろ過槽における試験のための材料選定

団粒化実験及びカラム試験結果を踏まえて、実証実験に使用する浄化材の選定を行った。団粒化実験及びカラム試験の結果を整理したものを、表 6-4 に示す。

表 6-4 団粒化実験及びカラム試験の判定結果

カラム試験における名称	団粒化の難易度	透水性	溶出		リン除去能	DOC除去能	コスト	入手難易度	総合判定
			リン	DOC					
赤玉土	-	○	△	△	△	△	×	○	○
赤土未団粒	-	×	△	△	△	×	△	○	
赤土団粒	△	○	△	△	△	×	△	○	○
黒ボク	○	○	△	△	○	×	-	×	
堆積物 A	×	×	△	△	×	×	○	△	
上水汚泥 (琵琶湖) C	○	○	△	△	△	×	○	○	○
リモナイト	○	○	○	○	○	○	×	○	○

上記の結果から、実証実験に採用する浄化材は、リモナイト、赤土団粒、上水汚泥（琵琶湖）C 及び対照試料の赤玉土とする。但し、リモナイトは様々な除去能を有していると考えられるが、高価であることから上水汚泥（琵琶湖）C と階層化し、実証実験に使用することとする。

7. 実証実験

7.1 目的

前章の表 6-4 に示す団粒化試験及びカラム試験の評価に基づき、実証実験の対象とする浄化材を赤玉土、リモナイト、上水汚泥（琵琶湖）C 及び赤土（信楽）と選定した。

本実証実験では、これら 4 種類の浄化材を Biyo センター内浸透ろ過型実験施設に充填し、沈砂池を通した葉山川河川水を通水して浄化能を確認し、実用可能性について検討することを目的としている。

7.2 実験方法

7.2.1 団粒土製作

実証実験のための団粒土の製作は、カラム試験に使用した小型団粒化装置と構造は同等である実用型団粒化装置を用いた。図 7-1 に実用型団粒化装置を示す。この団粒土の製作は、実用型団粒化装置を設置している日立造船株式会社舞鶴工場内環境研究センターにて実施した。



図 7-1 実用型団粒化装置の外観

7.2.2 有害物質溶出試験

製作した団粒土について、有害物質溶出試験（R-Hg, Hg, Cd, Pb, Cr, As, Se, PCB, シアン）を行ったが、すべての団粒土において、重金属等の有害物質の溶出は検出限界以下であった。

7.2.3 浸透ろ過槽への浄化材充填および洗浄

団粒化した浄化材を含め、実証実験の対象としている浄化材 4 種を Biyo センター内浸透ろ過型実験施設の浸透ろ過槽に充填した。浸透ろ過型実験施設のレイアウトを図 7-2 に示す。浸透ろ過型実験施設には、4 つの浸透ろ過槽があり、浄化材を図 7-3 に示す断面図のように充填した。浸透ろ過槽下部から、6 号砕石 15cm、7 号砕石 5cm、浄化材を 80cm 充填して最上部にさらに 6 号砕石 5cm 充填した。下部砕石層は浄化材の流出防止、上部砕石層は、流入原水の分散と安定を図ることを目的としている。また、通水

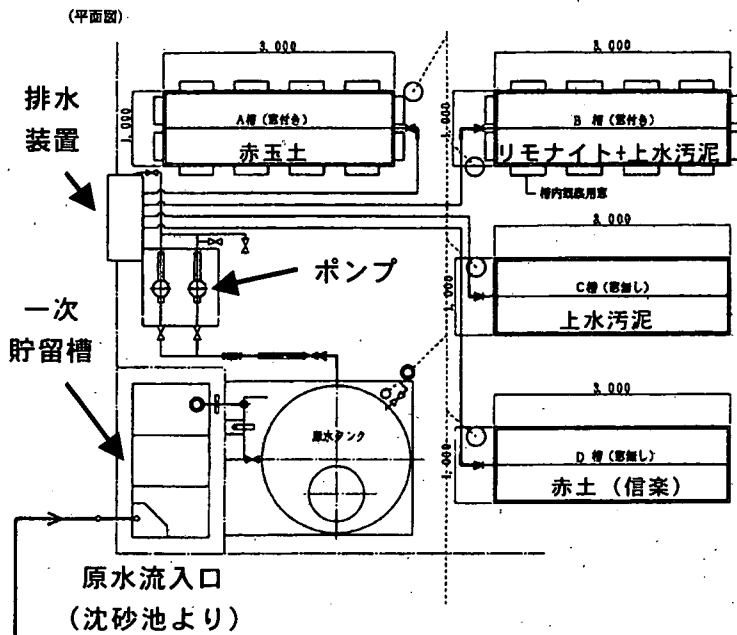


図 7-2 Biyo センター内浸透ろ過型実験施設

特に有機物の吸着能が優れているため、そのリモナイトの有機物吸着性と上水汚泥（琵琶湖）Cのリサイクル性を持たせ、実用性を考慮した構造とした。充填後、実験開始前に葉山川河川水を通水（通水開始日：2002年2月4日）し、浄化材の安定を施した。

方法として下向流方式を採用した。上部碎石層の上には、複数の孔を空けた給水管が配置され、ポンプによって圧送された原水が流入し、上部碎石層、浄化材、下部碎石層を通して排水される。配水管は、下部碎石層から給水管高さまで上げて、常時浸透ろ過槽内に原水が満たされた状態になるようにした。これは、原水が一定期間、浄化材に接触する時間を確保するためである。また、B槽は、リモナイトと上水汚泥（琵琶湖）Cの2つの浄化材を充填した複合型とした。これは、リモナイトは他の浄化材と比較して高価であるが、

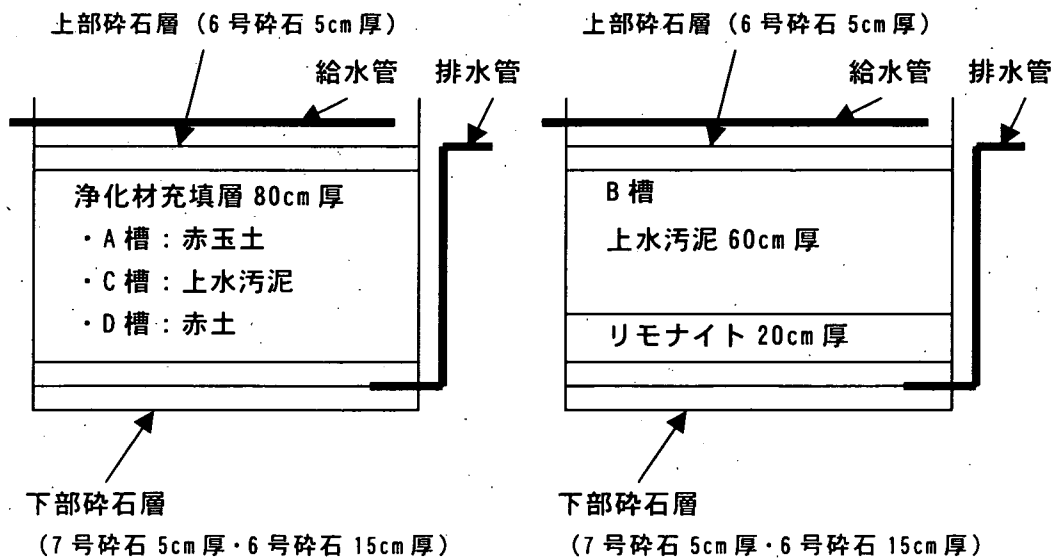


図 7-3 浸透ろ過槽の断面図

7.2.4 実験方法

浸透ろ過施設外観を図 7-4 に示す。

本実験では、沈砂池を通過して浮遊物質濃度を下げた葉山川河川水を原水として使用している。各槽への流入量は、配水装置内にあるバルブによって、調整する。本実証実験では、浸透ろ過速度を 1~2m/day（流入量にして一つの浸透ろ過槽につきおよそ 2~3L/min）に設定した。また、実験中の雨水等の流入を防止するため、浸透ろ過槽上部はブルーシートで覆った。

本実証実験では、連続測定と通常測定という2種類の測定頻度を設定した。連続測定においては、5日間にわたり一般項目(BOD、DOC、T-N、T-P、EC、pH)およびEh(ORP)を測定した。通常測定では、週に1回、一般項目を測定し、運転開始後からの水質の長期的な変化を確認した。また、連続測定及び通常測定で得られた試料の一部について、疎水性有機物の割合を測定する高度分析も同時に実施した。表7-1に連続測定と通常測定の測定条件を示す。



図 7-4 浸透ろ過施設外観

表 7-1 連続測定と通常測定の測定条件

項目	連続測定	通常測定
測定範囲	2月18日15:00~2月23日7:00	2月8日~3月19日の1.5ヶ月
測定頻度	8時間間隔(7:00、15:00及び23:00)	約1週間間隔
採水方法	一定時間毎に200Lタンクを排水口に設置、20分経過の貯留した排水を採取。	1つの試料に対し、2時間の間隔を空けて、2検体を採取し、等量コンポジットした後、分析用試料とした。
測定項目	一般項目、Eh(ORP)及び高度分析(適時)	一般項目及び高度分析(適時)

7.2.5 高度分析方法

従来、環境水中の有機物汚濁の指標としては、河川ではBOD、湖沼・海域ではCODを使用してきたが、近年問題となっている難分解性有機物の指標としては、これらの分析手法では対応できないと考えられている。それに代わる指標として、水中に含まれている有機物を炭素量で表すTOCが注目されている。

本実験では、溶解性有機態炭素量を表すDOCの除去を目的のひとつとしている。DOCの構成物質の分類には様々なものがあるが、浄水処理過程において、塩素処理によりトリハロメタンや環境ホルモン性を持つ副生成物のもととなる難分解性有機物の多くは、腐植物質である。なお、一般環境水中のDOCの60~80%は腐植物質と言われており、特に琵琶湖湖水には元来腐植物質有機物が多いと言われている。

以上のことから環境水中の腐植物質の除去は、今後避けることができなくなると考えられる。そこで本実験では、葉山川河川水中の腐植物質の存在割合や浄化材による腐植物質の除去能をみるために高度分析を実施した。

環境水中の腐植物質をpH2において、特定の樹脂(XAD7・XAD8)に吸着される有機物質の一群として、操作的に定義する考え方が国際腐植物質学会等で提案され、この考え方は広く受け入れられるに至っている。本実験においてもこの考え方を採用している。分析方法は、抽出操作と測定操作に分かれており、あらかじめ精製しておいた樹脂(XAD7HP: XAD7と同等の性能を有する。)により、試料中の腐植物質を抽出した。その抽出物のDOC濃度を測定し、腐植物質濃度および総DOC中の腐植物質の存在比率を算出した。

7.3 結果検討および考察

実証実験で用いた原水は、葉山川河川水を沈砂池に通してある程度SS分を除いている。しかしながら完全に除去することはできず、SS分の一部は、原水と共に浸透ろ過

槽に通水することになる。そのため実証実験においては、カラム試験とは異なり、水中のリン・有機物に対する浄化材の吸着性能だけでなく、浄化材のろ過性能も結果に反映されることになる。従って実証実験では、実用的な観点から各浄化材の性能を評価することができる。

7.3.1 連続測定

本測定では、5日間に10回以上の水質測定を行うことで、流入水の水質と土壤浸透ろ過層の性能が時間単位でどのように変動するかを把握することを目的とした。

1) 流出入水の濁度変化

浄化材によるSS分のろ過の結果、生じる流入出水の濁度変化を図7-5に示す。

連続測定開始直後から24時間以内に降雪・降雨及び強風が発生したため、流入水の濁度の上昇が、実験開始後から50時間程度まで認められた。その影響のため、赤土(D槽)以外の処理水で若干の濁度の上昇が見られた。その後、気象が安定して降雪・降雨や強風がおさまった40時間後頃から原水の濁度が低下し、それに伴って濁度の上昇が見られた各処理水の濁度もわずかながら低下した。

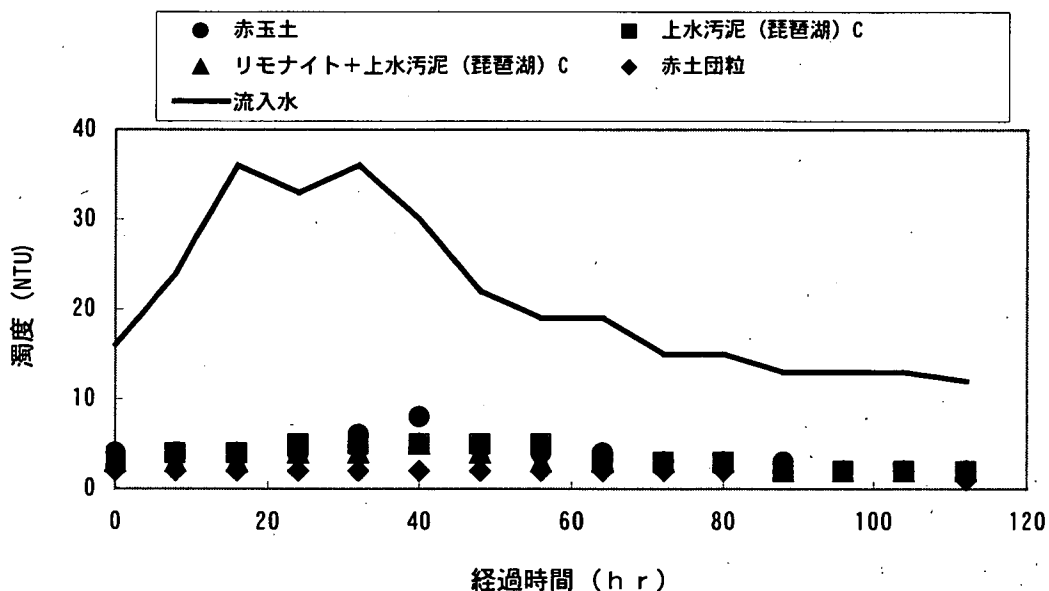


図7-5 連続測定における濁度の経時変化

ただし、流入水の濁度が35NTU以上になったにもかかわらず、処理水の濁度は常時8NTU以下であった。この結果により、実証実験で用いた浄化材は、流入水の濁度の変化、すなわちSS負荷の変動に対しても十分なるろ過能を有していることが確認された。その中でも特に赤土が濁度の変化に影響なく、安定したろ過能を有していた。

2) 流出入水のpHおよびT-N

図7-6に連続測定におけるpHの経時変化を示す。pHは、連続測定期間中において大きな変化は見られなかった。また、pHの低下が心配されたB槽(リモナイト+上水汚泥(琵琶湖)C)は、実験期間中pH6を下回ることとはなく、実用上問題はないと考えられた。

図7-7に連続測定におけるT-Nの経時変化を示す。流入水のT-Nに対して処理水のT-Nの差は認められなかった。土壤浸透による窒素の除去は困難なことを示している。

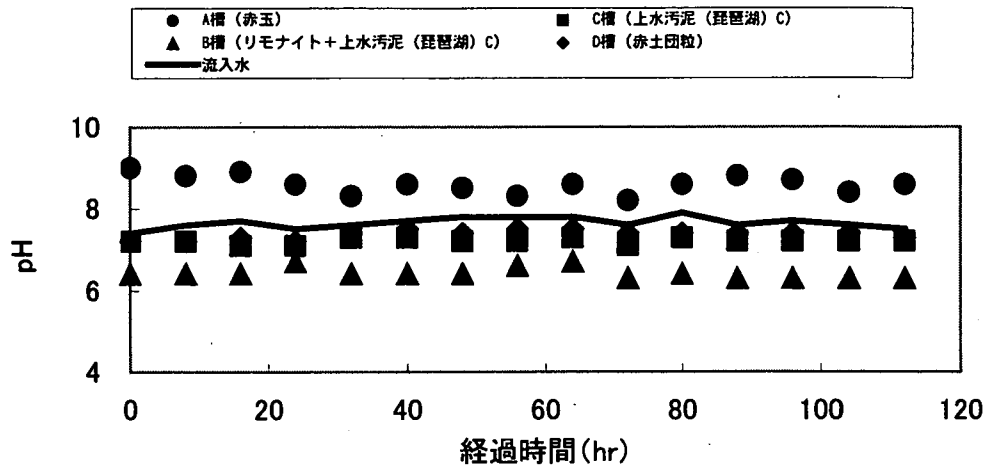


図 7-6 連続測定における pH の経時変化

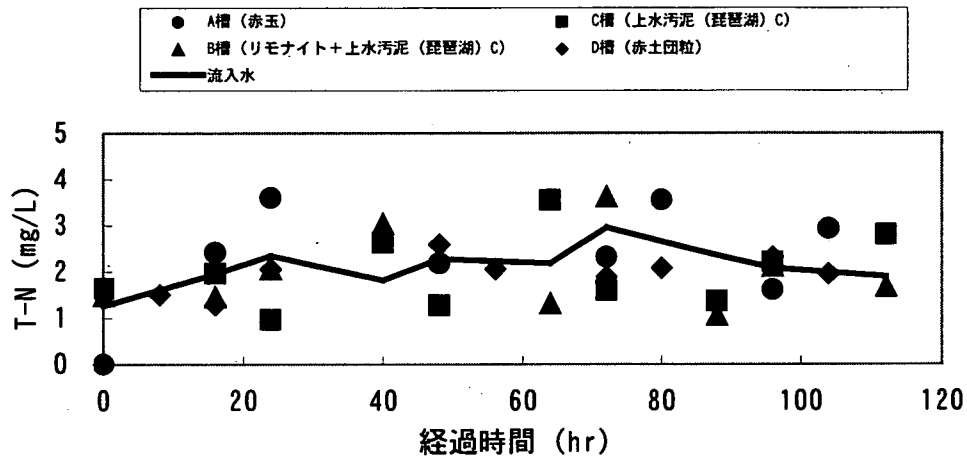


図 7-7 連続測定における T-N の経時変化

3) 流出入水中の T-P 及び DT-P

連続測定における T-P 及び DT-P の経時変化をそれぞれ図 7-8、図 7-9 に示す。また、流入水・処理水の T-P の評価結果を表 7-2 に示す。

図 7-8 より、T-P の除去能は全般に認められるが、通水開始から 2 週間程度しか経っていないことも関係してか、流入水と処理水の T-P 濃度の差は小さい。

図 7-9 より、DT-P についても全般に除去効果は認められ、また T-P に比較して、流出水の濃度のばらつきが小さかった。

連続測定期間中の流入水の T-P 濃度は、図 7-8 に示すように天候等の変化の影響で変動しているものの、その変動係数は 18%であった。一方、各浄化材の T-P 流入水・処理水の除去率の変動係数は 50%前後を得ている。例えば T-P 除去率の変動係数は、赤玉土で 51%と、流入水の濃度変動以上に大きい。概して、DT-P の除去率の変動よりも P-P (懸濁態リン: $P-P = T-P - DT-P$ とした。) の除去率の変動が著しく、これは実験期間中のろ過効果が、未だ不安定であること示唆している。

T-P 除去率の高低に関しては、浄化材の中でも上水汚泥が T-P 除去率 65%と良好な結果を得た。それに次いで T-P 除去率の高かったのは、赤土、リモナイト+上水汚泥、赤玉土の順であった。カラム試験とは違い、単にリンの吸着だけではなく、懸

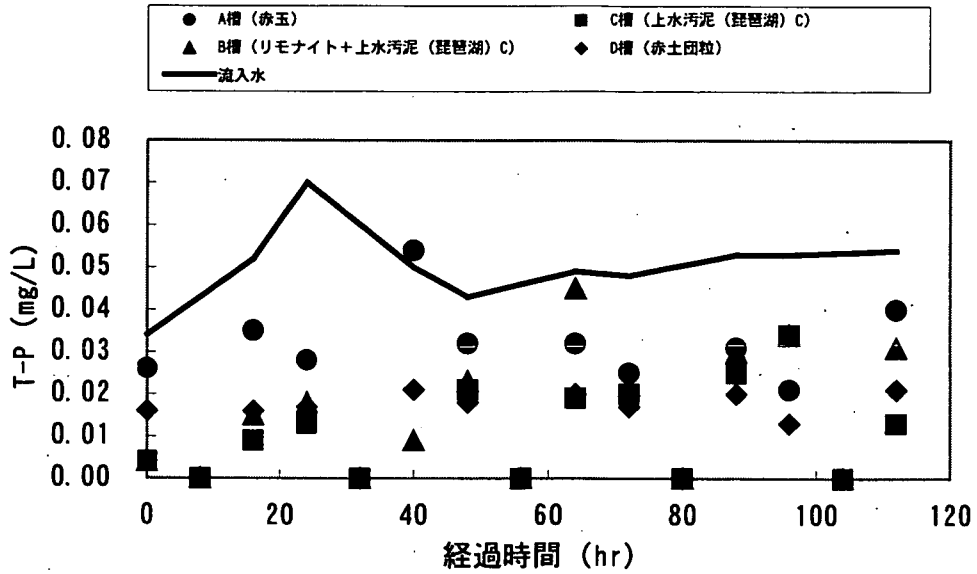


図 7-8 連続測定における T-P の経時変化

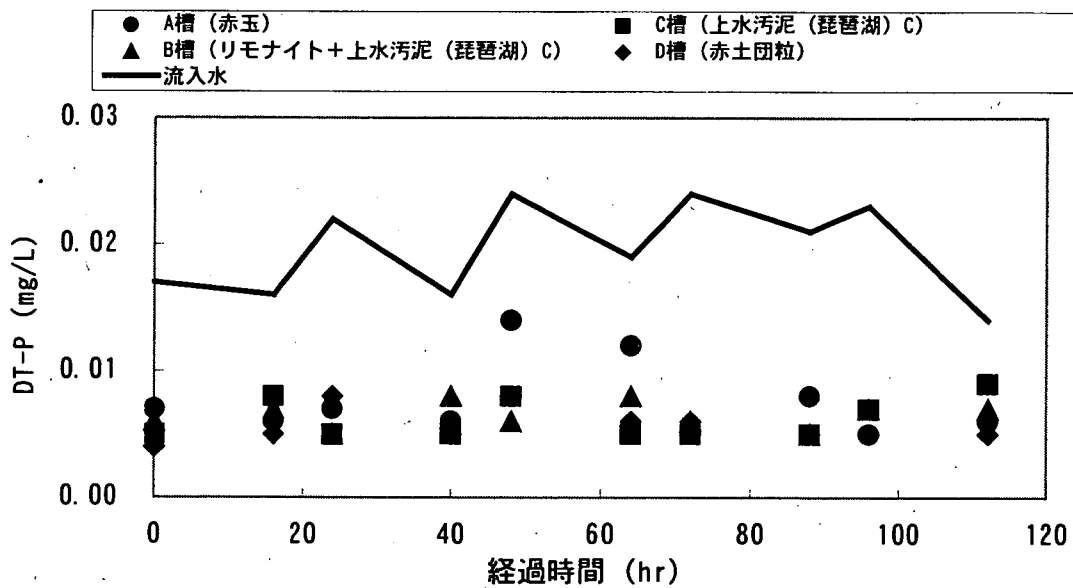


図 7-9 連続測定における DT-P の経時変化

表 7-2 連続測定期間中の T-P、DT-P 及び P-P の流入水からの除去割合

浄化材	赤玉土	リモナイト+ 上水汚泥	上水汚泥	赤土団粒
T-P 除去率	37 ± 19%	60 ± 19%	65 ± 18%	64 ± 17%
DT-P 除去率	61 ± 14%	66 ± 11%	67 ± 14%	71 ± 5%
P-P 除去率	25 ± 19%	51 ± 36%	60 ± 33%	64 ± 8%

*なお、一部の測定結果については、測定誤差のため、除外して平均を算出した。

濁性のリン (P-P) が浄化材のろ過によって除去されている。赤土は前述した濁度の結果から、ろ過能が高いことが確認されている。その結果、リンの除去率も高くなったと推測される。赤玉土については、図 7-8 にも見られるように、流出水の T-P は、他の材料の流出水と比べて、比較的高かった。

以上の結果から、すべての浄化材は、少なくともある程度のリン浄化能を発揮している。但し、連続測定期間中は、浄化材の能力は不安定であったと言える。

4) 流出入水の DOC および BOD

DOC 及び BOD の結果を図 7-10 及び図 7-11 に示す。

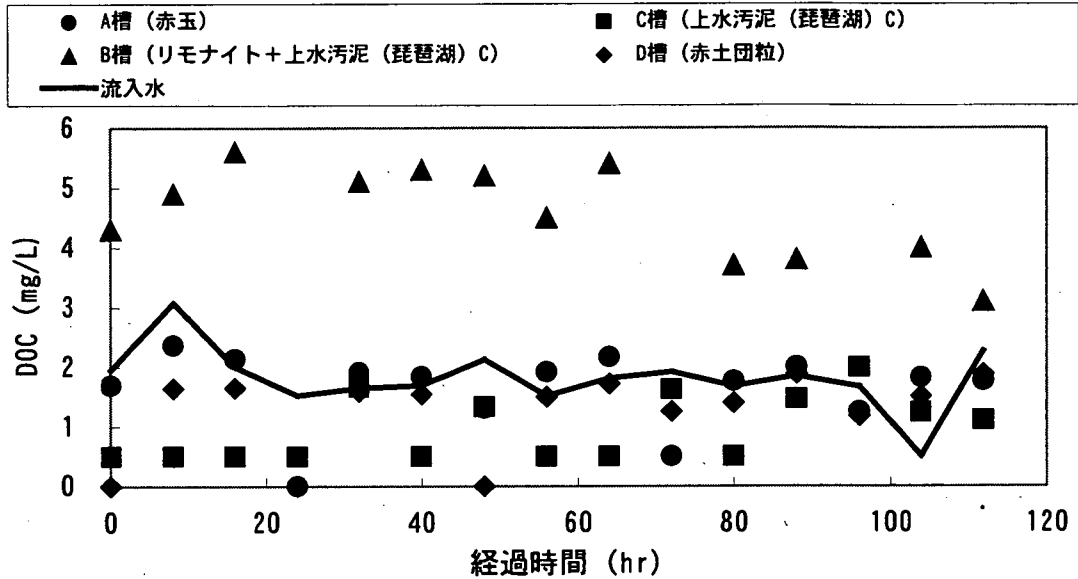


図 7-10 連続測定における DOC の経時変化

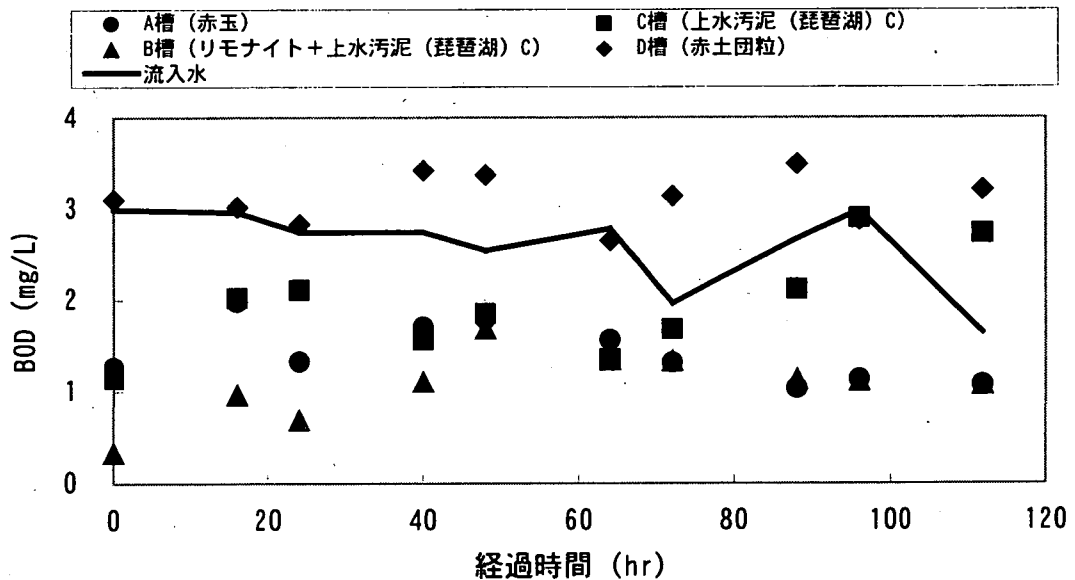


図 7-11 連続測定における BOD の経時変化

実験期間中の流入水中の DOC および BOD 濃度は、それぞれ 1-3mg/L (変動係数 30%)、1.5-3 mg/L (変動係数 17%) の範囲で変動した。処理水中の濃度は、特に B 槽及び

C槽が流入水のそれを上回る結果となった。これは、リモナイトや上水汚泥からの有機物質の初期溶出がまだ続いているためと考えられる。赤土や赤玉土の処理水もDOC濃度は流入水のそれと同程度であり、除去能を見ることはできなかった。

図7-11のBODについては、赤土および上水汚泥の槽の処理水が他の2槽に比べ高く、またこの2槽の処理水のBODは原水濃度のそれを上回る場合があった。一方、赤玉土および上水汚泥+リモナイトの槽の流出水のBODは流入水のそれよりも低かった。両槽における懸濁態有機物のろ過効果と両槽の材料からのBODの溶出の少なさを反映している。

5) まとめ

連続測定の結果、流入水の1週間以内の短期的な濃度変動はT-P、BOD、DOCについて、変動係数20-30%であった。従って、時間間隔の大きいスポット的な測定であっても、流入水の水質の変化状況については、一定の確度で捉えられるものと考えられた。

葉山川河川水中のリンは連続試験の期間中は、 $60 \pm 16\%$ が懸濁態であった。連続測定試験期間中のリンの除去については、DT-PよりもP-Pについて、除去率の変動が大きく、浄化材を充填後の初期段階では、浄化材自体からの微粒子の放出などのため、ろ過効果による懸濁態リンの除去能力が不安定であることが考えられた。

DOC除去効果については、材料からの溶出のほうが多く。連続測定の段階では確認できなかった。

7.3.2 通常測定

通常測定は、浸透浄化槽へ浄化材搬入及び洗浄後、2002年2月8日より3月19日までの1ヶ月半にわたり、約週1回のペースで一般項目について測定を行った。この測定は、比較的長期間にわたる各浄化材の性能の推移を明らかにするためである。

1) 流出入水のT-N

図7-12に通常測定におけるT-Nの経時変化を示す。T-Nについては、連続測定と同様に、流入水と各処理水の値に変化なく、除去が困難であることが改めて確認できた。

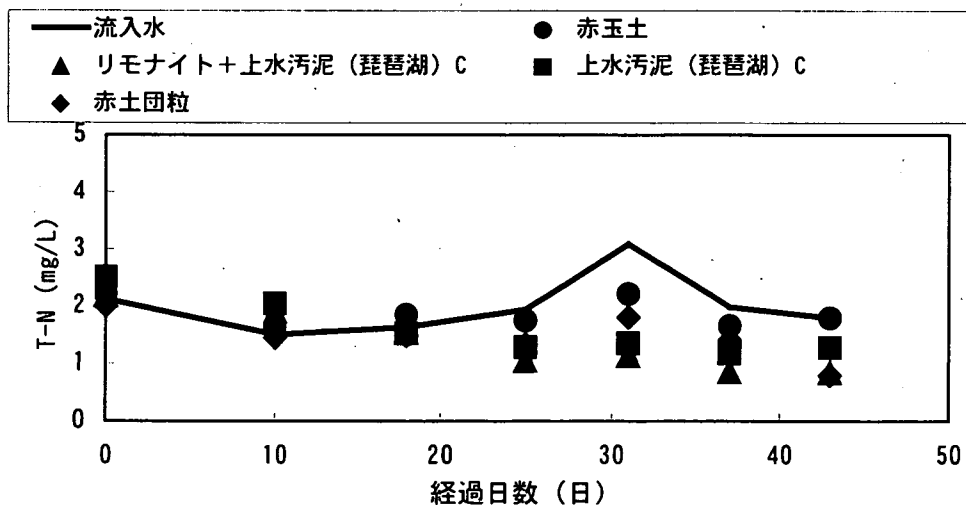


図7-12 通常測定におけるT-Nの経時変化

2) 流出入水のT-P及びDT-P

通常測定におけるT-P及びDT-Pの経時変化を、それぞれ図7-13、図7-14に示す。

T-P については、効果的に除去されていることが結果によって示されている。測定開始後、25 日目より流入水の T-P が上昇したが、処理水の T-P は上昇せず、多少の負荷の変動があっても、除去能に大きな変動はないことが明らかである。図 7-14 から、DT-P についても T-P と同様に、すべての浄化材において処理水の DT-P 濃度は安定しており、ある程度の除去能を有していると考えられる。

通常測定におけるリンの除去率を表 7-3 に示す。表 7-3 より、平均 T-P 除去率は 70% 超の除去率を得たが、各浄化材で T-P 除去能はほとんど変わらなかった。しかし、懸濁態のリンと溶存態のリンとして考えた場合、赤玉土とその他の浄化材で違いが確認された。赤玉土の平均懸濁態リン除去率は $74 \pm 12\%$ で、他の槽の材料 (65 ~ 71%) に比してろ過性能についてやや優れている。一方、その他の浄化材は、溶存態リンについて、赤玉土に比して優れていることが確認された (赤玉土の $63 \pm 6\%$ に比して 81 ~ 91%)。この結果から明らかのように浄化材による DT-P の吸着とともに P-P のろ過によってリンが除去されているのが確認できた。

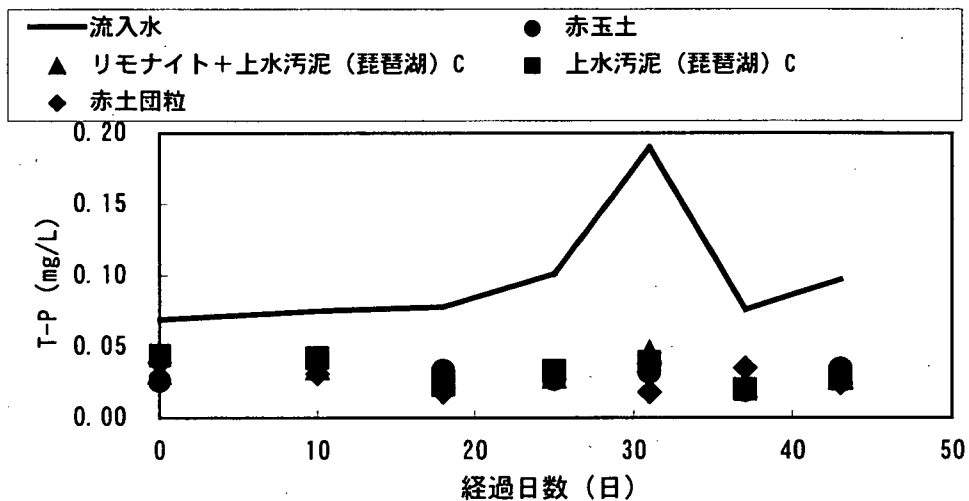


図 7-13 通常測定における T-P の経時変化

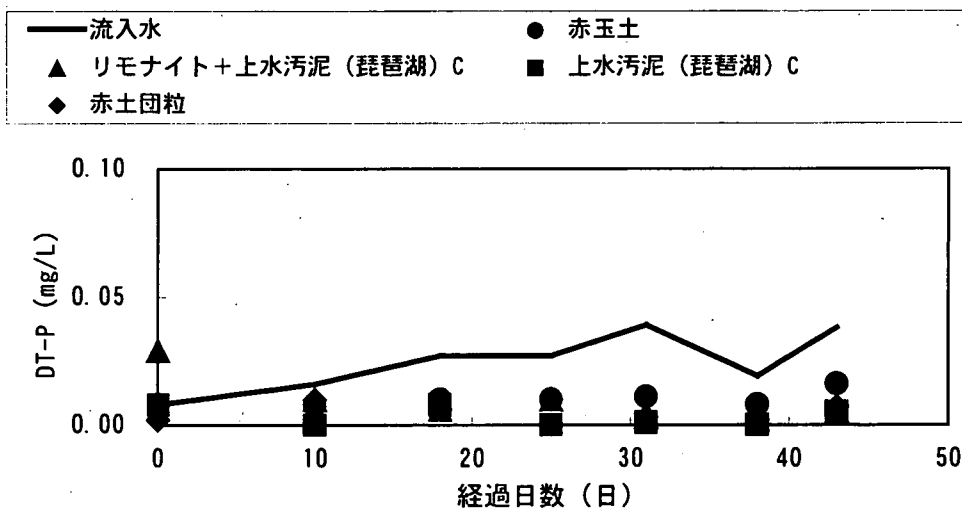


図 7-14 通常測定における DT-P の経時変化

表 7-3 リンの除去率 (単位: %)

経過日数 (日)	浄化材の 種類	A 槽	B 槽	C 槽	D 槽
		赤玉土	リモナイト+ 上水汚泥 (琵琶湖) C	上水汚泥 (琵琶湖) C	赤土
0	T-P	62	54	36	43
	P-P	67	95	41	39
	DT-P	25	-263	0	75
10	T-P	48	53	44	59
	P-P	47	58	29	64
	DT-P	50	38	100*	38
18	T-P	58	63	71	77
	P-P	55	55	71	76
	DT-P	63	78	70	78
25	T-P	73	71	67	73
	P-P	77	74	55	77
	DT-P	63	63	100*	63
31	T-P	83	76	79	91
	P-P	86	72	75	90
	DT-P	72	92	97	92
38	T-P	75	71	74	54
	P-P	81	65	65	42
	DT-P	58	89	100	89
43	T-P	65	71	72	75
	P-P	69	61	63	71
	DT-P	58	87	87	82
平均**	T-P	71±10	70±5	73±4	74±13
	P-P	74±12	65±8	66±8	71±18
	DT-P	63±6	82±12	91±13	81±11

*処理水の DT-P の値が検出限界以下であったので除去率の算出では 0 とした。

**18 日以降 (初期溶出が減少して以降) の平均値

3) 流出入水の DOC および BOD

DOC 及び BOD の結果を図 7-15 及び図 7-16 に示す。

DOC は、通常測定開始直後、リモナイト+上水汚泥 (琵琶湖) C と上水汚泥 (琵琶湖) C が高い値を示した。これは、上水汚泥からの溶出が考えられる。その後、処理水の DOC は安定し、原水濃度が上昇しても大きな変化はなく、処理水の DOC は原水と同程度となった。しかし、今回の実証実験期間中は材料からの初期溶出が無視できない場合であり、DOC の除去能を確認するまでには至っていない。しかしながら、今回使用した浄化材 (特にリモナイト) は、バッチ試験やカラム試験によってすでに有機物除去能のあることは確認されている。

BOD については、実験開始から 40 日以上が経過した時点においても、赤玉土以外の浄化材から溶出が認められている。赤玉土においては、ばらつきがあるものの、ある程度の除去効果が認められる。

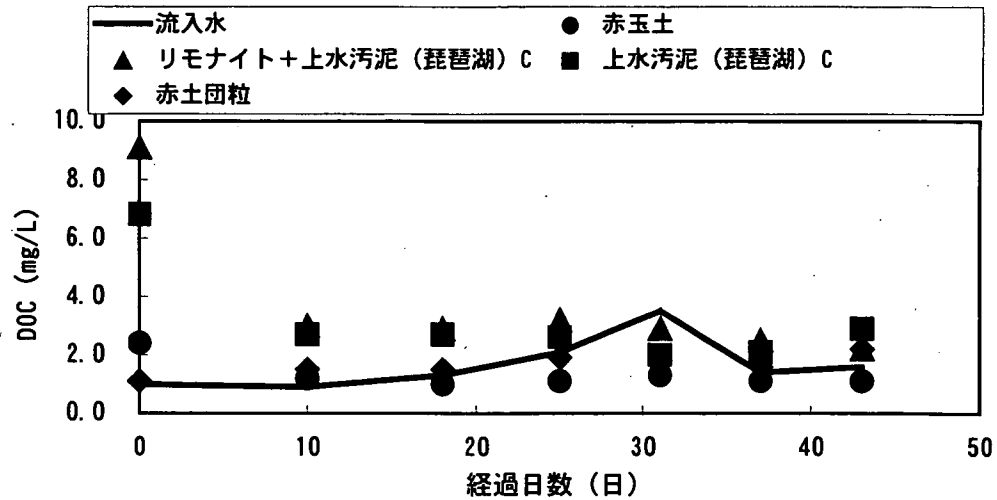


図 7-15 通常測定における DOC の経時変化

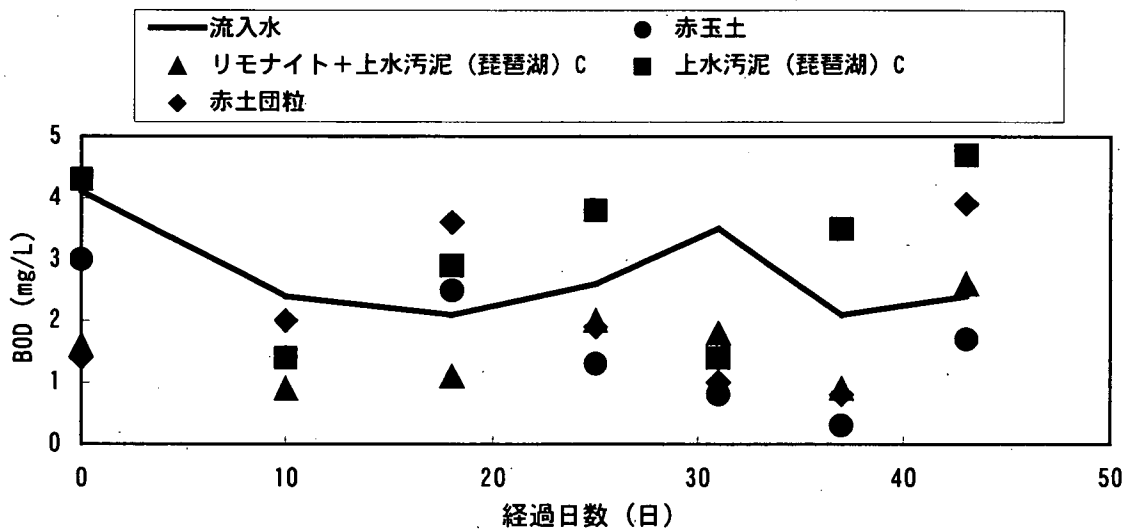


図 7-16 通常測定における BOD の経時変化

4) その他

実験開始から1ヶ月半経過した3月中旬(第7回採水:最終)にD槽(赤土団粒)の透水性が低下し、表面が湛水状態になっていることが確認された。その後、4月中旬には、実験槽からオーバーフローしたので、全ての実験槽への通水を停止し、浄化材の沈下量の測定を行った。結果を表7-4に示す。

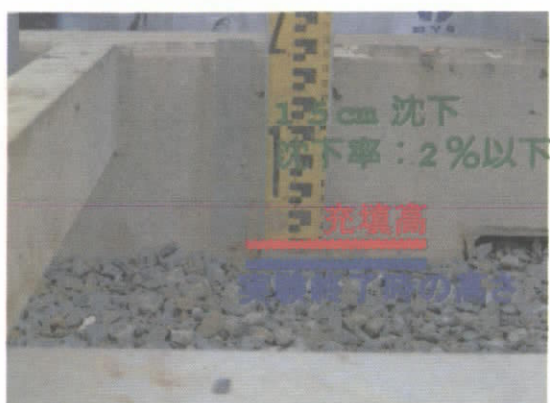
表 7-4 通水終了後の各槽の沈下量

	充填高	沈下量	沈下率	備考
A槽	80cm	1.5cm	2%以下	赤玉土
B槽		10cm	12.5%	上水汚泥+リモナイト
C槽		9cm	11%	上水汚泥
D槽		21cm	26%	赤土団粒

表 7-4 より、D槽(赤土団粒)の沈下量が26%と最も大きいことがわかる。赤土団粒の原材料である赤土は、砂分が多く、99%以上が無機物であった。増粘材を添加することにより、団粒状態を形成させたものの、強度的に弱く、実験が経過する

につれ、水の流れや過重により、崩壊していったものと考えられる。それにより、空隙が小さくなってゆき、通水開始から 2 ヶ月程度で閉塞したのと考えられる。また、赤玉土は、実験終了後もほとんど沈下していないことが確認された。

実験終了時頃、B 槽、C 槽において、排水口付近に金属類と思われる沈着が認められた。処理水の金属元素を簡易的に測定したところ、鉄の溶出が確認された。B、C 槽の処理水は、槽からの流出直後は澄んでいるが、時間の経過と共に沈殿が形成される現象が認められた。この沈殿物が排水路付近に沈着したのと考えられる。この現象の原因として、以下のようなことが考えられる。材料の原料調査において、両槽に充填されている上水汚泥は高濃度の有機物を含んでいることが確認されている。この高濃度の有機物により、鉄の溶出が促進され、処理水中に鉄と有機物の錯体を形成し、高濃度の鉄が溶液中に存在しうる条件が保持されたのではないだろうか。しかし、この高い濃度の鉄がリンの除去に加担している可能性は非常に高いと思われる。



A 槽 (赤玉土)



D 槽 (赤土団粒)

図 7-17 実験終了後の沈下量の測定

5) まとめ

通常測定期間中の 18 日目以降には、浄化材の性能は安定し、T-P 除去能は 70% 程度となった。赤玉土はろ過による P-P 除去 ($74 \pm 12\%$) となり、その他の材料は DT-P 除去に優れていた (上水汚泥 (琵琶湖) C)。

処理水中 DOC 濃度については、B 槽及び C 槽がやや高く、他の材料はほぼ原水濃度程度に低下した。しかし、実験終了時も材料からの溶出が続いていると考えられ、DOC 除去について考察できるまでに至っていない。

7.4 実証実験まとめ

今回の試験では、従来必ずしも土壤浸透浄化材として活用されてこなかった上水汚泥、リモナイト、赤土等の材料を団粒化し、耐水性を持たせて浄化材として使用することを試みた。これらの材料はリンや難分解性有機物に対する吸着性能および材料の溶出性の観点から、あらかじめバッチ試験及びカラム試験によって選定されたものであった。実証実験に以上の材料を供した結果、以下の事項が明らかになった。

- ① リン (特に溶解性リン) の吸着能力については、上水汚泥 (琵琶湖) C が特に優れていた。
- ② 懸濁性リンの除去能力については赤土 (信楽) や赤玉土が優れていた。
- ③ 赤土 (信楽) は、上水汚泥 (琵琶湖) C、リモナイトに比べ、団粒化した際の耐水性に劣っていた。
- ④ 材料からの有機物の初期溶出は、上水汚泥 (琵琶湖) C において、充填及び通

水開始後1ヶ月半程度以上あり、葉山川河川水について、各材料の有機物除去性能を観察するには、長期の観測が必要である。

以上のことから、

- ① 葉山川河川水中のリンは60~70%が懸濁態である。リン除去に関しては、懸濁性物質のろ過効果に優れた材料ほど有利である。例として、赤玉土・赤土（信楽）、砂などが考えられる。
- ② 河川水中のリン酸イオン態リンの除去は、上水汚泥（琵琶湖）C等の高吸着性の素材が有効である。しかしながら、上水汚泥（琵琶湖）Cからは、微量の鉄の溶出が確認されており、使用に際しては注意する必要がある。
- ③ 河川水中DOC除去に有効な材料はまれであり、リモナイトのような特殊な素材は重要と考えられる。しかしながら、価格高の問題もあり、使用の際はシステム構成を慎重にする（充填量等。）必要がある。
- ④ 今回実験に使用した浄化材では、リン除去能やコスト的に赤玉土を上回る性能を持つものもあったが、溶出や強度といった問題があり、現状のまま、赤玉土に替わる浄化材として使用するには難しいと考えられた。
- ⑤ 材料の浸透性及び耐水性の向上策の開発が土壌浸透浄化の高度化と普及に重要である。

実証実験における浄化材の評価を表7-5に示す。

表7-5 実証実験における浄化材の評価

名称	団粒化の難易度	透水性	団粒の耐水性	溶出		P-P 除去能	DT-P 除去能	DOC 除去能	コスト	入手難易度	
				リン・DOC	その他						
単独	赤玉土 (A槽)	—	○	○	△	—	○	△	—	×	○
	上水汚泥 (琵琶湖) C (C槽)	○	○	○	△	×	○	○	—	○	○
	赤土団粒 (D槽)	△	○	×	△	—	○	○	—	△	○
複合	リモナイト+上水汚泥 (琵琶湖) C (B槽)	○	○	○	△	×	○	○	—	×	○

8. 総論

8.1 土壌浸透ろ過材の性能の検討

土壌浸透浄化法における除去能の形態は、1) 吸着 (化学的作用)、2) ろ過 (物理的作用)、そして3) 生物反応 (生物的作用) の3つに分類することができる。カラム試験では、浮遊物質を除去した葉山川河川水を通水していたため、ろ過についてはあ

る程度無視することができ、吸着を中心的に考察することができた。しかし、実証実験の場合、沈砂池である程度の浮遊物質を除去しているとはいえ、沈砂池では及ばない粒径の小さな浮遊物質は、浄化材へ流入することになる。そのため、カラム試験で確認できたリンや DOC の吸着能だけを比較することはできず、上述の 3 つの作用を総合的に判断することが求められる。カラム試験の段階では、リン酸イオン態の除去能という点で赤玉土と上水汚泥は同程度の性能であった。また、リモナイトは有機物質の吸着能が特異的に高いことが確認された。一方、実証実験の結果では、赤玉土は赤土、上水汚泥、リモナイトに比べる過能に優れており、そのため懸濁態のリンの除去率が良いが、溶存態のリンの除去は他材料に比べ劣っていた。

浄化材の除去能だけでなくコスト、寿命、社会的意義などについても検討を行った。コストでは、上水汚泥→赤土→赤玉土→リモナイトの順序で安価である。赤玉土やリモナイトは高価であり、土壌浸透ろ過施設の建設コストが高くなるばかりではなく、浄化材の交換費用など運営・維持管理費が高くなることが予想される。寿命は赤玉土が経験上良好で、赤土団粒は実証実験において 40 日程度で通水性が低下し、団粒構造の強度が不足していると考えられた。上水汚泥及びリモナイトは実証実験終了時点(約 2 ヶ月)で通水性は低下していないため不明である。社会的意義では、廃棄物の再利用という点で、上水汚泥が秀でており、リサイクル社会の創造という見地から望ましい方法である。

しかしながら、上水汚泥や赤玉土に有機物質除去能を期待することは難しく、リンのみならず、溶存有機物の除去が処理の目的であれば、価格高であってもリモナイトを使わざるを得ないことになる。

このような背景から、今回、上水汚泥とリモナイトを組み合わせた方法を検討した。比較的除去しやすいと考えられるリンは、安価な上水汚泥により除去を行い、除去しにくい溶存有機物をリモナイトで除去することを目的として実施した。この複合型は、上水汚泥単独の場合より濁度や BOD、DOC 除去の点において良好であったが、最も期待された DOC については、実験終了時まで浄化材からの溶出が認められ、検討することは出来なかった。

しかしながら、「コストは高いものの有機物除去に優れるリモナイト(カラム試験より)」、「溶出が認められたもののリサイクル性に優れる上水汚泥」、さらに「団粒の強度不足ながら材料価格の安い赤土」、「ややコストは高いものの土壌浄化施設への使用実績があり、本実験でも特にろ過能に優れるとされる赤玉土」、それぞれの材料の長所・短所を理解し、必要であれば改良を加えた後、それらを組み合わせる複合型土壌浸透法は検討可能と思われる。

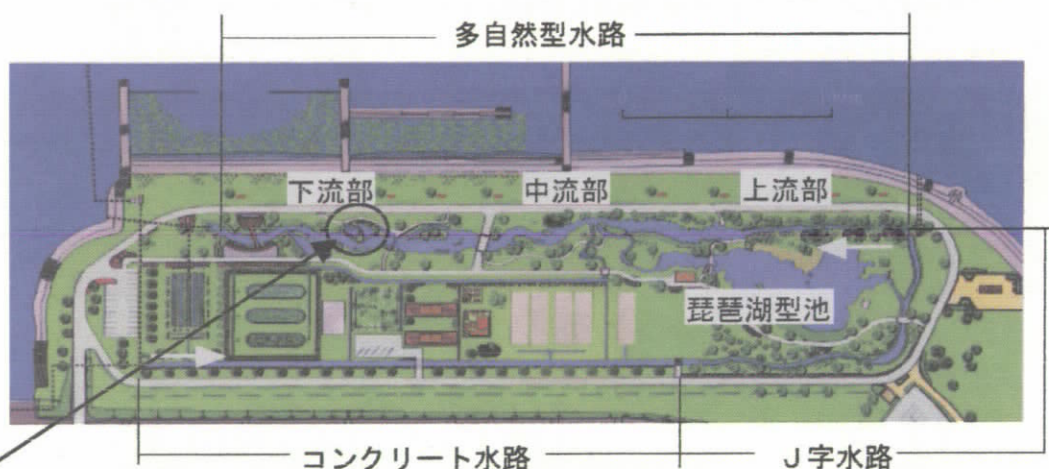
実験担当者

国土交通省近畿地方整備局琵琶湖工事事務所	水質調査課課長	春木二三男
	水質調査課開発調整係長	中村 超
財団法人琵琶湖・淀川水質保全機構	実験センター所長	田井中善雄
	実験センター主任研究員	和田 桂子
	実験センター研究員	三井 光彦

4. 実験センターにおける生物調査（水域）（その4）

1. 目的

琵琶湖・淀川水質浄化共同実験センター内に設置された水路および実験池において、人手を加えず放置した場合における生物相の遷移についてモニタリングを行い、人為的に創出した水辺環境の有する生物生息空間として機能を評価し、併せて多自然型水路の有する水質浄化機能についても評価を行い、今後の琵琶湖・淀川水系の水辺環境の創造に資することを目的とする。



ワンド

図1-1 実験水路の概要

2. 実験内容（調査内容）

現地調査は、水質、植物（植生、植物相、植生断面調査）、魚類および底生動物について実施した。各調査内容は以下のとおりである。

2.1 水質

実験水路における水質浄化機能を把握するため、コンクリート水路～多自然型水路に計7ヶ所の調査地点を設け、四季各1回の水質調査を実施した。今年度から、浄化実験施設排水路の流出点が多自然型水路中流部から下流部に変更された。また、多自然型水路下流部に調査地点1ヶ所を追加した。各測定地点において、気温、水温、水深、流速を測定すると共に室内分析用の試料を採取した。室内分析項目および分析方法を表2-1に示す。

表2-1 水質分析項目および分析方法

項 目	分 析 方 法
水素イオン濃度 (pH)	JIS K-0102.12.1
生物化学的酸素要求量 (BOD)	JIS K-0102.21(32.3)
化学的酸素要求量 (COD)	JIS K-0102.17
浮遊物質 (SS)	昭和46年環告第59号付表8
全窒素 (T-N)	JIS K-0102.45.2
全リン (T-P)	JIS K-0102.46.3
クロロフィル a	上水試験方法 VI-4-20

2.2 植物調査

2.2.1 植物相

植物相および植生は、春季、夏季、秋季の3回、現地調査を実施した。J字水路、多自然型水路およびコンクリート水路内全域と琵琶湖型実験池において、水路内および水際部に生育する植物を記録し、植物目録を作成した。調査対象はシダ植物以上の高等植物とし、また現地での生育状況や植栽図から在来種、帰化種、植栽種に分類した。現地で同定が困難な植物は採集して持ち帰り、後日標本の同定を行った。

2.2.2 植生

調査範囲はJ字水路、多自然型水路、コンクリート水路及び琵琶湖型実験池を含む水路内と水際部とし、対象は湿生、水生植物を含むシダ植物以上の高等植物とした。

水路内の植生を優占種によって捉え、調査結果を優占種の分布状況として縮尺1/500の図に表した。同時に、上流部、中流部、下流部（ワンド）およびコンクリート水路の4地点における代表的な植生でコドラート調査（100×100cm）を行った。

2.2.3 護岸形態ごとの植生状況

多自然型水路内の6地点に植栽された植物の生育状況調査を平成10年度より平成12年度まで行った。今年度は、この植栽地点において、水路横断方向に基線を設置し、基線上に生育する植物を記録して断面模式図を作成した。

2.3 魚類及び底生動物調査

2.3.1 魚類

魚類の生息状況を把握するため、コンクリート水路、J字水路、多自然型水路上流・中流・下流、琵琶湖型池において四季各1回の調査を実施した。

魚類の現地調査は、投網、タモ網、セルピンを用いて、定性調査（全6区域）および定量調査（多自然型上・中・下流、琵琶湖型池の計4地点）を実施した。捕獲した魚類は、原則として現地で同定し、個体数の計数、写真撮影などを行った後、速やかに放流した。なお、現地で同定困難な個体は、ホルマリン液（10%）で固定して持ち帰り、顕微鏡下で種の同定を行った。

2.3.2 底生動物（魚類以外の水生動物）

貝類や甲殻類等の底生動物や遊泳性の水生昆虫類等の生息状況を把握するため、コンクリート水路、J字水路、多自然型水路上流・中流・下流、琵琶湖型池において四季各1回の現地調査を実施した。

現地調査では、方形枠付きサーバーネット（大きさ25×25cm、目合い0.5mm）を用いた定量調査とタモ網を用いて任意に各所で採取する定性調査を行った。定量調査は多自然型上・中・下流の計3地点で、定性調査は全6区域で実施した。

採集した底生動物は、ホルマリン液（10%）で固定した。これを室内に持ち帰り、ルーペを使い、取りきれなかった混入物の中から、底生動物を選別し試料とした。顕微鏡下で試料の同定を行った。定量調査においては個体数の計数を加えて行った。

2.4 現地調査実施日

現地調査は四季の変化を把握するために、水質、魚類、底生生物の調査は、春、夏、秋、冬の4回、植物調査は春、夏、秋の3回実施した。なお、各季の調査は、春（5月21、22日）、夏（8月22、23日、水質は28日）、秋（10月17、18日、水質は26日）、冬（1月16、17日、水質は24日）に行った。

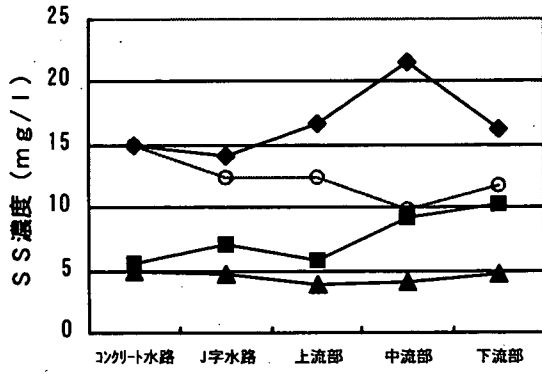
3. 調査結果

3.1 水質の状況

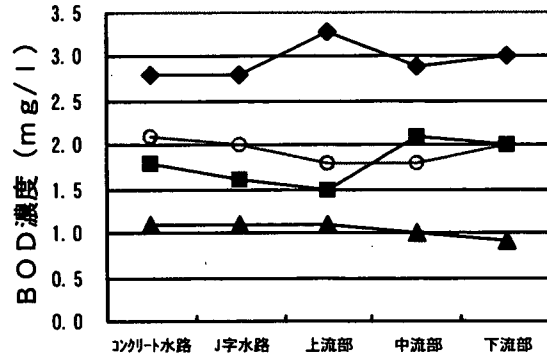
表3-1に、H13年度の水質調査結果を示す。この内、SS、BOD、T-N、T-P、クロロフィルaについて、流下方向（コンクリート水路～J字水路～多自然型河川（上流、中流、下流））への変化を図3-1に示した。

表3-1 H13年度の水質調査結果

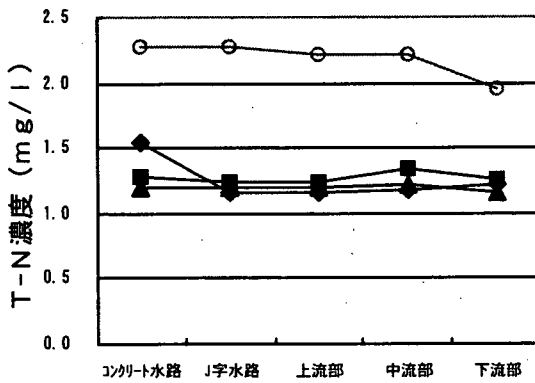
項目・年月日	調査地点	コンクリート水路	J字水路 上流部	多自然型水路				琵琶湖型 実験池
				上流	中流	下流	ワンド	
気温 ℃	01. 5. 21	24.3	24.3	24.3	24.3	24.3	24.3	24.3
	01. 8. 28	28.2	28.2	28.2	28.2	28.2	28.2	28.2
	01. 10. 29	16.5	16.5	16.5	16.5	16.5	16.5	16.5
	02. 1. 24	3.8	3.8	3.8	3.8	3.8	3.8	3.8
水温 ℃	01. 5. 21	23.0	22.8	23.0	23.5	24.2	24.4	23.6
	01. 8. 28	25.8	26.0	26.3	26.8	26.8	26.7	27.2
	01. 10. 29	16.8	16.8	17.0	16.8	17.4	16.7	16.5
	02. 1. 24	4.8	4.8	5.0	5.1	4.8	6.1	4.0
水深 m	01. 5. 21	0.35	0.37	0.17	0.11	0.15	0.28	0.45
	01. 8. 28	0.33	0.26	0.19	0.23	0.23	0.35	0.48
	01. 10. 29	0.36	0.29	0.25	0.26	0.24	0.27	0.46
	02. 1. 24	0.30	0.20	0.17	0.25	0.21	0.29	0.27
流速 m/s	01. 5. 21	0.137	0.280	0.153	0.157	0.085	0.020	流れなし
	01. 8. 28	0.123	0.277	0.243	0.150	0.138	0.020	
	01. 10. 29	0.120	0.197	0.240	0.160	0.137	0.030	
	02. 1. 24	0.087	0.130	0.173	0.087	0.137	0.030	
pH	01. 5. 21	7.1	7.2	7.2	7.3	7.4	7.4	8.6
	01. 8. 28	7.3	7.2	7.3	7.3	7.3	7.3	9.0
	01. 10. 29	7.3	7.3	7.2	7.2	7.2	7.3	7.6
	02. 1. 24	7.2	7.2	7.3	7.2	7.3	7.2	7.4
SS mg/l	01. 5. 21	14.9	14.0	16.6	21.5	16.3	20.0	17.2
	01. 8. 28	5.6	7.1	5.8	9.2	10.3	7.2	17.6
	01. 10. 29	4.9	4.6	3.8	4.0	4.7	15.6	18.4
	02. 1. 24	15.0	12.3	12.3	9.9	11.8	9.0	11.7
COD mg/l	01. 5. 21	7.6	7.7	8.0	8.4	8.5	8.4	8.6
	01. 8. 28	3.9	3.8	3.8	4.6	4.2	3.9	9.5
	01. 10. 29	3.8	3.6	4.1	3.9	3.7	4.6	6.3
	02. 1. 24	4.3	4.8	4.7	4.3	4.8	4.5	5.2
BOD mg/l	01. 5. 21	2.8	2.8	3.3	2.9	3.0	2.7	3.9
	01. 8. 28	1.8	1.6	1.5	2.1	2.0	1.8	4.5
	01. 10. 29	1.1	1.1	1.1	1.0	0.9	1.1	2.2
	02. 1. 24	2.1	2.0	1.8	1.8	2.0	1.7	1.5
T-N mg/l	01. 5. 21	1.54	1.15	1.15	1.18	1.21	1.15	0.91
	01. 8. 28	1.29	1.23	1.24	1.35	1.26	1.20	0.68
	01. 10. 29	1.19	1.20	1.20	1.21	1.15	1.21	0.75
	02. 1. 24	2.28	2.27	2.22	2.22	1.96	1.97	1.51
T-P mg/l	01. 5. 21	0.136	0.132	0.134	0.142	0.130	0.132	0.098
	01. 8. 28	0.101	0.088	0.091	0.103	0.092	0.088	0.122
	01. 10. 29	0.080	0.081	0.081	0.079	0.073	0.096	0.083
	02. 1. 24	0.124	0.119	0.114	0.111	0.101	0.093	0.073
クロロフィルa μg/l	01. 5. 21	2.6	3.1	3.8	4.7	5.5	6.6	30.7
	01. 8. 28	2.5	2.3	1.8	1.1	0.9	2.2	24.0
	01. 10. 29	0.6	0.6	1.0	1.4	0.4	1.6	9.5
	02. 1. 24	2.6	1.6	2.4	2.3	4.1	2.4	5.6



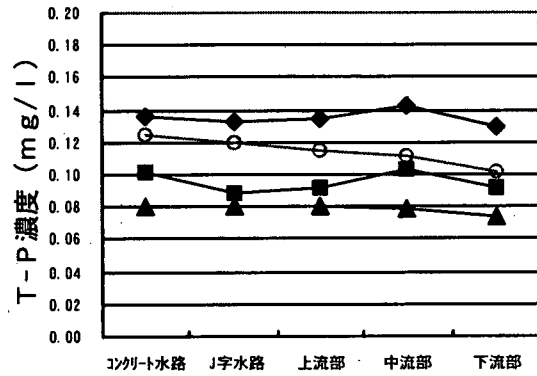
SS



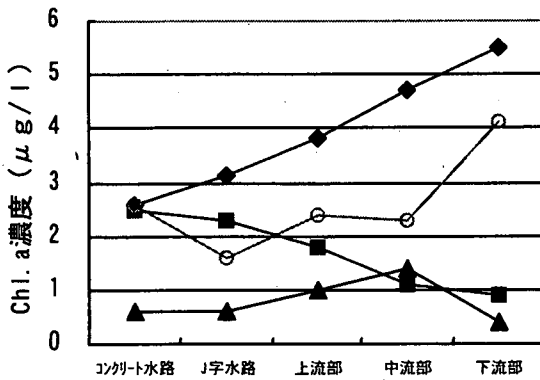
BOD



T-N



T-P



Chl. a

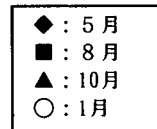


図3-1 各水質項目の流下方向への変化

3.1.1 水質の季節変動

SS、BOD、T-P濃度は5月が最も大きく、次に1月であり、8月、10月は小さくなった。この傾向はこれまでとほぼ同じである。5月には葉山川流域における田植えの影響、1月は季節風による底泥の巻き上げ等が考えられる。T-Nが1月に大きい値を示す傾向があるが、流入する汚濁質が季節により異なる可能性が考えられる。

3.1.2 流下方向への変化

多自然型河川において、流下方向に減少が見られるのは、8月のクロロフィルa、10月のBOD、COD、T-P、1月のT-N、T-Pであり、他の水質項目は、コンクリート水路の水質とほぼ同じか上昇している。現時点では多自然型河川の自浄作用と底質からの再溶出や内部生産などによる自濁作用が同じかやや大きくなっている状態であると考えられる。5月と8月で逆の傾向を示したクロロフィルaの測定値には、水路内の付着物の剥離や、河川からの何らかの流入物（植物プランクトン等）の影響が考えられるが、詳細を解明するには水質の経時変化を連続して調査するなど、更に検討が必要である。

また昨年度まで比較的良好な水質を示していたワンドが、今年度は他地点と比較して特に良好とはいえず、時期によってはSS、COD、T-Pなどが他地点より高かった。

3.2 植物

3.2.1 植物相

平成13年度は30科86種のシダ植物以上の高等植物が確認された(表3-2)。分類群別には、シダ植物1種、双子葉植物41種、単子葉植物44種であった。全確認種数は、昨年度の130種から44種減少した。この内、帰化植物の種数は昨年まで28ないし29種であったが、H13年度は18種に減少した。また在来種も昨年の91種から58種へと30種以上減少した。帰化植物率は平成11年度が最も高く、それ以降徐々に減少してきている。

今年度、新たに確認された種には沈水植物が多く、コンクリート水路でネジレモ、コウガイモ、センニンモ、ヤナギモが確認された。コンクリート水路は3面張りであるが、底泥が堆積したことにより、生育が可能になったものと考えられる。コンクリート水路での沈水植物の生育に比較し、多自然型水路では沈水植物の生育はほとんど見られなかった。

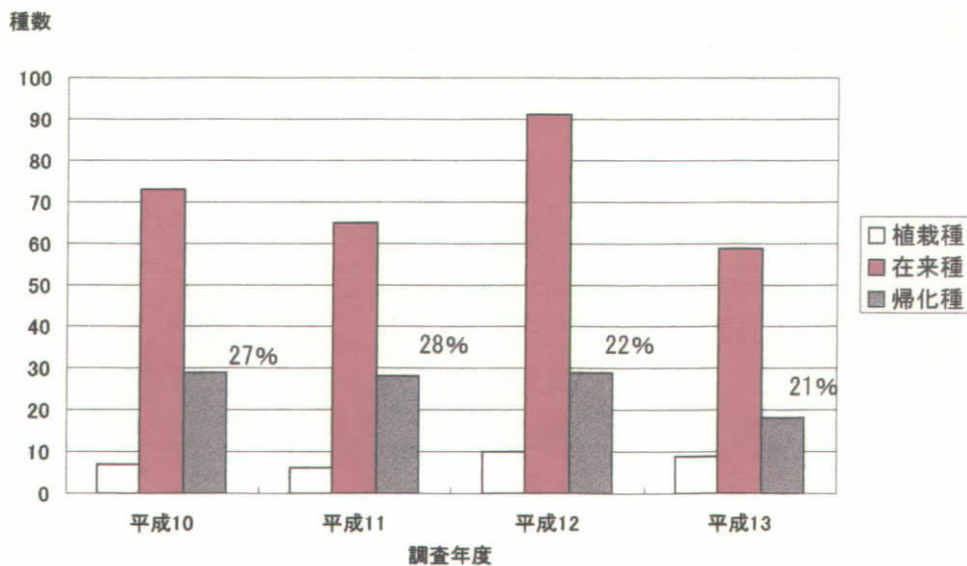


図 3-2 植栽種、在来種、帰化種の種数経年変化
 帰化種の肩数字は帰化植物率 (%)

表3-2 植物確認種目録

科名	種名	帰化植物	植栽	逸出	水生 湿生
シダ植物					
スキナ	スキナ				○
被子植物 双子葉植物 離弁花類					
ヤナキ	アカメヤナキ				○
	ネコヤナキ				
	イヌコリヤナキ		○		
タテ	ヤナキタテ				○
	オオイヌタテ				
	イヌタテ				
	サデクサ				○
	ホントクダテ				
	ミヅソバ				○
	キンキンシ				
スイレン	ハコロモモ	○			○
マツモ	マツモ				○
トクダミ	ハンゲショウ		○		
アブラナ	タネツケバナ				○
	オランダガラシ			○	○
	スカシタコホウ				○
ハラ	ヘビイチゴ				
マメ	アレチヌスビトハギ	○			
	ツルマメ				
	ヤハスエンドウ				
	スズメエンドウ				
ブドウ	ヤブガラシ				
アカバナ	チョウジタテ				○
アリトウグサ	オオフサモ	○			○
	ホザキノフサモ				○
セリ	セリ				○
被子植物 双子葉植物 合弁花類					
ミツガシワ	ミツガシワ		○		○
アカネ	メリケンムグラ	○			
	ヘクソカズラ				
シソ	シロネ				○
	コショウハッカ				○
	ヒメジソ				
ゴマノハグサ	オオカワヂシャ	○			○
キク	ヨモギ				
	ホウキキク	○			
	アメリカセンダングサ	○			○
	タカサブロウ				○
	ハハコグサ				
	セイタカアワダチソウ	○			
	ノゲシ				
	オニタビラコ				
被子植物 単子葉植物					
トチカガミ	コカナダモ	○			○
	クロモ				○
	ネジレモ				○
	コウガイモ				○
ヒルムシロ	エビモ				○
	センニンモ				○
	ササハモ				○
	ホソハミスヒキモ				○
	ヤナキモ				○
ミスアオイ	ホテイアオイ	○			○
アヤメ	カキツバタ		○		○
	キシウフ	○			○
イグサ	イ				○
ツユクサ	ツユクサ				
イネ	カモシグサ				
	コブナグサ				
	メシバ				
	イヌヒエ				
	ウシシツペイ				
	エゾノサヤヌカグサ				○
	ネズミムギ	○			
	オキ				○
	ヌカキビ				
	オオクサキビ	○			
	シマスズメノヒエ	○			
	キシウスズメノヒエ	○			○
	クサヨシ				○
	ヨシ				○
	ツルヨシ				
	オオスズメノカタビラ	○			
	ヒエカエリ				
サトイモ	セキショウ		○		○
ウキクサ	アオウキクサ				○
	ウキクサ				○
ミクリ	ミクリ		○		○
	ヒメミクリ		○		○
カマ	ヒメカマ		○		○
	カマ				○
カヤツリグサ	アゼナルコ				
	ヤワラスケ				
	ココメカヤツリ				
	カヤツリグサ				
	キンカヤツリ	○			
	ウキヤガラ				○
30科	86種	18	8	1	46

3.2.2 植生

多自然型水路全体における、平成13年度8月の優占種の分布状況を図3-3に示す。

平成13年度は、コンクリート水路部分に沈水植物群落が見られたことが特徴的であった。それ以外には特に大きな植生の変化はなかったが、多自然型河川上流部および下流部ではヨシの分布が広がった。以下各水域の状況について述べる。

①コンクリート水路

昨年度まで植物の生育はほとんどみられなかったが、今年度はマツモ、クロモ、ヤナギモなど数種類の沈水植物が、塊状となって点在していた。水路には底泥が堆積しており、沈水植物の生育が可能になったものと考えられる。

②J字水路

ヨシやキシウスズメノヒエが優占する場所がほとんどであったが、水路の管理が行われたため、群落の幅は昨年度より狭くなっていた。また、ミゾソバなどの低茎の湿生植物群落も一部で見られた。

③多自然型水路上流部

上流側の岩の間に定着したヨシが密生した状態で群落を形成していた。昨年度よりも群落の幅が広く、水路に倒れ込む様子もみられた。下流側ではアメリカセンダングサやタカサブロウなどの小規模な群落が見られていた。

④多自然型水路中流部

キシウスズメノヒエが多くみられたほか、陸域に生育するヤナギ類が流路まで伸長し、水際の植物を被圧していた。下流側では昨年度同様、ウキヤガラが優占する場所が広がっていた。

⑤多自然型水路下流部・わんど

ヨシが優占する場所が多かった。そのほか、キシウスズメノヒエとシロネも帯状に広がっていた。分布では、わんど周辺と最下流にヨシが群生し、右岸側にキシウスズメノヒエ、左岸側にシロネが多くみられた。また、下流側には、ガマやイ、ミゾソバなど、部分的に小規模な群落が見られていた。

⑥琵琶湖型実験池

キシウスズメノヒエ、イが水際に沿って生育していたが、水中に沈水植物は確認されなかった。実験池の東側にはヨシが植栽されているが、コンクリートで護岸されているため、水際にヨシが実験池内まで伸長する様子はみられなかった。

3.2.3 護岸形態ごとの植生状況

①粗朶柵護岸では、泥の堆積や岸部の土の崩れ等により、粗朶柵自体はほとんど形が見られなかった。植栽されたハンゲショウに加え、ウキヤガラ、ヨシ等が生育していた。

②蛇籠護岸では、護岸そのものに植物の生育は余り見られず、陸域からセイタカアワダチソウなどの植物が水路側に倒れ込む様子が見られた。

③土羽護岸では、岸の傾斜が緩やかで、水際に植物が繁茂していることから、枯れ草が徐々に堆積し、水域と陸域の境目が不明瞭になっていた。ウキヤガラ、シロネ、キシウスズメノヒエ、イが群落を形成していた。

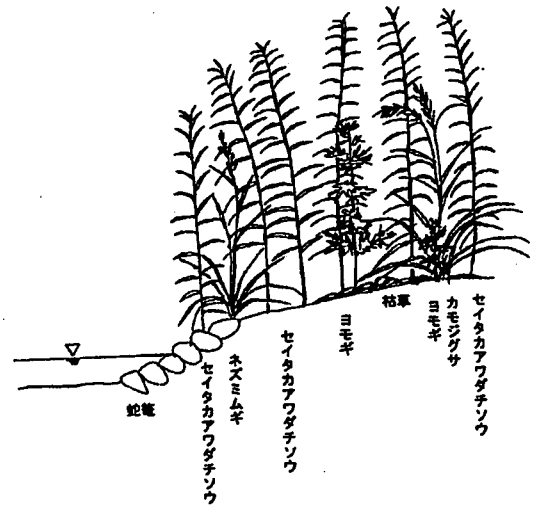
④植生ロール護岸では、ミツガシワが生育していたが、排水路の変更により、水の流れがなくなったためか、徐々にキシウスズメノヒエやアメリカセンダングサが侵入した。

⑤石積み護岸では、石積みに生育する植物はなく、水路内に植栽されたミクリの群落が存続していた。護岸の形態には経年的な変化はほとんどみられなかった。

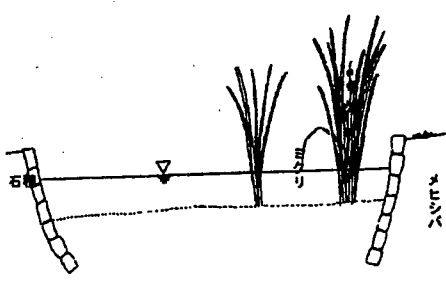
各護岸の形状を図3-3に示す。



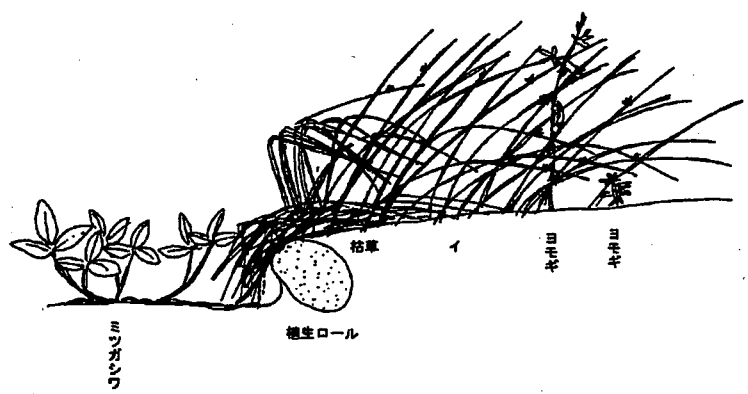
粗朶柵護岸



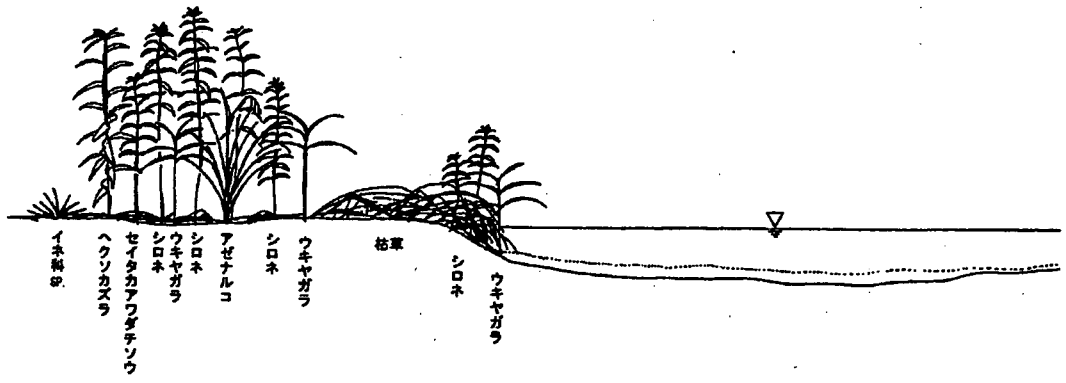
蛇籠護岸



石積み護岸



植生ロール護岸



土羽護岸

図3-3 各護岸の形状

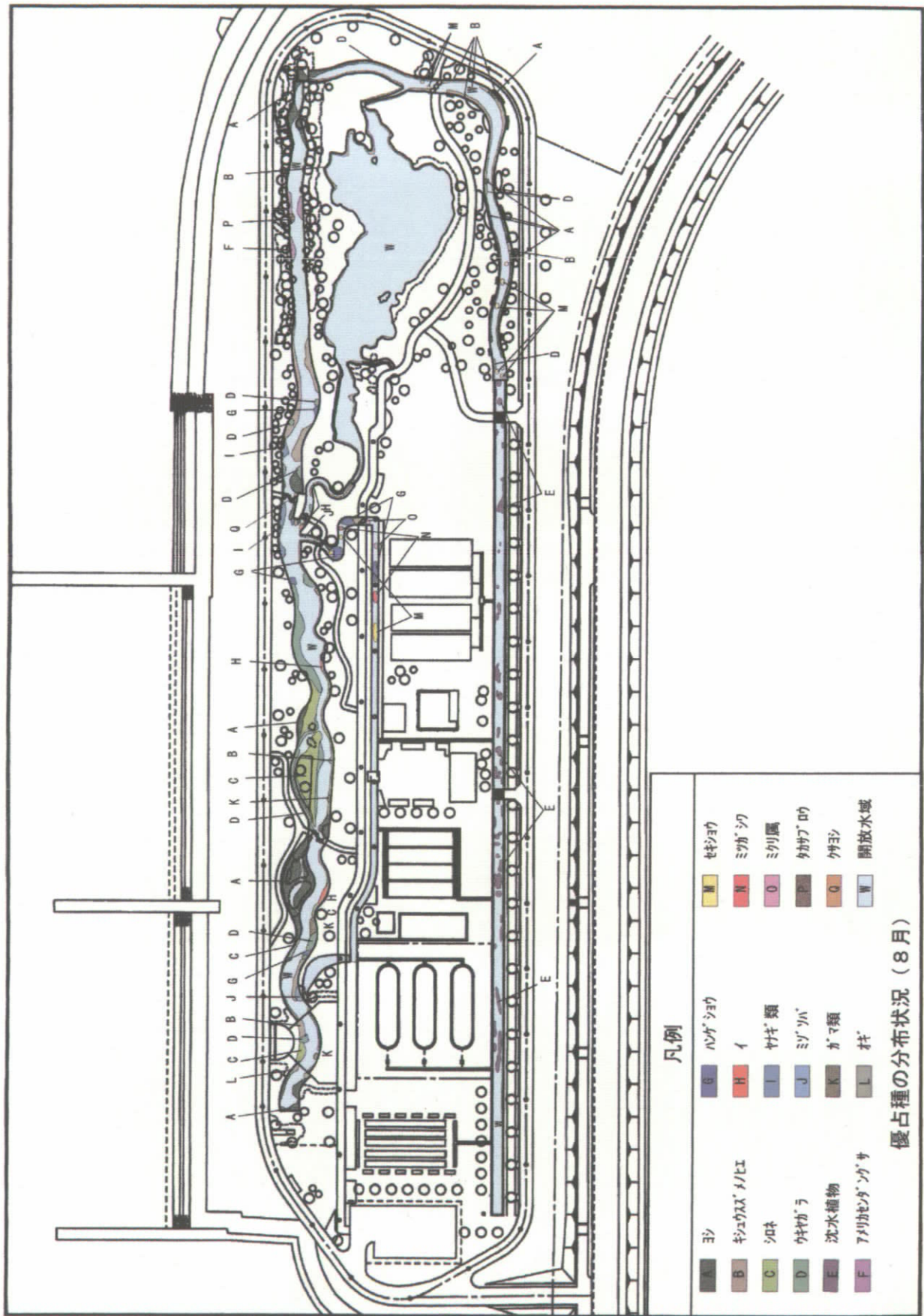


図3-4 優占種の分布状況 (8月)

3.3 魚類および底生動物調査

3.3.1 魚類

(1) 確認種

四季をあわせて4目5科23種の魚類が確認された(表3-3)。確認種は平地の池や沼、河川の中、下流域に生息する種であり、大半が琵琶湖やその周辺の河川で一般的にみられる種であったが、確認種のなかには、近年減少傾向を示し、レッドリスト(環境庁、1999)で絶滅危惧種とされているメダカもみられた。これら確認種のなかで、タイリクバラタナゴ(1554尾)、オイカワ(258尾)、トウヨシノボリ(185尾)、ブルーギル(165尾)、メダカ(161尾)、ギンブナ(120尾)は確認個体数、確認地点、確認回数等が多く、実験水路の魚類相を代表する種と考えられる。ブラックバスは全域で3匹が確認されるに止まった。

表3-3 魚類確認種(平成13年度)

目	科	種	調査時期				調査地点										合計	
			5月	8月	10月	1月	多自然型水路						J宇水路	コンクリート水路	琵琶湖型池			
							下流域		中流域		上流域							
							No.A	No.1	No.B	No.2	No.C	No.3				No.J		No.D
定性	定量	定性	定量	定性	定量	定性	定量	定性	定量	定性	定量	定性						
コイ	コイ	コイ	9	2	2	2	7				3			4	1	○	15	
		ゲンゴロウブナ		1		2				1						2		3
		ギンブナ	34	42	27	17	12	4	9	23	13		11	20	16	12	120	
		フナ属の一種	2	2			1		2	1								4
		カネヒラ		4	1					1				4			5	
		タイリクバラタナゴ	652	367	365	170	301	242	128	371	146	101	159	8	46	52	1554	
		ワカ				1					1						1	
		ハス		1	1					1	1						2	
		オイカワ	79	64	68	47	64	4	24	52	10	3	26	65	5	5	258	
		カワムツA型	2		2	5	1		4	2	1			1			9	
		モツゴ	14	4	11	10	1			1					19	18	39	
		ビワヒガイ				1								1			1	
		タモロコ	6	18	8	3	1	3	1	1	1	9		13	6		35	
		ゼゼラ	1												1		1	
		カマツカ		7	1	1							1	8			9	
ツチフキ				1		1									1			
ニゴイ			2	5								5		2	7			
スゴモロコ	6	13	19	5	20			10	4				5	4	43			
サケ	アユ	アユ	46	11			2		1			2	52			57		
ダツ	メダカ	メダカ	37	72	21	31	14	12	37	18	27	22			9	161		
ススキ	サンフィッシュ	ブルーギル	8	47	25	85	3		1	3			1	1	31	125	165	
		ブラックバス		3						1			1	1			3	
	ハゼ	トウヨシノボリ	30	74	50	31	15	17	7	6	5	4	62	54	4	11	185	
		ヌマチチブ	9	8	14	3	1	3	2	2	6	7	1	12			34	
4目	5科	23種	個体数	935	742	622	413	443	286	215	495	218	146	286	249	136	238	2712
			種数	14	18	18	15	14	8	10	17	12	6	10	15	11	10	-
							14		16		12		10	15		13		-
									19									-

注1) フナ属の1種については種数にカウントしていない

(2) 地点別確認状況

調査水域の環境は、多自然型水路とJ字水路は類似しているが、コンクリート水路及び琵琶湖型池とは異なっている。これらの環境の違いに対応して、種構成は水域間で違いがみられた(図3-4)。多自然型水路の各地点及びJ字水路では、タイリクバラタナゴが優占したのに対し、コンクリート水路ではオイカワ、琵琶湖型池ではブルーギルが優占した。

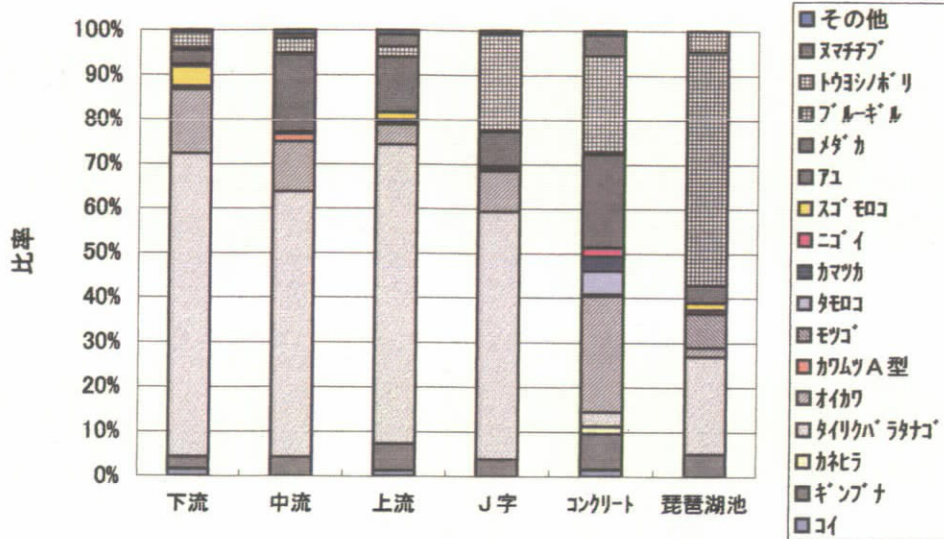


図3-5 魚類の水域別種別構成比 (平成13年度)

(3) 多自然型水路およびJ字水路における平成10~13年度の変化

捕獲尾数の経年的な変動をみると、遊泳魚のタイリクバラタナゴ及びメダカは顕著に増加し、底生魚のトウヨシノボリは減少した(図3-5)。他の魚種に関しては、経年的に大きな変動はみられなかった。タイリクバラタナゴは、多自然型水路で稚魚が多く観察されたことや、卵の産着場であるタテボシガイが数多く確認されたことから、当水域で繁殖している可能性が高いと推察される。底生魚のトウヨシノボリが減少傾向を示した理由は、底質が砂礫から砂泥に変化し、はまり石(泥によって石間の空隙が埋められた状態)が多くなったことによると考えられる。

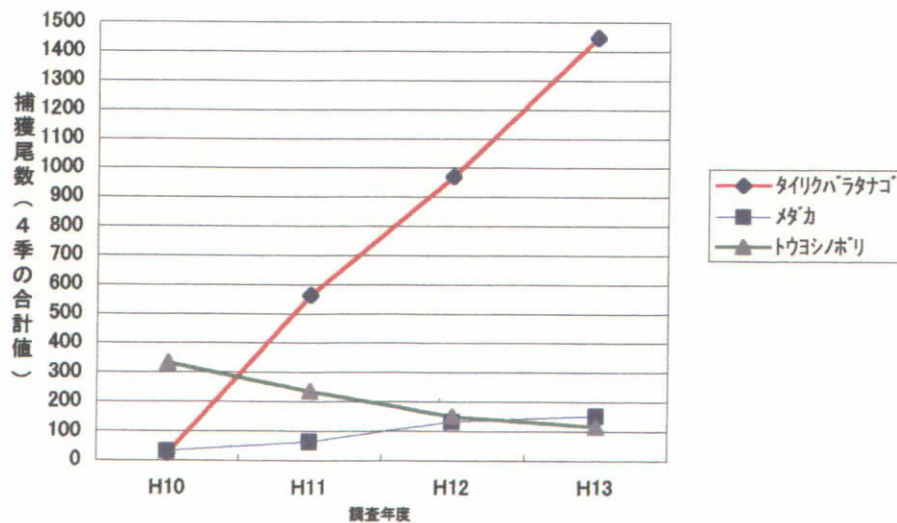


図3-6 タイリクバラタナゴ、メダカ、トウヨシノボリの経年変化

3.3.2 底生動物

(1) 確認種

7綱18目35科47種の底生動物が確認された(表3-4)。確認種は琵琶湖や周辺の河川等で普通にみられる種が多かったが、レッドリスト(環境庁, 2000)に準絶滅危惧種として掲載されたモノアラガイ及びナガオカモノアラガイも確認された。

確認種の構成を目別にみると、蜻蛉目(イトトンボ類、シオカラトンボなど)が計10種と最も多く、確認種全体の20%以上を占めた。次いで、毛翅目(トビケラ類)、異歯目(イシガイ類、マシジミ)が4種ずつ確認された。

水生昆虫類ではカゲロウ類、トンボ類、アメンボ類、タイコウチ、ガムシ類、トビケラ類、ユスリカ類等が確認された。水生昆虫類の中ではトンボ類の種数が多く、水路の水際に繁茂した植物の草間や緩流部や水際の泥底で主に採集された。

水生昆虫以外の底生動物としては、イトミミズ科の一種等の貧毛類、ナミイシビル等の咽蛭類、カワニナ、ヒメタニシ、モノアラガイ等の巻貝類、タテボシガイ、マシジミ等の二枚貝類、ミズムシ、テナガエビ、アメリカザリガニ等の甲殻類等が確認された。

確認種のうち国外外来種はサカマキガイ、カワヒバリガイ、アメリカザリガニの3種である。サカマキガイは多自然型水路全域及び琵琶湖型池で確認された。カワヒバリガイは多自然型水路中、上流域、J字水路、コンクリート水路、琵琶湖型池で確認された。アメリカザリガニはコンクリート水路を除く各地点で確認された。

個体数が最も多かったのは、多自然型水路の下流部でヒメタニシ、中流部及び上流部でイトミミズ科の一種であった。

(2) 多自然型水路及びJ字水路における平成10年度から13年度の変化

多自然型水路の定量調査における採集個体数は、ヒメタニシが最も顕著な増加傾向を示し、チリメンカワニナ、マシジミ及びタテボシガイも増加傾向を示した(図3-6)。エリユスリカ亜科の一種は減少したが、ユスリカ亜科は再び増加した。他種に関しては、経年的に大きな変動はみられなかった。マシジミは多自然型水路の下流部及び上流部、ヒメタニシとチリメンカワニナは下流部、タテボシガイは中流部及び上流部で顕著に増加した。

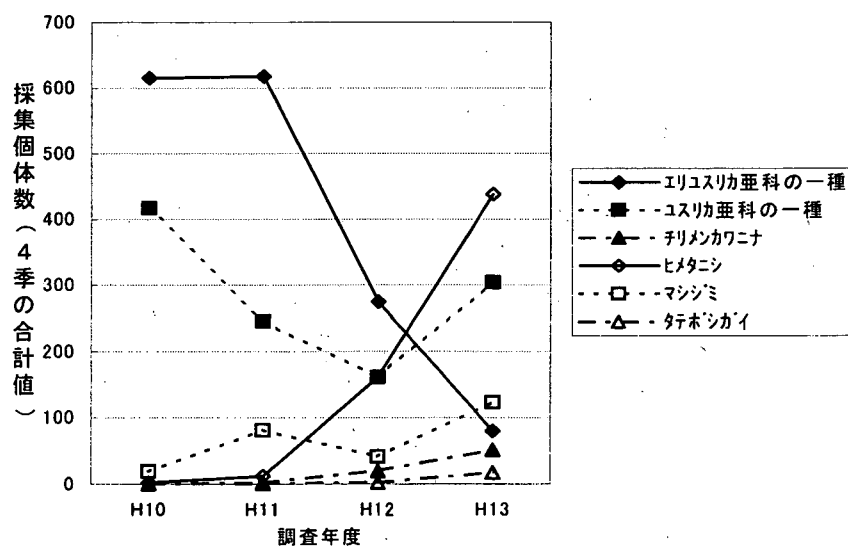


図3-7 定量調査による採集個体数の経年変化

4. まとめ

4.1 実験水路の環境条件

4.1.1 水路の形態と流況

昨年度に比べて水路の形態に顕著な変化はみられないが、全体に底質の堆積が確認された。特にコンクリート水路や多自然型水路では、堆積が顕著に進んでいるように思われる。原水である葉山川の水に含まれた砂泥など比較的大きな浮遊物は、緩やかで安定した水流を保つコンクリート水路で堆積すると考えられる。また、多自然型水路に流入後は、上流側では石礫の隙間に、水路幅が広がり勾配が小さくなった下流側では水路底に、より細かなシルト分のほか、有機性のデトリタス（生物体の破片、死骸、排泄物やそれらの分解産物）が堆積するものと考えられる。両水路の中間に位置するJ字水路でも、他よりも概ね流速が大きいですが、底泥の堆積量は進んでいる。

この結果、コンクリート水路では、後述するとおり堆積した底泥にクロモ、ヤナギモ、ネジレモ、マツモなどの沈水植物の繁茂が進んだ。一方、多自然型水路の上流域では、礫の空隙が泥で埋められ、中流～下流域では硫化臭を放つ底泥の堆積が進んでいる。昨年度まで中流部に流入していた実験施設からの排水（木津川水路）がなくなったことも、底泥の堆積を促進していると考えられる。

4.1.2 水質の状況

調査結果は昨年度と同様で、水生動物の生息には概ね良好な水質であった。流入口に近いコンクリート水路における水質は、平成13年度も春季には葉山川流域に広がる水田での代掻きによる影響が見られたが、その程度は年度によって多少の変動がみられる。

浄化実験施設によって水質制御が行われている琵琶湖型実験池を除く各調査地点の水質をみると、本年度に変化がみられた地点としてワンドがあげられる。昨年度は、ワンド流入部の改善工事によって礫層による浄化効果がみられ、他地点と比べて良好な水質を示していたが、今年度は他の調査地点とあまり変わらない平均的な水質となった。今年度は、前項で述べたように多自然型水路の中流部～下流部における底泥の堆積が著しく、ワンド周辺も例外ではなかった。これら底泥の堆積により、ワンド流入部の礫層が目詰まりし、水質浄化効果が低下した可能性が考えられる。また、昨年度までは中流部への実験施設排水（処理水）の流入により、水質が向上していたということも考えられる。

その他では、過去の傾向に比べて夏季の水質がやや改善されていることがあげられる。これは調査前に接近した台風に伴う降雨の影響で、実験水路の水源となる葉山川の水質が改善されたため、実験水路内における水質データが向上したものと考えられる。

4.2 生物調査結果

4.2.1 植物の状況

昨年度と比べて植物確認種数は減少したが、多自然型水路上流部でヨシの群落の拡大、中流部でヤナギ類の伸長がみられた。優占種は、上流部でヨシ、中流部でキシウスズメノヒエ、下流部でヨシ、キシウスズメノヒエ、シロネであった。確認種の中で帰化植物の割合をみると、平成10、11年度は、それぞれ27%、28%であったものが、平成12年度は22%、平成13年度は21%と低下している。この傾向が今後どのように変化するかは予想できないが、現状では自然河川における帰化植物率（約20%）とほぼ同じ水準といえる。一方、確認種を生活型別にみると、1～2年草の割合が徐々に減少し、多年草を主体とする群落に遷移が進行しているものと考えられる。

帰化植物率の変化は、調査区域の植物相が次第に安定し、自然河川のそれに近づいてい

ると考えられる反面、多年草の割合の増加は、洪水等による生育基盤の攪乱がない環境を示すものとも考えられ、自然河川における生育環境とは異なりつつあるともいえよう。

水路内における変化としては、コンクリート水路においてクロモ、ヤナギモ、ネジレモ、マツモなど沈水植物が多く確認されたことがあげられる。これらは水路底に底泥が堆積したことにより、定着することが可能となったものである。

4.2.2 魚類の状況

確認種は、河川の下流域～中流域に生息する種で構成されている。平成13年度はタイリクバラタナゴの個体数が顕著に増加した。

多自然型水路の上流、中流、下流及びJ字水路においては、ほぼ同じような種構成であったが、コンクリート水路、琵琶湖型池では種構成にかなりの違いがみられ、各水域の環境を反映している様子がうかがえた。各地点で最も多かったのは、多自然型水路の各地点及びJ字水路でタイリクバラタナゴ、コンクリート水路でオイカワ、琵琶湖型池でブルーギルであった。ブラックバスは全域で3匹が確認されるに止まった。

タイリクバラタナゴは、稚魚が数多く確認されたことや、産卵床となるタテボシガイの個体数にも増加傾向がみられたことから、水路内で繁殖している可能性が高いと考えられる。琵琶湖型池で最も個体数が多かったのは、前年度まではタイリクバラタナゴであったが、平成13年度はブルーギルであった。

確認種数の経年変化をみると、平成10年度から調査を開始した地点に絞った場合、4年間で15～20種の範囲内で変化し、経年的な増加または減少傾向はみられなかった。また、調査地点が追加された平成11年度以降の全地点を総合して比較した場合も、3年間で18～23種の範囲内で変化し、増加または減少の傾向はみられなかった。

種別の変化を経年的にみた場合、とくに変化がみられるのは、遊泳魚であるタイリクバラタナゴ及びメダカと、底生魚であるトウヨシノボリがあげられる。タイリクバラタナゴおよびメダカは経年的な増加傾向がみられたが、トウヨシノボリは減少傾向を示している。

トウヨシノボリの減少の理由として、底泥の堆積によって底質が砂礫から砂泥または泥に変化するとともに、多自然型水路上流部ではシルトの沈降により石間の空隙が埋められたことなどに伴い、生息環境が変化しているものと考えられる。

4.2.3 底生動物の状況

昨年度まで、底生動物の確認種数は経年的に減少傾向を示していたが、平成13年度は多くの地点で若干の回復傾向が示された。確認種はいずれも河川の下流域～中流域に生息する種で構成されている。

初年度から調査が行われている多自然型水路の定量調査による採集個体数の経年的な変動をみると、ヒメタニシ、チリメンカワニナ、マシジミ、タテボシガイの4種は増加傾向を示し、エリユスリカ亜科の一種は減少した。

なお、昨年度までは多自然型水路の中流部に実験施設からの排水（木津川水路）が流入していたが、排水経路変更のため、今年度から流入がなくなった。この結果、多自然型水路中流部の木津川水路流入部付近では、底質が砂礫から泥に変化している。これによる底生動物への影響の有無は確認されていないが、今後なんらかの変化が生じる可能性も考えられる。

4.2.4 とりまとめ及び考察

これまで述べてきたように、実験水路において確認された生物相は、自然河川との規模や環境条件の違いを考慮に入れば、人工的な水路とは思えないほど自然に近い状態を再現していると考えられる。言い換えれば、動植物などの自然資源は概ね揃い、自然の営みが行われているようにみえる。しかし一方では、セイタカアワダチソウが密生して他の植物が入り込めない状況が水際でみられるなど、河川景観としては不自然な状況が生じてい

るほか、水路内では多自然型水路の上流部～中流部にも底泥の堆積が進み、この影響が魚類相に及び始めたのではないかという懸念も生じている。これまでは、時間の経過に応じて自然環境の再現が進んできたものが、本来の自然河川では生じにくい上流部～中流部における底泥の堆積という予期せぬ現象のために、生物の生息空間として不適な状態になりつつあると考えられる。特に、多自然型水路では自然河川の上流域～下流域の河道構造を再現する努力をしているものの、前述のように自然環境の再現を阻害しかねない現象が進行すると、生物だけでなく水質への影響も懸念され、実験目的に適さない状況になりかねない。今後の実験目的に応じて、水路や周辺環境の整備、維持管理方法の検討などが望まれる。

4.3 今後の課題

4.3.1 実験水路の管理

実験水路及び周辺部では、生物相が安定し、自然環境として熟成しつつあるかにみえる。しかし、自然河川では、洪水等によって生物相への攪乱作用が生じ、生物相の安定した状態と不安定な状態とが交互に繰り返され、多様性を維持していることを思えば、実験水路における安定と熟成は、本来の河川環境を再現しているものではないと考えられる。調査の結果、植物では一部の種が優占する傾向が見られたことは、実験フィールドにおける植物の多様性を損ねつつある一例ともいえる。

また、水路底に堆積している底泥は、今後生物相に影響を及ぼす懸念があるほか、汚濁物質を吸着または溶出することによって、水温や流況によっては予期せぬ水質悪化をもたらす可能性も否定できない。

以上の観点から、実験水路において人工的な洪水を発生させるなどの方法によって、生物相への攪乱と、底泥除去を行うことが、当施設の目的に合った管理方法の一つと考えられる。

4.3.2 植物の管理

前述したとおり、一部の種が優占する傾向があり、限られた実験フィールドにおける植物の多様性を損ねかねない状況となっている。また、一部で水面にまで植物が繁茂し、水路幅が狭くなる場所もみられ、流速が上流よりも下流で速いといった現象も生じている。これらを是正し、自然河川の環境に近づけるためには、人工的な洪水による攪乱のほか、計画的な草刈りによる直接的な管理などが考えられる。

ただし、洪水実験を実施する際には、植物だけでなく、魚類や付着藻類、底生動物への影響を考慮し、対象とする場所、時期、方法等を十分検討する必要がある。

そのほか、河川環境の改善を目的として、高木の植栽と緑陰地に適した種の導入を試みるなどして、種の多様化を図ることも考えられる。高木の植栽は、特に夏季における実験水路の水温を下げるほか、藻類の過剰な繁茂を抑制する効果も期待できる。

4.3.3 魚類・底生動物の管理

現時点では、魚類や底生動物の生息状況については特に問題はないと考えられるが、多自然型水路ではタイリクバラタナゴの確認個体数が顕著に増加し、琵琶湖型池でもブルーギルの増加が特徴的である。両種とも外来種であり、特にブルーギルは魚食性を持ち合わせているため在来種への影響が懸念される。ただし、ブルーギルが確認されたのは、現時点では他の水域とは生物的に隔離された琵琶湖型池であり、その他の水域では限られた個体数にとどまっているため、大きな問題にはならないと思われる。タイリクバラタナゴは、多くの調査地点で優占種となっているほか、平成13年度における全捕獲魚種の57%を占めるなど、非常に優占度が高くなっている。これは、どちらかといえば静水域を主要な生息域とするタイリクバラタナゴにとって、流速や水深の急速な変化が生じず、適度に水生植

物の繁茂した多自然型水路の環境が、生息や繁殖の条件として適していた結果とも考えられる。琵琶湖・淀川水系の自然河川または池沼におけるタイリクバラタナゴの優占度が、どの程度であるかは不明であるが、仮に実験水路における優占度が自然河川よりも著しく高い場合には、その原因の一つとして洪水のない安定した環境も考えられる。この意味でも、人工的な洪水実験等によって生息環境を攪乱し、その後の生息状況をモニタリングすることは、魚類等の水生動物の多様性を保つための管理方法を検討する資料として、興味深い内容であると考えられる。

5. 参考文献

- ①半谷高久・小倉紀雄，水質調査法，丸善株式会社，1985
- ②西条八束・三田村諸佐武，新編湖沼調査法，講談社サイエンティフィック，1995
- ③沼田真編，草地調査法ハンドブック，東大出版会，1978
- ④星野義延，河川植生の評価．河川環境と水辺植物，208-211，ソフトサイエンス社，1996
- ⑤角野康郎，日本水草図鑑，文一総合出版，1994
- ⑥長田武正，原色日本帰化植物図鑑，保育者，1976
- ⑦長田武正，日本イネ科植物図鑑，平凡社，1989
- ⑧日本の野生植物，平凡社，1989
- ⑨環境庁自然保護局編，植物目録，環境庁，1987
- ⑩改訂・日本の絶滅のおそれのある野生生物（植物Ⅰ），環境庁，2000
- ⑪中坊徹次編，日本産魚類検索第2版，東海大学出版会，2000
- ⑫中村守純，原色淡水魚類検索図鑑，北隆館，1982
- ⑬西野麻知子監修，滋賀の水生動物，（株）新学社，1996
- ⑭鈴木紀雄監修，滋賀の魚，（株）新学社，1987
- ⑮谷田一三監修，滋賀の水生昆虫，（株）新学社，1991
- ⑯紀平肇・松田征也，琵琶湖淀川淡水貝類，たたら書房，1990
- ⑰レッドリスト 汽水・淡水魚類，環境庁，1999
- ⑱レッドリスト 甲殻類・陸淡水産貝類，環境庁，2000
- ⑲川合貞次 編，日本産水生昆虫検索図説，東海大学出版会，1985
- ⑳杉村光俊・石田昇三・小島圭三・石田勝義・青木典司，原色日本トンボ幼虫・成虫大図鑑，北海道大学図書刊行会，1999

実験担当者

国土交通省近畿地方整備局琵琶湖工事事務所	水質調査課長	春木 二三男
	水質調査課開発調整係長	中村 超
財団法人琵琶湖・淀川水質保全機構	実験センター所長	田井中 善雄
	調査研究部主任研究員	和田 桂子
	調査研究部研究員	馬場 玲子

5. 浅池型植生浄化調査（その4）

1. 目的

本業務は、平成9年度から実施している浅池型植生浄化施設による河川の水質浄化実験であり、本実験により河川浄化施設の設計に必要なデータや住民参加型の河川浄化施設としてのあり方等に関する知見を得ることを目的とする。

平成13年度は、平成12年度までに検討した水質浄化施設としてのクレソンの管理・運用方法を実施しながら、施設で発生する浄化副産物（間引き後に発生する植物体および堆積泥）の処理方法（維持管理を出来るだけ行わない方法で再資源化する：堆肥化）および利用方法について、平成12年度までに得た知見をもとに、実用に向けてスケールアップした場合での堆肥化方法の検討を行い、施設設計・運用方法・利用方法の検討、浄化副産物の堆肥化の運用諸元を作成する。

また、守山芦刈園のクレソン水耕栽培実施設の水質モニタリング調査を実施し、クレソンの水質浄化性能について検討を行う。

2. 実験場所

堆肥化調査については、滋賀県草津市志那町地先の琵琶湖・淀川水質浄化共同実験センター（以下、Biyoセンターと称す）内の浅池型植生浄化実験施設の6水路および守山浅池型水質浄化施設内コンポストヤード、水質モニタリング調査については、滋賀県守山市杉江町地先の守山芦刈園内の守山川浅池型水質浄化施設の4水路である。施設概要図を図2-1に示した。

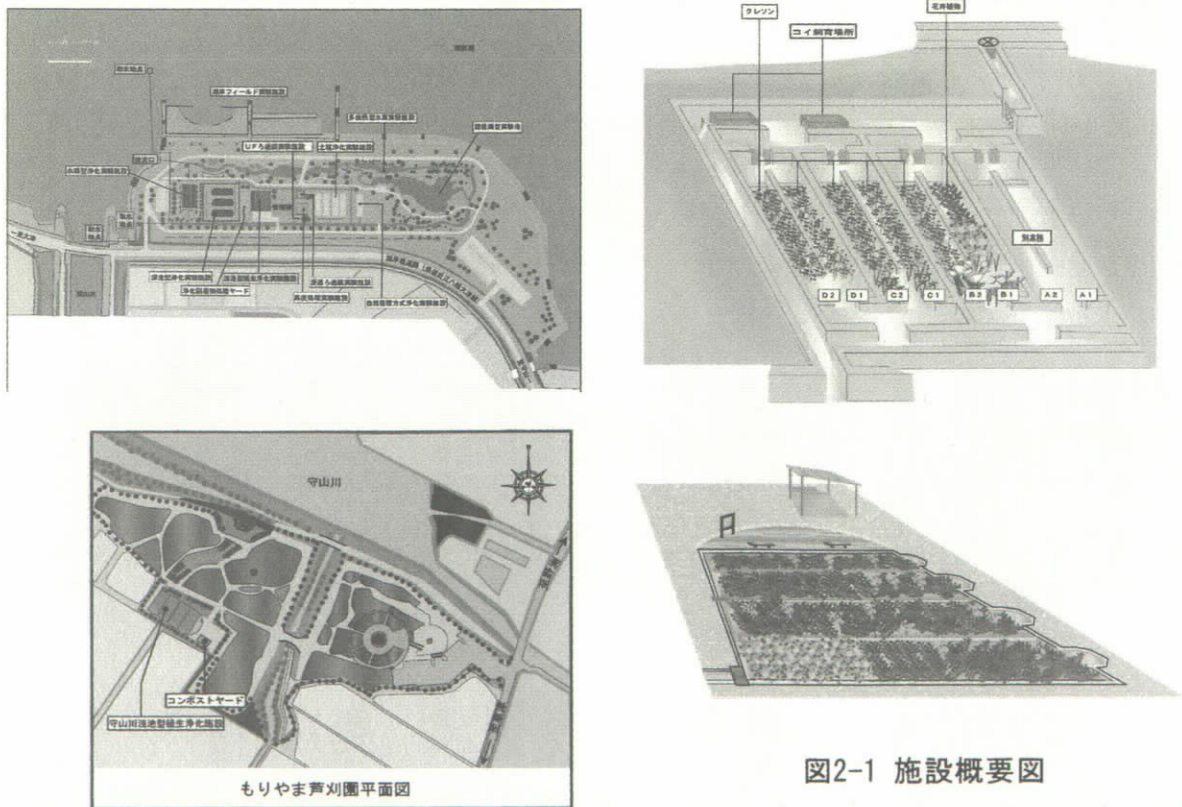


図2-1 施設概要図

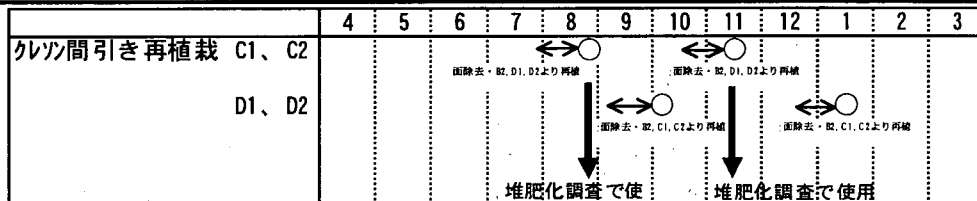
3. 実験方法

3.1 クレソン堆肥化調査

平成12年度の実験結果をもとに、実用に向けてスケールアップした場合での、原料調査、酸素・温度分布調査、水分率調査、成分調査および品質調査を春～夏、秋～冬の2季において行い、野積みにより堆肥化を行う上で課題となる、切り返しの頻度、散水頻度などの検討を行った。なお、最適なクレソン水耕栽培による浅池型植生浄化施設の維持管理・運用方法の実施を行い、そこで定期的に発生する浄化副産物を堆肥化調査に用いた。実施スケジュール、方法を表3-1に示した。

表3-1 クレソン維持管理方法

項目	方法
クレソンの上部刈取り	住民による摘み取り
クレソンの上部刈取り頻度	随時（一般開放）
クレソンの間引き方法	水路上で全面乾燥除去
クレソンの間引き頻度	1回/2～3ヶ月
クレソンの再植栽方法	根等に付着した泥を除去したクレソンを1/2水路面積量植栽
その他	水質モニタリング、安全性検査、施設内の状況



3.1.1 原料調査

堆肥化開始前の原料の成分調査を行った。調査項目および調査頻度を表3-2に示した。

表3-2 調査項目及び調査頻度

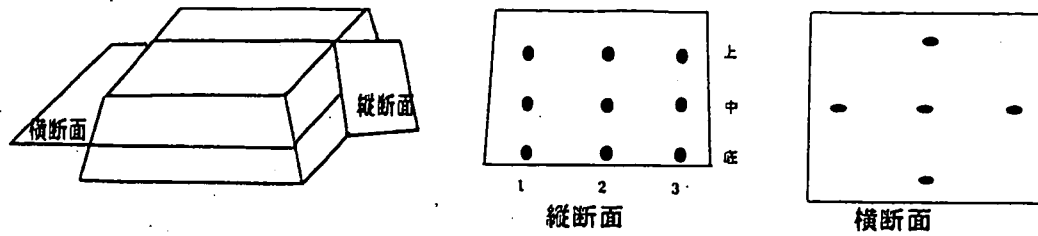
試料	分析項目	調査頻度
浄化副産物 (クレソン+堆積泥)	pH、強熱減量、T-N、T-C、T-P、 T-K、BOD、発熱量、含水率	2回 (1回/シーズン×2シーズン)

3.1.2 酸素・温度分布調査

野積みにおける堆肥化過程の発酵状況を調査するため、野積み試料の酸素・温度分布状況を調査した。調査項目および調査頻度を表3-3、調査地点を図3-1に示した。また、この調査結果をもとに（①仕込み、堆積後、上昇した堆積物温度の低下が認められたとき、②堆積物温度が80℃を超えたとき、③悪臭やウジの発生が進み、腐敗が認められたとき、④酸素不足が認められたとき）切り返しタイミングを実施した。

表3-3 調査項目及び調査頻度

調査項目	調査頻度
酸素、温度、外気温、臭気、状態、野積み試料の高さ	26回/シーズン×2シーズン (1シーズン) 開始～1週目：1回/日、2週目～3週目：3回/週、 3週目～3ヶ月：1回/週、切り返し後：2回/週×3回



※積み上げ規模に応じて、測定点・地点は決定する。

図3-1 調査地点

3.1.3 水分率調査

散水頻度・量を把握するため、水分率および散水量の調査を行った。調査項目および調査頻度を表3-4に示した。なお、散水のタイミングは、水分率、見かけ比重の値から決定した。

表3-4 調査項目及び調査頻度

調査項目	調査頻度
水分率、見かけ比重、状態、散水量	26回/シーズン×2シーズン (1シーズン) 開始 ~1週目：1回/日、2週目~3週目：3回/週 3週目~3ヶ月：1回/週、切り返し後：2回/週×3回

3.1.4 品質調査

堆肥としての熟成度合や品質を確認するため、完成堆肥の品質調査を行った。また、参考として、別途調査（平成13年度管理マニュアル作成調査）における別途方法（施設上で乾燥後、そのまま堆積させ発酵させる）により生成された最終処理品の品質についても調査を行った。調査項目、分析方法および調査頻度を表3-5に示した。

表3-5 調査項目、分析方法および頻度

分析項目	分析方法	調査頻度		
		0日目	1次発酵後	完了時
pH	肥料分析法	○	○	○
含水率	肥料分析法	○	○	○
発熱量	JIS K 2279	○		
生物化学的酸素要求量 (BOD)	JIS K 0102-21 滴定法	○	○	○
強熱減量 (I.L)	肥料分析法	○	○	○
全炭素 (T-C)	肥料分析法	○	○	○
全窒素 (T-N)	肥料分析法	○	○	○
カリウム (K ₂ O)	肥料分析法	○	○	○
リン (P ₂ O ₅)	肥料分析法	○	○	○
酸化カルシウム (CaO)	肥料分析法			○
酸化マグネシウム (MgO)	肥料分析法			○
陽イオン置換容量 (CEC)	肥料分析法			○
銅	肥料分析法			○
亜鉛	肥料分析法			○
植物に対する害に関する栽培試験	肥料分析法			○

3.1.5 施設運用に伴う安全性試験

一般開放に伴い、クレソン、流入水質の安全性試験を行った。調査項目、調査方法及び頻度を表3-6に示した。

表3-6 調査項目、方法及び頻度

調査対象	調査項目	調査方法	調査頻度
クレソン	E-coli	EC・EMB・LB普通寒天斜面培地	4回/年
流入水質	コイの生育状況(急性毒性指標)	目視	随時

3.2 守山川浅池型水質浄化施設調査(水質モニタリング調査)

守山川浅池型水質浄化施設の今後の運用・改善等の資料とするため、水質モニタリング調査を実施し、クレソン等による水質浄化能について調査を行った。調査項目、分析方法及び調査頻度を表3-7に示した。

表3-7 調査項目及び調査頻度

調査項目	分析方法	調査場所	調査頻度
水温	JIS K 0120-7.2	流入水 流出水	7回/月
pH(水素イオン濃度指数)	JIS K 0102-12.1 ガラス電極法		
COD(化学的酸素要求量)	JIS K 0120-17 滴定法		
BOD(生物化学的酸素要求量)	JIS K 0120-21 滴定法		
SS(浮遊物質)	環境庁告示第59号 付表2 ろ過重量法		
T-N(全窒素)	JIS K 0102-45.1 総和法		
T-P(全リン)	JIS K 0102-46.3.1 吸光度法		

4. 結果

4.1 クレソン堆肥化調査結果

4.1.1 原料調査結果

原料の調査結果および参考として有機資材等の成分一覧を表4-1に示した。

表4-1 一般的な堆肥の有機資材等の成分一覧

項目	単位	本原料(クレソン+堆積泥)			参考			
		H13夏季	H13冬季	H12春季 ^{※2}	稲わら ^{※1}	米糠 ^{※1}	籾殻 ^{※1}	麦稈 ^{※1}
発熱量	cal/g	1726	1100	1726	-	5000	-	-
強熱減量	mg/kg	39.9	27.0	38.8	-	90.0	79.5	-
BOD	mg/kg	30000	21000	121413 ^{※3}	-	400000	7500	-
T-C	mg/kg	15.7	10.1	16.8	40.8	48.5	38.4	44.3
T-N	mg/kg	1.57	1.25	1.32	0.62	2.2	0.6	0.36
K ₂ O	mg/kg	1.6	1.4	2.1	2.2	2.1	0.35	1.96
P ₂ O ₅	mg/kg	0.36	0.60	0.33	0.17	5.37	0.06	0.24
C/N	-	10.0	8.1	12.5	65.8	22.0	64.0	123.0

※1：有機廃棄物資源化大辞典、有機質資源化推進会議、農文協

※2：平成12年度報告書

※3：クレソンおよび堆積泥のBOD値をもとに両者の混合比(重量)より算定

堆肥原料(浄化副産物：クレソン+堆積泥)は、含水率が50%程度、固形物が50%程度であった。その固形物には、揮発性有機成分が30~40%程度、全炭素が10~15%程度であり、有機物成分が低かった。特に、夏季と冬季を比較すると冬季原料の方が若干低かった。これは、堆積泥とクレソンとの混合割合の違いによるものと示唆された。また、微生物に

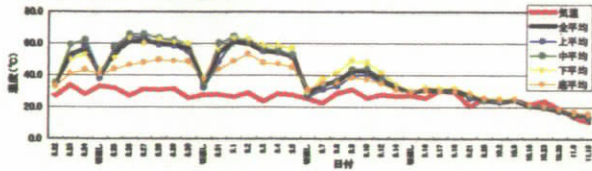
分解されやすい易分解性有機物量が20,000~30,000mg/kg程度であり、米糠と比較すると1/10程度であった。栄養元素である窒素、リン、カリウムは、窒素およびカリウムが1.5%程度、リンが0.5%程度含まれていた。また、その固形物の熱量は、1kgあたり1,500kcal程度と一般に用いられるコンポスト用の有機資材に比べると低かったが、堆肥化に必要な熱量（原料の発熱量550cal/g以上必要：藤田賢二ら、コンポスト原料の発熱量, 都市と廃棄物, 14, 19-25, 1984）は有していた。

4.1.2 酸素・温度分布調査結果

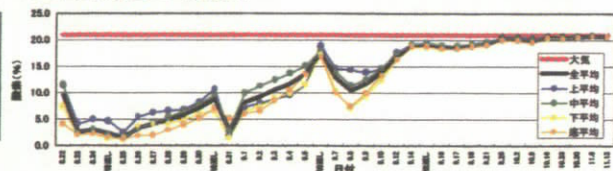
酸素、温度分布調査結果を図4-1に示した。

各層平均（上、中、下、底）と全層平均

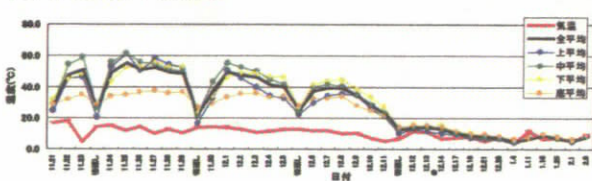
（夏季調査：温度）



（夏季調査：酸素）



（冬季調査：温度）



（冬季調査：酸素）

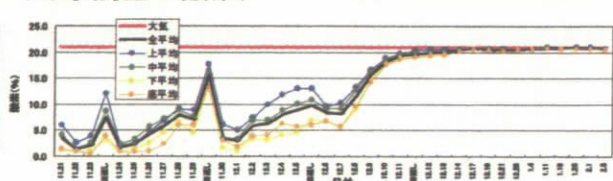


図4-1 酸素、温度分布調査結果

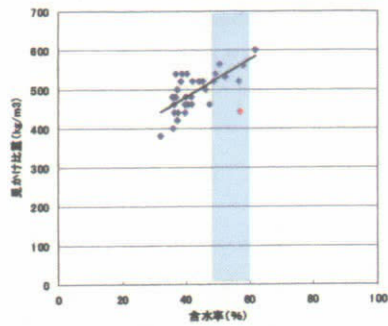
温度および酸素濃度変化について、夏季と冬季堆肥ではほぼ同様の傾向を示し、堆積直後には、温度は全地点において上昇し、それに伴って、酸素は全地点において減少し、全測定地点平均が2~3%までになった。これは、堆積後、直ぐに微生物が急激に増殖し、原料の発酵、分解が生じたため、発酵温度が上昇し、酸素が急激に消費されたと考えられた。このため、発酵、分解に伴う酸素消費が今後も継続し、酸素不足による嫌氣的発酵、分解が生じると懸念された。このために、堆積2日目に酸素補給の意味で第1回切返しを実施した。第1回切返し直後には、外気との接触により堆積物温度が全地点において低下したが、その後、全地点において上昇し、切返し後2日目には、60~70°Cまで上昇した。一方、酸素は、切返し直後も切返し前とほとんど変わらず全地点において低く、全測定地点平均が2.4%であった。これは、急激な発酵、分解による酸素消費に対して切返しによる酸素補給が追いつかなかつたと示唆された。その後、第2回切返し前の温度低下が見られるまで、60°C程度の高温が約4日間維持した。酸素に関しては、温度と比例するかたちで、温度の低下に伴って酸素濃度が増加した。両期間の堆肥ともに、第4回切返し後は、温度および酸素の明確な変化は見られず、1次発酵終了と判断した。なお、堆積場所の違いによる酸素、温度分布状況は、若干、内部に行くほど温度が高く、酸素が低い状況であったが、ほとんど明確な差ではなかった。

4.1.3 水分率調査結果

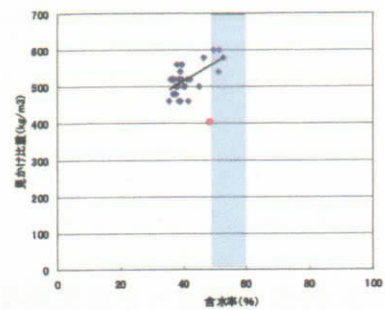
(1) 含水率、見かけ比重調査

含水率と見かけ比重の相関を図4-2に示した。

(夏季調査)



(冬季調査)



◆ : 仕込み後の値 ◆ : 原料 (クレソン+堆積泥) の値

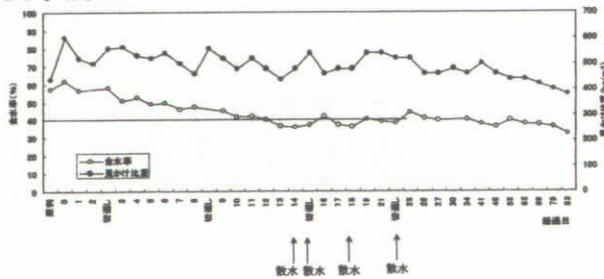
図4-2 含水率と見かけ比重の相関図

かなりのばらつきはあるが、夏季および冬季調査ともに、堆積後、経日的に含水率および見かけ比重が低下する傾向が見られた。含水率と見かけ比重の関係は、両調査とも、明確な関係ではないが、わずかながら、含水率が高いほど見かけ比重は高くなる傾向が見られた。これは、発酵、分解過程において、発酵熱による水分の蒸発、乾燥等が生じ、含水率の低下およびそれに伴った見かけ比重の低下が生じたと示唆された。このことから、簡易的な目安として含水率の代わりに見かけ比重を用いることは可能かと示唆され、本原料を堆肥化する過程において、含水率を60~50%程度に維持させるためには、見かけ比重が550kg/m³程度になるように管理する必要があると示唆された。しかしながら、分解・発酵が進むと堆積物の成分変化や減容が生じるため、見かけ比重を含水率の指針として、一対一対応する正確な値として使用することは難しいと考えられた。また、原料の違いによって、含水率と見かけ比重の関係も異なるため、実際に堆肥化する場合は、あらかじめ適切な含水率に対しての見かけ比重を測定し、それに基づき管理する必要があると示唆された。

(2) 散水調査結果

含水率調査結果から、1次発酵期間は、含水率が40%を下回った時に、含水率が50%程度

(夏季調査)



(冬季調査)

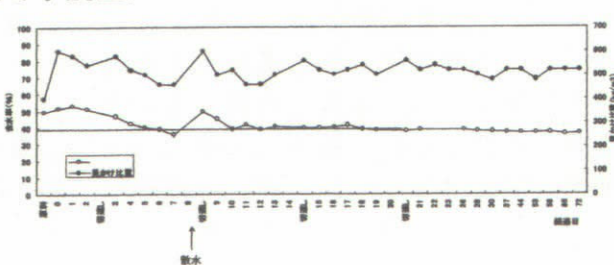


図4-3 散水タイミング

出来るだけ内部まで均一に水分が行き届くように、霧吹き状に散水を行うことや、ある程度多めに散水する必要があると示唆された。さらに、切返しの攪拌時に散水を行うことは有効であると示唆された。一方、冬季の堆肥化は、散水頻度が少ないことから、タイミン

度になるように散水を実施した。散水タイミングを図4-3に示した。

夏季調査の場合は、各散水後の含水率は、すべて50%よりも低い値であり、2日後には、40%を下回った。これは、散水の仕方として、バケツに水を汲み、柄杓又は手ですくいながら堆積物の表面にまんべなくかけたため、堆積物表面の乾いた層が水をはじき、内部まで透水しなかったことや、散水むらができたこと、水分蒸発量が多いため散水量が追いつかなかったことなどが原因と示唆された。一方、冬季調査の場合は、水分減少量が少なかったため、調査期間中1回の散水(切返し攪拌時)であった。

以上から、夏季の堆肥化は、水分蒸発量が多いことから散水頻度が多いため、

出来るだけ内部まで均一に水分が行き届くように、霧吹き状に散水を行うことや、ある程度多めに散水する必要があると示唆された。さらに、切返しの攪拌時に散水を行うことは有効であると示唆された。一方、冬季の堆肥化は、散水頻度が少ないことから、タイミングがあう場合は切返し攪拌時における散水が有効であると示唆された。

4.1.4 臭気調査結果

本堆肥化過程において発生すると考えられたアンモニア、メチルメルカプタン、硫化水素の3物質について臭気調査（検知管）を実施した。調査を図4-4に示した。

夏季調査、冬季調査いずれの場合も、メチルメルカプタンおよび硫化水素の発生がほとんど無かったことから、本堆肥化においては、ほぼ好気性発酵が進んだと示唆された。さらに、適切な切返しタイミングと頻度が実施されと考えられた。

(夏季調査)

(冬季調査)

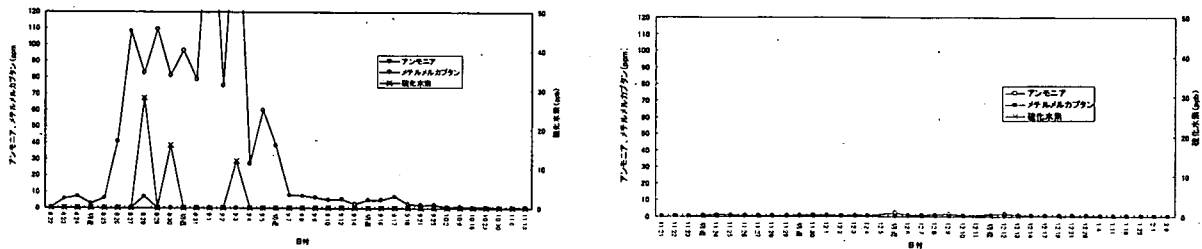


図4-4 臭気測定結果

4.1.5 品質調査結果

原料を堆肥化する過程（積み上げ0日目、1次発酵終了後：夏季調査のみ参考、完了時）での発酵、分解状況および本最終処理物の品質を「堆肥の腐熟度（外見、成分）」、「肥効成分」、「取り扱いやすさ」の観点から把握を行った。また、参考として別途調査作成堆肥の品質調査を実施した。外見観察結果を表4-2、成分調査結果を図4-5に示した。

表4-2 外見観察結果

試料名		色	臭い	臭いの程度	状態・手触り
本調査 作成堆肥	夏季完成堆肥	黒褐色	堆肥臭	弱い	細かい繊維質が残っている 指で力を入れると崩れやすい さらさらしている
	冬季完成堆肥	黒褐色	堆肥臭	弱い	細かい繊維質が残っている 指で力を入れると崩れやすい さらさらしている
別途調査作成堆肥		原料の色	原料由来 の臭い	強い	原料の原形をとどめている 含水率が高くベタベタである 団塊状である

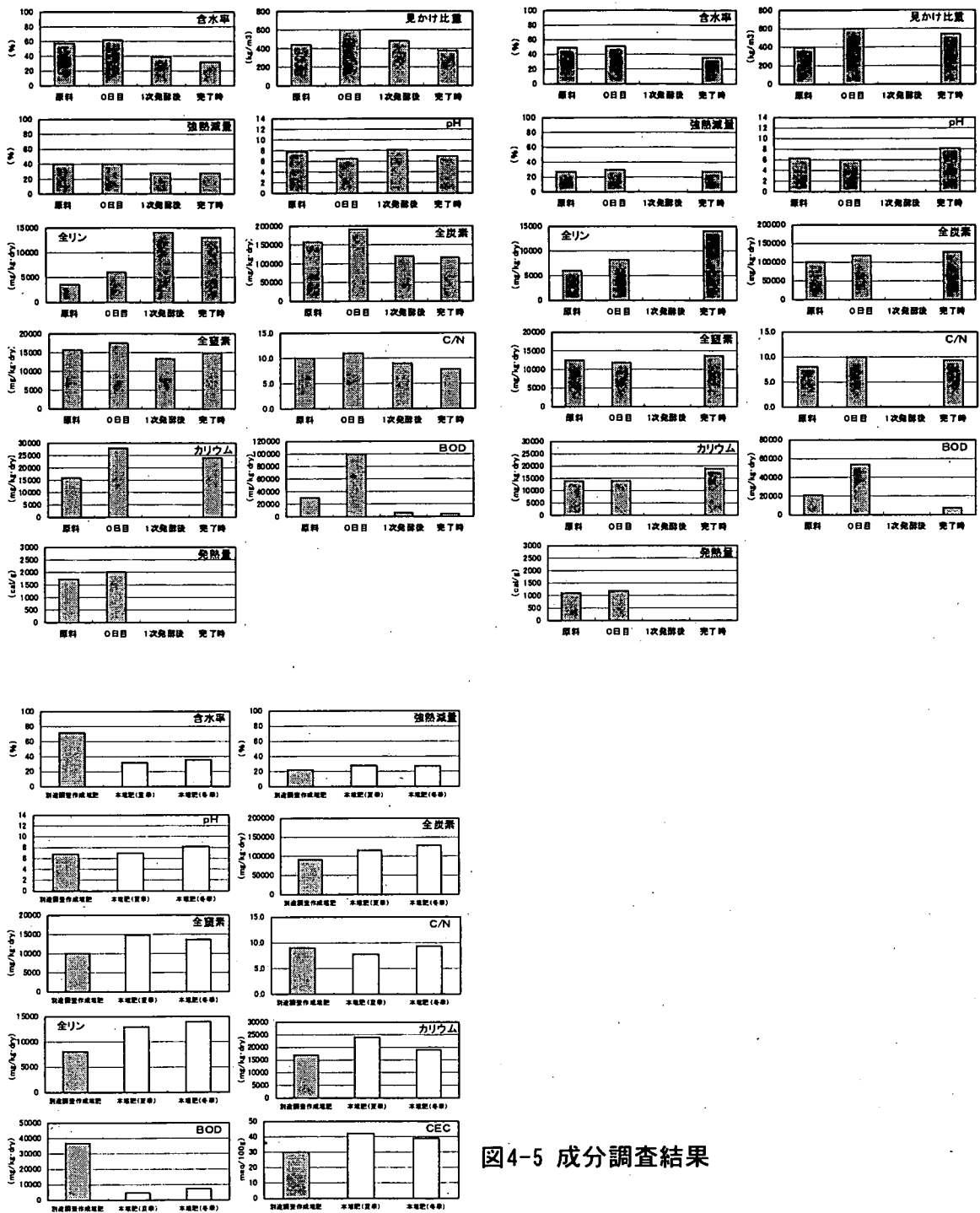


図4-5 成分調査結果

臭いに関しては、夏季および冬季堆肥は3臭気調査結果にも見られるように1次発酵終了後以降には刺激臭、腐敗臭等の臭気もなく、完成時には堆肥特有の臭いがしたことから、完熟している状態と考えられた。一方、別途調査作成堆肥は原料由来の臭いがあり、発酵、分解がほとんど進んでいない状況と示唆された。状態については、夏季および冬季堆肥は細かい繊維質は残っているが、原料であるクレソンの形状はなく、おおむね完熟している状態と考えられた。一方、別途調査作成堆肥は原料の原形そのままであり、完熟とは言い難い状態であった。手触りについては、夏季および冬季堆肥は、完成時には、指で力を入れると崩れやすくさらさらした状態で、ほぼ完熟した状態と考えられた。一方、別途調査作成堆肥は高含水率で、ほとんど団塊状に固まっていた。このことから、堆肥として施肥

する場合にハンドリング性が非常に悪い状態であると考えられ、含水率管理、調整を行う必要があると示唆された。以上から、外見上は、夏季および冬季作成堆肥はほぼ完熟していると考えられたが、別途調査作成堆肥は、発酵、分解が進んでいない原形に近い状態と考えられた。

強熱減量は、各堆肥間の明確な差は見られず、堆肥化開始時には30~40%程度であったが、完了時には25%程度であった。パーク堆肥品質基準と比較すると大幅に下回る値であった。

BODについては、夏季および冬季堆肥は、堆肥化開始時には数万~数十万mg/kg·dry含まれていたが、堆肥完了時には、数千mg/kg·dryになった。このことから、堆肥化過程において、有機物の分解が進み、易分解性有機物が90%程度、発酵、分解したと考えられた。一方、別途調査作成堆肥に関しては、堆肥完了時に数万mg/kg·dryのBODが含まれており、ほぼ原料中の濃度に近い値であった。このことから、分解、発酵がほとんど進んでいない状態であると考えられた。

C/N比は、各堆肥間の明確な差は見られず、堆肥化開始時には11程度であったが、完了時には9程度となり、パーク堆肥品質基準を下回る値であった。

CECは、夏季および逃避堆肥が40meq/100g程度、別途調査作成堆肥が30meq/100gであり、別途調査作成堆肥に比べて、夏季および冬季堆肥は腐熟していることが示された。各堆肥のCECをパーク堆肥品質基準(統一基準)と比較すると、すべて基準値より下回っていた。これは、パーク堆肥の原料は、ほぼ100%が植物質であるのに対し、夏季堆肥および冬季堆肥は、7割程度堆積泥が含まれていることによるものと示唆された。

肥効成分は、本業務作成堆肥(夏季調査および冬季調査)の方が別途業務作成堆肥より多く、夏季堆肥と冬季堆肥では、明確な差は見られなかった。また、夏季堆肥および冬季堆肥の堆肥化による濃度変化は、リンおよびカリウムについては、経日的に含有濃度が高くなった。これらは、分解が進み減量化したため、堆肥化過程で分解されにくい肥効物質が濃縮されたと考えられた。また、完成堆肥間の肥効成分含有量の差は、高濃度ほど分解され減量化が進み濃縮されたと考えられるため、堆肥の腐熟度合に起因していると考えられた。

含水率は、夏季および冬季堆肥は、堆肥生成過程(1次発酵期間)においては50~60%に保たれており、完了時は35%程度であり、一般的な堆肥含水率とほぼ同程度であった。一方、別途業務作成堆肥は70%程度の高い含水率を示し、外見観察結果とあわせると、別途業務作成堆肥は、堆肥の使用用途、形態によって異なるが、施肥ムラや施肥作業のしにくさが生じると示唆された。

4.1.6 施設運用に伴う安全性試験

調査結果を表4-3、図4-6に示した。

表4-3 クレソン調査結果

回	結果	備考
1	陽性	分析結果が出た8月1日より住民一般開放を一時閉鎖
2	陰性	参考値
3	陰性	9月5日より住民一般開放開始
4	陰性	
5	陰性	

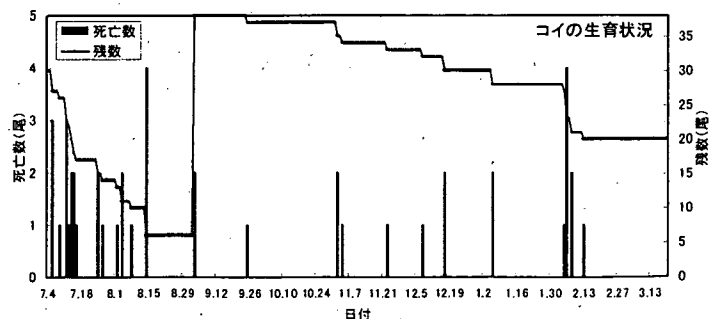


図4-6 コイ調査結果

クレソンの安全性試験については、第1回調査の7月24日にE-coliが検出された。このため、結果の出た8月1日よりクレソン摘み取りの一般開放を一時閉鎖した。その後、陰性が確認されたため、安全と判断し、開放を再開した。それ以降は、すべて陰性であった。7月24日に検出された理由としては、時期が夏であったことから、流入水中にE-coliが多く存在し、さらに、平成12年度調査終了後より苗の維持管理を実施していなかったため、堆積泥が厚く溜まり、また、クレソンの丈が高く太い状態であったことから、E-coli等の細菌が繁殖しやすい環境にあったと示唆された。以上から、夏場は特に重点的にE-coliの検査を実施し、「加熱して食する」、「細菌の繁殖を助長する長期間の保存を避ける」などの十分な啓発を行う必要があると思われる。また、今後、夏場にE-coliの検出が続く場合は、その期間だけ摘み取りの一般開放を一時閉鎖することも必要であると示唆された。

コイの試験結果については、一度に多量にコイが死亡は見られなかった。このことから本調査期間中に、施設流入水に急性毒物の混入や流入は無く、このため、コイを指標にした毒性試験結果から、住民へのクレソン摘み取りの一般開放を閉鎖することはなかった。

4.1.7 守山川浅池型水質浄化施設調査（水質モニタリング調査）結果

調査結果を図4-7に示した。

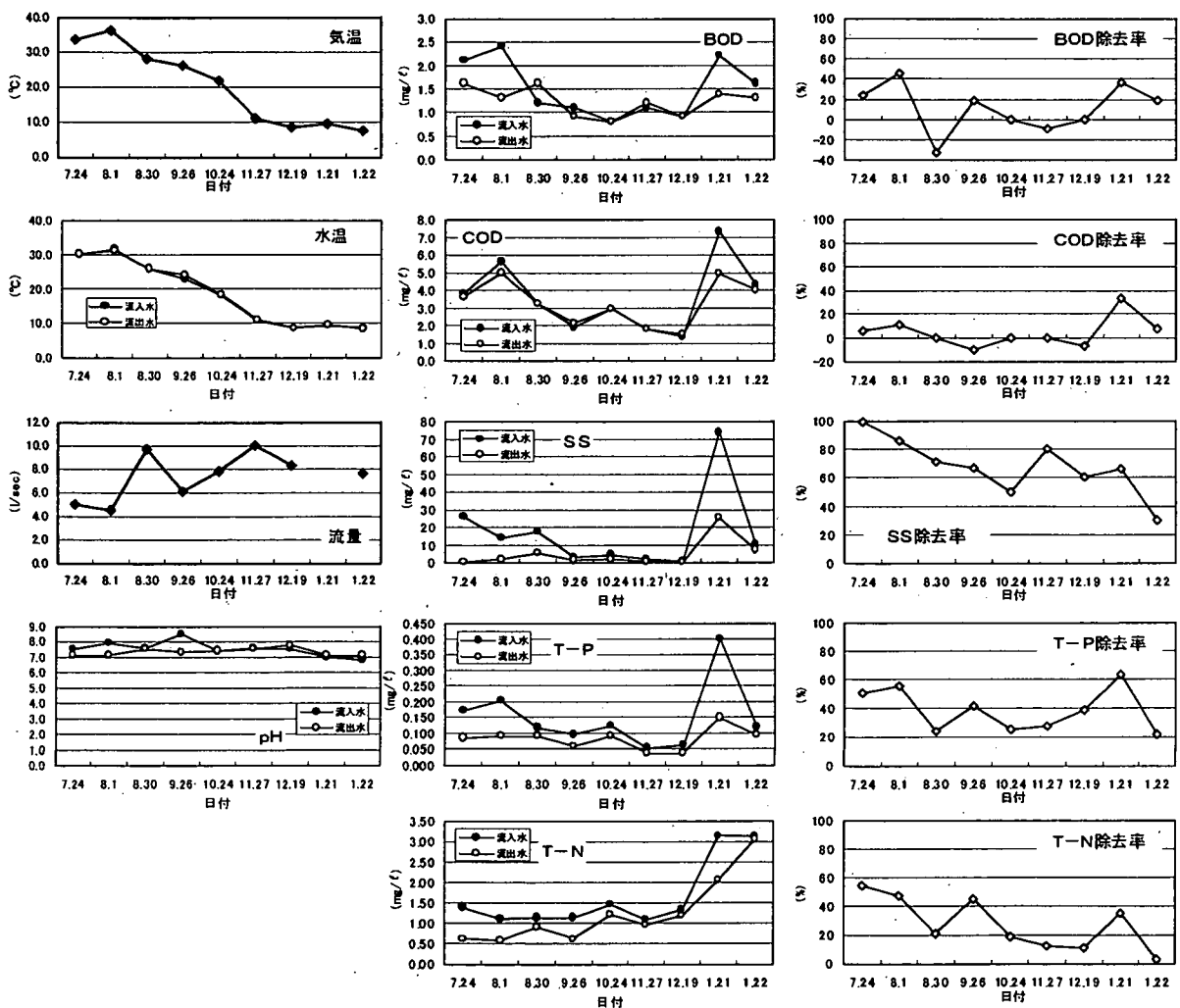


図4-7 調査結果

流量については、調査期間中変動が見られ、最低4.5 l/sec～最大10.0 l/secであった。8月30日、11月27日は設定値に近い流量であったが、それ以外の測定日は設定値よりも少ない流量であった。これは、ポンプにより一定量を施設内へ送っているため、ポンプの詰まりや不備が多頻度に生じていると思われた。平均流量は7.4 l/secであり、1m³1日あたりでは平均1.4m³、施設全体では1日あたり平均637.2m³の水量であった。

BODは、流入水濃度変化に伴わず、流出水濃度は0.8～1.6mg/lとほぼ一定の値を示した。

CODは、流入水の濃度変化に伴って流出水に変動が見られた。また、流入水の濃度が3.8mg/l以下の場合、除去率が0%またはマイナスの値を示し、3.8mg/lを超えた場合は、除去がみられた。流入濃度が最高値(7.3mg/l)を示した出水時には、除去率が32.9%と最高値を示した。

SSは、7月～12月の調査では、流入水は大きく変動している(0.5～26mg/l)が、流出水はほぼ一定(0.2～5mg/l)であった。除去率はそれに対応し、50～99.2%であり、平均は73.2%であった。1月21日(出水時)は、流入水は74mg/lと高濃度で、流出水は25mg/lと平常時に比べて高いが、除去率では66.2%であり、出水時でも除去性能は保持されることが示された。出水時翌日(1月22日)は、流入水は10mg/lと濃度は低下したが、流出水は7mg/lと高く、除去率は30%と低かった。前日の出水時に高濃度の流入水が、施設内へ流れ続けたことが影響していると示唆された。

T-Pについては、流出水は、平常時(7月～12月)が0.037～0.091mg/lとほぼ一定した濃度を示し、出水時でも0.147mg/lと低い濃度であった。除去率は平常時(7月～12月)が23.3～55.2%(平均値37.2%)、出水時は63.3%と高く、出水時翌日(1月22日)は21.2%と低い値であった。

T-Nについては、流出水は流入水濃度変化とほぼ同様の傾向を示し、7～8月は0.6mg/l前後であったのが、10～12月は1mg/l前後となった。平均除去率は26.3%であった。

5. 考察

5.1 守山川浅池型水質浄化施設における除去性能

本水質調査結果から、本施設およびBiyoセンター(参考)の負荷削減量および琵琶湖への負荷量を算出した。その結果を図5-1に示した。

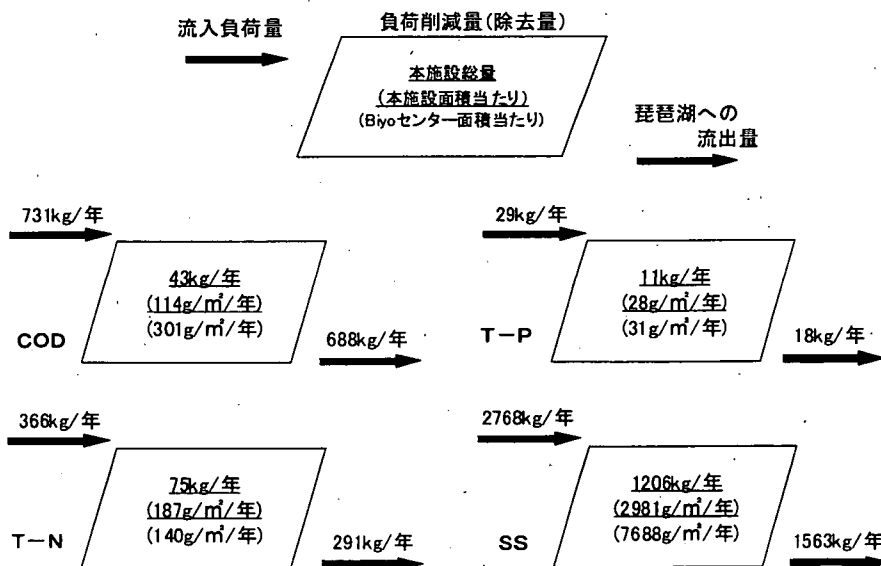


図5-1 負荷削減量

T-P、T-Nの面積当たりの年間負荷削減量（除去量）は、本施設とBiyoセンターとではあまり差がなく、T-Pが約30g（年間約10kg）、T-Nが約150g（年間約75kg）であった。一方、COD、SSの面積当たりの年間負荷削減量（除去量）については本施設の方が少なく、Biyoセンターの約4割程度で、CODが114g（年間43kg）、SSが約3kg（年間1200kg）であった。

5.2 住民参加型の河川浄化施設としての施設設計、運用方法

平成12年度までに実施した浅池型植生浄化施設の実験結果からの、住民参加型の浄化施設の設計諸元に基づいて、浄化副産物処理を行うにあたっての運用指針を図5-2、表5-1に整理した。

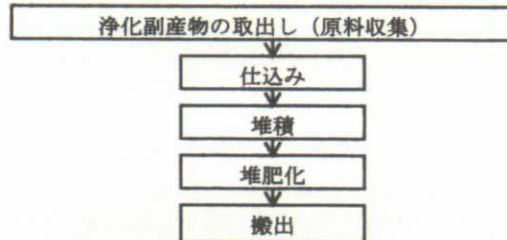
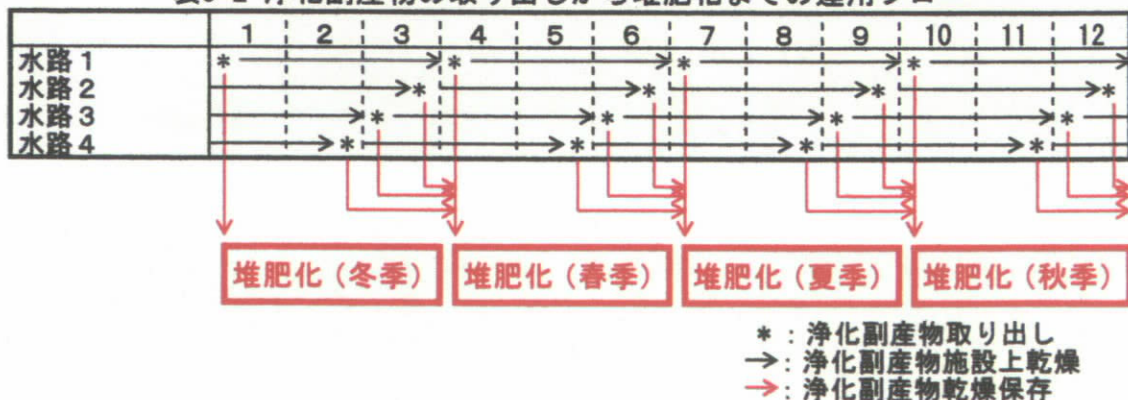


図5-2 浄化副産物処理のフロー

表5-1 浄化副産物処理の運用指針

	作業内容	条件
原料の収集	通水停止	間引きタイミングに併せて実施（図5-2参照）
	浄化副産物の施設上乾燥	保存する必要があるため、十分に乾燥させる
	浄化副産物の取り出し・保存	ホーク、スコップを用いて人力により取り出す 浄化副産物が多頻度で少量ずつ発生するため、堆肥生成時まで保存をする（表5-2、図5-3参照）
仕込み	浄化副産物の破砕	破砕サイズ：1.5～3cm
	原料の調整・混合・攪拌	破砕した浄化副産物に米糠5%添加、水分50～60%調整 十分に混合攪拌し、均一にする
堆積	積み上げ	高さ1.5～3m、底幅1.5～5mの台形に積み上げる
	モニタリング用パイプ設置	堆肥化時のモニタリング用パイプを埋め込む（中央の上、中、下、底部）
堆肥化	管理モニタリング	温度、酸素、見かけ比重、臭気の現場簡易モニタリングを実施
	切り返し・攪拌	温度、酸素モニタリング結果から判断（判断基準は6.1.2(1)参照）
	散水	見かけ比重モニタリング結果から判断（判断基準は6.1.2(2)参照）
	品質、安全性試験	堆肥完成時に実施
搬出	一般配布	袋詰め（品質、安全性表示）のものと山積みのもを用意し、一般住民が自由に持ち帰り出来るようにしておく。
施設	-	平成9年度琵琶湖（赤野井湾）補助河川環境整備実験業務報告書、平成11年3月：参照）

表5-2 浄化副産物の取り出しから堆肥化までの運用フロー



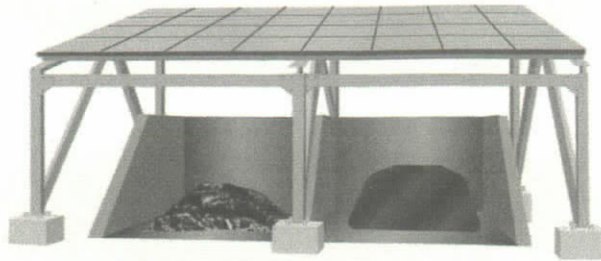


図5-3 浄化副産物保存場所イメージ

さらに、平成9年度から実施している浅池型植生浄化施設（クレソンの水耕栽培）の実験結果、検討結果を踏まえて、住民参加型の河川浄化施設としての施設設計、運用方法、効果について表5-3に総合的にとりまとめた。

表5-3 総合とりまとめ（クレソン）

	項目	諸元	備考	
施設諸元	処理水量	79.3 m ³ /日（1水路当たり）		
	水路規模	幅2.0m×長さ16m×深さ0.3		
	水路勾配	0.5%		
	水路本数	4本（1ユニット）	常時3水路通水	
	水深	5.2 cm	実験施設実績値	
	滞留時間	約40分		
	施設材質	コンクリート張り		
	付帯設備	コンポストヤード	コンクリート張り 屋根付き 原料保存場所と堆肥化場所の2区画からなる。（図6-5参照）	
		休憩所		
		水道施設		
望ましい施設設置場所	安全性試験結果の掲示、施設にかんする掲示、緊急時連絡先の掲示			
	養魚池		流入水質の急性毒性モリブデン用	
	構造面から本浄化施設の設置可能な場所		河川からの取水、琵琶湖への放流が出来る 河川からの自然流下による取水が可能 駐車場や駐輪場の確保が可能 付帯設備の確保が可能 平成12年度報告書参照	
	本浄化性能から浄化が期待できる琵琶湖流入河川に適應できる場所 住民が利用しやすい場所		施設の周辺に居住地があり、居住地から30分以内で来場が可能 施設の周辺に大きな居住地があり、その居住地から1時間以内で来場が可能 既存公園などが隣接している 自家用車や自転車の利用が可能 公共交通機関の最寄りの駅が近い 悪臭、治安問題、施設利用者による交通渋滞などによる周辺居住地への影響がない	

栽培管理方法	間引き頻度	4回/年(クレソン)	1水路ずつ間引く。(表6-8参照)
	間引き方法	水路内天日乾燥-全面取り出し(クレソン)	ホーク、スコップでの人力作業
	再植栽方法	苗のみ1/2植栽(クレソン)	他の3水路水路路上流部の苗のみ移植
	生育した植物	住民による摘み取り(利用)	
浄化副産物処理	発生量	16.8 kg/m ² /年	
	処理回数	コンポストにして住民が利用 コンポスト生成回数: 4回/年	1回: 約3ヶ月間
	作成方法	①施設の通水停止	1水路のみ
		②浄化副産物の天日乾燥	間引きのタイミングに併せて実施
		③浄化副産物の取り出し	保存する必要がある為充分に乾燥
		④浄化副産物の保存(乾燥状態)	ホーク、スコップでの人力作業
		⑤浄化副産物の破碎	堆肥生成時まで保存
		⑥水分調整	破碎サイズ1.5~3cm
		⑦カロリー調整材添加	含水率50~60%
		⑧混合・攪拌	米糠5%
		⑨積み上げ	充分に混合攪拌(均一化)
		⑩モニタリング用パイプ設置	高さ1.5~3m、底幅1.5~5mの台形
		⑪モニタリング開始(堆肥化期間中)	中央の上、中、下、底部の4箇所パイプは栓をしておく
		⑫切り返し・攪拌(堆肥化期間中)	温度、酸素、見かけ比重、臭気の現場簡易モニタリング実施
		⑬散水(堆肥化期間中)	温度、酸素モニタリング結果から判断
	⑭品質・安全性試験	見かけ比重モニタリング結果から判断	
	⑮袋詰め、住民配布	堆肥生成完成時に実施 品質表示 袋詰め、山積みそのままをつくる	
その他の維持管理	維持管理方法	近隣住民(リピーター)を対象とした市民グループと業者	
	日常維持管理	水質監視 雑草抜き ゴミ等の除去	濁度(簡易分析) 有害植物の混入
	安全性試験	水質 植物体(クレソン) コンポスト	鯉飼育による急性毒性物質の監視 食品衛生法物質: 1回(初回) 糞便性大腸菌: 6回/年 (夏場: 多頻度) 重金属、健康項目: 1回(初回) 肥料取締法規定等の品質、安全性項目: 堆肥生成完成時
水質浄化性能	全リン	32.6%(クレソン)	H11.10-H11.12(Biyoセンター)
		26.8%(クレソン)	H 9. 9-H10. 9(Biyoセンター)
		35.2%(クレソン+リシマキア)	H13. 7-H14. 1(守山浅池)
		14.3%(ノハナショウブ)	H12. 6-H13. 1(Biyoセンター)
		18.5%(リシマキア)	H12. 6-H13. 1(Biyoセンター)
	全窒素	7.7%(クレソン)	H11.10-H11.12(Biyoセンター)
		13.6%(クレソン)	H 9. 9-H10. 9(Biyoセンター)
		26.3%(クレソン+リシマキア)	H13. 7-H14. 1(守山浅池)
		8.0%(ノハナショウブ)	H12. 6-H13. 1(Biyoセンター)
		11.7%(リシマキア)	H12. 6-H13. 1(Biyoセンター)
SS	66.7%(クレソン)	H11.10-H11.12(Biyoセンター)	
	55.9%(クレソン)	H 9. 9-H10. 9(Biyoセンター)	
	67.8%(クレソン+リシマキア)	H13. 7-H14. 1(守山浅池)	
	34.0%(ノハナショウブ)	H12. 6-H13. 1(Biyoセンター)	
	44.0%(リシマキア)	H12. 6-H13. 1(Biyoセンター)	
COD	13.5%(クレソン)	H11.10-H11.12(Biyoセンター)	

BOD	7.8 % (クレソン)	H 9. 9-H10. 9 (Biyoセンター)
	0.7 % (クレソン+リシマキア)	H13. 7-H14. 1 (守山浅池)
	9.1 % (ノハナショウブ)	H12. 6-H13. 1 (Biyoセンター)
	12.9 % (リシマキア)	H12. 6-H13. 1 (Biyoセンター)
	28.9 % (クレソン)	H11. 10-H11. 12 (Biyoセンター)
	12.6 % (クレソン)	H 9. 9-H10. 9 (Biyoセンター)
	8.0 % (クレソン+リシマキア)	H13. 7-H14. 1 (守山浅池)
	13.7 % (ノハナショウブ)	H12. 6-H13. 1 (Biyoセンター)
	21.8 % (リシマキア)	H12. 6-H13. 1 (Biyoセンター)

※コストに関しては、設置場所、規模に応じて算出が必要と考えられ、本表から除いた

実験担当者

滋賀県土木交通部

滋賀県湖南地域振興局

財団法人 琵琶湖・淀川水質保全機構

河港課 課長補佐

河川砂防課 主幹

河川砂防課 副主幹

実験センター所長

実験センター研究員

徳島 英和

松野 克樹

今井 崇

田井中善雄

馬場 玲子

6. シジミと砂浜を用いた水質浄化調査

1. 目的

本業務は、内湖および内湖・ため池・湖沼の水際（河川が流入する湾口等の沿岸）をモデル化した琵琶湖・淀川水質浄化共同実験センター（以下、Biyoセンターと称す）の施設においてシジミと砂による水質浄化実験を行い、内湖や閉鎖性水域の河川浄化事業の手法、河川浄化施設の設計に必要なデータや住民参加型の河川浄化施設としての基礎データ等に関する知見を得ることを目的とする。

内湖のモデルには、深池型浄化実験施設（以下、深池と称す）を使用し、内湖等の水際部のモデルには、浅池型浄化実験施設（以下、浅池と称す）を使用する。各施設の位置づけと実験概要を表1-1に示した。

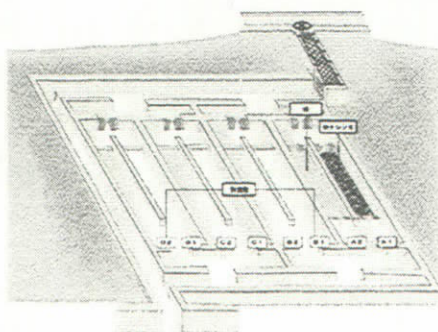
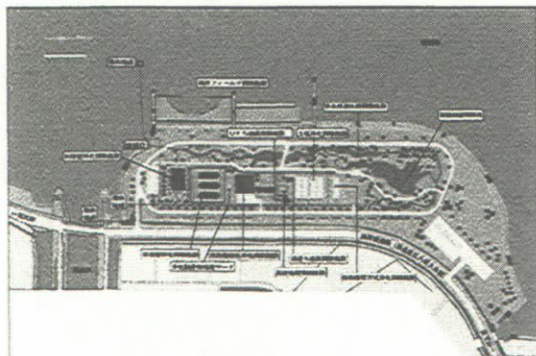
表1-1 各施設の位置づけと実験概要

施設	深池	浅池
モデル型	内湖、閉鎖性水域、沿岸帯	内湖に流入する河川の湾口部、内湖や琵琶湖等の波打ちのある沿岸部、浅瀬の一部
位置づけ	内湖の直接浄化方法の検討	砂浜の復元による水質浄化検討 住民参加型水質浄化施設の検討
検討内容	内湖環境でのシジミの生育条件検討 生育環境と水質浄化効果の関係検討	モデル型による水質浄化効果の検討 砂浜に形成される生物生息状況 住民参加型水質浄化施設への適用性検討
投入するシジミ	琵琶湖産シジミ	琵琶湖産シジミ
住民参加型調査形式	(イベント形式)	(イベント形式)(一般開放形式)
特長	<ul style="list-style-type: none"> 効果の実績がある砂浜浄化とシジミの浄化を組み合わせることにより、住民参加型の親水浄化施設となりうる。 低コストである。 琵琶湖の自然的環境・景観の1つである砂浜の再現効果の検証可能性がある。 砂浜に多様な生態系が形成される可能性がある。 内湖においてシジミが生育できる条件（底質改善の目標）が導ける可能性がある。 琵琶湖産のシジミの浄化能力、最適条件がわかる。 	

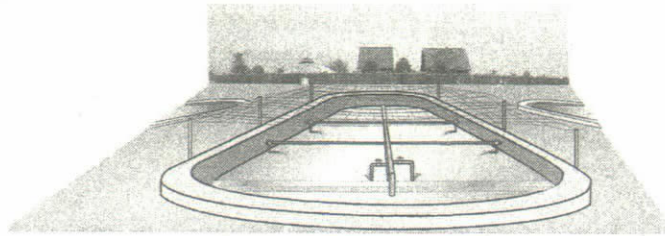
() 内は将来的に検討する

2. 実験場所

滋賀県草津市志那町地先のBiyoセンター内の浅池型浄化実験施設A1、A2水路および深池型浄化実験施設1槽である。Biyoセンター位置図、浅池型浄化実験施設図、深池型浄化実験施設図を図2-1に示した。



浅池



深池

図2-1 施設概要図

3. 実験方法

3.1 施設条件

浅池の施設条件を表3-1、深池の施設条件を表3-2、図3-1に示した。

表3-1 浅池の施設条件

項目	水路		設定根拠
	A 1 水路	A 2 水路	
充填物	琵琶湖産シジミと砂	砂	「内湖に流入する河川の湾口部、内湖や琵琶湖等の沿岸部、浅瀬等」の位置づけ
シジミ	大きさ	殻長15mm以上	殻長14mm以上より生殖を始める
	個体数密度	500 個/m ² 程度	最近の琵琶湖内のシジミの漁場の一般的個体数密度が500~1000個/m ² である
	投入数	16,000個 程度	水路面積32m ² ×500 個/m ²
砂の投入量	0.15 m		水平、上下方向の大きな移動はない。
水深	0.20 m		本施設で最大にとれる水深
流入量	148.3 m ³ /日		最
滞留時間	1.04 h		(水路面積×水深) / 流入水量

設定根拠は学識者へのヒアリング等による

表3-2 深池の施設条件

項目	槽						設定根拠	
	L 深	L 中	L 浅	S 深	S 中	S 浅		
充填物	琵琶湖産シジミと砂						「内湖、閉鎖性水域、沿岸帯等」の位置づけ	
シジミ	大きさ	殻長15 mm以上						殻長14mm以上より生殖を始める
	個体数密度	500 個/m ² 程度						最近の琵琶湖内のシジミの漁場の一般的個体数密度が500~1000個/m ² である
	投入数	10,000 個/槽 (全体: 60,000個 程度)						水路面積20m ² ×500 個/m ²
水深 (m)	1.5	1.0	0.5	1.5	1.0	0.5	「内湖、閉鎖性水域、沿岸帯等」の位置づけより設定	
流入量 (m ³ /日)	3.9	2.6	1.3	27.3	18.2	9.1		
滞留時間	7 日			1 日			(水路面積×水深) / 流入水量	

設定根拠は学識者へのヒアリング等による

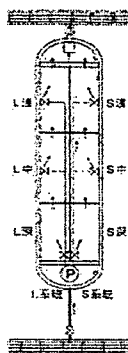


図3-1 深池の施設条件

3.2 実験方法

3.2.1 浅池型植生浄化実験施設：水際部モデル化浄化実験

(1) 水質浄化性能調査

砂のみ充填した水路と砂とシジミを充填した水路の水質調査を月1回の頻度で定期的実施した。調査項目、方法及び頻度を表3-3に示した。

表3-3 調査項目、方法及び頻度

調査項目	分析方法	調査頻度
水温	JIS K 0102-7.2	1回/月
pH (水素イオン濃度指数)	JIS K 0102-12.1 ガラス電極法	
COD (化学的酸素要求量)	JIS K 0102-17 滴定法	平成13年6月 ～平成14年3月
BOD (生物化学的酸素要求量)	JIS K 0102-21 滴定法	
TOC (全有機炭素)	JIS K 0102-22	
SS (浮遊物質)	環境庁告示第59号 付表2 ろ過重量法	
T-N (全窒素)	JIS K 0102-45.1 総和法	
T-P (全リン)	JIS K 0102-46.3.1 吸光光度法	

(2) シジミの生育状況調査

経日的にシジミの生存数および生育状況を調査した。また、場所の違による差を見るために、A1水路（シジミと砂）の上流部、中流部および下流部において20cm×20cmのコドラートを設置し、その中のシジミを全て採取し、現場においてシジミの生存数と死亡数を調査した。調査後、そのシジミをポリエチレン製容器（2リットル）に入れ、実験室に持ち帰り、各50個体についてシジミの生育状況（殻長、殻幅、殻高、重量）をすみやかに調査した。なお、調査後は、すみやかに採取場所に戻した。

(3) シジミの成分分析調査

シジミに取り込まれた窒素、リンおよび有機物量を見るために、シジミの殻および身の成分を経日的に調査した。A1水路（シジミと砂）の均一なシジミを得るために、水路の上流部、中流部、下流部の各調査地点に20cm×20cmのコドラートを設置し、その中のシジミを全て採取した。その3コドラート内のシジミを個体数比で混合し分析試料とした。そのシジミをすみやかに実験室に持ち帰り、身と殻に分けて、新鮮なうちに分析（表3-4）を行った。

表3-4 シジミの成分分析

分析項目	分析方法
生物化学的酸素要求量 (BOD)	JIS K 0102-21
化学的酸素要求量 (COD)	環境庁「底質調査方法」
全窒素 (T-N)	環境庁「底質調査方法」
全リン (T-P)	環境庁「底質調査方法」
全炭素 (T-C)	CHNコーダー法

(4) 底質調査

シジミと砂浜による水質浄化を実施した場合に、①汚濁物質の沈降作用、②シジミの粒子状有機物質や植物プランクトンのろ過（捕食）による除去作用、③シジミの擬糞の排出や死骸からの溶出作用などの底泥に及ぼす影響が示唆される。このため、底質のA1水路（シジミ+砂）とA2水路（砂のみ）の違いを経日的に調査し、物質収支の算出や今後の維持管理に関する資料とする。各水路の均一な底泥を得るために、水路の上流部、中流部、下流部よりまんべんなく採取し、均一に混合し分析試料とした。その試料をすみやかに実験室に持ち帰り、分析を行った（表3-5）。

表3-5 分析項目・分析方法

分析項目	分析方法
生物化学的酸素要求量 (BOD)	JIS K 0102-21
化学的酸素要求量 (COD)	環境庁「底質調査方法」
全窒素 (T-N)	環境庁「底質調査方法」
全リン (T-P)	環境庁「底質調査方法」
全炭素 (T-C)	CHNコーダー法
粒度分布	レーザー回折式粒度分布測定装置
酸化還元電位 (ORP)	ORP計 (HORIBA製)

3.2.2 深池型浄化実験施設：内湖モデル化浄化実験

(1) シジミの生育状況調査

経日的にシジミの生存数および生育状況を調査した。また、場所の違による差を見るために、L深、L中、L浅、S深、S中、S浅のにおいて、エクマン・バージ採泥器もしくは20cm×20cmのコドラートを設置し、その中のシジミを全て採取し、現場においてシジミの生存数と死亡数を調査した。調査後、そのシジミをポリエチレン製容器（2リットル）に入れ、実験室に持ち帰り、各50個体についてシジミの生育状況（殻長、殻幅、殻高、重量）をすみやかに調査した。なお、調査後は、すみやかに採取場所に戻した。

(2) 底質環境調査

各ブロックの底質調査を経日的に実施し、シジミが生息する底質環境についての基礎資料とした。L深、L中、L浅、S深、S中、S浅の6ブロックの底質をエクマン・バージ採泥器もしくはアクリルパイプで表層10cm程度の採泥を行い、その試料をすみやかに実験室に持ち帰り、分析を行った。各ブロックの均一な底泥を得るために、3ヶ所採泥を行い、均一に混合し分析試料とした（表3-6）。

表3-6 分析項目・分析方法

分析項目	分析方法
全窒素 (T-N)	環境庁「底質調査方法」
全リン (T-P)	環境庁「底質調査方法」
全炭素 (T-C)	CHNコーダー法
強熱減量	環境庁「底質調査方法」
粒度分布	レーザー回折式粒度分布測定装置
酸化還元電位 (ORP)	ORP計 (HORIBA製)
ベントス	同定及び出現種の計数

(3) 水質環境調査

水深および滞留時間の異なる6ブロックにおけるシジミの生育状況と、その生育環境としての水質の状況を把握するため、経日的に調査を実施した。L深、L中、L浅、S深、S中、S浅の6ブロックの表層水を経日的に水質調査した。また、水深が深い中と深の各

ブロックについては、底層水についても水質調査を行った。調査項目・分析方法を表3-7、調査地点を図3-2に示した。

表3-7 調査項目および調査方法

調査項目	分析方法	備考
水温	JIS K 0120-7.2	
pH (水素イオン濃度指数)	JIS K 0120-12.1 ガラス電極法	
BOD (生物化学的酸素要求量)	JIS K 0120-21 滴定法	参考
COD (化学的酸素要求量)	JIS K 0120-17 適定法	参考
SS (浮遊物質)	環境庁公示第59号 付表2 ろ過重量法	
DO (溶存酸素量)	JIS K 0120-32 適定法	
T-P (全リン)	JIS K 0120-46.3.1 吸光光度法	参考
T-N (全窒素)	JIS K 0120-45.1 総和法	参考
クロロフィルa	上水試験法 20.2 アイトン抽出吸光光度法	
TOC (全有機炭素)	JIS K 0120-22 TOC計法	参考
植物プランクトン	光学顕微鏡法	

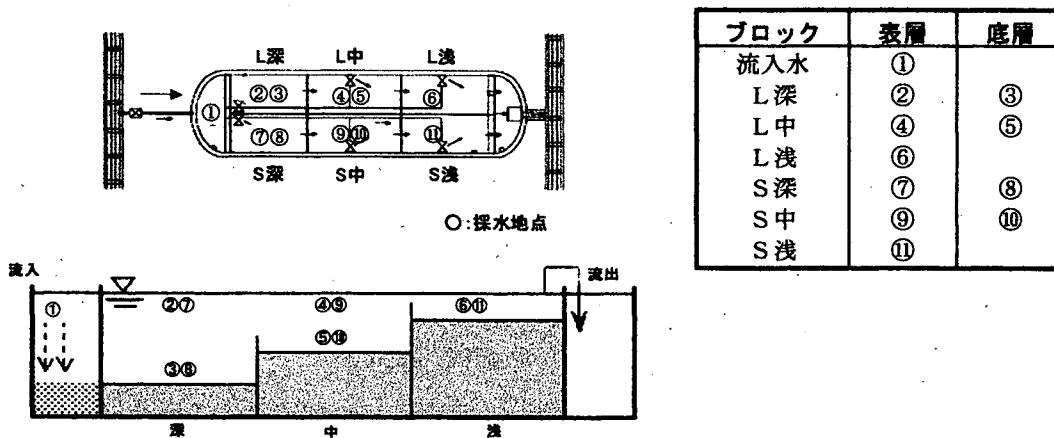


図3-2 調査地点

(4) 水質浄化性能調査

内湖を模擬した滞留時間の異なるL槽（滞留時間7日）とS槽（滞留時間1日）に砂とシジミを投入し、その各層に形成される生態系を含めた水質浄化性能について調査を行った。槽への流入水、L槽流出水およびS槽流出水について、経日的に水質調査を実施した。調査項目および調査方法を表3-8に示した。

表3-8 調査項目および調査方法

調査項目	分析方法	備考
水温	JIS K 0120-7.2	参考
pH (水素イオン濃度指数)	JIS K 0120-12.1 ガラス電極法	参考
BOD (生物化学的酸素要求量)	JIS K 0120-21 滴定法	参考
COD (化学的酸素要求量)	JIS K 0120-17 適定法	
SS (浮遊物質)	環境庁公示第59号 付表2 ろ過重量法	
DO (溶存酸素量)	JIS K 0120-32 適定法	参考
T-P (全リン)	JIS K 0120-46.3.1 吸光光度法	
T-N (全窒素)	JIS K 0120-45.1 総和法	
クロロフィルa	上水試験法 20.2 アイトン抽出吸光光度法	参考
TOC (全有機炭素)	JIS K 0120-22 TOC計法	参考
植物プランクトン	光学顕微鏡法	参考

4. 結果

4.1 浅池型植生浄化実験施設：水際部モデル化浄化実験結果

4.1.1 水質浄化性能調査結果

除去率の経日変化を図4-1に示し、シジミを投入し、1週間養生した後の浄化性能を図4-2に示した。

(除去率変化)

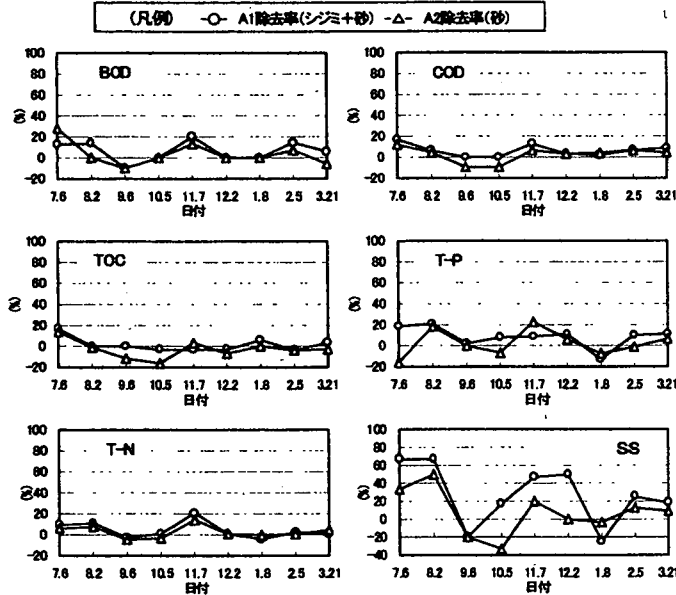


図4-1 水質浄化性能調査結果

(投入1週間後)

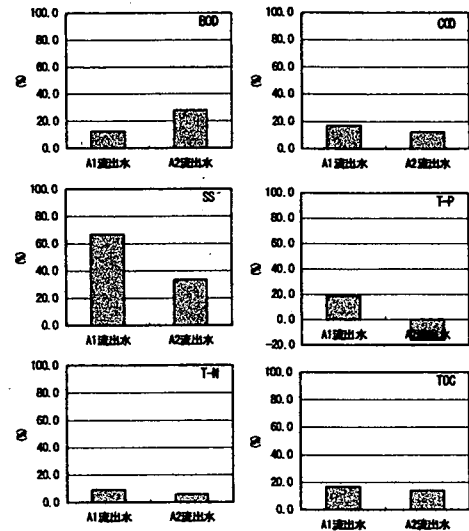


図4-2 投入1週間後の水質浄化性能

A1水路(シジミ+砂)とA2水路(砂のみ)では、ほとんどすべての項目において、A1水路(シジミ+砂)の方が、水質浄化性能が上回っていた。このため、シジミの投入が、水質浄化にとって効果的であったことが示唆された。その中で、SS、T-Pといった粒子状物質の除去効果が大きく、このことにより、水質浄化はシジミのろ過(捕食作用)効果によるものと示唆された。また、各項目において、時期の違いによって除去性能に大きな差異が見られた。SSについては、A1水路は、7月~8月が70%程度、9月が-20%程度、10月~12月が40%程度、1月が-25%程度、2月~3月が30%程度であり、T-Pについては、A1水路は、7月~8月が20%程度、9月が2%程度、10月~12月が10%程度、1月が-10%程度、2月~3月が10%程度の除去率を示し、夏場(7月、8月)に除去率が高く、9月に低くなり、秋季(10月~12月)にまた回復し、さらに、1月に低くなり、春季(2月、3月)に再回復する傾向を示した。シジミを投入し、養生した1週間後の7月6日は、水路内への生物の移入や生態系の形成などが未だ行われていないと考えられ、この時のA1水路およびA2水路を引いた値が、シジミ純粹の浄化性能と考えることが出来ると示唆された。

以上から、シジミのろ過作用(捕食作用)および活性は、時期によって異なると示唆され、今後継続的な調査が必要と考えられた。

4.1.2 シジミの生育状況調査結果

シジミの生存割合およびシジミの生育状況の指標となる、殻長、殻高、殻幅、重量の経日変化を図4-3に示した。

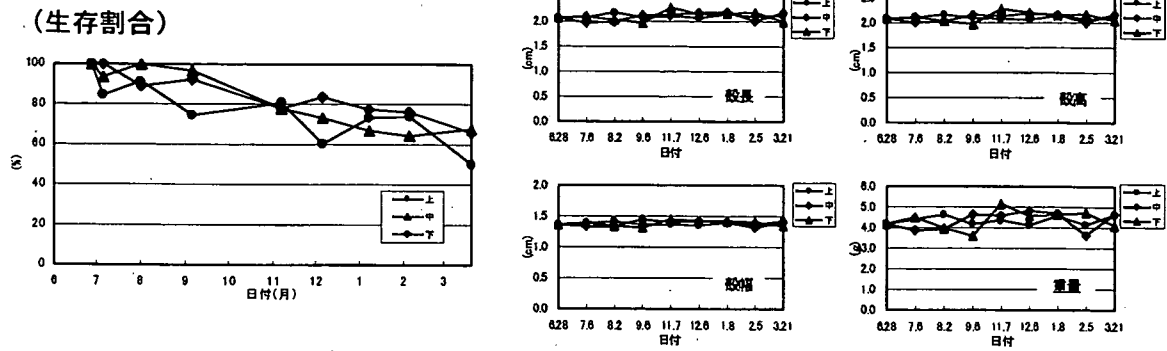


図4-3 シジミの生育状況調査結果

シジミの生存状況は、6月28日に580個/m²のシジミを投入してからゆるやかな減少傾向を示し、9ヶ月後には、上流、中流、下流部において70%程度の生存率となった。水路の場所の違いによる生存率の違いは明確には見られなかった。シジミの大きさの指標となる殻長、殻幅、殻高の経日変化は、シジミ投入時から9ヶ月後の3月21日まで、各々明確な変化はなく、殻長が2.0cm程度、殻幅が1.4cm程度、殻高が2.0cm程度であった。このことから、実験開始から9ヶ月間におけるシジミの成長が見られなかったことや、死滅したシジミのサイズに偏りがなくほぼ均等だったことが示された。しかしながら、セタシジミの場合、1年間で5mm程度の成長と言われているため（滋賀県水産試験場より）、短期間の実験では、生長の変化を見ることは非常に難しいと示唆され、今後、生存状況調査と併せて、継続的に実験を行う必要性があると考えられた。

重量については、僅かながら傾向が見られ、上流部、中流部は、シジミ投入時から9ヶ月後の3月21日まで、各々明確な変化はなく4.5g程度であったが、下流部は、シジミ投入後経日的に減少傾向を示し、9月6日には最低の3.5g程度であった。その後、急激に増加し、11月7日から3月21日までの平均は4.7g程度であった。これは水質浄化性能結果に見られた様に、9月（晩夏）にシジミの活性が下がったことに起因すると思われた。

4.1.3 シジミの成分分析調査結果

シジミの身と殻の成分の乾燥重量当たりの含有量の経日変化を図4-4に示した。

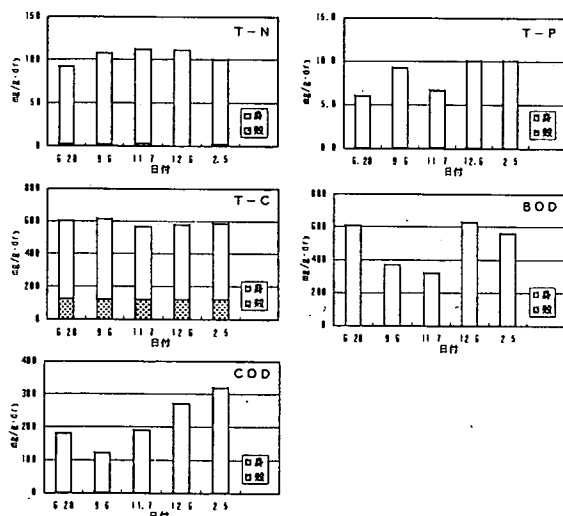


図4-4 シジミの成分分析結果

身および殻の乾燥重量当たりのシジミの各項目の含有量は、すべての項目において身の方が高濃度であった。その割合はシジミ投入時から7ヶ月後まではほぼ一定であり、T-Cは80%程度が身に、T-N、T-P、CODおよびBODは97%以上が身に、特に、有機物の指標であるCODとBODはほぼ100%が身に含有していた。

シジミを投入した6月28日から2月21日の期間（約7ヶ月間）における、各項目のシジミ1個体当たりの含有量より、ろ過捕食作用により、栄養塩等を取り込み、1日当たり、窒素において0.06mg程度、リンにおいて0.003mg程度がシジミ体内に蓄積されていることが示唆された。

4.1.4 底質調査結果

底質調査結果を図4-5に示した。

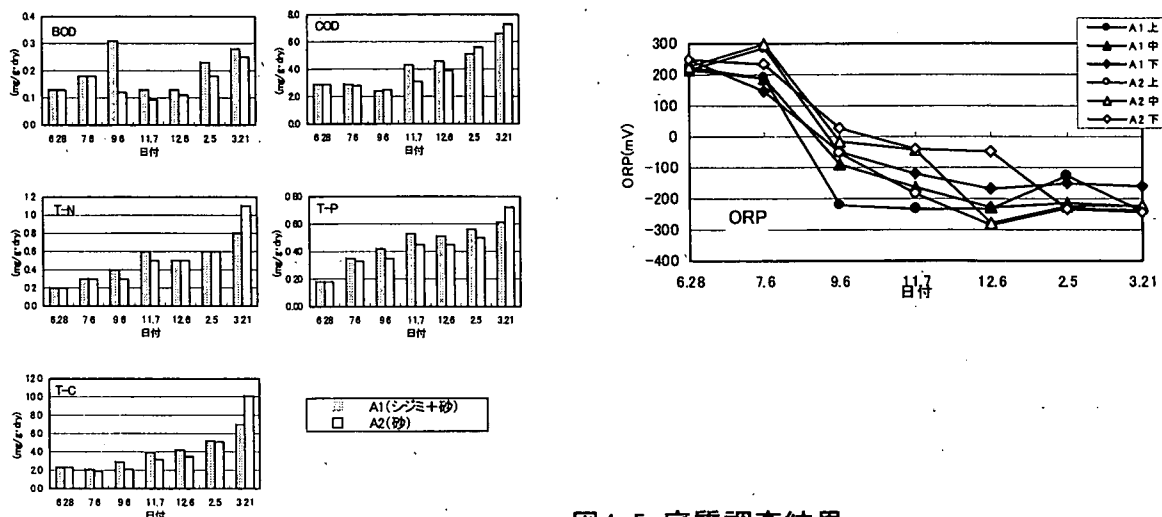


図4-5 底質調査結果

A1水路（シジミ+砂）とA2水路（砂）の濃度差は、各項目とも、シジミを投入してから1週間後までは、明確な差は見られなかったが、2ヶ月後には、各項目ともに、A2水路（砂）よりA1水路（シジミ+砂）の方がわずかながら高濃度となった。しかしながら、7～9ヶ月後には、BOD以外の項目において、その濃度差は、A1水路（シジミ+砂）よりA2水路（砂）の方が高濃度となった。各項目の経日変化は、T-N、T-P、T-CおよびCODについては、シジミ投入後より経日的に増加傾向を示し、その増加率は、A2水路（砂）よりA1水路（シジミ+砂）の方が、実験開始時から4ヶ月後までは大きかったが、その後小さくなった。BODは明確な経日変化は見られなかった。ORPについては、各地点において経日的に低下し、シジミ投入2ヶ月後の9月6日には、ほとんどの地点においてマイナスの値を示した。地点間の違いは、A2水路（砂）よりA1水路（シジミ+砂）の方が低く、また、下流部より上流部の方が低くなる傾向を示した。しかしながら、その差は経日的に小さくなり、シジミ投入7ヶ月後の2月5日には各地点間における差がほとんど明確には見られず、-100～-200mV程度の範囲であった。

以上から、栄養塩や有機物等が沈降して底砂に堆積し、このため、経日的に還元的な傾向を示したと考えられた。実験開始当初は、高濃度の濁水が流入する上流部にいくほどその傾向が顕著に現れたが、日を迫るにつれ水路の上中下流部間の差はなくなり、水路全体がほぼ一定の環境（堆積状況）になることが示唆された。シジミが投入されているA1水路の方が実験開始から4ヶ月後程度までは、栄養塩や有機物等の含有量が多く栄養塩類や有機物等の堆積が著しかった。これは、シジミが排せつする擬糞による堆積や死滅による死骸からの溶出等が影響したと考えられた。しかしながら、その後、砂のみの水路の方が栄養塩や有機物等の含有量が多く栄養塩類や有機物等の堆積が著しくなり、シジミが投入されているA1水路の方が、安定した環境（堆積状況）になってきていると考えられ、今後、シジミ等の生物生息状況や水質浄化性能とあわせて継続した調査を行う必要性が示唆された。

4.2 深池型浄化実験施設：内湖モデル化浄化実験結果

4.2.1 シジミの生育状況調査結果

シジミの生存割合およびシジミの生育状況の指標となる、殻長、殻高、殻幅、重量の経日変化を図4-6に示した。

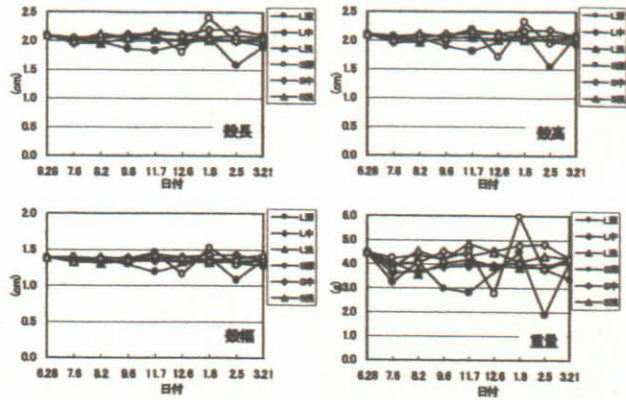
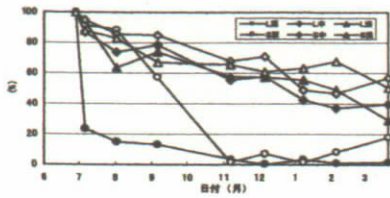


図4-6 シジミの生育状況調査結果

シジミの生存と水深との関係は、水深が1.5mと深い環境においては、シジミの激減が見られ、シジミの生育には適さない環境であると示唆された。シジミの生存と滞留時間との関係は、わずかながら滞留時間の長い（7日間）Lの方が滞留時間の短い（1日間）Sよりも悪い傾向を示した。このことから、滞留時間が長く水が停滞しているような環境においては、シジミの生育には適さないと考えられた。しかしながら、L深はシジミ投入1週間後、S深はシジミ投入4ヶ月後に急激に死滅したことから、何かしらこの時期にシジミに負荷がかかる因子が発生した可能性が示唆された。今後、異なった時期にシジミを再投入し、シジミが激減する状況を再確認する必要があると示唆された。

シジミの大きさの指標となる殻長、殻高、殻幅の経日変化は、シジミの投入から9ヶ月後の3月21日まで、L深とS深ブロック以外、各々明確な変化はなく、殻長が2.0cm程度、殻幅が1.4cm程度、殻高が2.0cm程度であった。なお、浅池型浄化実験施設のシジミとほぼ同程度の大きさおよび変化の程度であった。シジミの重量の経日変化については、各ブロックともに明確な傾向は見られなかったが、L深とS深ブロックは、変動幅が大きかった。これは、殻長、殻高、殻幅の結果と同様に、シジミの生存率が極めて低かったことから、1回のサンプリングにおいて採取される生存シジミの数が極めて少ないことから、サンプリング誤差が大きく現れてきていると考えられた。

4.2.2 底質環境調査結果

底質調査結果を図4-7に示した。

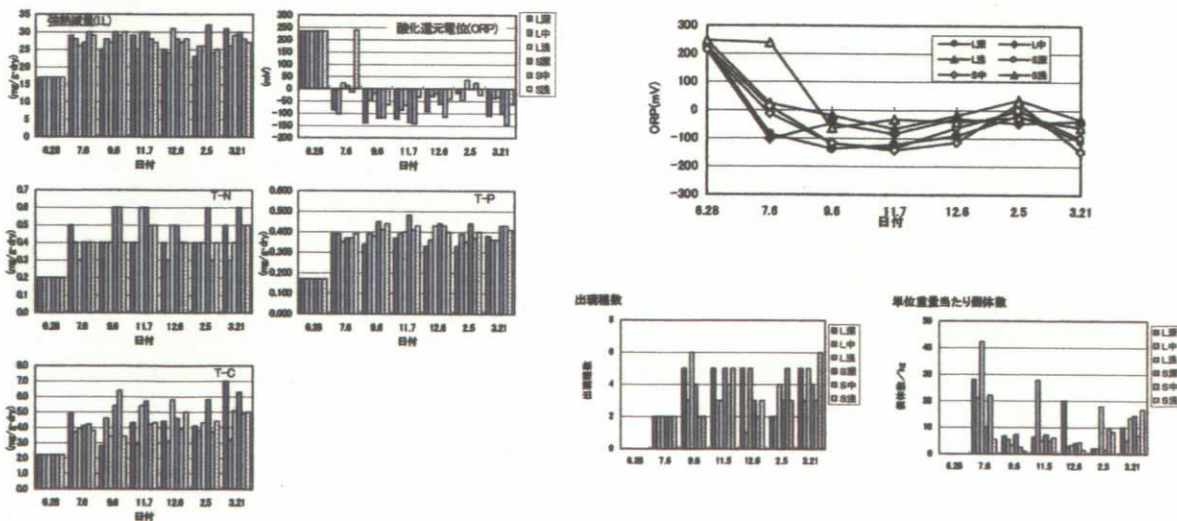


図4-7 底質調査結果

底砂は、化学分析結果からみると、実験開始時に比べて2倍程度有機物質の堆積が生じ、

さらに、水深が深くなればなるほど底質は還元的な環境となっていることが示唆された。ベントス調査結果から、生物の指標性によって生育環境を類推すると、S槽よりL槽において底質の富栄養化が進行している可能性が示唆されており、化学分析結果と類似性のある傾向であった。また、シジミ個体数の変化では、L深において最も早く個体数が減少し、次にS深において個体数が減少している。これらのことより、シジミの個体数が減少した要因として、滞留時間が長いことや水深が深いことにより底質が富栄養化し、シジミの生育環境が悪化した可能性が示唆された。

4.2.3 水質環境調査結果

調査結果を図4-8に示した。

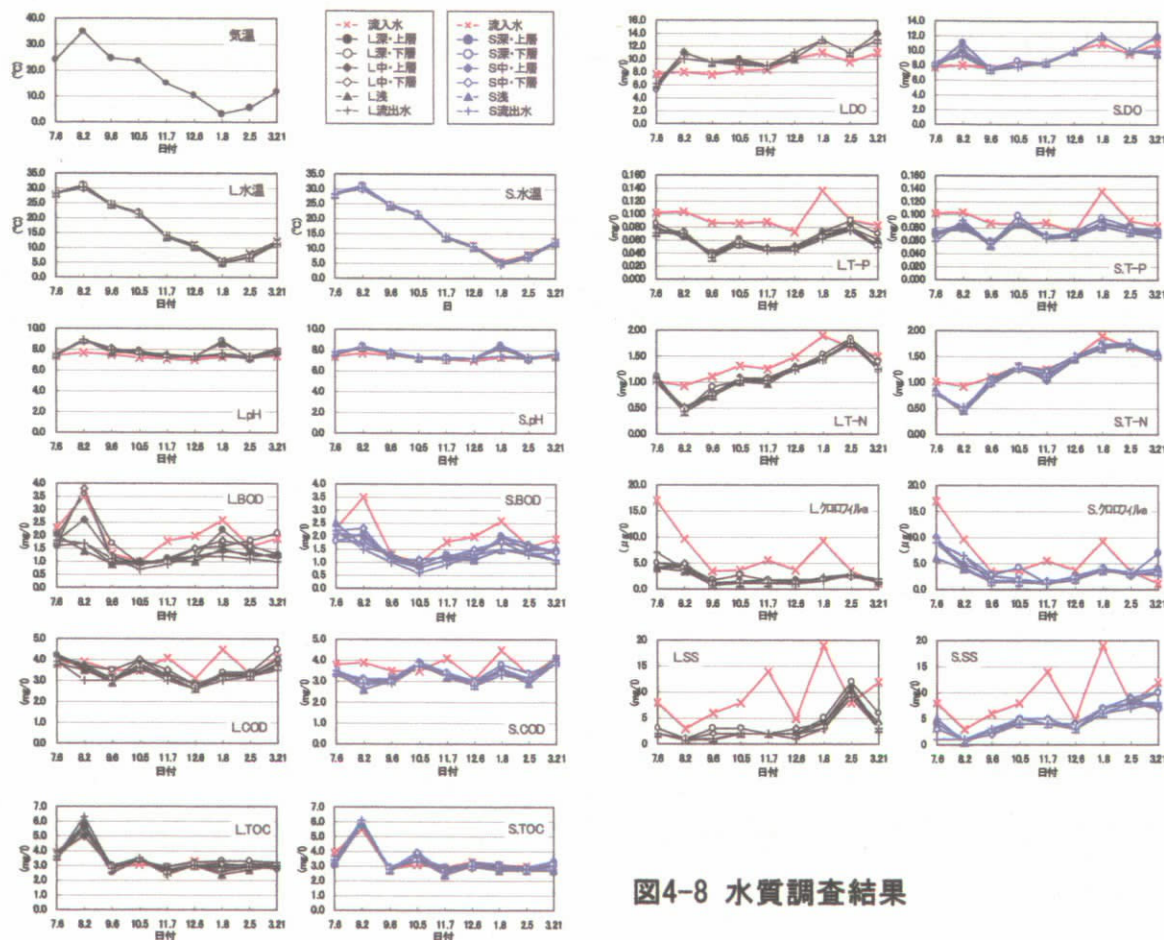


図4-8 水質調査結果

各ブロックの水質濃度は、流入水濃度におおむね影響され、流入水濃度が高くなると相対的に各ブロックの水質濃度は高くなる傾向を示した。その中で、有機物質の指標となる、TOCに関しては、水質濃度と各ブロックの水質濃度との明確な差異は見られなかった。TOC以外の項目では、特に、SS、Chl-a、T-P、T-Nの粒子状物質および粒子状を多く含む物質が流入水質濃度より各ブロックの水質濃度の方が明確に低く、流入水に対して、最高で、SSが85%程度、Chl-aが85%程度、T-Pが60%程度であった。また、L槽（滞留時間7日間）の方が、S槽（滞留時間1日間）に比べて、15%程度低くなる傾向を示した。このことは、滞留時間が長くなることにより、沈降やシジミによるろ過（捕食作用）を受けやすくなることに起因する可能性が示唆された。しかしながら、両者の起因の度合は不明であり、今後の課題と考えられた。

水深による水質濃度の違いは、L槽およびS槽において、すべての項目について明確な

差異が見られなかった。さらに、水温の鉛直分布図からも見られるように、調査期間中、上層から下層の水温がほぼ一定であり、水が鉛直的に均一になっていることが示された。

一般に、滞留時間が長く、一定の栄養塩が存在する水域では、夏季において内部生産（植物プランクトンの増殖）が起こり、Chl-aや植物プランクトンの細胞数が増加する。本調査におけるL槽（滞留時間＝7日）は、一般に言う滞留性の大きい水域に該当するが、夏季においても内部生産によるChl-aの増加、植物プランクトンの細胞数などは確認されなかった。また、閉鎖性水域においてしばしばアオコを形成する、Microcystis属（アオコ）が実験開始1週間後（平成13年7月6日）のL深の表層、S槽の全地点において確認されたが、その後の増殖は見られなかった。これらのことから、本実験施設では、アオコを含む植物プランクトンが増殖しにくい環境であったことが示唆された。

4.2.4 水質浄化性能調査結果

除去率の経日変化を図4-9に示した。

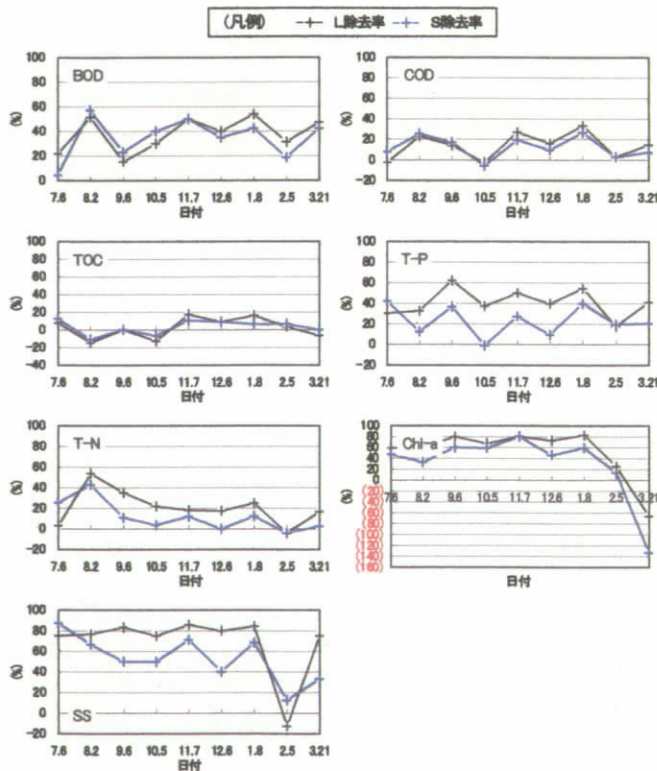


図4-9 水質浄化性能調査結果（除去率）

（7日間）の方が短いS槽（1日間）に比べて15～20%程度除去率が高かった。これは、滞留時間が長いと、粒子状物質の沈降除去効果が大きくなるためや、シジミが同じ水を何回もろ過するためにシジミのろ過効果も大きかったためと示唆された。

各項目において、流出水の濃度は、流入水濃度に影響され、流入水濃度が高くなれば、相対的に流出水濃度も高くなる傾向を示した。その中で、有機物質の指標となるTOCは、流入水と流出水の濃度差がほとんどなく、日によっては、流出傾向を示した。TOC以外の項目は、流入水よりも流出水の方が低く、各槽を通過することにより除去されることが示された。特に、SS、T-P、Chl-aの粒子状物質および粒子状を多く含む項目については、他の項目に比べて除去率が高く、実験開始から9ヶ月間における各層の平均除去率は、SSについてはL槽が68.4%、S槽が55.8%、T-PについてはL槽が40.5%、S槽が23.3%、Chl-aについてはL槽が66.0%、S槽が49.9%であった。さらに、これらの項目は、水の滞留時間が長いL槽

5. 考察

5.1 砂浜・シジミの水質浄化性能把握

本調査期間中の物質収支を求めることによって、水質浄化に対する各作用の寄与度合いの把握を試みた。

各施設への流入量と流出量からの除去量（シジミ蓄積量、底泥堆積量、その他）の収支のイメージを図5-1に示した。

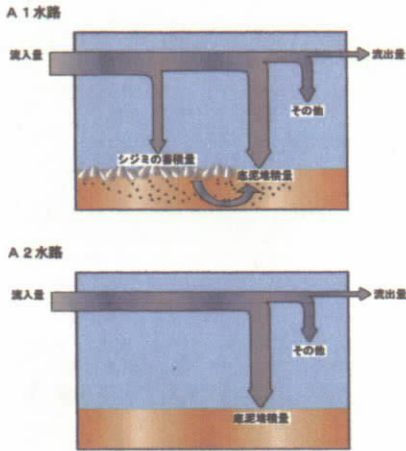


図5-1 物質収支イメージ

A1水路の除去作用としては、①シジミの捕食によるもの（シジミ自体への蓄積）②シジミの捕食によるもの（捕食後擬糞として固めて底泥へ堆積させる）③流下にとともなう沈降作用（底泥への堆積）④砂によるろ過作用⑤微生物等による分解作用⑥その他が考えられた。一方、A2水路の除去作用としては、①流下にとともなう沈降作用（底泥への堆積）②砂によるろ過作用③微生物等による分解作用④その他が考えられた。

シジミの除去量の内訳を、水質浄化性能が良好だった時期（6月末～8月）において、本調査結果から算出した場合と、シジミが初期投入量から減少しなかった場合と、砂のみの場合について概算した。その結果を図5-2

に示した。算出方法については、「流入量」および「流出量」は月1回の水質調査の水質濃度結果に流入水量（148.3m³/日）と期間をかけた値の合計とした。「シジミ蓄積による除去量」はシジミの身と殻の成分分析結果から本調査期間のシジミの含有増加量を算出し用いた。「底泥堆積による除去量」は流下にともない沈降および砂のろ過により底泥に堆積した量としてA2（砂のみ）水路の底泥の堆積量を用いた。「シジミが汚濁物質を捕食後に固めて底泥に堆積させる量とシジミの排泄量」は、A1（シジミと砂）水路の底泥堆積量からA2（砂のみ）水路の底泥堆積量を差し引いた値とした。「その他」は流入量と流出量との差である除去量から「シジミ蓄積による除去量」、「底泥堆積による除去量」および「シジミが汚濁物質を捕食後に固めて底泥に堆積させる量とシジミの排泄量」を引いた値とした。シジミが初期投入量からの減少しなかった場合については、「シジミが汚濁物質を捕食後に擬糞として固めて底泥に堆積させる量とシジミの排泄量」についてもシジミの生存数から補正を行った。なお、調査頻度の問題から、物質収支を求めるに当たっては大きな誤差が生じる可能性があるため、概算という位置づけと

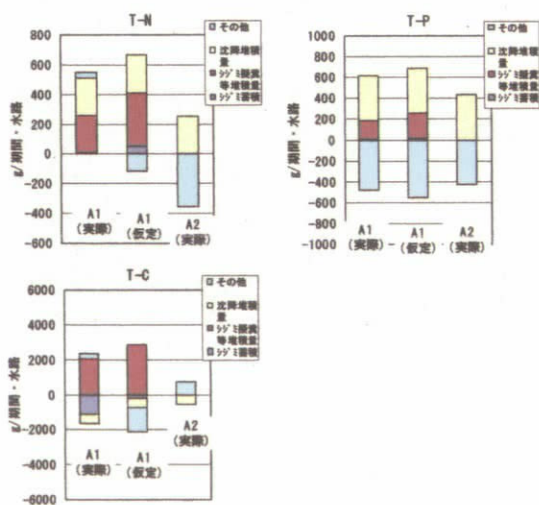


図5-2 シジミ除去量内訳（概算）

した。

シジミの擬糞等による堆積除去量が多く、水質浄化性能に寄与していることが示された。つまり、シジミは、捕食により汚濁物質を固めて底泥にためる沈降促進作用が大きいことが示唆された。また、シジミを出来るだけ初期个体数からの減少を少なくさせることにより、シジミの蓄積による除去量が増加すると考えられた。

5.2 水質施設としての維持管理検討

水質浄化施設として運用する場合は、水質浄化効果が期待でき、かつ、維持管理（作業、コスト）が容易であることが必要である。

このため、調査結果（平成13年7月～平成14年3月）から、シジミと砂を組み合わせた本浄化施設を運用するに当たっての維持管理上の作業および課題、水質浄化効果について表5-1に取りまとめた。また、参考として、同じ施設（浅池型水質浄化施設）により検討を行った「クレソン水耕栽培水質浄化施設」（「平成10年度琵琶湖（赤野井湾）補助河川環境整備実験業務委託」参照）について記載した。なお、比較ができるように、クレソン水耕栽培水質浄化施設については、本調査期間と同時期（季節）について記載した。

表5-1 水質施設の水質浄化効果および維持管理

（水質浄化性能）

		本浄化施設	クレソン水耕栽培水質浄化施設*
除去率	COD (7～8月)	11.7 %	2.9 %
		0 %	7.1 %
		7.9 %	13.1 %
		4.2 %	6.4 %
		8.7 %	10.6 %
		要調査	12.2 %
	T-N (7～8月)	9.8 %	32.4 %
		-0.9 %	14.1 %
		10.7 %	3.0 %
		-0.9 %	14.3 %
		0.6 %	15.2 %
		要調査	8.5 %
	T-P (7～8月)	19.8 %	32.5 %
		5.1 %	21.1 %
		9.7 %	26.2 %
		-5.1 %	33.0 %
		11.1 %	31.8 %
		要調査	26.9 %
	SS (7～8月)	66.7 %	82.6 %
		-1.7 %	49.0 %
48.3 %		59.3 %	
0 %		45.8 %	
18.2 %		63.0 %	
	要調査	57.4 %	

*平成9年10月～平成10年9月データ。ただし、CODについては平成10年9月、平成11年11月～平成12年1月のデータ

（維持管理）

	本浄化施設	クレソン水耕栽培水質浄化施設*
作業	①糸状藻類除去 →課題・要検討（下記参照） ②堆積汚泥除去 →課題・要検討（下記参照） ③日常点検作業（水質検査、通水状況など） （2回/週）	①栽培管理として間引き作業 （2～3ヶ月/回） ②間引いた浄化副産物の堆肥化作業 （4回/年） ③日常点検作業（水質検査、通水状況など） （2回/週） ④安全性試験 （E-coli、その他：6回/年）
コスト （概算）	①課題・要検討 ただし、本年度においては、 271円/日 （12回/年×0.5日/回×作業員） ②課題・要検討 ③1,175円/日 （2回/週×0.25日/回×作業員）	①2,170円/日 （1回/3ヶ月/水路×4水路×3日/回×作業員） ②1,298円/日 （4回/年×4日/回×作業員+4回/年×2日/回×技師補） ③1,175円/日 （2回/週×0.25日/回×作業員） ④314円/日+α
	①～③合計：1,446円/日+α	①～④合計：4,957円/日+α

コストについては、両施設同規模（2.0m×16m/水路×4水路）とした作業番号とコスト番号は対比している

両施設とも、SS、T-Pの粒子状物質の除去効果に優れていた。しかしながら、本施設については、季節の違いによって水質浄化性能が大きく異なり、一方、クレソン水耕栽培水質浄化施設は、季節変動は見られず、一定した水質浄化性能が得られた。調査時期が異なるため一概に比較することは出来ないが、両項目ともに、本施設の浄化効果が良い季節の除去率とクレソン水耕栽培水質浄化施設の除去率とがほぼ同程度であった。これは、本施設が、シジミの活性の強さに水質浄化性能が左右されるのに対し、クレソン水耕栽培水質浄化施設は、定期的な維持管理を実施すれば、一定した水質浄化性能が得られることが示唆された。流入水質濃度がことなるため、一概に比較することは難しいが、本浄化施設の流量が148.3m³/日、クレソン水耕栽培水質浄化施設の流量が79.3m³/日であるため、季節ごとの負荷除去量について比較すると、本施設において水質浄化性能が良好な時期には、クレソン水耕栽培水質浄化施設の負荷除去量よりも上回る場合がある。

クレソン水耕栽培水質浄化施設を運用する上での維持管理については、水路当たり2～3ヶ月に1回の浄化副産物の除去（間引き）とその除去した浄化副産物の再利用化が必要となる。また、クレソンの摘み取りを住民に一般開放する場合の安全性試験や点検などの維持管理も発生すると考えられた。一方、本施設を運用する上での維持管理の作業内容および課題としては、未だ検討、調査が必要であるため一概には言えないが、クレソン水耕栽培水質浄化施設の維持管理のように、定期的かつ多頻度な維持管理が必要でないことが示唆された。今後、水質浄化施設として設計する場合は、さらに継続的な調査を実施し、維持管理費用（ランニングコスト）と水質浄化性能との関係を検討する必要があると考えられた。

5.3 シジミの生育条件把握

閉鎖性水域および内湖環境においてシジミが適応できるかどうかを調べるため、モデル施設を用いてシジミの生育状況を調査し、シジミに適した生育条件を検討した。

本調査の環境設定条件を表5-2、各条件下における実験終了後（9ヶ月後）のシジミの生存数を図5-3に示した。

表5-2 環境設定条件

ケース	初期設定条件						調査期間中条件					
	L深	L中	L浅	S深	S中	S浅	L深	L中	L浅	S深	S中	S浅
シジミ	琵琶湖産シジミ (セタシジミ、マシジミ等)						琵琶湖産シジミであるが、種類割合は要調査					
大きさ	殻長15mm以上 (3～4年以上)						明確な変化なし					
密度 (個/m)	520						死滅により変化あり					
投入数 (個)	10,400		10,400		10,400		調査期間中の追加投入なし					
水深 (cm)	150	100	50	150	100	50	変化なし					
滞留時間 (日)	7日						1日					
流入量 (m ³ /日)	3.9	2.6	1.3	27.3	18.2	9.1	変化なし					
水温	5.6～30.8℃											
流入水質	COD : 3.1～4.1 mg/l SS : 3～19 mg/l T-P : 0.086～0.136 mg/l T-N : 0.93～1.9 mg/l Chl-a : 3.5～17 mg/l											
底質	砂の厚さ (cm) 50						変化なし					
その他	砂の状態 砂						栄養塩や有機物等が底砂に堆積し還元傾向					
シジミの過速度	不明 (要調査)											
シジミの過速度/流入	不明 (要調査)											

調査開始時と調査終了後（9ヶ月後）のシジミの生存数を比較すると、水深が深いほどまた、滞留時間が長いほど、生存数が悪くなる傾向を示した。特に、滞留時間より水深に大きく影響を受ける傾向を示した。

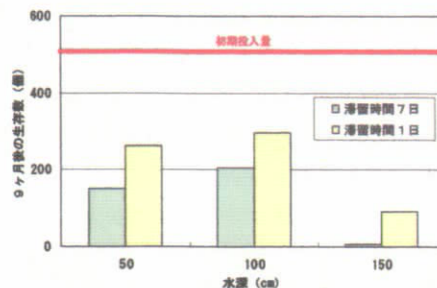


図5-3 各条件下における実験終了後のシジミの生存数

本調査結果からは、シジミの生息環境としては、水深が深く、滞留時間が長い環境は適さず、また、滞留時間より水深に大きく影響を受ける傾向を示した。さらに、シジミを設置する場合は、投入初期は、死滅速度が高く、その後、シジミに負荷のかかる因子が発生しない限り安定すると示唆された。しかしながら、本調査においては、冬季から夏季にかけて未調査であり、シジミが産卵し、その後、増殖していくかについても未調査であり、さらに、初期にシジミの死滅割合の大きかったL深や夏から秋にかけて死滅割合の大きかったS深の死滅原因についても未調査であることなどから、今後、内湖や閉鎖性水域への適応条件を設計をする上において、これらについて検証する必要性があると考えられた。

5.4 水質浄化性能把握

調査期間中（実験開始から3月21日：9ヶ月間）の各槽（L槽、S槽）への全負荷量除去率および平均濃度除去率、調査期間中の流入負荷量、流出量および除去量を図5-4に示した。

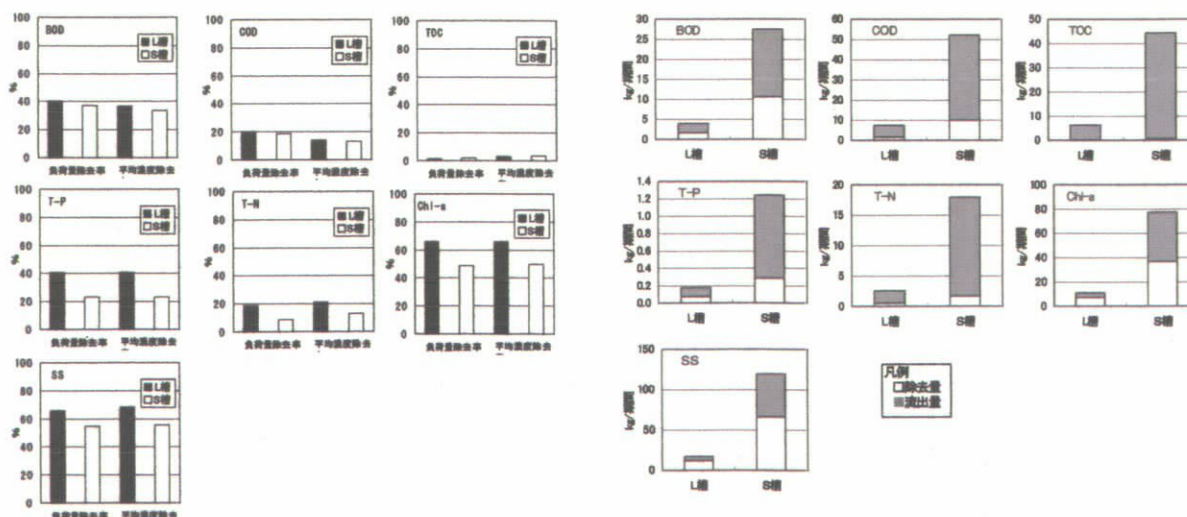


図5-4 水質浄化性能

調査期間中の除去量としては、全項目において、流入負荷量が多いため、滞留時間が短い（1日）S槽の方が、滞留時間の長い（7日）より多く、L槽の3～10倍程度であった。しかしながら、L槽の方が、除去性能が良いため、調査期間中の負荷除去率および平均濃度除去率ともに、全項目において、L槽の方が5～20%程度高かった。

水質浄化性能調査結果（植物プランクトン調査結果）から、植物プランクトンの出現数が各ブロックおよび各槽からの流出水より流入水の方が多かった。また、滞留時間が短い

方が若干出現数、出現細胞数が多い傾向が見られた。これは、滞留時間が長くなることにより遊泳能力のないプランクトンの沈降やシジミの捕食（摂食圧）によるものと考えられた。また、一般に、滞留時間が長く、一定の栄養塩が存在する水域では、夏季において内部生産（植物プランクトンの増殖）が起こり、Chl-aや植物プランクトン細胞数が増加するが、本調査においては、Chl-aや植物プランクトン細胞数の増加、増殖は見られず、さらに、夏場の流入水および各ブロックにおいてMicrocystis属（アオコ）が確認されたが、その後の増殖も見られなかった。このことから、本実験施設は、アオコを含む植物プランクトンが増殖しにくい環境であったことが示唆された。

このことから、水質浄化性能としては、TOCを除く各項目において浄化性能が見られ、特にSS、T-P、Chl-aの粒子状物質および粒子状を多く含む物質の除去率が高く、シジミのろ過作用および沈降作用が寄与していたと示唆された。また、夏場において、Chl-aや植物プランクトン細胞数の増加、増殖は見られなかったことから、本実験施設はアオコを含む植物プランクトンが増殖（内部生産）しにくい環境であったことが示唆された。これらの水質浄化効果は、滞留時間が長い（7日）L槽の方が顕著に見られた。

以上より、本実験施設は、水質浄化性能の面からは、効果的であると示唆された。また、シジミの生育状況は、滞留時間よりも水深に生存率が寄与したため、内湖および閉鎖性水域環境へ適応させる場合においては、滞留時間が短い～長い、水深の浅い（1.0、0.5m）、場所において広く適応が可能であると示唆された。しかしながら、本調査は、夏季から冬季にかけての調査であり春季における調査を実施していないことや、シジミ本来の浄化作用はもとより、本施設の水質浄化に寄与した除去作用について未調査であることや、各項目の形態別の除去能力についても未調査であること、さらに、継続的な運用における底泥の状態・シジミの生存状況においても未調査であることなどから、実際に内湖、閉鎖性水域および河川浄化事業として適応させる場合、これらの課題について検討する必要があると示唆された。

6. とりまとめ

上記の調査結果および考察より、内湖、閉鎖性水域等の河川浄化事業の手法として適応させる場合の、本実験施設の効果、予想される利点、課題について以下にとりまとめた。

6.1 浅池型水質浄化実験施設（水際部モデル化）

比較の意味で、同じ施設（浅池型水質浄化施設）により検討を行った「クレソン水耕栽培水質浄化施設」（平成10年度琵琶湖（赤野井湾）補助河川環境整備実験業務委託）参照）（以下、クレソン施設と称す）について記載した。なお、水質浄化効果については、比較できるように、クレソン水耕栽培水質浄化施設は、本調査期間と同季節に記した。本実験施設の効果、期待される効果、課題については表6-1に示した。

表6-1 効果、期待される効果、課題

調査結果からの効果・状況	水質		底質		維持管理		その他		
	本施設	クレソン施設	本施設	クレソン施設	本施設	クレソン施設	本施設	クレソン施設	
調査結果からの効果・状況	<p>① 粒子状物質および活性性の強い水質浄化性能が変動する傾向</p> <p>② シンジミミの蓄積による除去効果は、生存率に寄与する</p> <p>③ 浄化効果(7~3月) COD: 活性性高 9.8% T-N: 活性性低 4.2% T-P: 活性性高 10.3% SS: 活性性高 14.8% 活性性低 0% 活性性高 57.5% 活性性低 -0.8%</p>	<p>① クレソンの根圏によるろ過作用及び粒子状物質の除去効果</p> <p>② 適切な維持管理を施行することにより、通年一定した水質浄化性能</p> <p>③ 浄化効果(7~3月) COD: av. 9.3% T-N: av. 11.7% T-P: av. 28.0% SS: av. 54.3%</p>	<p>① 陸時的に菜菔属、有機物等が底砂に堆積し、還元傾向。</p> <p>② 定期的な維持管理を実施して、溜まった汚泥を除去</p> <p>③ 定期的な維持管理を実施しない場合は、還元状態および溶出が生じる。</p>	<p>① 系状藻類除去検討: 不要?</p> <p>② 堆積汚泥メンテナンス(要検討: 数年に1回?)</p> <p>③ 日常点検作業(2回/週)</p> <p>④ 安全性試験(E-coli, その他: 6回/年)</p> <p>①~④ 合計コスト 約1,000円/日+</p>	<p>① 殺菌維持管理としての間引き作業(2~3ヶケ月/回)</p> <p>② 間引いた浄化副産物の堆肥化作業(4回/年)</p> <p>③ 日常点検作業(2回/週)</p> <p>④ 安全性試験(E-coli, その他: 6回/年)</p> <p>①~④ 合計コスト 約5,000円/日</p>	<p>本調査期間において本施設設置環境条件(表5-3参照)は、本施設設置条件として適応している(死滅割合: 25%)</p>	<p>住民参加型の河川浄化施設として適応(クレソンの摘み取り、堆肥の持ち帰り)</p>	<p>本施設設置環境条件(表5-3参照)は、本施設設置条件として適応している(死滅割合: 25%)</p>	<p>住民参加型の河川浄化施設として適応(クレソンの摘み取り、堆肥の持ち帰り)</p>
期待される効果	<p>① シンジミミ自体の除去性能(捕食作用)</p> <p>② 各項目の形態別の除去効果</p> <p>③ 通年を通しての活性性能(シンジミミの変動)</p> <p>④ 水質浄化の持続性</p>	<p>クレソンの根圏によるろ過作用及び粒子状物質の除去効果</p> <p>クレソンの根圏によるろ過作用及び粒子状物質の除去効果</p>	<p>クレソンの根圏によるろ過作用及び粒子状物質の除去効果</p> <p>クレソンの根圏によるろ過作用及び粒子状物質の除去効果</p>	<p>低メンテナンス、トランニングによる運用が可能</p> <p>低メンテナンス、トランニングによる運用が可能</p>	<p>水質浄化を維持させるためには、定期的な維持管理が必要である。</p> <p>水質浄化を維持させるためには、定期的な維持管理が必要である。</p>	<p>シンジミミの最適条件の検討により、水質浄化効果の河川浄化型として適応</p>	<p>住民参加型の河川浄化施設として適応(クレソンの摘み取り、堆肥の持ち帰り)</p>	<p>シンジミミの最適条件の検討により、水質浄化効果の河川浄化型として適応</p>	
課題								<p>① 通年を通してのシンジミミの生息状況</p> <p>② シンジミミの産卵、増殖</p> <p>③ シンジミミの死滅割合を減少させる条件</p> <p>④ 住民参加型施設としての可能性</p>	

6.2 深池型水質浄化実験施設（内湖モデル化）
本実験施設の効果、期待される効果、課題について表6-2に示した。

表6-2 効果、期待される効果、課題

	シジミ	水質	底質	その他
調査結果からの効果・状況	①水深が深いほど、滞留時間が長いほど適さず、また、滞留時間がより水深に大きく影響を受ける傾向を示した。 ②シジミを設置する場合は、投入初期は、死滅速度が高く、その後、シジミに負荷のかかる因子が発生しない限り安定すると示唆された。	①TOC以外の項目は、各プロットの水質濃度および各種からの流出水濃度が、流入水濃度より低く、特に、SS、T-P、Chlor-aの粒子状物質および粒子状を多く含む物質の除去が高い。 ②滞留時間が長い（7日）L槽の方が、短い（1日）S槽に比べて15～20%程度除去率が高い。 ③夏場において、Chlor-aや植物プランクトン細胞数の増加、増殖は見られなかったことから、本実験施設はアオコを含む植物プランクトンが増殖（内部生産）しにくい環境であったことが示唆された。	経時的に栄養塩、有機物等が底砂に堆積し、還元的な傾向。	
期待される効果	水深が浅く（1.0、0.5m）、滞留時間が短い～長い内湖および閉鎖性水域環境へ広く適応が可能	①粒子状物質及び粒子状を含む物質のシジミの捕食作用（シジミ自体の蓄積、捕食後に擬糞として固めて底泥へ堆積）、流下にもなう沈降作用による水質浄化効果 ②内湖、閉鎖性水域等へシジミを投入する事により、内部生産ににくい環境にする。	①シジミが生息出来る条件として、底質改善の目標が導ける ②シジミによる栄養塩や有機物等の堆積（シジミの活性の変動により堆積状況も変動する）と多様な生態系の形成による分解から、底泥状態の安定化、堆積速度の低下	シジミが生息する水域として、シンボリック的なイメージ
課題	①冬季から夏季にかけて未調査 ②シジミが産卵し、その後、増殖していくか、また、継続的な運用におけるシジミの生存状況 ③初期にシジミの死滅割合の大きかったL深や夏から秋にかけて死滅割合の大きかったS深の死滅原因についても未調査	①冬季から夏季にかけて未調査 ②シジミ本来の浄化作用はもとより、本施設の水質浄化に寄与した除去作用について未調査 ③各項目の形態別の除去能力について未調査	①汚泥の堆積、栄養塩や有機物等の含有状況（継続状態） ②生物生息状況	

実験担当者

滋賀県土木交通部
滋賀県湖南地域振興局
財団法人 琵琶湖・淀川水質保全機構

河港課 課長補佐
河川砂防課 主幹
河川砂防課 副主幹
実験センター所長
実験センター研究員

徳島 英和
松野 克樹
今井 崇
田井中善雄
馬場 玲子