

琵琶湖・淀川水質浄化 共同実験センター成果発表会

講演集

日時 1999年2月8日(月)

会場 滋賀県立芸術劇場
びわ湖ホール

建設省 近畿地方建設局
滋賀県
水資源開発公団関西支社
財団法人 琵琶湖・淀川水質保全機構

正 誤 表 追 加

	誤		正
P 6 7			
研究者名	磯部留美子	→	磯部留美子
P 1 0 5			
研究者名	磯部留美子	→	磯部留美子
P 1 1 6			
図 4 - 5 のタイトル			
	B O D	→	S S
	S S	→	B O D

正 誤 表

誤

正

P23

図4-1 河川浄化…分類 7)をもとに作成 → 図4-1 河川浄化…分類 8)をもとに作成

P24

生態工学を活用した…模式図 8) → 生態工学を活用した…模式図 9)

P77

5行目 図4-1は… → 図4-2は…

P81

図4-5

1998年5月26日 → 1998年4月29日

1998年4月29日 → 1998年5月9日

1998年7月16日 → 1998年5月26日

1998年5月9日 → 1998年7月16日

P85

6行目 新芽存在数 (m²/本) → 新芽存在数 (本/m²)

P122

図5-4 SSの収支 (夏~秋) → SSの収支 (春~夏)



琵琶湖・淀川水質浄化共同実験センター
計画平面図

目 次

－ 特 別 講 演 －

- 「琵琶湖北湖の栄養塩の挙動」…………… 1
10:45～11:45 京都大学大学院工学研究科教授 宗宮 功

－ 成 果 発 表 －

1. 実験センター概要説明……………15
13:00～13:20 財団法人琵琶湖・淀川水質保全機構 中山 繁
2. 深池型ヨシ帯浄化実験……………27
13:20～13:45 建設省琵琶湖工事事務所 森川 和夫
3. 浅池型植生（クレソン水耕栽培）浄化実験……………45
13:45～14:10 滋賀県 田中 良典
4. 琵琶湖岸におけるヨシ植栽実験……………67
14:10～14:35 水資源開発公団 村尾 浩太
5. 太陽エネルギーを用いた流動床ろ過方式浄化実験……………87
14:35～15:00 財団法人琵琶湖・淀川水質保全機構 武井 直子
6. カーボンファイバー方式浄化実験……………105
15:00～15:25 財団法人琵琶湖・淀川水質保全機構 出倉 正人
7. 不織布接触材方式浄化実験……………125
15:40～16:05 財団法人琵琶湖・淀川水質保全機構 堀野 善司
8. 限外ろ過膜（UF膜）ろ過実験……………139
16:05～16:30 財団法人琵琶湖・淀川水質保全機構 武井 直子
9. 土壌浄化実験……………153
16:30～16:55 建設省琵琶湖工事事務所 板坂 浩和

— 特別講演 —

「琵琶湖北湖の栄養塩の挙動」

京都大学大学院工学研究科教授 宗宮 功

特別講演 琵琶湖北湖の栄養塩の挙動

京都大学大学院工学研究科 教授 宗宮 功

1. はじめに

近畿圏の水源である琵琶湖は、容積が278億トン、面積が674km²と日本最大の湖である。多くの機関で、定期的あるいは非定期的に湖の調査活動は実施されているが、その広大な面積、容積のため、汚濁メカニズムを解明するには必ずしも十分ではない。とくに水質項目によっては、流域と湖内とで関連する反応・変化が異なるため、単純な調査ではその変動過程を把握することが困難となっている。

琵琶湖に持ち込まれる多くの物質は、表流水や地下水によるが、その水文学量については図-1¹⁾のような結果が示されている。平均的には年間55億トン程度が流入して基本的な流れを形成し、地下水量

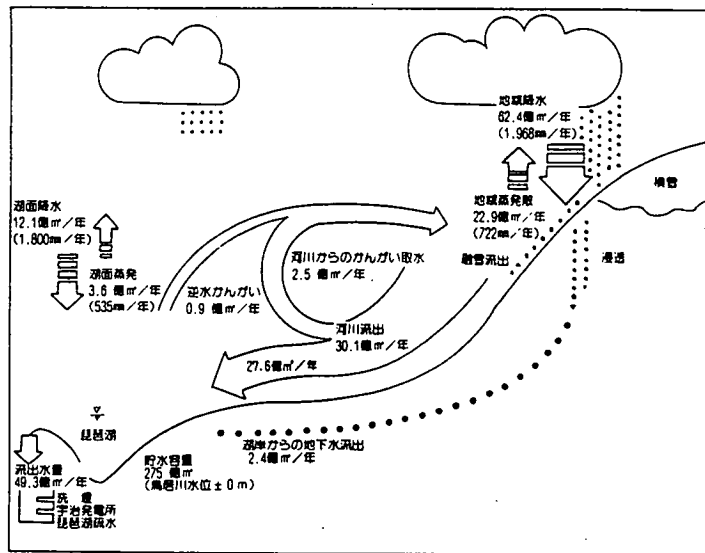


図-1 琵琶湖の水循環と収支¹⁾

についても年間2億トンから5億トン程度の値が示されている。

これらの琵琶湖に係わる水の質を、降雨、河川および湖水について、著者らのグループがそれぞれ実測し、非超過確率をもとめて比較したものを図-2に

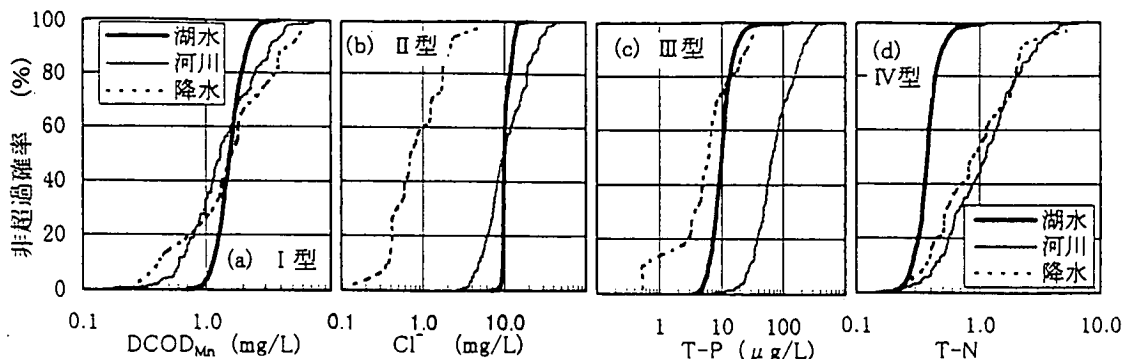


図-2 降雨、河川、湖水の濃度レベル変化パターンの4類型

示すが、項目によって降雨・河川・湖水の濃度レベルが他と大きく異なるものがあることがわかる。たとえば、過マンガン酸カリウムの消費量で表記するろ過試料の化学的酸素要求量D-COD_{Mn}では、3者間で分布の広がりには差があっても、平均値に極端な濃度差はない。しかし、Cl⁻の場合は降水で、T-Nの場合は湖水で、極端に濃度が他より低くなっている。またT-Nの分布を見ると、降水と河川水とはほぼ同じ分布を示すが、湖水は極端に異なることがわかる。関連する機序に差があることが明瞭である。表-1はこれら濃度差パターンから水質指標を分類し、I～IVの4類型に整理した結果を示す。本表から、水質指標特性により集

表-1 降雨・湖・川の濃度差の特性トス異質指標

Type	濃度レベル	水質指標	主内容
I	雨 ≒ 湖 ≒ 川	TOC, D-COD _{Mn} , T-COD _{Mn}	有機物
II	雨 ≒ 湖 ≒ 川	Cl ⁻ , SO ₄ ²⁻ , Na ⁺ K, IC, Mg ²⁺	準揮発性栄養塩類
III	雨 < 湖 < 川	Si, T-P	非揮発性栄養塩類
IV	雨 > 湖 > 川	T-N, NO ₃ ⁻ -N	窒素系物質

水域流域内や湖内で主反応が大きく異なることが予想される。

現在、琵琶湖では単に富栄養化だけでなく優占藻類種遷移等の多くの問題が生じてきているといわれ、今後は従来の窒素・リン以外の物質にも注目する必要があることが指摘されている。従来の琵琶湖調査では、表層部の多地点あるいは南湖北湖の代表数点で鉛直の変化が定期的に実測されているものの、その膨大な水量に対して多地点での同時水深方向調査は、2, 3の調査があるだけで定期的なデータは得られておらず、その空間的な特徴は明確なものではない。

以上の現況を鑑み、筆者らは琵琶湖、同流入河川そして同降水を対象に、約50項目の多水質項目の調査を実施しているが、ここでは琵琶湖調査で得られている多量のデータをもとに、琵琶湖内での水質の時間的・空間的な変動特性を検討し、その水質形成過程の機序を検討してみる。

2. 水質調査の概要

2.1 滋賀県並びに近畿地方建設局による水質調査

昭和41年以来滋賀県が近畿地方建設局に委託され、調査を実施してきたものを昭和54年から共同調査として実施されるようになっていく。琵琶湖の水質調査によって、琵琶湖水質の現況把握と評価が繰り返されてきている。その調査は、主として環境基準点での水質測定を実施することを主としたものであるが、1960年代以降の水質変化特性を示すデータとしては貴重なものとなっている。この調査での採水地点を図-3²⁾に示すが、北湖で28地点、南湖で19地点となっている。測定水深は表層の0.5mで、毎月上旬に1回、年12回実施している。

また同時に、自動水質測定点が琵琶湖内や河川27カ所に設置され、テレメータ化による水質の自動監視が推進されている。ただ、基本的にこれら連続測定の結果が有効に利用されているかどうか、あるいは誰でも利用可能なようなデータとして公表されているかどうか必ずしも明確でない。

一方、北湖全体の水質変化をより詳細に調査し、その変動幅を求め、各水質量の存在量をより正確に求め、水質の形成要因の把握を試みるために、一体どの程度の調査をすべきなのかを決定することは大変困難である。少なくとも小型の化学反応器であれば、滞留時間の3倍相当時間までを測定時間とし、かつ測定間隔に0.1滞留時間程度をとれば、反応器内の平均的な水質変化はかなり正確に把握できる。これに習うと琵琶湖北湖の滞留時間が5.2年であることから、ほぼ16年の長期調査期間を設定しなければならないが、1大学の研究期間としてはこれほど長期の研究計画を立てることは困難である。そこで、1995年春から5年間を一区切りとして、各季節における水質変動をまず把握することを目的とし、各季節1回の調査を実施することとした。調査地点の湖内分布状況を図-4に示すが、湖内の水質の3次元的分布把握のため

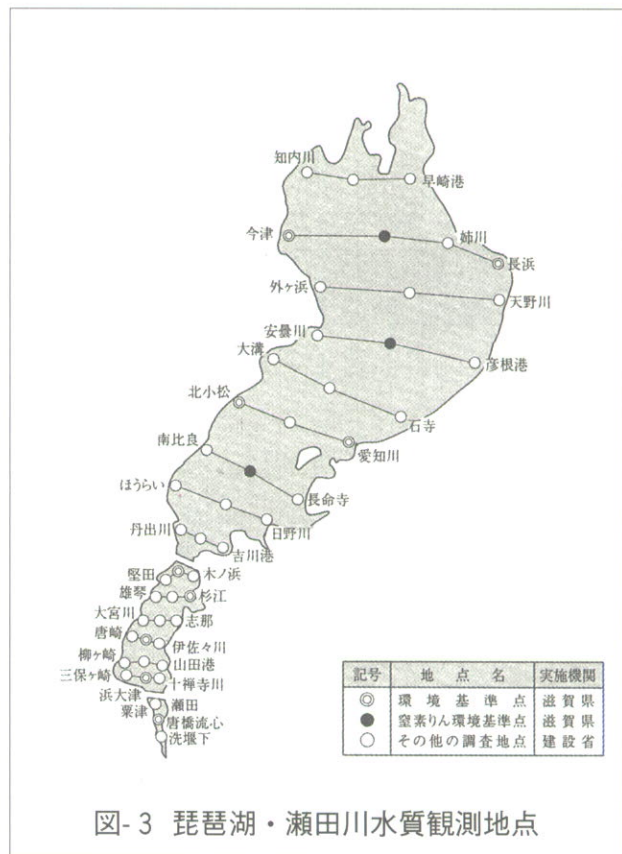


図-3 琵琶湖・瀬田川水質観測地点

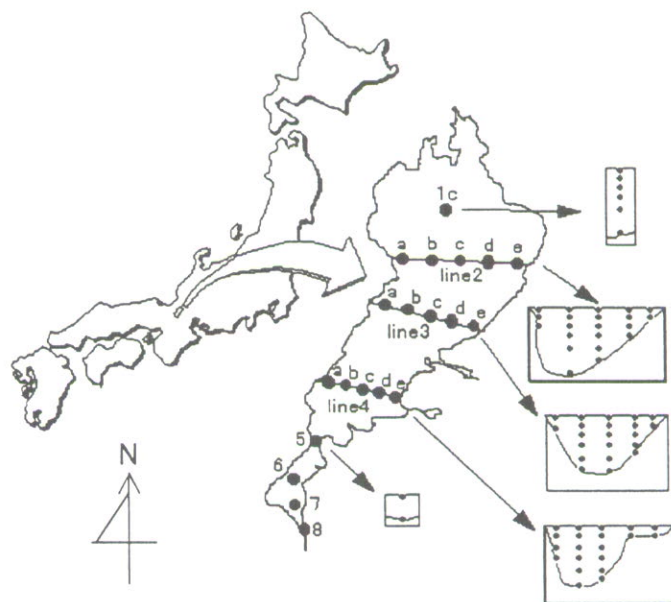


図-4 琵琶湖北湖水質調査地点

め20地点で1～6水深合計75の採水点を設けている。調査項目は、表-2に示すように、測定年によって若干異なるが、67項目に達する。調査に際しては、調査開始初期から建設省琵琶湖工事事務所のご厚意により、総トン数35トンの調査船「湖水守」を毎回3日間優先的に利用する便宜を図っていただき、また財団法人琵琶湖・淀川水質保全機構から一部研究費の補助を得ている。なお昨年には、日本生命財団からも一部研究費の協力を得ている。実際の調査には、各季3日間（主として2日間調査+1日の予備）を設定し、進めている。採水は、午前中ないし午後の早い時間に終了することとし、日間変化を出来るだけ少ないものにとどめる努力をしている。

3. 水質調査の結果と解析

3.1 環境基準点での水質分布

図-5 (1)、(2)、(3)は滋賀県環境白書に見られる琵琶湖水質の経年変化である。北湖の4つの環境基準点の75%値を示したもので、CODとT-Nとは環境基準点を凌駕している。COD値は昭和60年から63年頃を境に再度上昇傾向にある。またT-N

水質項目	分析 方 法
TOC、DOC	上水試験方法に準拠（燃烧酸化法-2チャンネル法； 高津全有機炭素計TOC-5000）
COD _{Cr}	Standard Methodに準拠（密封環流滴定法変法）
COD _{Mn}	上水試験方法に準拠（過マンガン酸カリウムによる滴正法）
TN、DN	Standard Methodに準拠（過硫酸カリウム分解後テクニコンII）
NO ₂ -N、NO _x -N	Standard Methodに準拠（Automated Cadmium Reduction Method；テクニコンII）
NH ₄ ⁺ -N	上水試験方法に準拠（インドフェノール法）
TP、DP	上水試験方法に準拠（過硫酸カリウム分解後モリブデン青法）
PO ₄ ³⁻ -P	上水試験方法に準拠（モリブデン青法）
Chl.a、Pheo.a	上水試験方法に準拠（アセトン抽出による吸光度法； Lorenzenの方法）
SS、VSS	上水試験方法に準拠（ろ過法；GF/Bろ紙使用）
生菌数	R2A寒天培地を用いて25℃1週間培養後生成コロニーを計算
全菌数	DAPIを用いて染色後、0.2μmろ紙に補足された細菌を 落射蛍光顕微鏡を用いて計数
エステラーゼ活性	6CFDAを用いて染色後、0.2μmろ紙に補足された細菌を 落射蛍光顕微鏡を用いて計数
元素数	上水試験方法に準拠（ICP発光分光分析による一斉分析）
イオン数	上水試験方法に準拠（イオンクロマトグラフによる一斉分析）
DO*	投げ込み式センサーゾンデ（WQLS） [船上での測定] 上水試験方法に準拠（溶存酸素計による方法）
pH*	投げ込み式センサーゾンデ（WQLS） [船上での測定] 上水試験方法に準拠（比色法）
水温*	投げ込み式センサーゾンデ（WQLS,STD） [船上での測定] バケツ法
透明度*	セッキ円板による測定
水深*	ソナーによる測定

*は現場で測定する項目を示している。

表-2 測定項目と試料の分析方法

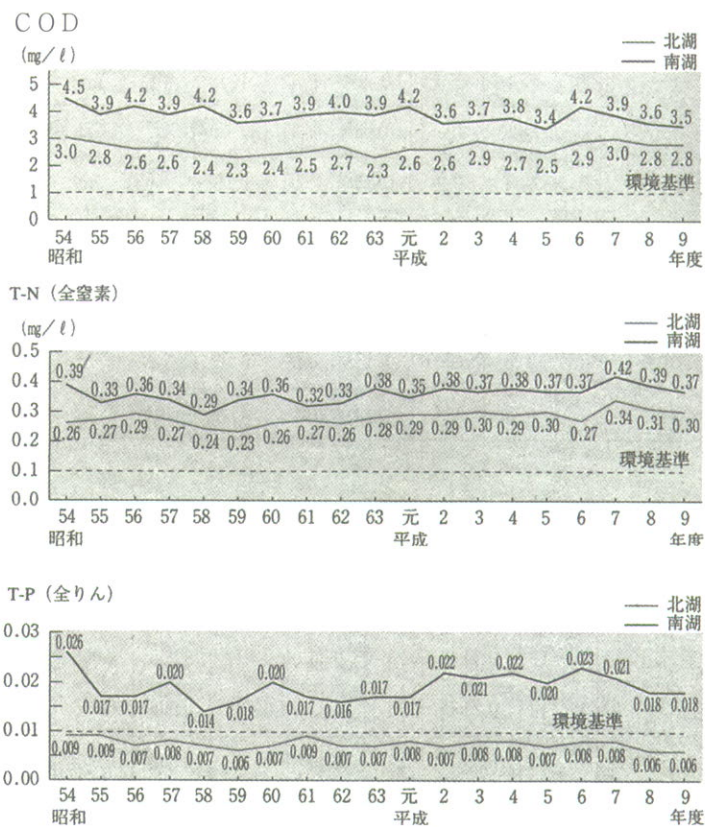


図-5 環境基準点での水質75%値

は昭和58ないし59年頃を最低にやはり増加傾向にある。T-Pは環境基準値を全うし、近年低下傾向になっている。昭和54年以降の北湖の平均水質を図-6(1)、(2)、(3)に、COD, T-N, T-Pの経年的変化を示す。T-Pは一貫して低下しているが、CODは昭和59年が最低であり、T-Nは昭和62年が最低となっている。いわば、環境基準点での水質値評価と平均値評価とは、

CODとT-Nとは、最低値が生じた時点が逆転していることがわかる。行政的に、環境基準に合致するかどうかで、水環境を管理することと、何が起きているかを判断する現象評価のデータとで当然異なることを意味している。

3.2 栄養塩の分布特性

図-7は北湖の南北方向でのクロロフィルa, T-N, T-Pの鉛直分布季節変化を、水深別に表示したものである。明らかに、躍層形成の有無により、T-N, T-Pの存在分布が変化することが知られ、Chl-aとT-Pとは比較

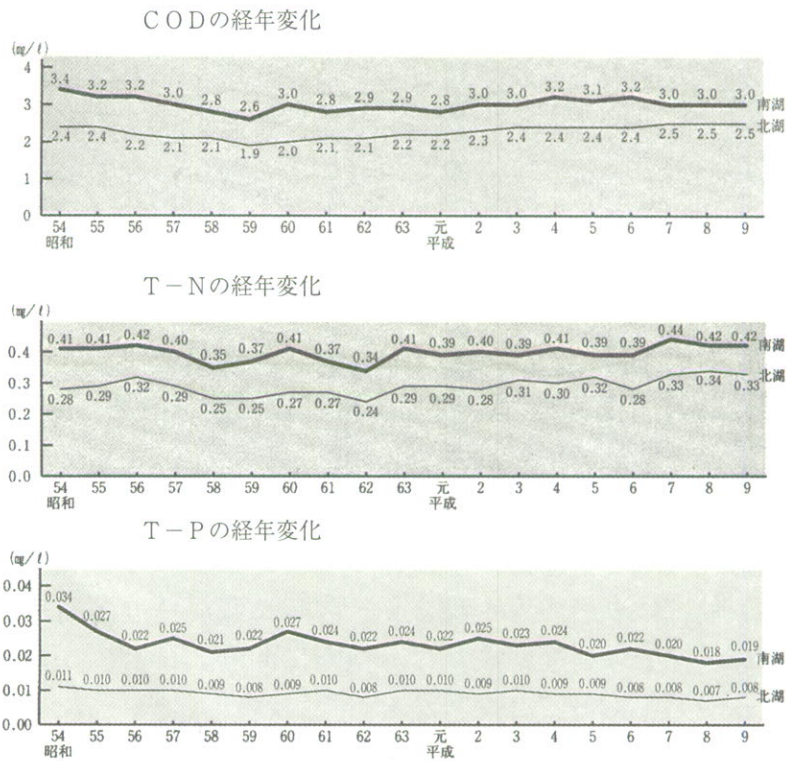


図-6 定点調査の主要水質平均値

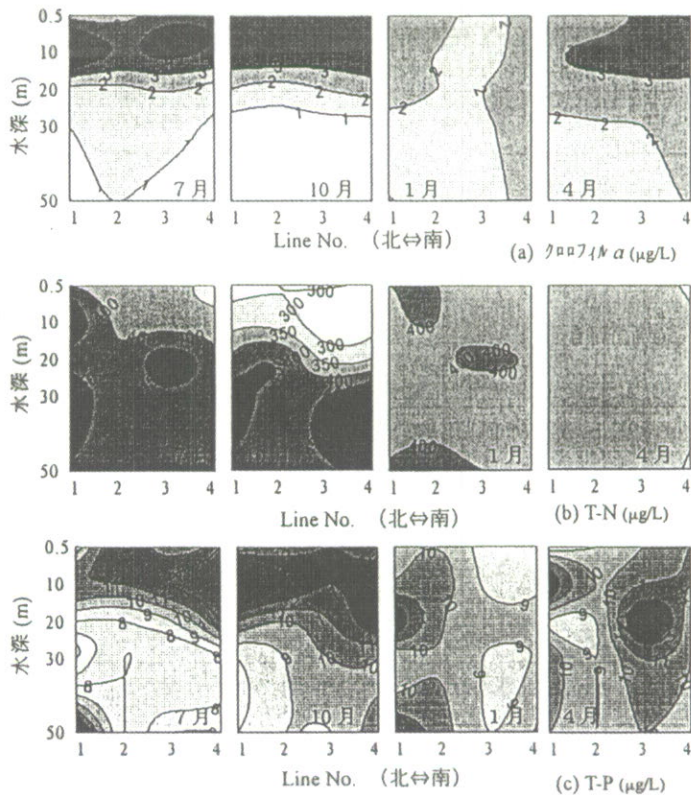


図-7 クロロフィル a、T-N、T-P の水平分布の季節変化

的分布が似通っていることがわかる。むしろT-NとT-Pとは躍層を境にして、水深方向の分布が逆転している様相が見られ、躍層下部のT-N濃度が北部においても高いことがわかる。また、T-Pについては、1月4月の循環期であっても、パッチ状にリン濃度の高いところが形成される様子が見て取れる。

1995年春から実測を開始した北湖の3次元データから、溶存態窒素と溶存態リンの季節的また水深別の分布状況を図に表したのが、図-8と図-9である。ともに、1997年1月から1998年7月までの1年半の6回の調査結果を示している。いずれにおいても、1月と4月は循環期であり、7月と10月は躍層形成期である。図-8から、DNは年間を通じて表層は低く、躍層を形成する時期に中・低層で濃度が高くなることが分かる。4月には全循環で上下がかなり均質化しているが、1月はまだ低層ないし底付近の濃度が濃い状態にある。一方、図-9からDPについては、4月にはかなり水深方向に均質に分布しているが、7月には表層濃度が高まり、同時に底泥付近が高くなっている。10月には表層から中層へ濃度が濃くなる傾向にある。また、リンの高濃度域が、地域的に偏って出てくることがわかる。

3.3 クラスタ分析による琵琶湖水域の空間区分水域区分

琵琶湖はその大きさゆえ湖内の状況は一様でなく、湖内で生じる種々の現象は水平、垂直方向で異なると考えられる。ここでは、全75地点での琵琶湖水質調査から得られたデータをもとに琵琶湖内部を水質の似たいくつかの水域に分割し、各水域の特徴を捉えることで琵琶湖全体の水質構造を解析し、内部現象の推定を試みる。

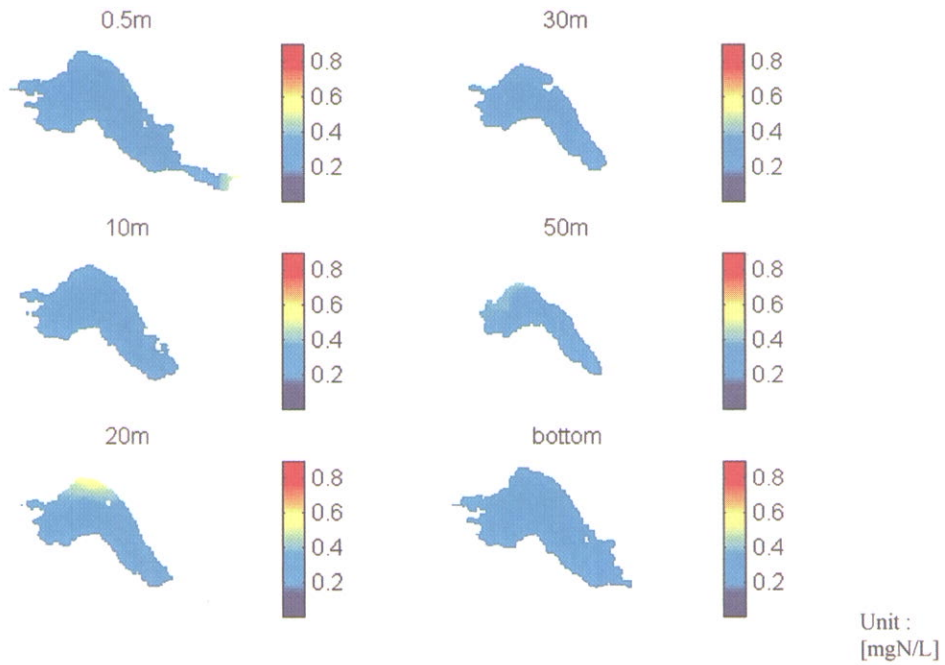
1) 主成分分析による指標の要約

観測地点のグループ分けを行う方法としてクラスタ分析を適用した。クラスタ分析を行う場合、分析に使用するデータは互いに相関性がなく独立であることが求められる。そこで、水質データから独立な成分を抽出(作成)することを目的に主成分分析を実施した。

主成分分析には、1995年10月から1998年7月までの12回の調査で得られたデータのうち、濃度の変動が測定精度に比べ十分に大きいことを考慮し、(WT, DO, TN, NO₃N, TP, DP, Chla, Pheo, SS, TCOD, DCOD, PCOD, Cl⁻, SO₄²⁻, Na⁺, Mg²⁺, Si, Ca²⁺)の18個の水質指標のデータを用いた。各項目ごとに濃度の幅、ばらつきに違いを考慮して、データの正規化を行った。

ところで、各水質項目が各採水地点毎に異なる情報を与えるのと同様に、同一項目でも調査日が異なると新たな情報を与えると考えられる。水質データを図-10に示すような行列に再構成し解析した。同行列の各要素 $18 \times 12 = 216$ 個を変数として、採水地点数75のデータに対して主成分分析を施した。

Apr.'97 DN



July '97 DN

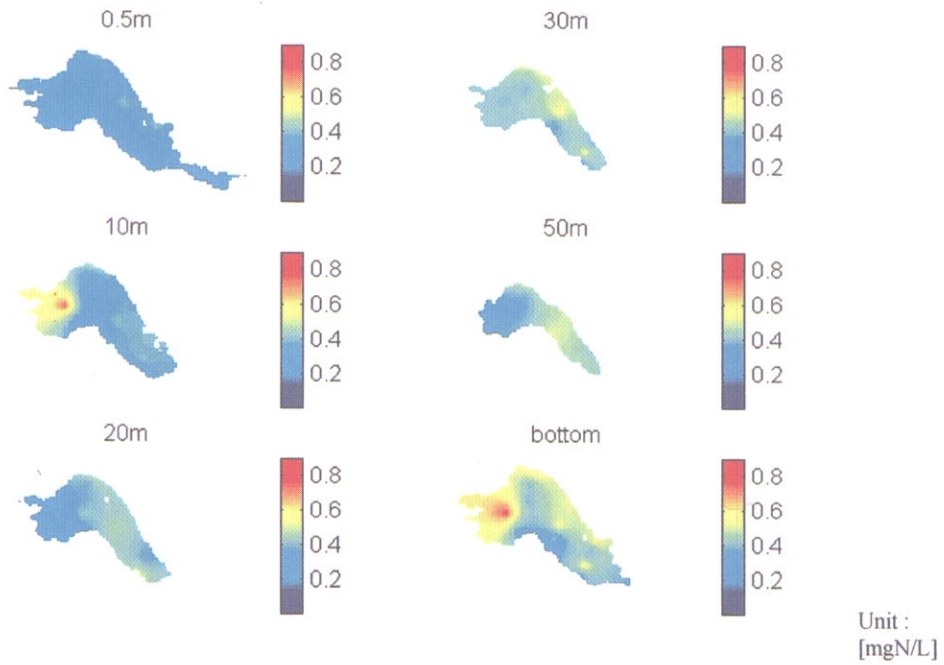
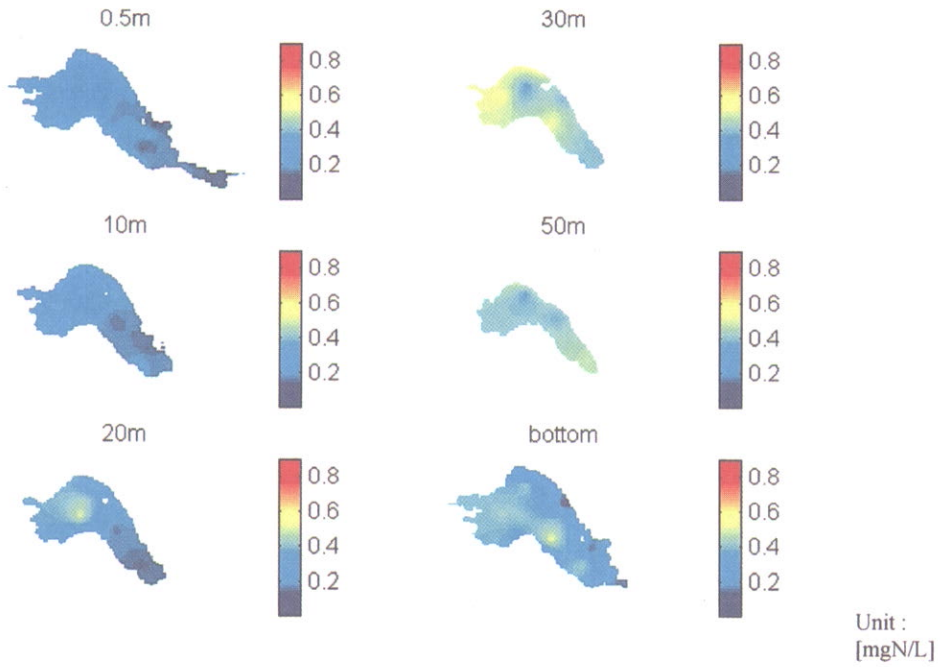


図-8 97年春から98年冬にかけての年間溶存窒素の変化 (1)

Oct.'97 DN



Jan.'98 DN

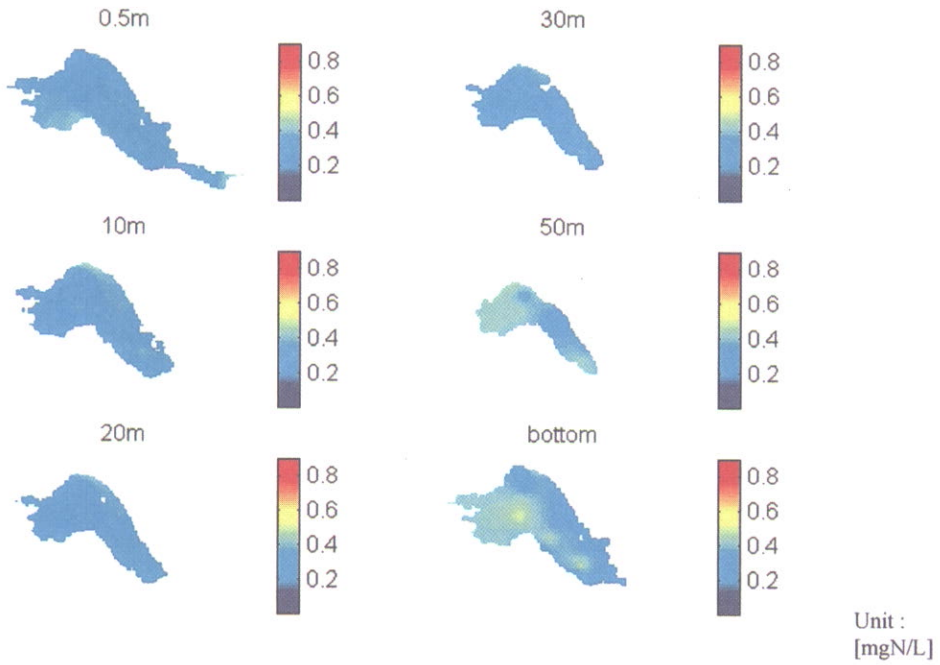
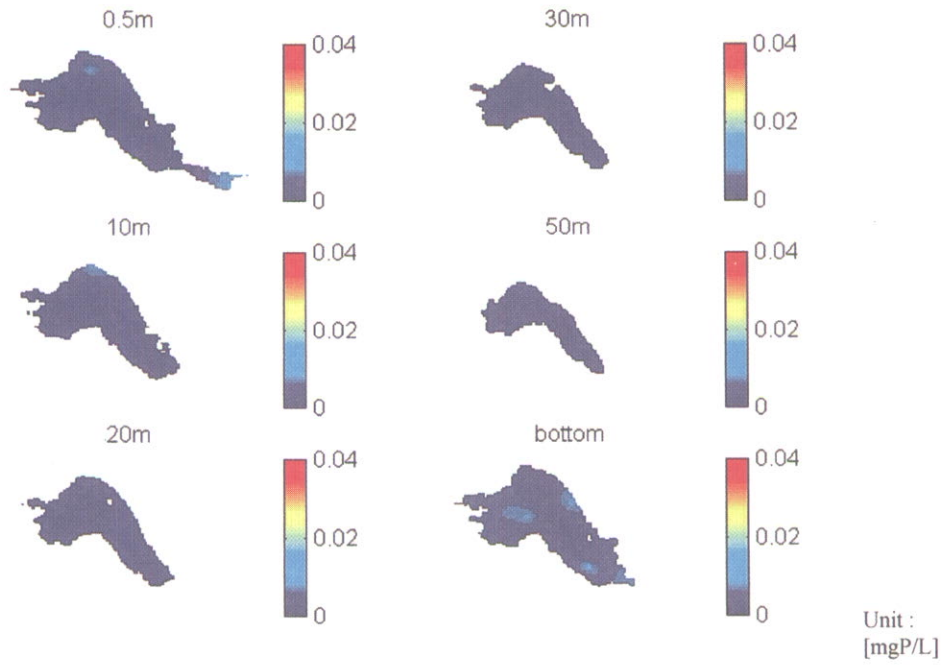


図-8 97年春から98年冬にかけての年間溶存窒素の変化 (2)

Apr.'97 DP



July '97 DP

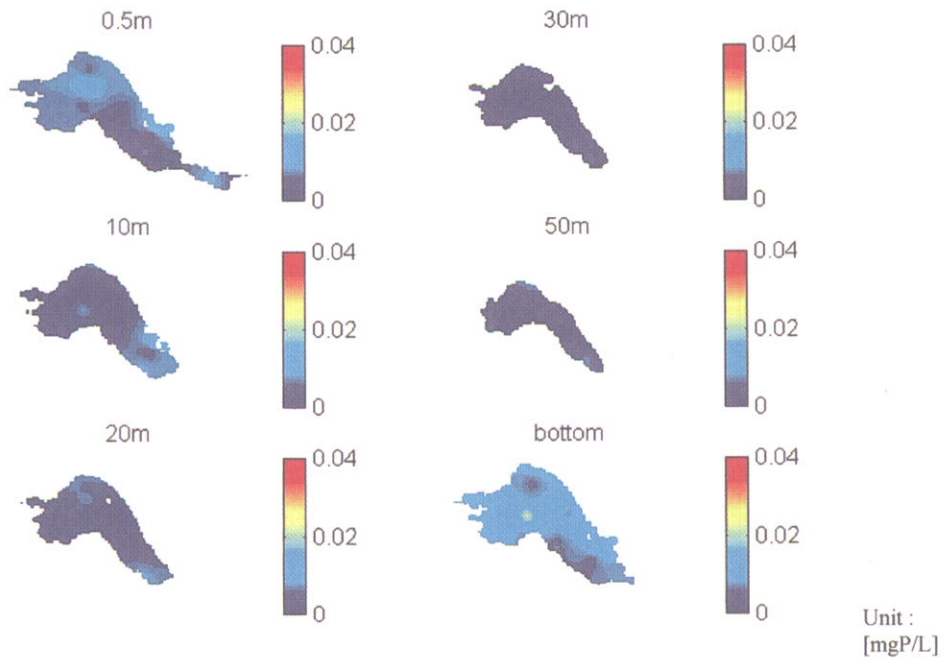
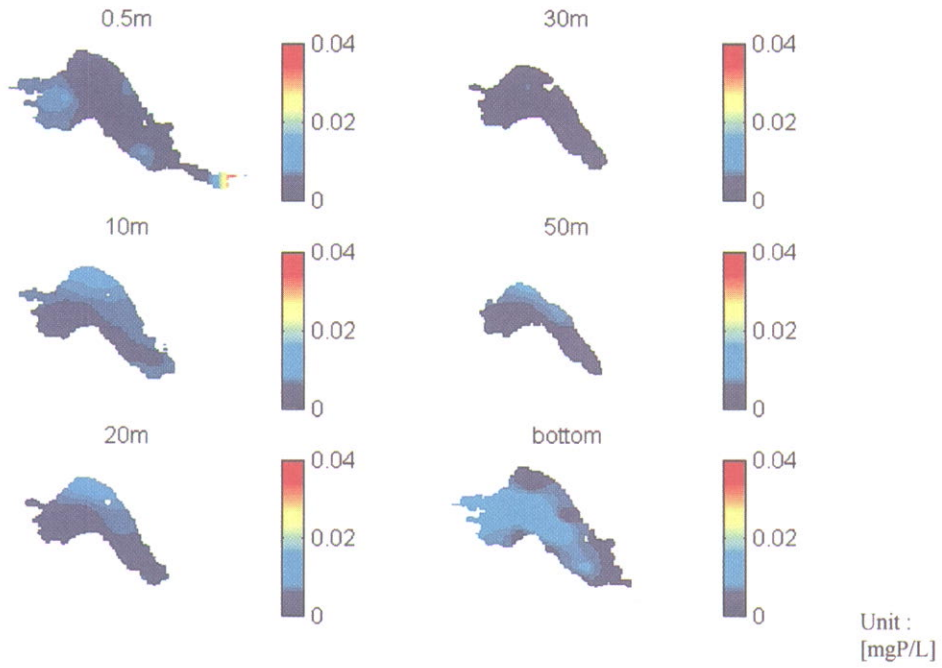


図-9 97年春から98年冬にかけての年間溶存リンの変化 (1)

Oct.'97 DP



Jan.'98 DP

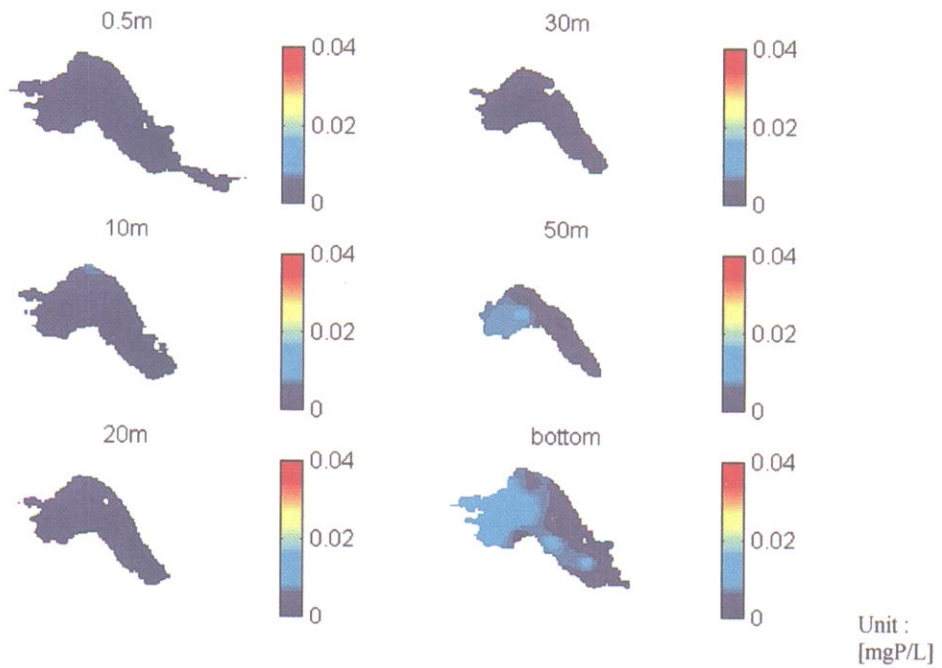


図-9 97年春から98年冬にかけての年間溶存リンの変化 (2)

主成分分析により、変数の数と同じ216個の主成分が得られるが、取り上げる基準として、もとの情報の80%以上を説明すること（累積寄与率が85%以上）を目安とする。今回の解析で得られた主成分の寄与率は第1主成分21%、第2主成分12%となった。累積寄与率80%以上とするには大きな順から30個の主成分を要する。

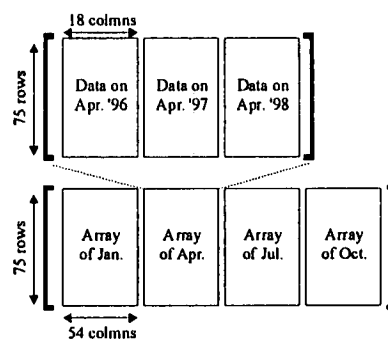


図-10 水質マトリックス

季節ごとに平均化した各主成分の固有ベクトルを図-11に示す。固有ベクトルから各主成分の内容を推察すると、第1主成分は水温、DO、NO₃⁻-N、COD、VSS、Chl-aなどの寄与が大きい。水温においては1月のみ符号が逆であること、Chl-aが1年を通じ寄与が大きく、その他生物量を反映する項目の寄与が大きいことな

どから、第1主成分は気温の影響を受けやすい「浅い」かつ「生物活動が盛ん」な地域、すなわち南湖を意味すると考えられる。第2主成分は水温、

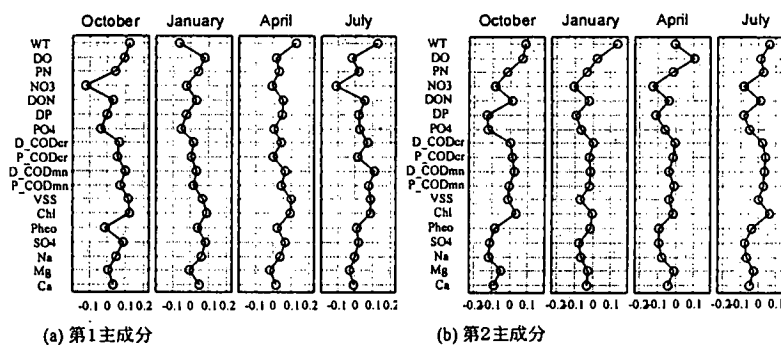


図-11 主成分分析固有ベクトル値の季節及び水質指標特性

DO、NO₃⁻-N、DP、SO₄²⁻、Na⁺などの寄与が大きい。水温の寄与が第1主成分とは異なり全季節を通じ同じ符号（+）であることから、第2主成分は水温の変化が比較的大きい北湖表層を表すと考えられる。この地域ではNO₃⁻-N、DPの寄与がマイナスで大きいことから、これらの物質が藻類増殖に利用され欠乏状態に陥っているものと考えられる。

2) 琵琶湖水域の主成分を用いたクラスターによる空間区分

主成分分析の結果得られた30個の主成分に関する得点をもとにクラスター分析を実施し、75地点を複数のグループに分割した。分析において、地点間の類似度はマハラノビスの汎距離（Mahalanobi's generalized distance）にて計算、またクラスター間の統合はウォード法（Ward method）を採用した。

図-12にクラスター分析の結果得られるデンドログラムを示す。類似度20付

近を判断基準とすると、琵琶湖は南湖 (Zone 9)、北湖表層 (Zone 8, 4, 1)、北湖中層～深水層 (Zone 5, 6, 3, 2) および北湖底層 (Zone 7) という4つの水域に大別できる。さらに類似度15付近で、北湖表層は北部 (Zone 1)、南部 (Zone 4)、東岸部 (Zone 8) に、北湖中層～深水層は南部中水層 (Zone 5)、南部深水層 (Zone 6)、北部中深水層 (Zone 2, 3) に細分化できる。これに水域の連続性を考慮すると、図-13に示すように琵琶湖を9つの水域に分割でき、単純化できる。北湖は春から秋にかけて水温躍層を形成するため、水深方向でいくつかの水域に分割されることは容易に想像される。今回の結果では水深方向に4つの層に分割されている。水平方向では、表層にて北側と南側、そして北湖の中で水質悪化が進行していると言われていた東岸部から南湖流入点の3水域に分割された。このことから、北湖と南湖が異なる水質であると同様に北湖東岸部もまた北湖の中では異なる水質を示すこと、また、一般に深い湖は表層、水温躍層、深水層など躍層を境に3つの層で考えられることが多いが、琵琶湖ではさらに湖底付近を別の層として扱うことが適当であると考えられる。

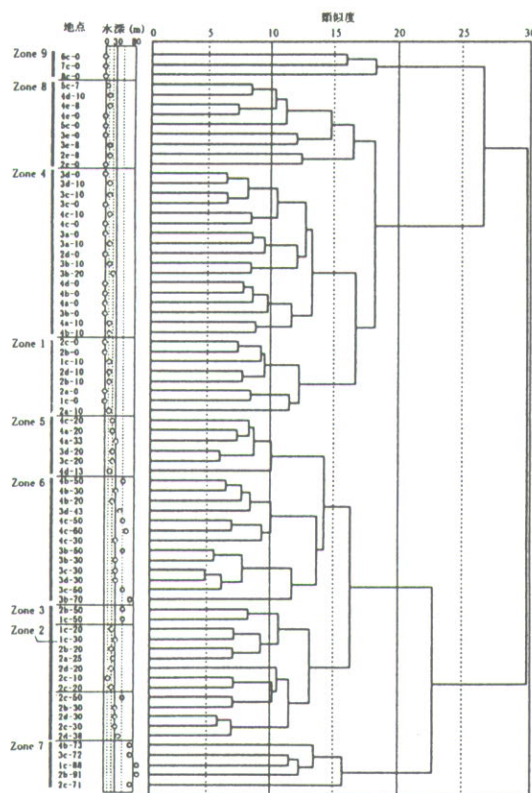


図-12 採水地点間の類似性テンドログラム

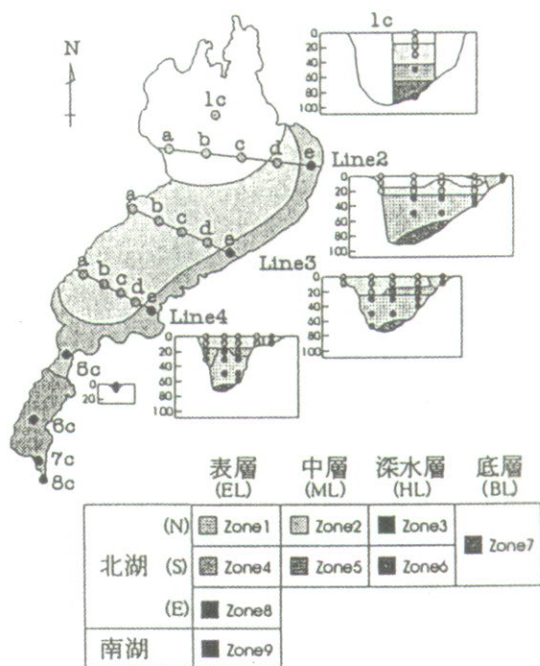


図-13 琵琶湖北湖の水質別区分

4. 栄養塩類の存在量

北湖盆を500m*500m*1mのブロックに分割し、水質をスプライン法で補完し、水深方向で区別して集計して、存在量を求めたものが図-14である。北湖のT-N存在量は、1万トンを中心に各期変動していることが分かる。T-P存在量は200~300トン程度で、3カ月で多いときには150トンもの変化

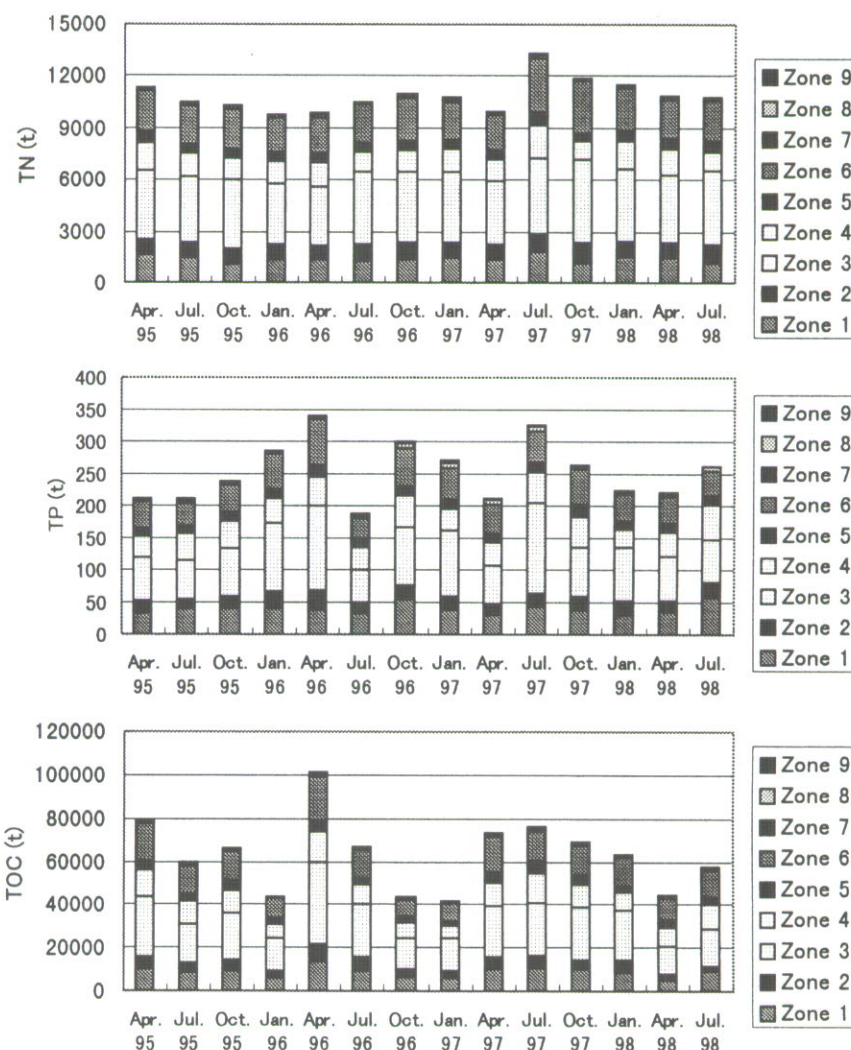


図-14 北湖での窒素、リン及びTOCの存在量変化

があることが分かる。一方、有機物のTOCは5万~6万トン存在している。

5. おわりに

大きな琵琶湖北湖の水質の変化過程を把握し、水質形成過程を紐解くには、気長なデータの蓄積が必要で、長期間の確実な水質変化を組織だった研究として適時の間隔で調査することが重要で、貴重なデータの集積が期待される。

参考文献

- 1) (財)琵琶湖・淀川水質保全機構、琵琶湖・淀川の水質保全、p26、平成8年3月
- 2) 滋賀県環境白書、平成10年版、p63, p66, p69~70

— 成果発表 —

1. 琵琶湖・淀川水質浄化共同実験センターの概要

財団法人 琵琶湖・淀川水質保全機構

○中山 繁

要 旨

建設省近畿地方建設局、滋賀県、水資源開発公団関西支社および(財)琵琶湖・淀川水質保全機構が共同で運営する琵琶湖・淀川水質浄化共同実験センターが、①河川、湖沼の水質浄化に役立つ技術的知見を得ること、②各種機関や各分野の研究者の連携の場となること、③水質浄化の広報、啓発の場となることを主たる目的として、平成9年8月に開設された。この実験センターは①実施設に近い規模を持った多くの種類の実験施設がある、②葉山川河口、農業排水路、琵琶湖南湖の3地点からポンプ取水が可能である、③公園(湖岸緑地)内に作られ一般住民が自由に入出りできる実験施設であるなどの特徴を有している。これらの施設を用いて植生浄化、接触酸化、土壌浄化、限外膜ろ過、ヨシ植栽など、17実験を平成8年度から10年度にかけて実施した。

また、開設以来、国内だけでなく海外からの見学者も含め、約3,200人の来訪者があり、啓発活動にも一定の成果が得られた。

1. 設立の背景

琵琶湖・淀川水系は、豊かな自然と美しい水に恵まれ、近畿地方の文化の発展の礎として大きな役割をになってきた。しかし、昭和30年代の高度成長期以降水質は悪化し、昭和46～47(1971～72)年頃には水質汚濁問題が顕在化してきた。(一例として、1970年以降の琵琶湖の水質の経年変化を図1-1に示す。¹⁾こうした状況のもと、昭和47年度から平成8年度まで琵琶湖総合開発として、種々の治水、利水および水質保全事業が実施された。特に水質保全対策に関してはこの間、滋賀県の下水道の普及率が図1-2のとおり、2.6%から46.7%に向上する²⁾など多方面で大きな成果が得られた。また、各種排水に対する厳しい規制(滋賀県公害防止条例改正、富栄養化防止条例制定、ヨシ群落保全条例など)が行われるなど、熱心な取り組みが続けられている。

しかしながら、近年でも琵琶湖やダム湖では赤潮やアオコ発生の慢性化、淀川では微量有害物質等による水質汚染、また各地の水道水ではカビ臭が生じるなど、水質改善は依然として流域の緊急の課題となっている。一方、技術的な分野では、近年、多自然型の川づくりや植生浄化や湿地浄化をはじめとして、自然の生態系が持つ浄化能力を見直し、人と自然の共生をはかりながら、望ましい環境を創出しようという試みが注目を集めつつあり、河川・湖沼の水質改善にあたって、こうした生態工学を活用した技術の開発が期待されているところである。これらの状況をふまえ、建設省近畿地方建設局、滋賀県、水資源開発公団関西支社が共同で水質浄化に関する技術的知見を得るために、琵琶湖・淀川水質浄化共同実験センターを設立することとなり、平成6年度に着手し平成9年7月に完成した。実験センターの位置図を図1-3に、平面図を図1-4に示す。

2. 目的

琵琶湖流域においては図2-1に示す通り、公共用水域への流入負荷量のうちノンポイント負荷(自然系、農業系)が占める割合がCODで52.2%、窒素で59.0%、リンで34.5%と多い³⁾。従って、下水道や工場排水規制などポイントソースに対する対策だけで

1. 琵琶湖・淀川水質浄化共同実験センターの概要

財団法人 琵琶湖・淀川水質保全機構

○中山 繁

要 旨

建設省近畿地方建設局、滋賀県、水資源開発公団関西支社および(財)琵琶湖・淀川水質保全機構が共同で運営する琵琶湖・淀川水質浄化共同実験センターが、①河川、湖沼の水質浄化に役立つ技術的知見を得ること、②各種機関や各分野の研究者の連携の場となること、③水質浄化の広報、啓発の場となることを主たる目的として、平成9年8月に開設された。この実験センターは①実施設に近い規模を持った多くの種類の実験施設がある、②葉山川河口、農業排水路、琵琶湖南湖の3地点からポンプ取水が可能である、③公園(湖岸緑地)内に作られ一般住民が自由に入出りできる実験施設であるなどの特徴を有している。これらの施設を用いて植生浄化、接触酸化、土壌浄化、限外膜ろ過、ヨシ植栽など、17実験を平成8年度から10年度にかけて実施した。

また、開設以来、国内だけでなく海外からの見学者も含め、約3,200人の来訪者があり、啓発活動にも一定の成果が得られた。

1. 設立の背景

琵琶湖・淀川水系は、豊かな自然と美しい水に恵まれ、近畿地方の文化の発展の礎として大きな役割をになってきた。しかし、昭和30年代の高度成長期以降水質は悪化し、昭和46～47(1971～72)年頃には水質汚濁問題が顕在化してきた。(一例として、1970年以降の琵琶湖の水質の経年変化を図1-1に示す。¹⁾) こうした状況のもと、昭和47年度から平成8年度まで琵琶湖総合開発として、種々の治水、利水および水質保全事業が実施された。特に水質保全対策に関してはこの間、滋賀県の下水道の普及率が図1-2のとおり、2.6%から46.7%に向上する²⁾など多方面で大きな成果が得られた。また、各種排水に対する厳しい規制(滋賀県公害防止条例改正、富栄養化防止条例制定、ヨシ群落保全条例など)が行われるなど、熱心な取り組みが続けられている。

しかしながら、近年でも琵琶湖やダム湖では赤潮やアオコ発生の慢性化、淀川では微量有害物質等による水質汚染、また各地の水道水ではカビ臭が生じるなど、水質改善は依然として流域の緊急の課題となっている。一方、技術的な分野では、近年、多自然型の川づくりや植生浄化や湿地浄化をはじめとして、自然の生態系が持つ浄化能力を見直し、人と自然の共生をはかりながら、望ましい環境を創出しようという試みが注目を集めつつあり、河川・湖沼の水質改善にあたって、こうした生態工学を活用した技術の開発が期待されているところである。これらの状況をふまえ、建設省近畿地方建設局、滋賀県、水資源開発公団関西支社が共同で水質浄化に関する技術的知見を得るために、琵琶湖・淀川水質浄化共同実験センターを設立することとなり、平成6年度に着手し平成9年7月に完成した。実験センターの位置図を図1-3に、平面図を図1-4に示す。

2. 目的

琵琶湖流域においては図2-1に示す通り、公共用水域への流入負荷量のうちノンポイント負荷(自然系、農業系)が占める割合がCODで52.2%、窒素で59.0%、リンで34.5%と多い³⁾。従って、下水道や工場排水規制などポイントソースに対する対策だけで

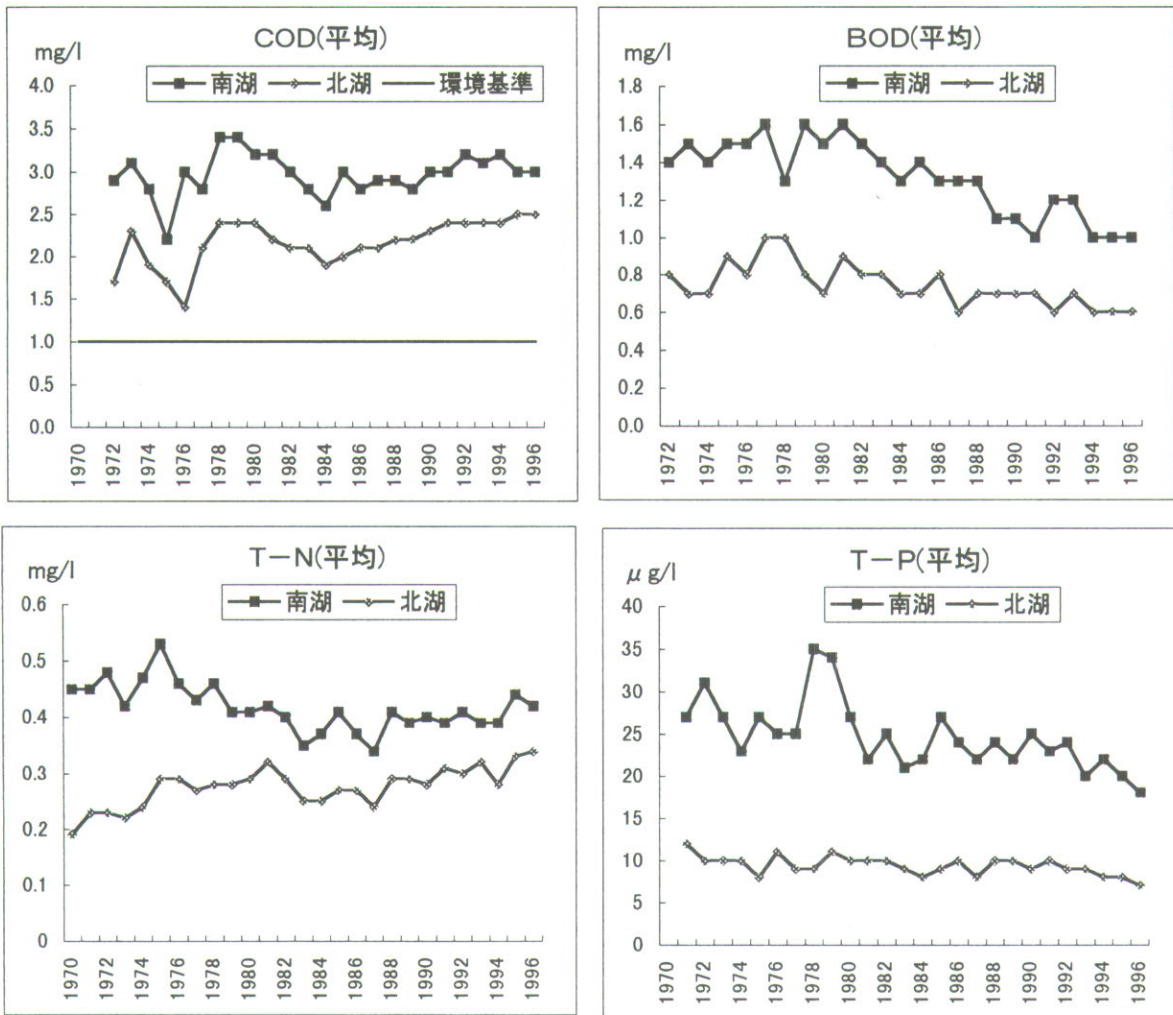


図 1-1 琵琶湖水質の経年変化¹⁾

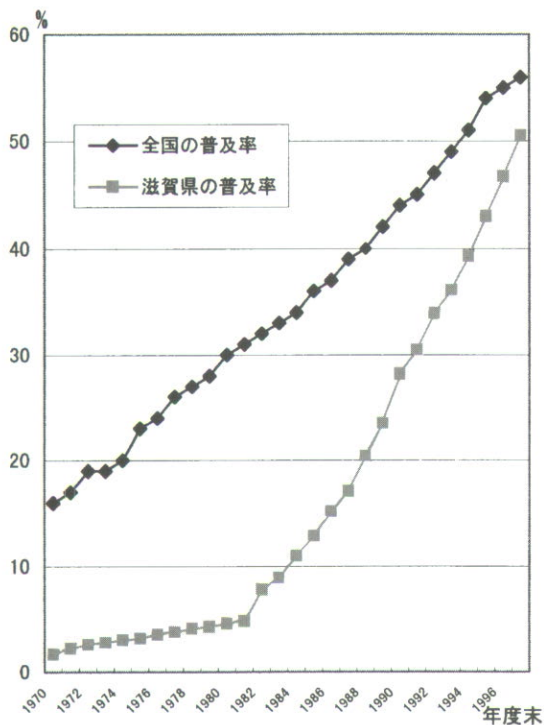


図 1-2 下水道普及率の推移²⁾

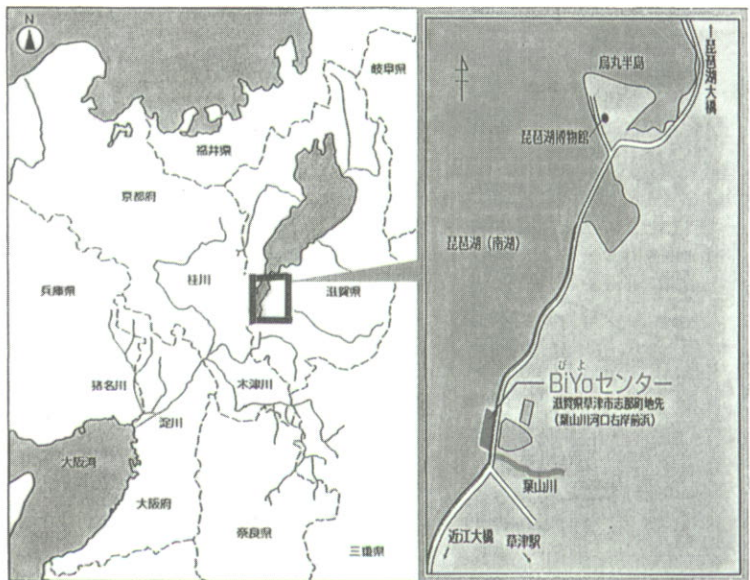


図 1-3 実験センター位置図

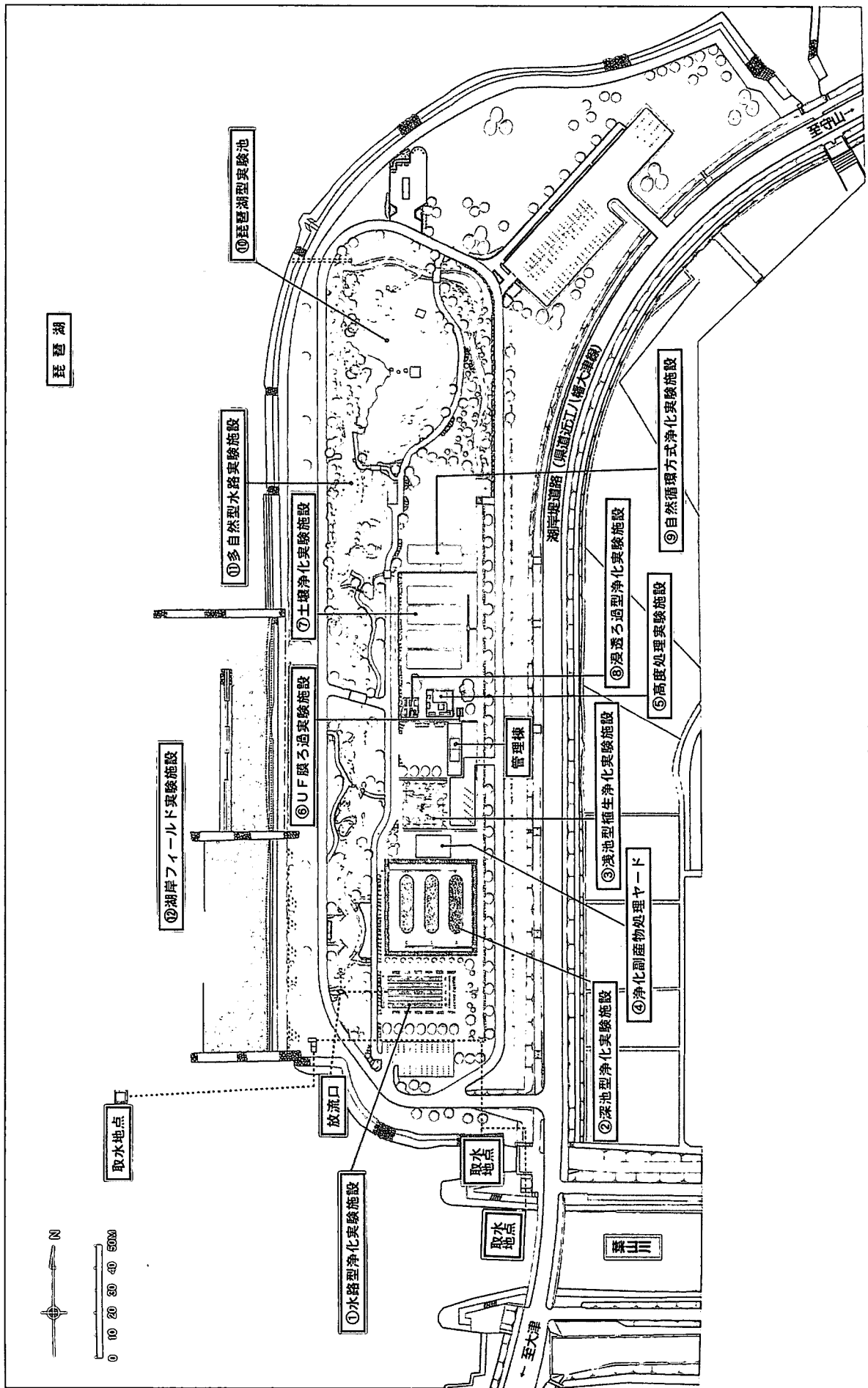


図 1-4 実験センター平面図

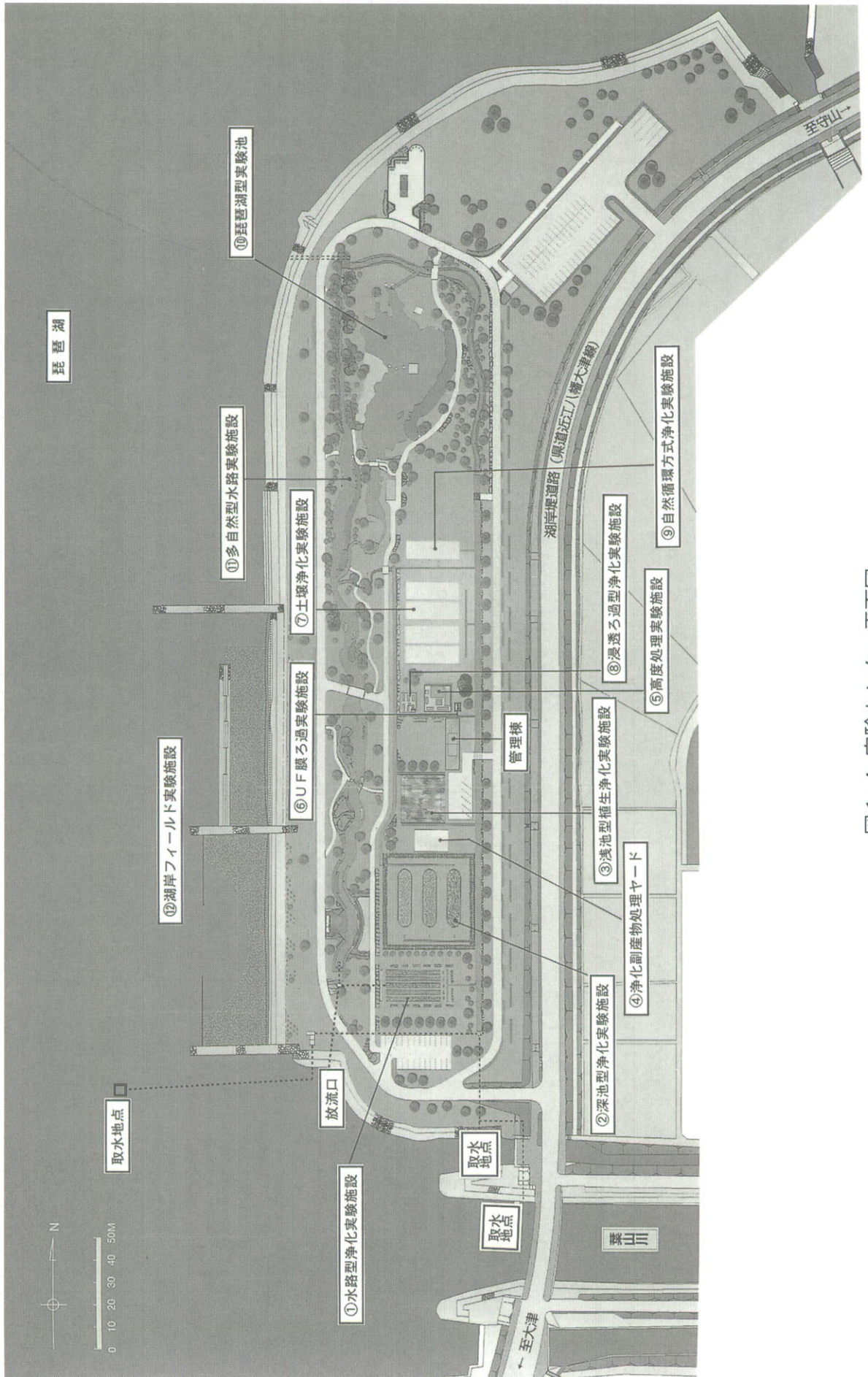


図 1-4 実験センター平面図

は水系全体の水質改善は十分ではなく、ノンポイント汚濁が流れ込む河川の直接浄化は流域全体の水質浄化において大きな意義を有するものである。実験センターの目的は以下の3点である。

- (1) 水質浄化技術の研究、開発の場
- (2) 水質浄化のための各種機関や、各分野の研究者の連携の場
- (3) 水質浄化事業の広報や環境学習の場

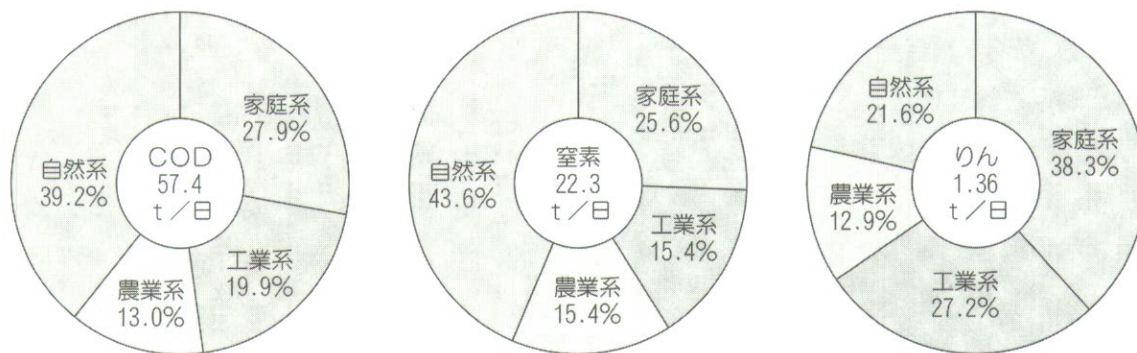


図 2-1 琵琶湖に流入する汚濁負荷量の割合³⁾ (1995年度実績)

3. 実験施設の特徴

3.1 立地環境、気象および水位の状況

実験センターは、琵琶湖南湖東岸、葉山川河口の右岸に位置している。当該敷地は、河川区域に設定された湖岸緑地（公園）の中にあり、基本的に住民の立ち入りが自由である。近年のアウトドア志向とあいまって、釣りやバーベキューなどのレジャー目的の来訪が非常に多く、いたずらや盗難、破損などによる支障が懸念されたが、現在のところ実験の続行が不可能になるような大きなトラブルは発生していない。また、実験センター近傍の水資源開発公団湖南管理所のデータをもとに気温を図3-1、風速を図3-2、風向を図3-3、琵琶湖水位、湿度および降水量を図3-4に示す（立命館大学環境総合研究センターの協力を得て作成）。実験センターが開設してから、水位はマイナス60cmからプラス30cm程度で大きな渇水や高水位はなかった。また、風向は南方向からの頻度が高かった。

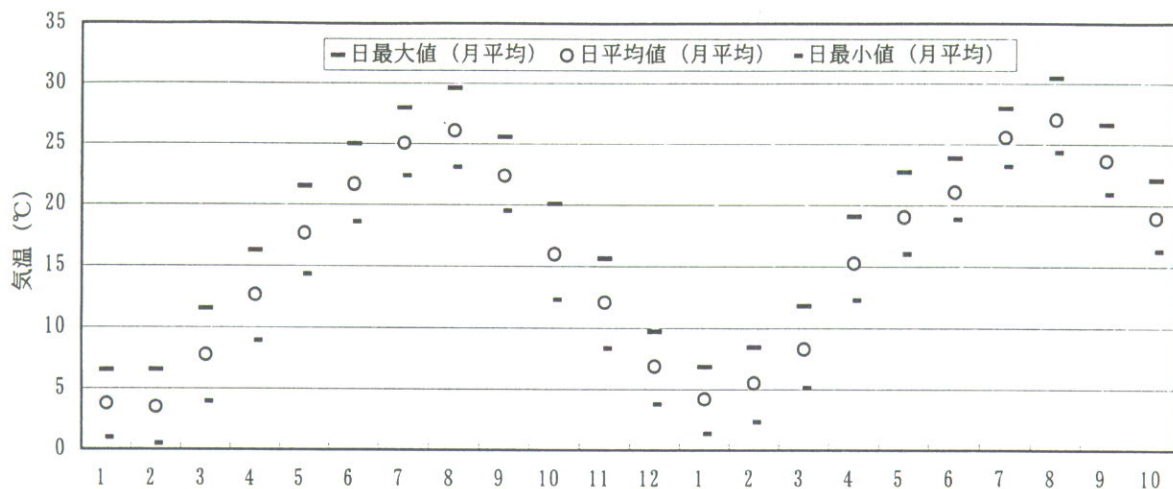


図 3-1 気温の変動 (H9年1月～H10年10月)

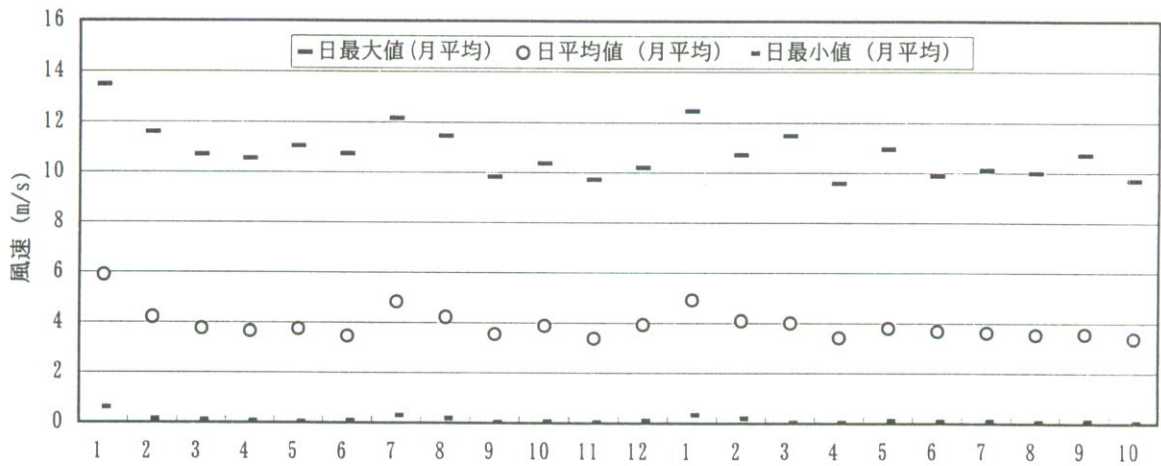


図 3-2 風速の変動 (H9年1月~H10年10月)

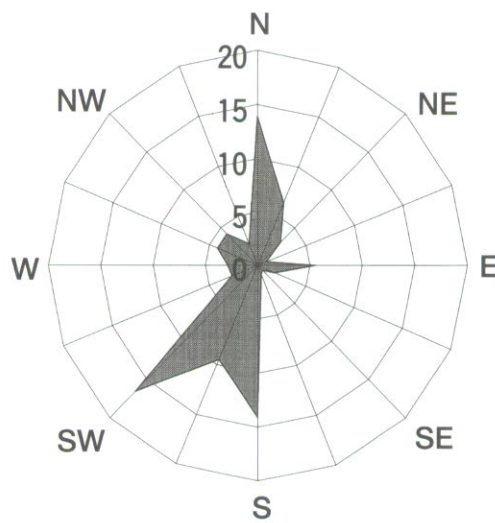


図 3-3 風向の年間頻度 (H9年1月~H10年2月)

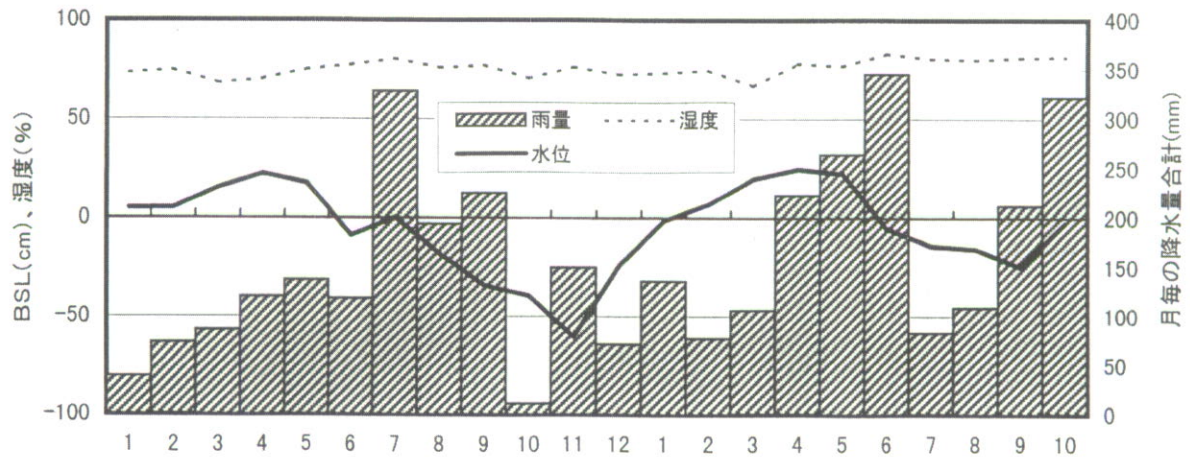


図 3-4 琵琶湖降水量、水位、湿度の変動 (H9年1月~H10年10月)

3.2 実験施設の種類と規模

実験センターは、12種類の実験施設を有しており、様々な処理方式の比較を行うことが可能である。これらの実験施設は、実施に近い規模であるため、降雨や風波や日照条件等自然条件が加味されたデータが得られる。これにより、植生浄化や自然浄化力の評価に

は不可欠な生態系を含めた調査が可能となる。また、維持管理上の問題点など管理に役立つ情報を入手できる。半面、運営に人員、費用、時間がかかり機動的に実験条件変更したり、多くの施設を用いた比較実験を行うことが困難である。これを、補完するためには、並行して、規模の小さな実験や試験室レベルの検証を実施することが必要となる。

3.3 実験使用水とその水質

実験に使用する原水は、①葉山川河口部、②農業排水路河口部および③琵琶湖南湖の3ヶ所から取水が可能である。現在は主として、琵琶湖南湖に流入する河川のなかで平均的な水質状況の葉山川河口部よりポンプを用いて取水し、実験に供している。葉山川流域の概要は表3-1に示す通りである。また、実験センターにおける概略の流量配分を図3-5に示す。実験条件により若干の変動はあるが、基本的に葉山川河口のポンプを用いて1日約10,000m³/日を揚水し、各実験施設に導水している。

表 3-1 葉山川流域概要

位 置	滋賀県草津市他
流 域 面 積	約20.7km ²
土 地 利 用	山林系 約2割 農業系 約3割（下流部と上流部に農地がある。） 都市系 約5割（草津駅周辺の市街化が顕著）
流 域 内 人 口	約32,000人 人口は増加傾向にある。
市街地人口密度	約45人/ha
下水道整備状況	約7割（普及率）

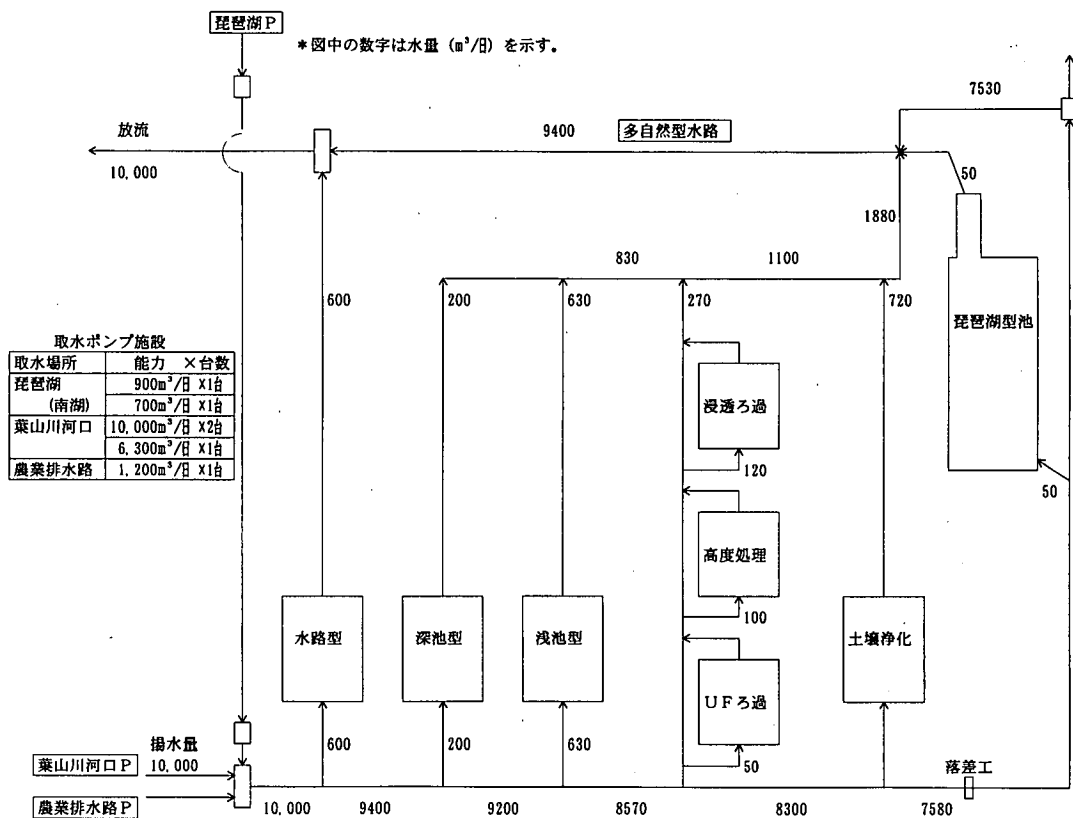


図 3-5 流量配分図 (概略)

また、取水3ヶ所の水質状況を図3-6^{4) 5)}および表3-2^{4) 5)}に示す。葉山川流域は、草津駅西口周辺に代表されるように、近年都市化傾向が著しく進んでいる。草津市の下水道普及率は70%を超え流域の河川水質は改善傾向にある⁶⁾。葉山川の水質は、BODが平均1.7mg/l（環境基準2mg/lを達成）、CODが平均4.6mg/lと琵琶湖南湖に較べ若干高い程度であるが、T-Nは南湖の4.2倍、T-Pは同じく7.7倍と高い値を示している。したがって、実験センターではこれらの栄養塩類を主たる除去対象として調査研究を実施することとなる。また、農業排水路は、代掻き、田植え時に高濃度の汚濁が排出される傾向があり、SSやT-Pが高い値を示している。平成10年度には、これらの時期に農業排水路の水を用いて実験を実施しその除去効果を調査した。琵琶湖南湖の水は、南湖の自然条件を再現するような実験に使用することとしている。葉山川と農業排水路いずれの水質も、下水道で処理される下水の水質（表3-3）⁷⁾と比較するとはるかに低濃度であり、既存の廃水処理技術をそのまま適用することは、技術的にも経済的にも困難であり、新たな技術開発が望まれているところである。

■ 葉山川 ○ 葉山川河口 ▲ 琵琶湖南湖(唐崎沖中央)

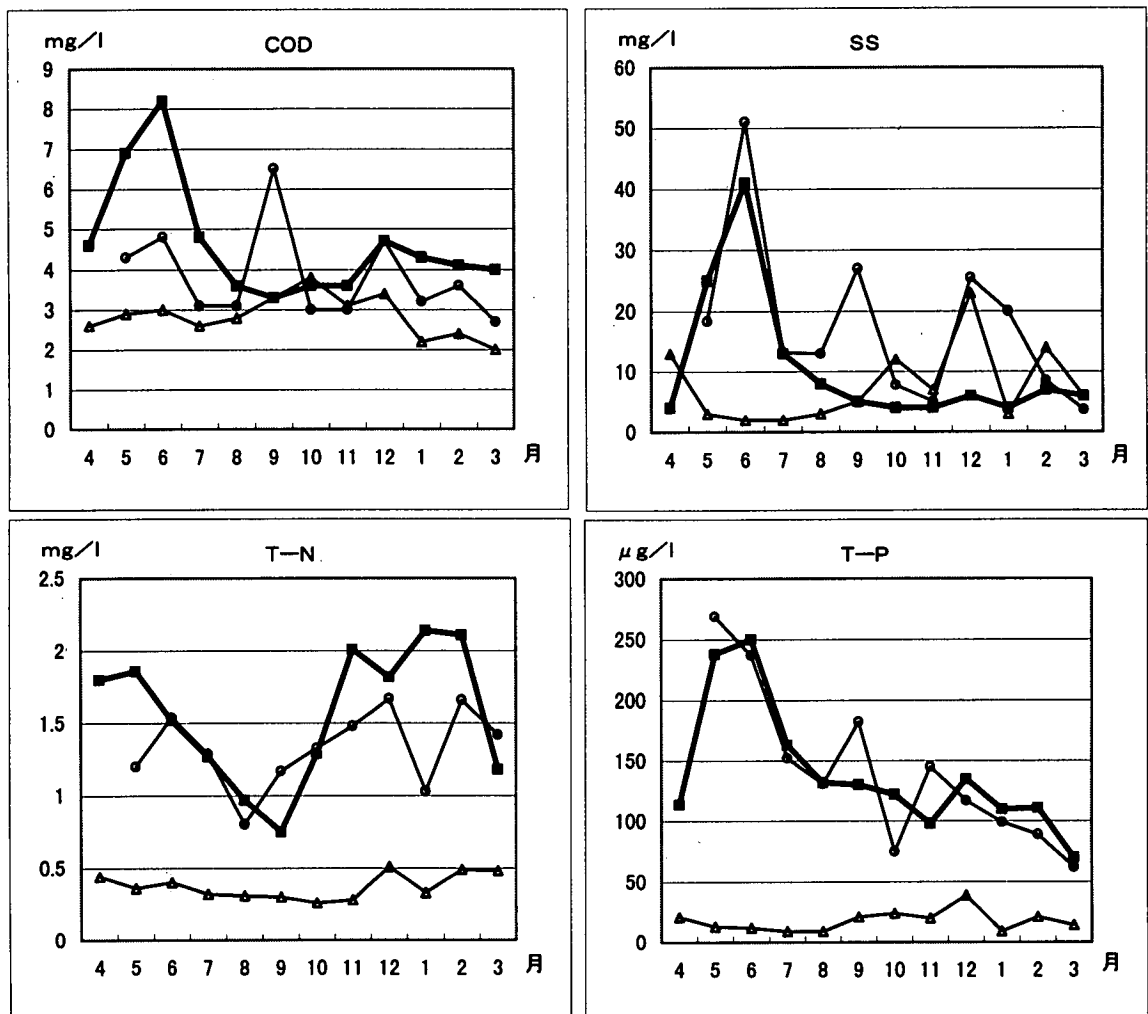


図3-6 実験使用水の水質比較（平成9年度）^{4) 5)}

表3-2 実験対象水とその水質

実験対象水	mg/l				
	COD	SS	T-N	T-P	BOD
葉山川 ⁴⁾	3.3-8.2	4-41	0.75-2.14	0.070-0.250	0.9-3.0
(環境基準点)	4.6	11	1.56	0.139	1.7
葉山川河口部*	2.7-6.5	3.7-51	0.80-1.67	0.062-0.269	測定せず
(右岸河口)	3.8	18	1.33	0.142	
農業排水路**	4.7-7.4	16-66	0.85-2.52	0.095-0.323	2.5-6.9
	5.9	40	1.64	0.222	4.2
琵琶湖	2.0-3.8	2-23	0.26-0.51	0.009-0.039	0.6-1.6
(唐崎沖中央) ⁵⁾	2.8	8	0.37	0.018	0.9

* 葉山川河口部は1997.5.26～1998.3.11の実験センターでの実測値

** 農業排水路は1998.4.21～5.29の実験センターでの測定値

表3-3 下水道における処理効率（滋賀県湖南中部浄化センター）⁷⁾

計画	mg/l				
	COD	SS	T-N	T-P	BOD
流入水質	100	240	30	3.3	180
放流水質	10	6	10	0.5	5

実績（平成9年度）	mg/l				
	COD	SS	T-N	T-P	BOD
流入水質	90.1	179	28.7	3.22	170
放流水質	5.4	0.4	5.7	0.05	0.9
除去率（%）	94.0	99.8	80.1	98.5	99.5

4. 実験の内容

全国的に実施または検討されている河川におけるさまざまな浄化対策と実験センターでの実施実験の関係を図4-1⁸⁾に示す。実験センターで主要なテーマとして取り上げているのは、植生浄化や土壌浄化など自然の生態系が持つ浄化力を活用しまたは強化するような方法であるが、UF膜ろ過や、凝集沈殿砂ろ過のような物理化学処理についても、注目を集めている技術について、選択肢の一つとして、また比較の対照として実験を実施している。

実施実験の実施機関および実施年度は表4-1に示すとおりである。また、図4-2に、これらの処理方法が、どのように実際に導入されるかの例を示した⁹⁾。平成9年度、10年度に18実験のうち、施設建設中の⑧の自然循環方式浄化実験を除く17実験を実施した。平成10年度は前年度からの継続的な12実験に、新たに5実験が加わった。今回の発表会では、平成9年度以前に開始した実験を中心に報告を行う予定である。⑮の多自然型水路における生態の調査、⑤の酸化剤を用いた底質改善や⑫の難分解性有機物削減効果など興味深い実験を平成10年度から開始しているが、これらについては他の機会に報告を行う予定である。

5. 啓発活動

平成9年度と10年度の見学者実績を図5-1に示す。開設以来、国内だけでなく海外からも多くの見学者を迎え、改めてこのような生態系を活用した水系の浄化に対する関心の高さを実感した。後の報告にもあるが、浅池型植生（水耕栽培）浄化におけるクレソンの

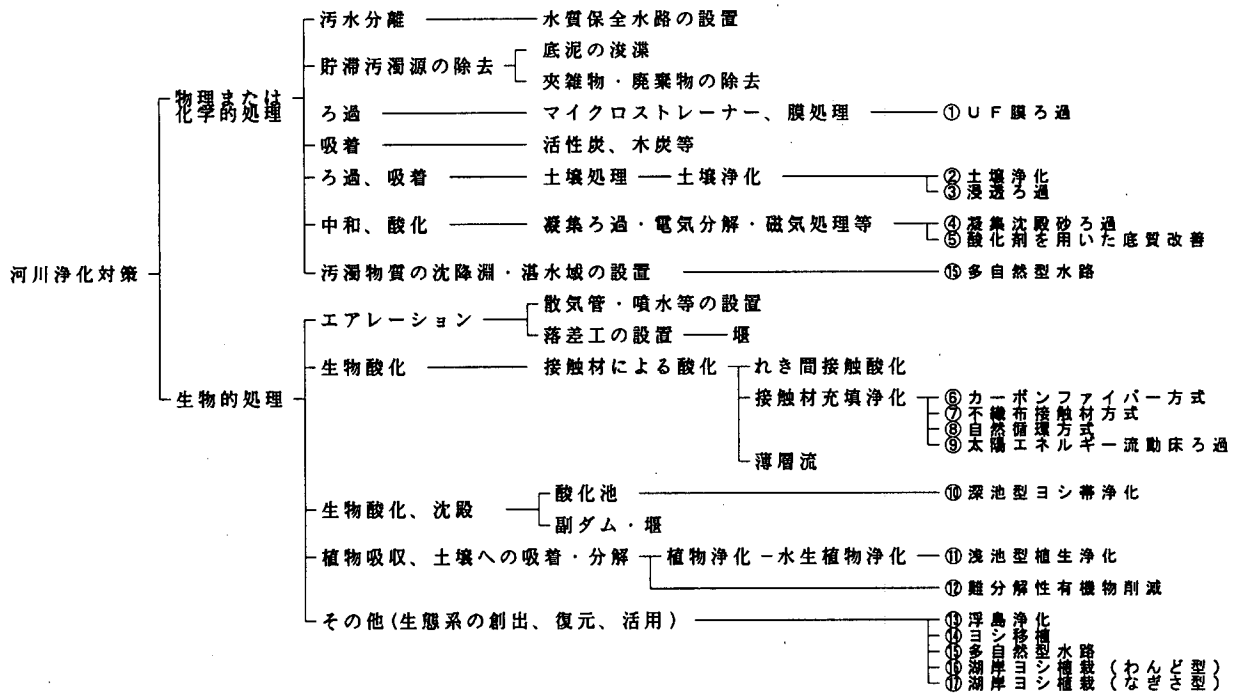


図 4-1 河川浄化技術の分類⁷⁾をもとに作成

表 4-1 実施実験一覧

実 験 名	実施機関	実施年度
○①限外ろ過膜 (UF膜)ろ過実験	(機構)	H 9 ~ 10
○②土壌浄化実験	(建設省)	H 8 ~ 10
③浸透ろ過型実験	(建設省)	H 9 ~ 10
④凝集沈殿砂ろ過実験	(滋賀県)	H 7 ~ 9
⑤酸化剤を用いた底質改善実験	(建設省)	H 10
○⑥カーボンファイバー方式浄化実験	(機構)	H 9 ~ 10
○⑦不織布接触材方式浄化実験	(機構)	H 10
⑧自然循環方式浄化実験	(機構)	H 10
○⑨太陽エネルギーを用いた 流動床ろ過方式浄化実験	(機構)	H 9 ~ 10
○⑩深池植生浄化 (ヨシ帯浄化) 実験	(建設省)	H 8 ~ 10
○⑪浅池型植生 (水耕栽培) 浄化実験	(滋賀県)	H 8 ~ 10
⑫河川における難分解性有機物削減実験	(建設省、滋賀県)	H 10
⑬浮島浄化実験	(建設省)	H 9 ~ 10
⑭ヨシ移植実験	(滋賀県)	H 9 ~ 10
⑮多自然型水路実験	(建設省)	H 10
○⑯琵琶湖岸におけるヨシ植栽実験 (わんど型実験)	(水資源開発公団)	H 9 ~ 10
⑰同上 (なぎさ型実験)	(水資源開発公団)	H 9
⑱コンポスト作成実験	(滋賀県)	H 9 ~ 10

左端の○は今回発表の調査を示す。

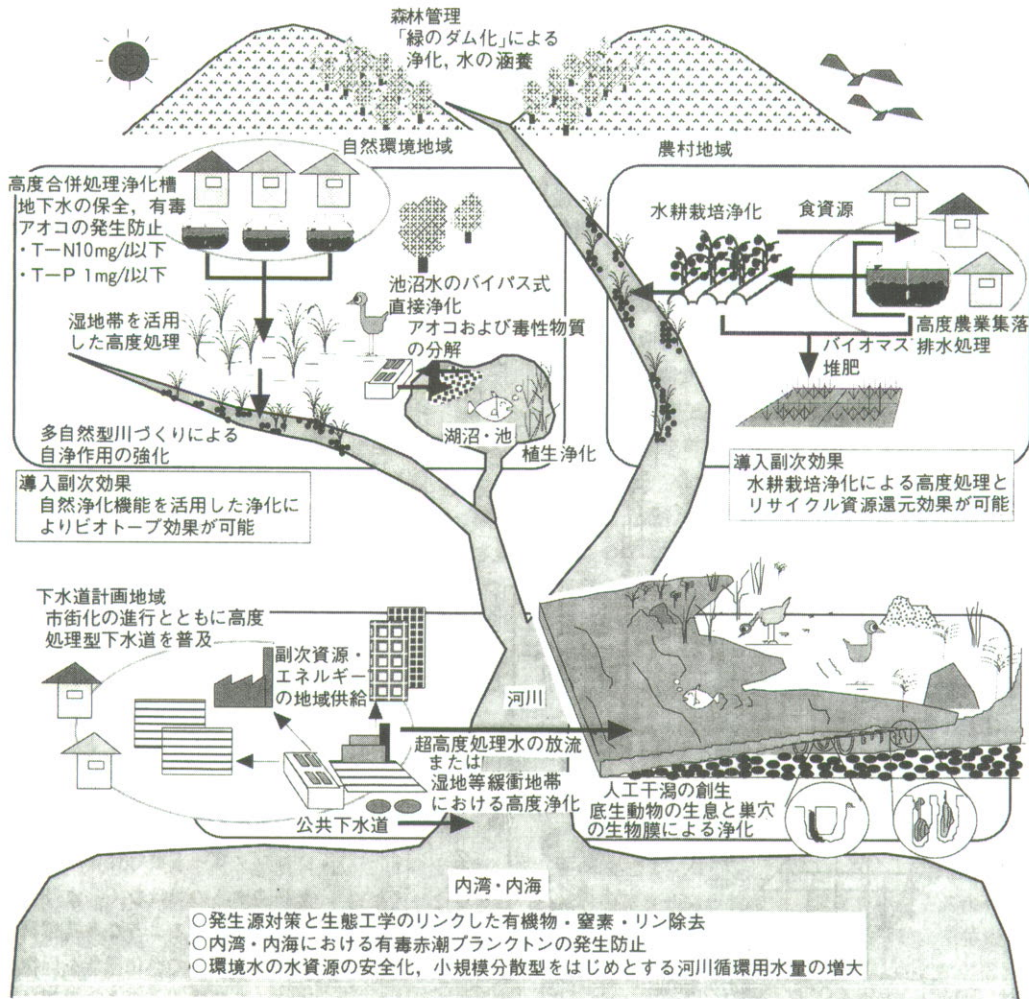


図 4-2 生態工学を活用した直接浄化手法の導入効果模式図⁸⁾

刈り取りを一般の住民から募集し実施したところ大変好評であり、また今後の広報啓発活動に役立つ情報が得られた。

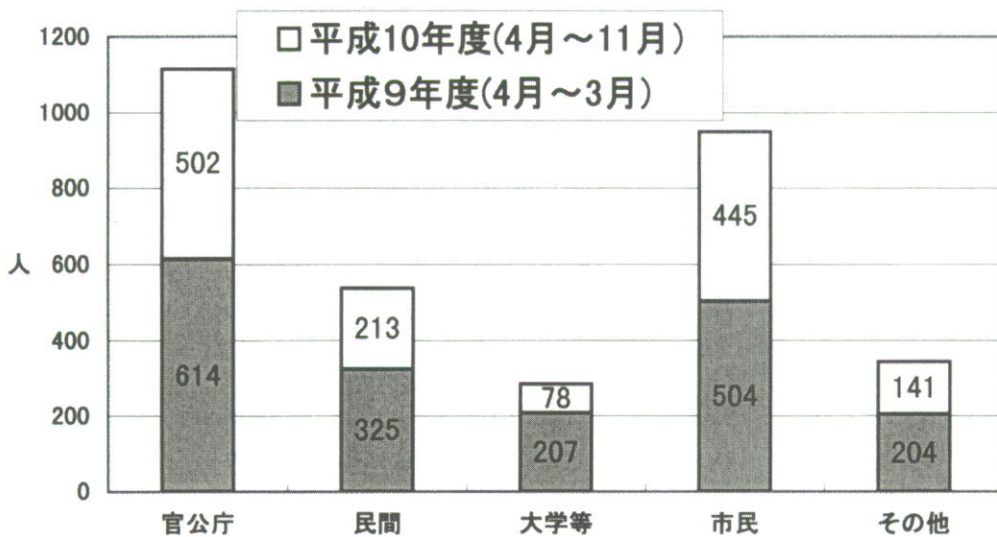


図 5-1 見学者実績

6. 今後の展開

以下のような課題を念頭に置きながら、今後の調査研究を進めていきたい。

- (1) フィードバック
得られた成果を実際の施設に適用し、その後実施から得られた情報を実験センターにフィードバックし、より良い施設造りのための情報を蓄積する。
- (2) 除去効率の向上
各手法について最適な条件を見出すとともに、1つの手法だけでなく複数の処理方式を組み合わせることによって除去効果の向上を図る。
- (3) 新技術の開発、適用
底泥の改善技術など新たな試みを進める。太陽エネルギーや風力などのクリーンなエネルギーの利用をさらに図る。
- (4) 異分野の連携
河川や湖沼内の調査研究とともに、異分野との連携（河川、道路、下水道、農業など）を積極的に推進する。
- (5) 多様な生態系の創造、活用
多自然型水路での生態調査など各種生態調査から得られたデータを多様な生態系を復元、創造するために役立てていく。多様な食物連鎖を活用するためのビオトープの創造を行う。また、難分解性有機物質やノンポイント負荷に対し土壌の働きを再評価するなど、自然の浄化能力を活用する方向でさらに検討を進める。
- (6) 新たな環境汚染物質への対応
難分解性有機物の負荷量増加など新たな環境汚染問題に対する取り組みを進める。
- (7) 地域との連携
地域との連携を考慮して、浅池型での住民参加型イベント（後の発表参照）のような取り組みを含め、住民が参加しやすい施設作りをする。また、刈り取ったヨシや汚泥などを公園や地域で利用できるようなシステムづくりを行う。
- (8) 各種調査研究機関との交流
琵琶湖・淀川水系だけでなく、全国の水質浄化に係る各種調査・研究機関と情報交流を行っていく。

8. 引用文献

- 1) 滋賀県琵琶湖環境部環境政策課 滋賀の環境 水質編（1997年12月）、6
- 2) 滋賀県琵琶湖環境部 平成10年度滋賀県の下水道事業、72,87
- 3) 滋賀県琵琶湖環境部環境政策課 滋賀の環境 水質編（1997年12月）、13
- 4) 滋賀県 環境白書資料編（平成10年版）、125
- 5) 滋賀県 環境白書資料編（平成10年版）、65
- 6) 滋賀県 環境白書（平成10年版）、99
- 7) 滋賀県琵琶湖環境部 平成10年度滋賀県の下水道事業、8
- 8) 建設省近畿地方建設局近畿技術事務所（平成5年6月）、水質浄化に関する文献Vol.2、6
- 9) 稲森、西村、須藤（1998）生態工学を活用した水環境修復技術の開発動向と展望、用水と廃水、10、7-18

2. 深池型ヨシ帯浄化実験

建設省近畿地方建設局琵琶湖工事事務所
財団法人 琵琶湖・淀川水質保全機構
財団法人 琵琶湖・淀川水質保全機構

○森川 和夫
中山 繁
堀野 善司

要 旨

本実験では深池型浄化実験施設にヨシ帯を再現し、1996年度～1998年度の3年間、葉山川の河川水を原水として水質調査、生物調査等を行い、ヨシ帯の浄化効果の定量化と浄化機能の解明を試みた。

ヨシ帯の除去率はSSが60～80%、T-Nが約40%、T-Pが60～70%であった。実験を通して得られた、ヨシ帯の汚濁物質の除去量、物質収支、浄化効果、流量と浄化効率に関する知見をここに報告する。

ヨシ帯の浄化機構を把握するために行った物質収支の算定には水質調査、植物体組成分析、溶出試験、生長量調査の結果を用いたが、いくつかの仮定を用いており今後この仮定を実証するためにさらなる調査が望まれる。また、3年間の通水実験の結果、SSおよびリンの除去率の低下傾向がみられたので、除去性能の持続性についても調査を継続して明らかにする必要がある。

1. はじめに

湖沼沿岸帯の湿地は、汚濁が進行した環境水の浄化効果を有することが知られている。湿地の水質浄化機能は、水生植物の栄養塩吸収や微生物の有機物分解等の生物作用の他、土壌や植物によるろ過、吸着などの物理、化学的作用など様々な要因が影響を及ぼし合いながら、生態系全体として効果を発揮している。このような湿地における複雑な浄化のメカニズムを解明するには、本業務における深池型実験施設のような人工湿地を用いた浄化実験が必要である。

本実験においては、深池型実験施設にヨシ帯および各種沈水植物により構成される湿地帯を再現し、湿地の生態系による水質浄化の機構を明らかにすることを目的とした。これまでに人工湿地を用いた水質浄化実験の報告例はほとんどなく、多くの報告は自然湿地における浄化機能の調査あるいは小規模な実験に関するものである。自然湿地における浄化機能には多くの要因が関与するために、湿地全体の物質収支を把握することは難しく、湿地による浄化メカニズムを完全に解明するには至らない。また、小規模な実験では自然湿地における浄化機能を再現することは困難である。「深池」は自然の生態系を十分に再現できる規模を備えた実験施設であると同時に、湿地における物質収支を定量化することも可能である。また、沈水植物の浄化機能についてもこれまでの報告例は少ないが、本業務においてはヨシ帯から沈水植物帯へと連続して形成される生態系の浄化機能を調査することが可能である。

本実験は「深池型実験施設」に湿地植物群落を再現することにより植物やその他の生物、土壌などの作用を含めた生態系全体としての水質浄化機能を評価し、琵琶湖・淀川水系の水環境にフィードバックさせていくことを目的としている。

2. 実験施設諸元

表2-1に施設の諸元を、図2-1に施設の概要を示す。湿地の基盤としては図2-2に示すように、砂と浚渫土を7：3に混合したものを基材として、1/10の傾斜で盛り立てた。砂は琵琶湖の長命寺沖の底質、浚渫土はBiyoセンターの現地土を使用した。

表2-1 深池の諸元

槽名		A槽	B槽	
諸元	規模	幅6.0m×長さ20.0m×深さ2.0m		
実験条件	通水量	1～40m ³ /時		
	推定滞留時間*	4時間～7日間		
植栽状況**	ヨシ	1996～1997年	有り	有り
		1998年	有り	無し
	沈水植物	1996年	無し	有り
		1997年	有り***	有り
1998年		有り	無し	

- *) 水が土壌槽を均一に流下とした場合の長方形水槽部分の推定滞留時間を示した
- ***) ヨシ植え付け密度：4株/m²、1池あたりのヨシ植え付け面積：60m²、
沈水植物：自然に繁茂させる
- ****) 沈水植物の刈り取りを5月、8月の2回行ったが刈り取り後、数週間で沈水植物が繁茂した

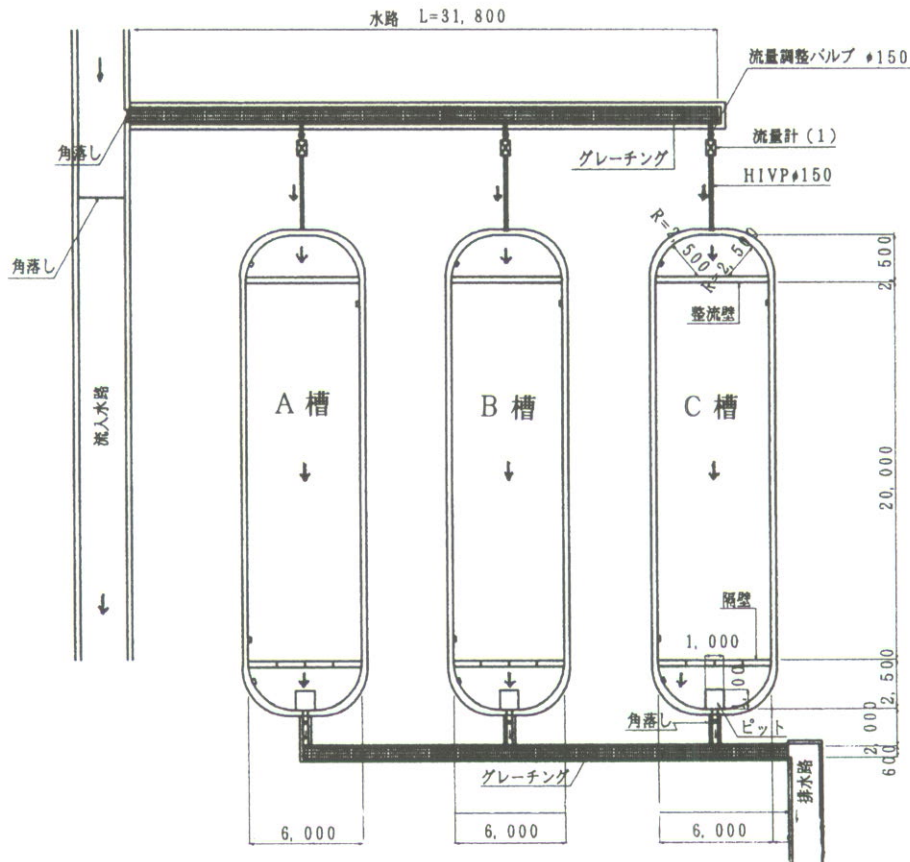


図2-1 深池の概略平面 (単位：mm)

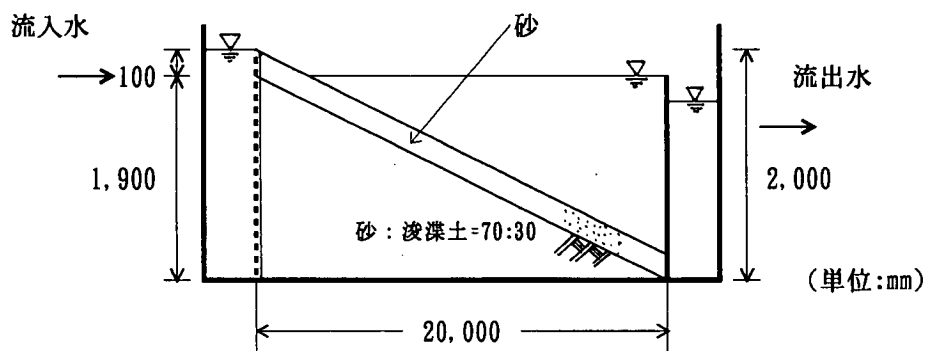


図 2-2 深池の A 槽、B 槽の縦断面

3. 実験内容

3.1. 実験概要

1996年度は深池型実験施設（以下深池という）の A 槽でヨシ帯のみ、B 槽でヨシ帯と沈水植物の浄化実験を行った。1997年度は深池 A 槽、B 槽でヨシ帯と沈水植物の浄化実験を行なり、A 槽は自生する沈水植物を 5 月、8 月の 2 回刈り取り、B 槽は 5 月に沈水植物の 1 部（コカナダモ 1 m²程度）を残して刈り取りを行った。1998年度は A 槽でヨシ帯と沈水植物の浄化実験を行い、B 槽はヨシや沈水植物を取り除き土壌のみの槽（A 槽の対照）とした。

以下、ヨシ帯の部分をもヨシ区、ヨシを植栽していない部分を沈水区という。

3.2 水質調査

ヨシ帯の浄化能およびヨシ帯と沈水植物帯の浄化能を調べるために、流入水と処理水の水質分析を行った。流量は 1 m³/時とした。

採水時期：1996年 9 月～1997年 1 月（月 1 回 採水）

1997年 5 月～11 月（月 1 回 採水）

分析項目：pH、BOD、COD、SS、DO、NH₄-N、NO₂-N

NO₃-N、T-N、T-N(D)、PO₄-P、T-P、T-P(D)

クロロフィル a

採水場所：採水場所は A 槽、B 槽共、図 3-1 に示す流入水、流出水の 2 箇所である

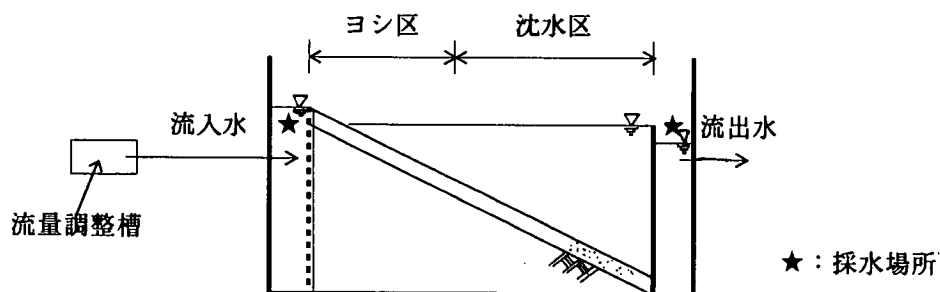


図 3-1 採水場所

3.3 植物体組成分析

ヨシおよび沈水植物が吸収した栄養塩量を把握するために、窒素とリンについてB槽の植物体の組成分析を行った。ヨシは根、茎、葉、花、地下茎に分けて分析した。沈水植物は主な数種類を選び植物体全体を分析した。

調査時期：1996年10月、12月
1997年5月、7月、10月
分析項目：窒素、リン、含水率

3.4 溶出試験

深池の土壌をアクリルパイプ（φ200mm）で攪乱しないよう柱状に採取し、栄養塩の溶出試験（社団法人底質浄化協会「底質の調査・試験マニュアル」による）を行った。直上水として深池の流入水を使用した。また、33本の枯れヨシについては6～8mにカットしたものを溶出筒の底面より30cmの深さまで入れ同様に溶出試験を行い、栄養塩回帰の基礎データとした。試験温度は10℃と25℃、好気条件で18日間行った。

調査時期：1996年12月
分析項目：T-N、T-P

3.5 トレーサー試験

水の流れ方および平均滞留時間を調べるために、蛍光物質（ウラニン）65gを流量調整槽に投入し、流出部で採水しウラニンの分析を行った。流量は1m³/時、10m³/時とした。

調査時期：1998年5月 流量10m³/時
1998年8月 流量1m³/時
採水場所：流量10m³/時の場合はA槽の流出部（図3-1の流出水2とした）
流量1m³/時の場合はA槽、B槽の流出部（図3-1の流出水2とした）

3.6 流量の変化による浄化能の調査

深池への流量を1時間あたり1m³、5m³、10m³、20m³、40m³（1997年度のみ）に調整し、浄化能の変化を調査した。

調査時期：1997年12月
1998年9月～10月
分析項目：COD、SS、T-N、T-N(D)、T-P、T-P(D)
採水場所：A槽、B槽の流入部と流出部（図3-1と同様の場所とした）

3.7 生長量調査

ヨシの生長量を把握するため草丈を測定した。

調査時期：1996年9月～1997年1月（毎月1回 調査）
1997年5月～11月（毎月1回 調査）

4. 実験結果

4.1 水質調査

深池の水質調査（1996年9月～1997年11月）の結果からその浄化効果をまとめると概ね表4-1のようになる。

表4-1 深池の浄化効果の概要

浄化効果が認められない項目	浄化効果が認められた項目
BOD、COD クロロフィル a	SS、NH ₄ -N、NO ₂ -N NO ₃ -N、T-N、T-N(D) PO ₄ -P、T-P、T-P(D)

BOD、COD、クロロフィル a は深池内で汚濁が生じ除去率がマイナスになることがある。これらの項目はいずれも生物の活動と深い関係を持ち、処理水中で濃度が増加しているのは生命活動の証といえる。浄化効果の認められる主な項目の水質を図4-1(1)～(3)に、除去率を表4-2に示す。SSとT-Pは流入水が変動しても流出水はそれぞれ2.0mg/l前後、0.03mg/l前後と一定の水質を維持し、深池内で安定した処理が行われたことが解る。T-Nは流入水の変動に追従して流出水も変動したが、常に流出水は流入水の水質を下回った。SS、T-N、T-Pの平均除去率はそれぞれA槽が66.5%、37.7%、60.3%でB槽が81.1%、42.8%、70.0%であり、いずれの項目もA槽よりややB槽が高かった。

表4-2 深池によるSS、T-N、T-Pの除去率 (%)

	SS除去率		T-N除去率		T-P除去率	
	A槽	B槽	A槽	B槽	A槽	B槽
平均	66.5	81.1	37.7	42.8	60.3	70.0
最小	-42.9	35.0	15.5	16.6	5.2	46.1
最大	100.0	100.0	60.8	75.5	87.1	88.0

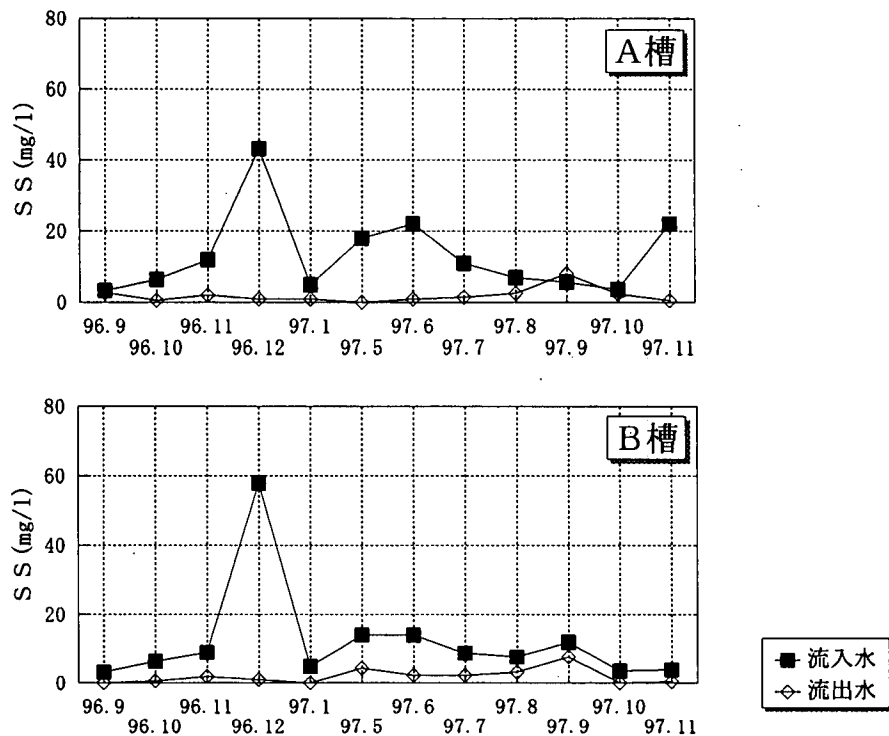
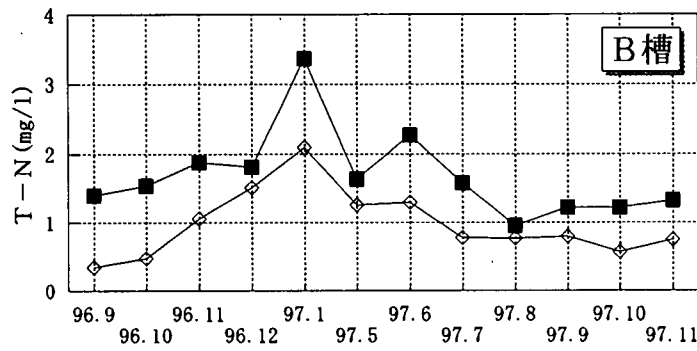
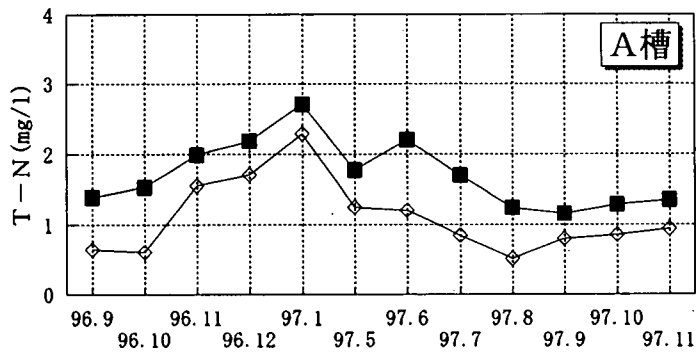
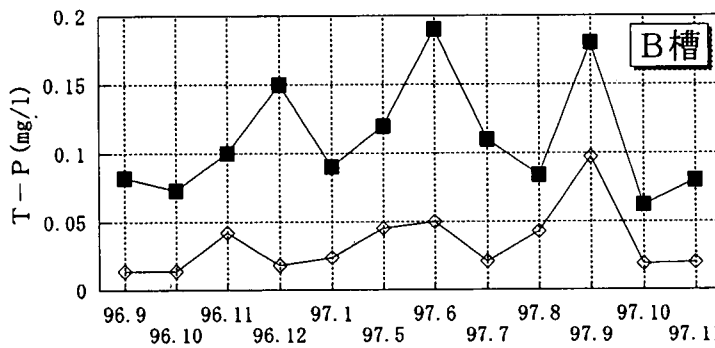
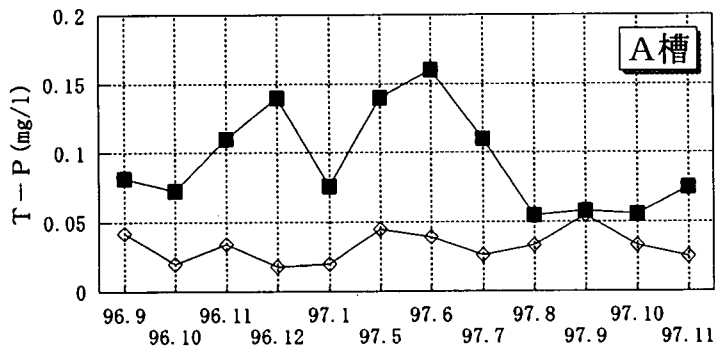


図4-1 深池流入水と流出水のSS濃度(1)



■ 流入水
◇ 流出水

図 4-1 深池流入水と流出水の T-N 濃度 (2)



■ 流入水
◇ 流出水

図 4-1 深池流入水と流出水の T-P 濃度 (3)

4.2 植物体組成分析

B槽の植物体に含まれるリンおよび窒素の含有率並びに含水率を図4-2(1)～(3)に示す。ヨシはリンが0.1%、窒素が1～2%、また沈水植物はリンが0.1～0.6%、窒素が1～3%とヨシは沈水植物に比べて栄養塩の含有率は低い。しかしヨシは沈水植物より含水率が低く、生物量が大きいいため、単位面積あたりの植物が含有する栄養塩量は大きくなる。またコカナダモはリンが0.4～0.6%、窒素が2～3%と他の植物に比べて栄養塩の含有率が比較的高い。

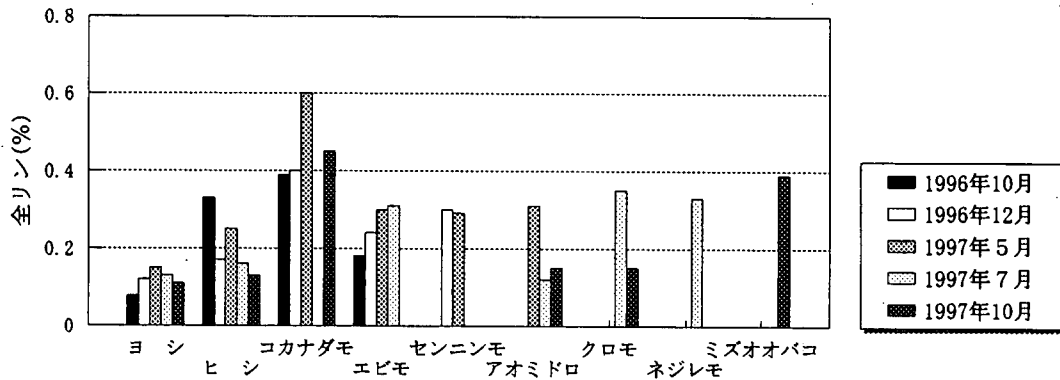


図4-2 ヨシと沈水植物のリン含有率 (1)

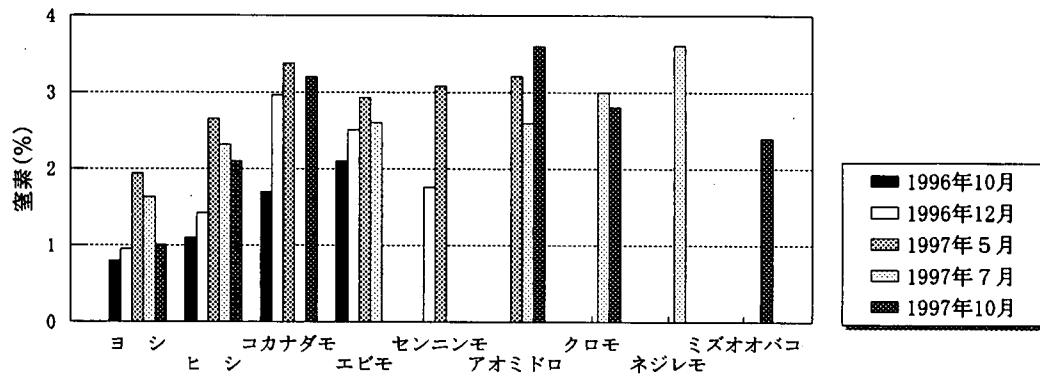


図4-2 ヨシと沈水植物の窒素含有率 (2)

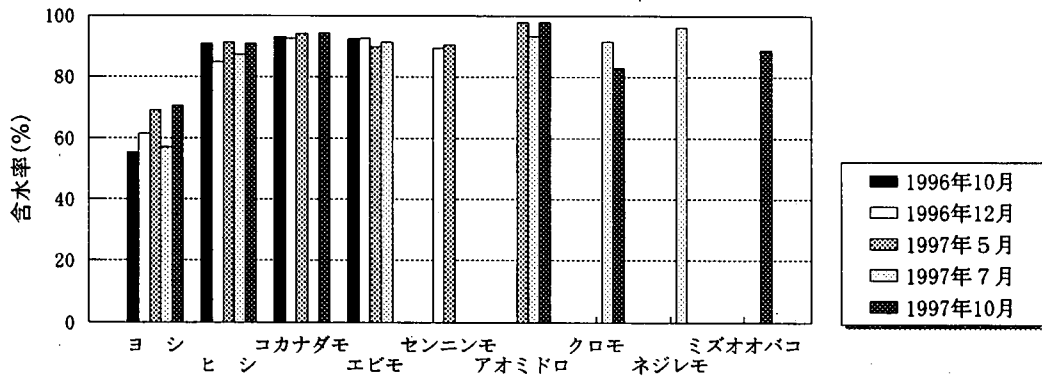


図4-2 ヨシと沈水植物の含水率 (3)

4.3 溶出試験

土壌および地上部の枯れたヨシ（以下「枯れヨシ」と言う）の溶出試験結果を図4-3、4-4に示す。

土壌の溶出試験ではT-Nが大体10日目以降からの溶出が見られ、溶出速度は18日目に10℃と25℃でそれぞれ9.73mg/m²/日と9.41mg/m²/日であったが、リンは10℃と25℃でそれぞれ0.06mg/m²/日以下と0.34mg/m²/日以下で溶出がほとんどおこらなかった。

枯れヨシではT-Nは18日目まで10℃と25℃でそれぞれ0.05~0.19mg/m²/日、0.09~0.29mg/m²/日と継続的に溶出した。T-Pの溶出速度は、10℃と25℃でそれぞれ0.001~0.011mg/m²/日、0.00~0.03mg/m²/日であり、時間の経過とともに溶出速度は大きくなった。T-N、T-Pとも10℃よりも25℃での溶出速度が大きかった。

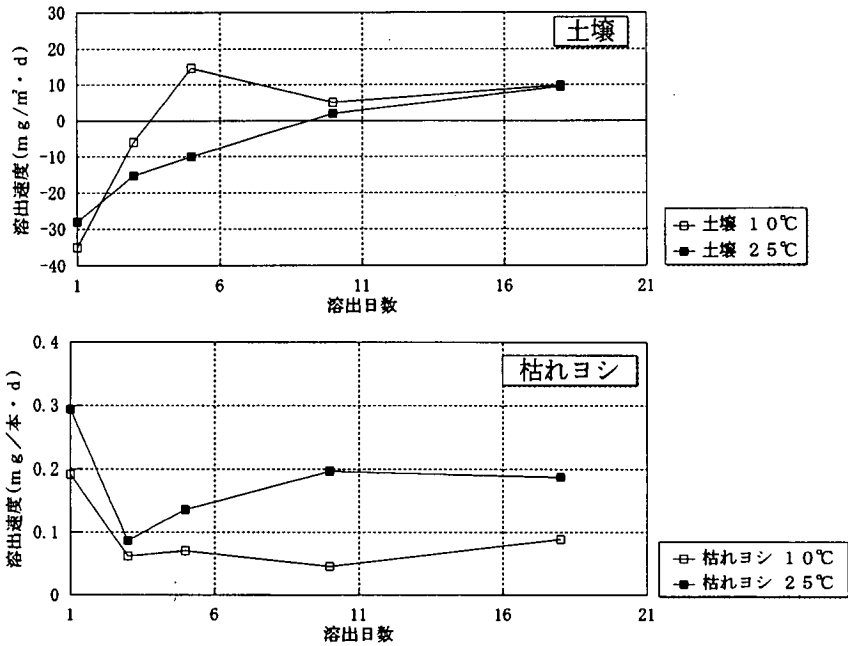


図4-3 T-Nの溶出速度

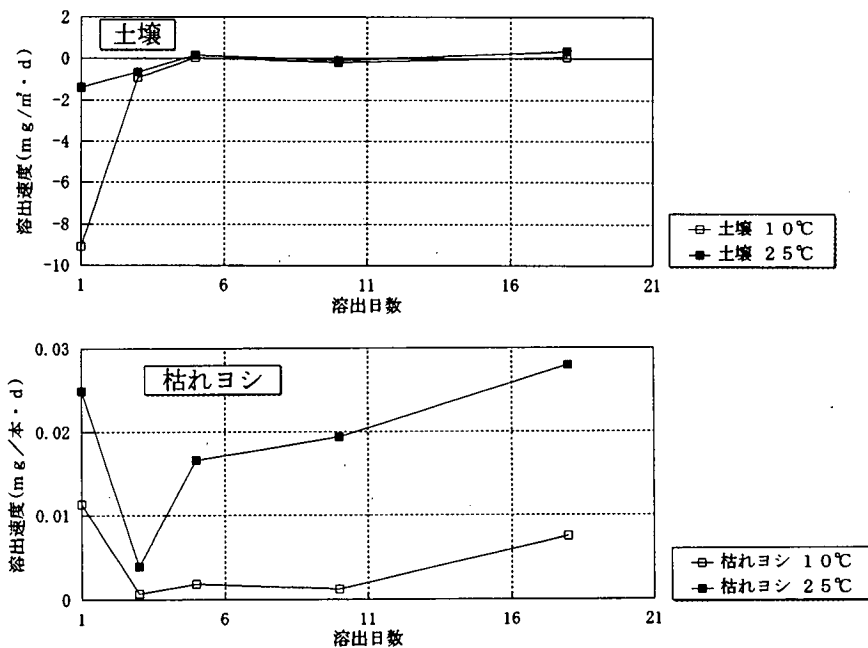


図4-4 T-Pの溶出速度

4.4 トレーサー試験

トレーサー試験の結果を図4-5～4-8に示す。流量が $10\text{m}^3/\text{時}$ の場合、ウラニン投入後約2.2時間後から2.7時間後にウラニン濃度 0.900mg/l とピークが訪れ、その後低下し、約3.2時間後から5.7時間後の間は 0.700mg/l と一定の濃度であった。翌日(21.7時間後)は 0.014mg/l に低下していた。

目視による観察から、水は土壌の崩れた部分を通過し水面下数 10cm の部分を直線的に流下していた。しかし数時間で着色水が池全体に拡がった。ウラニン投入から48時間後も池全体が薄い蛍光色を呈していた。

土壌部分の浸透量を見逃した時の水が流下する容積(流入沈殿槽および流出沈殿槽を含む)は約 160m^3 である。水が均一に流れるとすれば流達時間はおおよそ16時間となる。実際には流入槽と池を隔てる有孔板に接する土壌の崩れた部分から水の一部が流入し短絡流が発生し約2時間で最初の水塊が出口に到達していた。しかしウラニン投入から数時間後には池全体が着色し、時間とともに池全体に流入水が拡がること目視確認された。

投入したウラニンは5.7時間でおおよそ50%が流出していた。5.7時間から21.7時間の間は採水を行っていないが、この間にウラニン濃度が直線的に低下したと仮定すれば21.7時間後には回収率が100%を超える。

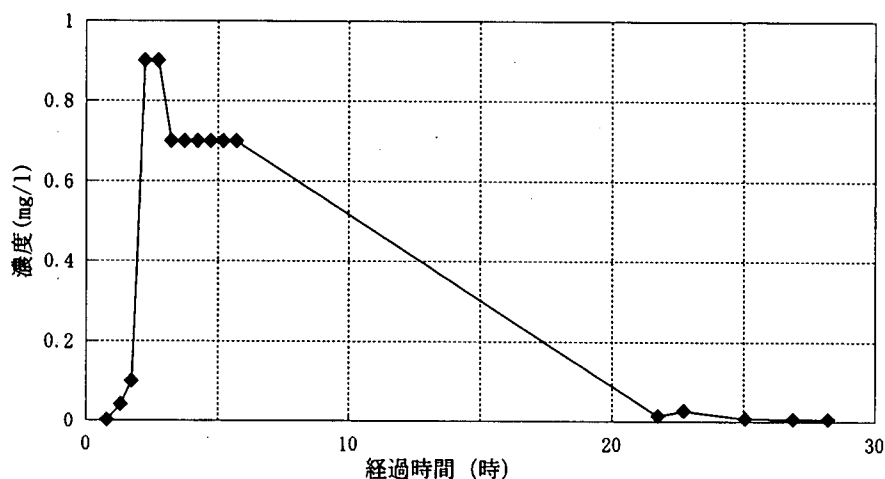


図4-5 深池流出部におけるウラニン濃度の経時変化 (流量 $10\text{m}^3/\text{時}$)

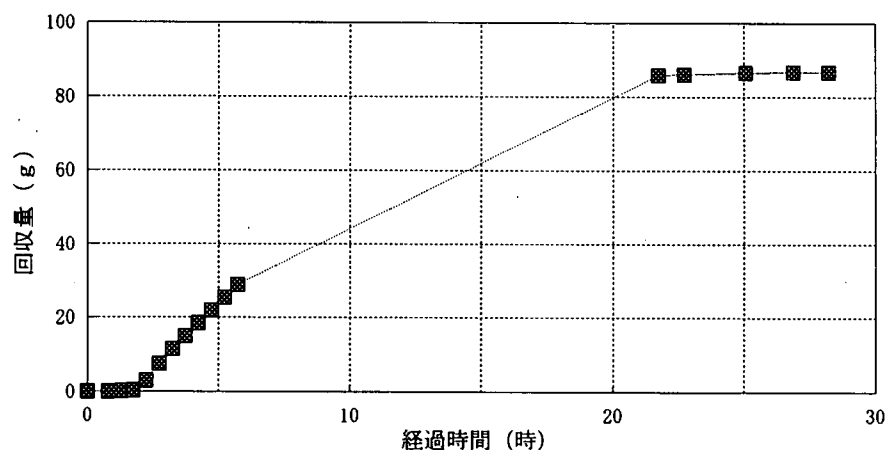


図4-6 ウラニンの回収 (流量 $10\text{m}^3/\text{時}$)

流量が $1\text{m}^3/\text{時}$ の場合、投入6時間後からウラニンの濃度は急激に増加し12時間後にA槽で 0.380mg/l 、B槽で 0.290mg/l と最高濃度を迎えた。その後一旦濃度が低下するが、30時間後に再び増加し始め33時間後に1回目よりやや低めのピークを迎えた。3日目以降のウラニンの濃度は極めて低かった。

土壌部分の量を無視した時の水が流下する容積（流入沈殿槽および流出沈殿槽を含む）は約 160m^3 である。水が均一に流れるとすれば流達時間はおよそ160時間（約7日間）である。ところが実際には数時間後にピークが訪れており、水は表層を流れていることがわかった。

ウラニンの回収量をみると720時間を経過してもなお投入量 65g の13%程度しか回収されていない。

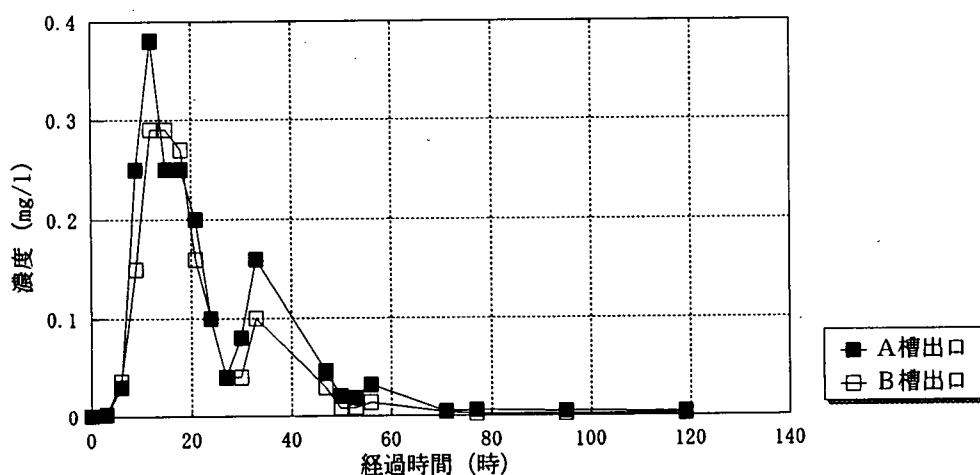


図4-7 深池流出部におけるウラニン濃度の経時変化（流量 $1\text{m}^3/\text{時}$ ）

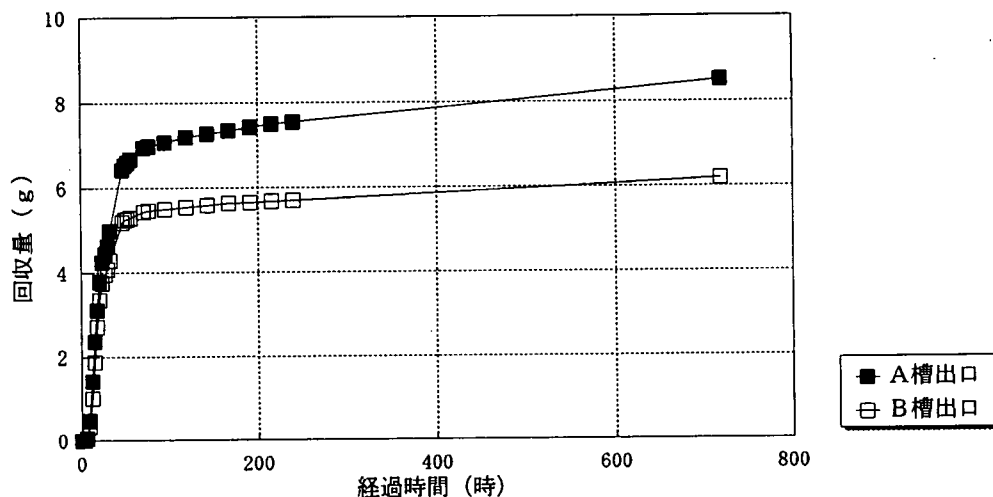


図4-8 ウラニンの回収量（流量 $1\text{m}^3/\text{時}$ ）

4.5 流量の変動による浄化能の調査

深池への流入量を変化させたときのCOD、SS、T-N、T-Pの除去率を図4-9(1)～(4)に示す。CODの除去率は1997年度(12月)、1998年度(9～10月)とも流量が $1\text{ m}^3/\text{時}$ の $-13.9\sim 14.6\%$ より、 $5\text{ m}^3/\text{時}$ 、 $10\text{ m}^3/\text{時}$ の $2.4\sim 33.3\%$ のほうが高くなった。これは滞留時間が長くなると内部生産が生じるためと考えられる。SSの除去率を見ると流量が $10\text{ m}^3/\text{時}$ の時に1997年度は $85.0\sim 92.8\%$ と高いが、1998年度は $36.1\sim 38.9\%$ と低くなり、調査時期により傾向が異なった。TPの除去率を見ると1997年度、1998年度とも流量が $20\text{ m}^3/\text{時}$ の時に $13.2\sim 22.5\%$ と、 $1\sim 10\text{ m}^3/\text{時}$ の $35.3\sim 80.4\%$ に比べかなり低下していた。T-Nの除去率は1997年度、1998年度とも傾向が似ており、 $5\text{ m}^3/\text{時}$ で $4.6\sim 16.7\%$ とかなり低下し、 $20\text{ m}^3/\text{時}$ では $1.7\sim -11.8\%$ と浄化能がほとんどなくなった。

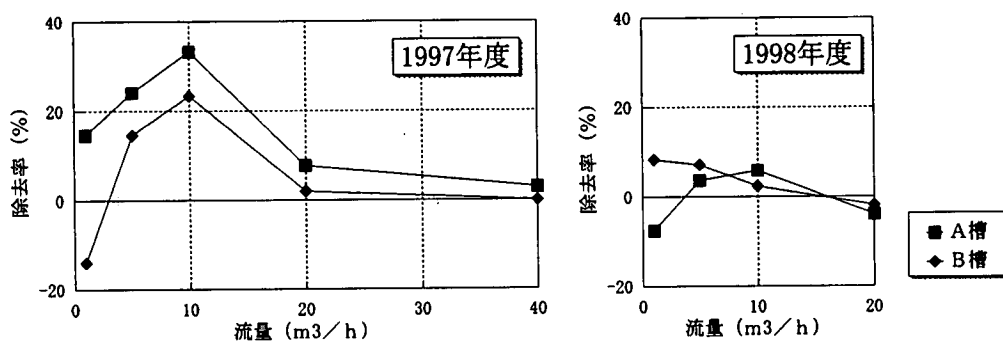


図4-9 流量による除去率の変化(COD)(1)

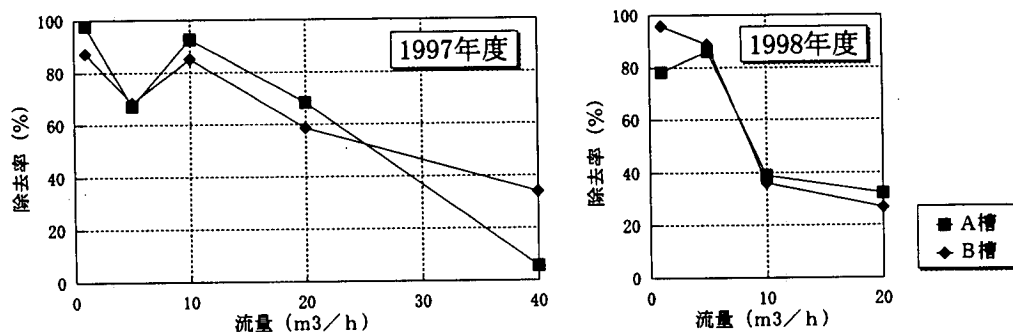


図4-9 流量による除去率の変化(SS)(2)

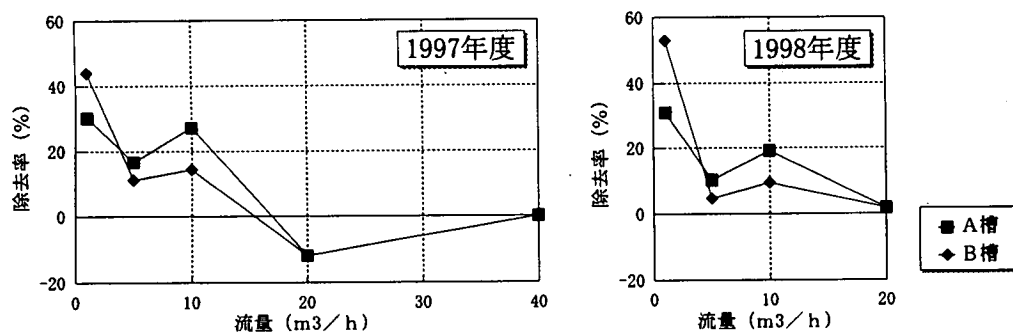


図4-9 流量による除去率の変化(T-N)(3)

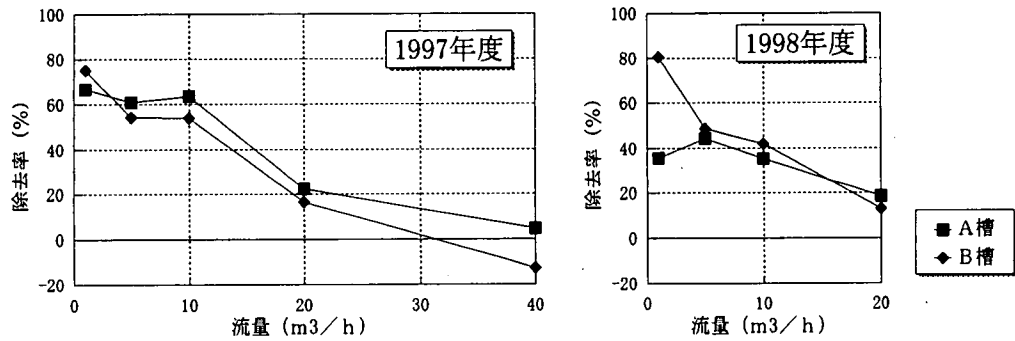


図4-9 流量による除去率の変化 (T-P) (4)

4.6 ヨシの生長

水深とヨシの生育の関係を図4-10、表4-3に示す。水深が0.00~0.45mでは草丈が平均2.6mであったが、水深が0.45mを境にヨシの生長は急激に衰え、水深が0.45~0.80mで草丈は平均1.8mとなった。水深が0.8mを超えるとヨシは全く生育できなかった。

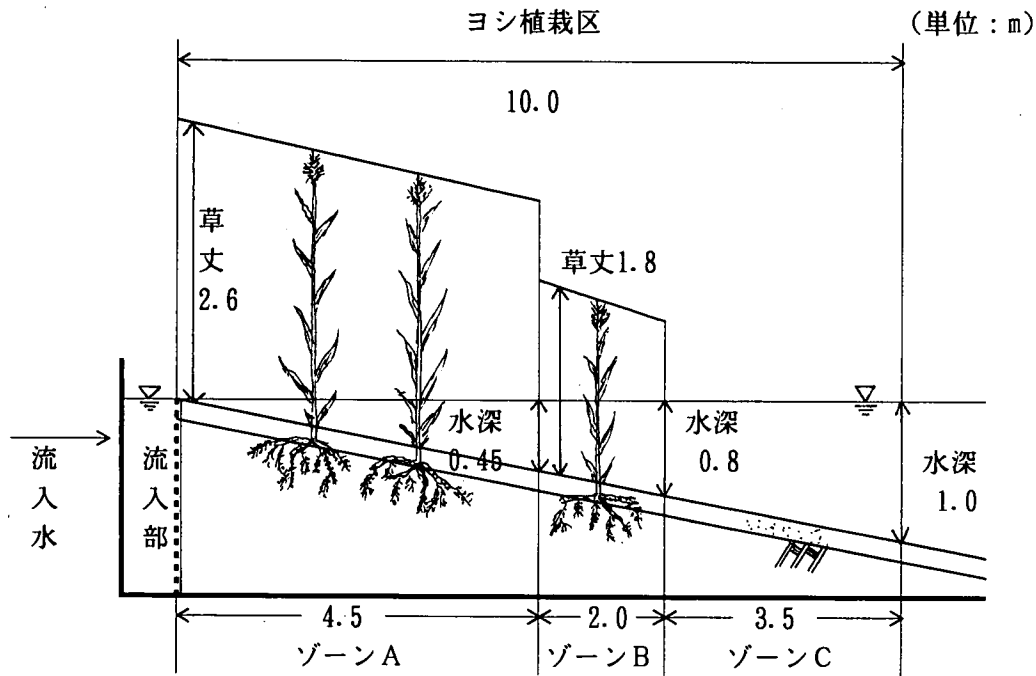


図4-10 水深とヨシの草丈 (B槽)

表4-3 ヨシの生育ゾーン

ゾーン	水深 (m)	流入部からの距離 (m)	ヨシ草丈 (m)	表土の色
A	0.00~0.45	0.0~4.5	2.4~2.8 (平均2.6)	茶
B	0.45~0.80	4.5~6.5	1.5~2.0 (平均1.8)	黒
C	0.80~1.00	6.5~10.0	生育せず	黒

5. 考察

5.1 除去量

ヨシ帯と沈水植物帯の浄化効果をみるために、B槽の水質調査結果（1996年9月～1997年8月）の分析結果をもとに求めた流下に伴う除去量の変化を図5-1に示す。

深池全体の年間差し引き除去量は、T-Nが6,400g、T-Pが760gであった。ヨシ区は沈水区に比べ除去量が格段に大きくなっており、ヨシ区が汚濁負荷削減に大きく寄与していることが推察される。

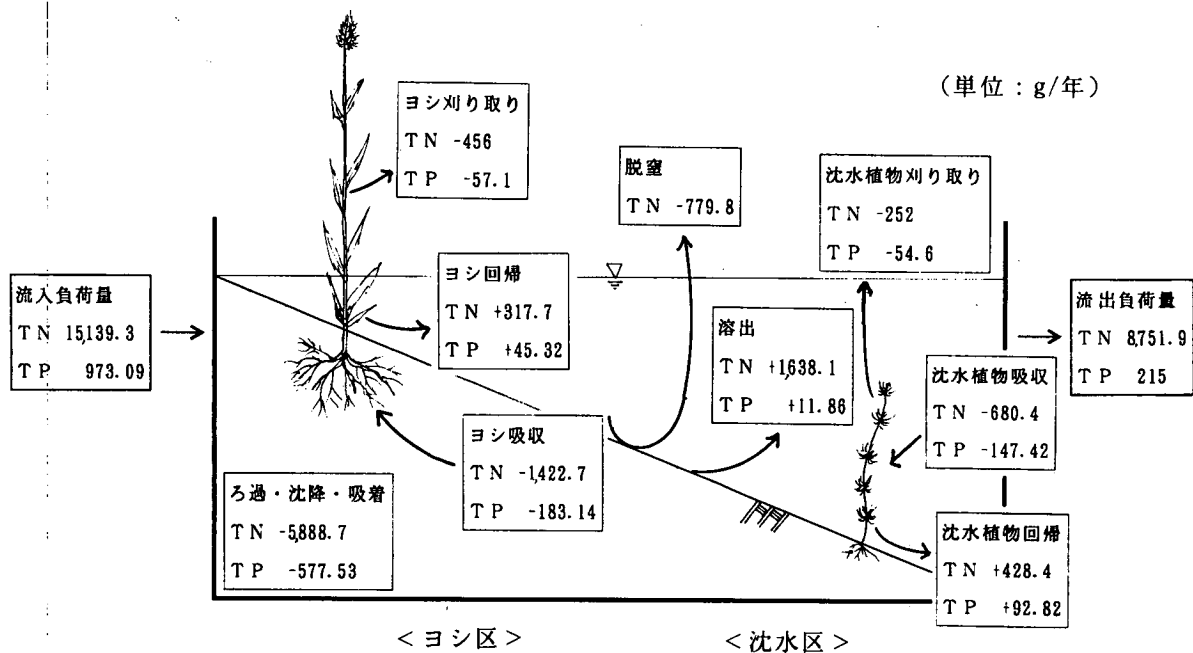
流入負荷	(ヨシ区)	土壤通過後 T-N 9,013 T-P 226.7	(沈水区)	流出負荷
T-N 15,139				T-N 8,752
T-P 973.1				T-P 215.0
ヨシ区差引除去量			沈水区差引除去量	
T-N 6,126			T-N 261	
T-P 746.4			T-P 11.7	
深池全体の差引除去量 (流入負荷－流出負荷)				
T-N 6,387				
T-P 758.1				

図5-1 流下に伴うT-N、T-Pの除去量の変化（B槽）[単位:g/年]

5.2 物質収支

前節で述べたT-N、T-Pの除去量の内訳を知るため、深池の物質収支を試算した(図5-2)。

深池(面積120m²)におけるT-NおよびT-Pの差引除去量は、それぞれ約6,400g/年(約146mg/m²/日)、約760g/年(約17mg/m²/日)であった。植物による吸収(ヨシと沈水植物の吸収量の合計)は窒素が約2,100g/年、リンが約330g/年であるが、刈り取りを行わないと再び栄養塩は回帰する。土壌や植物のろ過、沈降、吸着はT-N、T-Pの削減に大きく貢献し深池全体の差し引き除去量の8~9割を占めている。これらの値は多くの仮定の上で水質調査、植物体組成分析、溶出試験等のデータを用い算出したものであり、今後の調査によりさらに精度を上げる必要がある。



(表中-を付した値は除去量を、+を付した値は回帰量を示す)

深池B槽の差引除去量	T-N 6,387.4
	T-P 758.09

図5-2 深池の物質収支 (B槽、1996年9月~1997年8月)

5.3 浄化効果の持続性

1996年度と1997年度のSSと $\text{PO}_4\text{-P}$ の除去率を図5-3に示す、SSの除去率では、1996年度のデータは回帰線より上にプロットされ、1997年度のデータは下側にプロットされる傾向が見受けられる。 $\text{PO}_4\text{-P}$ は1996年度のデータでは除去率100%であったものが、1997年度には除去率が50~100%と低下、変動するようになった。通水から2年を経過し、やや当初に比べ浄化効果が劣ってきたと考えられる。その原因として土壌の吸着能の低下や土壌層の目詰まり、沈殿物の巻き上がりや生物分解が考えられる。また土壌表層の部分的な崩れが進み、土壌を通過しない水が増加し、浄化能が不安定となったことも考えられる。浄化能の持続性について長期間の調査が必要と考えられる。

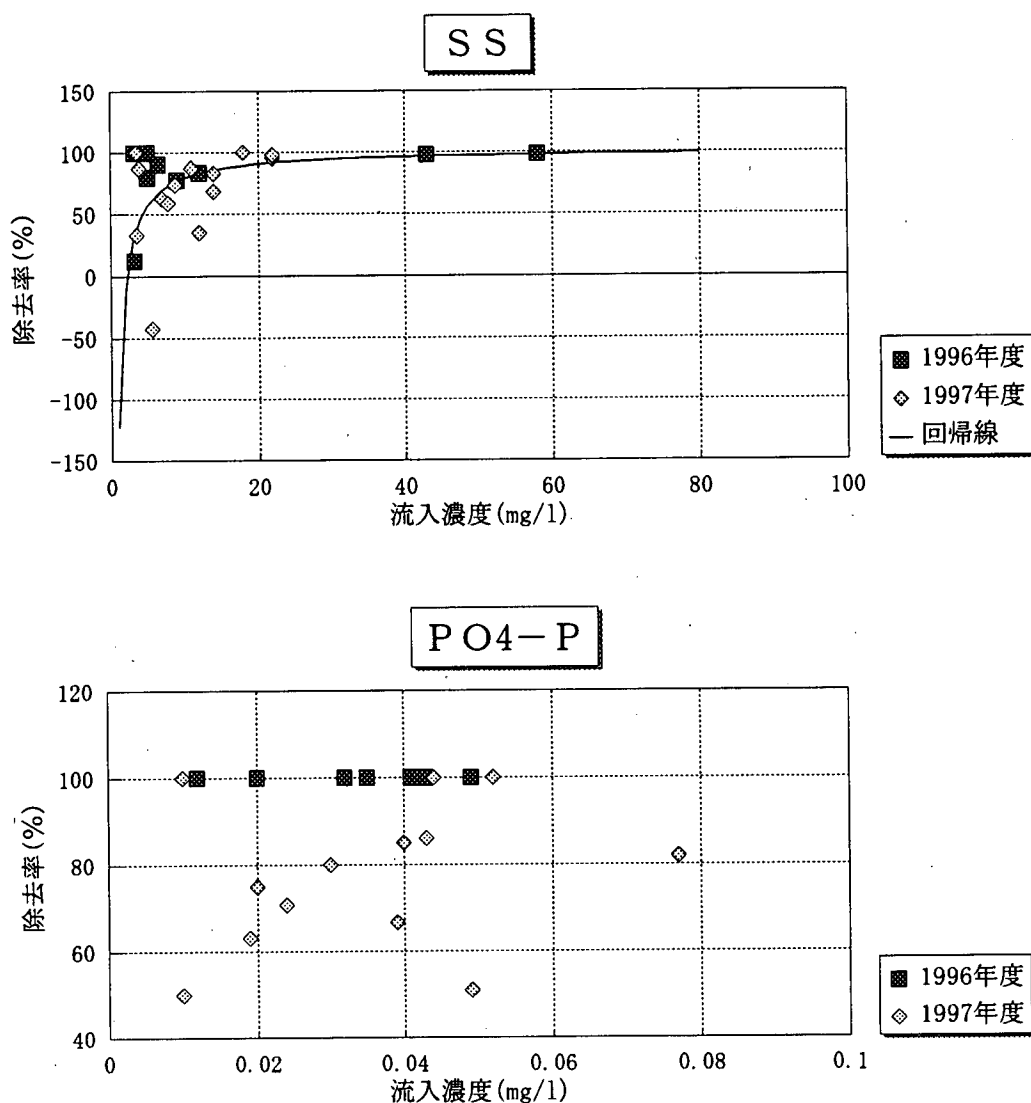


図5-3 1996年と1997年の浄化能

5.4 流量と浄化効率

流入負荷量と流出負荷量の差、すなわち差し引き除去量（以下除去量とする）が最も大きい時、浄化効率が最も良いと考えられる。深池への流量と1日の除去量の関係を図5-4(1)～(4)に示す。

COD、T-Nの除去量は流量が $10\text{m}^3/\text{時}$ の時にそれぞれ $42\sim 552\text{g}/\text{日}$ 、 $42\sim 144\text{g}/\text{日}$ と他の流量の時に比べ最も大きかった。SSの除去量は1997年には流量が $10\sim 20\text{m}^3/\text{時}$ の時に $4,488\sim 8,016\text{g}/\text{日}$ 、1998年には流量が $5\text{m}^3/\text{時}$ の時に $2,328\sim 2,820\text{g}/\text{日}$ と最も大きかった。T-Pの除去量は1997年には流量が $10\text{m}^3/\text{時}$ の時に $20.64\sim 30.48\text{g}/\text{日}$ 、1998年には流量が $5\text{m}^3/\text{時}$ の時に $12.24\sim 13.53\text{g}/\text{日}$ と最も大きかった。流量は $1\text{m}^3/\text{時}$ より $5\sim 10\text{m}^3/\text{時}$ のほうが、どの項目も除去量が大きく、浄化効率が良いと考えられる。

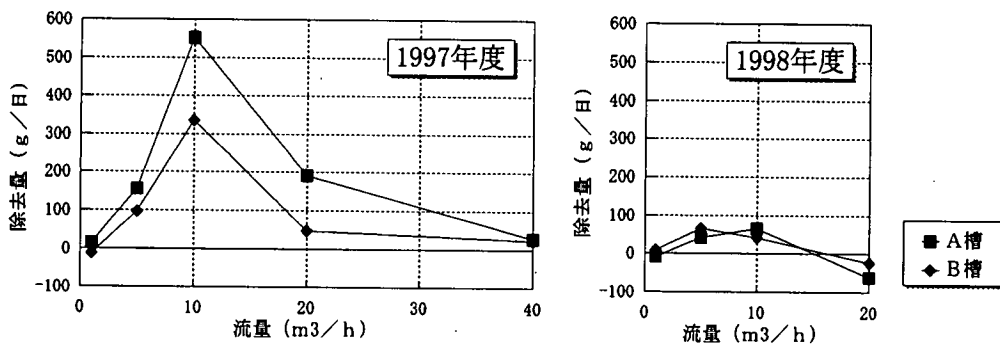


図5-4 流量による除去量の変化 (COD) (1)

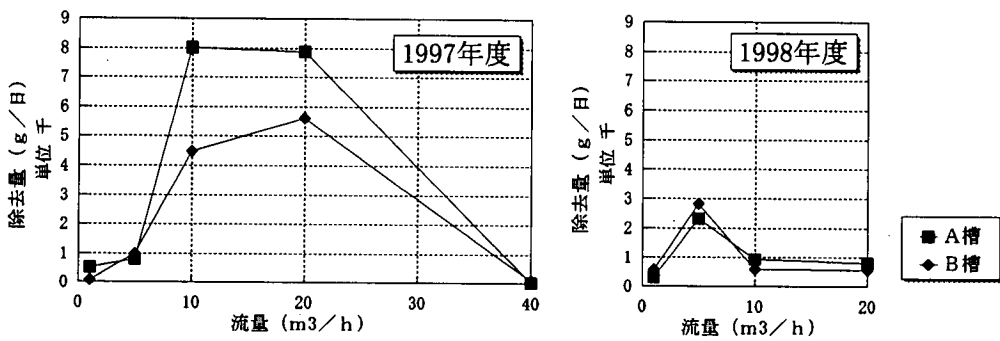


図5-4 流量による除去量の変化 (SS) (2)

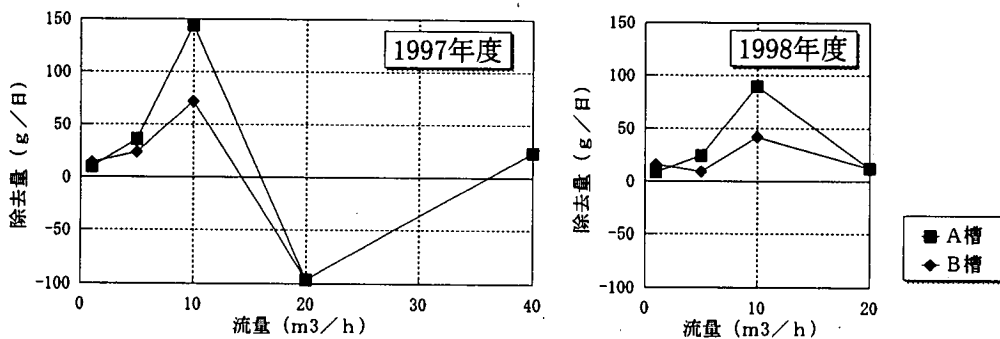


図5-4 流量による除去量の変化 (T-N) (3)

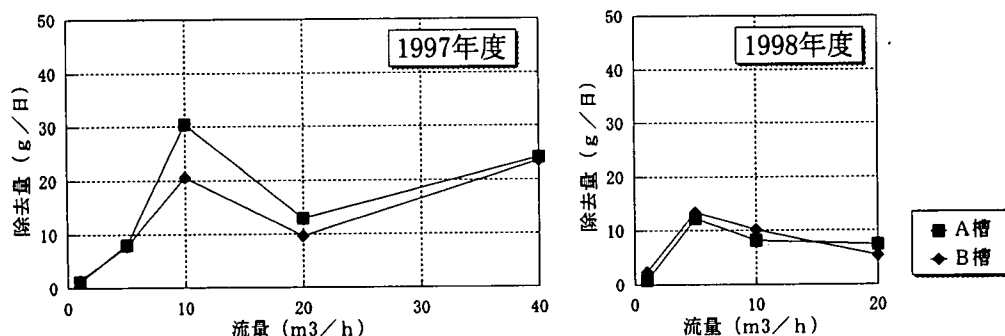


図5-4 流量による除去量の変化 (T-P) (4)

6. おわりに

深池全体の年間除去量は流量が1 m³/時のときT-Nが6,400 g、T-Pが760 gであった。ヨシ区の除去量は深池全体の除去量の95%以上を占め、残り数%が沈水区の除去量であった。ヨシ区ではヨシによる栄養塩吸収やろ過と、土壌による吸着やろ過等の作用のより浄化効果が得られたと考えられる。流量を変化させた実験では10 m³/時が最も浄化効率が高く、T-N、T-Pとも1 m³/時の10倍以上の除去量であった。流量を10 m³/時とした場合、深池全体の年間除去量はT-Nが64,000 g以上、T-Pが7,600 g以上が見込まれる。

人の汚濁負荷量はし尿と生活雑排水をあわせてT-Nが4,380 g/人/年、T-Pが657 g/人/年¹⁾であることから流量を10 m³/時で深池を稼動した場合、10人以上の汚濁負荷を100%除去することが可能である。

琵琶湖はかつて湖岸に広大なヨシ帯と多くの内湖を持ち、琵琶湖に対する汚濁負荷の流入を抑制していた。しかし近年、内湖の数は激減し、自然湖岸が減り、ヨシ帯の面積も減少し、琵琶湖における生態系の自浄作用は確実に減少していると言えよう。

深池型ヨシ帯浄化実験は生物の持つ自浄作用を利用し、ヨシ帯からそれに続く沈水植物群落を含めた植物相全体の浄化効果と土壌による浄化効果を期待するものである。深池タイプの浄化施設の設置は再び湖岸の生物相を豊かにすることで自浄作用を高めることを目指している。さらにヨシ帯は生物の豊庫であり、ヨシ帯を保全し再現していくことが琵琶湖の重要な生物を守ることにもつながる。したがって深池タイプの浄化施設は単に水質浄化機能としてのみならず、琵琶湖の生態系保全の場の提供手段としても極めて重要であり、この施設の意義は「自浄作用の高い、豊かな生態系を琵琶湖に取り戻すこと」にある。

7. 引用文献

- 1) 水質広域管理計画書策定のためのマニュアル (案)

3. 浅池型植生（クレソン水耕栽培）浄化実験

滋賀県土木部河港課
滋賀県草津土木事務所
財団法人琵琶湖・淀川水質保全機構
財団法人琵琶湖・淀川水質保全機構

○田中 良典
石田 圭司
魚留 卓
武井 直子

要 旨

本実験では、クレソンを用いた水質浄化施設の琵琶湖流入河川への適用性および施設計画や維持管理にあたっての知見を得るため、勾配の異なる水路においてクレソンを栽培し、栽培管理方法をかえた場合の水質浄化性能やクレソンの生長を調査し、さらに施設への住民参加の可能性について調べた。水路勾配は0.05%～1.5%とし、2種類の栽培管理方法（刈取り、刈取り後1/3除去）により調査した結果以下の知見が得られた。

- (1) 水路勾配0.5%、刈取り後1/3除去による栽培管理方法が水質浄化性能が最も良く、年平均除去率（年平均除去速度）は浮遊物質量が56%（20g/m²/日）、全窒素が14%（0.47g/m²/日）、全リンが27%（0.09g/m²/日）であった。
- (2) 水質浄化性能は、刈取りのみの栽培管理方法より刈取り後1/3除去による方法の方が維持されやすい。
- (3) 本浄化施設は住宅地付近に設置することでより多くの住民参加が期待できる。

1. はじめに

近年、湖沼の水質保全を目的として、河川から流入する汚濁負荷の削減が求められており、その対策方法の一つに、植生および植物を含む生態系を利用した植生浄化手法がある。植生浄化手法は、汚濁物質の沈殿除去、吸着や吸収、微生物による有機物の分解によるもので、これまでに数多くの研究や試験施工が行われている。これまでの研究により浄化効果を高めるには、栄養塩および有機物を溶出するなどの悪影響を及ぼす堆積泥の管理、栄養塩を吸収した植物体を枯れる前に除去するなどの植生の管理が重要であることがわかっている¹⁾。

浅池型植生浄化施設は、水深5cm程度の池に水耕栽培性の植物を栽培して水質浄化を図るもので、①水深が浅いため、植物体や堆積泥などの派生物の管理が容易である、②生態系が持つ水質浄化機能を使用するため、維持管理費用が少ない、③有用植物により浄化を図れば住民参加型の施設としての可能性も期待できることが考えられる²⁾。

本実験で使用したクレソンは、多年生植物で、栄養体のまま越冬する^{3, 4)}ことから通年の水質浄化能力が期待される。一方、公共施設において住民参加が求められていることを考えれば、食用可能なクレソンは、住民が採取するなどの機会を与えることによって住民参加型の施設としての位置づけも可能である。さらに、身近な場所において水質浄化等の仕組みを知るといった環境教育の場にもなり得ると考えられる。これらのことから、本施設による水質浄化は、本来の目的である水質浄化と、住民参加や水質浄化の仕組みなどを知る環境教育の場としての目的を併せ持った有効な方法といえる。

これまでの研究により、クレソンを用いた水質浄化施設では、窒素、リンなどが除去できる事が明らかになっている^{1, 2)}が、水理条件や季節による浄化能力の違いや栽培管理方法と水質浄化性能の関係などは明確になっていない。そこで本実験では、琵琶湖流入河川

への施設適用のための資料を得るため、水理条件や維持管理方法と水質浄化並びにクレソンの生長量との関係を調査するとともに、住民参加手法の検討を行った。

2. 実験施設諸元

2.1 施設概要

浅池型植生浄化施設の概要図を図2-1に示した。本施設は、勾配およびクレソンの栽培管理方法の異なる8水路に分岐させるコンクリート張りの構造である。本実験施設は特許公報平3-46200の有価植物栽培による浄水方法を利用した。流入水は葉山川の水とし、勾配は0.05%、0.5%、1.0%、1.5%とし、同一勾配の水路では、異なる栽培管理（刈取りのみ、刈取り後1/3除去）を行った。

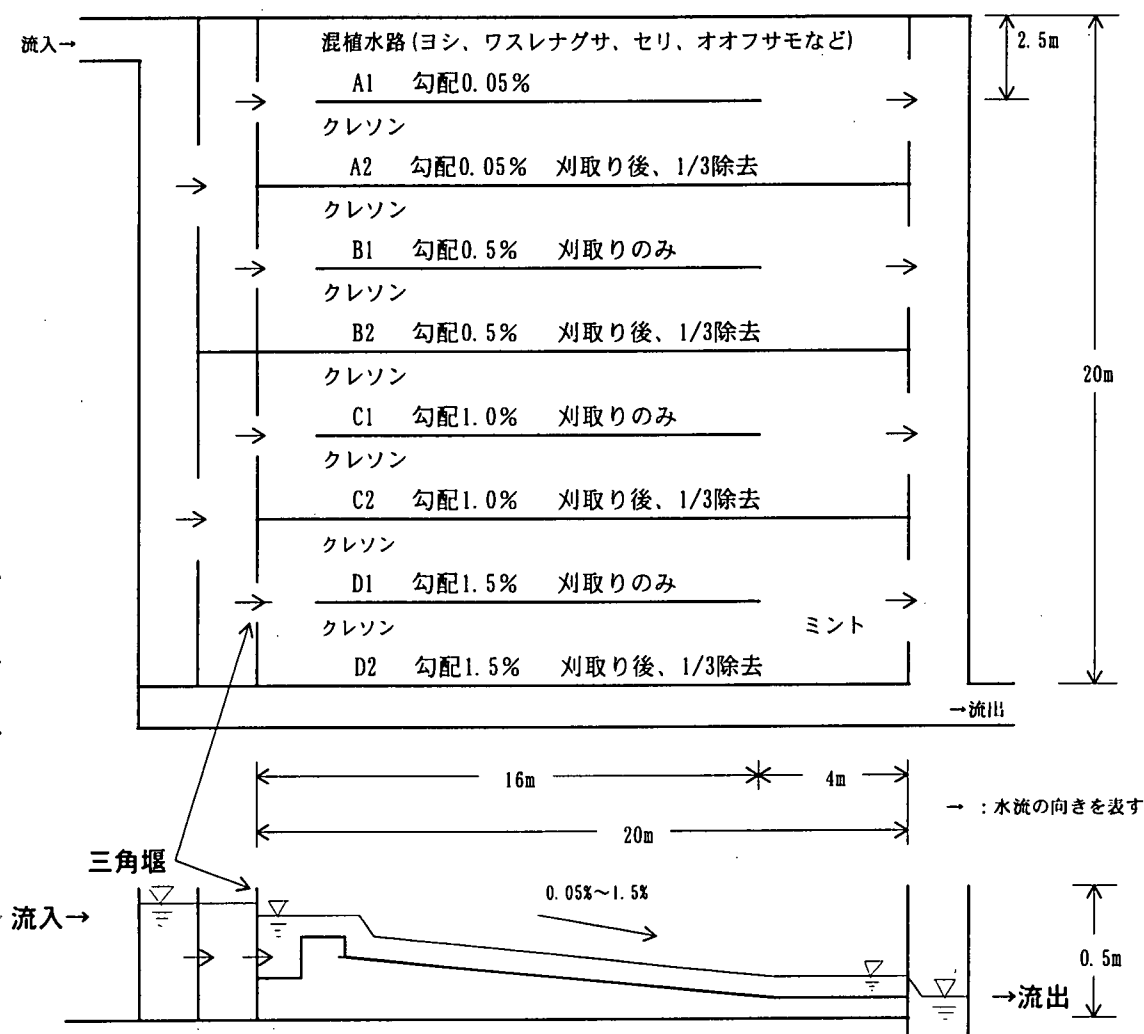


図2-1 浅池型植生浄化施設の概要図（上段：平面図、下段：断面図）

2.2 施設運転条件

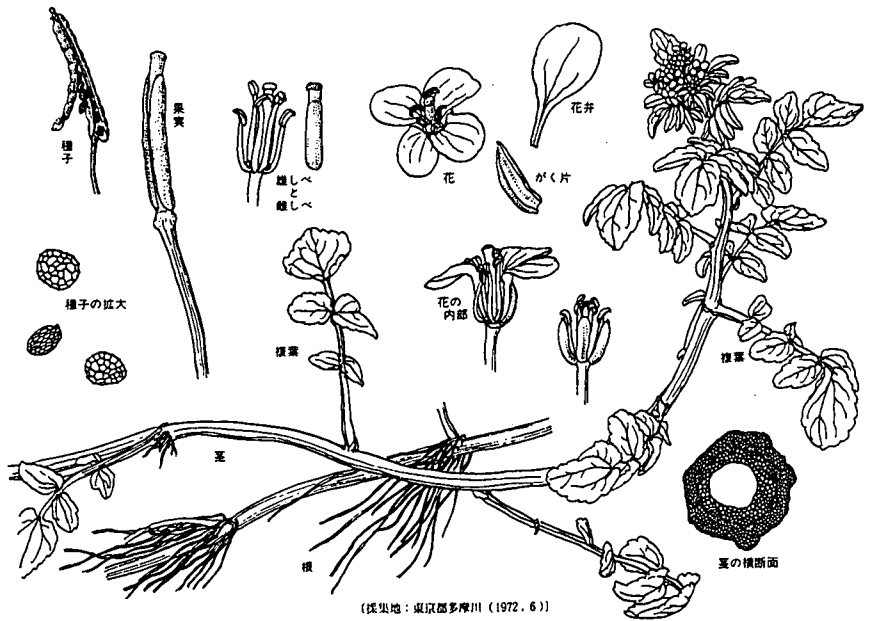
浅池型植生浄化施設における各水路の諸元を表2-1に示した。なお0.05%勾配のうち1水路はヨシ、ワスレナグサ、セリ等の混植水路とし、水質調査を実施しなかった。

表 2-1 浅池型植生浄化施設の諸元

水路名	A1	A2	B1	B2	C1	C2	D1	D2	備考
水路勾配 (%)	0.05		0.5		1.0		1.5		備 考 * 1 : 3. 2植物調査方法において詳細説明 * 2 : 実験期間中測定した平均値 * 3 : 滞留時間の計算方法 滞留時間(分)=(水路面積×平均水深)/通水量 水路面積: 16×2.5=40m ²
栽培管理	刈取り	-	○	○	○	○	○	○	
方法(*1)	1/3除去	-	○	-	○	-	○	-	
通水量 (m ³ /日)	79.3								
平均水深 (cm) (*2)	-	7.4	5.9	5.2	5.5	4.8	4.4	4.1	
滞留時間(分) (*3)	-	54	43	38	40	35	32	30	
水路規模	水路幅m	2.5							
	水路長m	16.0							
施設規模	長さ20(m)×幅20(m)×高さ0.5(m)								

2.3 使用植物

本実験に使用した植物は、「クレソン」*Nasturtium officinale* R. Br. (アブラナ科)で、和名はオランダガラシ (ミズガラシ, オランダミズガラシとも言う) である。フランス語でクレソン (Cresson) と言ひ、英語では、Watercress、中国語では、「豆瓣菜 (トウバンツァイ)」と言ふ。ヨーロッパ中・南部原産の帰化植物で、日本には、明治初年 (1970年) 頃渡来した。現在では、日本全国各地の冷水が流れる河川や池沼の浅水中に群生している。分布は広く、日本、アジア、ヨーロッパ、アフリカ、オーストラリア、北アメリカなど世界中で生育している。多年草であり、常緑でかぶのままで越冬する。低温に強く繁殖力が旺盛である。花期は5月～6月で直径4～6mmの白色の花弁をたくさんつける。図2-2に模式図を示した。



日本水生植物図鑑, 北隆館 (1985)

図 2-2 クレソン模式図⁴⁾

3. 実験内容

3.1 水質調査

表 3-1 に示した調査項目を、実験施設への流入部および各水路の最下流部の計 8 地点で測定した。調査頻度は 1 回/月とし、1997 年 9 月から 1998 年 9 月まで行った。ただし、COD については、1998 年 4 月から 1998 年 9 月まで調査した。

採水は、調査日の 14 時から 16 時までの間に行ひ、ヒシヤクを用いて堆積物を巻き上げないように留意した。また水深が浅く、ヒシヤクでの採水が困難な時は、口が扁平な容器 (チリトリ型) を使用して採水した。採水したサンプルはポリエチレン製容器 (5 リットル) に入れて実験室に持ち帰り、すみやかに分析した。

表 3-1 水質調査項目および分析方法

調査項目	分析方法
気温	JIS K 0102-7. 1
水温	JIS K 0102-7. 2
COD (化学的酸素要求量)	JIS K 0102-17 滴定法
BOD (生物化学的酸素要求量)	JIS K 0102-21 滴定法
SS (浮遊物質)	環境庁告示第 59号 付表 8 ろ過重量法
T-N (全窒素)	JIS K 0102-45. 1 総和法
NO ₂ -N (亜硝酸態窒素)	JIS K 0102-43. 1. 1 吸光光度法
NO ₃ -N (硝酸態窒素)	JIS K 0102-42. 2. 3 Cu-Cdカラム還元法
Kj-N (ケルダール態窒素)	JIS K 0102-44. 1 中和滴定法
T-P (全リン)	JIS K 0102-46. 3. 1 吸光光度法
PO ₄ -P (オルトリン酸態リン)	JIS K 0102-46. 1. 1 吸光光度法

3.2 植物調査

3.2.1 調査項目と調査地点

植物調査では、クレソンの丈高、堆積物厚さ、刈取ったクレソンおよび1/3除去した試料の重量、含水率、乾燥後の全窒素と全リンの含有量を測定した。図3-1に示したように、各水路を流下方向に6区画に等分し、調査項目に応じて各区画の境界線上や区画に対して調査を行った。

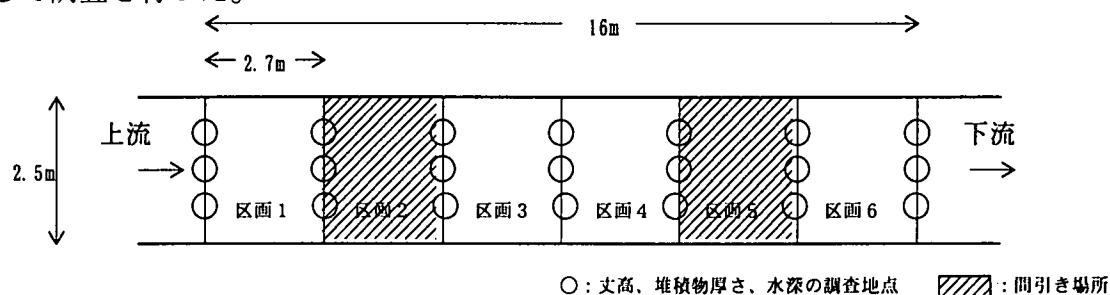


図 3-1 植物調査地点

3.2.2 クレソンの丈高、堆積物厚さ調査

丈高および堆積物厚さは、図3-1に示したとおり測定地点を各水路の各区画境界上とし、各区画線上の右寄、中央、左寄の3点において計測し、3点の平均値からその区画線上の丈高を求めた。同時に水深の測定も行い、調査は1回/10日とし、1997年9月から1998年9月まで行った。

3.2.3 刈取り重量調査、間引き重量調査

2種類の栽培管理方法を表3-2に示した。栽培管理の作業後、現地にて刈取り試料および間引き試料の湿潤重量を計測し、一部を実験室に持ち帰り乾燥後、全窒素及び全リン含有量を測定した。その分析方法を表3-3に示した。なお、間引き作業状況を写真3-1に示した。

表 3-2 栽培管理方法

項目	方 法
刈取り (呼び方: 刈取り)	植物の丈高が水面より25cm以上となった地点が確認された場合に、水面より10cm上部の茎を刈取る。刈取りは電気剪定機を使用した。
刈取り後1/3除去 (呼び方: 刈取り後間引き)	刈取り後、植栽面積の1/3の植物体と堆積物の除去を行う。間引き場所は区画2と5で、間引き後は残っている植物を散らして配置した。

表 3-3 分析方法

調査項目	分 析 方 法
含水率	環境庁「底質調査方法」
T-P	環境庁「底質調査方法」
T-N	CHNコーダー



写真 3-1 間引き作業状況

3.3 底質調査

各水路の上流部(区画1)、中流部(区画3と4の境界)および下流部(区画6)において酸化還元電位を測定した。測定は6月と8月の2回行い、HORIBA製酸化還元電位計を使用した。

3.4 生物調査

実験期間中に4回(春、夏、秋、冬)、動物プランクトン、植物プランクトン、底生生物、魚貝類および昆虫の個体数密度を調査した。調査地点は、水路の上流部と下流部とし、それぞれクレソン丈高が平均的である場所を選定した。動物プランクトンと植物プランクトンは、施設内の流水2リットルを採取し、1%ホルマリンで固定した後、種類の同定と計数を行った。底生生物、魚貝類および昆虫は水路内に25cmコドラートを設け、コドラート内の堆積物を採取し、ふるいに(網目サイズ:0.471mm)かけて泥を洗い流した後、5%ホルマリンで固定し、生物種の同定を行った。また、任意の地点において、手網やピンセットを用いて生物を採取し、同定を行った。

3.5 住民参加手法の検討

本施設が住民参加型の施設になりうる可能性を検討するため、住民が植物の採取などを実際に体験し、体験後に施設に対する意見を得るためのアンケート調査を、1998年9月と10月の2回行った。参加者を事前に募集する形式で行い、1回目(9月26日)は実験センター近郊の住民を対象とし、2回目(10月25日)は広告紙とインターネットホームページなどにより一般公募した滋賀県内居住者を対象とした。

実施当日は、本施設や実験センターの概要と植物採取上の注意事項等を説明した後、約20分間植物の採取を実施した。採取した植物は計量し、自由に持ち帰ることとした。クレソンを使った料理の実演紹介も行い、最後にアンケート調査を行った。

4. 結果

4.1 水質調査結果

4.1.1 水質の経時変化と年平均除去率

図4-1に流入水および各水路における処理水の水質濃度の経時変化を示した。これによると、各水路における処理水質には季節的な特徴を見ることはできなかった。また、各水路における年平均除去率（処理水と流入水の濃度差／流入水質濃度）を表4-1および図4-2に示した。これによると、勾配が緩い水路ほど除去率が高くなる傾向が見られた。ただし勾配が最も緩い0.05%の除去率が最高値とならない場合もあった。また水質項目別に見ると、浮遊物質（以下、SS）の除去率が比較的高く、勾配0.05%および0.5%の間引きを行った水路で57.9%と55.9%の除去率であった。SSに次いで除去率が高かったのは全リンで（以下、T-P）で、勾配0.05%および0.5%の間引きを行った水路で、22.3%と26.8%であった。その他の除去率は、勾配0.5%で間引きを行った水路において、全窒素（以下、T-N）が13.6%、生物学的酸素要求量（以下、BOD）が12.6%、化学的酸素要求量（以下、COD）が7.8%であり、この値は他の水路の値と比較して最も高かった。

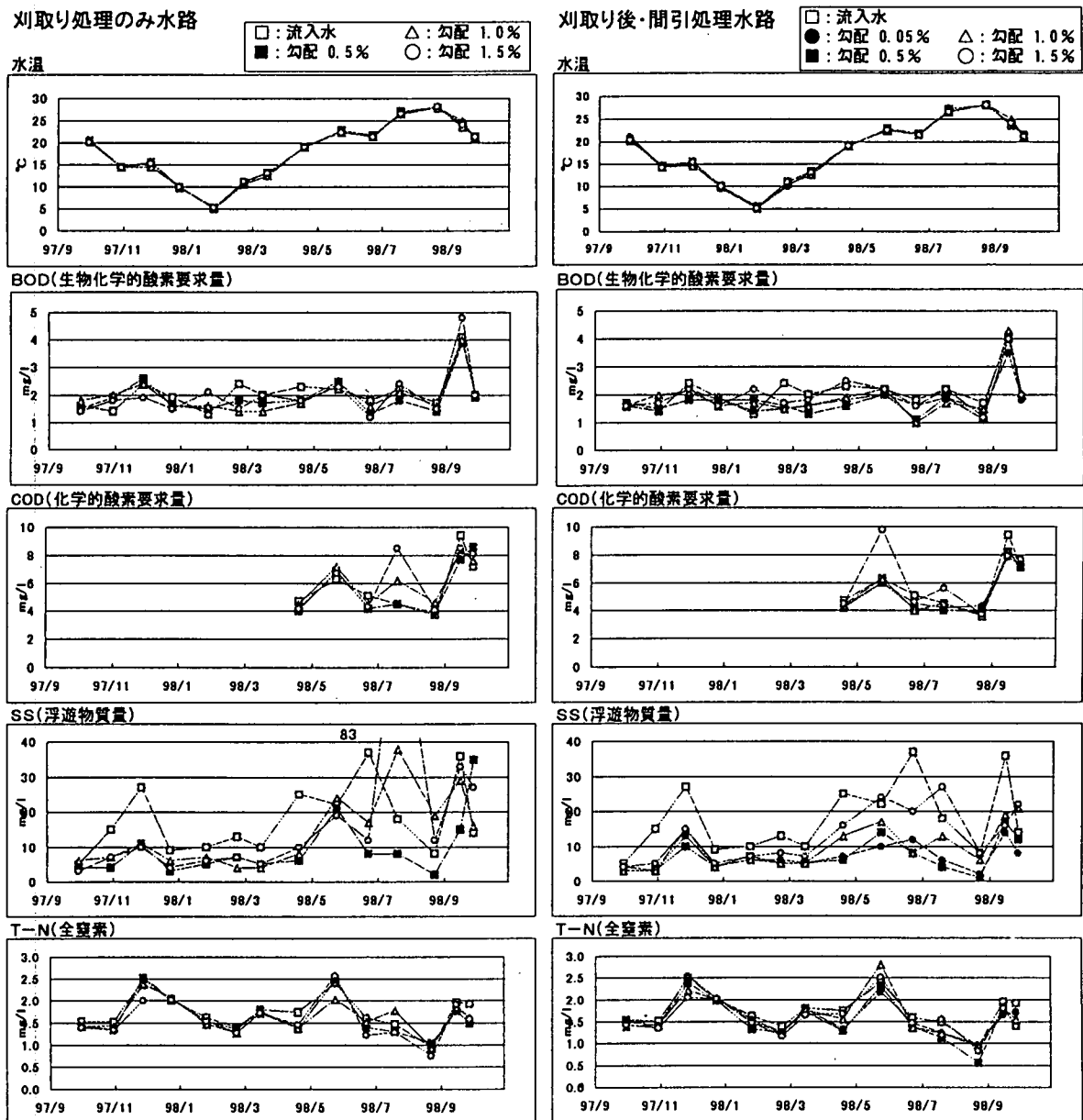
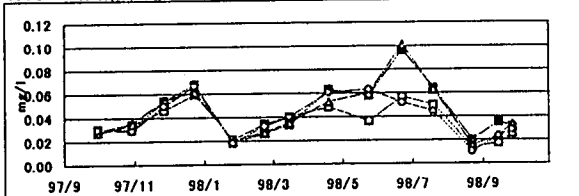


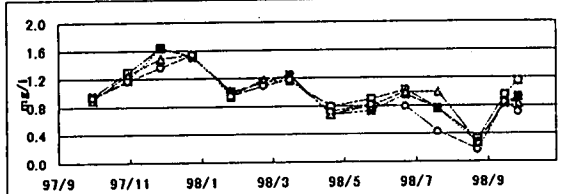
図4-1 流入水および処理水の水質濃度の経時変化 (1)

刈取り処理のみ水路

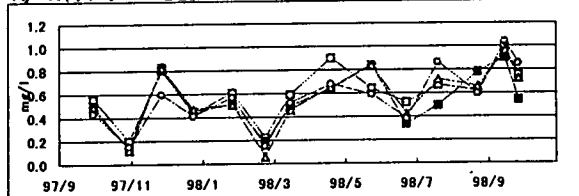
NO₂-N(亜硝酸態窒素)



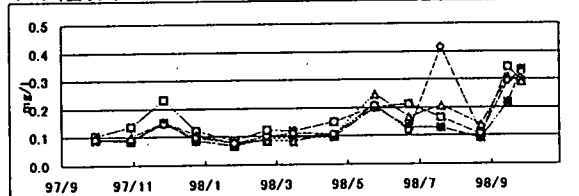
NO₃-N(硝酸態窒素)



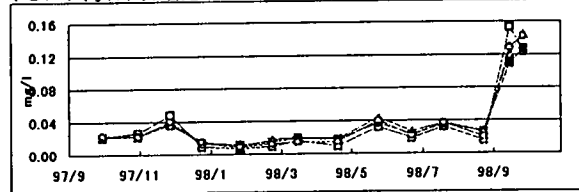
Kj-N(ケルダール態窒素)



T-P(全リン)

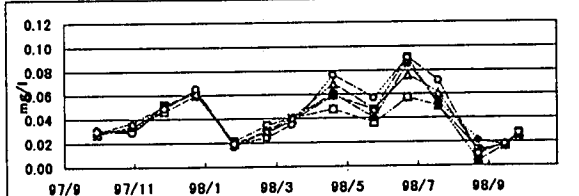


PO₄-P(オルトリン酸態リン)

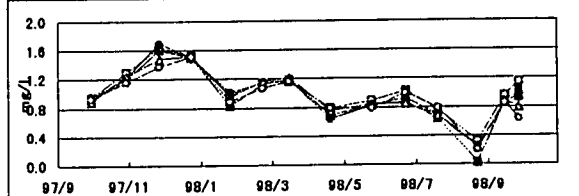


刈取り後・間引処理水路

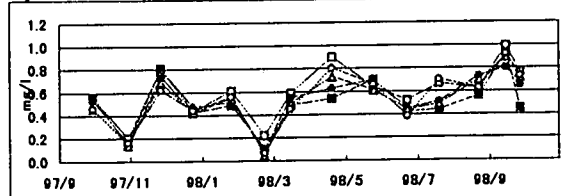
NO₂-N(亜硝酸態窒素)



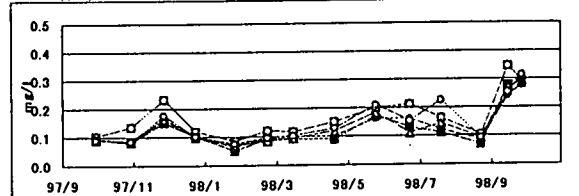
NO₃-N(硝酸態窒素)



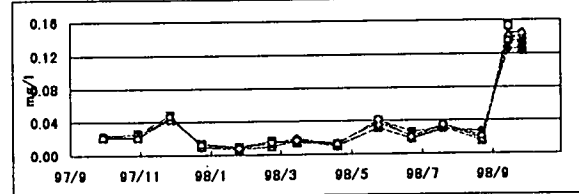
Kj-N(ケルダール態窒素)



T-P(全リン)



PO₄-P(オルトリン酸態リン)



* ケルダール態窒素: アンモニア態窒素と有機態窒素の和

図 4-1 流入水および処理水の水質濃度の経時変化 (2)

表 4-1 各水路における年平均除去率 (%)

栽培管理方法	勾配(%)	BOD	COD	SS	T-N	NO ₂ -N	NO ₃ -N	Kj-N	T-P	PO ₄ -P
刈取り	0.5	5.3	2.3	40.2	6.4	-24.8	6.6	11.3	22.1	-25.3
	1.0	3.2	-7.9	11.0	5.7	-18.5	3.9	11.2	8.5	-30.6
	1.5	2.3	-11.8	-0.5	10.1	-7.3	15.4	10.3	3.5	-18.6
平均	(*)	3.6 (0.15)	-5.8 (-0.67)	16.9 (6.0)	7.4 (0.26)	-16.9 (-0.012)	8.6 (0.18)	10.9 (0.13)	11.4 (0.038)	-24.8 (-0.018)
刈取り後 間引き	0.05	9.6	4.6	57.9	7.3	-10.5	6.6	11.9	22.3	-16.3
	0.5	12.6	7.8	55.9	13.6	-2.9	14.5	19.7	26.8	-16.8
	1.0	7.0	5.2	40.8	7.5	-10.1	8.7	16.7	19.8	-18.7
	1.5	0.1	-8.1	21.1	8.5	-11.9	10.4	14.1	11.5	-16.3
平均	(*)	7.4 (0.30)	2.4 (0.28)	43.9 (15.5)	9.2 (0.32)	-8.9 (-0.006)	10.1 (0.21)	15.6 (0.19)	20.1 (0.067)	-17.0 (-0.012)
全平均	(*)	5.5 (0.23)	-1.7 (0.20)	30.4 (10.7)	8.3 (0.29)	-12.9 (-0.009)	9.3 (0.19)	13.3 (0.16)	15.7 (0.053)	-20.9 (-0.015)

窒素、リンについては、形態別除去率も示した
(*) は年平均除去速度 (g/m²/日) である

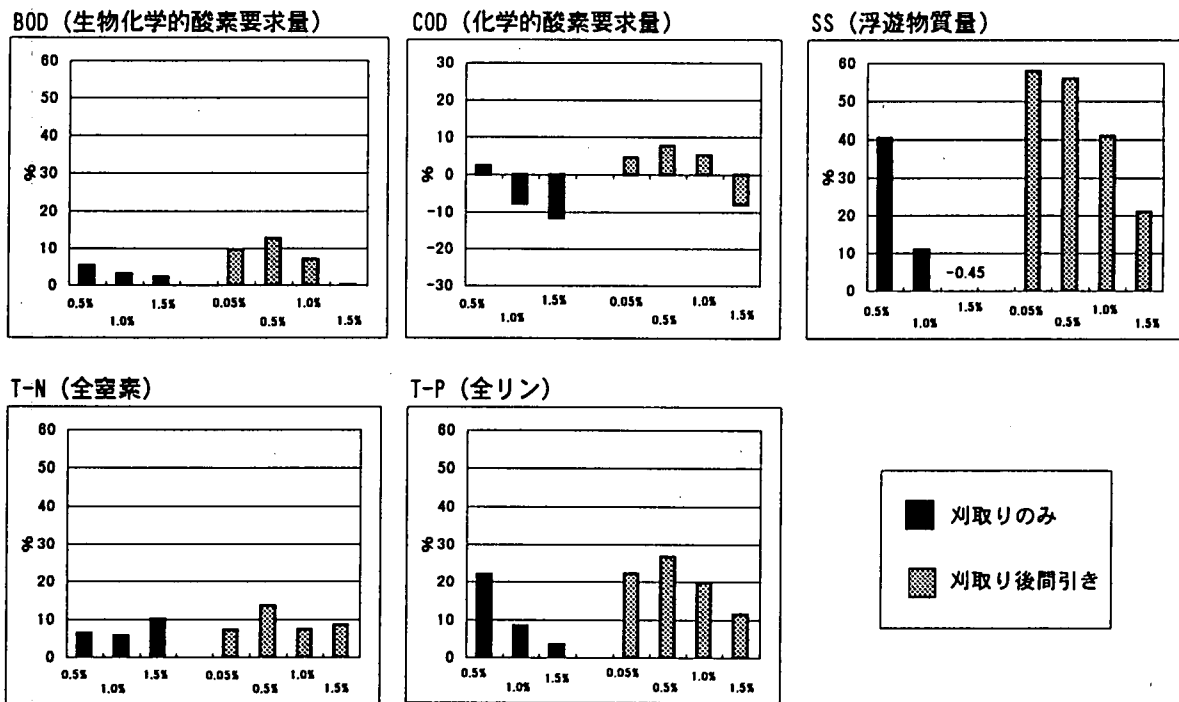


図 4-2 各水路における年平均除去率 (%)

4.1.2 窒素、リンの形態別水質と除去率

表 4-2 に流入水と各水路における処理水の窒素およびリンの形態別構成比率を、図 4-3 に形態別濃度を示した。これらによると、流入水における亜硝酸態窒素（以下、 $\text{NO}_2\text{-N}$ ）が約 2%、硝酸態窒素（以下、 $\text{NO}_3\text{-N}$ ）が約 62%、有機態窒素とアンモニア態窒素との和を示すケルダール態窒素（以下、 Kj-N ）が約 36% であり、これに対する処理水の形態別構成比率を見てもあまり変化はなかった。またリンでは、全水路において流入水に対し処理水のオルトリン酸態リン（以下、 $\text{PO}_4\text{-P}$ ）比率が高くなっており、その比率は 2.8%~8.2% 高かった。

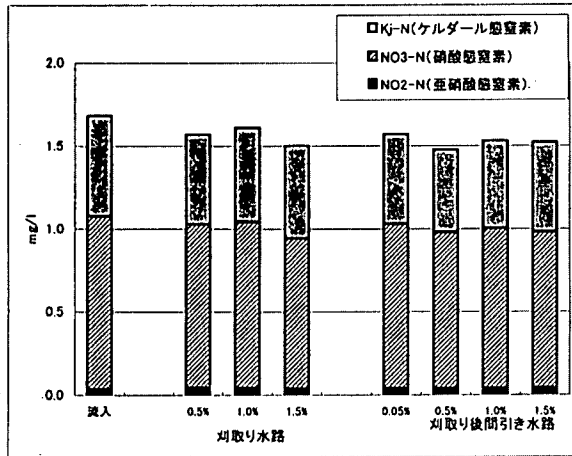
図 4-4 に各水路における窒素およびリンの形態別年平均除去率を示した。これによると、窒素では、 $\text{NO}_3\text{-N}$ と Kj-N において除去作用が見られ、 $\text{NO}_2\text{-N}$ は除去作用は見られず、流入水より処理水のほうが高濃度となった。またリンでは、 $\text{PO}_4\text{-P}$ に除去作用は見られず、処理水は流入水に比べては 15%~30% 程度増加する結果となった。

表 4-2 流入水と処理水の窒素、リン濃度の形態別構成比率（年平均値）

窒 素 (%)				リ ン (%)			
項 目		$\text{NO}_2\text{-N}$	$\text{NO}_3\text{-N}$	項 目	$\text{PO}_4\text{-P}$	$\text{PO}_4\text{-P}$ 以外のリン	
流 入		2.2	61.7	流 入	21.8	78.2	
刈取り	0.5%	2.8	62.6	刈取り	0.5%	27.6	72.4
	1.0%	2.7	62.1		1.0%	25.7	74.3
	1.5%	2.6	60.2		1.5%	23.6	76.4
刈取り後 間引き	0.05%	2.6	32.9	刈取り後 間引き	0.05%	28.1	71.9
	0.5%	2.7	63.7		0.5%	30.0	70.0
	1.0%	2.7	62.8		1.0%	28.9	71.1
	1.5%	2.8	61.7		1.5%	26.0	74.0

※ $\text{PO}_4\text{-P}$ 以外のリンは、T-P濃度から $\text{PO}_4\text{-P}$ 濃度を減じた値

窒素濃度



リン濃度

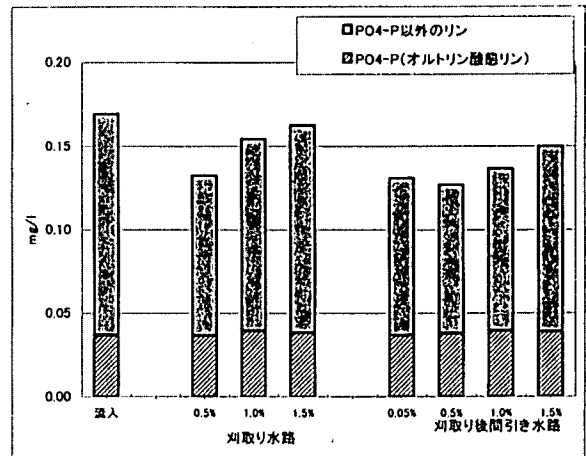
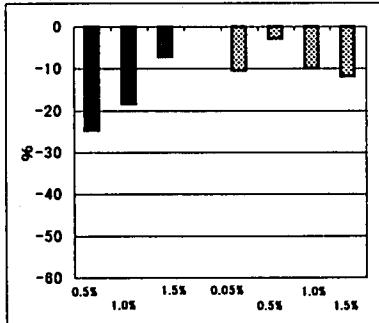
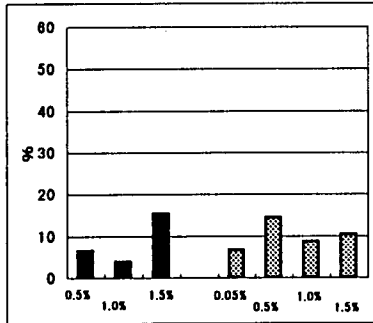


図 4-3 流入水と処理水の窒素、リン濃度の年平均値

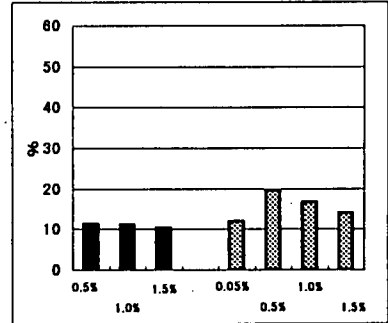
NO₂-N (亜硝酸態窒素)



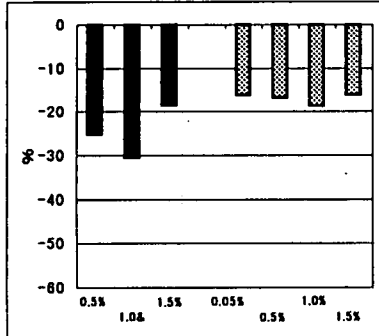
NO₃-N (硝酸態窒素)



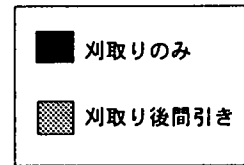
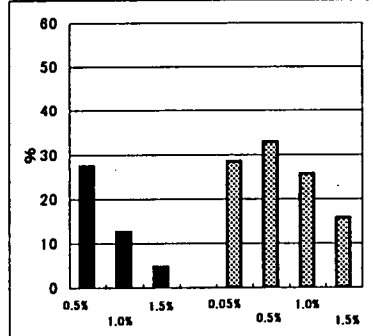
Kj-N (ケルダール態窒素)



PO₄-P (オルトリン酸態リン)



PO₄-P以外のリン



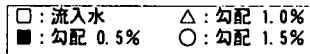
※T-P濃度からPO₄-P濃度を減じた値

図 4-4 窒素、リンの形態別年平均除去率 (%)

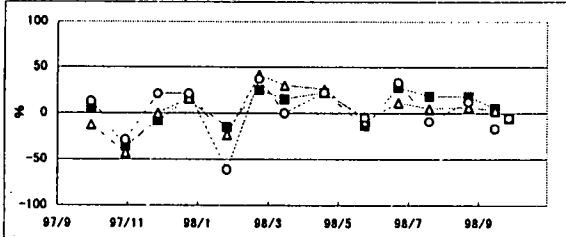
4.1.3 水路勾配およびクレスンの栽培管理方法と除去率との関係

各水路において除去作用が見られた水質項目であるBOD、SS、T-NおよびT-Pの除去率について経時変化を図4-5に示した。これによると、実験開始後9ヶ月(1998年6月)以降において、勾配が1.0%および1.5%の水路でSSとT-Pの除去率が低下した。その除去率の低下の程度は、間引きを行った水路よりも刈取りのみの水路のほうが大きかった。一方、BODとT-Nの除去率の経時変化については、水路勾配および栽培管理方法と除去率との間に規則的な関係は見られなかった。

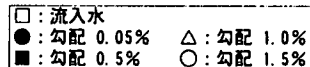
刈取り処理のみ水路



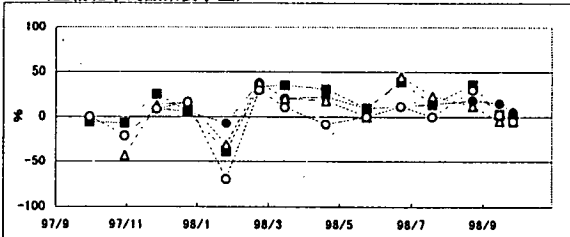
BOD(生物化学的酸素要求量)



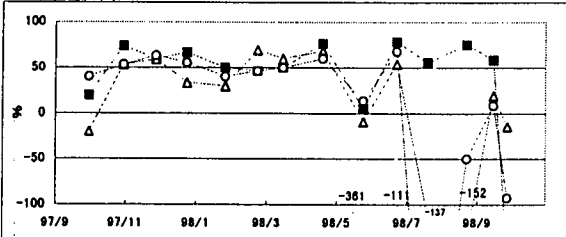
刈取り後・間引処理水路



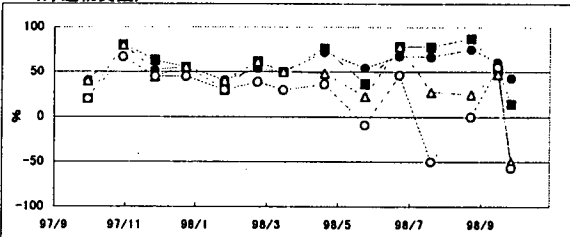
BOD(生物化学的酸素要求量)



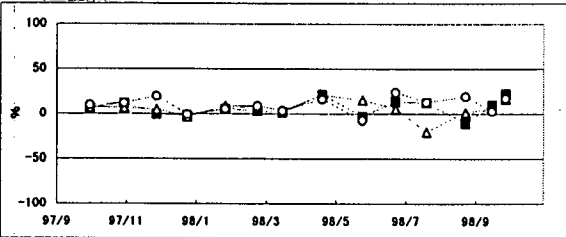
SS(浮遊物質)



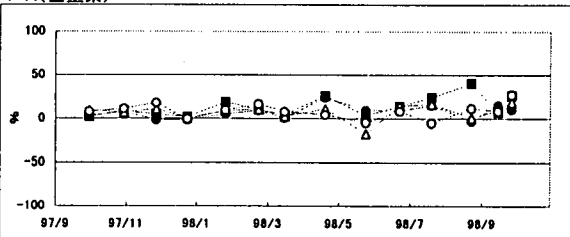
SS(浮遊物質)



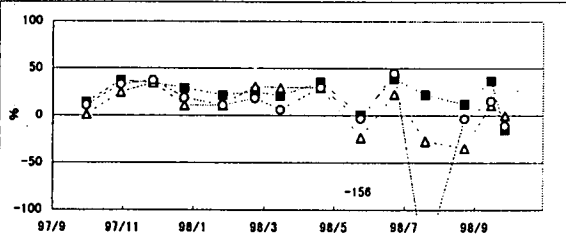
T-N(全窒素)



T-N(全窒素)



T-P(全リン)



T-P(全リン)

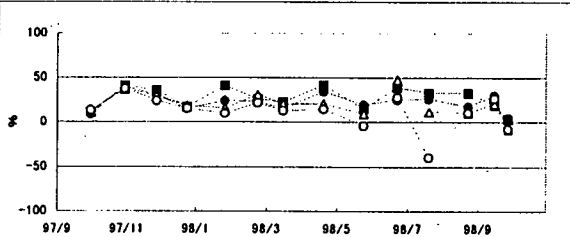


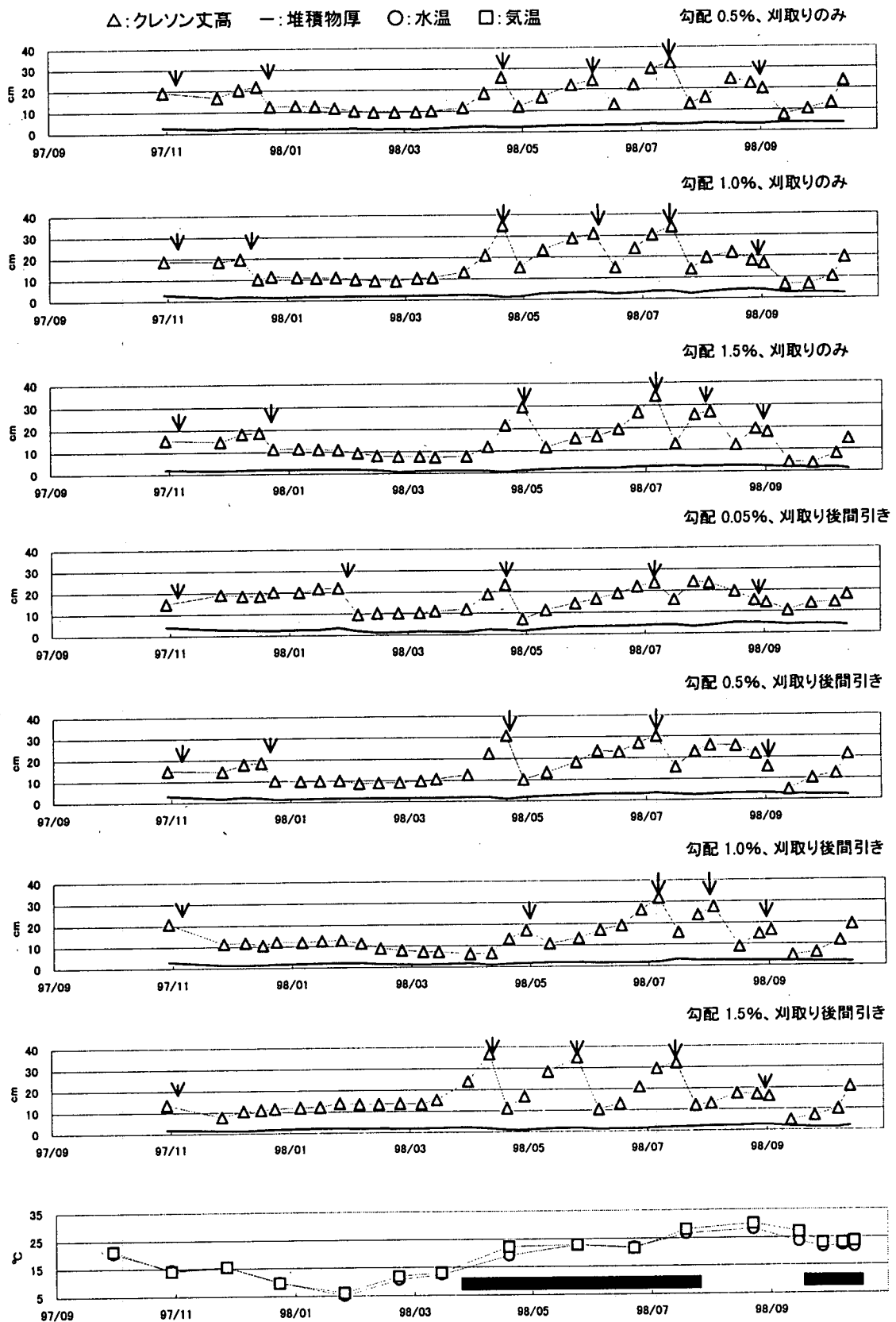
図 4-5 各水質項目における除去率の経時変化

4.2 植物調査結果

4.2.1 クレソン丈高、堆積物厚さ

図 4-6 に各水路におけるクレソンの丈高、堆積物厚さおよび水温・気温の経時変化を示した。これによると、クレソンは1997年10月～1998年3月まではあまり生長せず、その後4月～7月に生長が活発となり、8月～9月は生長が緩慢となり、9月～10月では再び生長が活発となった。クレソンの生長が活発であった1998年3月～7月および1998年9月～10月の水温は、約15℃～25℃の範囲であった。

図 4-7 に各水路における7地点平均の堆積物厚さの年間平均値を示した。これによると、水路勾配が急になるほど堆積物厚さが小さくなる傾向があった。また、クレソンの栽培管理において間引きを行った水路の堆積物厚さは、間引きを行わなかった水路に比べて小さかった。



図中矢印は、丈高測定後に刈取りまたは間引きを行った意味を表す
 水温及び気温のグラフ中の黒の部分は、クレソンの生長が盛んだった期間を表す

図4-6 クレソンの丈高、堆積物厚さ、水温、気温の経時変化

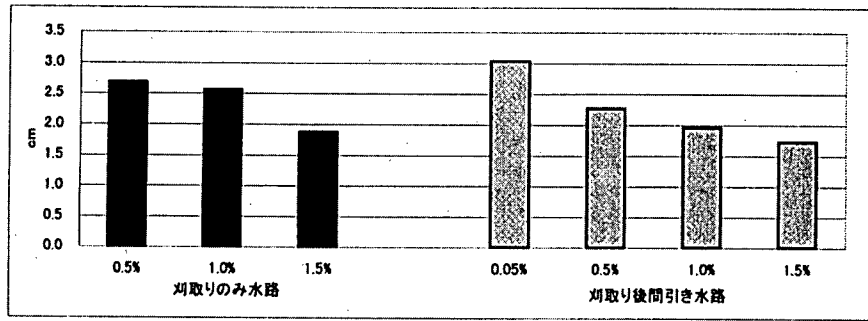


図4-7 各水路における平均堆積物厚さ (年平均値)

4.2.2 クレソンおよび間引き試料の含水率、窒素、リン含有量

表4-3に間引き試料の含水率、窒素含有量およびリン含有量を、図4-8に刈取ったクレソンの含水率、窒素含有量およびリン含有量を示した。これによると、刈取ったクレソンの含水率、窒素含有量およびリン含有量は年間を通じ同程度で、平均で含水率が92%程度、窒素が50g/kg・dry程度、リンが5.0g/kg・dry程度であった。また、間引き試料の窒素、リン含有量は全調査時期において同程度で、平均で含水率が87%程度、窒素含有量が15g/kg・dry程度、リン含有量が3.0g/kg・dry程度であった。

図4-9に各水路において刈取ったクレソンおよび間引き試料の乾燥重量、窒素重量およびリン重量について調査期間の合計値を示した。これによると、間引きを行わなかった水路の刈取り乾燥重量はどの水路も約25kgであり、水路勾配による差は小さかった。また、間引きを行った水路の刈取り乾燥重量は、水路勾配による違いが見られ、勾配0.05%水路が最も少なく約6kg、勾配0.5%水路と勾配1.0%水路では間引きを行わなかった水路の60%程度の約15kg、勾配1.5%水路では間引きを行わなかった水路と同程度の約25kgであった。なお、実験期間中に間引いた試料の乾燥重量の合計は、勾配1.5%の水路が最も多く約160kgで、他の水路は約110kgであった。

図4-10に初期植栽面積あたりの年間収量を示した。これによると、間引きを行わなかった水路の年間収量は約600g/m²/年であり、水路勾配による差は小さかった。また、間引きを行った水路での刈取り試料の乾燥重量は、勾配0.05%の水路で最も少なく約200g/m²/年、勾配0.5%の水路と勾配1.0%の水路では間引きを行わなかった水路と同程度の約580g/m²/年、勾配1.5%の水路で最も多く、間引きを行わなかった水路の約1.5倍の約920g/m²/年であった。

表4-3 間引き試料の窒素、リン含有量

調査日	含水率 (%)	T-N (g/kg・dry)	T-P (g/kg・dry)
1997/10/31	86.0	12.40	2.00
1997/12/17	85.8	13.60	3.10
1997/12/17	88.0	16.70	3.50
1998/01/26	89.8	16.00	3.20
1998/07/21	— (*)	14.40	3.00
平均	87.4	14.62	2.96

* : 欠測

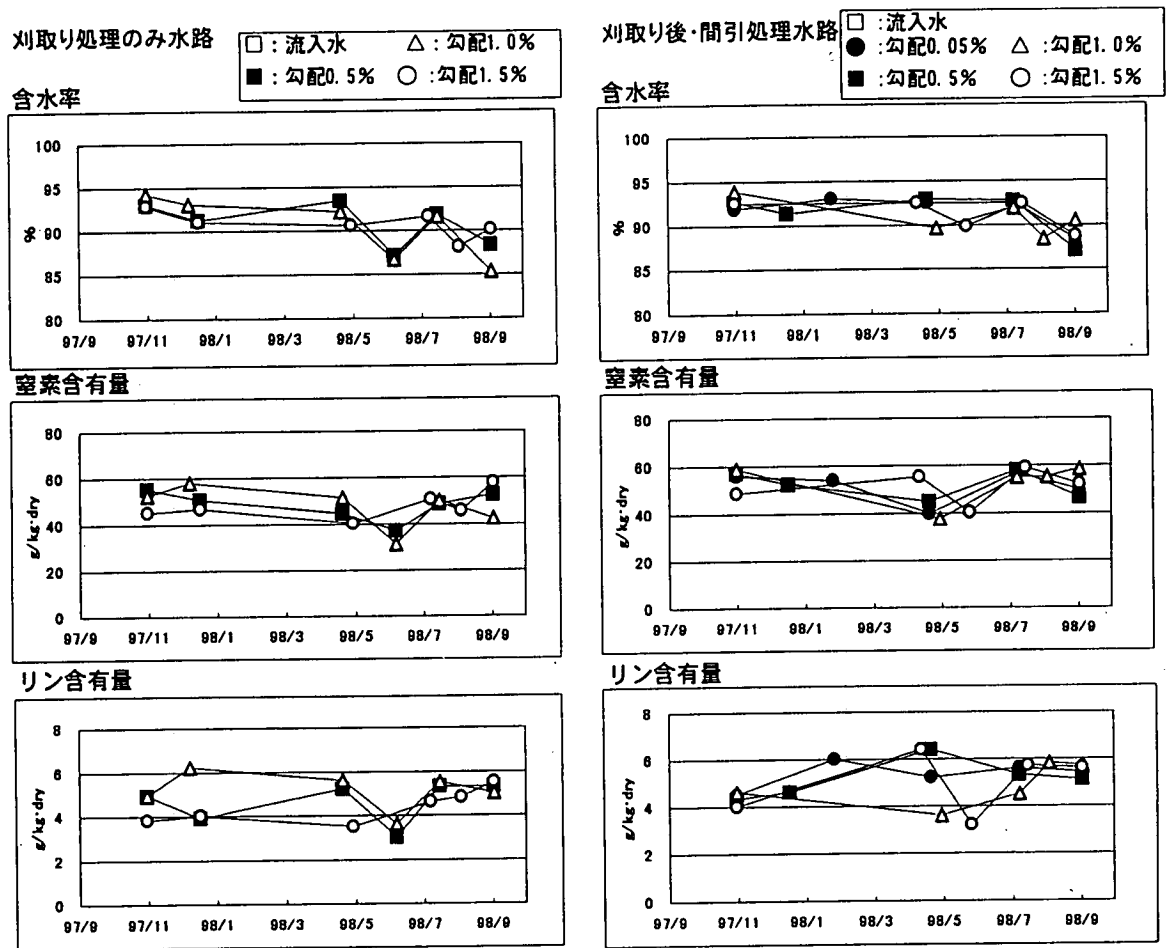


図 4-8 刈取ったクレソンの含水率、窒素含有量、リン含有量

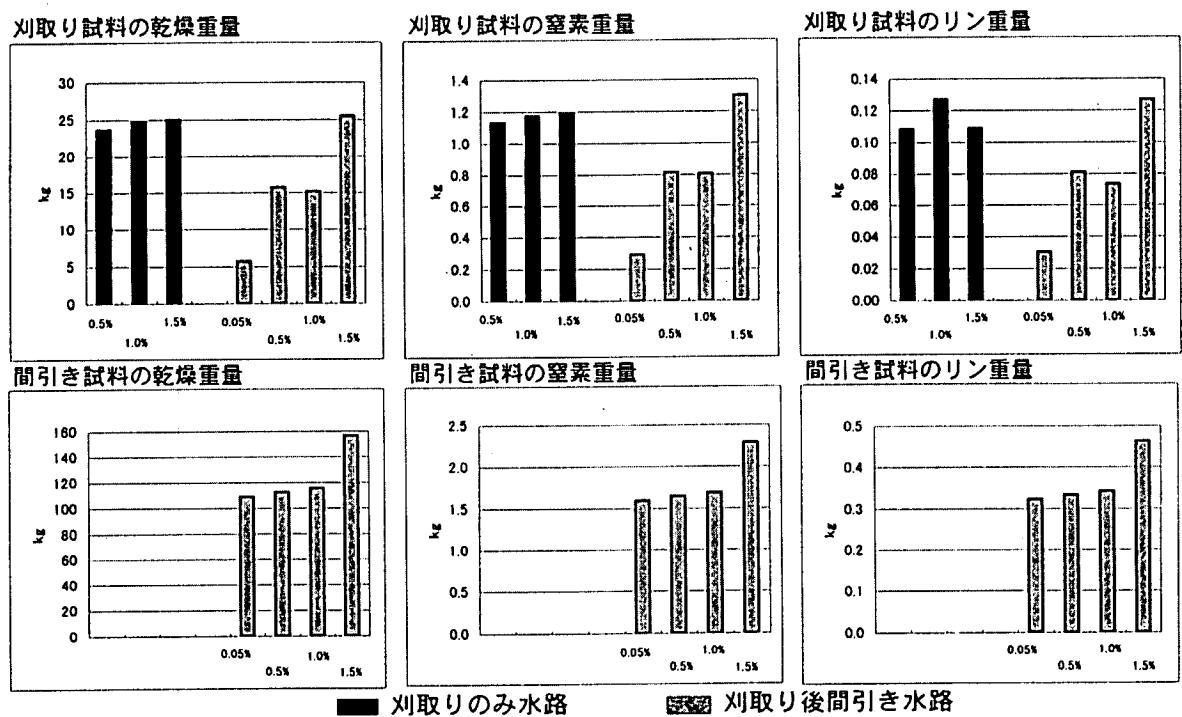
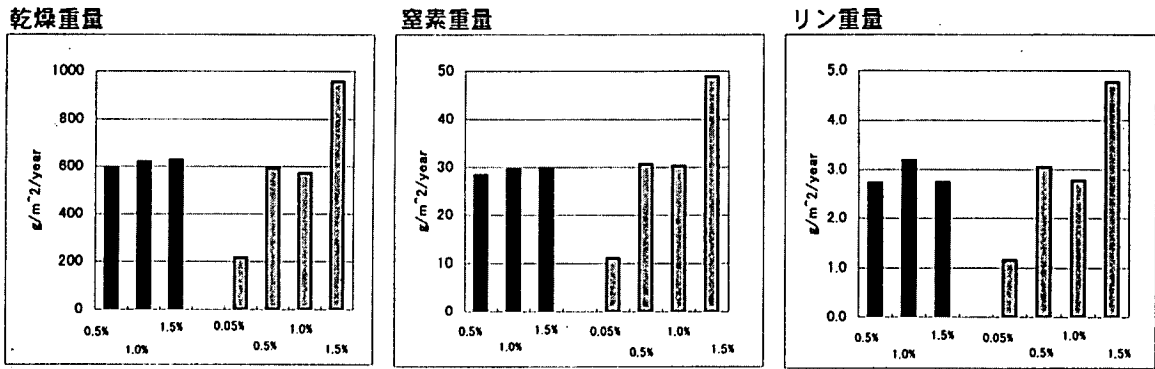


図 4-9 各水路における刈取り重量および間引き重量



年間収量 (乾燥、窒素、リン) = クレソン刈取重量 (乾燥、窒素、リン) / 植栽面積 / 年

植栽面積: 16 m × 2.5 m (=水路面積 ※)

※ 間引きを行った水路については、間引後のクレソン植栽面積が水路面積の2/3であったことから、植栽面積として水路面積の2/3(26.7m²)を用いた。

■ 刈取りのみ水路 ▨ 刈取り後間引き水路

図 4-10 初期植栽面積当たりの年間収量 (乾燥、窒素、リン)

4.3 底質調査

図 4-11に各水路における底質の酸化還元電位を示した。一般的に酸化還元電位が低い(負の値)と還元の状態(酸素を代表とする電子供与体が少ない状態)であり、図 4-11より全ての測定地点において酸化還元電位が負の値であったことから、堆積した底泥は還元の状態であった。6月8日の酸化還元電位は-210mVから-30mVの範囲であり、8月24日の酸化還元電位は-430mVから-100mVの範囲であった。6月と8月を比較すると全ての測定値がより負の値となっており、8月の方がより還元であり、還元状態での底質の化学的、生物的变化がより生じ⁵⁾ やすいことが示唆される。

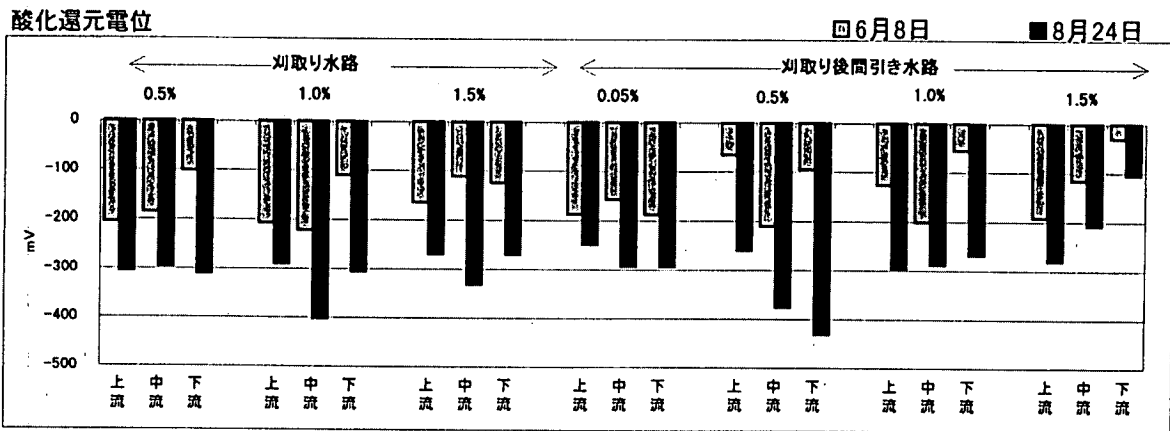


図 4-11 底質の酸化還元電位

4.4 生物調査

表 4-4 に生物調査結果を示した。実験期間に本実験施設で確認された生物は、8 動物門13綱34目57科101種類および5 植物門 7 綱18目31科116種類であった(高等植物のクレソンとアオウキクサを除いた)。

表 4-4 生物調査結果 (出現種数)

施設内で定量的に調査した結果 (上段) および、施設内外で確認された生物を任意に調査した結果 (下段) を示した。
 上段: 植物プランクトンと甲殻類以外の動物プランクトンは「綱」、底生動物と甲殻類 (動物プランクトン) は「目」の分類結果を示した。
 緩歩動物は「門」とした。底生動物は、定量調査と定性調査の合計種数を示した。

定量調査結果

綱	目	第1回 (H9.10.31)		第2回 (H10.1.26)		第3回 (H10.5.25)		第4回 (H10.8.28)		
		上流	下流	上流	下流	上流	下流	上流	下流	
動物プランクトン										
根足虫	—	4	1	3	5	2	2	1	2	
繊毛虫	—		1	2	6	2	1			
線虫	—			1	1	1	1	1	1	
輪虫	—			3	8			4		
(緩歩動物門)	—				1					
蛛形	—							1	1	
甲殻	鰓脚			2			3	1	2	
	貝虫						1	1	1	
	橈脚	1	1	3	2	3	2	5	5	
合計		5	3	14	23	8	10	14	12	
植物プランクトン										
藍藻	—	2	2			2	1	4	4	
渦鞭毛藻	—		1			1				
黄色鞭毛藻	—					3	2	1	1	
珪藻	—	25	26	12	14	18	16	44	33	
ミドリムシ藻	—	3	4	1	3	4	2	7	7	
緑藻	—	8	10	3	5	18	9	14	11	
無色鞭毛虫	—							1	1	
合計		38	43	16	22	46	30	71	57	
底生動物										
ウズムシ	ウズムシ		1							
マキガイ	ニナ							1		
	モノアラガイ	5	5	3	4	2	3	4	2	
ニマイガイ	マルスダレガイ					2	1	2		
ミミズ	ナガミミズ	2	3	3	2	4	4	2	4	
ヒル	ウオビル	4	4	2	1	4	3	4	3	
甲殻	ボドコバ			1						
	ワラジムシ	2	2	1	2	2	2	2	2	
	エビ	1	1	1		1		1	1	
昆虫	カゲロウ		1							
	トンボ	1	3		1		1	2	2	
	コウチュウ		1			1		1	1	
	ハエ	8	7	7	3	2	6	4		
	トビケラ	2	1	3	3	2				
	チョウ					1				
合計		25	28	21	16	21	20	23	15	

任意採集調査結果 [水生無脊椎動物を除く]

綱	目	科	和名	第1回 (H9.10.31)			第2回 (H10.1.26)			第3回 (H10.5.25)			第4回 (H10.8.28)				
				上流	下流	池外	上流	下流	池外	上流	下流	池外	上流	下流	池外		
魚類																	
硬骨魚	コイ	コイ	フナ属稚魚											6個体			
			カワムツ											1個体			
	スズキ	サンフィッシュ	ブルーギル	1個体													
		ハゼ	トウヨシノボリ			3個体							2個体	1個体	1個体		
			ヌマチチブ			1個体	1個体										
藻類																	
藍藻	クロオコックス	クロオコックス	—			+											
珪藻	フナガタケイソウ	クサビケイソウ	—				+										
緑藻	カエトフォラ	カエトフォラ	—					++									
	シオグサ	シオグサ	ウキシオグサ							++	+++			+			
	クロコククム	アミミドロ	アミミドロ			+++								++	+++		
	ホシミドロ	ホシミドロ	アオミドロ (属の総称)	+++	+					++	+++			++	+++		
植物 (藻類以外)																	
単子葉植物	ウキクサ	アオウキクサ			+									++	++		
植物体上の動物 (陸生)																	
マキガイ	マイマイ	オカモノアラガイ	ナガオカモノアラガイ	○	○									○	○		
甲殻	ヨコエビ	ハマトビムシ	ニホンオカトビムシ	○													
甲虫	カメムシ	カメムシ	ナガメ	○											○		
	コウチュウ	テントウムシ	ンホシテントウ												○		
	ハチ	ハバチ	ハバチ科								○			○			
	チョウ	アゲハチョウ	キアゲハ												○	○	
		ヤガ	ヨトウガ		○	○											
	—	ハスモンヨトウ		○	○												
	—	チョウ目										○		○	○		

注) 魚類については、浅池外の水路で確認された種についても表に示した。

4.5 住民参加手法の検討

住民参加の植物採取体験やアンケート調査を2回実施した結果、1回目は21人、2回目は80人の参加があった。住民参加による植物採取状況を写真4-1に、アンケートの記入状況を写真4-2に示した。

図4-12に一般公募による滋賀県内居住者を対象とした2回目のアンケート調査結果(回答数77人)を示した。これによると、住民参加の意識として自宅近くに本施設が出来たら利用すると答えた人が88%、ボランティアまたは有償で維持管理に参加すると答えた人が84%であった。また、その利用頻度および維持管理への参加頻度は月に1回～半年に1回程度と答えた人が多く、自宅からの時間距離が30分未満に施設があれば利用する人が93%であった。

施設の建設に関する意識として、琵琶湖周辺に作ることに賛成の人が88%であった。また、作業上の危険を感じなかった人が87%、植物に近づきやすくするための足おきブロックを設置した方が刈取りやすいと答えた人が57%であった。

植栽する植物として、クレソン以外では、セリやミントまたは花ものに対する希望が多かった。

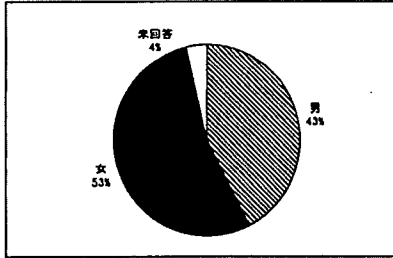


写真4-1 住民参加による植物採取状況

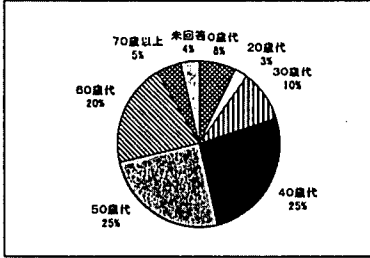


写真4-2 アンケートの記入状況

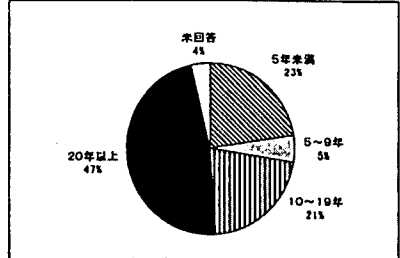
性別



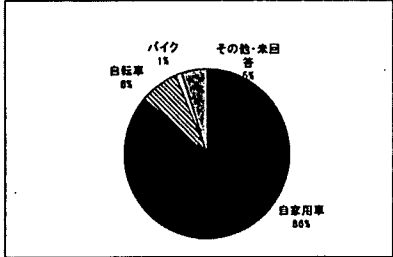
年齢



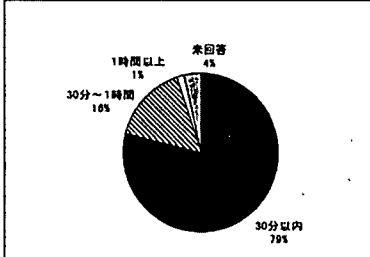
現住所の居住年数



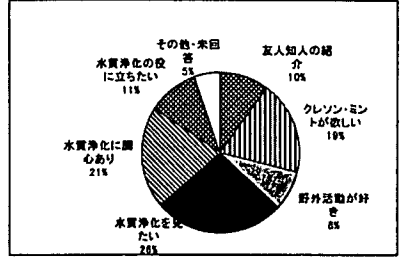
来場方法



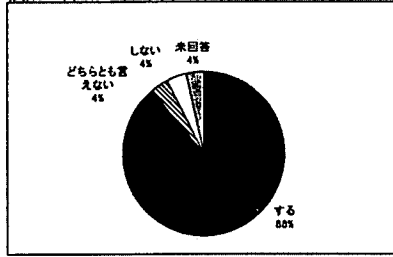
自宅からの所要時間



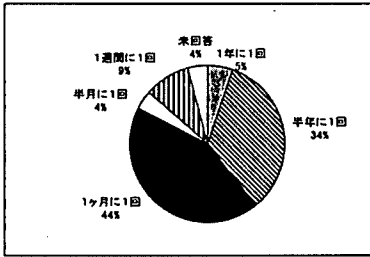
参加動機 (複数回答)



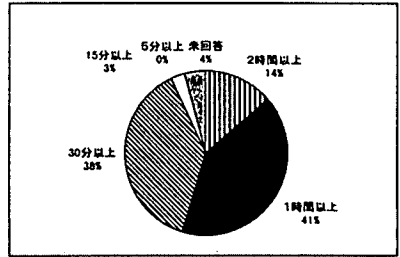
浅池が自宅近くに出来たら利用するか



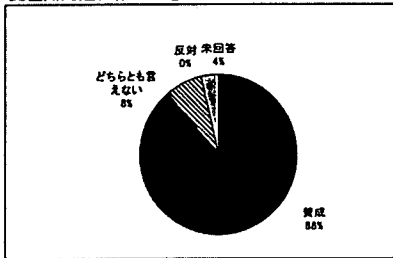
利用回数 (利用する人のみ回答)



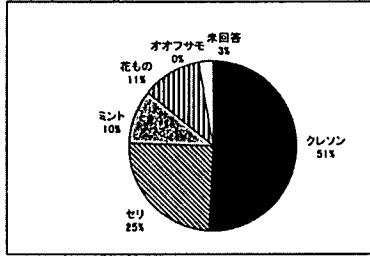
利用しなくなる距離 (利用する人のみ回答)



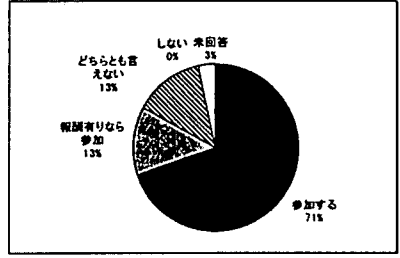
琵琶湖周辺に作ることは賛成か



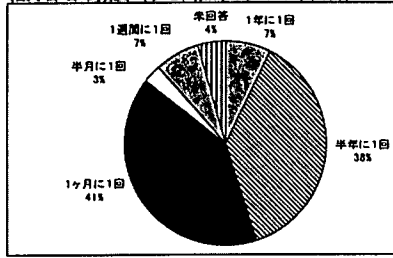
持ち帰りたい植物



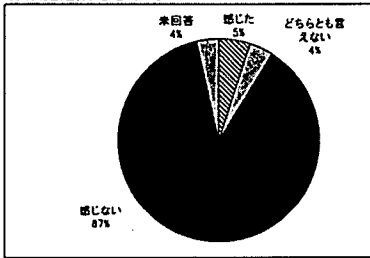
維持管理に参加するか



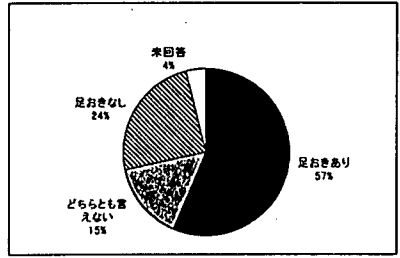
維持管理の頻度 (する、報酬でするのみ回答)



作業上危険を感じたか



刈り易さはどちら (足おきブロックの有無)



他に摘み取った植物 (複数回答)

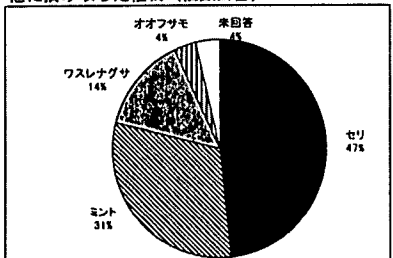


図 4-12 住民参加のアンケート調査結果 (第 2 回)

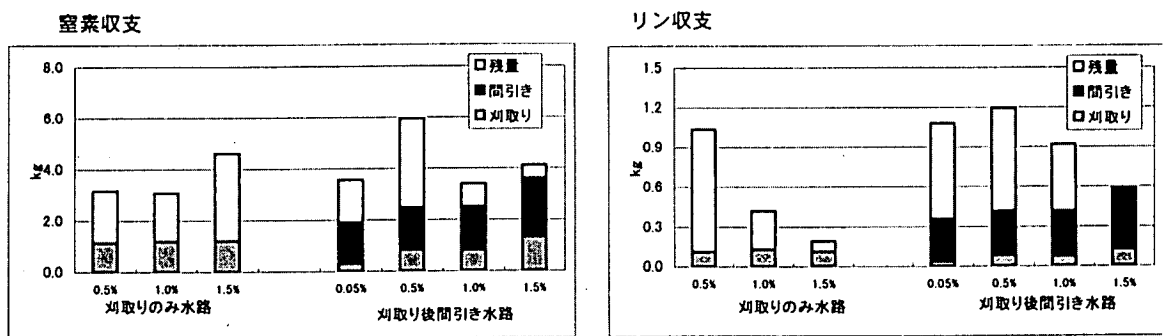
5. 考察

5.1 水質浄化性能

図5-1に各水路における窒素およびリンの年間収支を示した。また、表5-1に各水路で除去された窒素およびリンの内訳を示した。これによると、クレソンの栽培管理で刈取りと間引きを施した水路では、4水路平均で窒素の約9%およびリンの約19%が除去されており、刈取ったクレソンとして窒素の約2%、リンの約4%が、間引き試料として窒素の約4%、リンの約8%が施設外に取り出されていた。また、刈取りのみを行った水路では、3水路平均で窒素の約7%およびリンの約11%が除去されており、刈取ったクレソンとして窒素の約2%が、リンの約2%が施設外に取り出されていた。間引きによって施設外に取り出した窒素、リンの重量は、刈取ったクレソンとして施設外に取り出した窒素重量の約2倍、リン重量の約4倍であり、これらのことより、本実験条件における窒素およびリンの除去は、主にクレソン根圏への堆積によって行われていると考えられた。なお内訳中の残量は、各水路の年間除去量から刈取りと間引きによる算出数量を差し引いたもので、施設内の堆積物としての蓄積や、生物調査によって多種の生物が確認されたことから、生物による分解や移出、その他脱窒などが考えられる。

堆積物厚さ調査(図4-7)の結果では、勾配が急な水路ほど堆積物厚さは小さくなっていた。これは、急勾配の水路では水流の影響を受けるため、クレソンの根圏に堆積できる量が少ないといえる。実験開始後9ヶ月以降、勾配1.0%水路と勾配1.5%水路において、SSとT-Pの除去率が低下したのは、堆積物の量が、その水路の堆積可能な量に達したかそれに近づいたため、除去作用が働きにくくなり、しかもそれまで根圏に捕捉されていた堆積物も流出したためではないかと推測される。一方、栽培管理方法別による堆積物厚さで比較すれば、間引きを行った水路の堆積物厚さが間引きを行わなかった水路より小さかったが、これは間引き作業によって堆積物も除去しているため、間引きを行った水路の方がその分堆積物厚さは小さくなったと考えられる。また、SS、T-Pの除去率低下の程度が、間引きを行った水路より間引きを行わなかった水路の方が大きかったことは、間引くことにより、新たな堆積空間が生じ、堆積物が流下しにくくなったためであると考えられる。

一方、本実験において処理水の濃度が流入水より高かった項目は、 $\text{NO}_2\text{-N}$ と $\text{PO}_4\text{-P}$ であった。これは、本実験施設の堆積物が還元的であったため、堆積物間隙水中の $\text{NO}_3\text{-N} \rightleftharpoons \text{NO}_2\text{-N}$ の平衡状態が $\text{NO}_2\text{-N}$ 側に傾いたか、細菌による硝酸還元作用により、処理水中の $\text{NO}_2\text{-N}$ が増加したことと、堆積物の中から $\text{PO}_4\text{-P}$ が溶出したことが原因であると考えられた。 $\text{PO}_4\text{-P}$ の増加の程度は、間引きを行わなかった方が間引きを行ったものより2.3%~12%大きかったことから、栽培管理方法としては間引きによる方法が効果的であるといえる。



※ 勾配1.5% 刈取り後間引き水路の残量 (-0.05kg) は表示していない。

図5-1 水路別の窒素、リンの年間収支

図 5-1 水路別の窒素、リンの年間収支

窒素収支

栽培管理	水路 勾配	重量収支 (k g)					流入量を100とした時の収支				
		流入量	刈取り	間引き	残量	流出量	流入量	刈取り	間引き	残量	流出量
刈取り	0.5%	49.0	1.1	—	2.0	45.9	100	2.3	—	4.1	93.6
	1.0%	49.0	1.2	—	1.9	45.9	100	2.4	—	3.9	93.7
	1.5%	49.0	1.2	—	3.4	44.4	100	2.4	—	7.0	90.6
	平均	49.0	1.2	—	2.4	45.4	100	2.4	—	5.0	92.6
	(*2)	(3.4)	(0.25)			(3.1)	—	—			—
刈取り後 間引き	0.05%	49.0	0.3	1.6	1.7	45.4	100	0.6	3.3	3.4	92.7
	0.5 %	49.0	0.8	1.6	3.5	43.1	100	1.7	3.4	7.1	87.8
	1.0 %	49.0	0.8	1.7	0.9	45.6	100	1.6	3.4	1.8	93.2
	1.5 %	49.0	1.3	2.3	0.5	44.9	100	2.7	4.7	1.1	91.5
	平均(*1)	49.0	1.0	1.9	1.6	44.5	100	2.0	3.8	3.3	90.8
(*2)	(3.4)	(0.31)			(3.0)	—	—			—	
全平均		49.0	1.0	1.9	2.0	45.0	100	2.0	3.8	4.1	91.9

* 1は0.5%,1.0%,1.5%の3水路の平均
* 2は単位面積当たりの値 (g/m²/day)

リン収支

栽培管理	水路 勾配	重量収支 (k g)					流入量を100とした時の収支				
		流入量	刈取り間引き		残量	流出量	流入量	刈取り間引き		残量	流出量
			刈取り	間引き				刈取り	間引き		
刈取り	0.5%	4.8	0.11	—	0.92	3.77	100	2.3	—	19.4	78.3
	1.0%	4.8	0.13	—	0.29	4.38	100	2.7	—	6.1	91.2
	1.5%	4.8	0.11	—	0.08	4.61	100	2.3	—	1.8	95.9
	平均	4.8	0.12	—	0.43	4.25	100	2.4	—	9.1	88.5
	(*2)	(0.33)	(0.038)			(0.29)	—	—			—
刈取り後 間引き	0.05%	4.8	0.03	0.32	0.72	3.73	100	0.6	6.8	15.2	77.4
	0.5 %	4.8	0.08	0.33	0.78	3.61	100	1.7	7.0	16.4	74.9
	1.0 %	4.8	0.07	0.34	0.50	3.89	100	1.5	7.2	10.5	80.8
	1.5 %	4.8	0.13	0.46	-0.04	4.25	100	2.7	9.7	-0.9	88.5
	平均(*1)	4.8	0.09	0.38	0.41	3.92	100	2.0	8.0	8.7	81.4
(*2)	(0.33)	(0.060)			(0.27)	—	—			—	
全平均		4.8	0.09	0.38	0.46	4.03	100	2.0	—	9.8	83.9

* 1は0.5%,1.0%,1.5%の3水路の平均
* 2は単位面積当たりの値 (g/m²/day)

5.2 クレソンの生長

図 4-9、図 4-10から、間引きを行なわない水路における刈取り重量および年間収量は、水路勾配に関わらず同等であったことより、人為的に根圏の除去をしなければ、水路勾配が0.5%~1.5%の範囲では、クレソンの収量は水路勾配にあまり影響されないと考えられる。また、間引きを行った水路における年間収量は、間引きを行わなかった水路の年間収量と比較すると、勾配0.5%と1.0%水路ではほぼ同等で、1.5%水路ではやや大きかった。このことから、間引きの有無はクレソンの生長に何らかの影響を及ぼすことが考えられるが、今回の実験からは、その原因を見いだすことはできなかった。

5.3 住民参加への可能性

住民参加による植物の採取体験では、多数の応募とともにアンケートにおいても積極的な意見が多く、実施設においても住民参加による維持管理の実現性が高いことか感じられた。特に、水深が浅く施設に入りやすいことやクレソンが食用できる点が好評であった。しかしながら、栽培植物を食用とする際には、人体に対して安全であることが必須であり、定期的な安全性試験を行うなどの対応が必要である。特に、処理対象河川の汚濁が著しい場合は慎重になる必要があると考えられた。

アンケート調査の結果、クレソン以外の植物による水質浄化を希望する意見があった

め、浄化性能や栽培管理上の問題、植物の購入費用等を考慮したうえで、可能なかぎり住民の希望に応じた植物を使用することも必要と考えられる。

本施設の設置は、住宅地付近であればより多くの住民参加が得られると考えられ、さらに住民が主体となって施設の運用がされることが望ましく、そうした地域環境づくりを進める必要がある。

5.4 実施設への適用

本実験による結果より、実施設適用にあたっての諸条件や維持管理方法を検討した。クレソンの生長が約15℃～25℃で活発であったことから、クレソンを用いた水質浄化施設は、年間の多くの期間が本温度範囲の地域に適していると考えられた。

栽培管理によって実験施設外に取り出した窒素量、リン量の内訳は、間引きによる量が刈取りによる量より多かったことや、間引きを行った水路で窒素やリンの除去率が高かったことから、栽培管理方法としては刈取りによる管理よりも、植物体と堆積物の除去による管理を行うことが効果的な浄化性能となる。

各水質項目の水路別除去率（図4-2）では、SS除去率が勾配0.05%の間引きを行った水路とほぼ同等であった以外は、勾配0.5%で間引きを行った水路がどの水質項目も最高の除去率を示したことから、実施設における水路勾配は、0.5%が適当であることが示唆された。

しかしながら、実験開始後9ヶ月間は、SSやT-Pの除去率に、勾配の違いによる差が見られなかったことから、勾配が1.0%や1.5%の水路においても、間引き量や回数を増やすなどして堆積物が捕捉される空間を維持すれば、高い除去率を維持できる可能性もある。また、本実験での間引き作業は水路に通水した状態で行い極力濁水を出さないよう留意して行ったが、作業時の処理水に濁水を発生することもあったことから、実施設においてはクレソンを間引く際に、あらかじめ水路内で乾燥させるなど間引き作業方法を工夫する必要があると考えられる。最適な間引き量や最適な間引き時期などの間引き実施方法、また流入水量と水質浄化性能の関係は実施設の規模や目標とする処理水質に係わるため、実施設を計画する際には留意しておく必要がある。

住民参加によるアンケート調査の結果で、本施設における住民参加が期待できることが示唆されたことから、本施設を地域の菜園的な存在に位置づける地域環境づくりをしておけば、地域と行政が一体となった効率的な運用が図れると考えられる。

6. まとめ

本実験により、クレソンを用いた水質浄化施設の水質浄化性能やクレソンの生長、住民参加手法について以下の知見が得られた。

- (1) 水路勾配0.5%、栽培管理方法は刈取り後1/3除去による方法が水質浄化性能が最もよく、除去率（除去速度）はSSが56%（20g/m²/日）、T-Nが14%（0.47g/m²/日）、T-Pが27%（0.09g/m²/日）であった。
- (2) 水質浄化性能は刈取り後1/3除去による栽培管理が刈取りのみの栽培管理よりも維持されやすく、本施設において効果的な浄化を図る栽培管理方法は、植物体と堆積物の除去を行う方法である。
- (3) 有用植物を使用した本施設は住民参加型の施設になり得ると考えられ、住宅付近に設置することでより多くの住民参加が期待できる。

以上より、実施設の計画について基本的な事項が示されたが、施設運用にあたっては、植物体と堆積物の適切な除去期間や除去回数、派生物の有効利用方法とその利用に対する住民参加等を検討し、効率的な運用システムを確立することが今後必要とされる。

7. 引用文献

- 1) 相崎守弘、中里広幸 (1995) 植物水耕栽培系における根圏生物の変化と栄養塩の除去、水環境学会誌、18 (8)、624-627.
- 2) 中里広幸 (1994) 水耕生物ろ過法による浄化親水施設「土浦バイオパーク」の浄化結果と影響、霞ヶ浦研究会年報、4-9.
- 3) 八杉龍一、小関治男、古谷雅樹、日高敏隆、生物学辞典第4版、岩波書店 (1996)
- 4) 大滝末男、石戸忠、日本水生植物図鑑、北隆館 (1980)
- 5) 山根一郎 他、土壌学、文永堂出版 (1997)

4. 琵琶湖岸におけるヨシ植栽実験

水資源開発公団琵琶湖開発総合管理所	○村尾 浩太
水資源開発公団琵琶湖開発総合管理所	福士富之信
水資源開発公団関西支社	水野 善之
※財団法人 琵琶湖・淀川水質保全機構	磯部留美子
財団法人 琵琶湖・淀川水質保全機構	出倉 正人

要 旨

本実験は、ヨシ群落を人為的に形成し、回復させるための諸条件を検討するものである。本実験の地形条件としては「わんど」と「なぎさ」の2ケースを想定し、実験場所に、半閉鎖的湖岸及び開放的湖岸を人工的に作り、実験を行った。1997年度は、半閉鎖型施設北部に6工法（ビットマン工法、ポット苗工法、土のう工法、大株苗工法、マット工法、地下茎工法）のヨシ植栽を行った。また、ヨシ植栽に適する地盤形状や植栽地盤の安定性を検討すべく、地盤高の詳細調査を実施した。植栽したヨシ約1、300株に対して、月1回の頻度でヨシ生育観察を行った。結果、全体の新芽存在率の経時変化は、沖合に比べて陸側が良好であった。工法別では、マット、土のう、ポット苗工法の生育が良好であったのに対し、ビットマン、地下茎法は冬季の波浪や、土砂の堆積等により大部分の新芽が損傷し、その後ほとんど回復しなかった。

1. はじめに

日本は、古来「豊葦原の国」と呼ばれ、全国各地にみられるヨシ原は、純日本的な風情を感じさせるものとして多くの人々に親しまれてきた。琵琶湖におけるヨシ原は、自然景観上重要であるばかりではなく、多くの水生生物や魚類、鳥類の生息空間として、極めて重要な役割を果たすとともに、湖水の自然浄化地としての役割も期待されている。このように、琵琶湖にとって重要かつ貴重なヨシ原の保全や復元のための取り組みが、近年様々な形で実施されている。水資源開発公団では、琵琶湖開発事業の一環として湖岸堤の建設する際にやむを得ず一部のヨシを潰さざるを得なくなり、このような場所では、ヨシの復元を目的としたヨシの人工植栽を実施しており、その面積は、実際に植え付けを行ったもの及びヨシ植生のための造成工事を含めて、約5haにも及んでいる。また、滋賀県では、ヨシ群落等を守り育てるための「ヨシ群落保全条例」が1992年に制定されており、ヨシ群落等の保全のための取り組みが行われている。琵琶湖におけるヨシの人工植栽については、これまで、水資源開発公団をはじめ、各関係機関で実施されてきたが、各種植栽工法とヨシ生育環境（地形地盤条件、気象条件、水位条件、波浪条件等）の関係に視点をおいた植栽工法の評価等に関しては、十分な知見が得られていないと考えられる。

そこで、本実験では、まず、ヨシ植栽を実施する地形的な条件として「わんど」と「なぎさ」の2条件を想定し、これらの条件下で、各種工法によるヨシ人工植栽を実施し、各種植栽工法とヨシ生育環境の関係についての知見を得ることにより、今後のヨシの保全や復元の効果的な実施に資することを目的として行うものである。

本報告は、1997年度に実施したヨシ植栽地盤高の経時変化や「わんど」を想定した半閉鎖型実験施設における工法別ヨシ生育観察結果を中心に述べるものである。

※現 株式会社 新技研コンサルタント

2. 実験施設緒元

琵琶湖淀川水質浄化共同実験センター内琵琶湖岸に、わんどをイメージした半閉鎖型実験施設、琵琶湖一般部をイメージした開放型実験施設を図2-1、図2-2に、また、施設諸元を表2-1に示す。

2.1 施設概要図

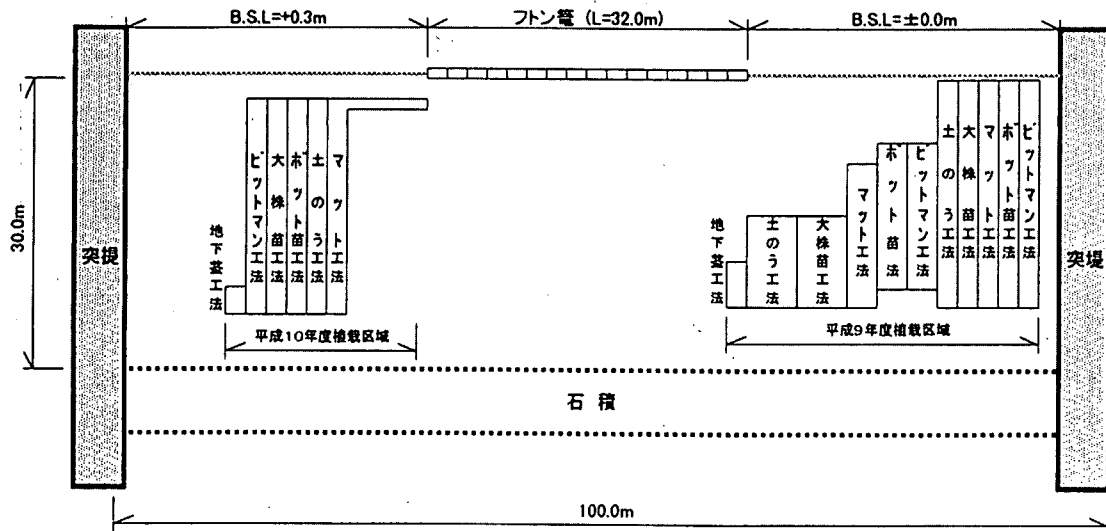


図2-1 半閉鎖型実験施設

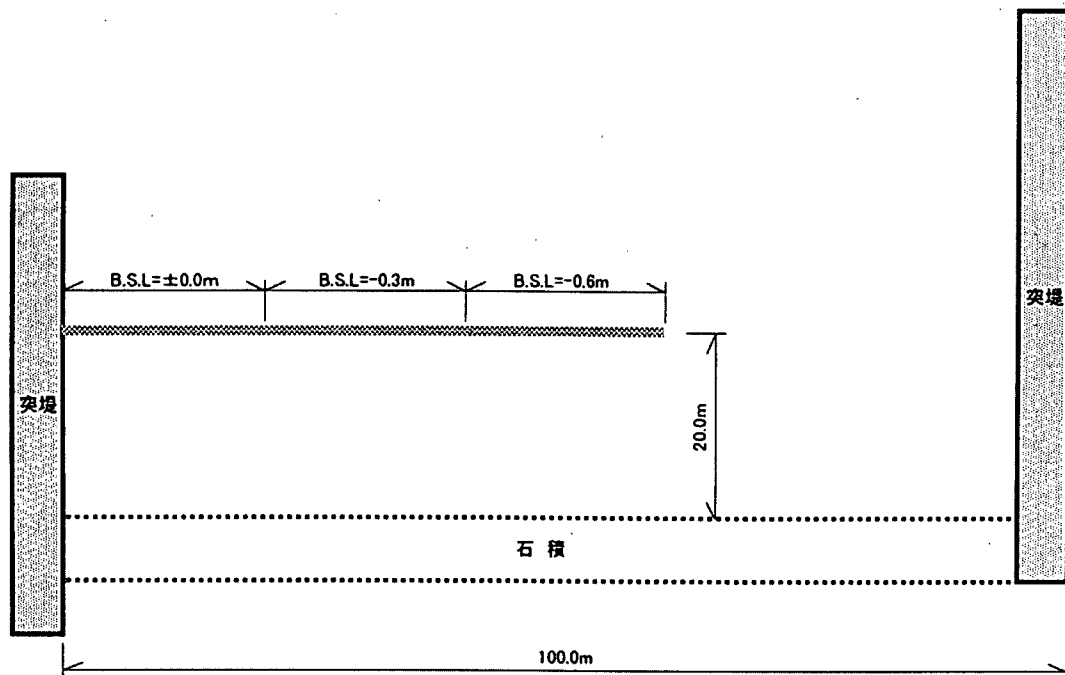


図2-2 開放型実験施設

2.2 施設諸元

表 2-1 半閉鎖型・開放型実験施設の諸元

		半閉鎖型施設	開放型施設
面積		3,000m ² (30×100)	2,000m ² (20×100)
消波施設	種類	鋼矢板 U型Ⅱ L=6.5m 7.0m	コンクリート積みブロック 0.5×1.0×1.0m (H×W×l) 0.7×1.0×1.0
	高さ (B.S.L)	突堤南側：+0.3m 突堤北側：±0.0m	突堤南より ±0.0m、-0.3m、-0.6m
	長さ	突堤両端から30m	突堤南より各々20m

3. 実験内容

3.1 地盤整形

水中に向かってヨシの生育可能範囲を広げることを目的として半閉鎖型施設において植栽を行う前に基盤の整形を行った。施設は東側に陸地が、西側に湖と矢板があり、南北両端は突堤で仕切られている。基盤としては、現況地盤の形状（西側の湖矢板部約BSL-1.3mから東側陸部BSL約±0.3m）を生かし、西側の湖、矢板部付近の現地盤BSL-0.3m以下の範囲については、BSL-0.3mまで盛土を行い、現地盤BSL±0.0mまで地盤をすり合わせた。東側陸部に関しては、BSL±0.0mまで地盤を切土し、整形を行った。

3.2 地盤高調査

ヨシ植栽にとって重要となる地盤形状の安定性を検討するための基礎資料を得るため、半閉鎖型施設について、図 3-1 に示す沖合方向の11測線（各測線で10以上の測点）で地盤整形工事前後（1997年10月13日、20日）および翌春（1998年3月3日）の3回測量を行った。

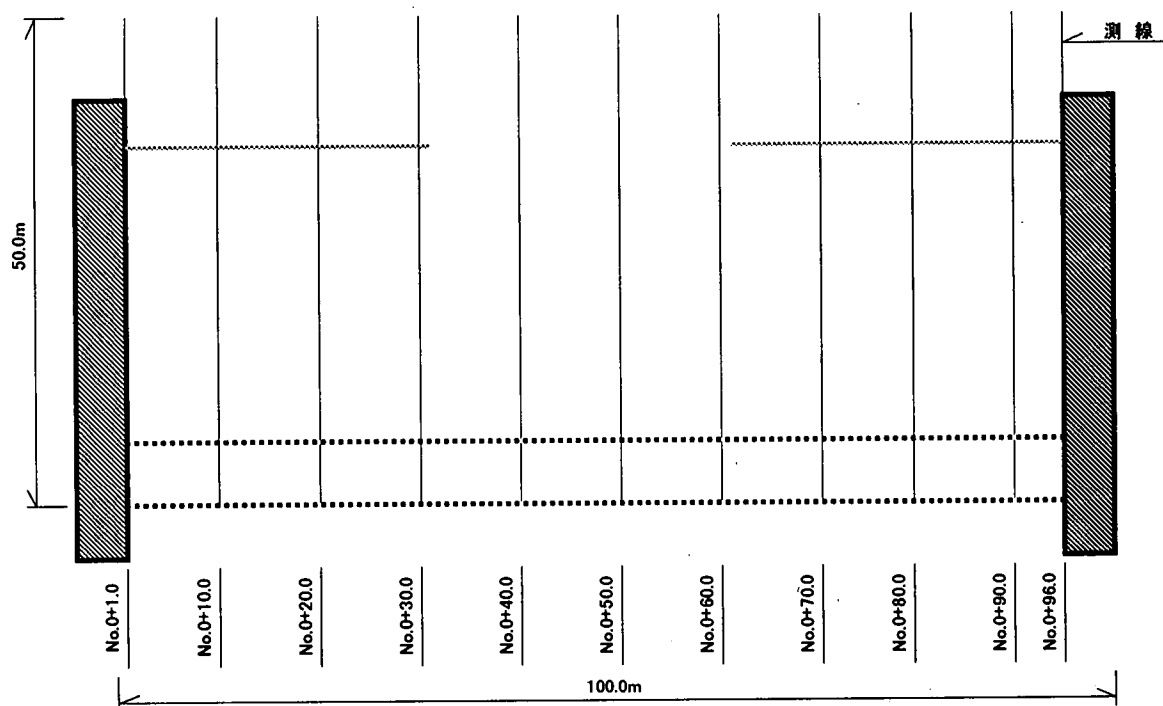


図 3-1 半閉鎖型施設横断測量平面図

3.3 ヨシ植栽

半閉鎖型実験施設北部（450m²）において開口部からの距離の違いによってA、B、Cゾーンと分け、6種類の工法のヨシ植栽（1,300株）を1997年10月23日～28日に行い、その活着状況や生育状況の調査から各工法の比較検討を行った。

3.3.1 植栽工法

本実験地で植栽を行った各工法の写真を写真3-1～3-6に、工法毎の説明を図3-2に示す。

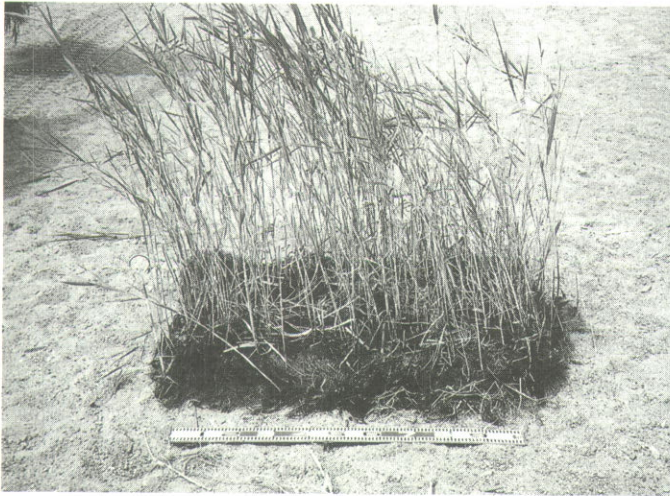


写真3-1 マット工法



写真3-4 大株工法



写真3-2 ポット苗工法



写真3-3 土のう工法

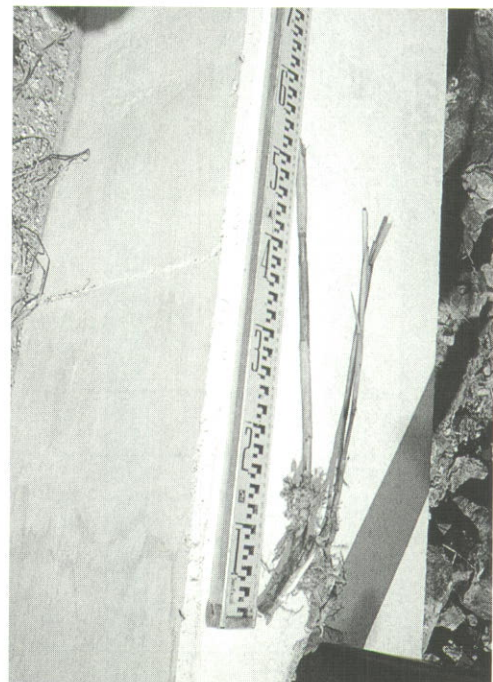


写真3-5 ビットマン工法

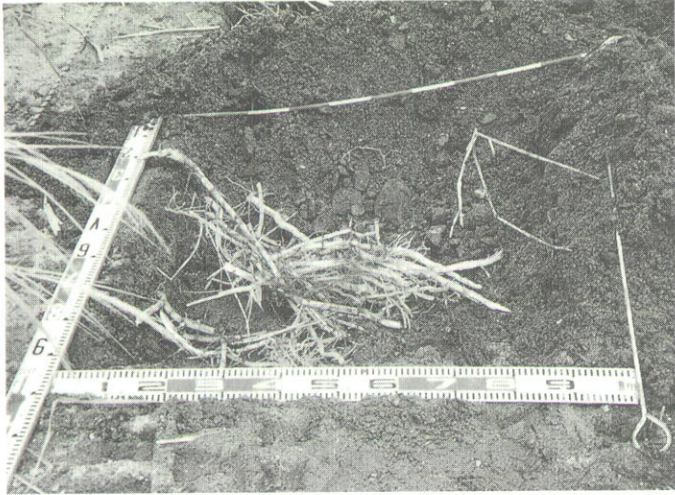


写真3-6 地下茎工法

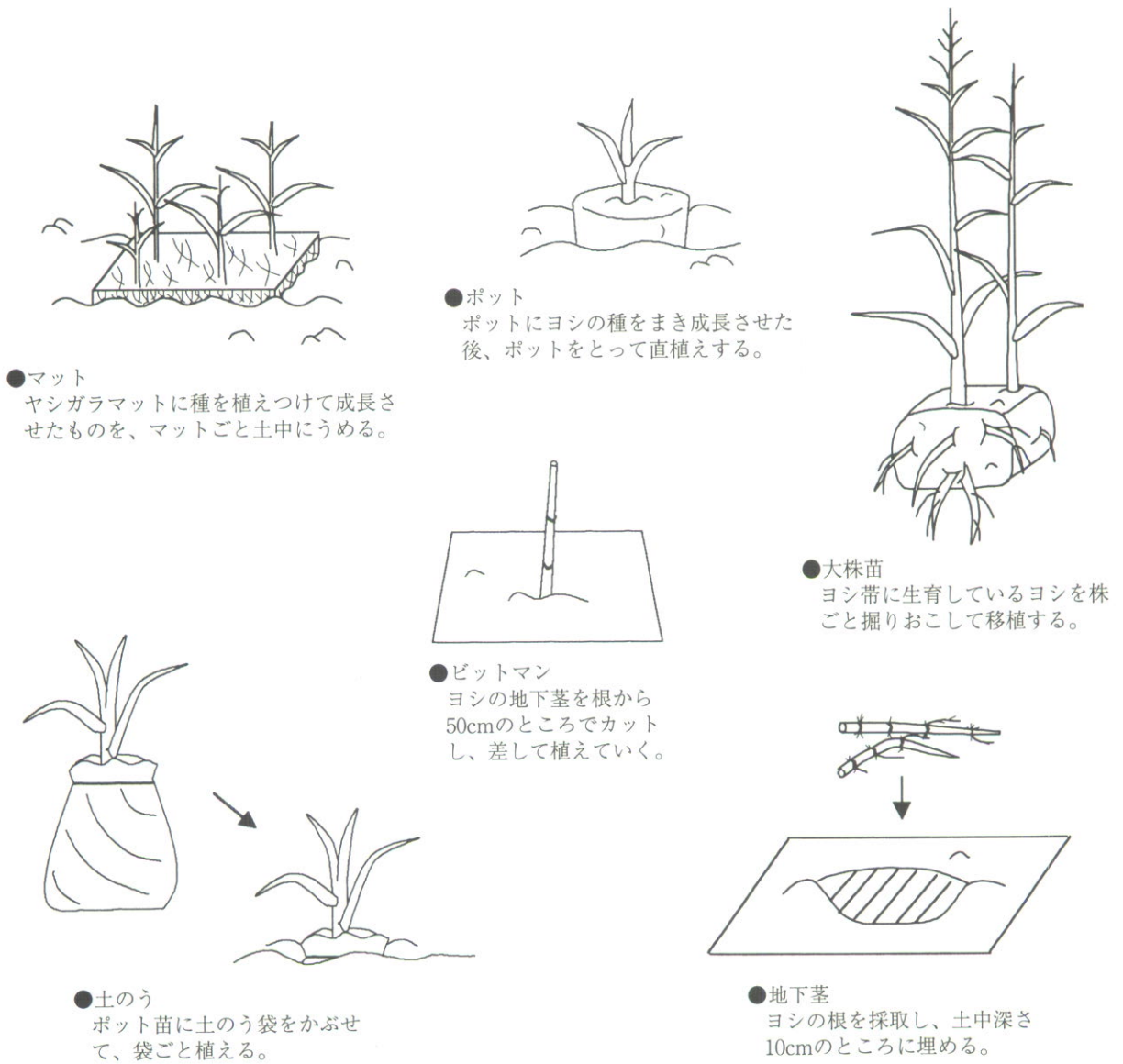


図3-2 工法別イラスト図

3.3.2 ヨシ植栽配置

半閉鎖型施設北部に植栽したヨシの配置図を図3-3に示す。開口部からの距離別にA、B、Cゾーン（地下茎）として植栽を行った。また、ビットマン、ポット、土のう工法については、表3-1に示すように植栽密度も変え、植栽を行った。

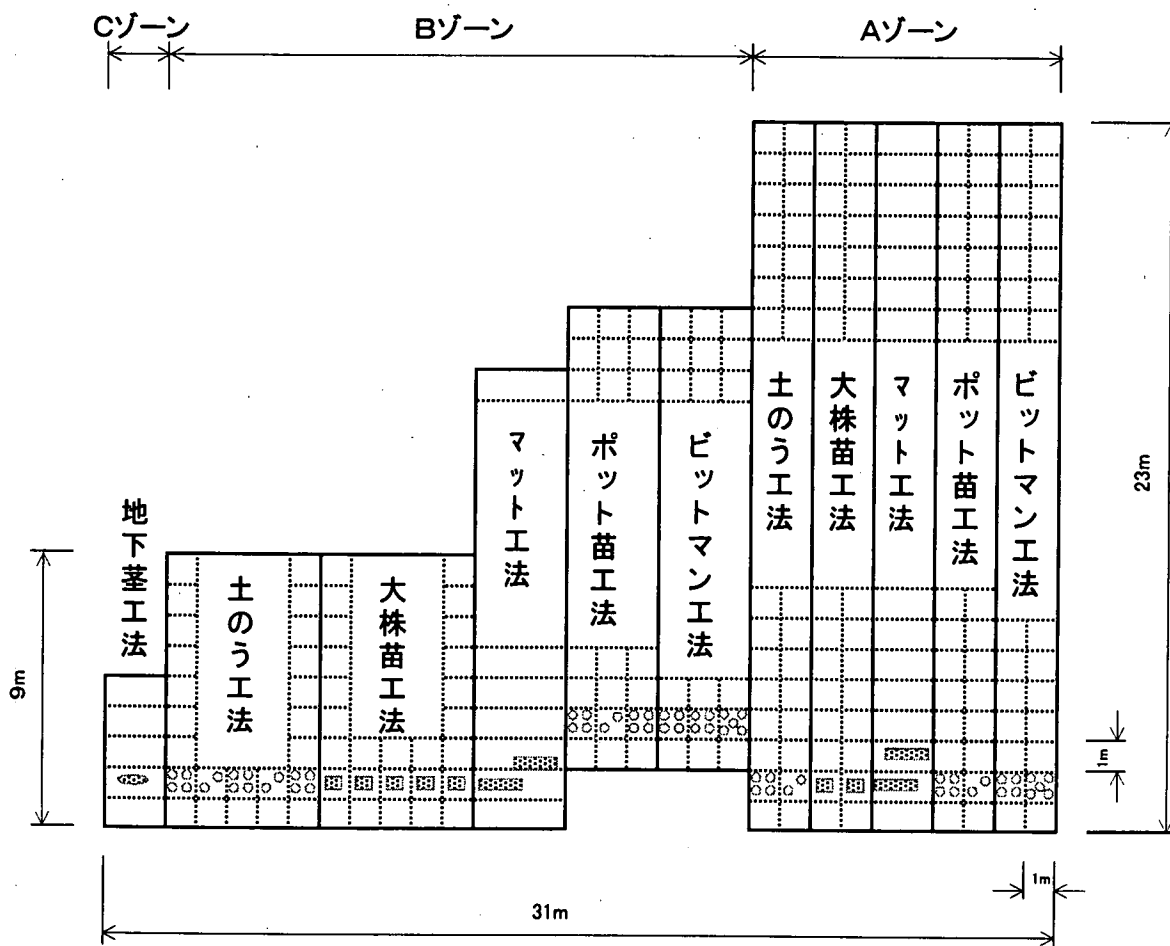


図3-3 ヨシ植栽配置図

表3-1 植栽条件

工法名	植栽密度	植栽面積(m ²)	ヨシ入手先	初期条件
ビットマン	5本/m ²	37.5	公団管理区域内の湖岸 より採取	1:50cm
	4本/m ²	52.5		
ポット苗	4株/m ²	52.5	滋賀県育苗センター	苗4年もの
	2株/m ²	37.5		
マ ッ ト	0.5枚/m ²	90.0	(株)ラージ	1:125×W:80cm
大 株 苗	1株/m ²	90.0	公団管理区域内の湖岸 より採取	1:50×W:50×H:50cm
土 の う	4株/m ²	49.5	滋賀県育苗センター	土のう袋(麻袋) 1:60×W:50cm
	2株/m ²	40.5		
地 下 茎	10根/m ²	10.0	公団管理区域内の湖岸 より採取	

3.3.3 ヨシ生長観察

半閉鎖型施設北部に植栽したヨシ1,300株を対象に、月1回の頻度で新芽数、新芽高さ、新芽確認時には、水深の測定を行った。以下に詳細を示す。

(1) 測定項目：新芽数、最長新芽高さ、水深

(2) 調査回数：10回

(3) 調査日：1997年12月25日

1998年1月30日、3月2日、4月11日、4月29日、5月9日、5月26日、
6月16日、7月14日、8月29日

3.3.4 ヨシ定点撮影

図3-4に示すような定点において概ね週1回の頻度で撮影を行った。

(1) 定点位置

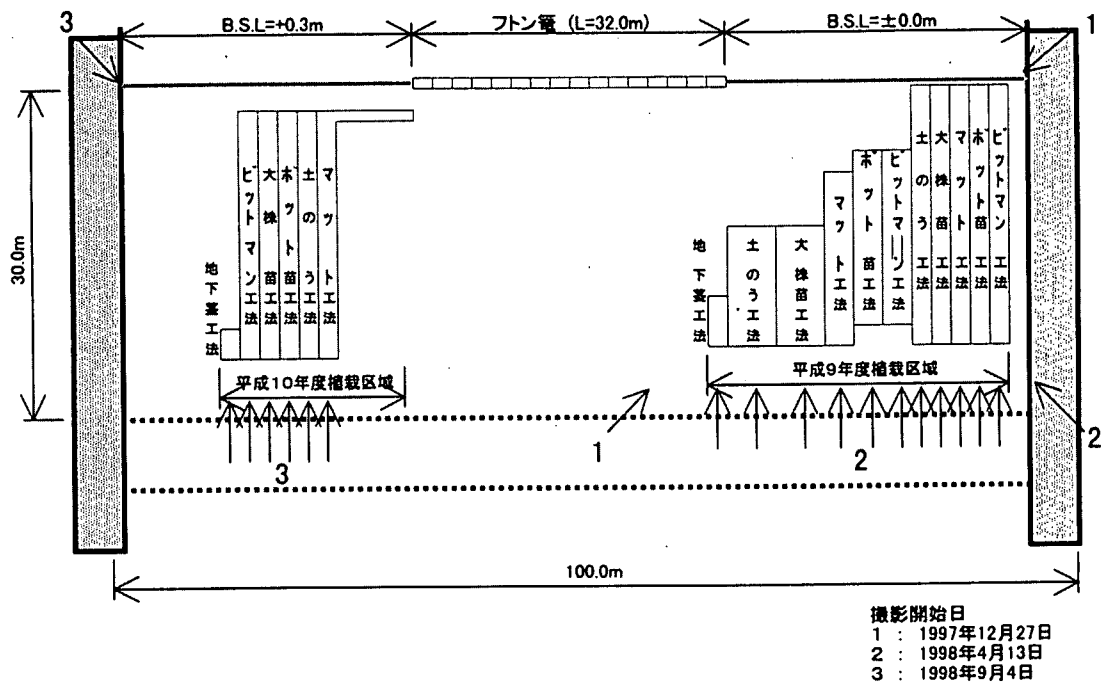


図3-4 半閉鎖型施設における定点撮影位置図

(2) 植栽写真

突堤先端部の定点No1からの全体写真及び特徴的な写真を示す。



写真 3-8
1997年12月25日の状況



写真 3-11
1998年 2月10日の状況
ビットマン工法苗の流出



写真 3-9
1998年 4月24日の状況



写真 3-12
1998年 5月 9日の状況
流れ藻による新芽の押し倒し



写真 3-10
1998年 8月26日の状況

3.4 実験施設周辺の気象条件

ヨシを琵琶湖岸に植栽する上で、気温、風波、水位等を考慮して、ヨシの活着に適しかつ作業上可能な条件を検討する必要がある。そこで、本実験期間中である1997年1月1日～1998年10月31日の気温、風速、降水量、水位のデータを以下に示す。このデータは、実験施設に最も近い観測所である水資源開発公団湖南管理所のものであり、琵琶湖水位は三保ヶ崎、堅田、大溝、片山及び彦根の5カ所の水位観測所の平均値である。

3.4.1 気温

図3-5に気温の日最大値、日平均値、日最小値を月別に平均した値のグラフを示す。月平均の値では、最低は1、2月に3～4℃、最高は7、8月に25～26℃程度であり、年間の気温変化は20℃程度である。最低気温が氷点下になるのは年間で20日程度、平均気温で0℃を下回る日が2、3日観察されるが、琵琶湖が氷結することはない。

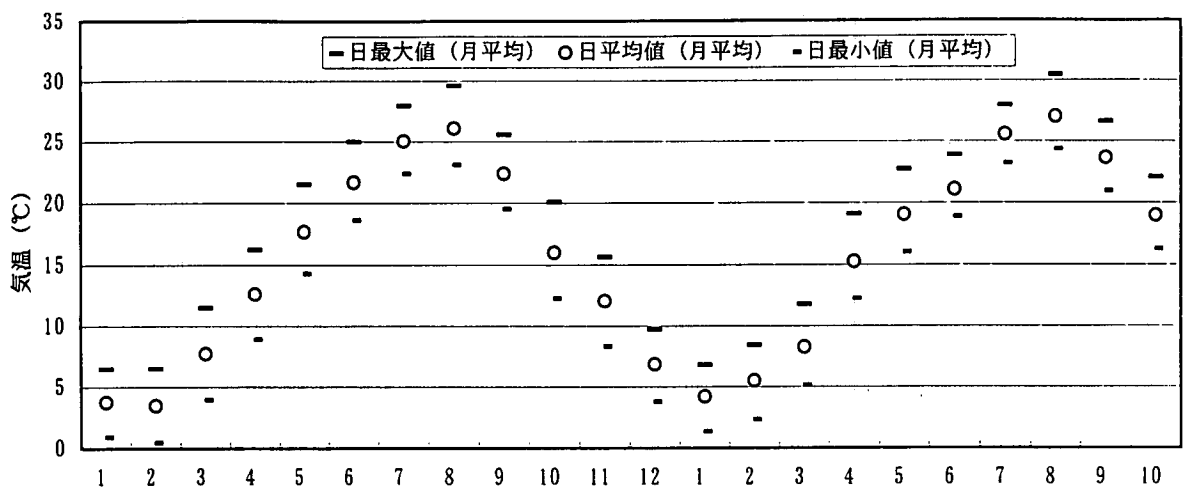


図3-5 気温の変動 (H9年1月～H10年10月)

3.4.2 風速

図3-6に風速の日最大値、日平均値、日最小値を月別に平均した値のグラフを示す。日最大風速の月平均値を見ると、1月は12~13m/s程度であり、冬期は風波が最も厳しい状態になる。1998年は9月に台風8号、10月には台風10号が近畿地方を通過し、各地に被害をもたらしたが、その時の最大風速はそれぞれ46.3m/s、35.5m/sであった。

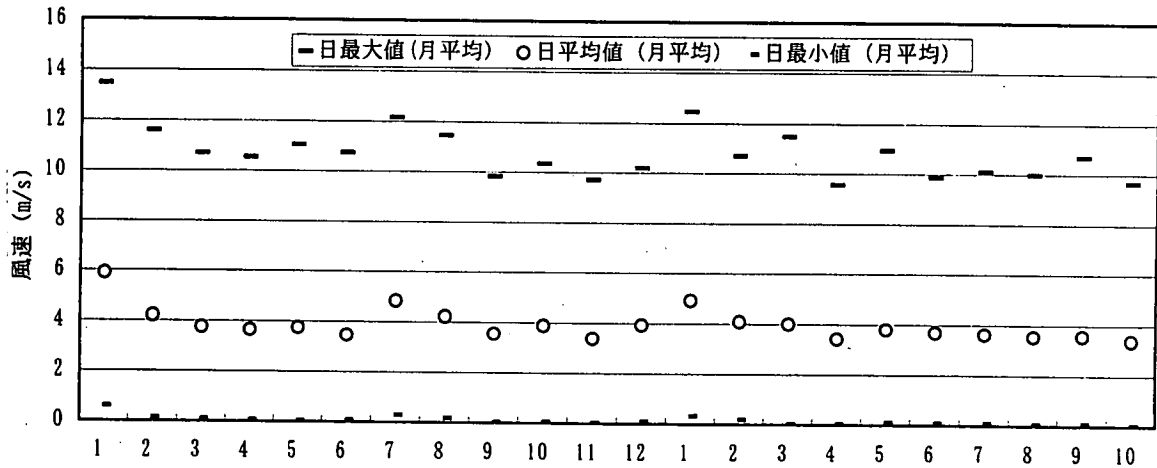


図3-6 風速の変動 (H9年1月~H10年10月)

3.4.3 降水量・水位

図3-7に月別の降水量、琵琶湖水位及び湿度の変化を示す。梅雨時の降水量は350mm程度であった。1998年10月の降水量が322mmと多いのは、台風10号による影響であった。台風通過前後の10/15~10/17の3日間で、10月全体降水量の3/4にあたる240mmを観測している。

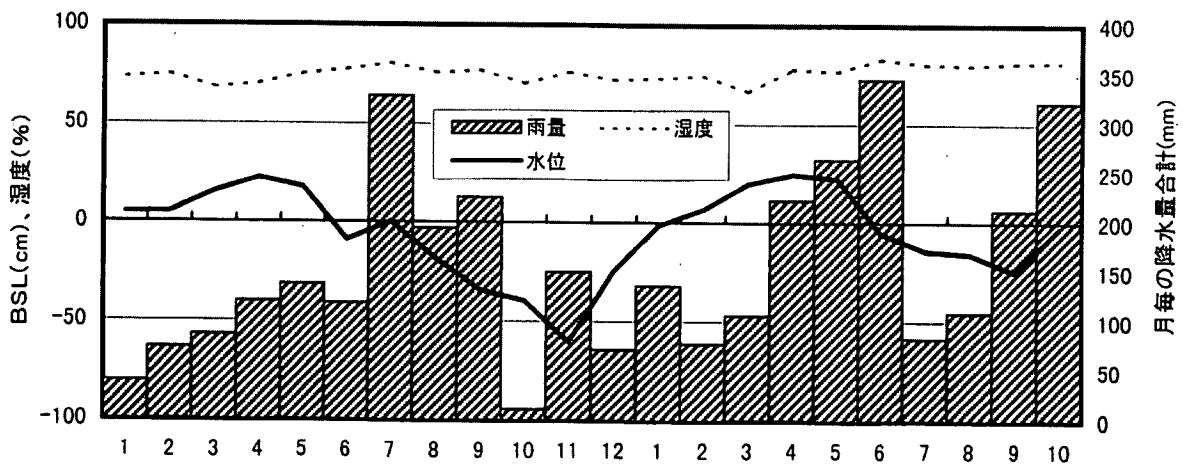


図3-7 琵琶湖降水量、水位、湿度の変動 (H9年1月~H10年10月)

4. 結果

4.1 地盤高変化

地盤整形以前の地盤調査結果より、自然のままの状態に任せておくと、およそBSL-1.5mの地盤高さまで5～10%の一定の勾配で減少し、ヨシの生育上では、かなり厳しい傾きであった。そこでヨシ植栽に先立ち実施された地盤整形工事によって、ヨシの生育に適する地盤整形を行った。

図4-1は沖合方向への地盤断面を、1997年10月の整形前、整形後さらに4ヶ月半後の1998年3月時点で比較した図である。

4.1.1 浸食と堆積

整形前： 整形前の地盤形状は、BSL 0 cm付近（沖合 10.5m～22.5m）に若干の凹凸がみられ、沖合方向に20.5m～32.5mの範囲で約11%程度の勾配で地盤が低下している。ヨシ植栽に適する砂質土地盤は、沖合方向10m付近から形成されている（現地踏査による）が、BSL-30cm程度までの範囲では凹凸はあるもののヨシ生育にとって問題のない地盤勾配であると思われるが、それより水深が深くなると急に勾配が変化するため、ヨシの生育上厳しい地盤条件であると言える。

整形工事： 前浜の砂質土地盤の面積をより多く確保するため、水深をBSL-30cm程度の目安とし、勾配3%程度の緩勾配となるように地盤整形を行い、工事前に比べて沖合に約5mほど砂質土地盤の面積を増大させた。

4ヶ月半後： +20ラインにおいては、沖合10.5m～15.5mの範囲と30.5m～矢板までの範囲で砂質地盤の盛り上がり及び砂質土の堆積がみられるが、それ以外においては概ね整形時と同様であった。また、+80ラインにおいても沖合方向22m付近で地盤の盛り上がりを示しているものの、整形時の形状と概ね同様であった。これに対して、+50ラインにおいては、全体的に整形前の地盤形状と同様の傾向を示す結果となった。これは、半閉鎖型実験施設においては、中央の開口部付近に矢板による障波施設がないため、施設の中央付近は他のラインに比較して直接波浪等による浸食を受けたためと言える。

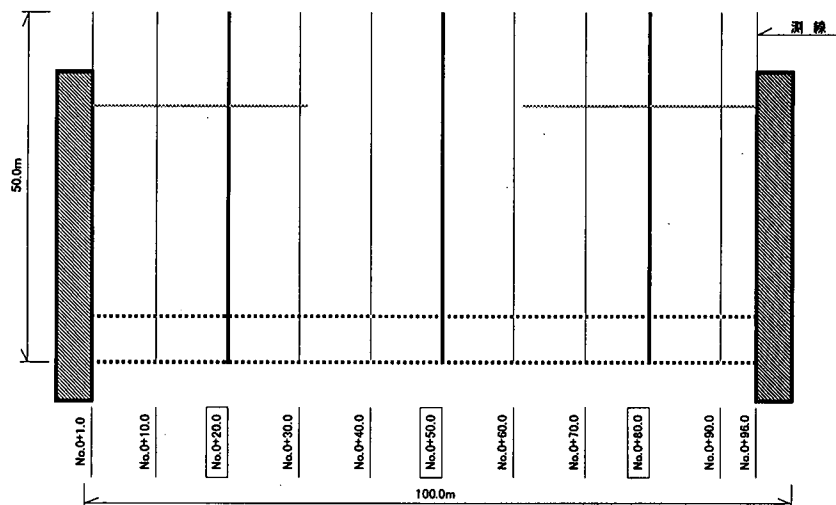
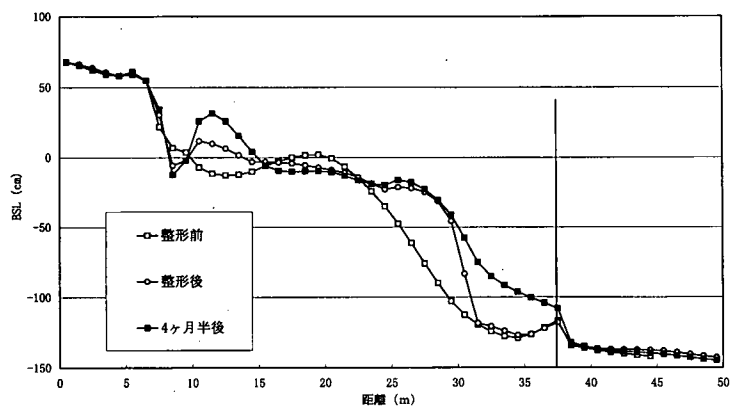
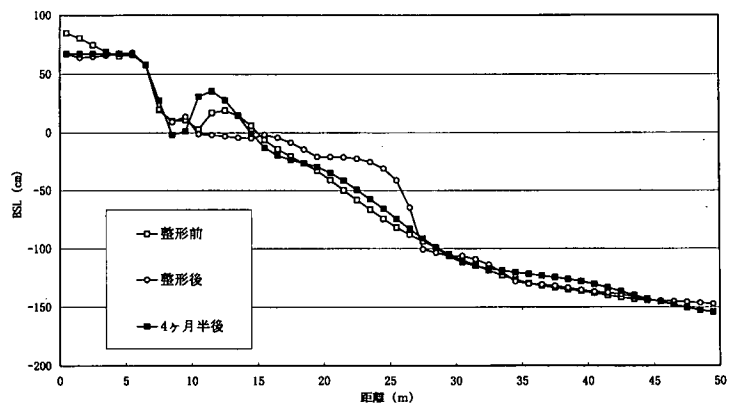


図 4-1 半閉鎖型施設における代表測線平面図

+20ラインの地盤高変化



+50ラインの地盤高変化



+80ラインの地盤高変化

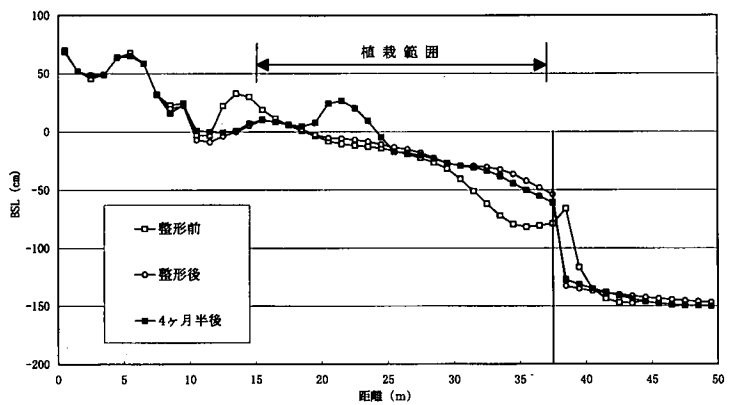
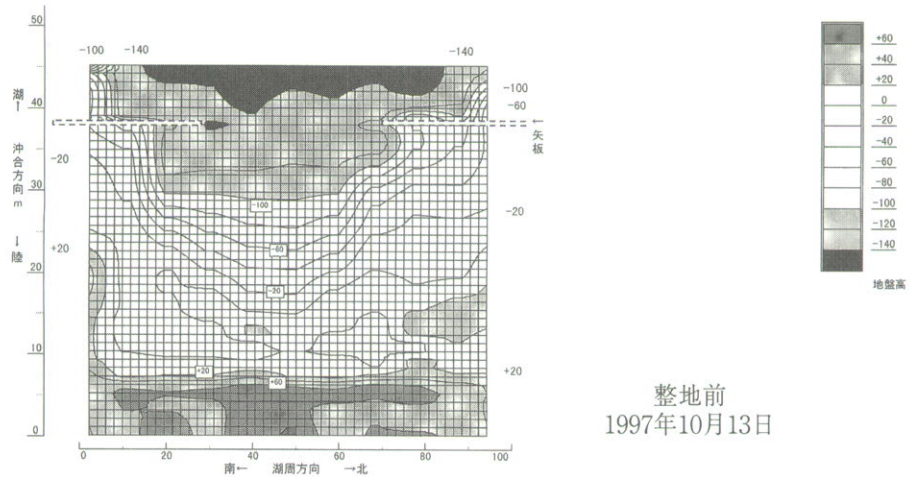


図 4-2 半閉鎖型施設代表測線の地盤高変化

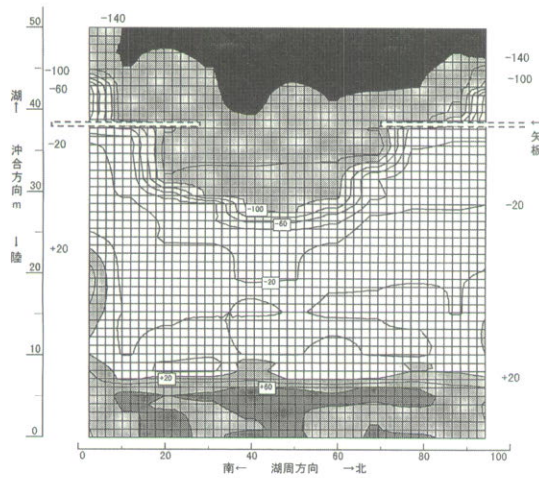
4.1.2 半閉鎖型施設全体の地盤変化

この地盤変化を別の図で検討してみる。図4-3は整形前、整形後さらに3月時点について、等高線図で地盤形状を示した図である。整形前では、矢板を欠く開口部から同心円を描くように等高線がほぼ同一幅になっており、開口部を中心として同一勾配の沿岸形状となっている。陸に近い地域では、不規則な地盤変化しているが、これは波の影響と考えられる。

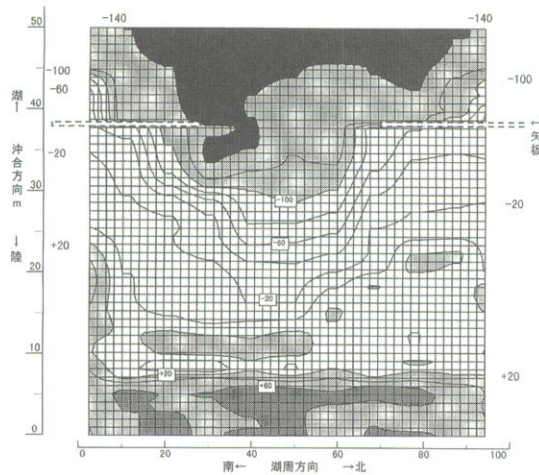
整形後は、比高が-40cmから+20cmの範囲の場所が大きく増えている。開口部より10mほど陸地側で等高線がかなり詰まっており、水深変化がきつくなっていることがわかる。



整形前
1997年10月13日



整形後
1997年10月20日



植栽4ヶ月半後
1998年3月3日

図4-3 地盤高の等高線図（琵琶湖標準水位に対する）

表 4-1 半閉鎖型施設の地盤高の変化

BSL (cm) (以上～未満)	面積 (m ²)			割合 (%)		
	整地前	整地後	4ヶ月半後	整地前	整地後	4ヶ月半後
40 ～ 60	10	12	14	0.34	0.41	0.48
20 ～ 40	232	146	340	7.89	4.97	11.56
0 ～ 20	606	598	732	20.61	20.34	24.90
-20 ～ 0	764	1066	604	25.99	36.26	20.54
-40 ～ -20	312	478	434	10.61	16.26	14.76
-60 ～ -40	238	112	238	8.10	3.81	8.10
-80 ～ -60	186	62	146	6.33	2.11	4.97
-100 ～ -80	168	60	130	5.71	2.04	4.42
-120 ～ -100	188	204	134	6.39	6.94	4.56
-140 ～ -120	236	202	132	8.03	6.87	4.49
-160 ～ -140	0	0	36	0.00	0.00	1.22

表 4-1、図 4-4 は矢板より陸側30mの区域（湖岸方向98m、総面積2,940m²）について調査時毎の地盤高別面積の表と図である。整地前のデータでは、地盤高が-20～0cmの範囲の地域が26%で最も広く、ついで0～20cmが20%あり、他の-160cm～40cm他の部分では比較的均等であった。整地後は、-20～0cmが36%、-40～-20cmが16%とそれぞれ約1.5倍に増加し、これらで同区域の半分を、さらに地盤高を+20cmまで拡大すると全体の7割を占めている。そのためそれ以外の部分の割合は低下している。ところが4ヶ月後の結果では、-20～0cmは20%まで減少し、整地により増加した地盤高ほど減少している。4ヶ月半後にはほぼ整地前と同様、開口部に向けて一定間隔の等高線が並び、整地前に近い形状となっている。

地盤整形によって一部分緩勾配地域を増大させても、その代替としてより急勾配の場所が形成されたため、調査期間の4ヶ月半の間に前者から後者への土砂の移動が生じており、数ヶ月で元の地盤構造とほぼ等しくなることが示された。

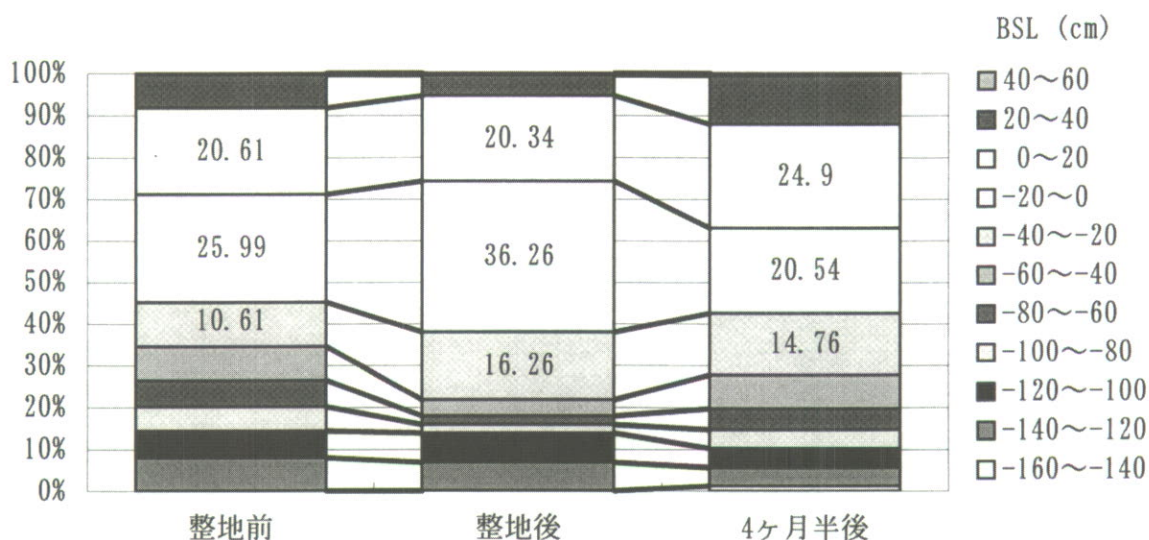


図 4-4 半閉鎖型施設の地盤高別割合

4.2 ヨシ生長観察

4.2.1 植栽区域全体の新芽数経時変化

半閉鎖型施設北部に植栽した全体の新芽数（本/m²）の経時変化結果を図4-5に示す。ビットマン工法、地下茎工法を除いては、春先から夏場にかけて陸域から沖合方向に向かって新芽の拡散及び増加がみられ、ヨシの生長していく様子が分かる。

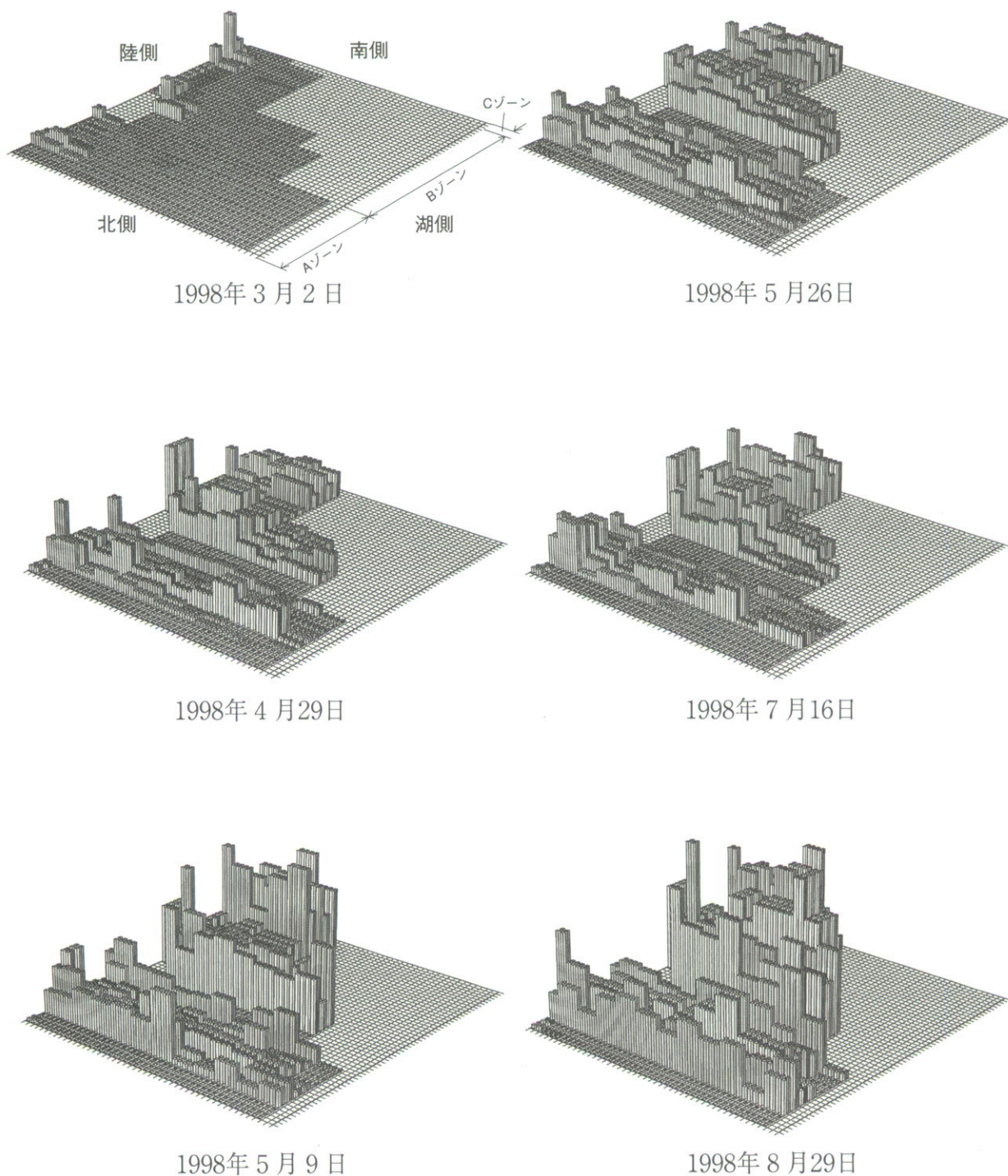


図4-5 半閉鎖型施設新芽数経時変化

4.2.2 植栽位置別による全体の新芽存在数経時変化

Aゾーンの沖合植栽先端部を基準として、陸側に向かって距離別に全体の新芽存在数経時変化を示したのが図4-6である。0～4mの地点が沖合部を示しているが、新芽は増加していくものの、陸側ほどではない。陸と沖の中間に位置している区画のヨシの生育密度は、約1ヶ月半遅れて陸側の生育密度と等しくなることが伺えた。8月29日の調査では4m以内の区間を除いてはほぼ等しい生育密度となっており、これは、これらの区間の地盤や水位条件が陸側と同様になったためと考えられる。また4月29日から5月26日にかけて新芽存在数に減少傾向がみられるのは、流れ藻によって新芽が押し倒されていたためである。特に沖合から5～12mの区域でその影響が大きかったと思われる。

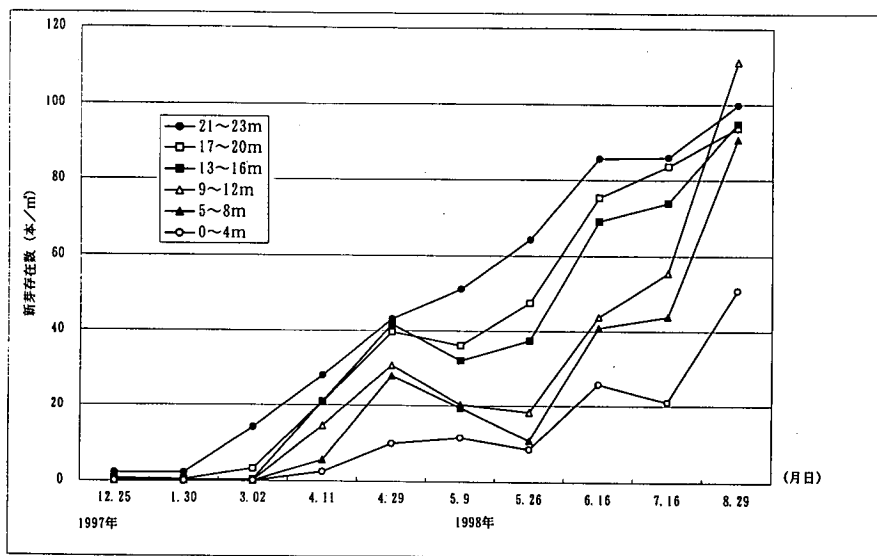


図4-6 植栽位置別の新芽存在数経時変化

4.2.3 工法別新芽存在数経時変化

各工法別の新芽存在数の経時変化を図4-7に示す。これによるとマット工法、土のう工法、ポット苗工法の生育が良好であった。土のう工法はポット苗工法に麻袋をかぶせたものであり、ポット苗工法よりやや良好といった程度であった。ビットマン工法と地下茎工法8月29日までほとんど新芽は生じていなかった。

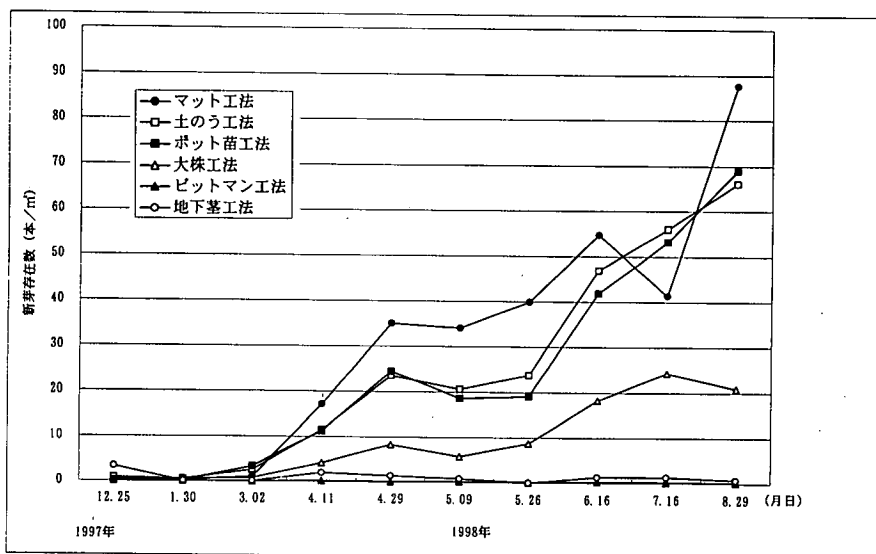


図4-7 工法別の新芽存在数経時変化

4.2.4 ゾーン別新芽存在数経時変化

次にA、B両ゾーンの工法別の新芽存在数の経時変化を図4-8に示す。全体的には、各工法でBゾーンでの生育密度の方がAゾーンに比べて高かった。これは、Bゾーンの方が、風波や、藻、ゴミ等の漂着の影響を受けにくい位置にあったものと考えられる。

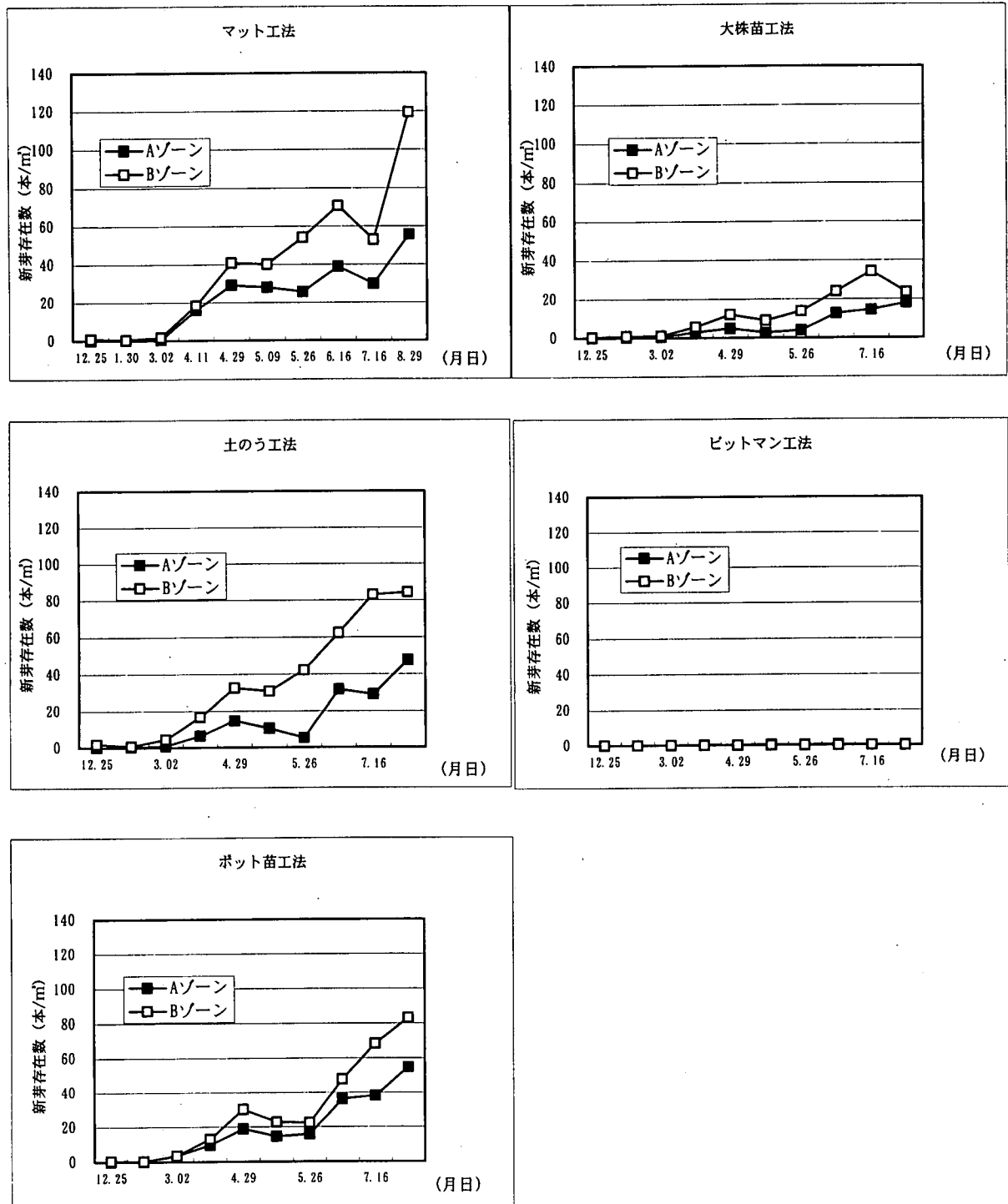


図4-8 工法別のA、Bゾーン新芽存在率経時変化

5. 1998年度調査について

1997年調査によって得られた知見を基に、今年度継続して調査を行っているが、現在の状況をここで少し紹介する。

1998年度は、半閉鎖型施設南部域にヨシを植栽したが、配置については、波や土砂移動の影響を受けやすい開口部に近い位置から、昨年度活着の良かった工法から順番に植栽を行っている。さらに、マット工法の一部については矢板に平行に植栽を行うことで植栽条件を厳しくしている。

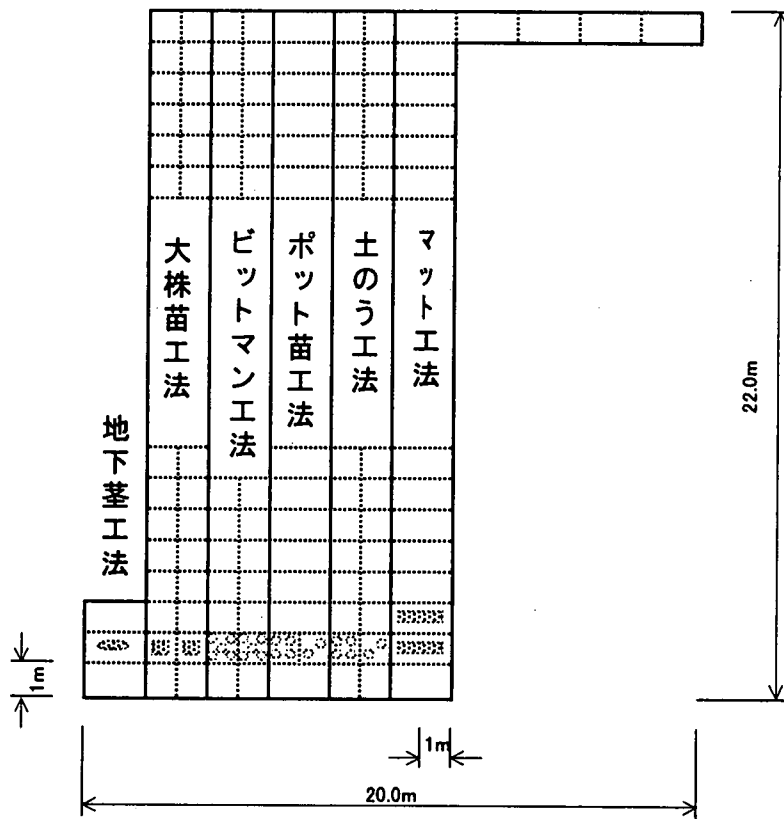


図 5 - 1 1998年度ヨシ植栽配置図

また地盤高調査では、単なる土入れと整形だけではまもなくもとの地盤形状に戻ってしまうことが昨年分かったので、今年は開口部にふとん籠を設置して、土砂の移動を抑えた工法をとった。12月17日現在では、開口部から陸側にかけて同心円上に砂が堆積しており、ヨシ植栽区域を堆積した土砂が風波から守る形になっており、そのために、これまでの調査では非常に活着率が高い結果が得られている。

6. まとめ

1997年度は、半閉鎖型実験施設において地盤高調査及び、10月に実施したヨシ植栽の6工法についてその後のヨシの生長過程の調査を行った。

実験施設周辺の気象条件は、概ね月平均日最大風速が10m/sを超え、風速は年間を通じて冬期に一番厳しくなる。また、琵琶湖の水位は11月頃から翌春にかけて上昇しており、冬期は最も風波が厳しくなる。

ヨシ植栽の観察調査では、新芽存在数 ($m^2/本$) として評価を行った。地盤高に対する評価では、地盤高の比較的高い陸側では、春先の新芽存在数が多くなっているが、8月29日の調査では中間区域と変わらなくなっていた。これは、琵琶湖の水位低下により中間区域まで陸域となったために、生育条件が陸側と同様となり、夏期に陸側と同様数の新芽が観測されたからである。

工法別では、マット工法が他の5工法に比べて新芽存在率が概ね高かった。次に土のう工法とポット苗工法の新芽存在率が良く、土のう工法はポット苗工法より5%程度良かった。大株苗工法の新芽存在率は、マット工法、土のう工法、ポット苗工法に比べると半分位でこれらの工法に対してあまり良くなかった。ピットマン工法と地下茎工法はほとんど発芽していないが、これらの工法は本来春先から6月頃に植栽を行う工法であり、本実験の植栽実施時期が両工法にとって適さなかったと考えられる。

今後は、本実験で得られたデータとさらにいろいろな角度から分析し、ヨシ植栽と生育環境の関係について、より多くの知見を得られるように努めるとともに、さらに異なった条件で実験を行っていくこととしたい。

7. 謝 辞

本資料を作成するにあたり調査データを快く提供して頂き、ご協力頂いた立命館大学環境総合研究センターに対し、心より感謝の意を表します。また調査データの解析に、立命館大学大学院理工学研究科環境社会工学専攻博士課程前期課程、田中周平氏の協力を得たことを付記し、感謝いたします。

5. 太陽エネルギーを用いた流動床ろ過方式浄化実験

財団法人 琵琶湖・淀川水質保全機構
財団法人 琵琶湖・淀川水質保全機構
株式会社 日立製作所土浦工場
株式会社 日立製作所機械研究所

○武井 直子
中山 繁
仲平 四郎
都築 浩一

要 旨

貯水量約1,000m³の実験池に原水ポンプの動力源に商用電源とソーラ電源を併用した処理量300m³/日のろ過施設を設置して浄化特性を把握し、湖沼等の閉鎖系水域への適用性を検討した。施設は目詰まりをなくすためにろ材を流動化させる流動床方式とした。ろ材には活性炭とクリストバライトについて、ろ過槽の後の沈降槽は重力式とひも状繊維を用いた接触式について比較試験を行った。その結果以下の知見が得られた。

- (1) ろ材には活性炭を使用し沈降槽は接触式としたシステムが優れた浄化性能を示し、1998年7月から9月までの夏場の試験期間の平均除去率は、Chl-aが77%、CODが51%、BODが70%、T-Nが35%、T-Pが38%、SSが75%であった。
- (2) 太陽エネルギーの利用は年平均約30%（夏場は34%）となった。
- (3) 実験池に発生したアオコは約1ヶ月で消滅し、その結果について生態系モデルを使って解析を行ったところ、モデルと実際の状況がほぼ整合した。

1. はじめに

琵琶湖水域は、20余りの内湖を有しており¹⁾その内湖や入り組んだ湖畔等の閉鎖的水域は滞留しやすく、植物プランクトンによる水質汚濁が進行しやすい²⁾。植物プランクトンの過剰な増殖はアオコ発生による水質障害等を引き起こすため、できるだけ初期段階に浄化することが望ましい。そして、その浄化手法には、高い浄化性能を有し保守性に優れ、かつ自然エネルギーを利用する等の省エネを図ることが期待される。

本研究の目的は、上記の背景をもとに開発した処理量300m³/日の流動床ろ過実験施設について、その浄化性能特性を研究することである。本施設は微細なろ材に微生物を多く生息させてその自然浄化力を利用し、さらにろ材を流動させて目詰まりをなくして保守性の向上を図り、同時にポンプ動力に太陽エネルギーを利用して経済性を図ったものである。

本報告では、1997年6月から1998年9月までの期間に得られた本施設の浄化特性試験結果について述べる。

2. 実験施設

2.1 実験池概要

実験池は、琵琶湖を縮尺1/600で模擬した深さ0.5m、貯水量約1,000m³の人工池で、葉山川から取水した水を通水している。図2-1に実験池の概要を示す。

葉山川から取水した水は図中の実験池の右側にある流入部より流入し、左端の流出部より流出する。実験池の滞留日数（池の貯水量を池内への一日当たりの通水量で除した値）は20日である。なお、実験施設は実験池の中央部付近に設置した。

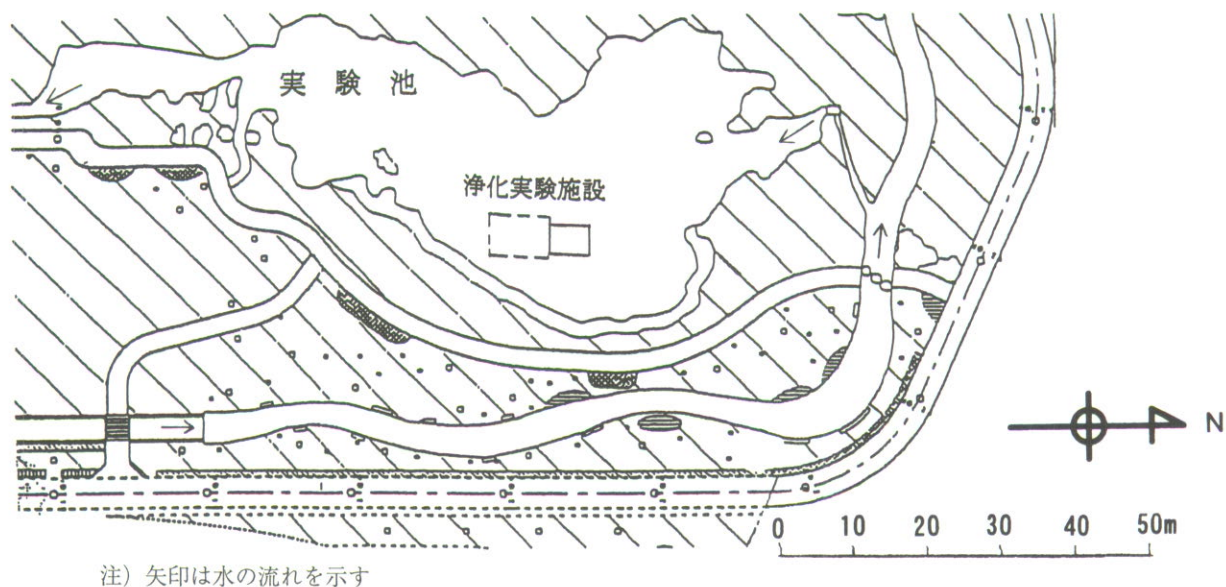


図2-1 実験池の概要

2.2 実験施設概要

写真2-1に実験施設の概要を示す。ろ過槽は2系列の3段構造で、その下流側に接触式沈降槽を、施設本体の側面に活性炭系ろ過槽列から分岐した重力式沈降槽を設置した。

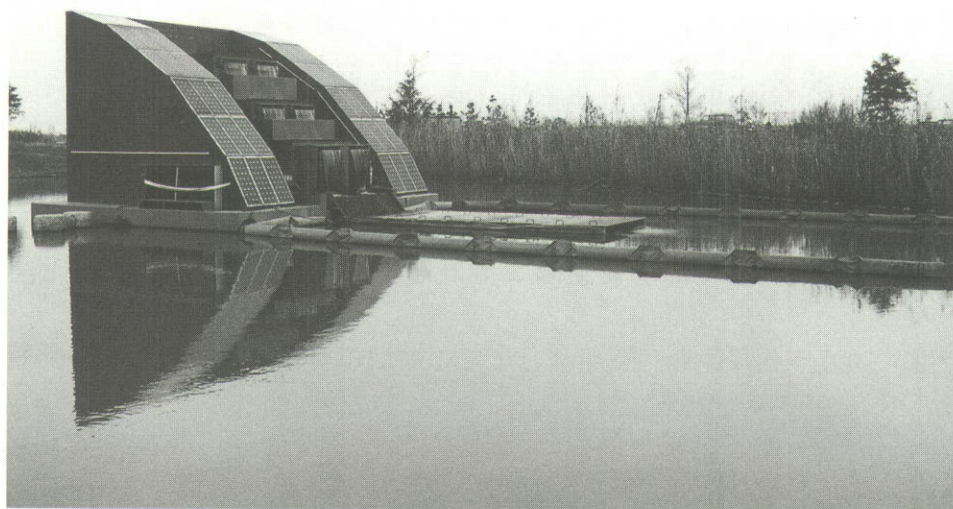


写真2-1 実験施設

図2-2に実験施設のシステム概念を示す。実験池の池水は原水ポンプ（電源は太陽エネルギーを利用）により汲み上げられ、1段ろ過槽底部から通水される。ろ過槽はろ材の比較実験のため、正面左側を活性炭系、正面右側をクリストバライト（天然砂の一種）系

の2系列にした。2段目以降のろ過槽には、前段槽から越流しヘッダタンクに貯留した水が、自然流下で槽の底部より通水される。各槽共底部よりろ材中に通水した水により、粒径約0.5mmのろ材が約1.2倍に膨張・流動化し、ろ材表面に付着した微生物の浄化作用で植物プランクトン等の有機汚濁物が捕捉・分解される。捕捉された汚濁物はフロック化して流出し、沈降槽で沈降する。ろ材に微生物や汚濁物が過大に付着すると性能が劣化するため、各槽に接続されたブローアで月1回程度ろ材を洗浄する。実験施設全体の構造を図2-3に示す。

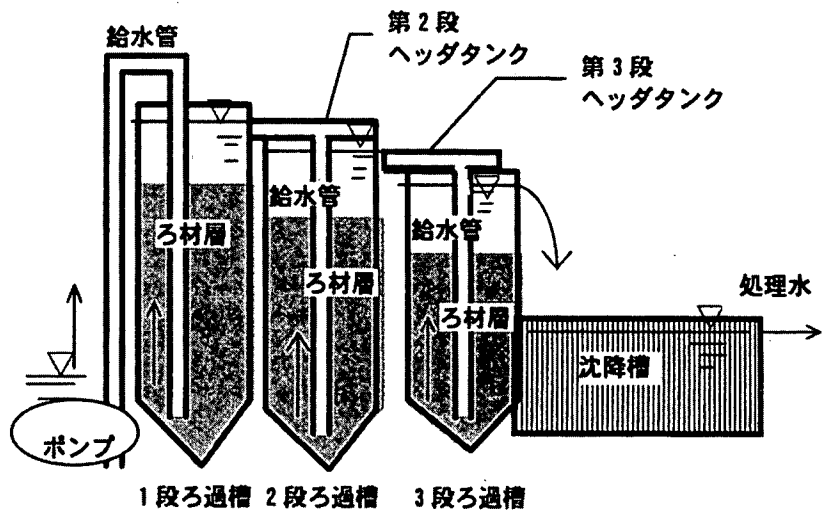
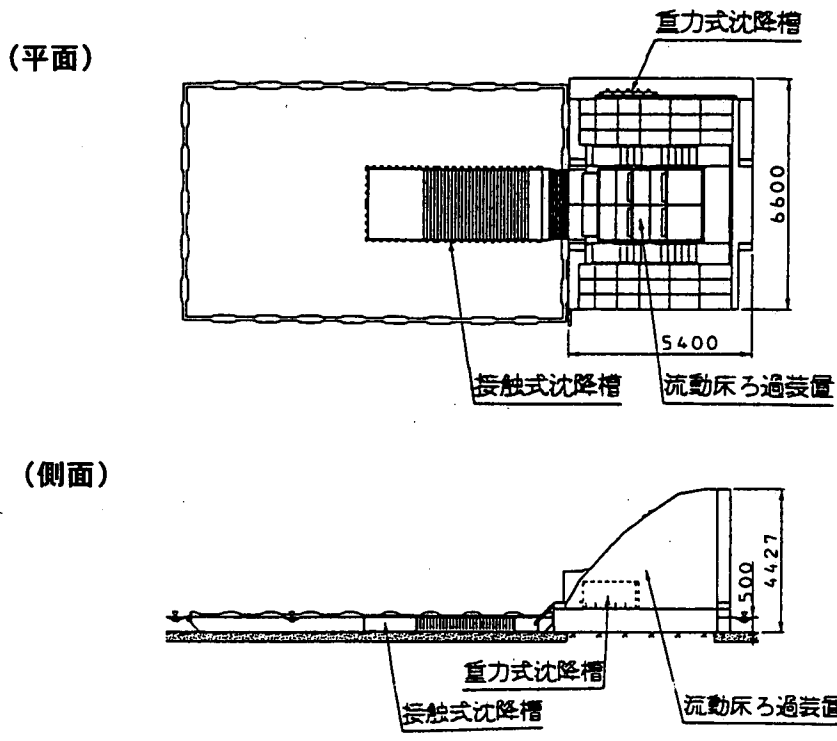


図2-2 実験施設のシステム概念

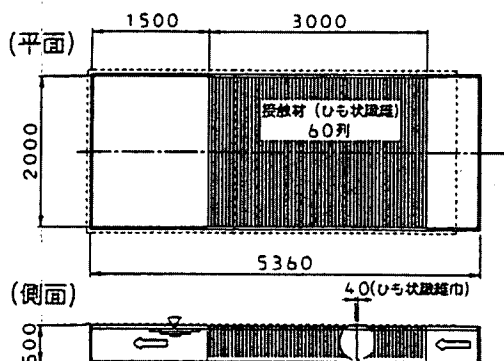


単位：mm

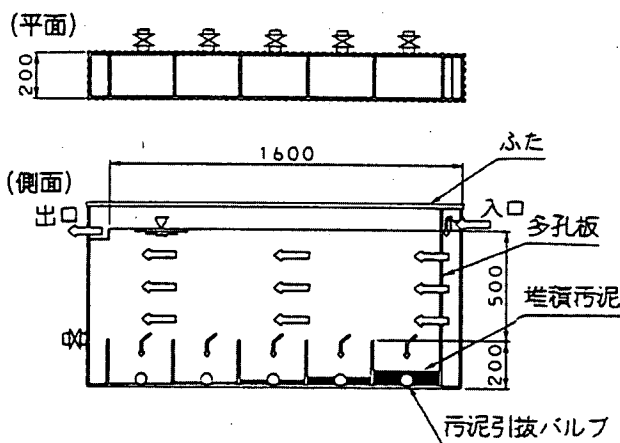
図2-3 実験施設の構造

沈降槽としては活性炭ろ過槽の3段目の槽の側面に、同槽から少水量(0.9l/分)を分岐してフロックの自重で沈降分離する重力式沈降槽を設けた。一方重力式沈降槽は流量(300m³/日)に対して広い面積(74m²)を必要とするため、水面積負荷(単位面積当たりの水量)がその約8倍のひも状繊維を接触材とした接触式沈降槽を3段目ろ過槽の下流側に設置した。1997年度はろ過槽だけの浄化実験を行ったが、1998年度は上記の2種類の沈降槽を設けて実験施設全体としての浄化実験を行った。図2-4に沈降槽の詳細構造を示す。

接触式沈降槽



重力式沈降槽



単位：mm

図 2-4 沈降槽の詳細構造

2.3 実験施設の諸元

実験施設の諸元を、表 2-1 に示す。

表 2-1 実験施設の諸元

項目	ろ過槽		沈降槽	
	活性炭系	クリストバライト系	接触式	重力式
方式	上向流式流動床 (膨張率1.24)	上向流式流動床 (膨張率1.24)	横流式	横流式
ろ材	粒状活性炭 1段槽 2.10m ³ 2段槽 1.45m ³ 3段槽 0.85m ³ 気孔率 58% 細孔容積 0.54 ml/g	粒状クリストバライト 各段同左 気孔率 47% 細孔容積 0.39 ml/g	ひも状繊維 (ナイロン、ポリ プロピレン) φ0.1mm	無し
通水量	150m ³ /日	150m ³ /日	298.7m ³ /日	1.3m ³ /日
滞留時間	52分 1段槽 25分 2段槽 17分 3段槽 10分	52分 各段同左	22分 (面積9m ²)	150分 (面積0.32m ²)
水面積負荷	—	—	33m ³ /日/m ² (右記の約 8 倍)	4m ³ /日/m ²
原水ポンプ	0.75kW 60Hz (3600rpm) 回転数制御：40Hz 商用電源+ソーラ電源	0.75kW 60Hz (3600rpm) 回転数制御：40Hz 商用電源 (実験用に設置)	—	—
洗浄ブロー	1.5kW (各槽に接続) 商用電源 (月1回程度の頻度で洗浄)		—	—
ソーラ電源	2.05kW (パネル36枚)		—	—

1998年6月半ばに接触式沈降槽を、7月上旬に重力式沈降槽を設置した。原水ポンプはろ過槽の各系列への流量配分の安定化のため、実験用として1997年10月にクリストバライト系列にも同一容量の原水ポンプ1台（商用電源）を追加設置した。活性炭系列の原水ポンプはソーラ電源で駆動され、電力の不足時は商用電源で賄った。またポンプの流量は回転数制御で調整できるようにした。

3. 実験方法

貯水量約1,000m³の実験池のほぼ中央に実験施設を設置し、1997年6月から1998年9月までの2年度にわたって実験施設の浄化性能と池の水質変化に関する実験を行った。実験池には葉山川の水を通水した。1997年度は、池への通水量は約1,700m³/日で、その滞留時間は水深設定の変化に応じ8～14時間であった。1997年度は、植物プランクトンの発生が少なくクロロフィルa (Chl-a) が7 μg/l以下であり、植物プランクトン（特に浮遊性）の浄化を目的とする浄化施設としては、除去性能のばらつきが大きく不安定であった。そのため、1998年度は、池の滞留時間が約20日となるように池への通水量を約50m³/日に絞って実験した。また、池の水深は当初0.3mとしたが、1997年度夏場に池全域にアオミドロが異常繁殖したため、同年9月に水深を0.5mに深くすると同時に、底泥の巻き上げによる遮光効果を狙って魚（鯉、鮒等27匹）を入れて実験した。

水質の測定項目および測定方法を表3-1に示す。水温とDOは、DO/O₂/TEMPメータ（セントラル科学製）で現地測定し、その他は公定法に準じて測定した。

表3-1 水質測定項目と測定方法

測定項目	測定方法
水温	DO/O ₂ /TEMPメータ（セントラル科学製）
DO（溶存酸素）	DO/O ₂ /TEMPメータ（セントラル科学製）
Chl-a（クロロフィルa）	上水試験方法IV-4-20
COD（化学的酸素要求量）	JIS K 0102.17
BOD（生物化学的酸素要求量）	JIS K 0102.21.32.3
T-N（全窒素）	JIS K 0102.45.2
T-P（全リン）	JIS K 0102.46.3
SS（浮遊物質）	環境庁告示第59号付表6

図3-1に実験施設の、図3-2に実験池の採水場所を示す。採水時刻は15時頃とした。

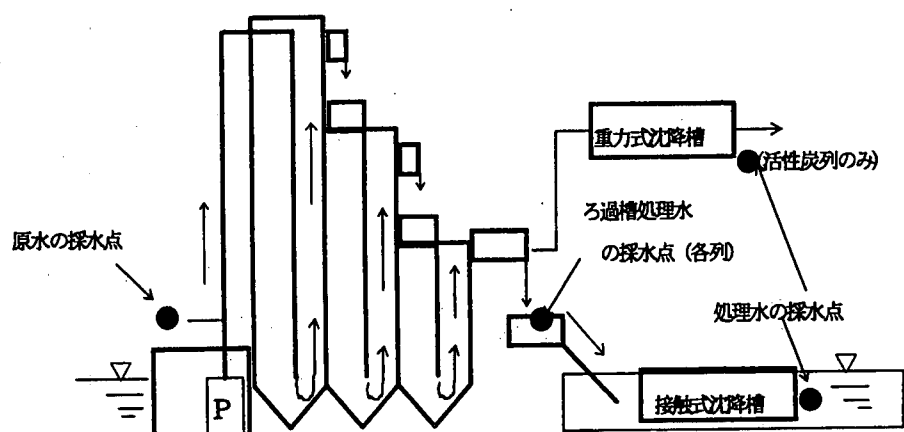


図3-1 実験施設の採水場所



図 3-2 実験池の採水場所

4. 実験結果

4.1 1997年度の結果

4.1.1 実験池の状況

1997年度は、実験池内の底部にアオミドロを始めとする付着性の藻類が繁殖し、そのため水中に浮遊性の藻類（植物プランクトン）の量が少なくなり、Chl-a濃度は $10\mu\text{g/l}$ 以下であった。夏期における池の水温は 30°C 前後、栄養塩濃度は全リン（T-P）が 0.1mg/l 以上、全窒素（T-N）が 1mg/l 前後であり、水温の面でも栄養塩濃度の面でもアオコを形成するプランクトンの増殖に適する条件だった。しかし、植物プランクトンがあまり増殖しなかったのは、当初水深を 30cm と浅く管理していたことと、底泥を巻き上げるような生物が生息していなかったこと等により、太陽光が十分に池底部まで達し底部付着性の藻類が優占したためと考えられる。そこでアオミドロ対策として池底面への太陽光の到達量を減らすことを目的に、8月28日に堰を調整してそれまでの池の水深 30cm を 50cm に変更した。また、食草効果と底泥巻き上げによる光遮断効果を狙って、池内に魚を放流した（9月5日：大和鯉7匹、錦鯉1匹、鮎3匹、9月11日：大和鯉1匹、鮎1匹、9月13日：大和鯉4匹）。9月上旬以降はアオミドロの発生は少なくなったが、池のChl-aは $5\mu\text{g/l}$ 程度と低い状態であった。

4.1.2 実験施設の性能

表4-1に実験施設ろ過槽の各水質項目に対する平均除去性能を示す。活性炭系およびクリストバライト系の平均除去率は、Chl-aが約30%、T-Nが約5%、T-Pが約15%で、原水のChl-a濃度が低過ぎてろ過槽の浄化能力が十分に発揮しなかった。

表 4-1 各水質項目に対するろ過槽の平均除去性能

項 目		Chl-a [$\mu\text{g/l}$]	COD [mg/l]	BOD [mg/l]	T-N [mg/l]	T-P [mg/l]	SS [mg/l]
平均 濃度	原水	5.1	4.4	2.0	1.26	0.127	11.1
	活性炭系処理水	3.6	2.5	0.9	1.22	0.102	8.1
	クリストバライト系処理水	3.7	3.4	1.1	1.19	0.110	9.8
平均 除去率	活性炭系処理水	30%	44%	56%	3%	20%	26%
	クリストバライト系処理水	28%	23%	45%	6%	13%	12%

4.2 1998年度の結果

4.2.1 実験池の状況

本年度は、7月に入るとアオミドロのような底部に付着性の藻類に変わって浮遊性の藻類（植物プランクトン）が優占した。7月1日の実験池出口部の調査では緑藻類の*Eudorina elegans*と*Plectorina californica*とが優占的であった。その後池全面にアオコが発生し、7月9日の実験施設原水ポンプ取水部での調査においては藍藻類の*Anabeaena*

Spiroidesが優占していた。図4-1に夏期の実験施設原水ポンプ取水口で測定した池水の水温と溶存酸素濃度(DO)の推移を示す。水温が25℃から35℃の間で推移し、アオコが発生しやすい水温であったことがわかる。DOについては、約4 mg/lから10mg/lの間で変化し、飽和DO値よりも低い値が多かった。なお、池水質の詳細は後述するが、7月前半より池内のChl-a濃度は低下し始め、約1ヶ月後にアオコは消滅した。

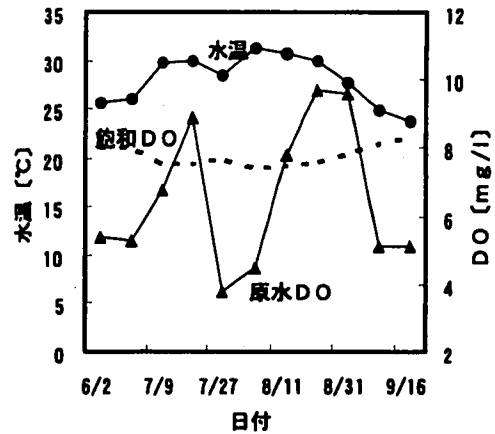


図4-1 1998年度夏期の池水の水温、DOの経日変化

4.2.2 実験施設の浄化性能

(1) 水質濃度と除去率の経日変化

図4-2に原水とろ過槽の系別処理水の各測定項目の経日変化を示す。

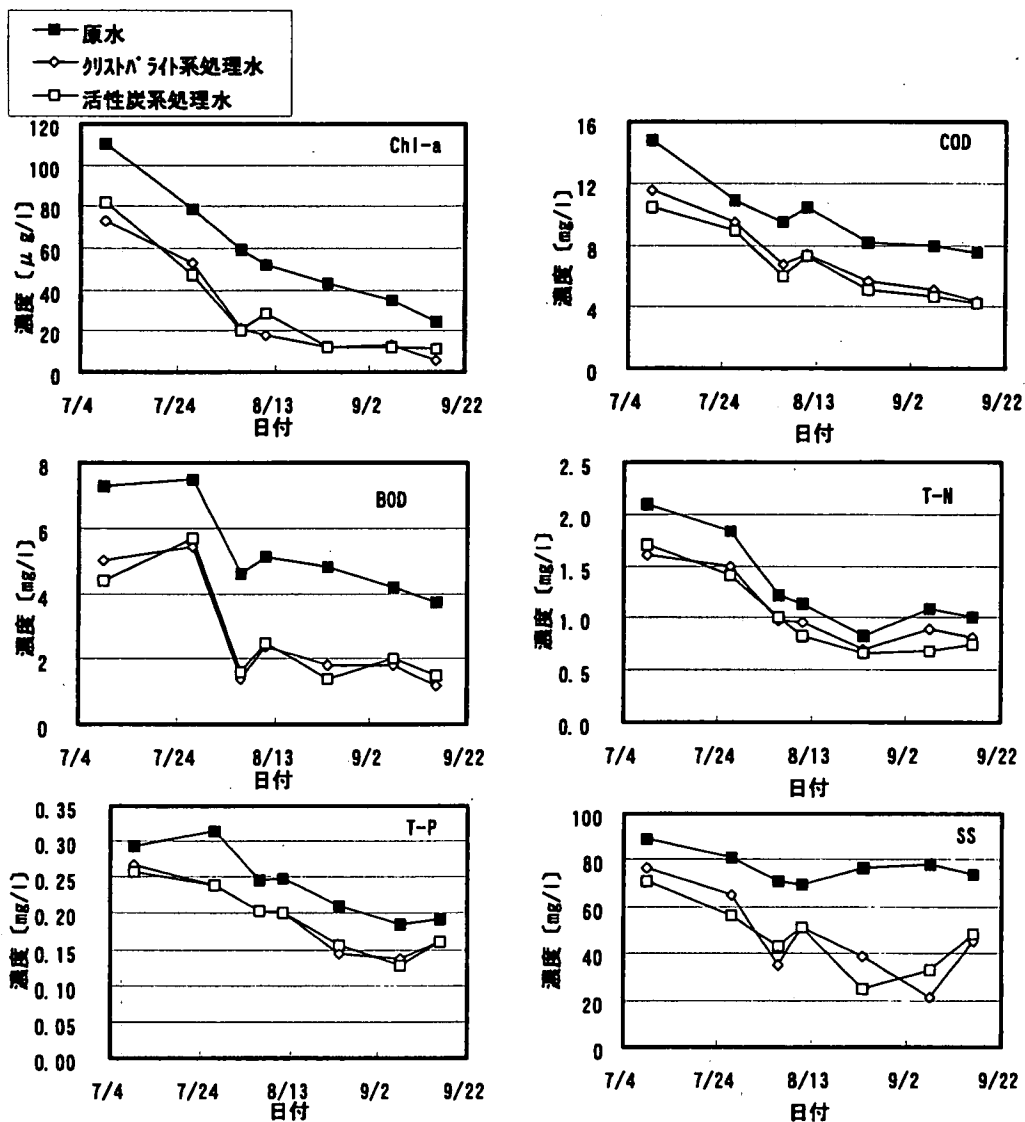


図4-2 原水とろ過槽処理水の水質濃度の経日変化

SSを除く各水質項目については、原水濃度は日とともに低下し、活性炭およびクリストバライトの両系列の処理水濃度も原水と類似した傾向で低下した。また、原水と処理水の濃度差は調査期間中はほぼ一定であった。Chl-aは原水濃度が約110 μ g/lから約20 μ g/lまで低下し、原水濃度が40 μ g/l以上では原水と処理水の濃度差は常に30から40 μ g/l程度であった。CODは原水濃度が約15mg/lから8mg/lまで低下し、原水と処理水の濃度差は2から4mg/lであった。BODは原水濃度が約7mg/lから4mg/lに低下し、原水と処理水の濃度差は3mg/l程度であった。T-NとT-Pは原水濃度の低下に伴って処理水濃度が低下し、両者の差はそれぞれ0.5mg/lと0.05mg/l程度であった。SSについては、原水濃度は7月から8月中旬にかけて低下していったが、それ以降は約80mg/lのままで推移した。一方、処理水濃度は8月以降も日とともに低下した。

図4-3に3過槽における各水質項目の除去率の経日変化を示す。

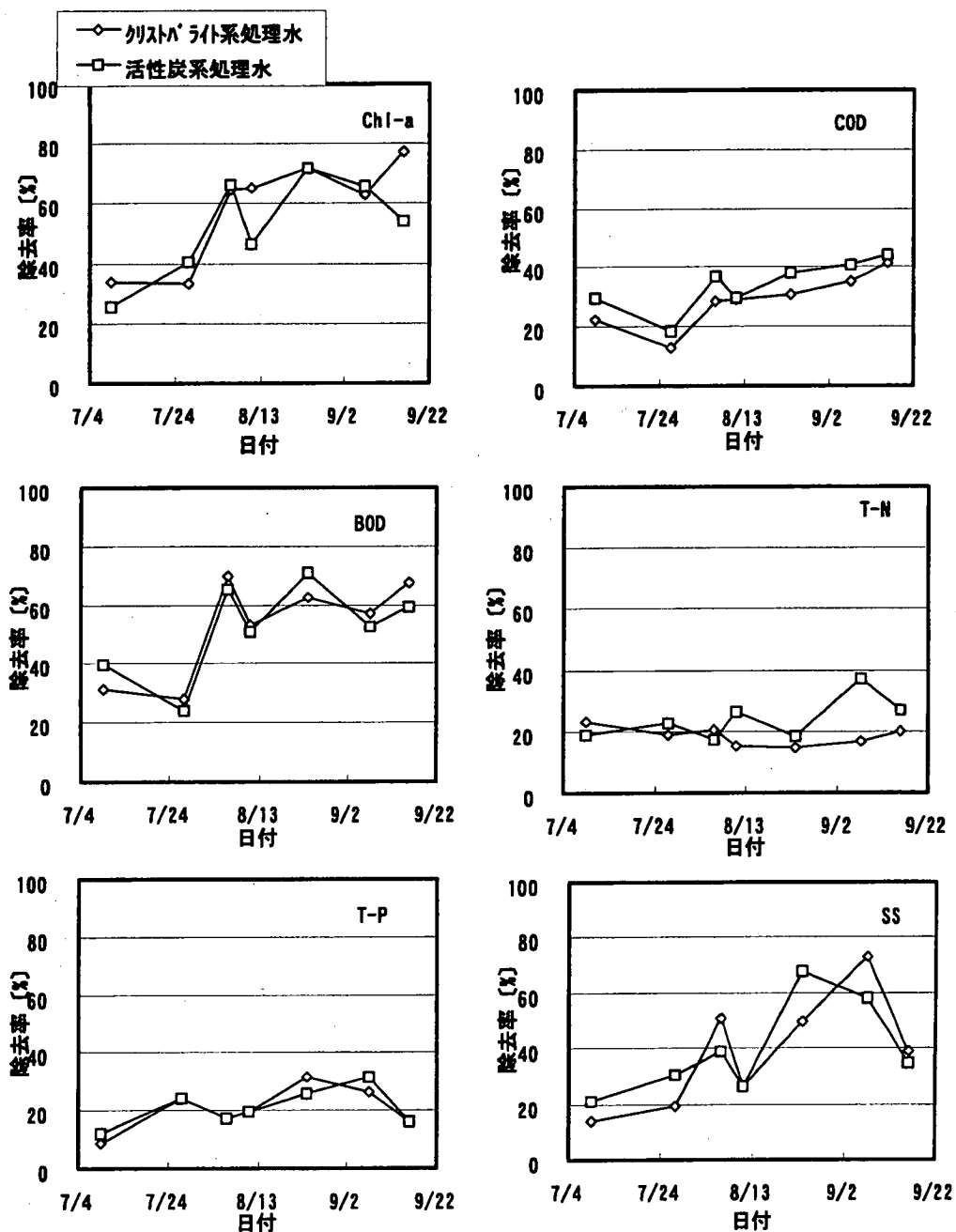


図4-3 ろ過槽処理水の除去率の経日変化

SS以外の水質項目については、原水の水質濃度が日とともに低下し、また、原水と処理水の濃度の差があまり変化しなかったことから、除去率が経日的に向上していく傾向が見られた。活性炭とクリストバライトの処理性能の差は特には見られなかった。沈降槽を含む実験施設全体の処理水の水質の経日変化を図4-4に示す。

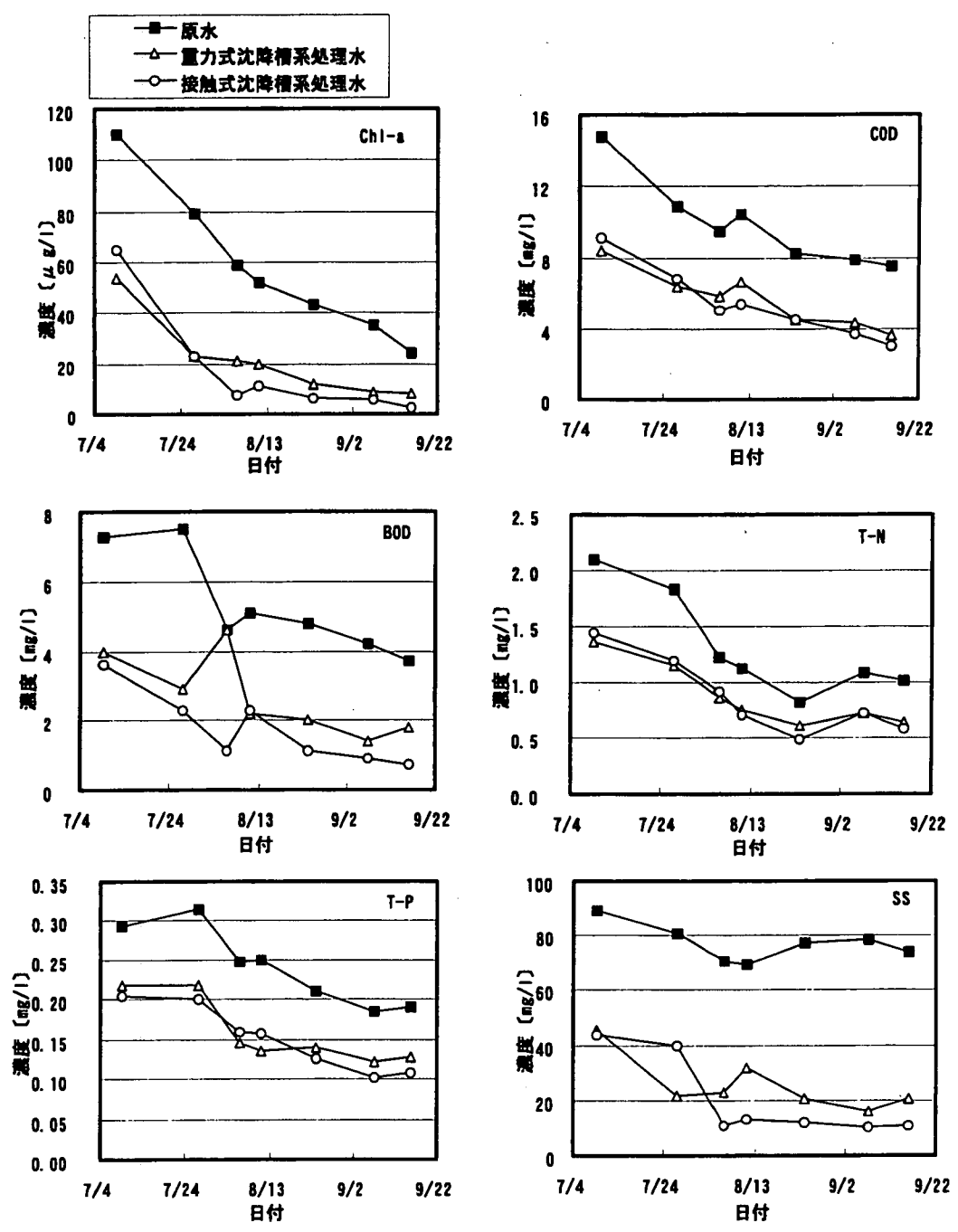


図4-4 原水と実験施設全体の処理水の水質濃度の経日変化

各水質項目において、ろ過槽処理水と同様に原水濃度の低下に伴い実験施設全体の処理水濃度は経日的に低下した。また、原水と処理水の濃度差も経日的にはほぼ一定であり、その濃度差はろ過槽処理水の場合より15~35%程度大きかった。この期間に優占していた植物プランクトンはアナベナであり、池表面にアオコを形成していたように沈降しにくい種類である。それにもかかわらず重力式の沈降槽でもChl-aをはじめとする各水質項目

の濃度がろ過槽処理水よりも低下しているのは、ろ過槽で汚濁物が凝集されて沈降性が向上したためであろうと考えられる。

実験施設全体の各水質項目の除去率の経日変化を図4-5に示す。

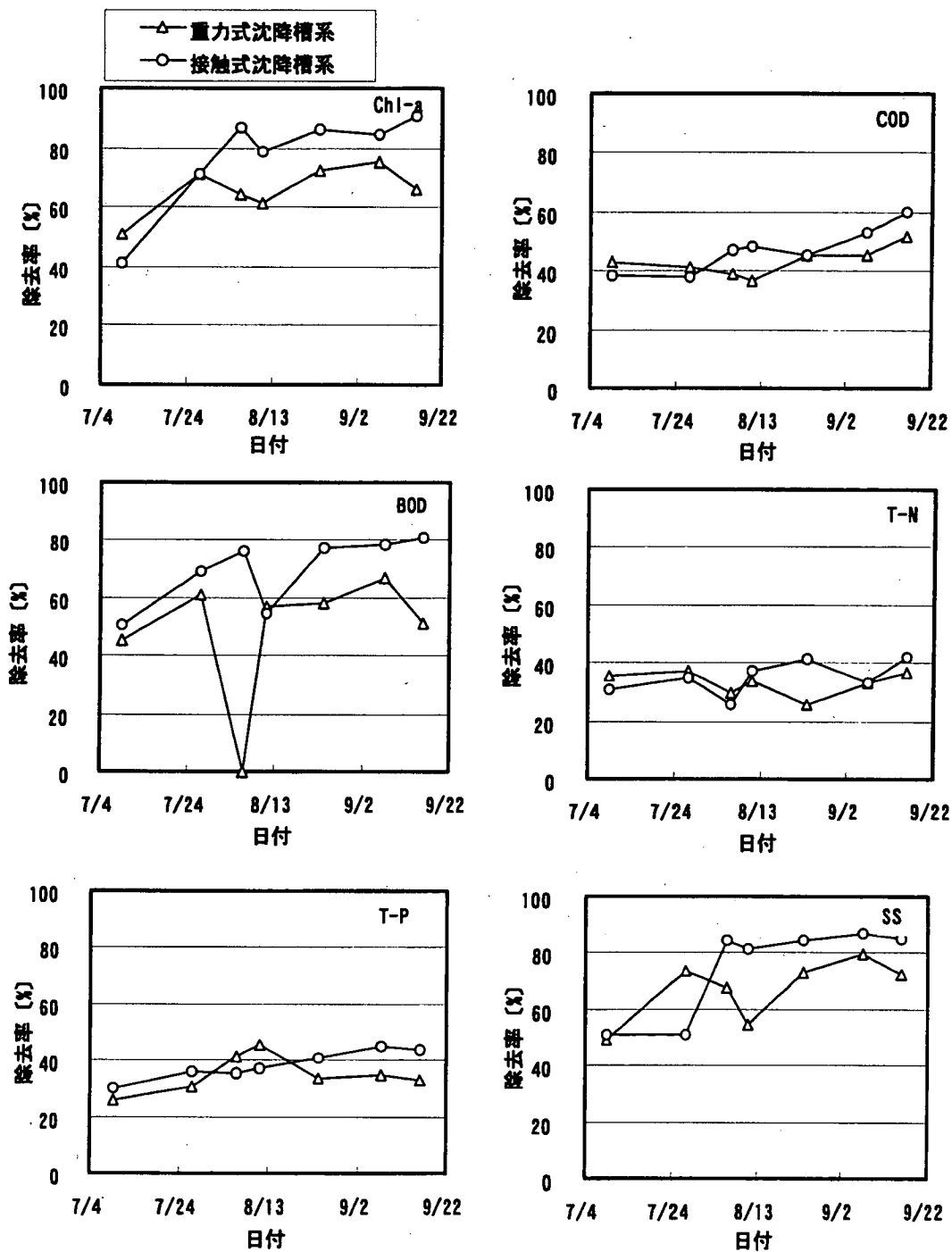


図4-5 実験施設全体の処理水の除去率の経日変化

重力式沈降槽と接触式沈降槽では、接触式の方が全体的に除去性能が高く、Chl-a、BODやSSでは10%以上の除去率の差が見られた。

表4-2に7月から9月までのろ過槽および実験施設全体の浄化性能を示す。なお、沈降槽系はろ過槽を含めた施設全体の浄化性能を表し、重力式沈降槽系は活性炭ろ過槽3段目からの少流量(9l/分)を分岐した性能を表す。

表4-2 1998年7月から9月までのろ過槽および実験施設全体の平均除去性能

項目		Chl-a [$\mu\text{g/l}$]	COD [mg/l]	BOD [mg/l]	T-N [mg/l]	T-P [mg/l]	SS [mg/l]
平均濃度	原水	57.4 (42.6)	9.88	5.31	1.31	0.241	77.1
	活性炭系処理水	30.3 (16.6)	6.65	2.73	1.01	0.189	46.7
	クリストバライト系処理水	27.9 (13.9)	7.20	2.71	1.06	0.193	47.6
	重力式沈降槽系処理水	21.0 (14.0)	5.66	2.70	0.870	0.160	25.5
	接触式沈降槽系処理水	17.2 (6.44)	5.36	1.71	0.864	0.151	20.1
平均除去率	活性炭系処理水	53% (61%)	34%	52%	24%	22%	40%
	クリストバライト系処理水	58% (68%)	29%	53%	18%	21%	39%
	重力式沈降槽系処理水	66% (68%)	44%	57%	33%	35%	67%
	接触式沈降槽系処理水	77% (86%)	51%	70%	35%	38%	75%

Chl-aの欄の()は8月からのデータの平均を示す。

(2) 浄化性能の経時変化

前述した浄化性能の経日変化のデータは、いずれも15時頃に採水して測定したものである。昼夜運転時の一日の中での性能変化を見るために、8月6日から7日にかけて24時間の経時変化を調べた。その際の原水の水温、DO変化を図4-6に示す。水温は6日の午後から下がり始めて、明け方6時頃に最低の約27℃となった。DOも6日の午後の最高値約9 mg/lから低下しはじめ、明け方4時頃に最低の約3 mg/lとなった。

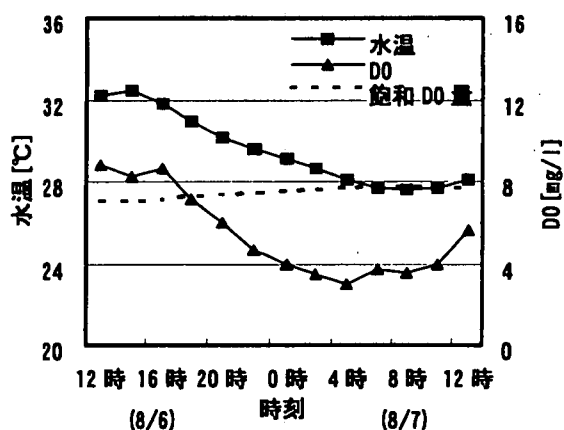


図4-6 原水の水温、DOの経時変化

原水、ろ過槽出口、沈降槽出口のChl-aの濃度変化を図4-7に、またろ過槽および沈降槽出口での除去率の変化を図4-8に示す。なお、沈降槽出口での測定は接触式沈降槽のみ行った。

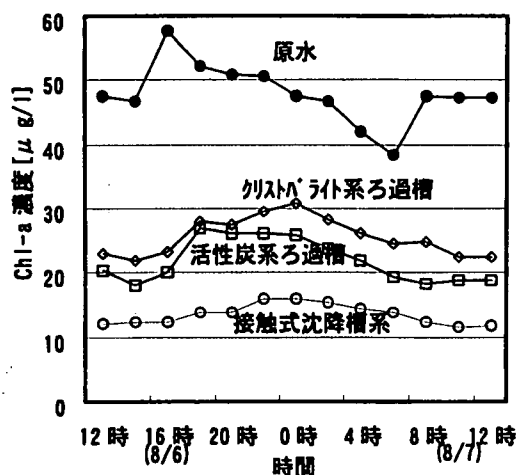


図4-7 原水と処理水のChl-aの経時変化

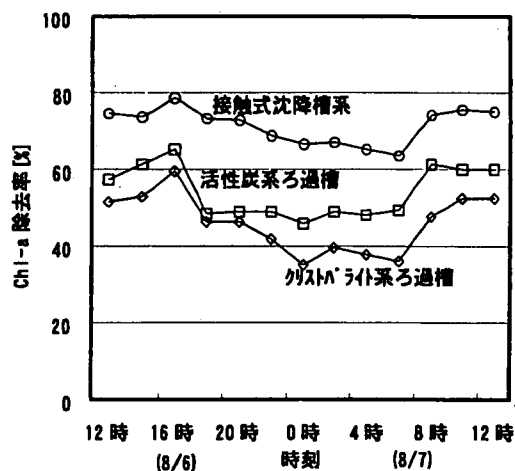


図4-8 Chl-aの除去率の経時変化

原水濃度は夕方4時頃から明け方にかけて低下傾向を示した。ろ過槽処理水濃度は夜半にかけて上昇しその後ゆっくりと低下する傾向を示した。実験施設全体の処理水濃度は夜半にかけてわずかに上昇する程度で $15\mu\text{g/l}$ 付近で殆ど一定であった。除去率は、ろ過槽の除去率、実験施設全体の除去率とも夜間に低下した。

4.2.3 実験池の水質

実験池の水質変化については、池入口、池の中央（実験施設の原水の採水地点）、池出口の3ヶ所で採水し分析を行った（図3-2参照）。図4-9に1998年7月から9月までの期間のChl-a、T-N、T-Pの経日変化を示す。

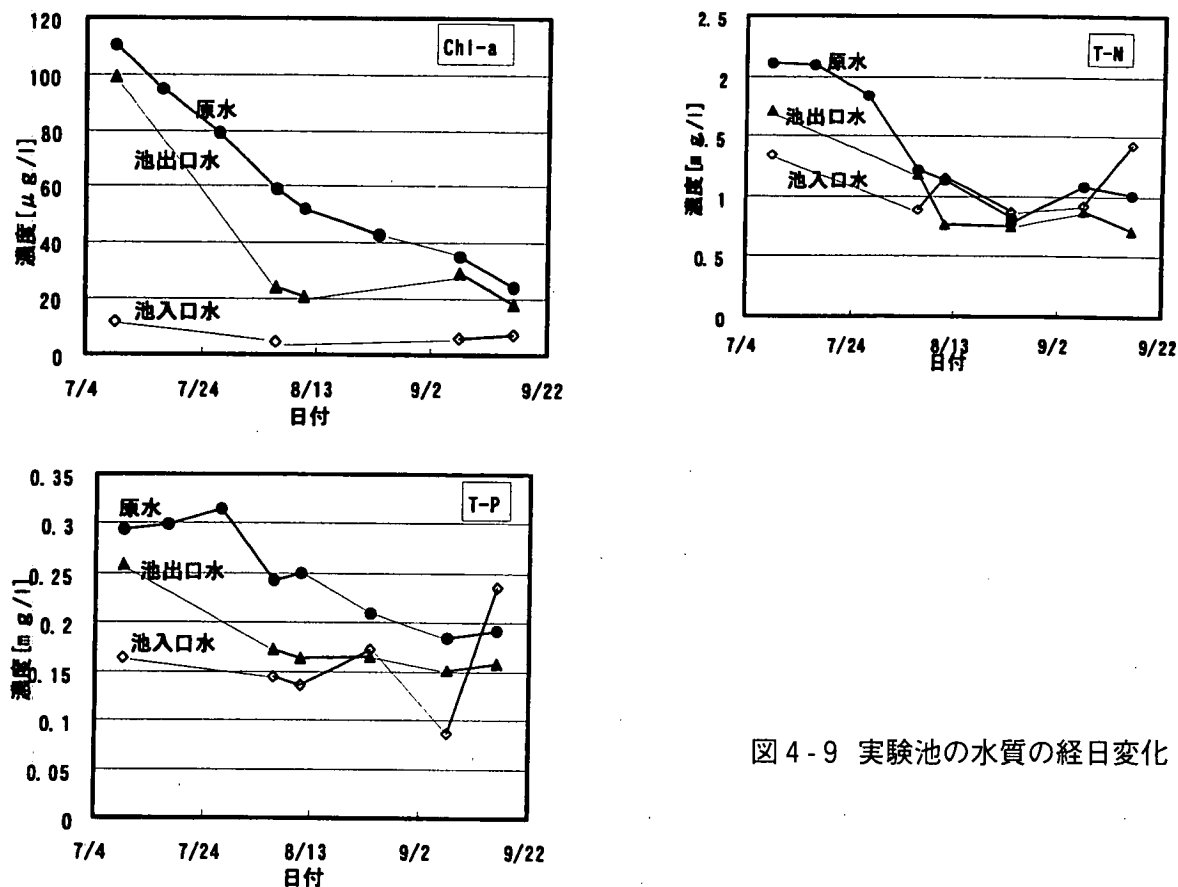


図4-9 実験池の水質の経日変化

図4-9より、7月から9月の期間に、Chl-aは池の中央部（原水）で $110\mu\text{g/l}$ から $20\mu\text{g/l}$ に連続的に低下し、池出口も同様の傾向を示したが、池入口では $5\mu\text{g/l}$ 程度でほぼ横這いであった。T-Nの原水濃度は 2mg/l から 1mg/l までの約50%に、T-Pの原水濃度は 0.3mg/l から 0.2mg/l までの約60%に連続的に低下した。

本実験池では、池水のT-NやT-Pの原水濃度が池流入水の濃度（池入口での濃度）より高い値を示した。この原因としては、本実験池の水深が浅いため夜間の気温の低下にともなう池水の鉛直循環や魚による底泥巻き上げが大きく影響したり、また、本実験池では調査期間にChl-aの濃度が非常に高くなっていたことから、植物プランクトンの増殖にともなう栄養塩摂取により栄養塩が池水中に集積するような機構が生じたのではないかと考えられる。

5. 考察

実験池内に十分な量の植物プランクトンが発生した1998年度の結果について考察を行う。

5.1 実験施設の浄化性能

5.1.1 ろ過槽の性能制限因子

図5-1に各水質項目の原水濃度に対するろ過槽の除去率を示す。

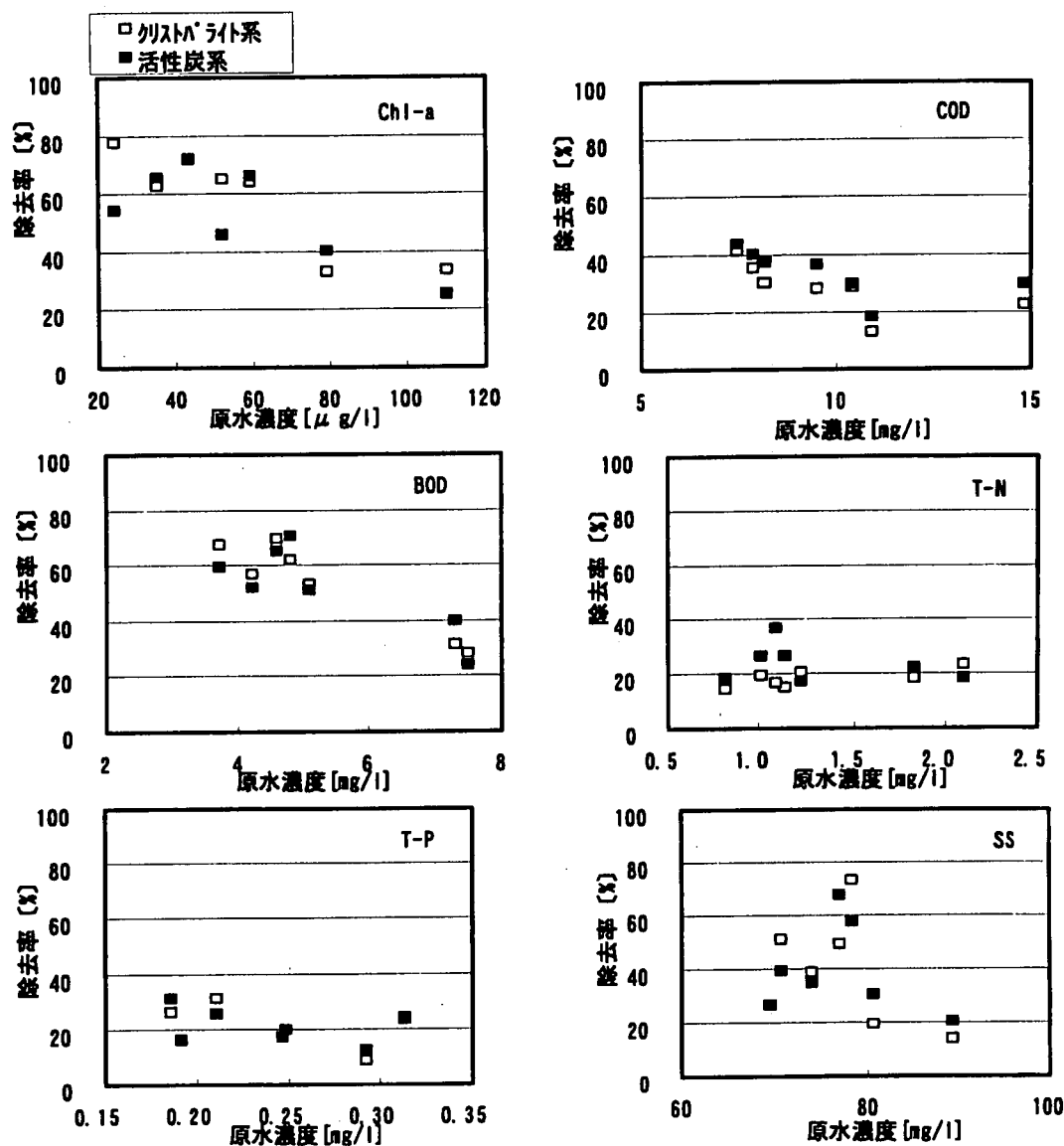


図5-1 各水質項目の原水濃度に対するろ過槽の除去率

Chl-aの除去率は、ろ材の種類によらずChl-a濃度の上昇に伴い減少した。また、他の水質項目についてもChl-aほど顕著ではないが同様の傾向が見られた。

これは図4-2で示したChl-a等で原水と処理水の差が原水濃度にかかわらずほぼ一定であったことに対応している。文献3)では本施設と同方式の浄化施設のChl-aの除去量が、消費DOに依存することが示されている。即ち、原水のDOがほぼ一定であるため、Chl-aの除去量も一定値に近くなり、そのために原水のChl-a濃度が高くなると除去率が下がると考えられる。また、Chl-a以外の水質項目についても、ろ過槽では主に植物プランクトンを除去していることから、各水質項目の植物プランクトン由来の部分が原水と処理水との差異となって現れるため、どれも同様な傾向を示すと考えられる。

図4-6で示したように、原水のDO値は一日のうちで変化するため、Chl-aの除去量が原水DO濃度で規制されるとすれば、一日の中でのChl-a除去率の変化が原水DO濃度変化と相関を示すはずである。

図5-2に昼夜運転時の原水のDOに対するろ過槽のChl-aの除去率の変化を示す。

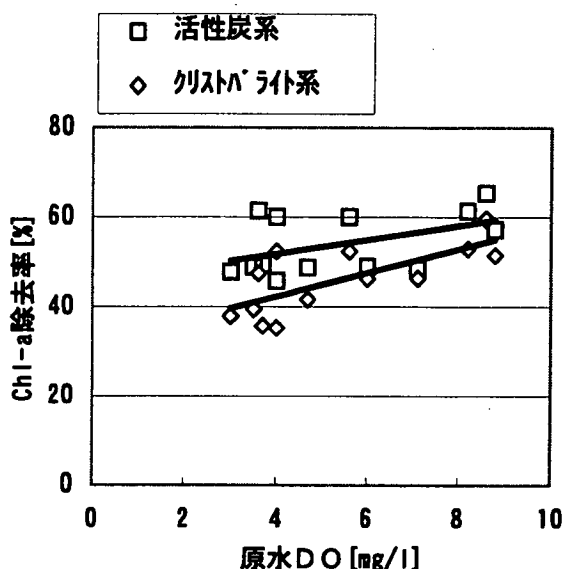


図5-2 昼夜運転時の原水DO濃度とChl-a除去率の関係

図5-2においても原水のDOの低下に伴って除去率が低下する傾向が見られた。また、原水のDOが高い時には活性炭とクリストバライトのろ材の差は小さいが、原水のDOが下がるにつれて両者の差が大きくなり、原水DOが3 mg/lの最低時にはクリストバライトの除去率は、活性炭の除去率より約10%低かった。活性炭とクリストバライトの2種類のろ材に関して、ろ過槽除去性能の経日変化では、両者の差異は顕著でなかったが、原水のDOの変化に対する性能の安定性という点では両者の間に差が見られた。この理由は定かではないが、ろ材の気孔率が58%と47%（細孔容積では0.54ml/gと0.39ml/g）で活性炭の方が高いことおよび原水のDOの最低値の時間帯が数時間程度であることに起因した現象なのかもしれない。すなわち気孔率が高いろ材はそれだけ多くのDOが内在し、それが外的DOの変化に対し緩衝作用を起こしているものと推定される。さらにろ材に付着した微生物膜厚さの影響等も考えられるが、メカニズムの詳細については今後調査する必要がある。DOの変化に対する性能の安定性の点からは活性炭の方がろ材として優れていると言える。

5.1.2 沈降槽の性能

沈降槽を含めた実験施設全体の浄化性能については、図4-4で示したように、ろ過槽だけの性能と比べて原水と処理水の濃度差は大きいですが、原水濃度と処理水濃度の差がほぼ一定という傾向はろ過槽だけの性能と同様であった。

重力式と接触式の2種類の沈降槽の浄化性能を比較すると、COD、T-NおよびT-Pでは両者の差は明確ではないが、Chl-a、BODおよびSSでは接触式沈降槽の方が良好な性能を示した。例えば、接触式沈降槽系のChl-aの除去率は、原水のChl-a濃度が60 μg/l程度以下では80%以上の高い除去率となるが、重力式沈降槽系の方は、80%以下にとどまった。重力式は汚濁物の沈降除去のみが唯一の固液分離手段であるのに対して、接触式は汚濁物がひも状繊維に接触して付着するという、物理的捕捉効果も兼ね備えていることが両者の性能の差の原因になっていると思われる。

5.2 実験施設の浄化効果について

実験池のChl-a濃度やT-P、T-N濃度は、実験施設の本格的な連続運転開始後、急激に低下した。

原水のChl-a濃度と水温の関係を図5-3に示す。7月9日から8月24日まで水温が30℃前後であり変化は見られないが、Chl-a濃度は110 μ g/lから40 μ g/l程度まで低下し続けた。

実験施設の浄化効果を検証する目的で、実験池の水質変化をシミュレーションで解析した。シミュレーションは、栄養塩が植物プランクトンを経て動物プランクトンに至る食物連鎖を文献4)に基づいて定式化したものである。解析の主な条件としては、浄化施設の性能として、Chl-a除去率77%、T-P除去率38%、T-N除去率35%を設定した。また、流入条件として池への流入水量を50m³/日、流入水質のChl-a濃度は0 μ g/l、T-Pは0.293mg/l、T-Nは2.1mg/lとし、T-Pのうち溶存分(D-T-P)については0.088mg/l、同じくT-Nのうちの溶存分(D-T-N)は1.03mg/lであるとした。図5-4にシミュレーションの結果を示す。

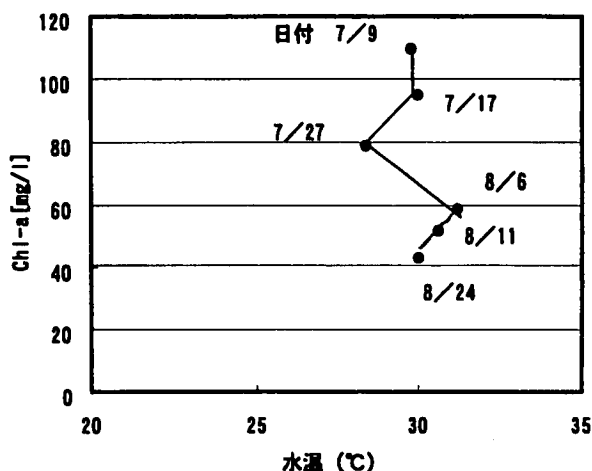


図5-3 原水水温とChl-a濃度の推移

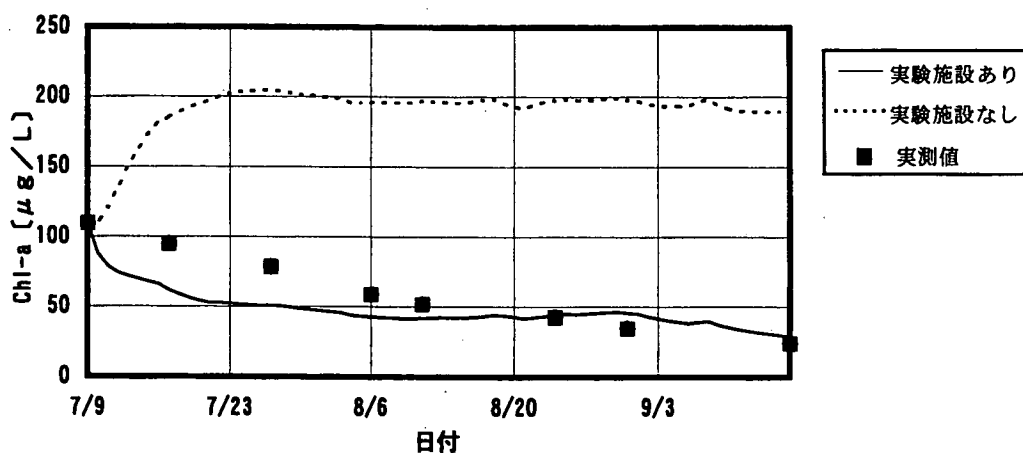


図5-4 実験施設有無の水質のシミュレーション

実験施設の有無でChl-a濃度に大きな差が生じることと実験施設がある場合のシミュレーション結果が実測値と良い一致を示していることがわかる。

また、池内への流出入量を50m³/日とし、池の中央部の実験施設で300m³/日の量で循環している状態（無風）の水流解析を行うと、図5-5に示されるように原水は実験施設周辺を広く循環している。このような流れの分布により実験施設の浄化効果が池全体に波及したと思われる。

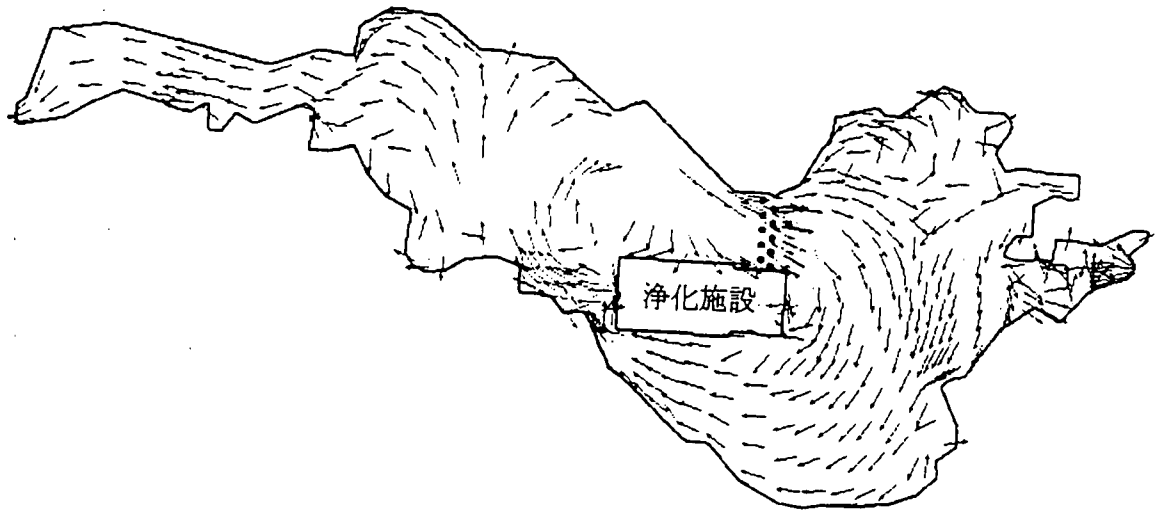


図5-5 実験池内部の水流分布の解析結果

次に、上記水質シミュレーション手法で、閉鎖水域の滞留日数をパラメータに、浄化施設の規模を閉鎖水域の貯水量を施設の1日当たりの処理量で割った循環日数で表し、閉鎖水域に導入した場合に導入前の年間平均Chl-a濃度に対してどの程度まで浄化できるかの予測シミュレーションを行った。滞留時間は長いもの、中程度のもの、短いものの3種類ということで200日、50日、10日の3ケースとした。このシミュレーションによる浄化装置導入効果の予測結果を図5-6に示す。浄化施設導入後の年間平均Chl-a濃度を導入前の年間平均Chl-a濃度で割った無次元数を縦軸に示し、浄化施設の処理量で閉鎖水域の水量を1循環するに要する循環日数を横軸に示している。

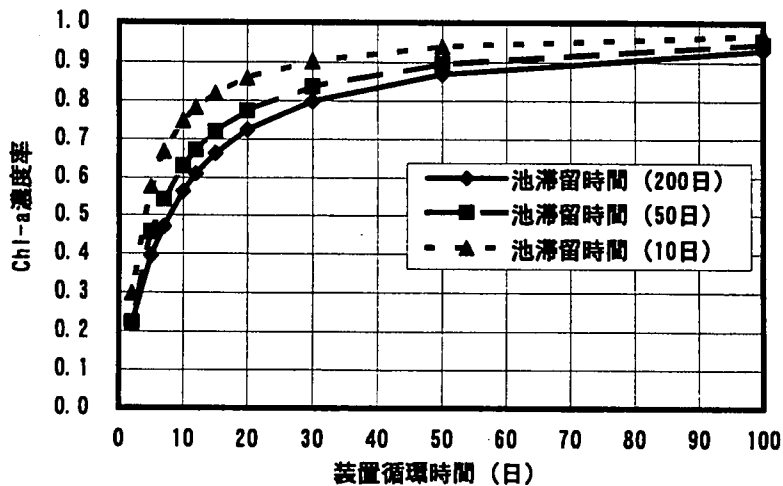


図5-6 浄化施設導入規模による浄化効果予測

シミュレーションからは、池の滞留時間が長くなる程、浄化効果が大きくなってChl-aの濃度が低下することがわかる。実験池では、Chl-a濃度が最大 $100\mu\text{g/l}$ 程度まで上昇し、 $60\mu\text{g/l}$ 程度に低下するまでアオコが観察された。シミュレーションでは、池滞留時間が50日以上であれば、装置循環日数を10日に設定することで、Chl-a濃度が60%程度まで低下できるので、実験池相当の汚濁であればアオコが解消することが期待される。

5.3 太陽エネルギー利用運転特性について

本実験施設は、動力源として太陽エネルギーと商用電源を併用している。年間運転での太陽エネルギー利用による省エネルギー効果は以下のように算出できる。

大阪の年間平均日射量は $4.09\text{kWh}/\text{m}^2\cdot\text{日}$ でなので、ソーラ発電による1日当たりの発電電力は次の通りとなる。

$$\begin{aligned} & (\text{太陽電池面積}) \times (\text{発電効率}) \times (\text{日射量}) \times (\text{直流から交流への変換効率}) \\ & = 15.8\text{m}^2 \times 0.13 \times 4.09\text{kWh}/\text{m}^2\cdot\text{日} \times 0.65 \\ & = 5.46\text{kWh} \end{aligned}$$

従って年間では、 $5.46\text{kWh}/\text{日} \times 365\text{日} = 1993\text{kWh}/\text{年}$ となる。 (1)

一方、実験施設の必要消費電力は、

$$(\text{ポンプ動力}) \times (\text{運転時間}) = 0.75\text{kW} \times 1\text{台} \times 24\text{h} \times 365\text{日}/\text{年} = 6570\text{kWh}/\text{年} \quad (2)$$

である。

従って省エネ効果は、 $(1)/(2) = 1993/6570 = 0.303$ 、すなわち30.3%の省エネとなる。

なお、夏場に限れば、日照量も $4.57\text{kWh}/\text{m}^2\text{日}$ と高くなるため、その時の省エネ効果は33.9%となる。

6. まとめ

貯水量約 $1,000\text{m}^3$ の実験池に原水ポンプの動力源に商用電源とソーラ電源を併用した処理量 $300\text{m}^3/\text{日}$ のろ過装置を、設置して浄化特性を把握し、湖沼、池等の閉鎖系水域への適用性を検討した。装置は目詰まりをなくすためにろ材を流動化させる流動床方式とした。ろ材としては粒径約 0.5mm の活性炭とクリストバライトを比較した。また、ろ過槽の後の沈降槽には重力式とひも状繊維を用いた接触式を選定して試験を行った。試験の結果、以下の知見を得た。

- (1) 活性炭とクリストバライトのろ材比較では、処理水質の経日変化では両者の差は小さかったが、活性炭の方が原水のDO変化に対して安定した除去性能を示した。24時間の経時変化の測定では、夜明け近くに原水DOが $3\text{mg}/\text{l}$ まで低下した時に、活性炭ろ材とクリストバライトろ材の両系列でのCh1-a除去率の差が10%に達した。
- (2) ひも状繊維を用いた接触式沈降槽と比重により汚泥を沈降分離する重力式沈降槽の比較では、接触式の方が少ない面積で良好な除去性能が得られた。
- (3) ろ過槽のろ材に活性炭、沈降槽に接触式を用いた系列での1998年度7月初旬から9月下旬までの試験期間の各水質項目の平均除去率は、Ch1-aが77%、CODが51%、BODが70%、T-Nが35%、T-Pが38%、SSが75%であった。
- (4) 太陽エネルギーの利用により、年平均約30% (夏場は34%) の省エネとなることが分かった。
- (5) 実験池は1998年度の7月上旬にCh1-a濃度が約 $100\mu\text{g}/\text{l}$ まで増加しアオコも発生したが、その後Ch1-aは $20\mu\text{g}/\text{l}$ まで下がり、また、アオコも約1ヶ月で消滅した。データ分析と解析的評価から実験施設の効果であると推測された。また上記解析手法を用いて実用機の適用規模と浄化効果を検討した結果、アオコ発生湖沼に適用する装置の処理量規模は、池滞留時間が50日以上であれば循環日数で10日程度との見通しを得た。

7. 引用文献

- 1) 滋賀県、1997年3月、琵琶湖総合保全整備の在り方、資料-19.
- 2) 山敷庸亮・熊谷道夫他 (1997) 気象変動に対する南湖水質形成特性に関する研究、琵琶湖研究所報、15、20-23.

- 3) 田中哲也・都築浩一・西嶋規世他（1998）好気性流動床生物濾過法による湖水中の藻類除去特性、水環境学会誌、21、217-223.
- 4) 松岡譲（1984）霞ヶ浦の富栄養化モデル、国立環境研究所報告第54号.

6. カーボンファイバー方式浄化実験

財団法人 琵琶湖・淀川水質保全機構
※財団法人 琵琶湖・淀川水質保全機構
帝人エコ・サイエンス株式会社

○出倉 正人
磯部留美子
坪田 智子

要 旨

カーボンファイバー(以下、CFと呼ぶ)の小河川等の浄化への適用について知見を得るために、水路型実験施設でCFの水質浄化能の検証を行った。1997年度は、CFの有無による水質浄化効果と水生植物の浄化効果の検証実験を行った。1997年度の実験では、T-Nの除去効果が認められ、対照水路の除去率が10.2%に対しCF水路は19.9%であった。1998年度は、遮光や滞留時間を短縮することで藻類を抑制し、またCFの充填量を増加し、不織布状CFとひも状CFの2種について水質浄化実験を行った。夏の連続調査でBODの除去率は不織布状CF水路が32.4%、ひも状CF水路が25.2%と、対照水路の19.4%に比べCFの有効性が確認された。CFの付着物や堆積物の調査から、有機物の生物分解により不織布状CF水路で除去されたSSの約27%、ひも状CF水路では約43%が減量していた。CFを用いた直接浄化を行う場合に、遮光、無機性のSS除去、滞留時間を考慮する必要性のあることが分かった。

1. はじめに

CFは、繊維が細いため接触面積が大きく且つ生物親和性に優れているといわれている。1)~4) またCFは耐久性に優れるため、水質浄化用の接触材として長期使用が可能である。環境水に相当する低濃度水によるCFの浄化能を確認するため本実験では葉山川の河川水を用いて実験を行った。1997年度はCFの水質浄化能について、1998年度はCFの形状による浄化能の違いについて検討した。その結果、一定の知見が得られたのでここに報告する。

2. 実験施設の諸元

2.1 施設概要図

実験水路の概要図を図2-1に示す。

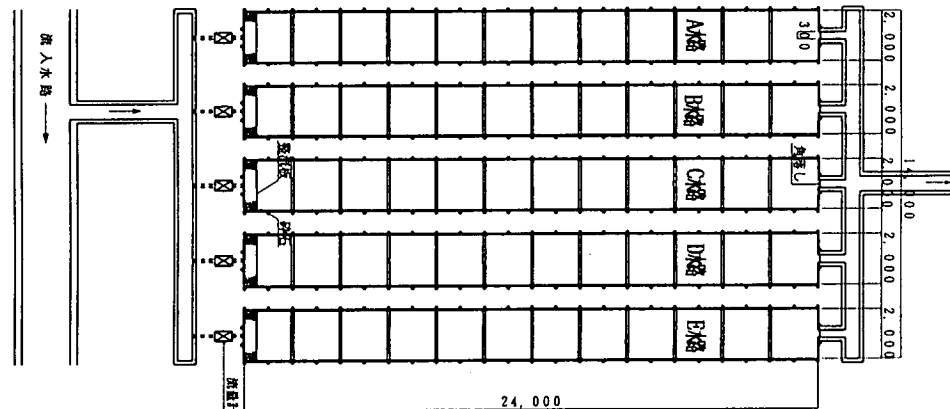


図2-1 水路概要図

※現 株式会社 新技研コンサルタント

2.2 施設運転条件

施設運転条件を表2-1に示す。

表2-1 施設運転条件

項 目	1997年度				1998年度		
	A水路	B水路	C水路	E水路	B-1水路	B-2水路	B-3水路
実 験 目 的	水質浄化実験		魚礁実験		水質浄化実験		
水路幅×長さ(m)	2.0×24		2.0×24		0.66×15		
水 深 (m)	0.4	0.4	0.8	0.8	0.3	0.3	0.3
流 量 (m ³ /h)	5	5	5	5	3	3	3
滞 留 時 間 (h)	4	4	8	8	1	1	1
接 触 材 の 形 状	延縄	充填せず	ストランド	立体ロープ	不織布状	ひも状	無
接触材の重量 (g)	1,870	0	—	—	4,330	2,460	0
接触材の密度 (g/m ³)	100	0	—	—	1,460	830	0
設置筏数 (基)	6	6	6	6	—	—	—
植 生	有	有	無	有	無	無	無
遮 光	無	無	無	無	有	有	有
放 流 し た 魚	無	無	フナ100匹	フナ100匹	無	無	無

注-1) C Fの重量は1水路あたりで表示

注-2) 不織布状のCFは化学繊維を50%含有する

2.3 1997年度の実験

C Fを水面から吊すためにフレーム構造の筏を作成し、図2-2のように設置した。A、C、E水路については、図2-3に示す形状のC Fを筏の下部に吊り下げた。B水路はC Fを吊り下げないで対照とした (D水路は未使用)。

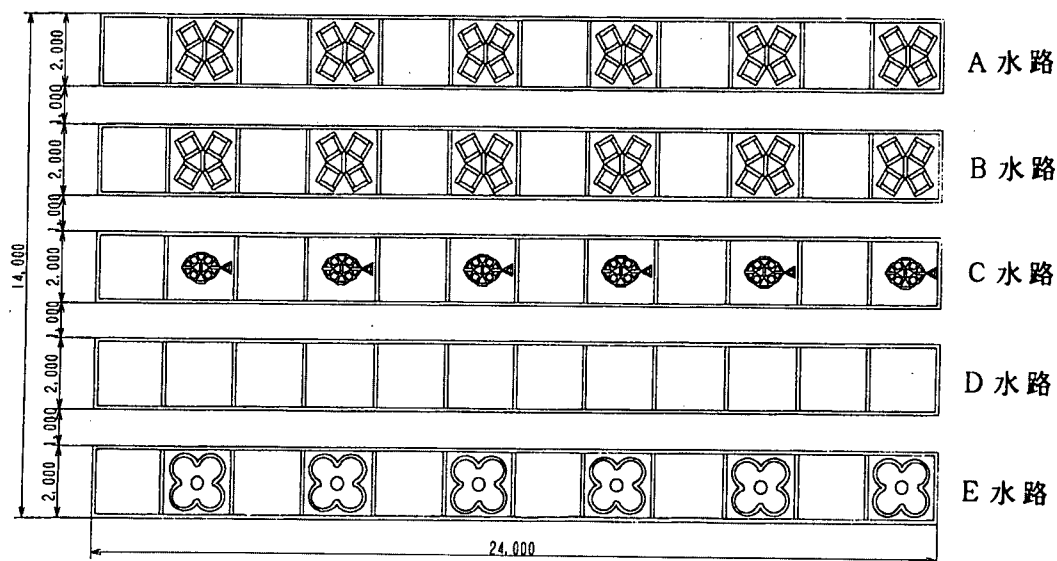
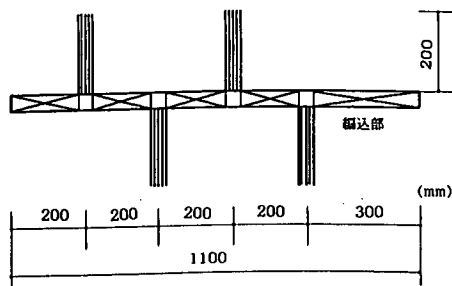
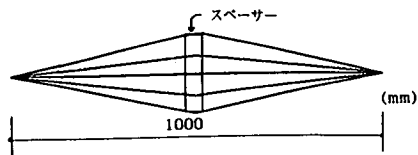


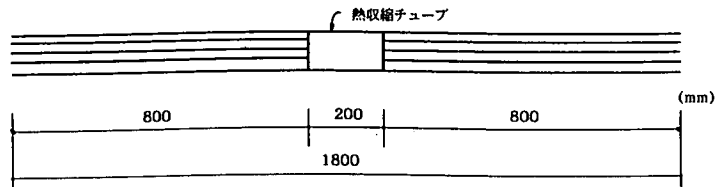
図2-2 水路概要図



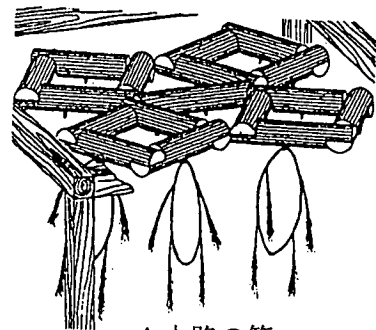
A水路 (延縄)



E水路 (立体ロープ)



C水路 (ストランド)



A水路の筏

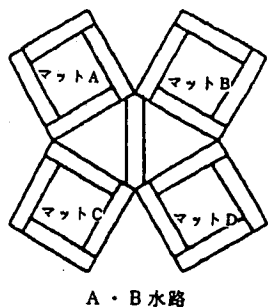
図2-3 C Fの形状

A、B水路の筏にはマットA～Dの4個のヤシマットを設置した。マットには表2-2に示す様に湿地を好むナンカイギボウシ、サワギキョウ、クサレダマ、ヨメナや、陸上植物であるニチニチソウ、インパチェンス、ピポ、アゲラタム、ペチュニア、カスミソウを植栽した。これらの植物はいずれも花や葉が美しいものである。また、E水路の筏には中央にカゴを設置し、カラーを植栽した。

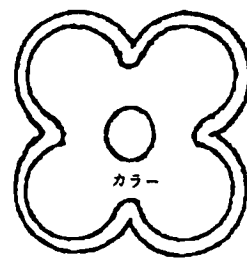
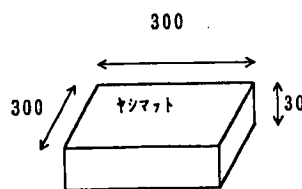
表2-2 植栽を行った植物種

場 所		植 栽 (6月)		補 植 (7月)	
		植 物 種	株数	植 物 種	株数
A, B水路	マットA	ナンカイギボウシ サワギキョウ	5 4	—	
	マットB	ナンカイギボウシ クサレダマ	5 4	—	
	マットC	ニチニチソウ ヨメナ	4 7	ピポ	2
	マットD	インパチェンス	5	アゲラタム ペチュニア カスミソウ	1 1 3
E 水路		6月にカラーを植栽			

注) 株数は1マットあたり



A・B水路

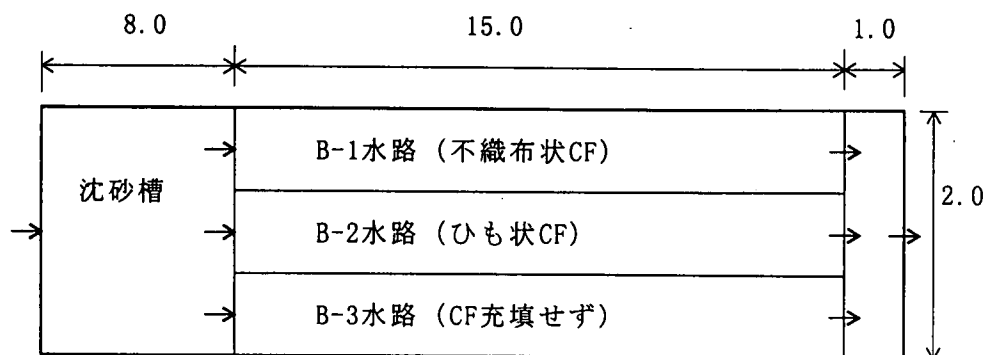


E水路

図2-4 植栽状況

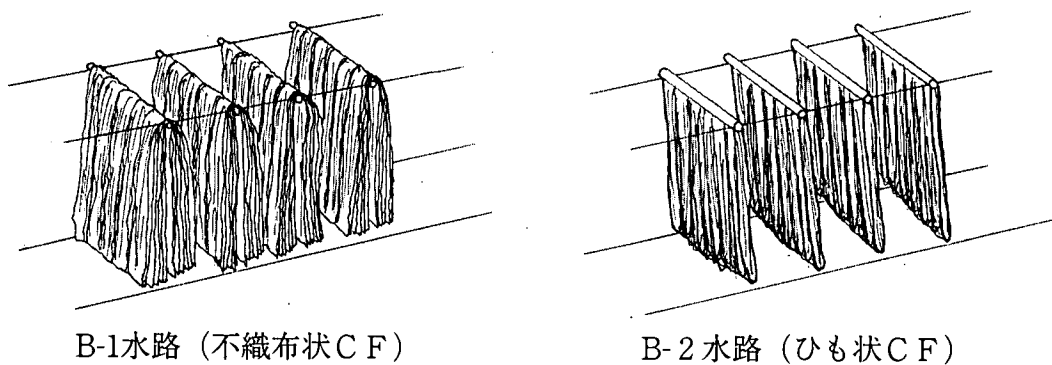
2.4 1998年度の実験

1998年度は図2-5のように、B水路のみを使用した。上流部に沈砂槽を設け、下流部は3区画に仕切った。図2-6に示す形状のCFを、それぞれB-1水路（不織布状CFを充填）、B-2水路（ひも状CFを充填）、B-3水路（CFの充填なし）とした。



(単位：m、水深：約0.3m)

図2-5 水路概要図 (B水路)



B-1水路 (不織布状CF)

B-2水路 (ひも状CF)

図2-6 CFの形状

3. 実験内容

3.1 1997年度の実験

3.1.1 水質調査

A, B水路を用いて、A水路の筏の下部に延縄式CFを吊り下げ、B水路を対照としたCF充填の有無による水質浄化能の比較実験を行った。

採水位置を図3-1に示す。調査は1997年6月～1998年1月まで毎月1回（計8回）行った。なお流出部の採水は滞留時間を考慮して流入部の採水から約4時間後に行った。

調査回数：1回/月（6月～1月）

分析項目：DO、pH、SS、T-N、T-N(D)、NO₃-N、NO₂-N、NH₄-N、T-P、T-P(D)、PO₄-P、BOD

採水位置：A水路とB水路の流入部、流出部

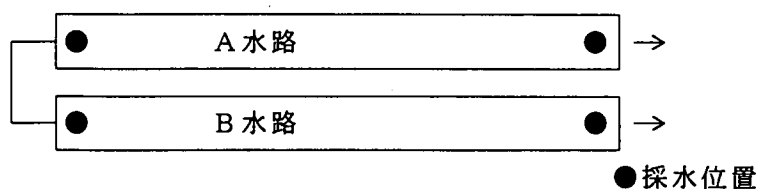


図3-1 採水位置

3.1.2 植生調査

植生による浄化効果を調べるために、植物種別に成分分析を行い、植物による窒素、リンの吸収量を算出した。

調査回数：2回/年（6月、10月）

分析項目：窒素、リン、含水率、湿重量

3.2 1998年度の実験

3.2.1 水質調査

藻類を抑制するために滞留時間を1時間と1997年の実験時より短縮し、水路をよしずで遮光し浄化実験を行った。また、BODの浄化効果を高めるために、CFの充填密度を1997年の実験時のおよそ10倍とした。CFは2種類の形状の異なるものを使用し比較した。

(1) 四季調査

採水位置を図3-2に示す。春の調査は6月、夏の調査は8月及び秋の調査は10月に行った。なお流出部の採水は滞留時間を考慮して流入部の採水から約1時間遅らせた。

調査回数：3回/年（春、夏、秋）

分析項目：DO、pH、SS、T-N、T-P、BOD

採水位置：流入部、各水路の流出部

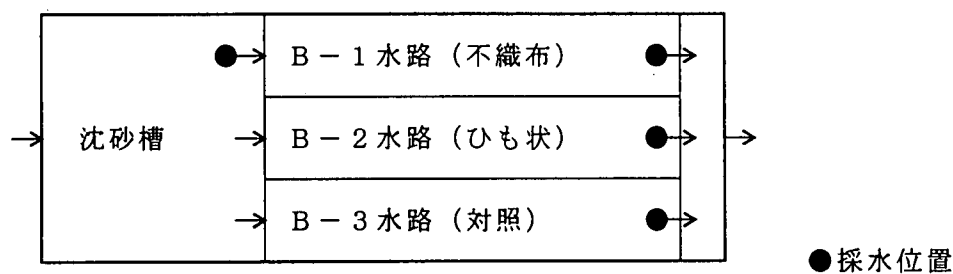


図3-2 四季調査の採水位置

(2) 連続調査

8月6日10:00~18:00の間に流入部、流出部でそれぞれ5回の採水を行った。なお流出部の採水は滞留時間を考慮して流入部の採水から約1時間遅らせた。採水位置は四季調査と同様である。

調査回数：連続調査 1回/年（8月）

分析項目：DO、pH、SS、BOD

採水位置：流入部、各水路の流出部（四季調査と同様）

3.2.2 堆積物調査

堆積物量を知るために、水路底にトレー（53.4cm×34.8cm）を設置し、トレーに堆積した沈殿物を分析した。トレーの設置位置を図3-3に示す。

調査頻度：2回/年

1回目：6月18日～8月4日の47日間

2回目：8月4日～10月6日の63日間

分析項目：乾重量、有機物量

トレー設置位置：流入部、各水路の流出部

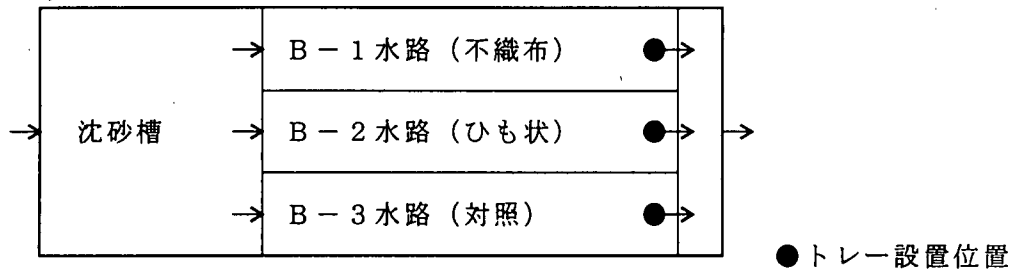


図3-3 堆積物調査位置

3.2.3 付着物調査

CFの付着物量および微生物量を把握するために、6月～8月の間にCFに付着した物を、図3-4に示す上流部と下流部で採取し分析を行った。

調査頻度：1回/年（8月）

分析項目：全付着量、有機物量、一般細菌数

調査位置：流入部、各水路の流出部

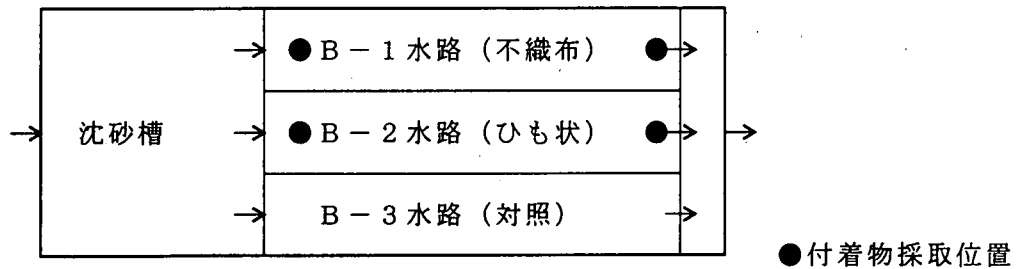


図3-4 付着物調査位置

4. 実験結果

4.1 1997年度

4.1.1 水質分析結果

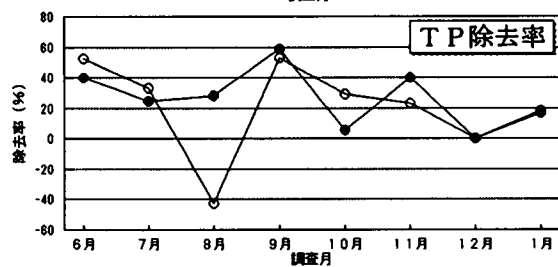
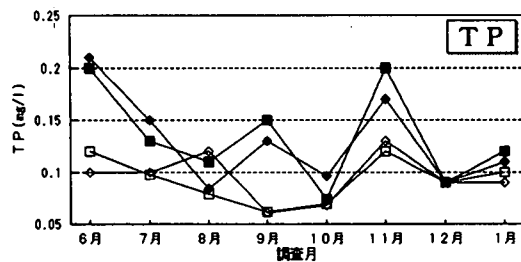
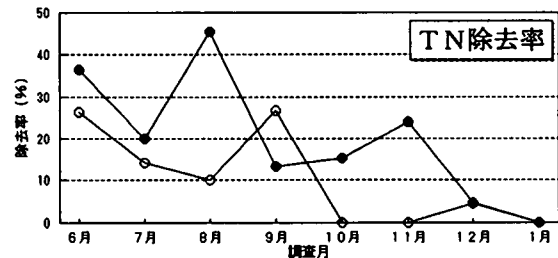
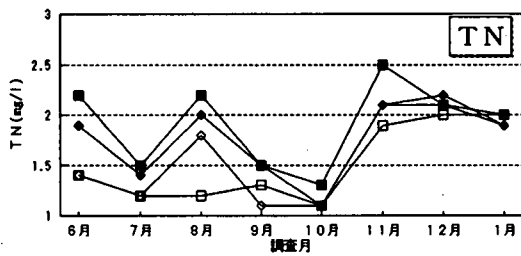
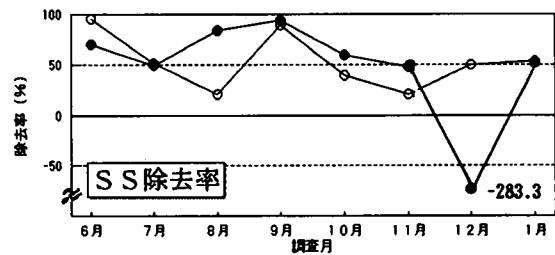
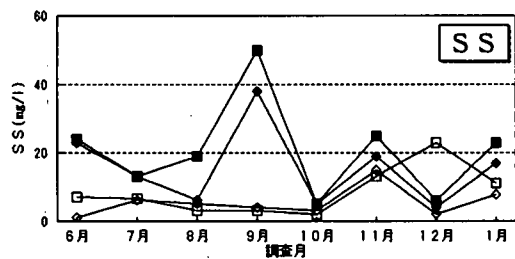
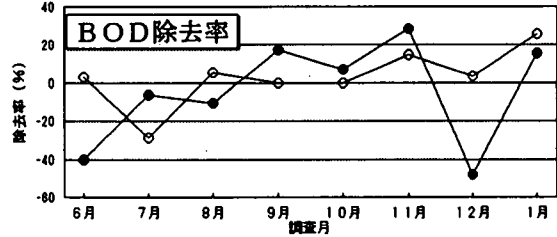
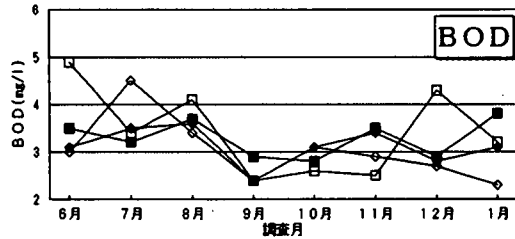
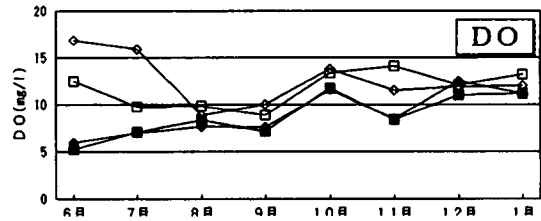
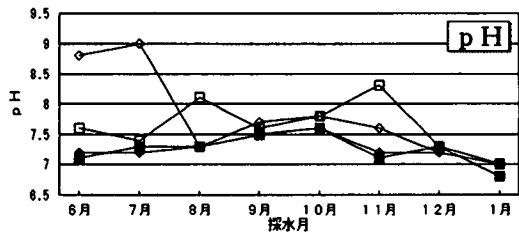
各水質項目の平均濃度と平均除去率を表4-1に、主な水質項目の濃度と除去率を図4-1に示す。A水路（CF充填）、B水路（対照）のSS除去率はそれぞれ65.5%、52.8%、T-P除去率はそれぞれ26.6%、21.7%とA、B水路とも浄化効果が認められ両水路に大差はなかった。T-Nも両水路で浄化効果が認められ、A水路のほうが除去率19.9%とB水路の除去率10.2%より浄化効果が高かった。

実験期間中、アオミドロなどの藻類が水路一面に発生し、A、B水路とも入口より出口でpHが0.3~0.5上昇し、DOが3mg/l前後上昇した。これは水路内の藻類が光合成を行い、有機物を生産していたことを示唆している。このためBODの除去率は低くなったと考えられる。

表4-1 平均濃度と平均除去率（1997.6~1998.1）

項目	A水路（CF充填）			B水路（対照）		
	流入濃度 (mg/l)	流出濃度 (mg/l)	除去率 (%)	流入濃度 (mg/l)	流出濃度 (mg/l)	除去率 (%)
pH	7.3	7.6	—	7.3	7.8	—
DO	8.8	11.7	—	9.0	12.6	—
BOD	3.3	3.4	-4.6	3.1	3.0	3.0
SS	21.0	8.6	21.9 (65.5)	16.0	5.5	52.8
NH ₄ -N	0.20	0.12	43.7	0.18	0.12	38.8
NO ₂ -N	0.044	0.043	4.5	0.045	0.044	-1.1
NO ₃ -N	1.1	0.96	14.5	1.1	1.0	10.7
T-N	1.9	1.5	19.9	1.8	1.6	10.2
T-N(D)	1.7	1.4	14.8	1.6	1.5	8.0
PO ₄ -P	0.044	0.038	9.6	0.043	0.038	10.5
T-P	0.13	0.092	26.6	0.13	0.095	21.7
T-P(D)	0.049	0.044	6.2	0.049	0.043	9.8

注) () は異常と思われる数値を除いた平均除去率



■ A水路流入 ◆ B水路流入
 □ A水路流出 ◇ B水路流出

◆ CF水路除去率 ◇ 対照水路除去率

図4-1 主な水質項目の濃度および除去率

4.1.2 植生調査結果

(1) 植物の状況

表4-2に植栽を行った植物の状況を示す。1997年6月9日に1回目の植栽を行った。ニチニチソウ、インパチェンスは生育不良のため1997年7月11日に2回目の植栽を行った。ピポとアゲラタムは陸上植物であるにも関わらず筏上の環境に良く適応し、植栽した10種類の植物のなかでは最も良く生育した。特にアゲラタムは7月～12月まで花期が続き、景観上も好ましい。12月から1月にかけて全ての植物の地上部が枯死した。1998年春には多年草であるナンカイギボウシ、サワギキョウ、クサレダマが芽を出し生育を始めた。

表4-2 植物の状況

	6月	7月	8月	9月	10月	11月	12月	1月
ナンカイギボウシ	植栽			← 花期 →		葉が黄化	枯死	すべての植物が地上部枯死
サワギキョウ	植栽			← 花期 →		枯死		
クサレダマ	植栽	← 花期 →				根のみ残る		
ヨメナ	植栽			← 花期 →		葉を落とす	枯死	
ニチニチソウ	植栽	← 花期 →			枯死			
ピポ		植栽 ← 花期 →					枯死	
インパチェンス	植栽 開花	枯死						
アゲラタム		植栽 ← 花期 →			花期			
ベチュニア		植栽 開花	枯死					
カスミソウ		植栽 開花	枯死					

(2) 植生の成分分析

植物の成分分析結果を表4-3、図4-2に示す。

窒素は湿地を好む植物（ナンカイギボウシ、クサレダマ、サワギキョウ、ヨメナ）より、陸生花卉植物（インパチェンス、ニチニチソウ、アゲラタム、ピポ）に豊富に含まれていた。リンの含有率は6月のサワギキョウとインパチェンスが0.84%と最も高く、10月のヨメナが0.08%と最も低かった。サワギキョウは6月（植栽時）には窒素もリンも豊富であるが、10月は含有率が低下していた。

表4-3 植物の成分分析結果

種 類		T-N (%)	T-P (%)	含水率 (%)	湿重量 (g/株)
6 月	ナンカイギボウシ	2.0	0.25	80.0	2.70
	クサレダマ	1.5	0.23	88.4	6.91
	サワギキョウ	3.4	0.84	94.1	6.96
	ヨメナ	1.1	0.17	61.4	3.71
	インパチェンス	4.3	0.84	94.1	30.71
	ニチニチソウ	3.9	0.39	88.9	6.15
10 月	ナンカイギボウシ	1.8	0.18	86.2	31.50
	クサレダマ	1.7	0.10	75.1	5.90
	サワギキョウ	2.0	0.19	84.6	24.40
	ヨメナ	2.0	0.08	78.5	1.00
	アゲラタム	3.1	0.12	87.5	1540.00
	ピポ	3.2	0.15	77.7	778.00

植物による栄養塩吸収量を表4-3に示す植物の成分と生長量から算出し表4-4、図4-2、図4-3に示す。表4-4の数値は7月～10月までの平均で、1日1株あたりの吸収量である。生育が良好であるアゲラタムとピポはT-Nの吸収量がそれぞれ46.50mg/株/日、43.77mg/株/日、T-Pの吸収量が1.80mg/株/日、2.05mg/株/日と大きかった。他の植物は生育量が小さかったため栄養塩の吸収量も僅かであった。

表4-4 植物による吸収量 (mg/株/日)

植物種	T-N	T-P
ナンカイギボウシ	0.56	0.05
クサレダマ	0.11	-0.00
サワギキョウ	0.51	0.03
ヨメナ	-0.10	-0.02
アゲラタム	46.50	1.80
ピポ	43.77	2.05

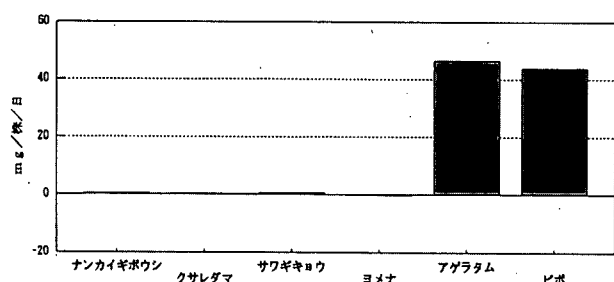


図4-2 T-Nの吸収量

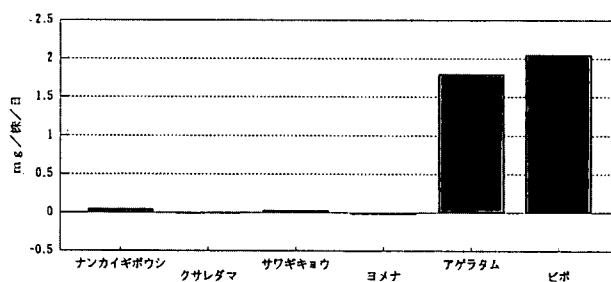


図4-3 T-Pの吸収量

4.2 1998年度の実験

4.2.1 水質調査結果

(1) 四季調査 (春・夏・秋)

水質分析結果を表4-5に、除去率を図4-5に示す。いずれの項目も秋の除去率が春、夏に比べ極めて低いが、これは水路内に生息している様々な水生生物による推積汚泥の巻き上げ、あるいは採水前に通過した台風による生物膜の剥離といったことが考えられる。

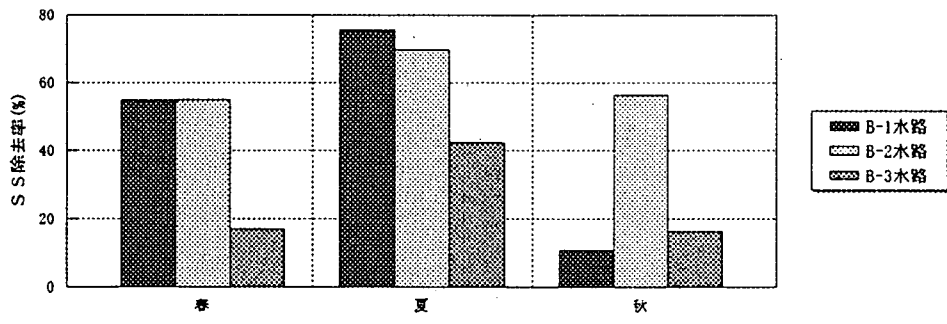
SSの除去率はB-2水路が平均60.4%と最も高く、次にB-1水路、B-3水路の順であった。BODの除去率はB-1水路が平均9.7%と最も高く、次に、B-3水路、B-2水路の順であった。T-Pの除去率はB-2水路が平均22.5%と最も高く、次にB-1水路、B-3水路の順であった。SSとT-PについてはCFの有効性が確認できたが、CFの形状による浄化性能の有意差は十分ではなかった。T-Nの除去率は4.5~6.5%と他の項目の除去率に比べ低く、3回の調査結果からは3水路で有意な差は認められなかった。

1997年度の実験では藻類が発生しBODの除去効果が得られなかったので、1998年度は流速を上げ、ヨシズによる遮光を行い、藻類による内部生産を抑制した。また1998年度はCFの単位容積あたりの充填量も1997年度の約10倍とした。このため1998年度の実験ではBODの除去効果が得られた。しかし流速を上げたために滞留時間が4時間から1時間に短縮され、生物の作用により除去されるT-Nについては1997年度の実験より浄化能が低下することになった。

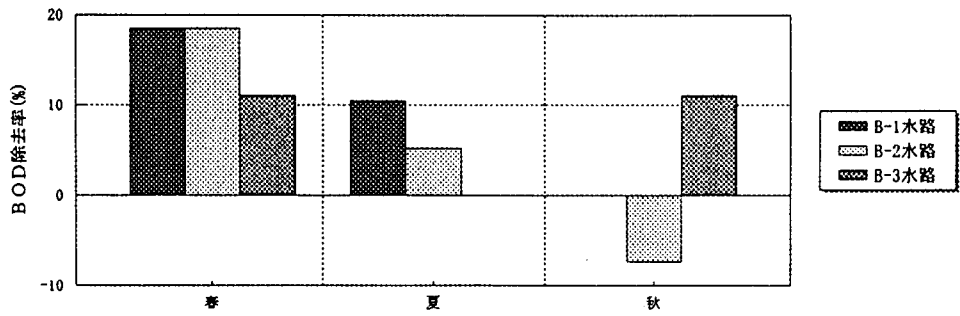
表4-5 四季調査の結果

項目		流入部 (mg/l)	流出部 (mg/l)			除去率 (%)		
			B-1水路	B-2水路	B-3水路	B-1水路	B-2水路	B-3水路
DO	春	7.4	7.5	8.4	9.6	—	—	—
	夏	5.9	5.3	7.9	6.5	—	—	—
	秋	6.8	5.8	6.5	7.1	—	—	—
	平均	6.7	6.2	7.6	7.7	—	—	—
pH	春	7.2	7.2	7.3	7.5	—	—	—
	夏	7.0	7.0	7.3	7.1	—	—	—
	秋	6.9	6.9	6.9	6.9	—	—	—
	平均	7.0	7.0	7.2	7.2	—	—	—
SS	春	29.0	13.0	13.0	24.0	55.2	55.2	17.2
	夏	33.0	8.0	10.0	19.0	75.8	69.7	42.4
	秋	11.0	9.8	4.8	9.2	10.9	56.4	16.4
	平均	24.3	10.3	9.3	17.4	47.3	60.4	25.3
BOD	春	2.7	2.2	2.2	2.4	18.5	18.5	11.1
	夏	1.9	1.7	1.8	1.9	10.5	5.3	0.0
	秋	2.7	2.7	2.9	2.4	0.0	-7.4	11.1
	平均	2.4	2.2	2.3	2.2	9.7	5.5	7.4
T-N	春	1.8	1.6	1.6	1.6	11.1	11.1	11.1
	夏	1.2	1.1	1.1	1.1	8.3	8.3	8.3
	秋	1.7	1.8	1.7	1.8	-5.9	0.0	-5.9
	平均	1.6	1.5	1.5	1.5	4.5	6.5	4.5
T-P	春	0.21	0.17	0.18	0.18	19.0	14.3	14.3
	夏	0.19	0.12	0.12	0.15	36.8	36.8	21.1
	秋	0.086	0.084	0.072	0.072	2.3	16.3	16.3
	平均	0.2	0.1	0.1	0.1	19.4	22.5	17.2

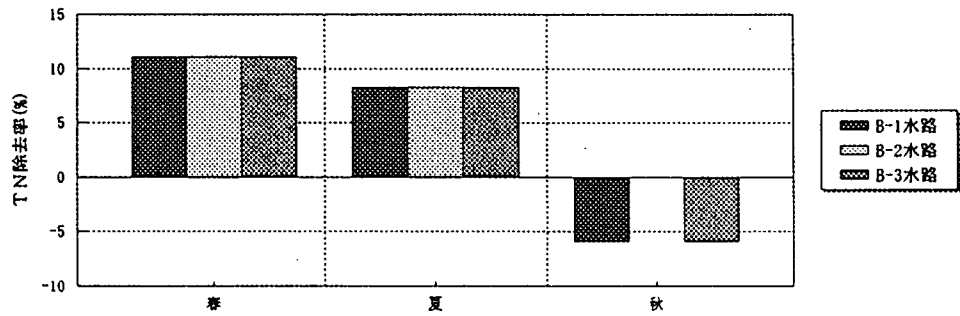
BOD



SS



T-N



T-P

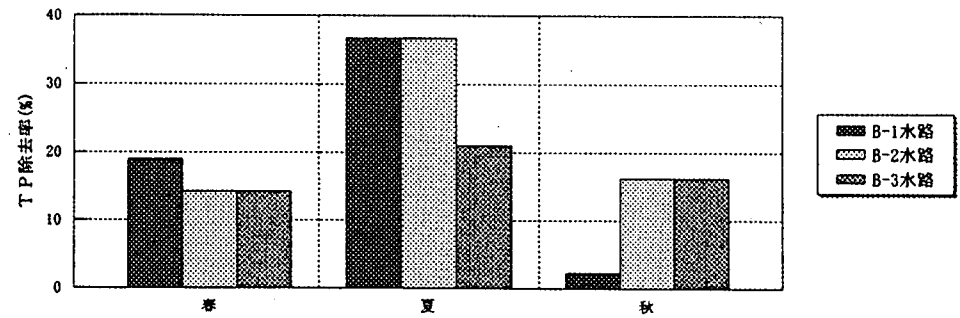


図4-5 SS、BOD、T-N、T-Pの除去率

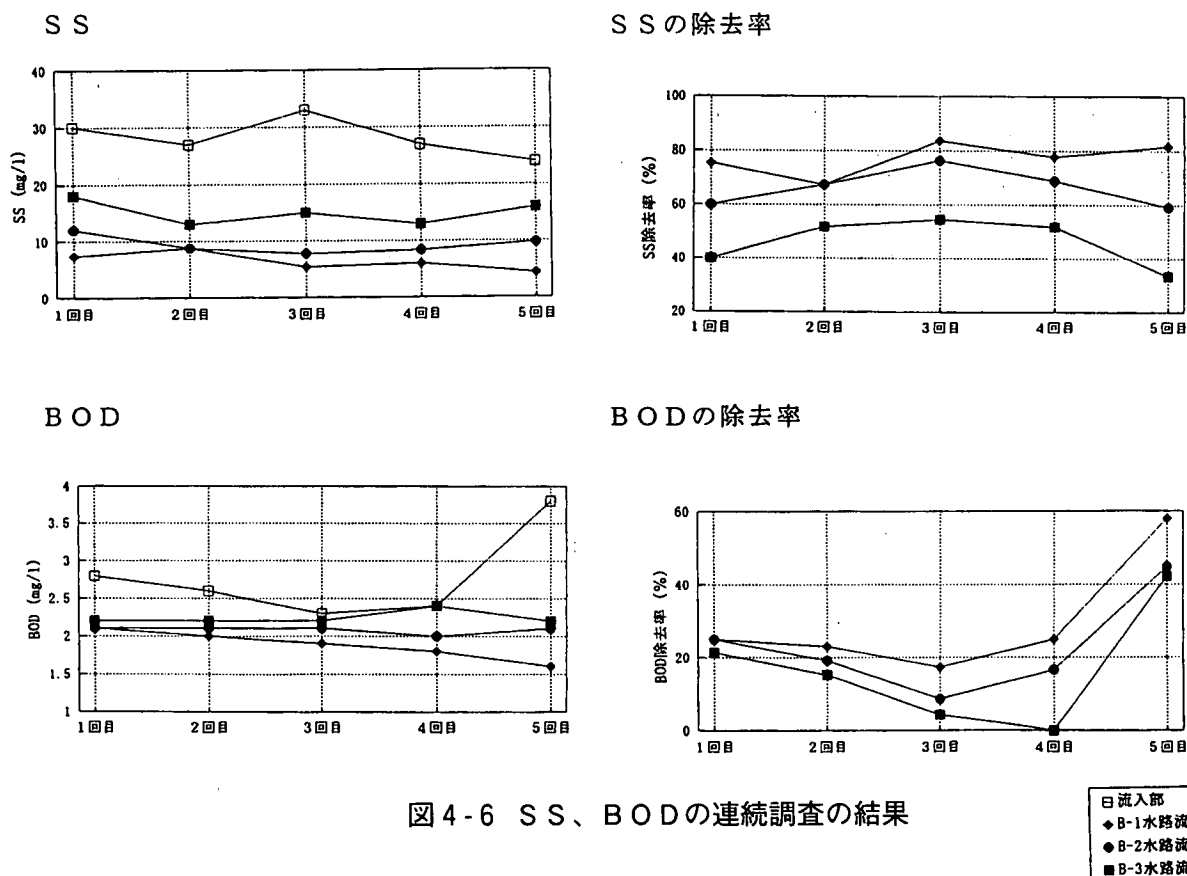
(2) 連続調査

各水質項目の平均濃度と平均除去率を表4-6に、SSとBODの分析結果および除去率を図4-6に示す。SS、BODの除去率はB-1水路がそれぞれ77.3%、32.4%と最も高く、次にB-2水路の66.8%、25.2%、B-3水路の46.8%、19.4%の順であった。

調査時間中(10:00~18:00)の流入水質は5回目のBODの3.8mg/lを除いては、大きな変動はなかった。3水路の処理水質も大きな変動はなく安定しており常に対照に比べCF充填水路は除去率が高かった。SS、BODに関してCFの有効性は連続実験においても確認できた。

表4-6 連続調査の結果

項目	流入部 (mg/l)	流出部 (mg/l)			除去率 (%)		
		B-1水路	B-2水路	B-3水路	B-1水路	B-2水路	B-3水路
DO	6.8	5.6	7.4	7.1	—	—	—
pH	7.2	7.1	7.3	7.2	—	—	—
SS	28.0	6.4	9.4	15.0	77.3	66.8	46.8
BOD	2.8	1.9	2.1	2.2	32.4	25.2	19.4



4.2.2 堆積物調査結果

トレーの堆積物を分析し、水路全体の面積に換算し、1日あたりの堆積量を算出した(表4-7)。また図4-7に水路1日あたりの堆積量を示す。6月～8月はB-1水路の堆積量が878.5gと3水路の内、最も多かったが、8月～10月は3水路の堆積量は大差がなかった。堆積物の10～20%が有機物であった。

表4-7 1日あたりの堆積量 (g/日)

項 目		6月18日～8月4日			8月4日～10月6日		
		B-1水路	B-2水路	B-3水路	B-1水路	B-2水路	B-3水路
トレー1日 の堆積量	乾重量	16.5	9.8	11.7	11.5	12.6	13.2
	有機物量	2.3	1.4	1.5	1.7	1.8	1.6
水路1日 の堆積量	乾重量	878.5	523.7	625.7	611.6	671.4	703.2
	有機物量	122.1	73.8	81.3	89.9	94.7	83.7

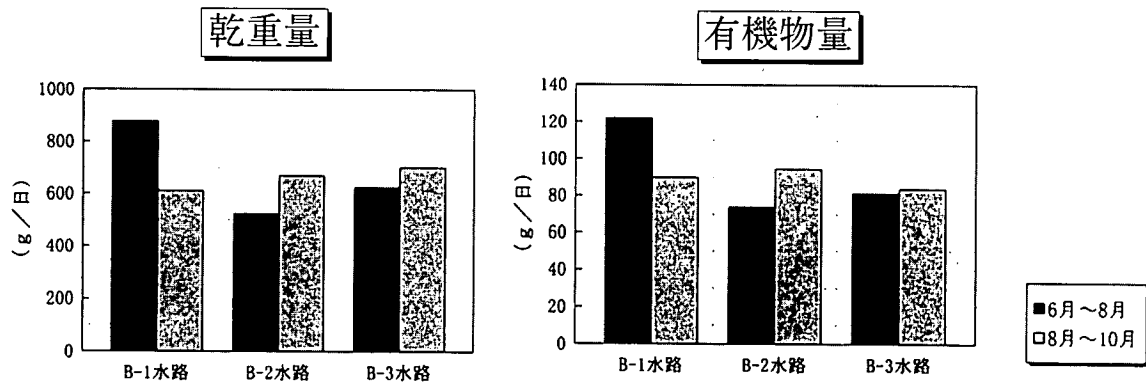


図4-7 水路1日あたりの堆積量

4.2.3 付着物調査結果

接触材1gあたりの全付着量、有機物量、一般細菌数を表4-8、図4-8に示す。不織布状CF1gの全付着量と有機物量は、それぞれ上流部では2,351mg、341mgと多く下流部では1,251mg、238mgと少ないが、一般細菌は逆に上流部が4,103万個と少なく下流部が7,090万個と多かった。ひも状CFは上流部と下流部で大差がなかった。また上流部と下流部の平均でみるとどの項目も不織布1g(内CFは50%)とひも状1g(100%CF)とでは大差がなかった。

1997年度の実験で流入水のSS濃度が20mg/l前後と高かったため1998年度の実験では沈砂槽を設け、SSの除去を試みた。しかし沈降しやすいSSは取水路ですでに除去されており、粒径の小さな沈降しにくいSSが多く、流入する本水路では沈砂槽によるSSの除去効果は充分でなかった。接触材の付着物は有機物が2割以下であり、大部分は流入水中の無機性のSS分が付着したものである。このため微生物の繁殖が抑制され本来CFに形成されるべき生物膜による浄化効果は充分に発揮されなかったものと考えられる。

表4-8 接触材1g(乾重)あたりの付着物

位 置	全付着量 (mg)		有機物量 (mg)		一般細菌 (万個)	
	B-1水路	B-2水路	B-1水路	B-2水路	B-1水路	B-2水路
上流部	2,351	2,011	341	265	4,103	5,915
下流部	1,251	1,813	238	277	7,090	5,906
平 均	1,801	1,912	290	271	5,597	5,911

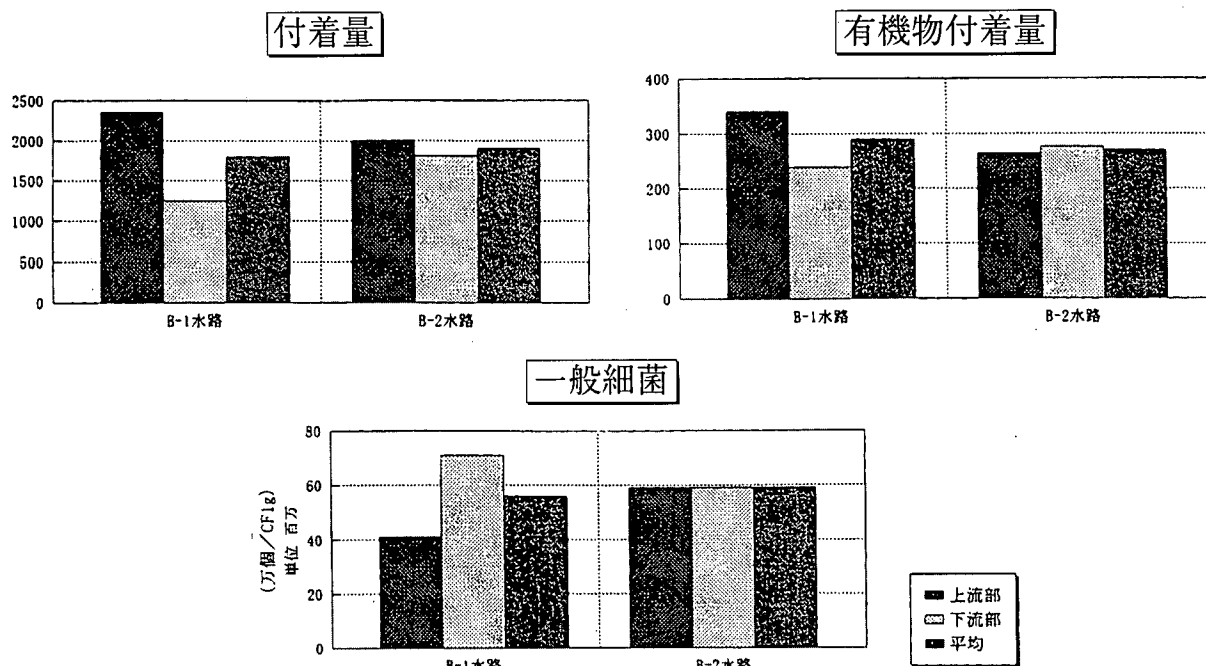


図 4-8 接触材 1 g あたりの付着物

5. 考察

5.1 1997年度の実験

5.1.1 植生の水質浄化特性

本実験に使用した植物による水質浄化効果について、表 4-4 の植物による吸収量算出結果から 1 筏あたりの T-N、T-P 吸収量を求め表 5-1 に示す。

表 5-1 1 筏あたりの T-N、T-P の吸収量

マット名	植 物 名	株 数	吸 収 量		各植物種の吸収量	
			T-N	T-P	T-N	T-P
			mg/株/日	mg/株/日	mg/日	mg/日
マットA	ナンカイギボウシ	5	0.56	0.05	2.81	0.27
	サワギキョウ	4	0.51	0.03	2.04	0.12
マットB	ナンカイギボウシ	5	0.56	0.05	2.81	0.27
	クサレダマ	4	0.11	-0.00	0.43	-0.01
マットC	ヨメナ	7	-0.10	-0.02	-0.67	-0.13
	ピポ	2	43.77	2.05	87.53	4.10
マットD	アゲラタム	1	46.50	1.80	46.50	1.80
1 筏あたり					141.46	6.42

1 水路あたり 6 基の筏を設置しているので、1 水路 1 日あたりの T-N、T-P の吸収量は

T-N : 0.85 g/日

T-P : 0.039g/日

となる。

本実験では流量が 5 m³/h があるから植物の吸収による水質の効果は

T-N : 0.007 mg/l

T-P : 0.0003mg/l

となり、極僅かの量であった。

5.1.2 窒素とリンの除去特性

図5-1は窒素の構成成分を示したものである。流入水は $\text{NO}_3\text{-N}$ が両水路とも 1.1mg/l と多く、懸濁態窒素 T-N (P) は僅かである。従って T-N は、物理的な作用ではほとんど除去されないことが分かる。

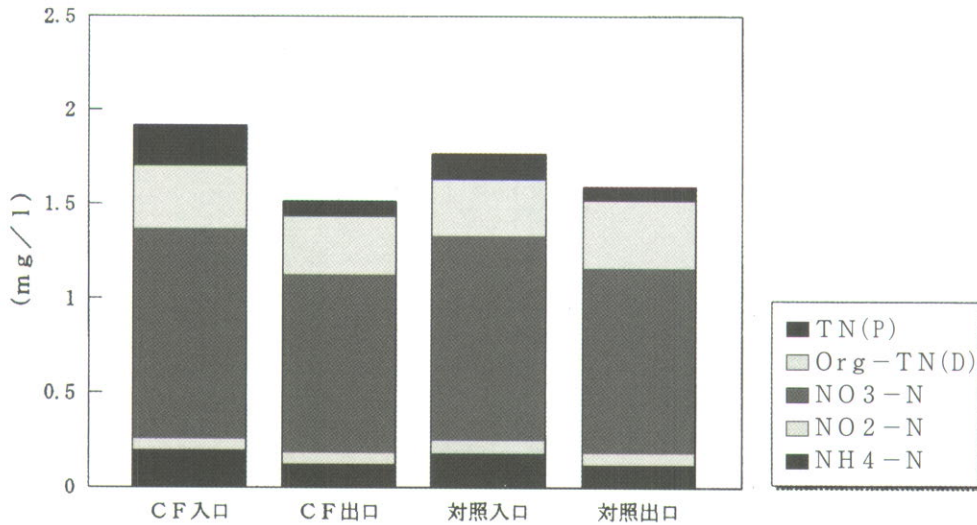


図5-1 窒素の構成成分

図5-2は水温と T-N の除去率の関係を示す散布図である。A水路、B水路ともに水温と T-N の除去率との間にはかなりの相関が見られる。

A水路の回帰式 : $Y = 1.37X - 6.06$ (相関係数 0.81)

B水路の回帰式 : $Y = 0.95X - 6.59$ (相関係数 0.77)

水温と除去率が相関関係にあることは、 T-N の浄化メカニズムに生物が関与している可能性が大きいことを示す。またA水路の回帰式の係数がB水路より大きいことは、A水路のほうがB水路より微生物の働きが活発であることを示唆している。このことよりA水路では充填したCFに細菌が付着し、 T-N の除去効果を高めていると考えられる。

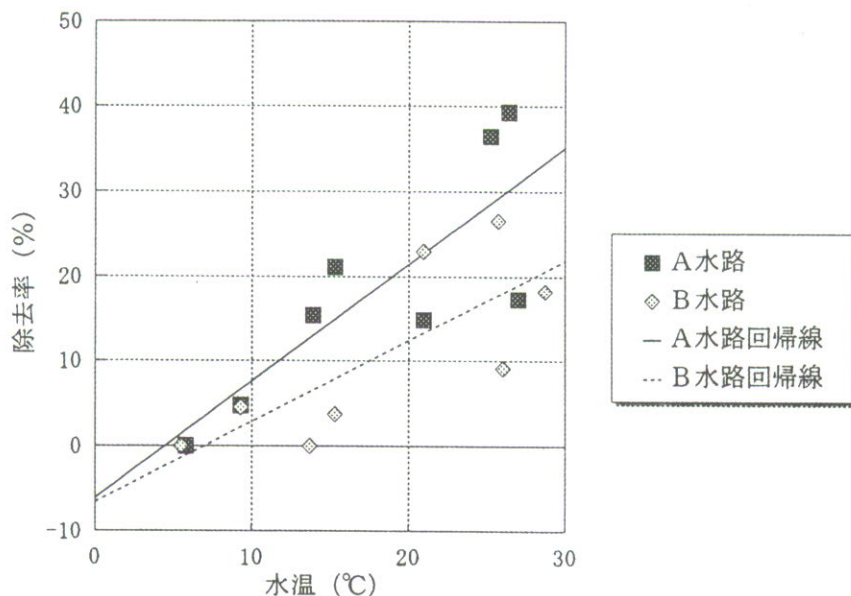


図5-2 水温と T-N 除去率の関係

図5-3はリンの構成成分を示したものである。流入水のT-Pは、6割が懸濁態リンである。両水路においていずれも除去されたT-P (0.04mg/l) の内、懸濁態リンは約9割に相当しており、溶在態リンの除去は極僅かである。このことよりT-Pはろ過・沈降作用により除去されたものと推測される。

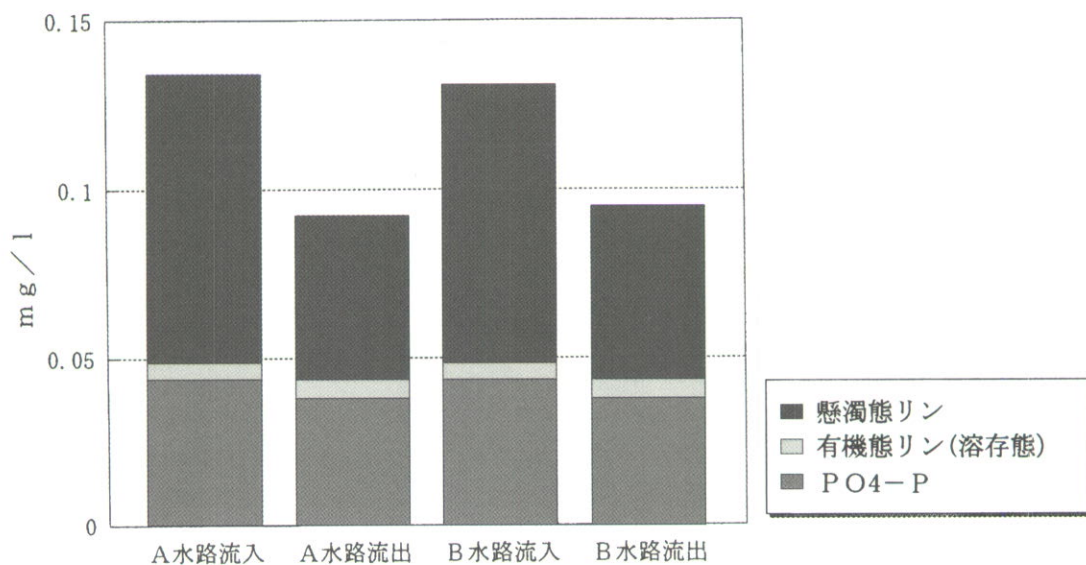


図5-3 リンの構成成分

5.2 平成10年度の実験

5.2.1 SSの収支

汚泥の発生量は浄化施設のメンテナンスを考える上で重要となる。四季調査の水質から水路内で除去されたSSの総量、堆積物量および付着量SSの収支を算出し表5-2、図5-4、図5-5に示す。

表5-2 除去されたSS量と堆積量

項目	春～夏				夏～秋			
	流入部	B-1水路	B-2水路	B-3水路	流入部	B-1水路	B-2水路	B-3水路
四季調査春夏のSS平均 (mg/l)	31	11	12	22	22	9	7	14
1) 除去されたSSの総量 (g/日)	—	1,476	1,404	684	—	943	1,051	569
2) 実際の堆積量 (g/日)	—	878	524	626	—	611	671	703
3) CFに付着した量 (g/日)	—	130	78	0	—	130	78	0
4) 生物分解した量(1-2-3) (g/日)	—	468	802	58	—	202	301	-134
生物分解率(4/1) (%)	—	31.7	57.1	8.5	—	21.4	28.7	-23.6

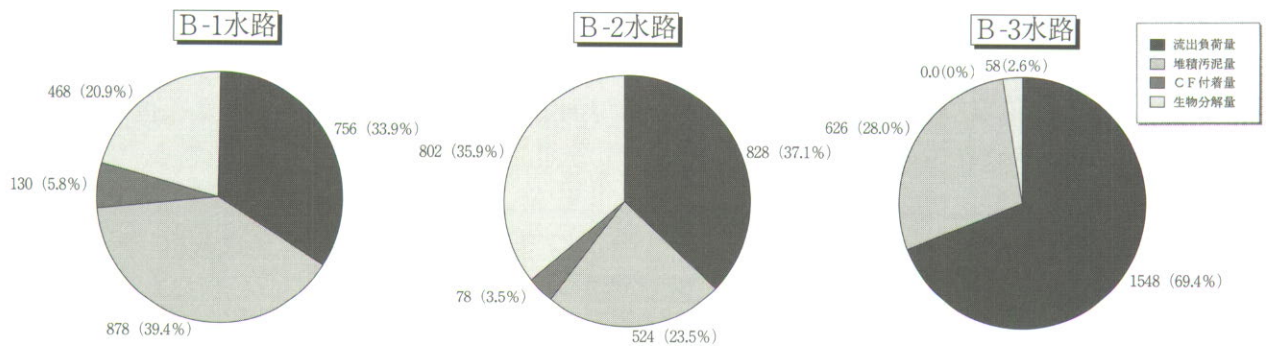


図 5-4 SSの収支 (夏～秋)

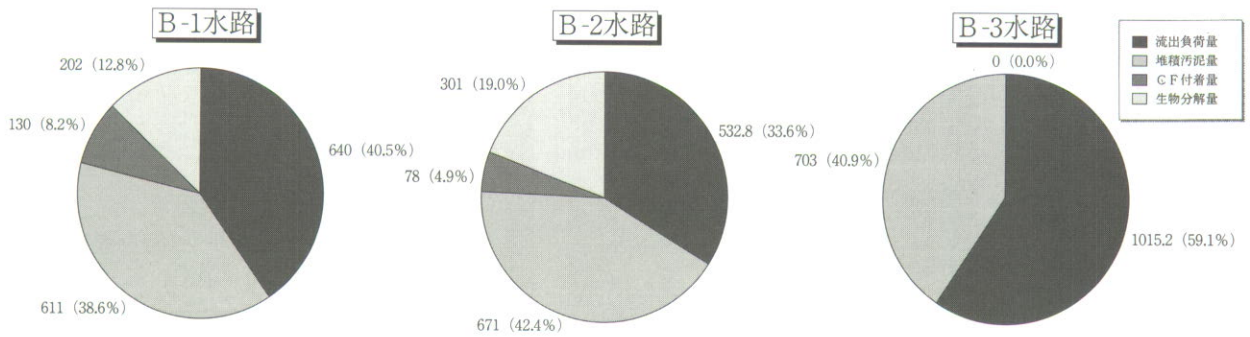


図 5-5 SSの収支 (夏～秋)

春～夏はC Fを充填したB-1、B-2水路では除去されたSS量が1,476g/日、1,404g/日と堆積量878g/日、524g/日との差が大きく、沈殿効果以外の作用で除去されたものがあることがわかる。一方、C Fを充填していないB-3水路では除去されたSS量と堆積量がほぼ同量で、除去されたSSの大部分が水路底へ堆積したことを示している。夏～秋はSSの流入濃度が11mg/lと春、夏に比べ著しく低下しており、B-3水路では除去されたSS量より堆積量が多くなった。

B-1、B-2水路ではC Fに形成された生物膜がSSに含まれる有機物を分解したものと考えられる。除去されたSS量から堆積量およびC Fへの付着量を差し引いた量が生物分解量となり、ひも状C Fを充填したB-2水路は不織布状C Fを充填したB-1水路より生物分解が盛んであることが図5-6よりうかがえる。

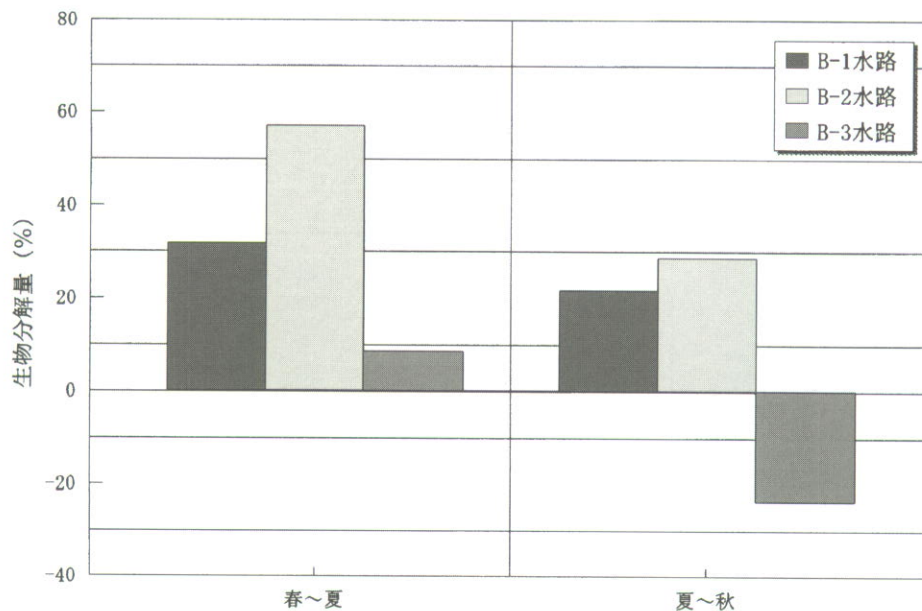


図 5-6 除去されたSSの生物分解率

5.2.2 礫間浄化施設との比較

最後に礫間浄化施設と1998年のCF水路の浄化能を比較し表5-3に示す。BODはCF水路で流入水質が3mg/l以下と極めて低く、礫間浄化施設の除去率と比較することはできない。SSに関しては滞留時間が礫間浄化施設（一般に2.5時間）に比べCF水路は1時間と短いにもかかわらず、除去率はそれほど礫間浄化施設に劣っていない。河川の直接浄化を行う場合、省スペースが課題となるが短い滞留時間で一定の効果が得られるCFの水質浄化性能は評価できる。またCFの生物膜は汚泥の減量に効果があり、水路の維持管理に係るコストを抑え、施設寿命を引き延ばすことにつながると考えられる。耐久性があり軽量であるCFは礫に替わる接触材として環境水の浄化に有効であり、さらに環境保全の意味で魚礁を兼ねた浄化材としてもCFは大いに期待される。

表5-3 礫間浄化施設とCF水路の比較⁵⁾

浄化施設	BOD			SS			調査期間
	流入水質 mg/l	浄化水質 mg/l	除去率 %	流入水質 mg/l	浄化水質 mg/l	除去率 %	
古ヶ崎浄化施設	13.5	4.6	67	18.5	4.7	72	1989～1990年度
野川浄化施設	17.7	4.8	72	18.0	2.9	80	1973～1980年度
平瀬川浄化施設	11.9	4.7	60	13.6	3.4	74	1977～1980年度
富雄川浄化施設	19.8	3.6	71	31.0	4.0	86	1983年度
高良川浄化施設	6.1	1.8	65	5.0	1.3	73	1980～1981年度
大堀川浄化施設	25.0	14.0	36	23.0	15.0	28	1980～1982年度
CF水路(不織布)	2.3	2.0	15	31.0	10.5	66	四季調査春夏
CF水路(ひも状)	2.3	2.0	12	31.0	11.5	62	四季調査春夏

5.3 まとめ

1997年度の水質浄化実験では、T-Nの生物学的作用による除去効果が確認でき、その値は対照に比べて約2倍(19.9%)であったが、水路内で藻類が発生し内部生産が生じたことやCFの充填量が少量であったため、BODが除去されなかった。また水生植物による浄化効果も本実験からは良好な結果は得られなかった。

1998年度の実験では、CFの充填量は礫間浄化での礫の表面積100m²/m³を目安としてその1.5倍程度と設定し、形状を変えたものを充填した。また、植栽は行わず、夏期における藻類の内部生産を抑えるために、水路全体によしずをかけ、調査期間中遮光し、流速を大きくした。T-Nは流速を上げ滞留時間が短縮したことで1997年度より浄化効果が低下した。SSとBODは対照(CF充填なし)の水路でも沈殿効果によって若干除去されており、CF充填水路では主としてSSの除去によりBODも低下した印象を受けるが、水路底堆積物やCF付着物の定量的な検討によって除去されたSSの20～60%程度がCFに形成された生物膜により分解されていることが推定された(図5-4、図5-5参照)。BODが数mg/l程度の環境水をさらに浄化することは、通常の接触酸化法では困難とされているが、今回対象とした河川水の水質はSSがやや高く、SSの捕捉とBOD分解を併用できた点に今回の実験の成果があったと考えられる。

本実験から得られた知見の内、CFを環境水の浄化に適用する場合に参考となる事柄を以下に述べる。

1. 水路には遮光が必要
2. T-Nを除去するためには滞留時間を考慮する
3. 前処理として沈砂池を設け無機性のSSを除去する
4. 逆洗等によりCFの付着物を除去する
5. CFの形状による浄化能の違いは明らかでない

6. 参考文献

- 1) 炭素と生物－現状と課題 大谷 杉郎 日本学術振興会 炭素材料第117委員会 第224回会議特別講演会資料 1997年
- 2) 炭素繊維による微生物大量個化と水質浄化 小島 昭
研究成果報告書 1996年
- 3) 炭素繊維への汚泥の個着速度について 山田 徹郎, 佐藤 誠, 上石 洋一, 大谷 杉郎, 小島 昭 炭素材料第117委員会資料 1997年
- 4) 各種繊維への活性汚泥個着現象の観察 佐藤 誠, 山田 徹郎, 上石 洋一, 大谷 杉郎, 小島 昭 炭素材料第117委員会 1997年
- 5) 直接浄化を中心とした河川水質の改善手段の開発動向と今後の課題
島谷 幸宏 用水と廃水 Vol.40 No.1 (1998)

7. 不織布接触材方式浄化実験

財団法人 琵琶湖・淀川水質保全機構

日本バイリーン株式会社

日本バイリーン株式会社

日本バイリーン株式会社

○堀野 善司

間 美香

西堀 寧

山口 俊平

要 旨

開孔径の異なる不織布接触材および脱リン材（鉄繊維ブロック）を充填し、底部からの曝気で旋回流を発生させる構造の実験施設において、農業排水（代かき・田植え期間）および葉山川河川水（通常期、降雨時）に対する水質浄化効果の検証を行なった。その結果、SS除去率は通常期で平均83.3%、粒径が細かく濃度が上昇する代かき・田植え期間中でも平均64.1%の値が得られ、本施設のSSに対する高い浄化性能が確認された。また、T-P除去率は全期間を通じて平均49.9%の値が得られた。本期間中、T-Pの50%以上は懸濁態リンであり、土粒子（SS）除去に伴う効果が現れたものと推測される。一方、溶解性リンについては、全期間での施設全体の平均除去率は22.0%となったが、6月中旬以降脱リン槽で除去率の低下が見られた。鉄繊維がSS成分で被覆される等により水との接触機会が低下したためと思われる、初期性能を継続できるように鉄繊維ブロックを維持・管理する手法を検討することが今後の課題となる。

1. はじめに

代かき・田植え時あるいは降雨時に発生する濁水は、水田の土粒子とともに施肥由来の窒素、リン等を含むため下流の湖沼を汚染する原因となり、早急な対策の必要性が言われている。土粒子は滞留時間を十分確保できれば自然沈降するが、より短時間で効率よく除去、沈降させる手段が望まれている。一方不織布は適当な空隙率をもち、ろ過性能に優れており、濁水の土粒子をより効果的に除去できる可能性が考えられる。

今回、水路の前段、中段に開孔径の異なる不織布接触材（以下BFと略す）および後段に脱リン材（鉄繊維ブロック）を配し、底部からの曝気で旋回流を発生させる不織布接触材方式浄化実験施設における水質浄化効果の検証を行なった。

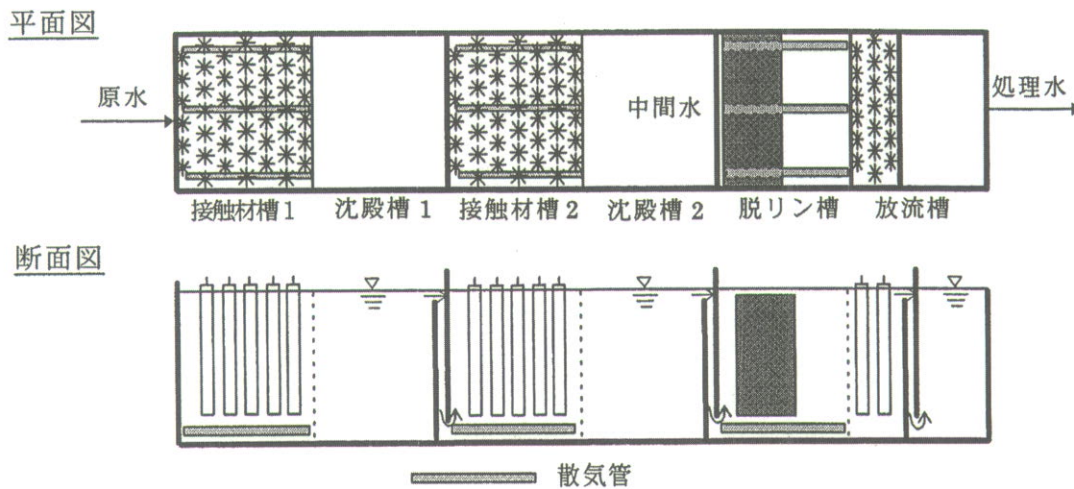
2. 実験施設諸元

2.1 施設概要

図2-1に不織布接触材方式浄化施設の全景写真を、図2-2に施設構造図を示す。開孔径の異なる不織布接触材（BF）a～cを接触材槽1、接触材槽2に吊り下げるとともに、脱リン材として鉄繊維ブロックを脱リン槽へ配置した。接触材槽1、接触材槽2、脱リン槽の底部には内径25mmの塩ビ管（穴径1～2mm、穴間隔100mm、千鳥配置）を3本ずつ配置し、曝気を常時行なった。また、1日1回各槽毎に午前0時から4分間の強曝気を行い、接触材及び脱リン材の逆洗を行なった。



図 2-1 施設全景写真



接触材槽 1 : 接触材 a(開孔径 620 μm) B F (144 本) + 接触材 b(開孔径 500 μm) B F (324 本)

接触材槽 2 : 接触材 b(開孔径 500 μm) B F (144 本) + 接触材 c(開孔径 260 μm) B F (324 本)

放流槽 : 接触材 b(開孔径 500 μm) B F (208 本)

脱リン材 : 鉄繊維ブロック 16 個

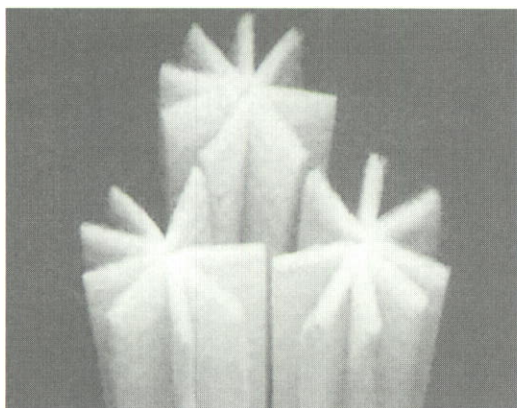
散気管 : 穴開き塩ビ管 (穴径 1~2mm、穴間隔 100mm、千鳥配置)

図 2-2 施設構造図

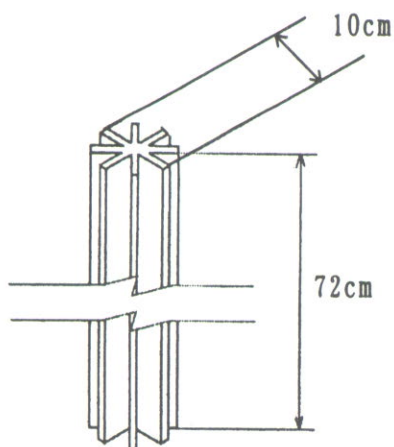
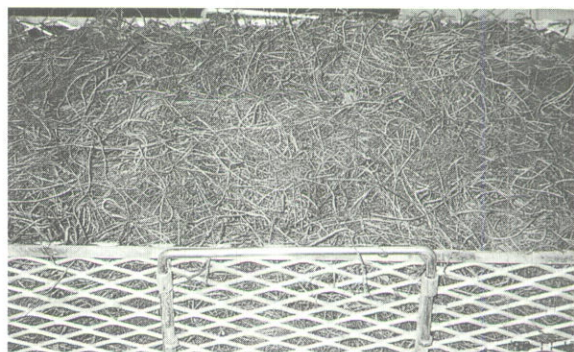
図 2-3 に接触材 (B F) 及び脱リン材 (鉄繊維ブロック) の写真と概要図を示す。

B F のサイズは直径 10cm、花卉数 8 枚、長さ 72cm で、水の流れを考慮して適当な間隔をあけて配置した。また、鉄繊維ブロックはタテ 34cm×ヨコ 47cm×高さ 35cm のステンレスケースに鉄繊維を $0.55\text{g}/\text{cm}^3$ の密度で充填し、16 個配置した。

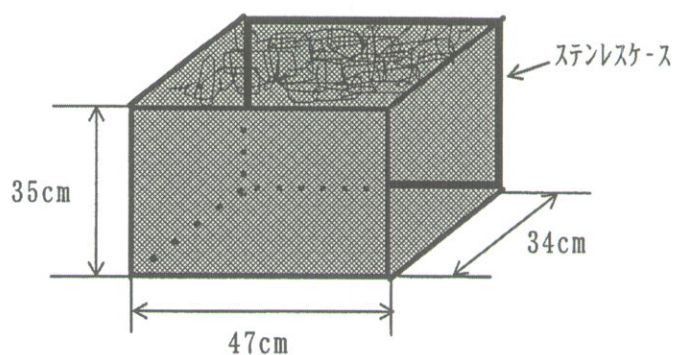
接触材 (BF)



脱リン材 (鉄繊維ブロック)



仕様 ; 8 枚花弁状



仕様 ; 鉄繊維充填密度 0.55g/cm³

図 2-3 接触材及び脱リン材の写真と概要図

2.2 施設の諸元および運転条件

本施設の諸元および運転条件を表 2-1 に示す。

表 2-1 施設の諸元および運転条件

	接触材槽 1	沈殿槽 1	接触材槽 2	沈殿槽 2	脱リン槽	放流槽	合計
長さ	4.00m	4.00m	4.00m	4.00m	4.00m	4.00m	24.00m
施設容積	6.24m ³	6.24m ³	6.24m ³	6.24m ³	6.24m ³	6.24m ³	37.44m ³
施設面積	7.80m ²	7.80m ²	7.80m ²	7.80m ²	7.80m ²	7.80m ²	46.80m ²
通水量	150m ³ /日						
滞留時間	1.0hr	1.0hr	1.0hr	1.0hr	1.0hr	1.0hr	6.0hr
充填材	BF468本	—	BF468本	—	鉄繊維	BF208本	—
充填率* ¹	47%	—	47%	—	16%	27%	—
曝気量(常時)	240 l/分	—	240 l/分	—	240 l/分	—	720 l/分
(逆洗時)* ²	480 l/分	—	480 l/分	—	480 l/分	—	480 l/分

* 1 充填率は、BFを円筒状、鉄ブロックを直方体とみなして算出した。

* 2 逆洗の曝気は、1槽毎に1日1回行なった。

* 3 曝気による使用電気量は、18kwh/日であった。

3. 実験内容

3.1 調査期間

1998年4月21日～1998年9月21日

- (1) 5月1日、2日、3日、4日 代かき・田植え期間中（農業排水の引込み）4回
- (2) 6月22日、9月21日 降雨時の葉山川河川水 2回
- (3) 4月21日、23日、28日、29日 通常期の葉山川河川水 8回
5月27日、7月6日、22日、8月25日

3.2 調査内容

3.2.1 水質

(1) 測定項目

水温、pH、DO、粒径分布、電気伝導度、SS、COD、BOD、T-N、D-T-N、T-P、D-T-P

ただし、粒径分布、電気伝導度は、4月21日～5月4日のみ測定した。

(2) 調査および採水方法

図2-2の平面図に示す原水、中間水、処理水の地点で、水温、pH、DO、電気伝導度を直接測定し、採水を行なった。その際、滞留時間を考慮し、それぞれ1時間間隔で行なった。

3.2.2 堆積汚泥

(1) 測定項目

堆積汚泥容量、固形分濃度、堆積汚泥乾燥重量、有機分比率、含有N、P量

(2) 調査および採取方法

施設内の水を抜き、1槽につき幅方向に5ヶ所、長さ方向に3ヶ所で汚泥の堆積高さをものさしで測定した。また、汚泥はひしゃくで採取した。

3.2.3 接触材付着生物膜 (SS)

(1) 測定項目

付着生物膜 (SS) 乾燥重量、有機分比率、含有N、P量

(2) 調査および採取方法

約6ヶ月間設置していた接触材 (BF) a～cを回収して水道水でよく洗浄し、その洗浄水についてSS、有機分比率、T-N、T-Pを測定した。

4. 水質の調査結果

4.1 水温、pH、DO、電気伝導度

原水と処理水の水温、pH、DO、電気伝導度の経時変化を図4-1、4-2、4-3、4-4に示す。図において、5月1日～5月4日は代かき・田植え期間中の農業排水を対象とした。他の期間は通常期の葉山川河川水を対象とし、そのうち6月22日、9月21日は降雨時の河川水を対象とした。

水温は気候の変化に伴い上昇しているが原水、処理水に差は見られなかった。pHは6.9～9.1の間にあり、原水、処理水で大きな差は見られなかった。また、DOは曝気の効果により処理水が原水より高くなっていた。電気伝導度は代かき前から田植え期間まで測

定したが、原水、処理水の差はほとんど認められなかった。

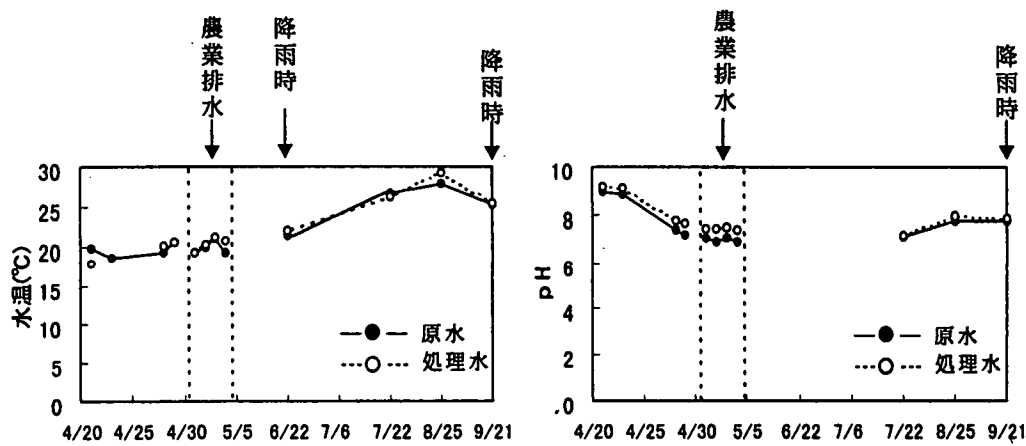


図 4-1 水温の経時変化

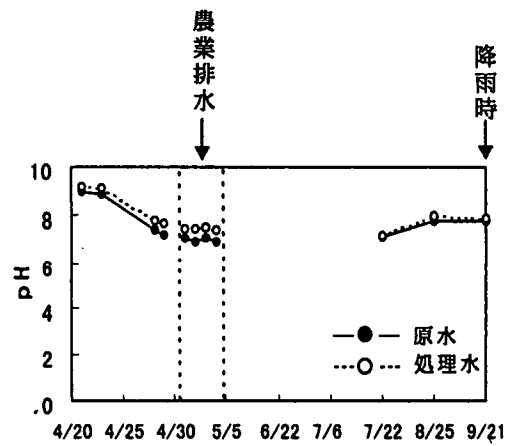


図 4-2 pHの経時変化

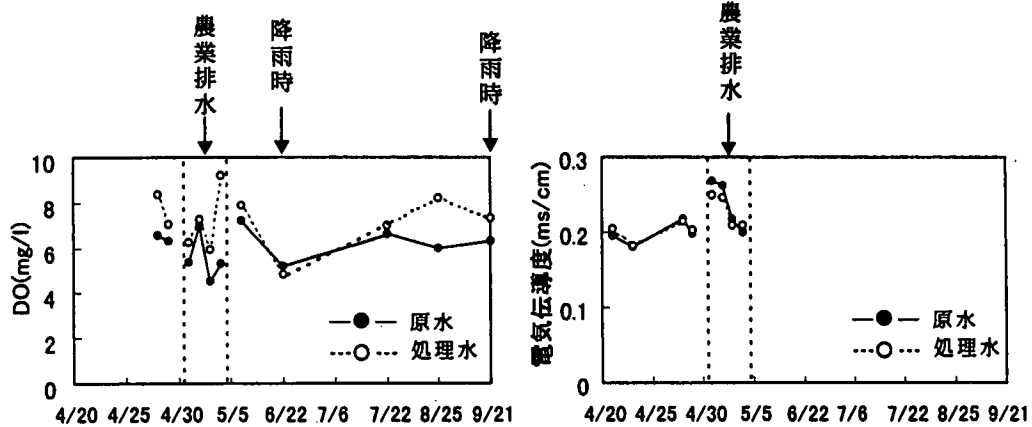


図 4-3 DOの経時変化

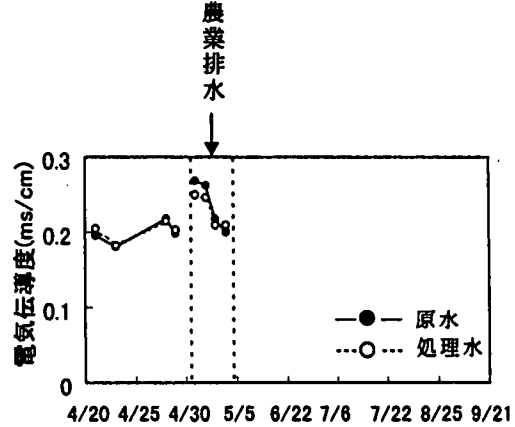


図 4-4 電気伝導度の経時変化

4.2 SS濃度と除去率

SSの濃度と除去率の経時変化を図4-5に、平均除去率を表4-1に示す。葉山川河川水のSS濃度は通常2~22mg/lである¹⁾が、本調査期間においては代かき・田植え期間以外の期間でも14~50mg/lと比較的高い値を示した。また代かき・田植え期間のSS濃度は40mg/l以上で、5月3日には153mg/lと高い値を示した。降雨時のSS濃度は特に高い値にはならなかった。これは降り始めてから河川水が濁るまでに時間差があるためと思われる、今後は採水のタイミングを考慮する必要がある。また、通常期のSS除去率は83.3%と高い値を示し、濃度の高くなった代かき・田植え期間中でも64.1%の除去率が得られ、全期間では平均77.8%の除去率であった。

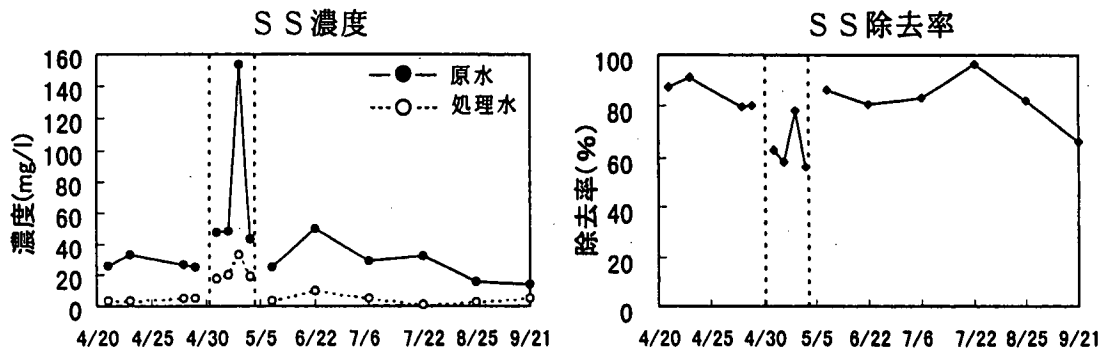


図 4-5 SS濃度と除去率の経時変化

表 4-1 SSの平均除去率

期 間	平均除去率
全期間	77.8%
代かき・田植え期間 (5月1日～4日)	64.1%
通常期	83.3%
降雨時 (6月22日、9月21日)	73.4%

4.3 SSの粒径分布

SSの粒径分布は代かき前から田植え期間(4月21日～5月4日)まで測定を行なった。平均粒径を表4-2に、代表的な原水、中間水、処理水の粒径分布を図4-6に示す。なお、中間水とは脱リン槽の前で採水した水である。

原水のSSの粒径分布は、4月21日～29日までの代かき前の期間は $10\mu\text{m}$ 以上にピークを持つ分布であり、平均粒径も $10\mu\text{m}$ 以上であったが、代かき・田植え期間に入ると、5月1日、2日は $1\sim 100\mu\text{m}$ の間に幅広い分布を、5月3日、4日は $2\sim 3\mu\text{m}$ にピークを持つ分布に変化し、より細かい粒子が増加し平均粒径も $5\mu\text{m}$ 以下となった。この変動が、代かき・田植え期間のSS除去率を低下させた要因と考えられる。また原水、中間水、処理水の粒径分布を比較すると、原水に比べ中間水、処理水の分布が広がっており、いずれも $2\mu\text{m}$ 以上の土粒子が多く除去されていることがわかった。

表 4-2 SSの平均粒径

日付	4月21日	4月23日	4月28日	4月29日	5月1日	5月2日	5月3日	5月4日
原水	10.4	14.0	10.2	13.9	3.8	5.1	4.0	3.1
処理水	21.8	9.8	16.2	27.7	2.8	9.4	3.5	14.2

(単位 μm)

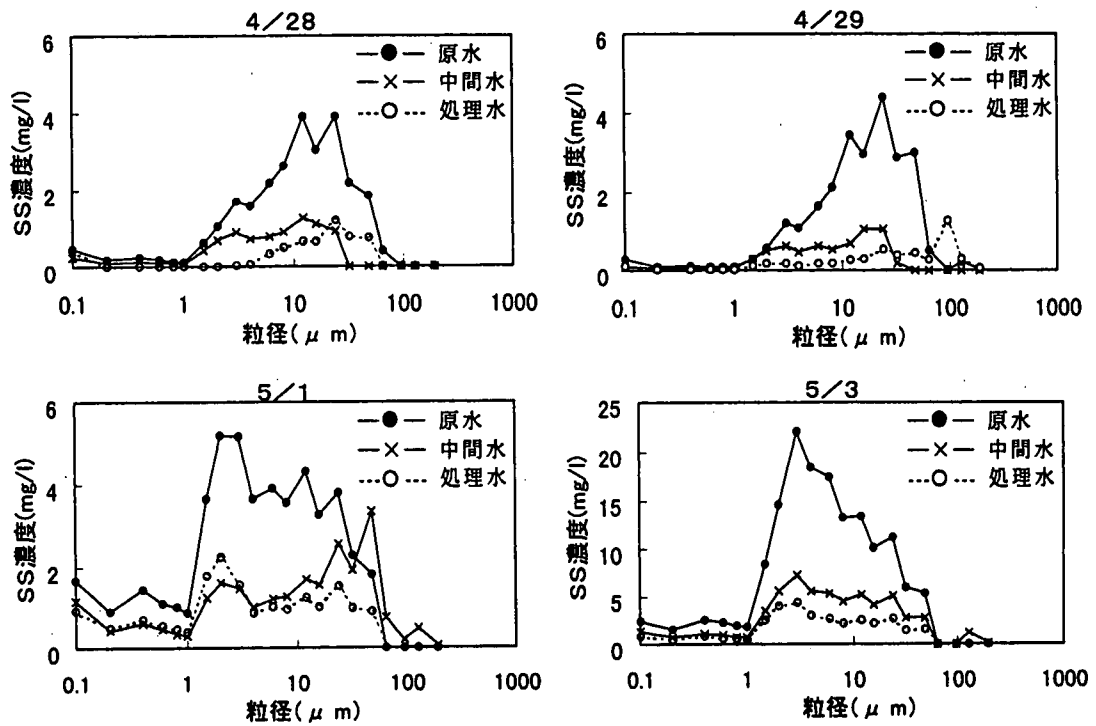


図 4-6 SSの粒径分布

4.4 COD、BOD濃度と除去率

COD、BODのそれぞれの濃度と除去率の経時変化を図4-7、4-8に、平均除去率を表4-3に示す。代かき・田植え期間中の原水COD、BOD濃度はどちらも2～5倍程度上昇したが、各期間での平均除去率にはあまり差はなく、全期間でそれぞれ平均31.1%、33.1%の除去率が得られた。

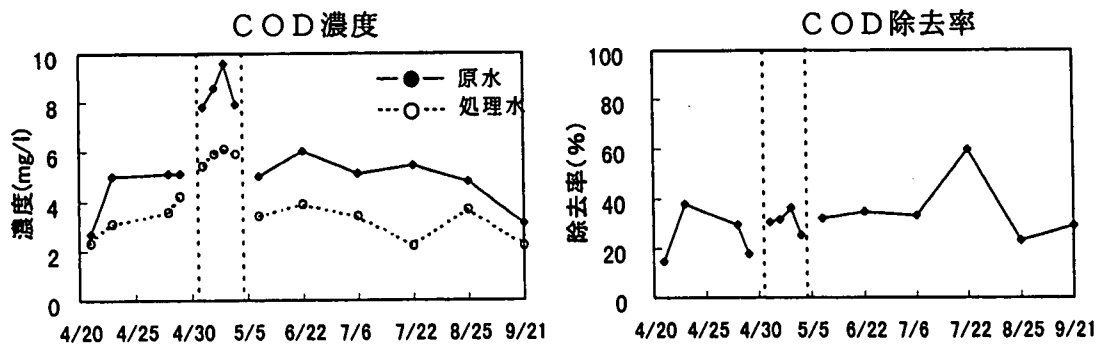


図 4-7 COD濃度と除去率の経時変化

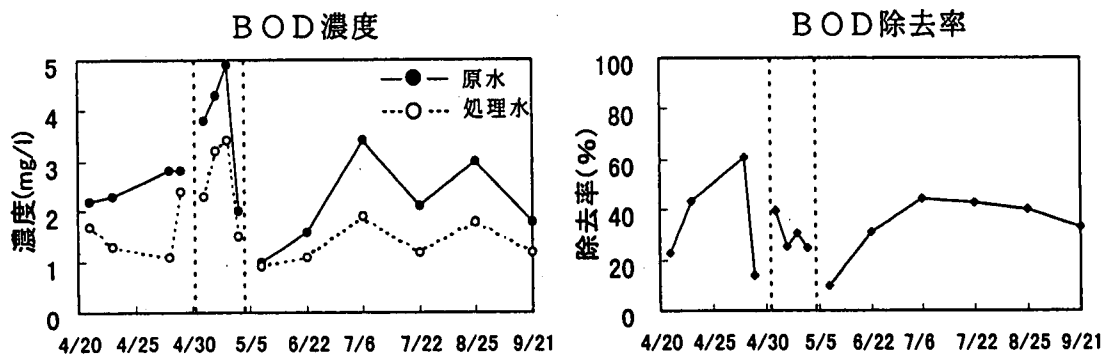


図 4-8 BOD濃度と除去率の経時変化

表4-3 COD、BODの平均除去率

期 間	COD平均除去率	BOD平均除去率
全期間	31.1%	33.1%
代かき・田植え期間（5月1日～4日）	31.0%	30.2%
通常期	31.1%	34.3%
降雨時（6月22日、9月21日）	32.0%	32.3%

4.5 T-N、D-T-N濃度と除去率

T-N、D-T-Nに関して、原水中の濃度を表4-4に、原水、処理水の濃度と除去率の経時変化を図4-9、4-10に、平均除去率を表4-5に示す。なお、T-N、D-T-N濃度の差を粒子態N濃度とし、表4-5中では粒子態Nの平均除去率を算出した。

D-T-N、粒子態Nの平均除去率は全期間でそれぞれ6.3%、36.3%であった。これは、土粒子（SS）除去に伴う効果が表われたためと思われる。しかし本調査期間中、原水T-NのうちのD-T-Nは70.9～93.6%、平均83.7%を占めており、溶解性の窒素が多いためT-Nの全期間平均除去率は10.2%となった。

表4-4 原水中のT-N、D-T-N濃度

日 付	T-N(mg/l)	D-T-N(mg/l)	D-T-N/T-N(%)	
4月21日	1.12	1.04	92.9	
4月23日	1.14	0.89	78.1	
4月28日	1.72	1.43	83.1	
4月29日	1.40	1.31	93.6	
5月1日	3.38	2.87	84.9	農業排水
5月2日	2.21	1.85	83.7	農業排水
5月3日	2.31	1.72	74.5	農業排水
5月4日	1.96	1.39	70.9	農業排水
5月27日	1.47	1.29	87.8	
6月22日	1.27	1.07	84.3	降雨時
7月6日	1.44	1.10	76.4	
7月22日	1.65	1.43	86.7	
8月25日	1.10	0.93	84.5	
9月21日	1.25	1.13	90.4	降雨時
平 均	1.67	1.39	83.7	

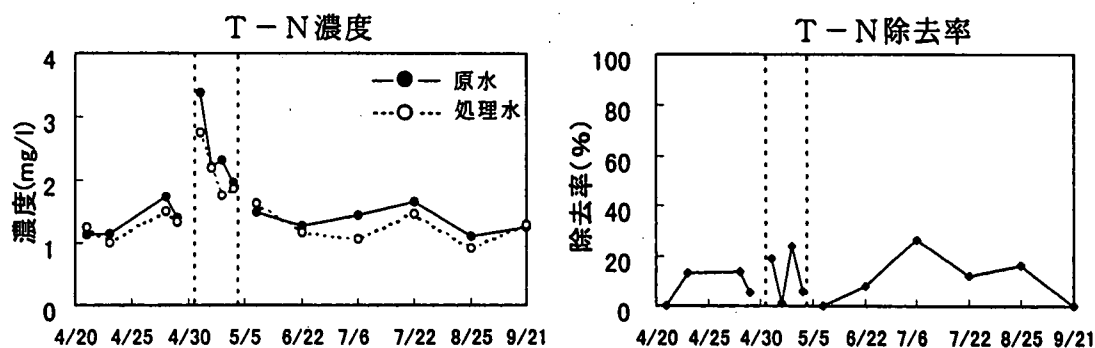


図4-9 T-N濃度と除去率の経時変化

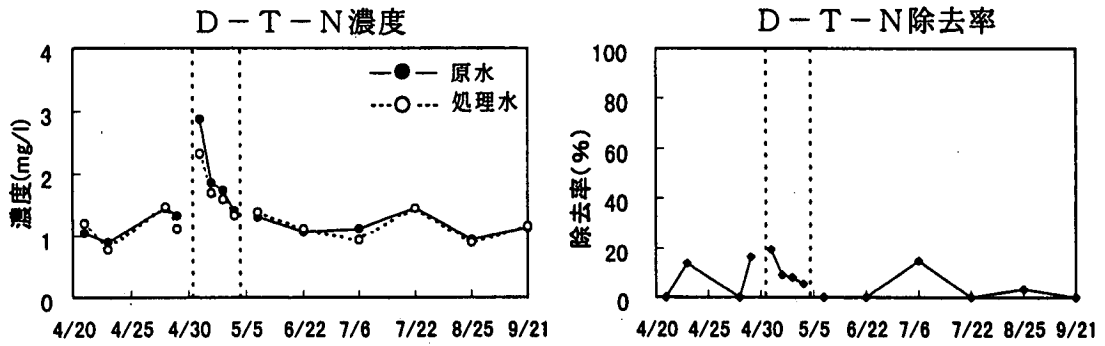


図 4-10 D-T-N濃度と除去率の経時変化

表 4-5 T-N、D-T-N、粒子態Nの平均除去率

期 間	T-N除去率	D-T-N除去率	粒子態N除去率
全期間	10.2%	6.3%	36.3%
代かき・田植え期間（5月1日～4日）	12.2%	10.2%	21.2%
通常期	9.4%	4.7%	43.3%
降雨時（6月22日、9月21日）	4.0%	0.0%	35.0%

4.6 T-P、D-T-P濃度と除去率

原水中のT-P、D-T-Pの濃度を表4-6に、T-P、D-T-Pの濃度と除去率の経時変化を図4-11、4-12に、平均除去率を表4-7に示す。なお、T-P、D-T-P濃度の差を粒子態P濃度とし、表4-7中では粒子態Pの平均除去率を算出した。

代かき・田植え期間中、原水のT-P、D-T-P濃度は2～5倍上昇し、D-T-P濃度は脱リン槽の前で原水より高くなる日も見られた。全期間を通したD-T-P、粒子態Pの平均除去率は、脱リン槽の前ではそれぞれ5.6%、56.1%、施設全体で22.0%、66.4%となった。本調査期間中、原水T-PのうちD-T-Pは17.3～49.4%、平均35.7%と、溶解性のリンが50%以下であったことから、土粒子(SS)除去に伴い、粒子態Pが接触材槽で効率よく除去されたものと推測され、全期間を通したT-Pの平均除去率は脱リン槽の前で35.3%、施設全体では49.9%となった。

表4-6 原水中のT-P、D-T-P濃度

日付	T-P (mg/l)	D-T-P (mg/l)	D-T-P/T-P (%)	
4月21日	0.139	0.050	36.0	
4月23日	0.129	0.043	33.3	
4月28日	0.182	0.071	39.0	
4月29日	0.142	0.059	41.5	
5月1日	0.414	0.196	47.3	農業排水
5月2日	0.398	0.161	40.5	農業排水
5月3日	0.471	0.112	23.8	農業排水
5月4日	0.327	0.142	43.4	農業排水
5月27日	0.182	0.059	32.4	
6月22日	0.316	0.156	49.4	降雨時
7月6日	0.173	0.030	17.3	
7月22日	0.228	0.062	27.2	
8月25日	0.147	0.051	34.7	
9月21日	0.148	0.050	33.8	降雨時
平均	0.240	0.087	35.7	

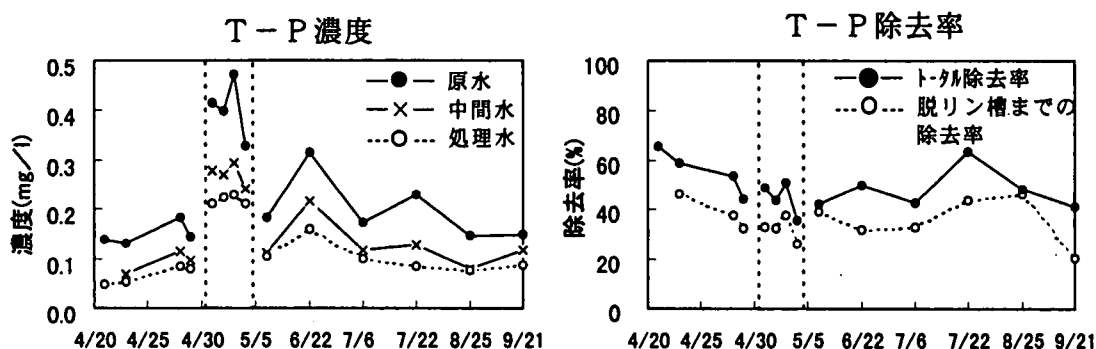


図4-11 T-P濃度と除去率の経時変化

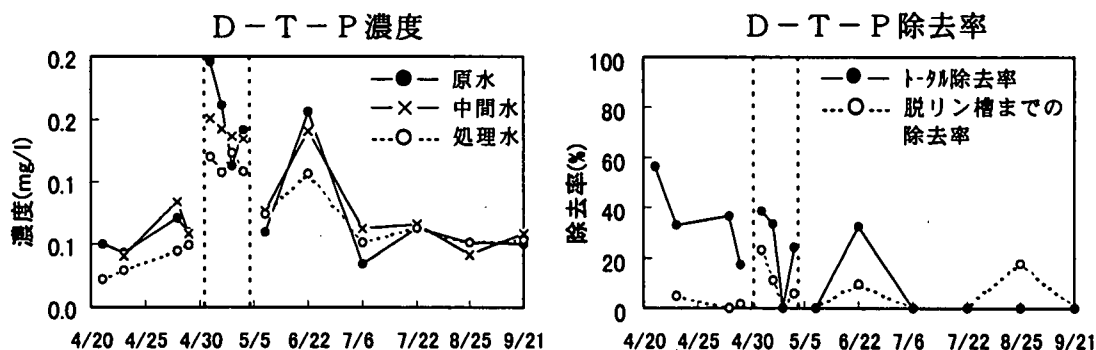


図4-12 D-T-P濃度と除去率の経時変化

表4-7 T-P、D-T-P、粒子態Pの平均除去率

期間または測定地点	T-P 除去率	D-T-P 除去率	粒子態P 除去率
全期間 (施設全体)	49.9%	22.0%	66.4%
(脱リン槽の前まで)	35.3%	5.6%	56.1%
代かき・田植え期間 (5月1日～4日)	44.5%	25.7%	55.9%
通常期	52.1%	20.5%	71.7%
降雨時 (6月22日、9月21日)	45.6%	16.1%	66.4%

脱リン槽でのリン除去効果を確認するために、脱リン槽の入口と出口でのT-P、D-T-Pの除去率の経時変化を図4-13に、平均除去率を表4-8に示す。

表4-7より脱リン槽の前でのD-T-P除去率は全期間を通して平均5.6%であるが、脱リン槽では17.6%となり、脱リン槽でのD-T-P除去効果が認められた。しかし、脱リン槽のD-T-P除去性能は6月中旬以降低下傾向が見られた。これは、鉄繊維がSSで被覆される等により水との接触機会が低下し、鉄の溶出が抑制されているためと推測され、鉄繊維表面が常に水と接触できるような維持・管理の手法を検討することが今後の課題であると思われる。

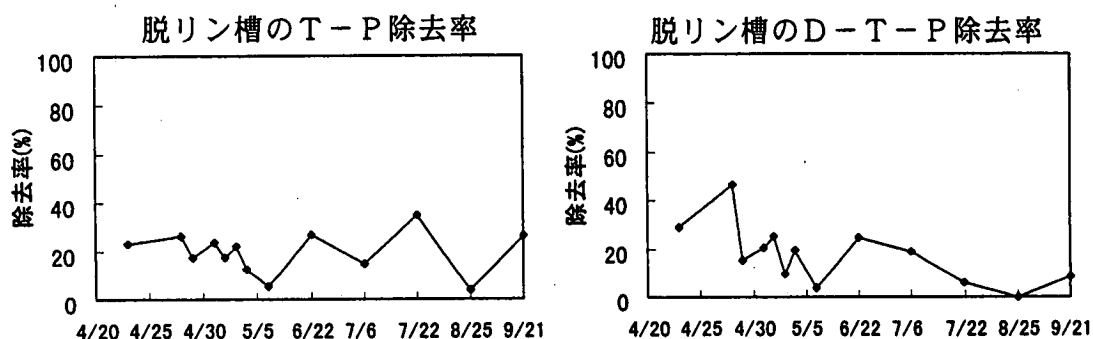


図4-13 脱リン槽の入口と出口でのT-P、D-T-P除去率の経時変化

表4-8 脱リン槽の入口と出口での平均除去率

期 間	T-P 除去率	D-T-P 除去率	粒子態P 除去率
全期間	19.7%	17.6%	23.1%
代かき・田植え期間 (5月1日～4日)	19.1%	18.7%	18.5%
通常期	18.0%	17.2%	21.7%
降雨時 (6月22日、9月21日)	26.6%	16.7%	37.0%

5. 汚泥および付着物 (SS) の調査結果

5.1 堆積汚泥量

1998年4月から9月までの約6ヶ月間の堆積汚泥量の調査結果を表5-1、図5-1に示す。堆積汚泥量は、接触材槽1、接触材槽2、脱リン槽よりも沈殿槽1、沈殿槽2、放流槽の方が多くなった。これは、接触材槽1、接触材槽2、脱リン槽では底部からの曝気を常時行っており、汚泥が沈降しづらかったためと推測される。また施設前段の接触材槽1では、汚泥量が66.5kgと接触材槽2、脱リン槽に比べ非常に多かった。固形分濃度も後段ほど低くなり、また、有機分比率は12.0%～13.8%、平均12.7%と無機分が大部分で、後段ほど有機分がわずかに多くなった。これは前段において、トラップされやすい砂質を含む土粒子が多量に除去され、沈降したためと推察される。一方、T-N、T-P濃度については後段ほど高くなるとともに有機分比率もわずかに増加しており、多少接触酸化が起こっているものと推察される。

表 5-1 堆積汚泥の特性

	堆積汚泥容量	固形分濃度	堆積汚泥量	有機分比率	含有 N 量		含有 P 量	
	(wetm ³)	(wt%)	(drykg)	(VSS%)	(g)	(mg/kg)	(g)	(mg/kg)
接触材槽 1	0.312	21.3	66.5	12.0	318.5	4,790	171.6	2,580
沈殿槽 1	0.624		132.9		636.5		342.9	
接触材槽 2	0.039	18.9	7.4	12.4	35.6	4,810	18.8	2,540
沈殿槽 2	0.507		95.8		460.8		243.3	
脱リン槽	0.039	15.9	6.2	13.8	32.3	5,210	16.9	2,730
放流槽	0.351		55.8		290.7		152.3	
合計	1.872	—	364.6	—	1774.4	—	945.8	—
平均	—	—	—	12.7	—	4,937	—	2,617

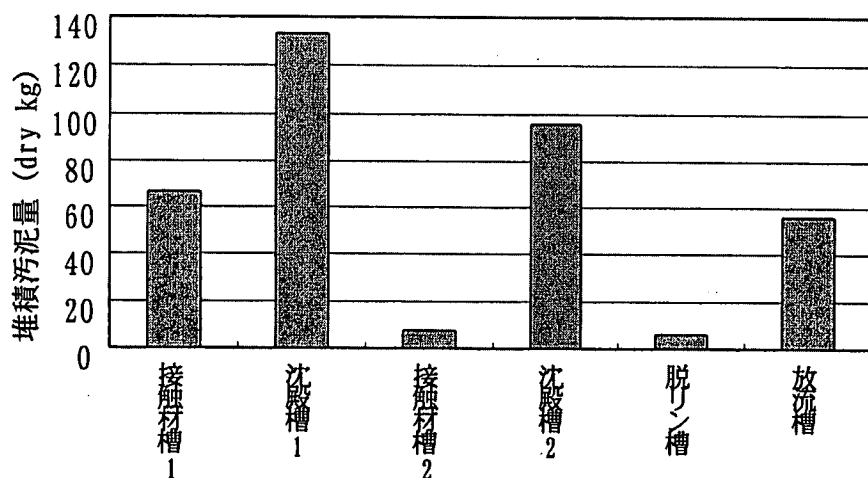


図 5-1 各槽の堆積汚泥量の比較

5.2 接触材付着物 (SS)

堆積汚泥調査時の接触材付着物 (SS) の調査結果を表 5-2、図 5-2 に示す。開孔径の異なる 3 種の BF で付着量の差はほとんどなく、目視によっても目詰まりはおきていなかった。各槽で比較的均等に土粒子が除去されているものと思われる。また、後段ほど有機分比率がわずかに増加しており、接触酸化が起きているものと推察される。

表 5-2 接触材付着物 (SS) の特性

		付着物 (SS) 重量		有機分比率	含有 N 量	含有 P 量
		(dry g/本)	(dry kg/全本数)	(VSS%)	(g)	(g)
接触材槽 1	接触材 a	70.56	10.2	13.9	65.8	5.7
	接触材 b	61.28	19.9	15.4	135.4	13.5
接触材槽 2	接触材 b	51.16	7.4	15.1	68.0	5.4
	接触材 c	55.03	17.8	15.7	153.0	15.3
脱リン槽	接触材 b	58.44	12.2	15.7	120.6	5.7
合計		—	67.4	—	542.9	45.7
平均		—	—	15.3	—	—

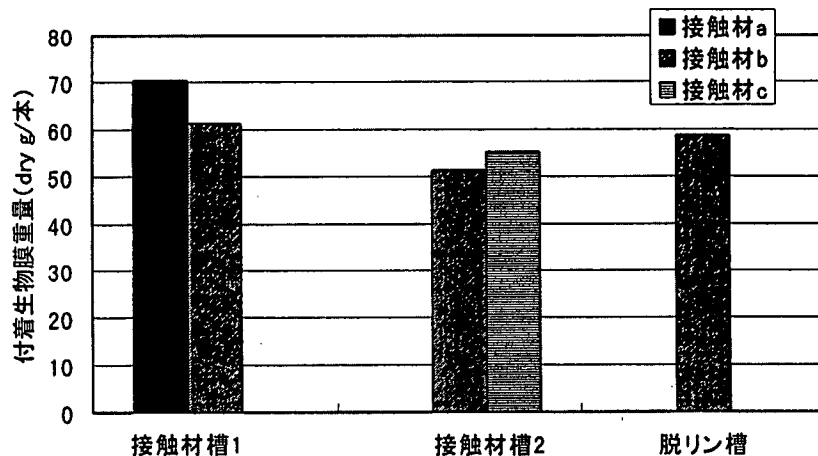


図5-2 各接触材（BF）への付着物量の比較

6. 考察

今回の不織布接触材方式浄化施設の調査において、SS除去率は通常期平均83.3%、全期間で平均77.8%と高い値が得られた。また、代かき・田植え期間中の除去率は64.1%と若干低い値を示したが、これは濁水中に、より細かい土粒子が増加したためである。T-N、D-T-Nの除去率は全期間を通じてそれぞれ平均10.2%、6.3%と低い値を示したが、原水T-N中の70.9%~93.6%がD-T-Nであり、土粒子（SS）除去に伴う効果があり現れなかったためと考えられる。

一方、T-Pの除去率は全期間を通じて、脱リン槽の前で平均35.3%、施設全体で平均49.9%の値が得られた。T-PとD-T-Pの差を粒子態Pとみなし算出した粒子態Pの除去率は、脱リン槽の前で平均56.1%、施設全体で平均66.4%と高い値を示した。T-P中のD-T-Pは17.3%~49.4%とT-Pの50%以上が懸濁性であり、土粒子（SS）除去に伴う効果が現れたと考えられる。D-T-Pについては、脱リン槽の前では除去率が低く、原水より高くなる日も見られた。脱リン槽での除去率は全期間を通して平均17.6%となり、施設全体での全期間平均除去率は22.0%となり、脱リン槽でのD-T-P除去効果が認められた。しかし、脱リン槽のD-T-P除去性能は6月中旬以降低下傾向が見られた。これは、鉄繊維がSSで被覆される等により水との接触機会が低下し、鉄の溶出が抑制されているためと推測され、鉄繊維表面が常に水と接触できるよう維持・管理する手法を検討することが今後の課題であると思われる。

COD、BODについては、代かき・田植え期間に通常時の2~5倍の原水濃度の上昇が見られたが、各期間での平均除去率にはあまり差はなく、全期間を通じそれぞれ平均31.1%、33.1%となった。

本調査期間中、降雨時の採水は2回行なったが、通常期との水質の差はほとんど見られなかった。雨が降り始めてから河川水が濁るまでには時間差があり、今後採水のタイミングを考慮する必要があると考えられる。

堆積汚泥調査の結果から、本調査期間の有機分比率は低く、無機物すなわち土粒子を主として除去しており、接触酸化の寄与は少ないと思われる。また、開孔径の異なるBFへの付着物量（SS）の差は見られず、目視による目詰まりも起きていなかったことから、各層で比較的均等に土粒子が除去されていると推察できる。

以上のことから、不織布接触材を用いた本浄化施設において、

- ①通常の河川水に加え、非常に細かい土粒子を含む農業排水でも高いSS除去性能を有する。
- ②土粒子(SS)除去に伴い粒子態リンも非常に効率よく除去できる。
ことが確認された。

これらの効果は、不織布接触材特有のろ過効果によるものと考えられる。現在までのところSSおよびT-Pの除去性能の低下は見られていないが、今後降雨時の大量の濁水などによって接触材表面が覆われることのないよう、定期的あるいは不定期の逆洗が必要であると思われる。脱リン材(鉄繊維ブロック)による溶解性リンの除去については、初期性能を継続するよう鉄繊維表面が常に水と接触できるよう維持・管理する手法を検討することが今後の課題である。

7. 引用文献

- 1) 滋賀県環境白書資料編平成9年度版 P114

8. 限外ろ過膜（UF膜）ろ過実験

—水道用膜ろ過法による河川水の浄化実験—

財団法人琵琶湖・淀川水質保全機構
東レエンジニアリング株式会社
東レエンジニアリング株式会社
東レエンジニアリング株式会社

○武井 直子
岡田 宏道
原 孝之
吉田 裕一

要 旨

本実験では、水道用限外ろ過膜が河川水の直接浄化方法として使用可能かどうかを知るために、年間を通して運転し、浄化効果、処理能力の評価を行った。その結果、年間を通して安定した水質浄化性能が得られ、前処理や凝集剤の添加を行わずに運転することが可能であった。年平均除去率は、COD、BODが40%以上、T-Nが14.5%、T-Pが72.6%、SSが92.0%であった。特に、SSは、原水の濃度が20mg/l以上ではほぼ100%の除去値が得られた。また、T-Nの除去率は、原水の溶存態の割合に依存していた。本UF膜ろ過浄化施設（処理量:15m³/日）のランニングコストは39円/m³、減価償却費は244円/m³であった。処理規模の拡大、UF膜寿命の延びおよび膜洗浄回数の減少などによるコスト削減が今後の課題であるが、わずかな用地面積で高い水質浄化性能が得られ、かつ飲用が可能であることから河川公園内での親水施設での利用など河川の直接浄化手法の一つとして期待できる。

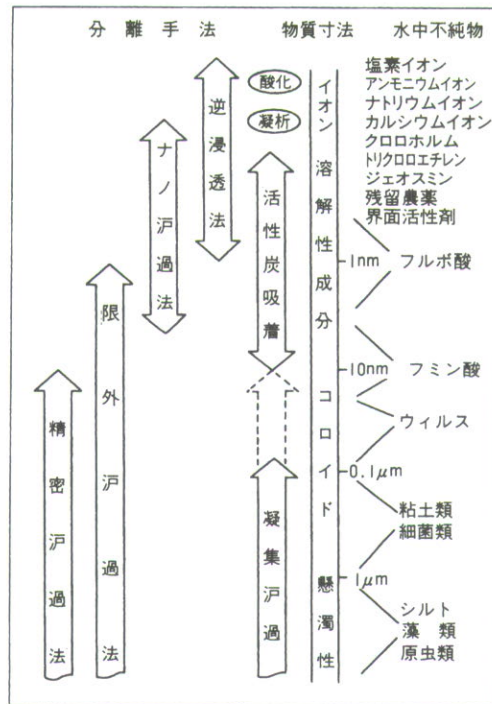
1. はじめに

従来の液体系膜ろ過は、原水が濁質を多く含んでいる場合は、目詰まりの問題から、使い捨て方式やあらかじめ他の処理プロセスの後の仕上げとして使用されるのが通常であった。しかし、河川水、湖沼水を原水として、砂ろ過やフィルターなどの処理を行っている工業用水や水道用水などに、膜分離法（限外ろ過膜、精密ろ過膜など）を用いる検討が近年行われ始めた。水道事業の浄水処理としては、1991年から厚生省や社団法人水道浄水プロセス協会などによって行われたMAC21計画研究「膜利用型新浄化システム開発研究」により、以下の点が明らかにされた。^{1)~3)}

- (1) 凝集・沈殿・ろ過のプロセスが「限外ろ過」に置き換えられ、システムとして安定している。
- (2) 用地面積の大幅な節減や建設工期の短縮が可能である。
- (3) 懸濁物質や細菌類の除去効果に非常に卓越し、高い水質浄化性能が得られる。(図1-1)
- (4) 凝集剤等の薬品を必要としない。

以上から、ガイドラインが制定され、限外ろ過法は河川水や湖沼水の浄水処理として簡易水道を中心に水道施設に導入されはじめている。

本研究は、現在、浄水処理として利用されはじめている限外ろ過膜を用いて河川水を直接浄化し、その浄化効果および処理能力を評価し、限外ろ過法が河川の直接浄化方法として使用可能かどうか検討するものである。



出典：新しい浄水技術「膜ろ過」
水道技術研究センター

図 1-1 分離手法と除去対象物

2. 実験施設諸元

2.1 施設概要図

本実験に用いたUF膜モジュールを写真2-1に示す。

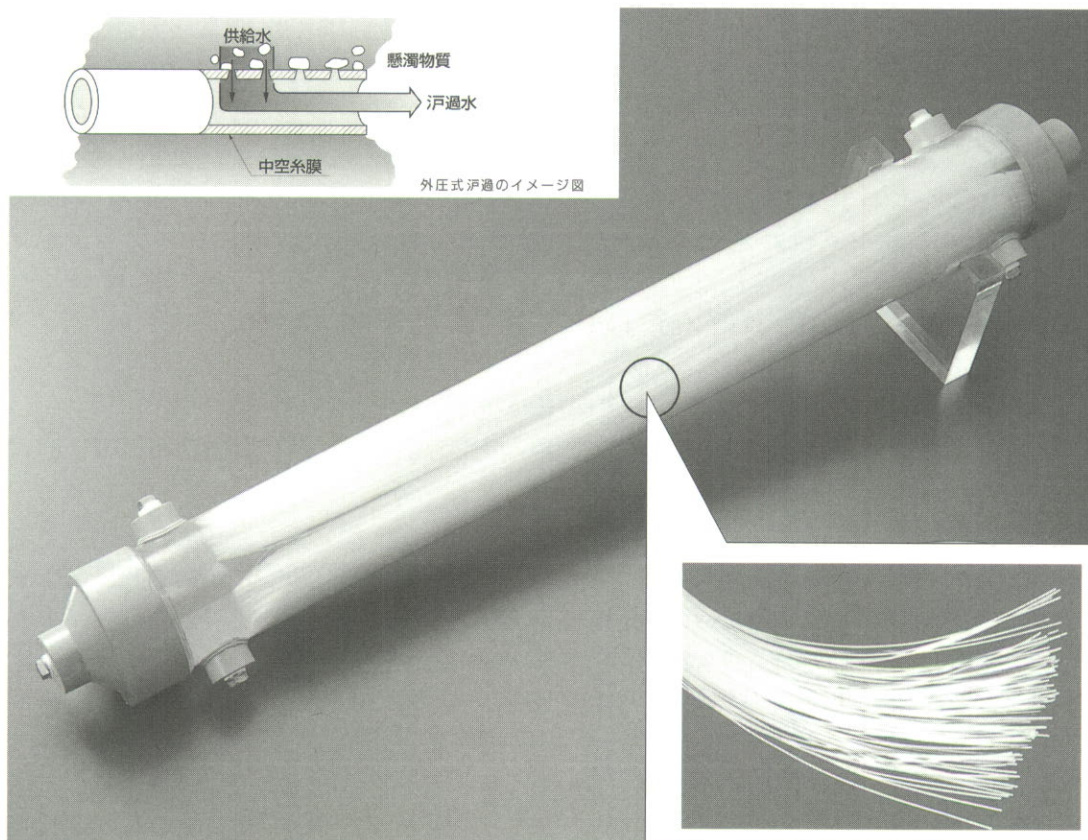


写真 2-1 膜の写真

本実験装置のフローを図2-1に示す。生物膜付着による膜の目詰まりを防止するために塩素の注入を行った。

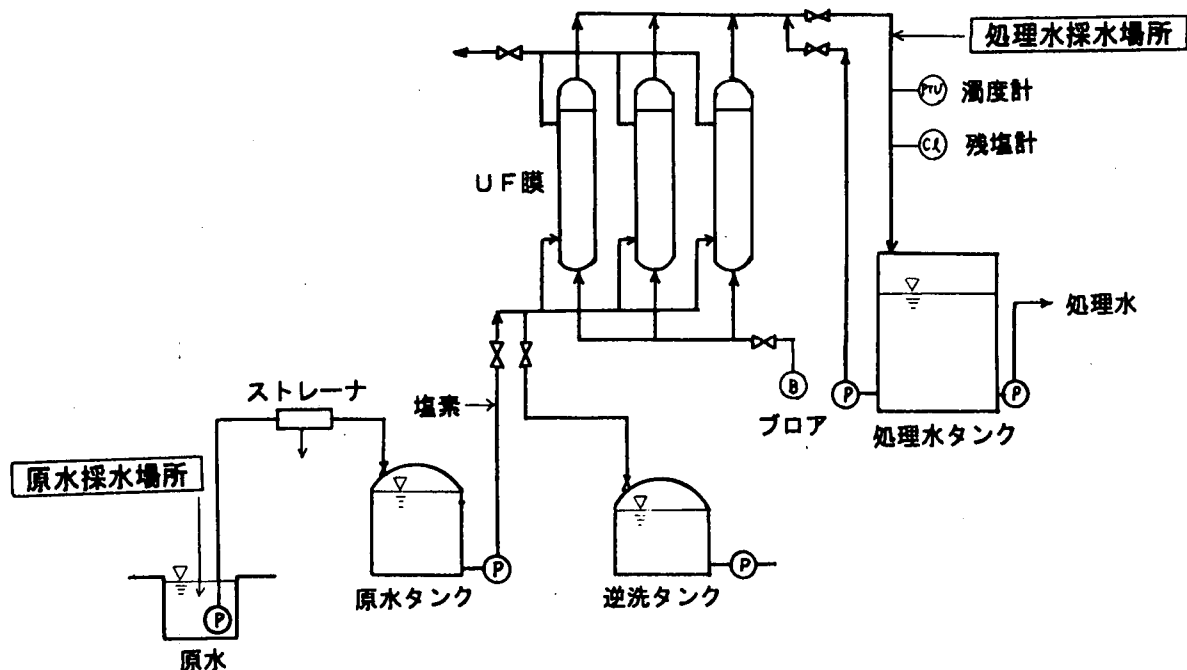


図2-1 装置のフロー図

2.2 施設運転条件

本実験で用いた運転条件、膜仕様を表2-1、表2-2に示す。

表2-1 UF膜ろ過実験施設の運転条件

取水量	0.60 m ³ /時
処理水量	0.60 m ³ /時 (15m ³ /日)
ろ過運転時間	1時間
物理洗浄時間	逆洗、空洗等 4分/1時間
ろ過流束	0.4 m ³ /m ² /日
薬品注入	NaClO
施設規模 (B×L×H)	4m×8m×3m

表2-2 膜仕様

型式	外圧式全量ろ過型中空糸膜モジュール
膜材質	高重合度ポリアクリロニトリル (PAN)
公称孔径	0.01 μm
膜面積、エレメント数	12 m ² /エレメント×3本
モジュール径	114 mm
モジュール全長	1,078 mm

3. 実験内容

3.1 実験場所

本実験は、琵琶湖・淀川水質浄化共同実験センター（滋賀県草津市志那町地先）内のUF膜ろ過施設で行った。

3.2 実験方法

本実験施設は、東レ株式会社の開発した高重合度ポリアクリロニトリル中空糸膜を用いた外圧式全量ろ過型のUF膜モジュールを3本並列にしたもので、1997年10月から運転を開始した。

1997年11月から1998年9月まで、月2回の割合で原水、処理水の水質分析を行った。採水場所は図2-1に示しており、分析項目および分析方法を表3-1に示す。2リットルのポリエチレン容器および滅菌処理したガラス瓶に、原水はヒシヤクで、処理水は直接パイプから採取し、速やかに実験室に持ち帰り分析を行った。条件を一定にするために、15時から16時の間に試料の採取を行った。

また、装置の運転状況を確認するため、膜差圧やろ過水残留塩素濃度などを日常点検によりデータシートに記録した。

表3-1 分析項目および分析方法

分析項目	分析方法
SS	上水試験方法Ⅳ-1. 12
COD _{Mn}	上水試験方法Ⅳ-1. 18
BOD	上水試験方法Ⅳ-1. 20
T-N	上水試験方法Ⅳ-2. 13
T-P	上水試験方法Ⅳ-2. 8
T-Fe	上水試験方法Ⅳ-3. 12
T-Mn	上水試験方法Ⅳ-3. 11
Al	上水試験方法Ⅳ-3. 6
Ca	上水試験方法Ⅳ-3. 8
過マンガン酸カリウム消費量	上水試験方法Ⅳ-1. 17
E260（紫外線吸光度）	上水試験方法Ⅳ-1. 21
硝酸性窒素および亜硝酸性窒素	上水試験方法Ⅳ-2. 12
塩素イオン	上水試験方法Ⅳ-2. 3
pH	上水試験方法Ⅳ-1. 9
濁度	上水試験方法Ⅳ-1. 3
色度	上水試験方法Ⅳ-1. 6
臭気	上水試験方法Ⅳ-1. 7
味	上水試験方法Ⅳ-1. 8
一般細菌	上水試験方法Ⅷ-1
大腸菌群	上水試験方法Ⅷ-1

4. 結果

4.1 装置運転状況

膜差圧、流量、流束の経時変化を図4-1、図4-2、図4-3に示す。

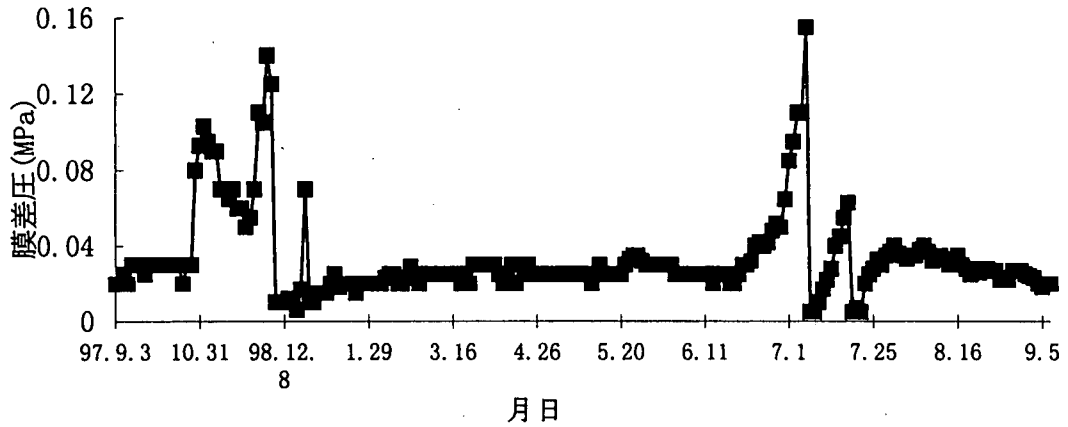


図4-1 膜差圧の経時変化

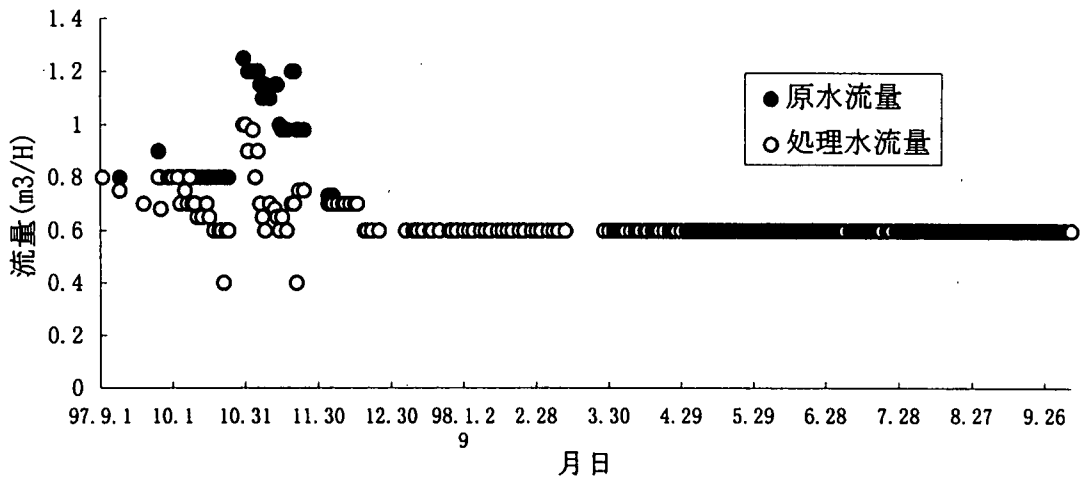


図4-2 流量の経時変化

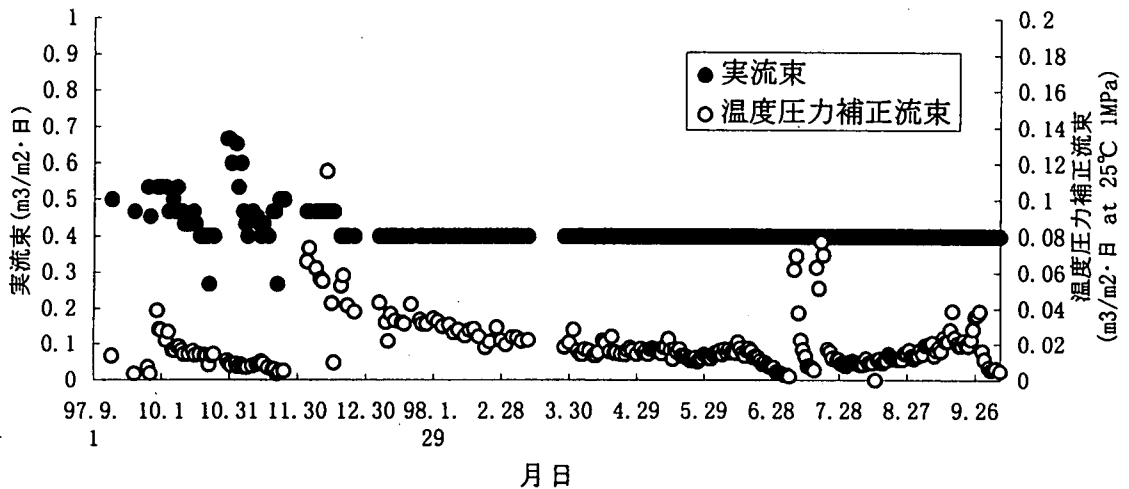


図4-3 流束の経時変化

運転開始当初は、各項目とも安定せずばらつきが見られたが、1997年12月以降膜差圧0.02MPa、流量(原水流量、処理水流量)0.6m³/H、実流束0.4m³/m²・日前後で安定し、設定値の近辺で運転できた。なお、1998年6月中頃から急激な膜差圧の上昇が生じ、最高値で0.16MPaを示し、膜の目詰まり等が見られた。このため、膜の薬品洗浄(0.1mol/l塩酸、水酸化ナトリウム、1,000mg/l次亜塩素酸ナトリウム各1時間)を行い、初期状態まで回復した。この結果から今回使用した原水に対しては前処理を行わずに運転することが可能である。

4.2 水質調査

4.2.1 COD、BOD、T-N、T-P、SSの経時変化

COD、BOD、T-N、T-P、SSの原水水質濃度と処理水水質濃度の経時変化を図4-4～図4-8に示す。

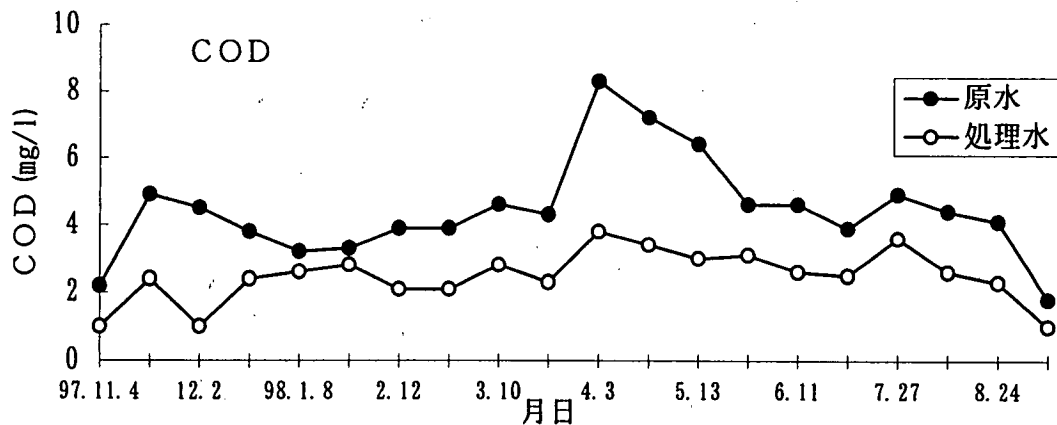


図4-4 原水水質と処理水水質の経時変化 (COD)

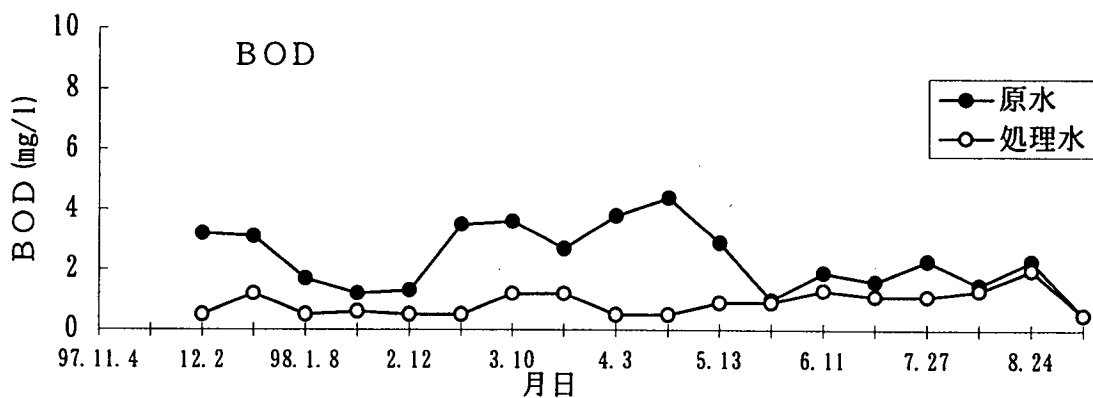


図4-5 原水水質と処理水水質の経時変化 (BOD)

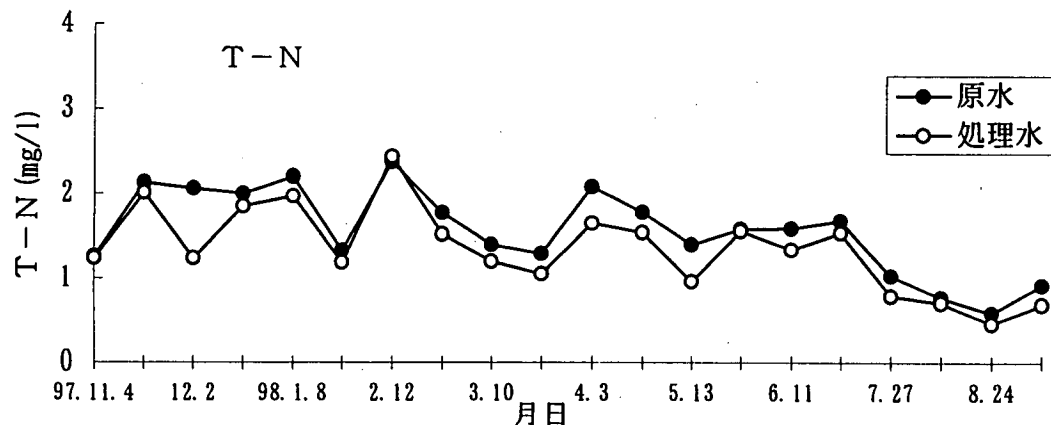


図4-6 原水水質と処理水水質の経時変化 (T-N)

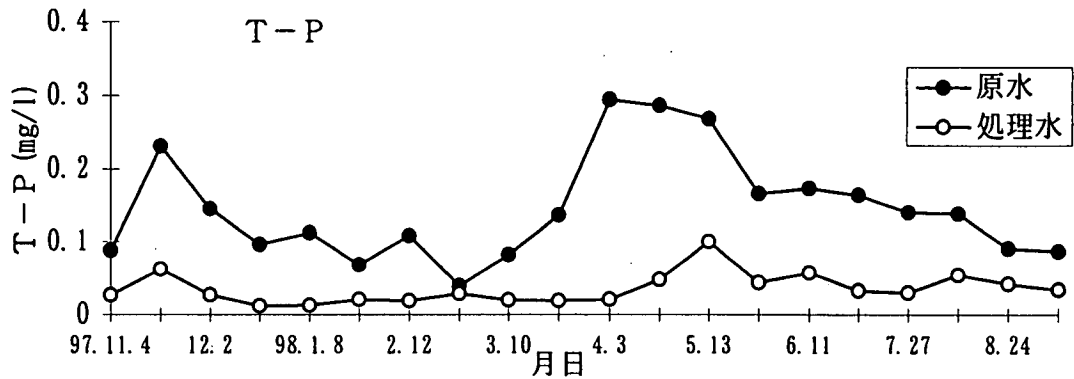


図 4-7 原水水質と処理水水質の経時変化 (T-P)

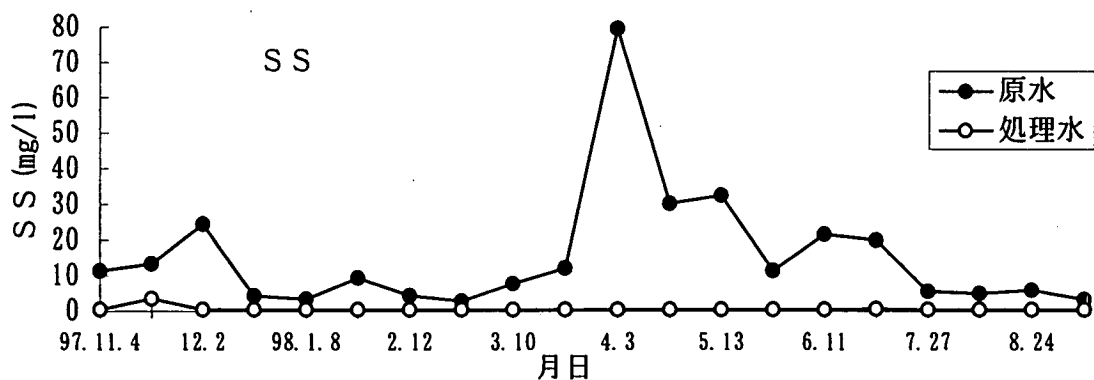


図 4-8 原水水質と処理水水質の経時変化 (S S)

各項目とも多少のばらつきはあるものの、年間を通して一定した浄化性能が得られた。特に、BOD、T-P、S Sに関しては、4月、5月の高負荷流入時においても原水水質濃度に関係なく安定した浄化性能が得られ、BODで0.9mg/l程度、T-Pで0.03mg/l程度、S Sで0.3mg/l程度の処理水濃度であった。

4.2.2 COD、BOD、T-N、T-P、S Sの除去率

COD、BOD、T-N、T-P、S Sの除去率の経時変化を図4-9～図4-13に、各項目の原水水質濃度と除去率の相関図を図4-14に示す。

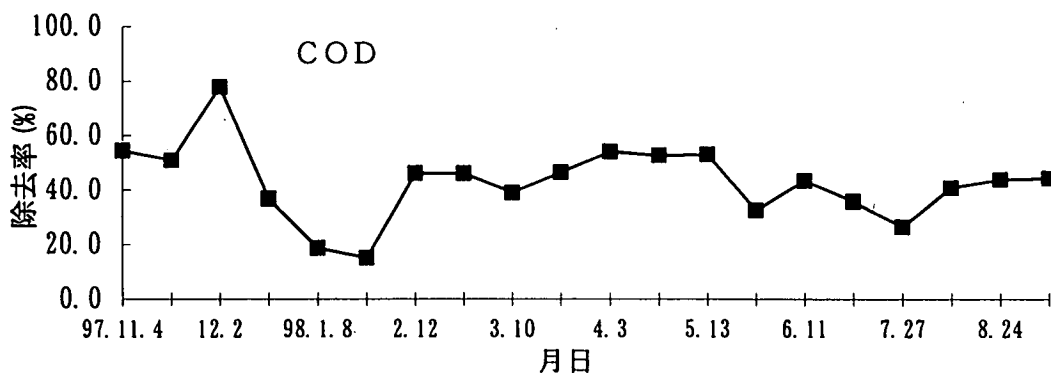


図 4-9 除去率の経時変化 (COD)

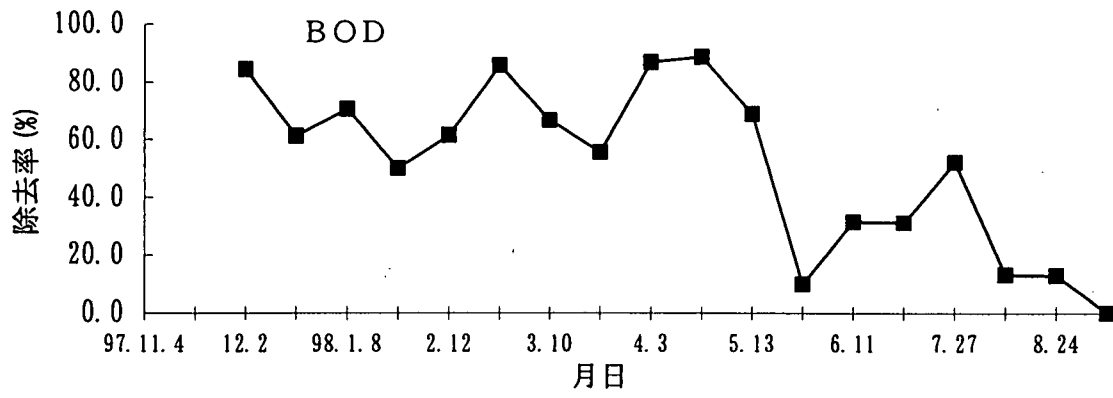


図 4-10 除去率の経時変化 (BOD)

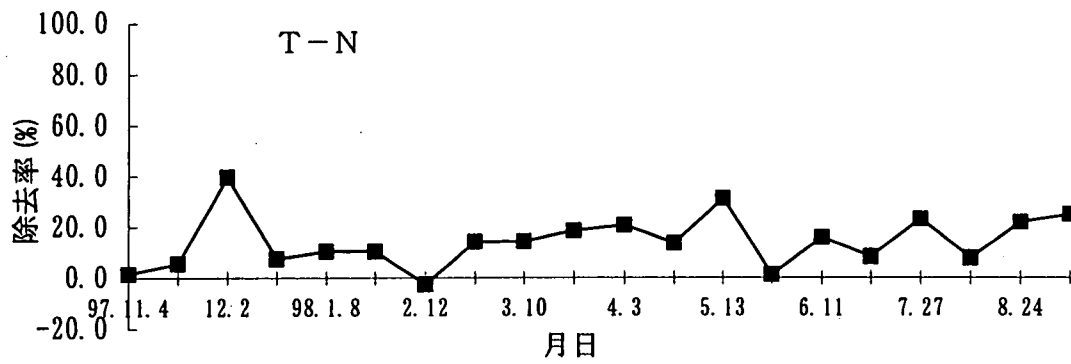


図 4-11 除去率の経時変化 (T-N)

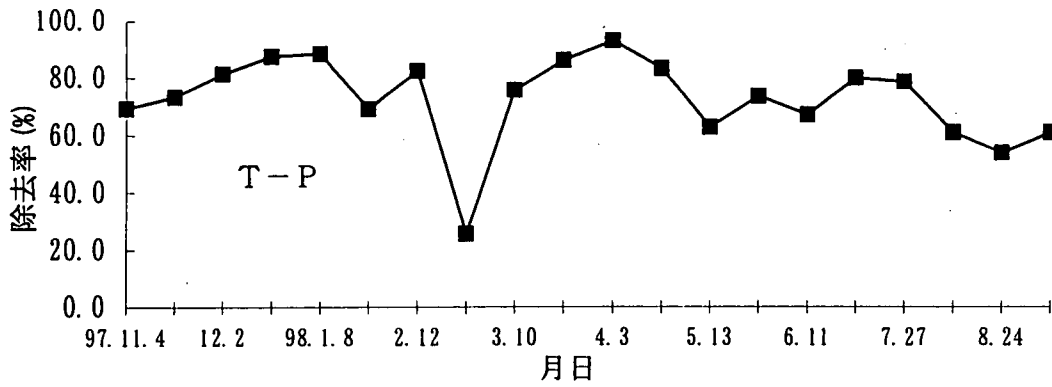


図 4-12 除去率の経時変化 (T-P)

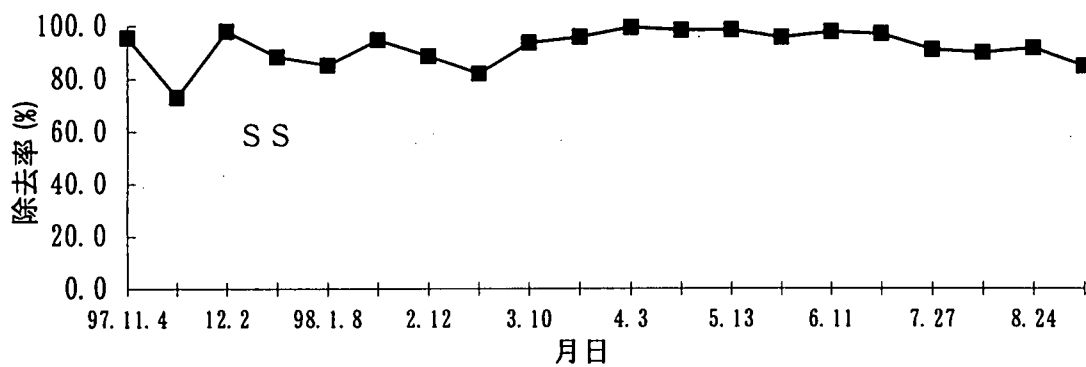


図 4-13 除去率の経時変化 (SS)

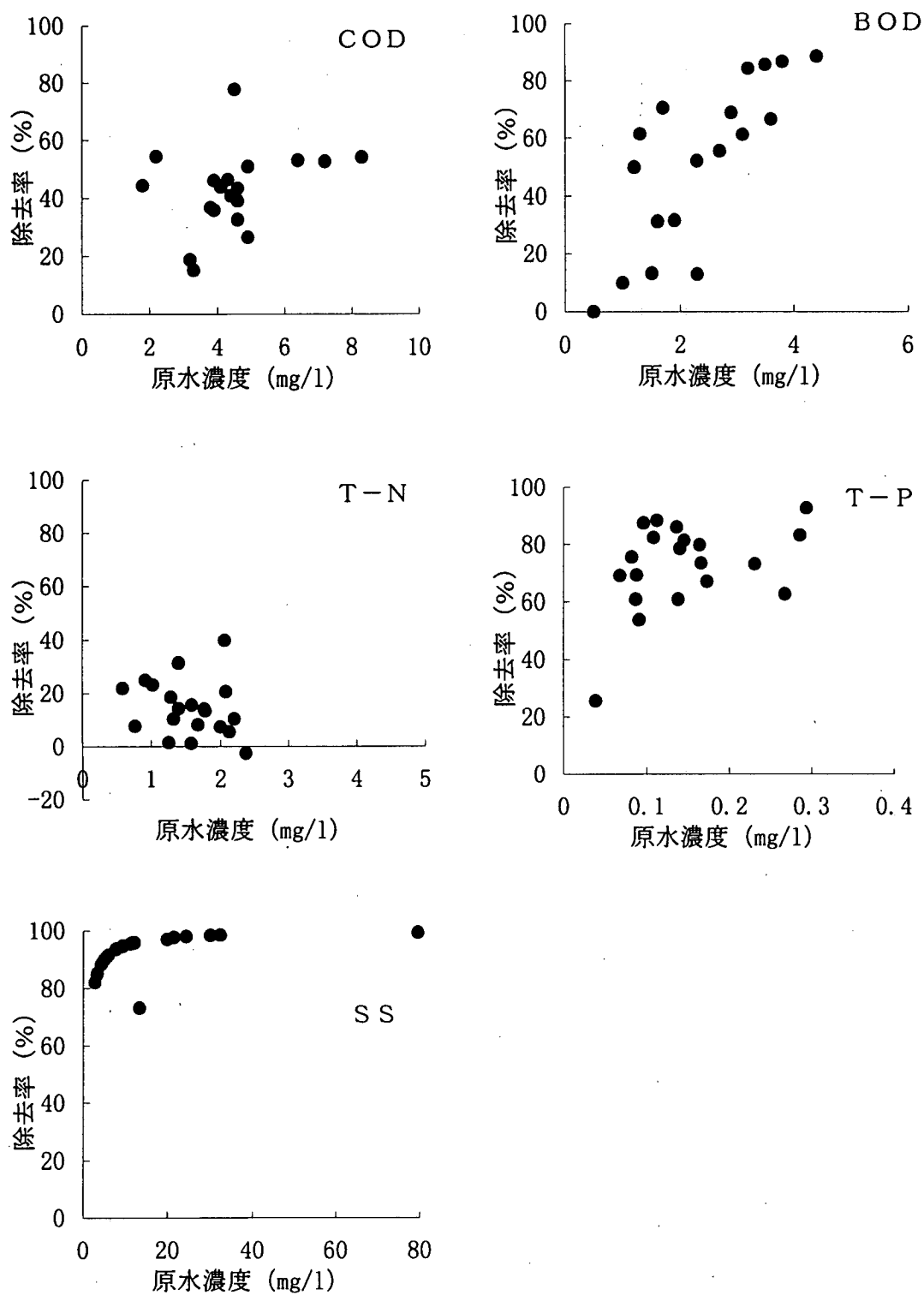


図 4-14 原水水質濃度と除去率の相関図

図 4-9 ~ 図 4-13 から、BOD、T-P は 1998 年 4 月以降から徐々に除去率の低下が見られた。それ以外の項目は経時的に一定した除去率が得られた。

図 4-14 の相関図から、BOD、T-P、SS は原水水質濃度が高くなればなるほど除去率が高くなる傾向が見られた。T-N、COD に関しては顕著な傾向は見られなかった。このことから、BOD、T-P の 1998 年 4 月以降の除去率の低下は、原水水質濃度の低下に起因していることが分かる。SS は原水水質濃度が約 20 mg/l 以上になると、ほ

ば100%の除去が得られた。

各項目の平均除去率および原水濃度範囲を表4-1に示す。COD、BODは40%以上の除去率が得られた。富栄養化の原因となるT-N、T-Pの除去率については、T-Nが14.5%、T-Pが72.6%であり、T-Nの除去率が悪かった。SSの除去率は92.0%で、他の水質項目の中で最高値を示し、UF膜ろ過が除濁に卓越していることが分かる。

表4-1 平均除去率

項目	平均除去率	原水水質濃度
COD	43.0 %	1.8 ~ 8.3 mg/l
BOD	51.8 %	0.5 ~ 4.4 mg/l
T-N	14.5 %	0.57 ~ 2.37 mg/l
T-P	72.6 %	0.039 ~ 0.294 mg/l
SS	92.0 %	2.8 ~ 78.6 mg/l

4.2.3 その他分析項目の除去率

表4-2に水道法水質基準項目の平均除去率および原水水質濃度範囲を示す。

表4-2 平均除去率

項目	平均除去率	原水水質濃度
T-Fe	94.4 %	0.09 ~ 1.32 mg/l
T-Mn	22.9 %	0.61 ~ 0.275 mg/l
Ca	2.0 %	12.2 ~ 31.4 mg/l
Al	81.3 %	0.05 ~ 21.7 mg/l
E260	39.5 %	0.059 ~ 0.969 mg/l
過マンガン酸カリウム消費量	43.8 %	3 ~ 15.4 mg/l
硝酸性窒素および亜硝酸性窒素	-2.7 %	0.33 ~ 1.7 mg/l
塩素イオン	-1.7 %	6.3 ~ 49.4 mg/l
臭気	異常なし	泥臭、微土臭
味	異常なし	微苦味、微渋味
濁度	97.2 %	2.9 ~ 79
色度	90.7 %	27 ~ 280
一般細菌	100 %	20 ~ 11,400 個
大腸菌群	検出されない	検出された

T-Fe、Al、濁度、色度、一般細菌、大腸菌群は、平均80%以上の除去率を示した。一般細菌については、原水濃度が低レベルな場合においても100%の除去が得られ、細菌類の除去に卓越した効果が見られた。

5. 考察

5.1 水質浄化効果

富栄養化の原因となるT-N、T-Pにおいて、年平均除去率が14.5%、72.6%と本UF膜ろ過による除去効果に大幅な差異が見られた(表4-1)。原水(葉山川水)のT-NとT-Pに対する溶存態の割合(1997年10月、1998年8月採取データ)を表5-1に示す。

表5-1 葉山川原水のT-N、T-Pの溶存態の割合

年月	項目	T-N (mg/l)	溶存態T-N (mg/l)	溶存態割合 (%)	T-P (mg/l)	溶存態T-P (mg/l)	溶存態割合 (%)
1997年10月		1.60	1.45	90	0.170	0.040	24
1998年8月		0.85	0.55	65	0.158	0.065	41

表5-1より、葉山川原水のT-N、T-Pの溶存態の割合は、T-Nが90%（1997年10月）と65%（1998年8月）、T-Pが24%（1997年10月）と41%（1998年8月）であり、窒素は溶存態の割合が多く、リンに関しては粒子態の割合が多いことがわかる。このことから、窒素、リンにおいては、主に粒子態を除去していると考えられ、このためT-Nの除去率が悪いと思われる。なお、本UF膜ろ過浄化施設におけるSSの年間除去量は62.7kg、流出量に対する除去量は97.4%となり、粒子態の物質の除去性能に卓越しているといえる。

物理洗浄排水は原水量の約10%発生し、SS濃度としては数百mg/lであり、この処理については今後の課題であるが、簡易沈殿処理によって原水量の数%に低減することが可能であると思われる。

水道水質基準項目を基準値（1992年12月）と比較してみる（表5-2）。⁴⁾

表5-2 水道水質基準値との比較

項目	処理水濃度	基準値
T-Fe (mg/l)	0.01 ~ 0.19	<0.3
T-Mn (mg/l)	0.003 ~ 0.296	<0.3
Ca (mg/l)	11 ~ 31.9	-
Al (mg/l)	0.02 ~ 0.09	-
E260 (mg/l)	0.028 ~ 0.256	-
過マンガン酸カリウム消費量 (mg/l)	2.2 ~ 5.0	<10
硝酸性窒素および亜硝酸性窒素 (mg/l)	0.84 ~ 8.4	<10
塩素イオン (mg/l)	6 ~ 48.9	<200
臭気	異常なし	異常なし
味	異常なし	異常なし
濁度	<0.1 ~ 2	<2
色度	2 ~ 5	<5
一般細菌 (個/ml)	0	<100
大腸菌群	検出されない	検出されない

各項目とも、ほぼ基準値を満足する結果が得られたが、T-Mnと色度については水道水基準値をかなり上りて満足するレベルのデータもあり、安定して基準値を遵守するためには、凝集・除マンガン装置、オゾン処理などの高度処理プロセスを付加する必要がある。ただし、河川浄化を目的とした場合は、膜ろ過設備のみで十分な処理効果が得られていると考えられる。

5.2 コスト

本UF膜ろ過浄化装置を365日連続運転した場合の概算のランニングコスト（1m³あたり）を表5-3に示す。

表 5-3 概算ランニングコスト

項目	使用量	単価	金額 (円/日)	備考
電力	24 kWh/日	11 円/kWh	264	
UF膜	3 本	100 千円/本	274	3年で交換とする
その他			46	薬品代
合計			584	
			39 (円/m ³)	

処理水量：15m³/日、年間稼働時間：8,760時間

薬品代：膜の薬品洗浄代（2～4回/年とする）と注入塩素代

表 5-3 より 1 m³の水を処理するにあたり、39円のランニングコストがかかることが分かる。なお膜の仕様や運転状況等の違いによってランニングコストが異なるが、一般的に膜ろ過施設のランニングコストとしては、1m³処理するにあたり20～55円⁵⁾かかるといわれている。表 5-4 に本UF膜ろ過浄化施設の建設費用に対する減価償却費(1 m³あたり)を示す。

表 5-4 建設費用の減価償却

本UF膜ろ過浄化施設建設コスト	20,000 千円
建築寿命	15 年
年間処理水量	5,475 m ³
減価償却費	244 円/m ³

建設費：設備代、建物代、当初膜代

以上より、本膜ろ過浄化施設による処理には、283円/m³（ランニングコスト39円/m³＋減価償却費244円/m³）のコストがかかることがわかる。

一方、日本の小規模水道における膜ろ過浄化施設の概算建設費⁵⁾を図 5-1 に示す。

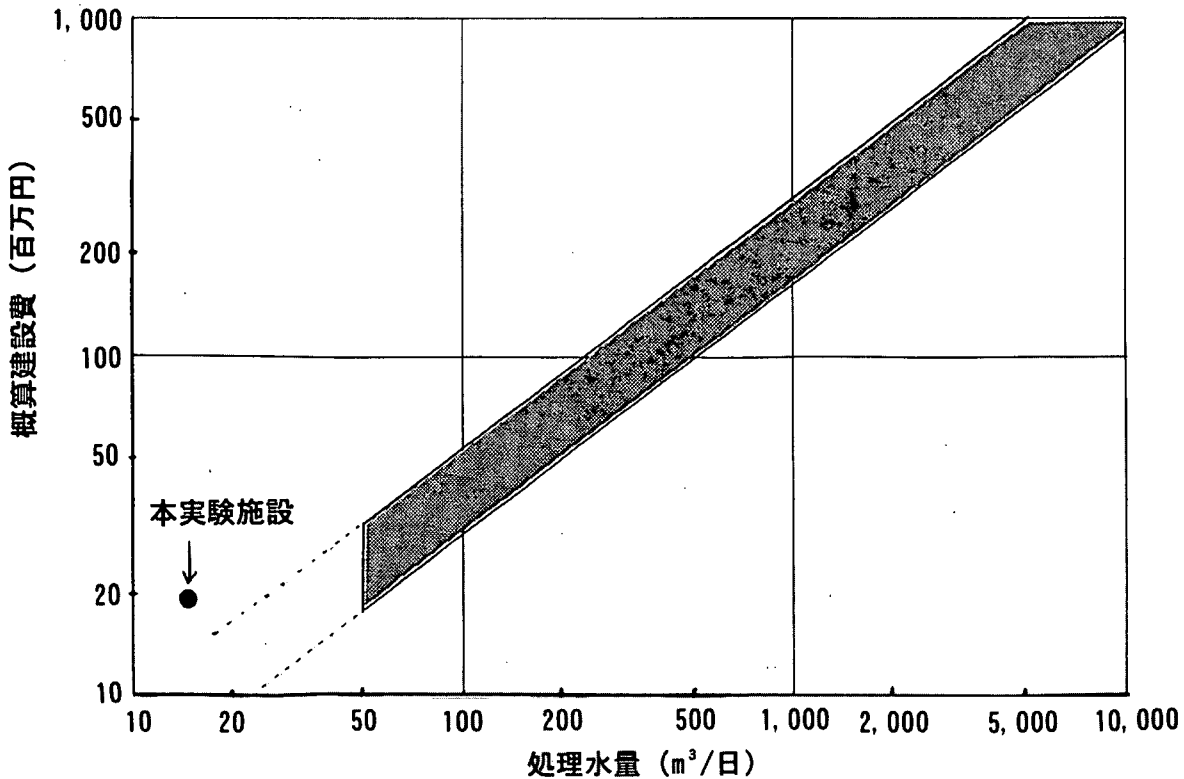


図 5-1 膜ろ過設備概算建設費

図5-1では、膜の価格差や原水水質によって前処理施設が必要となる場合などから建設費に幅を持たせてあるが、処理水量が大きくなればなるほど建設費単価（処理水量1m³/日あたり）は小さくなることがわかる。処理水量が10,000m³/日の施設の場合、建築寿命を15年とすると建設費単価はおよそ100,000円となり、減価償却費はわずか18円/m³である。処理規模を大きくすることによって1m³処理するにあたってのコストを大きく削減することが出来ることがわかる。

以上より、河川の直接浄化を目的とした場合、UF膜ろ過は、膜のコストの削減はもとより、膜の寿命の延長、膜洗浄回数の削減ならびに処理規模の拡大などによるランニングコストと建設費用の削減や、逆洗水の処理などが今後課題と考えられるが、SS、T-P、懸濁物質、細菌類などの除去に卓越しており、飲料水としても可能であることから、当面は河川公園内での親水施設での利用などが考えられ、コストの大幅な削減によって河川の直接浄化への使用の可能性が出てくると考えられる。

6. まとめ

- (1) 各水質分析項目とも、年間を通して一定した浄化性能が得られた。
- (2) 年平均除去率は、COD、BODで40%以上、T-Pで72.6%、T-Nで14.5%、SSで92.0%であった。T-Nの除去率は、原水の溶存態の割合に依存していた。
- (3) BOD、T-P、SSに関しては、原水水質濃度が高くなればなるほど除去率が高くなる傾向が顕著に見られた。特にSSは、原水水質濃度が20mg/l以上ではほぼ100%の除去が得られた。
- (4) 水道水質基準項目は、基準値を十分に満足する結果が得られた。特に細菌類については、100%の除去が得られた。
- (5) 本膜ろ過浄化施設は、283円/m³（ランニングコスト39円/m³+減価償却費244円/m³）のコストがかかり、河川直接浄化手法としては高コストであるが、規模拡大によりコストはかなり下げられる。

7. 引用文献

- 1) 中尾真一（1995）膜分離技術による水処理、水環境学会誌、2、66-73.
- 2) 赤澤寛（1997）今後の水環境保全の動向と最新水処理技術、高度浄水技術としての膜利用の行方、資源環境対策、33、225-230.
- 3) 水道浄水プロセス協会、MAC21計画研究発表会・講演集
- 4) 厚生省令第69号、水道法に基づく水質基準、平成4年12月21日.
- 5) 財団法人水道技術研究センター、小規模水道における膜ろ過施設導入ガイドライン、平成9年4月、90-91.

9. 土 壤 浄 化 実 験

建設省近畿地方建設局琵琶湖工事事務所
財団法人琵琶湖・淀川水質保全機構
財団法人琵琶湖・淀川水質保全機構

○板坂 浩和
和田 桂子
堀野 善司

要 旨

本実験では湖沼水の主要な富栄養化原因物質であるリンの除去方法について土壌のリン吸着能に着目し、リン吸着能力の高い土壌の選定および実施設化するための処理槽の構造や運転方法について検討を行った。

その結果、土壌吸着ろ材としては赤玉土のリン吸着能力が高く、運転条件として下向流、連続通水、通水速度1.5m/日、土壌層厚500mmの時、処理水の年間平均T-P濃度は0.035mg/l（原水のT-P濃度0.138mg/l）であり、土壌浄化施設としては高い通水速度での運転が可能であることがわかった。また、赤玉土のリン吸着寿命は、土壌層厚500mmの場合で約2年であると推定された。

今後は、土壌層の閉塞に対する通水性回復方法の検討、土壌層の閉塞原因となるSS除去を目的とした前処理方法の検討および施設の省面積化を目的とした通水速度（通水負荷）の検討等が課題である。

1. はじめに

富栄養化原因物質のうち、リンを除去する方法として凝集剤を使用する方法があるが、この方法では短時間で確実にリンを凝集分離できるものの、維持管理が難しく、また薬品費がかかり汚泥を増加させるという短所がある。これに対し、低濃度水でも吸着可能、かつ比較的安価である土壌ろ材は、化学吸着材との比較においても優れたリン吸着能を有している。

本実験は、土壌ろ材を用いて琵琶湖流入河川水中のリンを吸着除去することを目的とし、土壌浄化施設のリン吸着ろ材に適する土壌の選定および実施設化するための処理槽の構造（層構成、層厚）、運転方法（通水速度、通水方向）やろ材の寿命などについて検討したものである。

2. 実験施設諸元

土壌浄化実験施設の設計諸元を表2-1に示す。幅6.0m、長さ20.0mの土壌浄化槽を4槽設置し、1槽当たり通水量36～180m³/日、通水速度0.3～1.5m/日で運転した。

表 2-1 施設諸元

施設諸元	系列数		4 槽
	通水量		36~180m ³ /日/槽
	規模	W (m) ×L (m) ×H (m)	6.0×20.0×1.8
		水面積負荷 (通水速度)	0.3~1.5m ³ /m ² /日 (0.3~1.5m/日)
		滞留時間	0.9~4.8日

施設の概要を表 2-2 に示す。A、D 槽は土壌層（リン吸着処理層）だけの単層構造であり、リン吸着ろ材として A 槽には赤玉土、D 槽には黒ぼく土を敷設した。また、B、C 槽は 2 層構造となっており、上層を 5 号単粒度砕石から構成される砕石層（生物膜処理層）とし、下層を赤玉土から構成される土壌層（リン吸着処理層）とした。また、全槽とも土壌層の上端及び下端には 7 号単粒度砕石から構成される砕石層を敷設した。このような土壌浄化実験施設の平面図を図 2-1 に、断面図を図 2-3 に示す。

表 2-2 施設概要

槽	施設概要	槽区分
A 槽	下向流方式、単層構造 リン吸着処理層 : 赤玉土（中粒加熱乾燥品）使用	2 分割槽構造
B 槽	下向流方式、2 層構造 生物膜処理層（上層） : 5 号単粒度砕石使用、散気管有り リン吸着処理層（下層） : 赤玉土（中粒加熱乾燥品）使用	
C 槽	上向流方式、2 層構造 生物膜処理層（上層） : 5 号単粒度砕石使用、散気管有り リン吸着処理層（下層） : 赤玉土（中粒加熱乾燥品）使用	
D 槽	下向流方式、単層構造 リン吸着処理層 : 黒ぼく土使用	2 分割槽構造

(備考) 土壌層の上端と下端には 7 号単粒度砕石から構成される砕石層を敷設した。
7 号単粒度砕石粒径：2.5~5.0mm
5 号単粒度砕石粒径：13.0~20.0mm

図 2-1 に示すように、葉山川河川水をポンプアップして流入水路を流下した水を原水とするが、土壌浄化槽へ流入させる前に SS 成分を除去するため繊維ろ材から構成される前処理設備を設置した。この平面図、断面図を図 2-2 に、ろ材仕様を表 2-3 に示す。この図表に示すように、一辺 500mm あるいは 1,000mm の正方形で厚さ 50mm のマット状繊維ろ材（70 枚）を導入水路に敷設したものを前処理設備とした。前処理設備によって原水の SS 17.8mg/l が前処理水では SS 8.4mg/l（平成 9 年度年間平均値）となった。

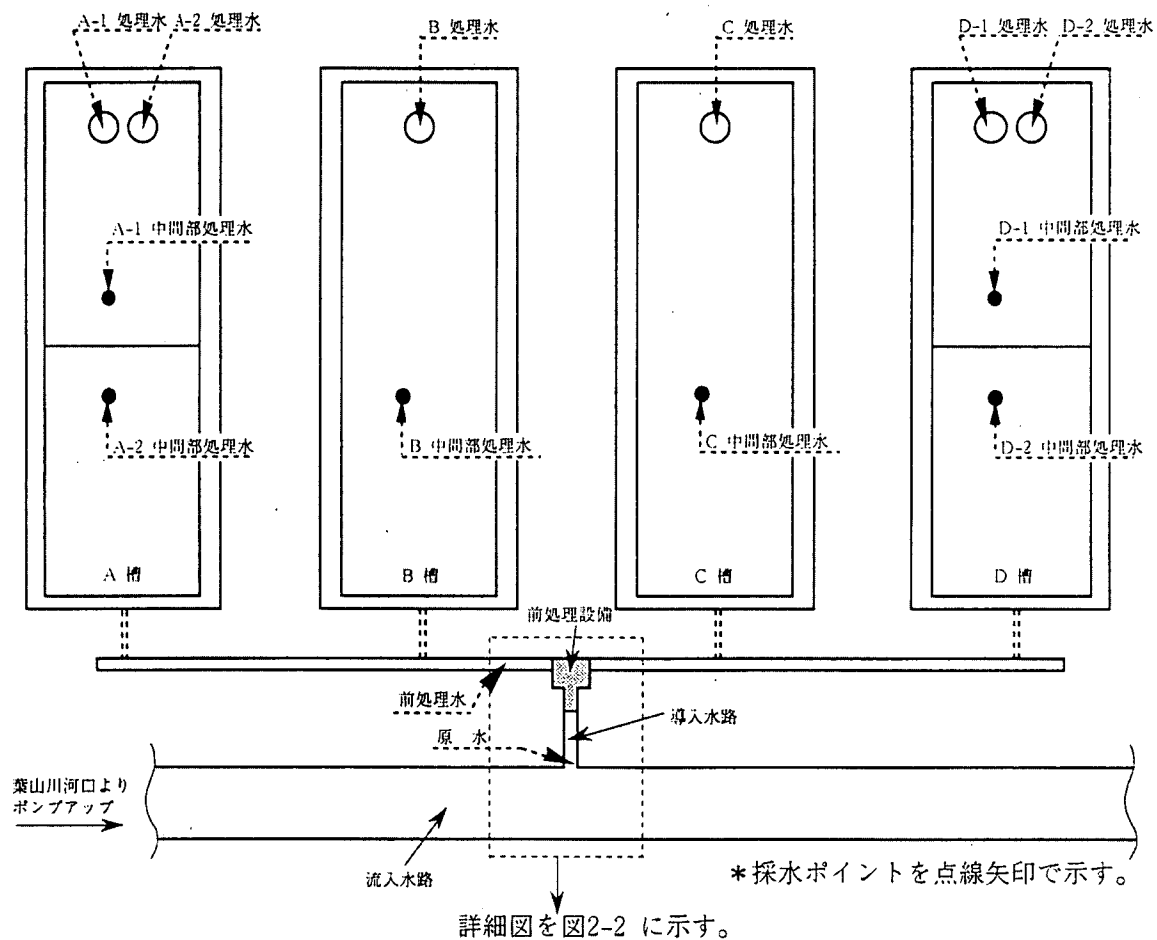
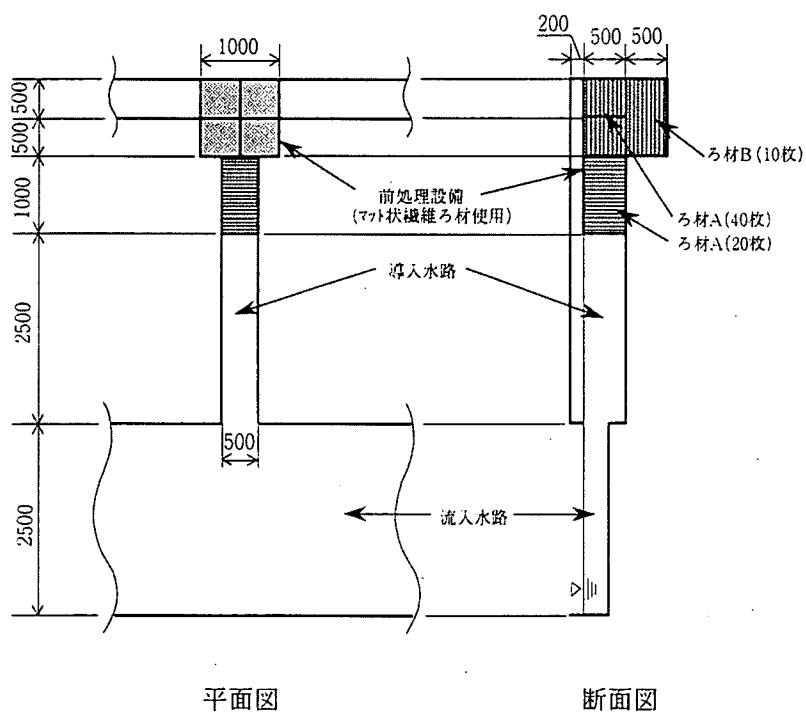


図 2-1 土壌浄化実験施設平面図



平面図

断面図

図 2-2 前処理設備詳細図

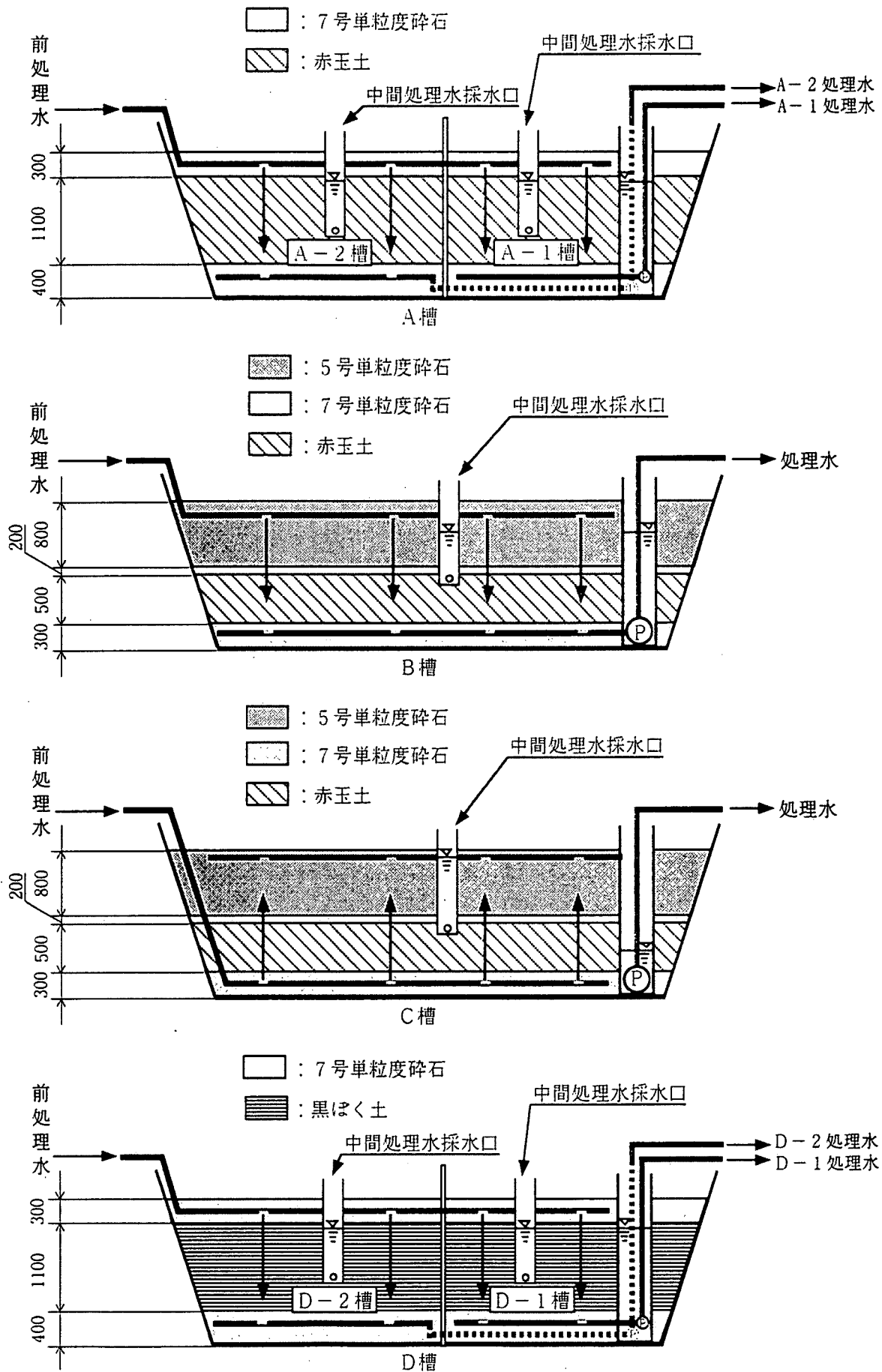


图 2-3 土壤净化实验设施断面图

表 2-3 マット状繊維ろ材の仕様

項 目	仕 様		
	ろ 材 A	ろ 材 B	
繊維材料	塩化ビニリデン、 塩化ビニルの複合繊維	塩化ビニリデン	
繊維径	600～1,000デニール	600～1,000デニール	
寸 法	幅	500mm	1,000mm
	長さ	500mm	1,000mm
	厚み	50mm	50mm
空隙率	93%	93%以上	
真比重	1.7g/cm ³	1.7g/cm ³	

(注) デニール：繊維の太さを表す単位であり、長さ9,000mの繊維の重量が1gのとき、1デニールと言う。

3. 実験内容

3.1 ろ材の選定

土壌浄化実験施設で使用する土壌吸着ろ材の選定を行うために、文献調査等でリン吸着能が高いと予想された各種の土壌と、水質浄化ろ材として利用されている吸着ろ材について評価を行った。

評価方法は試料（粉砕後2mmのメッシュで粒度を揃え風乾）0.5gをそれぞれリン濃度0.5mg/l及び2.0mg/lの溶液400ml中に添加し、24時間回転振とう後溶液のリン濃度を測定しリン吸着量を算出した。

3.2 処理性能の検討

3.2.1 充填ろ材

リン吸着ろ材として赤玉土を充填したA槽と黒ぼく土を充填したD槽において、吸着ろ材の処理性能の比較検討を行った。

3.2.2 土壌層厚

土壌浄化実験施設のA槽（土壌層厚：1,100mm）とB槽（碎石層厚：800mm、土壌層厚：500mm）において、土壌層厚の違いによる処理性能の比較を行った。

3.2.3 碎石層

土壌浄化実験施設のB槽（碎石層厚：800mm、土壌層厚：500mm）において、槽上部の碎石層（生物膜処理層）におけるBOD成分の処理性能を、生物膜処理層をもたないA槽（土壌層厚：1,100mm）と比較して検討した。

3.2.4 通水速度（0.75m/日、1.5m/日）

土壌浄化実験施設のA槽及びB槽において、通水速度を0.75m/日、1.5m/日にして処理性能の比較を行った。

3.2.5 通水方向（下向流方式、上向流方式）

土壌浄化実験施設のうち槽内構造が同じであるB槽とC槽において、通水を下向流方式（B槽）と上向流方式（C槽）にして処理性能の比較検討を行った。

3.2.6 間欠通水と連続通水

土壌浄化実験施設A槽において連続通水、間欠通水を行い処理水質について比較検討を行った。間欠通水については、通水停止時に槽内が嫌氣的雰囲気となり硝酸態窒素の脱窒反応が促進されることを期待した。それぞれの通水時の条件を表3-1に示す。

表3-1 連続通水及び間欠通水時の通水条件

通水方法	通水条件
間欠通水	3日通水4日停止の周期で約2ヶ月間 通水時の通水速度：1.5m/日、通水方向：下向流
連続通水	通水速度：1.5m/日、通水方向：下向流

4. 結果および考察

4.1 ろ材の選定

表4-1にろ材のリン吸着量測定結果を示す。測定結果から赤玉土全種、鹿沼土全種、活性炭、ゼオライト、赤色土壌2～4、黒ぼく土1のリン吸着量が 0.8mg/g-dw 以上で高かった。これらの内、赤玉土、鹿沼土、黒ぼく土はどれもアロフェンすなわちアルミニウムのケイ酸塩 $[n\text{SiO}_2 \cdot \text{Al}_2\text{O}_3 \cdot n\text{H}_2\text{O} (n=1\sim 2)]$ を多く含有している。リンの吸着については水中で $[\text{H}_2\text{PO}_4^-]$ または $[\text{HPO}_4^{2-}]$ の形で存在するリン酸イオンが Al-OH^{2+} と電気的に結合して吸着していることが推測される¹⁾。

リン吸着量試験結果や入手の容易さ等を考慮し、赤玉土（中粒・加熱乾燥品）、黒ぼく土1の二種の市販品を用いて土壌浄化実験施設で実験を行うことにした。

表4-1 ろ材のリン吸着量測定結果

ろ材	リン吸着量 (mg/g-dw)		市販品または採取地
	*0.5mg/l	*2.0mg/l	
赤玉土原土	1.00	3.92	市販品 (栃木県鹿沼市)
赤玉土 (大粒・天然乾燥品)	0.88	2.06	市販品 (栃木県鹿沼市)
◎赤玉土 (中粒・加熱乾燥品)	1.00	3.96	市販品 (栃木県鹿沼市)
赤玉土 (小粒・天然乾燥品)	1.20	3.66	市販品 (栃木県鹿沼市)
赤玉土 (小粒)	0.98	3.98	市販品 (栃木県鹿沼市)
鹿沼土 (中粒・加熱乾燥品)	0.98	3.16	市販品 (栃木県鹿沼市)
鹿沼土 (微粒・硬質乾燥品)	0.96	2.89	市販品 (栃木県鹿沼市)
鹿沼土 (微粒・加熱乾燥品)	0.98	3.66	市販品 (栃木県鹿沼市)
活性炭 (クラレコールGW)	0.98	3.70	市販品
ゼオライトMordeniteEX-1350	0.98	3.86	市販品
赤色土壌1	0.74	1.96	和歌山県御坊市
赤色土壌2	0.98	3.08	茨城県つくば市
赤色土壌3	0.94	2.72	神奈川県相模原市
赤色土壌4 (表土)	1.00	2.22	沖縄県恩納村
赤色土壌5	0.78	1.36	沖縄県恩納村
赤色土壌6	0.28	0.48	滋賀県水口町
赤色土壌7	0.28	0.08	滋賀県沖島町
◎黒ぼく土1	0.90	3.64	市販品 (栃木県鹿沼市)
黒ぼく土2	0.42	1.64	神奈川県相模原市
黒ぼく土3	0.72	2.70	長野県菅平高原

*：実験に使用したリン溶液の初発濃度

◎：土壌浄化実験施設で使用した土壌吸着ろ材

4.2 処理性能の検討

4.2.1 充填ろ材

前処理水及び充填ろ材の異なるA槽 (赤玉土) とD槽 (黒ぼく土) の処理水のT-P濃度を図4-1に、pHを図4-2に示す。図4-1より赤玉土と黒ぼく土のリン除去性能についてはほぼ同等の性能であった。しかし、黒ぼく土において処理水のpHが4前後まで低下する現象が認められた。

このpH低下時の前処理水とD-1槽処理水について全有機炭素量 (TOC)、無機炭素量 (IC)、硫酸イオン (SO_4^{2-}) 濃度、硝酸イオン (NO_3^-) 濃度について測定を行った結果を表4-2に示す。処理水のTOCが上昇していないことから処理水中に有機酸などの増加はなく、また炭酸イオン、硝酸イオンなども増加していないが、硫酸イオン濃度だけが倍以上に上昇していた。この分析結果からpHの低下原因は硫酸イオン濃度の上昇によるものであり、この原因は黒ぼく土に含有される有機物に由来するものと考えられる。

以上のことから、黒ぼく土については処理水質のpHが低下する現象があることから、ろ材としての使用が難しいと考えられる。

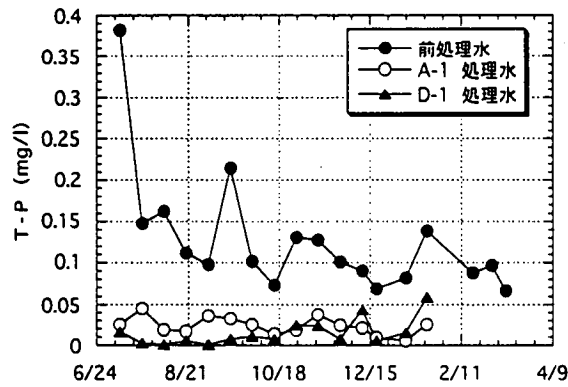


図 4-1 充填ろ材の違いによる処理水質の比較 (T-P)

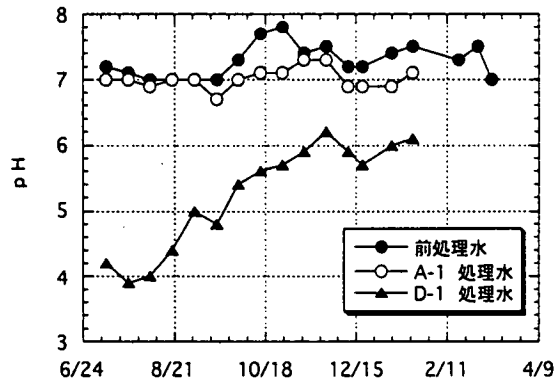


図 4-2 充填ろ材の違いによる処理水質の比較 (pH)

表 4-2 D槽 pH低下時の水質分析結果

項 目	pH	TOC	IC (CO ₃ ²⁻)	SO ₄ ²⁻	NO ₃ ⁻
前 処 理 水	7.0	3.3	12.2	23.5	0.39
D-1処理水	4.4	2.8	3.7	57.1	0.33

4.2.2 土壌層厚

前処理水及びA槽（土壌層厚1,100mm）とB槽（土壌層厚500mm）の処理水のT-P濃度を図4-3に示す。処理水の年間平均T-P濃度及び除去率はA槽、B槽それぞれ0.023mg/l（除去率83.1%）、0.035mg/l（除去率74.6%）であり、ともに処理水のT-P濃度、除去率は良好であり、比較すると土壌層厚1,100mmの方がT-Pの除去率は大きかった。

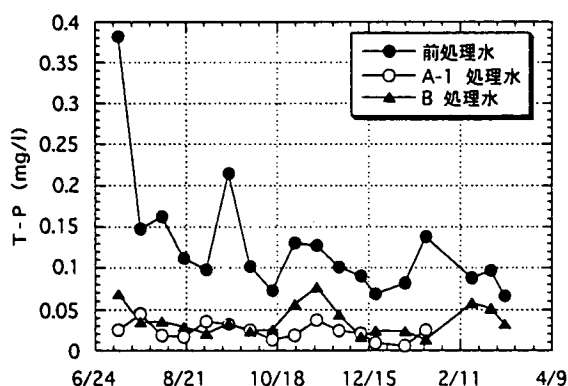


図 4-3 土壌層厚の違いによる処理水質の比較 (T-P)

4.2.3 碎石層

前処理水及びA槽、B槽の処理水のBOD濃度を図4-4に示す。B槽は槽上部に生物膜処理層として5号単粒度碎石層を設置してBOD成分の除去を期待したが、A、B両槽とも処理水のBOD濃度は1~2mg/lまで処理されており、BOD処理性能には大きな違いはなかった。

今回実験に供試した葉山川の水質程度であれば、碎石等から構成される生物膜処理層を設置する必要はないことが明らかとなった。

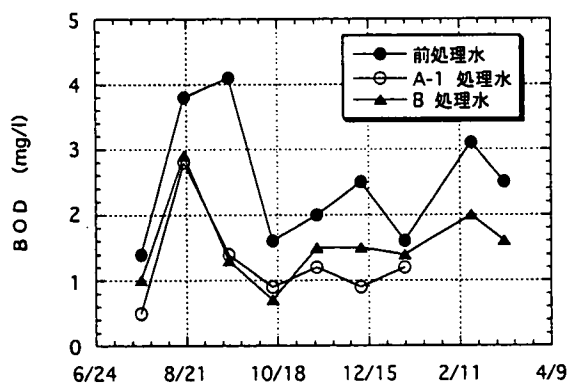


図 4-4 生物処理層の有無による処理水質の比較 (BOD)

4.2.4 通水速度 (0.75m/日、1.5m/日)

通水速度の影響を知るために、A槽 (土壌層厚1,100mm)、B槽 (土壌層厚500mm) において、通水速度を0.75m/日、1.5m/日としたときのリンの処理性能を表4-3に示す。

A槽、B槽とも通水速度0.75m/日から1.5m/日に上昇しても除去率の低下は認められず、除去率は70%以上であった。このことから通水速度1.5m/日による処理が十分に可能であることが確認された。

表4-3 通水速度の違いによる処理性能の比較 (T-P 平均値)

通水速度	0.75m/日			1.5m/日		
	濃度 (mg/l)		除去率 (%)	濃度 (mg/l)		除去率 (%)
	原水	処理水		原水	処理水	
T-P						
A槽 (土壌層厚1,100mm)	0.156	0.042	73.1	0.138	0.023	83.3
B槽 (土壌層厚 500mm)	0.156	0.040	74.4	0.138	0.035	74.6

通水期間：96.10~97.1 (0.75m/日)、97.7~98.1 (1.5m/日)

4.2.5 通水方向 (下向流方式、上向流方式)

下向流方式のB槽、上向流方式のC槽の連続通水試験期間の処理水質及び除去率を表4-4に示す。全水質項目について上向流方式の方が若干良い結果となった。しかし、下向流方式においても処理水のT-P濃度は0.035mg/l (除去率74.6%)と良好であった。

一方、上向流方式では槽内底部で閉塞が発生した場合に、ろ層の通水回復作業が大がかりになってしまう問題がある。

以上のことから、処理性能と維持管理性を考慮すると、実施設では下向流方式が有利と考えられる。

表4-4 下向流 (B槽) と上向流 (C槽) による処理結果 (平均値)

項 目		T-P	T-N	SS	BOD	COD
原水濃度 (mg/l)		0.138	1.37	17.4	2.5	3.8
B槽処理水 (下向流方式)	濃度 (mg/l)	0.035	1.39	1.6	1.5	2.2
	除去率 (%)	74.6	-1.4	90.8	41.8	43.5
C槽処理水 (上向流方式)	濃度 (mg/l)	0.018	1.22	0.8	1.2	0.9
	除去率 (%)	86.9	10.9	95.4	50.8	75.2

調査期間：97.7.9~98.1.20 (15回分析、分析頻度1回/2週)

4.2.6 間欠通水と連続通水

間欠通水および連続通水時の処理性能比較を行った。A-1槽におけるそれぞれの処理水質の測定結果を表4-5に示す。

(1) リン

間欠通水が除去率86.6%、連続通水が除去率83.1%と両槽とも除去率80%以上の良好な除去が行われていた。

(2) T-N

連続通水時は槽内への流入水のDOが高いため槽内は好気状態となり脱窒反応はほとんど生じない。そこで間欠通水を行う事により、滞留時間中に微生物等により溶存酸素が消費され嫌気状態が槽内にできて脱窒反応が進むことを期待した。しかし、停止 (4日間通水3日間停止および隔日通水) 時においても、各槽のORPは+200~+400mVと好気的環境が維持されていた。一方T-Nの除去率について見ると連続通水時が3.6%であるのに対し間欠通水時で33.9%であり、間欠通水を行うことにより連続通水時よりは脱窒反応がある程度進行した。これは槽内が局所的に嫌氣的雰囲気となり脱窒反応が進んだと推測される。

(3) その他成分について

両通水方法におけるその他成分の水質浄化効果としては、SSは除去率97%程度と良く除去されており両通水方法に違いは見られなかった。また、BOD、CODに関しても除去率50~82%と良い除去効果が確認され、やや間欠通水の方が除去効果が高かった。

表 4-5 間欠通水と連続通水による処理結果 (A-1槽の平均値)

		T-P	T-N	SS	BOD	COD
間欠通水	原水 (mg/l)	0.205	1.46	20.0	5.2	4.9
	処理水 (mg/l)	0.027	0.96	0.5	1.9	0.9
	除去率 (%)	86.6	33.9	97.5	64.1	82.3
連続通水	原水 (mg/l)	0.138	1.37	17.4	2.5	3.8
	処理水 (mg/l)	0.023	1.33	0.5	1.3	0.9
	除去率 (%)	83.1	3.6	97.0	49.7	76.9

間欠通水実験期間：97.5.26~97.6.23 (3回分析、分析頻度1回/2週)

連続通水実験期間：97.7.9~98.1.20 (15回分析、分析頻度1回/2週)

4.3 ろ材の耐久性の検討

4.3.1 流入SSによる閉塞

土壌浄化実験施設では流入水中のSSによりろ過層の閉塞が発生する。従って、流入水中のSSの季節的変動や年間での流入量等を知ることが施設設計上必要となる。

葉山川河川水のSSは、春の代かきや田植えなどの農作業時期、梅雨の雨量の多い時期等にあたる春から夏にかけてスポット的に50mg/lを超えるが、この時期以外は概ね10mg/l程度の濃度で推移しており、実験期間の河川水の平均SS濃度は21.0mg/lであった。これに対して、原水では若干除去され、平均SS値は17.8mg/lであった。さらに繊維ろ材によるろ過水(前処理水)の平均SSは8.4mg/lであった。以上のことから、河川水のSSの約40%が施設に流入していると考えられる。また、施設に流入したSSは給水配管の給水孔周辺に局在しており、写真4-1に示すように給水配管の給水孔周辺の単粒度砕石がSSにより茶褐色に着色していた。

A槽(赤玉土)への流入SS量を概算し表4-6にまとめた。今回の実験からは、通水速度1.5m/日で少なくとも1年間の通水は可能であることがわかった。これ以上の長期の通水に対しては、場合により耕起などの通水回復作業が必要となる。

また、D槽(黒ぼく土)の場合は通水に従って通水抵抗が増し1.5m/日の通水速度を1年間維持できなかった。現場透水試験結果を表4-7に示すが、通水性の悪くなった黒ぼく土においては表層、中層、下層とも同程度の透水係数となった。これは、SSの流入による閉塞ではなく黒ぼく土の性状によるものと推測される。黒ぼく土については、土壌層全体にわたっての通水改良が必要であると判断される。

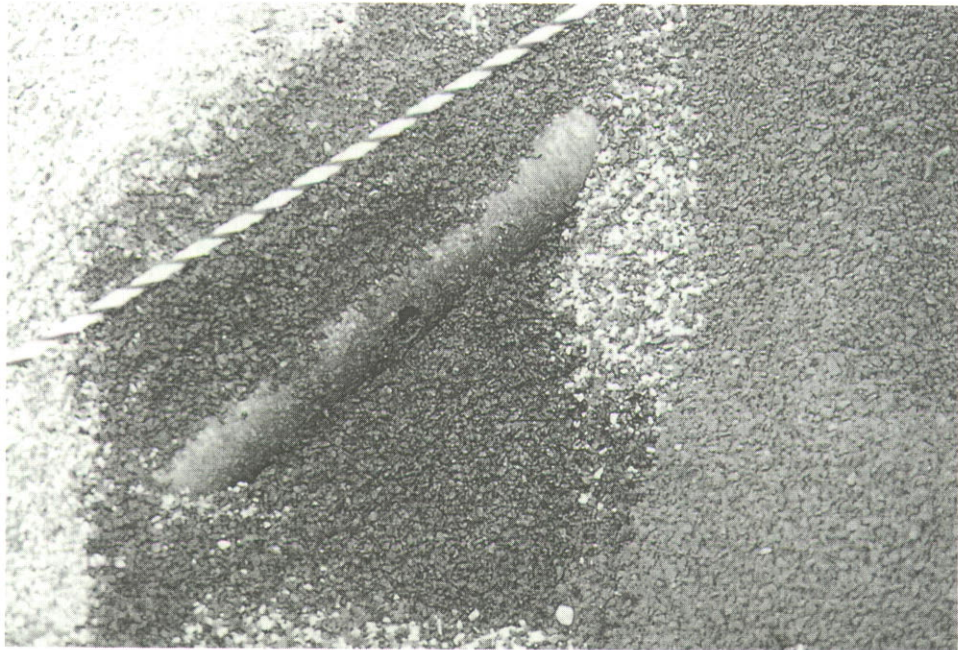


写真 4-1 給水配管の給水孔周囲のSS堆積状況

表 4-6 槽内流入SS量

通水速度 (m/日)	運転期間 (月)	通水量 (m ³ /槽・日)	前処理水 平均SS濃度 (mg/l)	処理水 平均SS濃度 (mg/l)	槽内堆積SS量 (kg/槽)
0.75	6	90	8.4	0.5	123
1.50	12	180	8.4	0.5	519

表 4-7 現場透水試験結果

槽区分	吸着土壌	層位置	透水係数 (cm/sec)	
			*'96年12月	*'98年1月
D-1	黒ぼく土	表層	2.38×10^{-4}	4.50×10^{-5}
		中層	—	9.91×10^{-5}
		下層	—	5.29×10^{-5}
D-2	黒ぼく土	表層	6.21×10^{-4}	6.78×10^{-5}
		中層	—	8.21×10^{-5}
		下層	—	2.44×10^{-5}

*'96年12月：通水開始後約3ヶ月【連続通水(0.75m/日)】

*'98年1月：通水開始後約1年1ヶ月

【連続通水 5ヶ月(0.75m/日)、7ヶ月(1.5m/日) 間欠通水 4ヶ月】

4.3.2 ろ材の寿命

赤玉土を充填ろ材とした場合のろ材必要量をリン吸着量と原水のT-P濃度から概算を行ってみる。

97年度原水のT-P濃度平均値は0.14mg/lであるから通水速度1.5m/日の場合、年間流入T-P量は

$$0.14\text{mg/l} \times 1.5\text{m}^3/\text{m}^2/\text{日} \times 365\text{日} = 76.65\text{g}/\text{m}^2/\text{年}$$

となる。赤玉土のリン吸着量は流入水水質が0.14mg/lの時、0.35g/kg-dry (図4-5より算出)であるから必要赤玉土量は、

$$76.65\text{g}/\text{m}^2/\text{年} \div 0.35\text{g}/\text{kg-dry} = 219\text{kg-dry}/\text{m}^2/\text{年}$$

赤玉土の嵩密度は0.84kg/lより、

$$219\text{kg-dry} \div 0.84\text{kg}/\text{l} = 260\text{ l}/\text{m}^2/\text{年}$$

したがって計算上では年間260l/m²、層厚として26cmの赤玉土があれば処理が可能となる。

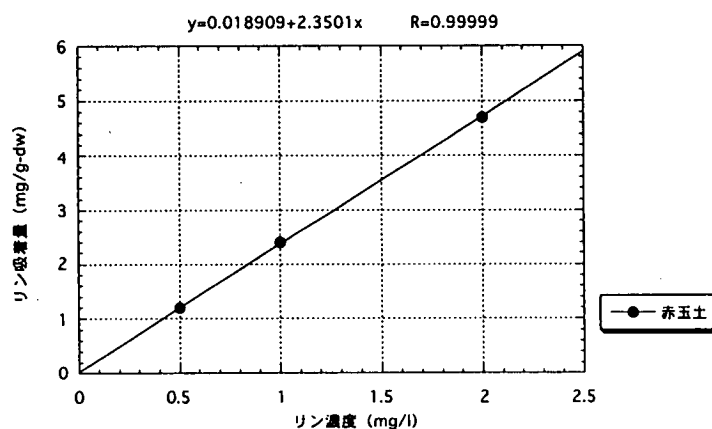


図4-5 赤玉土のリン吸着量 (室内実験より)

計算からは土壤層厚26cm/年でリン除去が可能となるが、土壤層厚が薄いと通水が短絡して流れる可能性があること、B槽 (土壤層厚500mm) でリンが良好に処理されていることを考えると、土壤層厚として500mm以上は必要であると考えられる。

赤玉土の場合、年間260mmの土壤層厚が必要であることを推定した。土壤層厚1,100mmのA槽及び土壤層厚500mmのB槽の吸着寿命はそれぞれ約4年、約2年となる。

5. まとめ

5.1 浄化効果

リン吸着ろ材として赤玉土を用い、下向流、連続通水、通水速度1.5m/日の運転条件で土壤層厚500mmの時、T-Pの年間平均除去率74.6% (年間平均濃度で、原水の0.138mg/lに対して処理水は0.035mg/l) であり、土壤浄化施設としては高い通水速度での運転が可能であった。また、赤玉土のリン吸着寿命は、土壤層厚500mmの場合で薬2年であると推定された。

5.2 充填ろ材

赤玉土については、リン吸着能が1.00mg/g-dwと高く、また通水速度1.5m/日で1年間通水することが可能であった。一方、黒ぼく土については、リン吸着能は赤玉土とほぼ同

等であるが、処理水質のpHが4以下に低下する現象が認められ、また通水速度1.5m/日で1年間通水することができなかった。このように処理水質と通水性の観点から見て、土壤浄化施設の充填ろ材としては赤玉土が適しており、黒ぼく土は適していないと考えられる。

5.3 土壤層厚

室内実験結果に基づく計算によると土壤層厚が260mmあれば1年間分のリン除去が可能となるが、土壤層厚が薄いと水が短絡して流れる可能性があることや、土壤浄化実験施設で最も土壤層厚の薄いB槽（土壤層厚500mm）において年間平均T-P濃度が原水の0.138mg/lに対し処理水が0.035mg/l（除去率74.6%）と良好であったことを考えると、T-P処理に最低限必要な土壤層厚は500mmであると考えられる。

また、赤玉土の土壤層厚1,100mmと500mmについてT-Pの除去率を比較するとそれぞれ83.3%、74.6%（通水速度1.5m/日）であり、土壤層厚1,100mmの方が良好であった。これは、土壤層厚の厚い方が水が短絡して流れる確率が若干低いからではないかと推測される。

5.4 碎石層

実験に供試した葉山川の水質のようにBODが2.5mg/l（97.7～98.1の平均値）程度であれば、碎石等による生物膜処理層の有無に関わらず処理水のBODは2.0mg/l以下に低下しており、葉山川レベルの水質では生物膜処理層を設置する必要はないと考えられる。

5.5 通水速度

土壤浄化施設のA槽（土壤層厚1,100mm）、B槽（土壤層厚500mm）での通水実験において両槽とも通水速度0.75m/日と1.5m/日とでT-Pの除去率が同等であったことから、少なくとも通水速度1.5m/日による処理が十分に可能であることが確認された。なお、この値は富岡らが霞ヶ浦の湖水を原水とし比較的粒度の小さい土壤で実施した土壤浄化実験2)の通水速度の6倍と非常に高い値である。これは比較的粒度の大きい中粒品の赤玉土を使用した効果と考えられる。また、施設の省面積化を目的として、通水速度の上限を検討することは今後の課題である。

5.6 通水方向

処理性能について処理水のT-P濃度で比較をすると上向流方式、下向流方式それぞれ0.018mg/l、0.035mg/l（年間平均値）であり両方式とも良好な結果であるが上向流方式が優れていた。しかし、土壤層や碎石層が閉塞した時に耕起などの通水回復作業を行う場合、閉塞は給水側に起こるため、下向流方式では土壤層表面あるいは碎石層表面だけの耕起で済むが、上向流方式では土壤層最下部まで耕起しなければならないため、実施では下向流方式が有利と考えられる。

5.7 間欠通水と連続通水

連続通水と間欠通水について比較するとT-P除去率では連続通水、間欠通水それぞれ83.1%、86.6%と同等であったがT-N除去率ではそれぞれ3.6%、33.9%と間欠通水でのT-N除去率が高くなった。間欠通水では脱窒がある程度期待できることがわかったが、処理能力が半分以下に低下する短所がある。本設備がリン除去を主目的としていることなどから総合的に考えた場合、処理能力の高い連続通水運転が有利と考えられる。

5.8 流入SSによる閉塞

赤玉土においては、通水速度1.5m/日で少なくとも1年間の通水は可能であることがわかった。これ以上の長期の通水に対しては、場合により耕起などの通水回復作業が必要となる。

また、黒ぼく土の場合は、通水に従って通水抵抗が増し1.5m/日の通水速度を1年間維持できなかったが、これはSSの流入による閉塞ではなく黒ぼく土の性状によるものと推測される。黒ぼく土については、土壌層全体にわたっての通水改良が必要であると判断される。

5.9 ろ材の寿命

土壌層厚26cm/年でリン除去が可能となるが、土壌層厚が薄いと通水が短絡して流れる可能性があること、B槽（土壌層厚500mm）でリンが良好に処理されていることを考えると、土壌層厚として500mm以上は必要であると考えられる。

赤玉土の場合、年間260mmの土壌層厚が必要であることを推定した。土壌層厚1,100mmのA槽及び土壌層厚500mmのB槽の吸着寿命はそれぞれ約4年、約2年となる。

6. 今後の課題

(1) 通水速度1.5m/日より早い速度での処理

現在通水速度については1.5m/日までで実験を行っているが、通水速度をどの程度まで上げられるか、またその時の処理水質の安定性などについて検討を行う。

(2) SS除去を目的とした前処理方法

土壌層の閉塞の原因となるSSの除去方法について検討を行う。

(3) 閉塞土壌の通水回復方法

閉塞した土壌について閉塞部分の確認及び耕起等の回復方法について検討を行う。

7. 引用文献

- 1) 寺菌勝二、上条勝彦（1994）リン吸着材を用いたリンの削減について、大ダム、148、1-11
- 2) 富岡典子ら（1988）土壌による水質浄化（IV）、国立公害研究所研究報告、118、67-88

**琵琶湖・淀川水質浄化共同実験センター
成果発表会 講演集**

発行 平成11年2月

実験センター 〒525-0005 滋賀県草津市志那町地先
TEL 077 (568) 2032
FAX 077 (568) 2052

お問い合わせ先 財団法人 琵琶湖・淀川水質保全機構
〒541-0041 大阪府中央区北浜1丁目1番30号
TEL 06 (6202) 1267
FAX 06 (6202) 1317