

# 14. 太陽エネルギーを用いたひも状接触材方式による 水質浄化調査（その3）

## 1. 緒言

琵琶湖水域は 20 数余りの内湖を有しており<sup>1)</sup>、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<sup>2)</sup>。特に植物プランクトンが過剰に増殖すると、アオコ発生等の水質障害を引き起こす。また、その汚濁水域は時期や気象等の条件により、その発生個所も特定できない場合が多い。このような汚濁水域には、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して省エネを図る等、経済的効果が高く、特に浮上させて移設が容易な浄化システムの適用が望まれる。浄化システムとしては、微生物の浄化エネルギーを利用し、有機汚濁物の減容化を図り、かつ添加剤等を使用しない環境に安全なシステムが適していると考えられる<sup>3)</sup>。

浮上設計が容易でかつ保守も容易な浄化装置には、軽量ろ材を採用することがキーポイントとなる。そのため、ここでは軽量ろ材（接触材）としてひも状繊維を選定し、H11 年度より継続して実験池を用いた現地浄化試験を実施した。生物処理による接触酸化浄化方式は、処理量、曝気の有無、水温等によって浄化性能が影響を受けることが考えられる<sup>4)5)</sup>。H11 年度の実験では、本実験池では浄化性能が原水濃度（クロロフィル a 濃度）に依存する傾向が見られ、第 1 槽（初段処理槽）の曝気有無が浄化性能に与える影響は小さいことが得られた<sup>6)</sup>。また、H12 年度の実験では、最小動力で最大の汚濁物除去量が得られる最適処理量、および浄化処理にともない発生する汚泥量の評価を実施した。その結果、本浄化施設での合計処理量は概ね 300~400m<sup>3</sup>/日が最適であり、1 年間の発生汚泥量は 6.2m<sup>3</sup>程度で年 1 回の汚泥回収で運用が可能である見通しが得られた<sup>7)</sup>。そして本年度は、ソーラー発電の有効利用を狙い、日中のみの間欠運転と連続運転の場合の浄化性能に関する比較評価を実施した。さらに、本年度は本研究計画の最終年度であり、本方式の通年にわたる総合評価、および当初実施した流動床方式との比較評価について実施した。

## 2. 実験施設

### 2.1 実験池概要

実験池は、琵琶湖を 1/600 の縮尺で模擬した深さ 0.5m、貯水量約 1,000m<sup>3</sup>の池で、実験センターに隣接する葉山川の水を通水した。図 2-1 に実験池の概要を示す。池への流入水量は概ね日量 50m<sup>3</sup>程度である。従って池の滞留日数(池の貯水量を池内への一日当たり流入水量で除した量)は約 20 日となる。実験施設は実験池の中央部付近に配置されている。

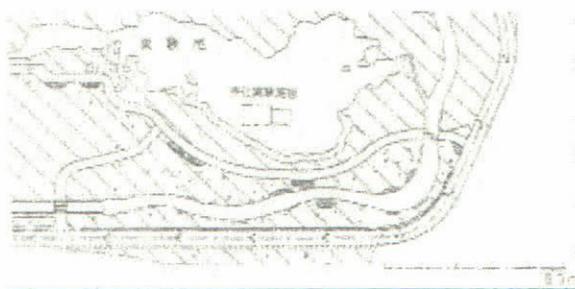


図 2-1 実験池の概要

## 2.2 実験施設概要

図 2-2 に実験施設全体の構造を示す。全体が 3 槽で構成され、第 1 槽の下流側端部に通水ポンプが設置されている。さらに全体を同一構成の 2 系統 (A・B 系列) に分割した構造となっている。H11 年度の結果から、第 1 槽の曝気有無が性能に与える影響は小さいので、昨年度より A・B 系列ともに第 1 槽は曝気なしとして実験を行っている。また、第 1 槽は浮上型構造を考慮して平面的に広い構造としたのに対し、第 2 槽は両系列曝気ありとして上下に高い槽となっている。また、H11 年度の結果から、第 3 槽の浄化性能に対する寄与は非常に小さいので、昨年度より第 3 槽内のひも状繊維接触材 (以下単に接触材と称す) を全て撤去して第 3 槽は評価から除外している。写真 2-1 に実験施設の外観を示す。

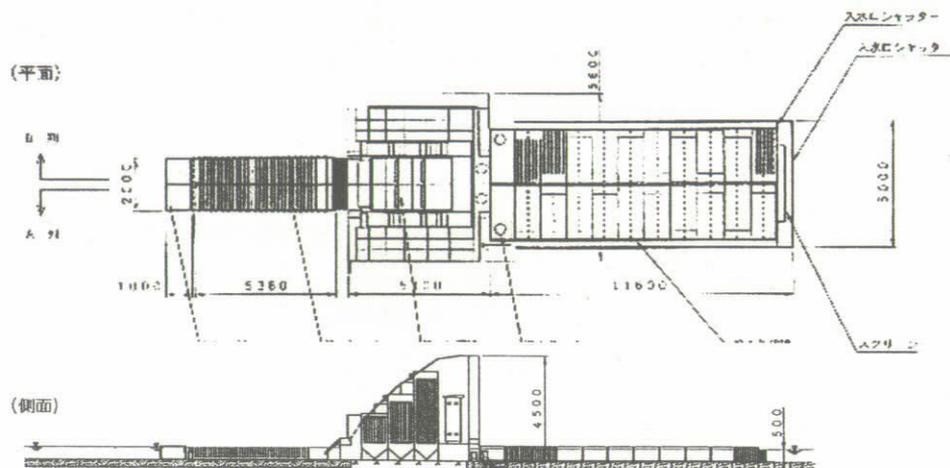


図 2-2 実験施設全体構造

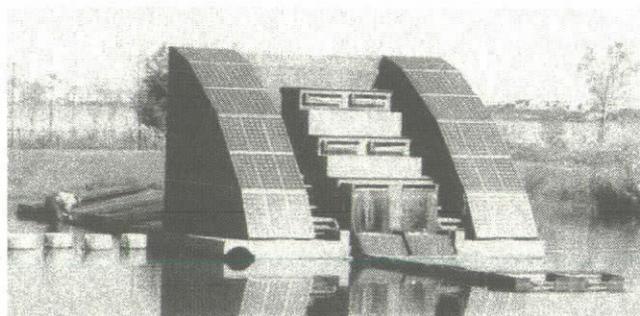


写真 2-1 実験施設の外観

接触材の種類は、第 1 槽では無機物の付着性能が高いとされる芯部が密に編まれた幅の狭い接触材を選定し、第 2 槽では接触材全体にわたって曝気による好気作用が助長されやすいように幅の広い接触材を選定した。槽の容積は、生物処理槽では 1~1.5 時間以上の接触時間が必要と考え、各列第 1 槽を  $10\text{m}^3$ 、第 2 槽を  $4.4\text{m}^3$  とした。実験施設の処理フローとしては、第 1、第 2 槽とも直接池水 (原水) を取水でき、また各列とも単に切替作業で曝気有無が選択できるようになっている。また、本実験では、原水は第 1 槽の端部より取入れたが、シャッターの切替によって第 2 槽近傍からも取入れられるような構造となっている。写真 2-2 に使用した各々のひも状繊維接触材の外観を示す。なお、実験施設仕様の詳細は前報<sup>6)7)</sup>を参照されたい。



### 3. 実験方法

前年度の運転によって槽内に蓄積した汚泥の排出作業とひも状接触材の洗浄作業を2001年6月初旬に行った後、6月20日より生物膜形成のための少流量での試運転（A B列とも約7m<sup>3</sup>/日、合計約14m<sup>3</sup>/日）を開始した。7月4日から表3-1に示す運転条件で本運転を開始し、11月までの5ヶ月間にわたって実験を行った。表3-1に示した通り、通水時の処理流量はA B列ともに150m<sup>3</sup>/日とし、A列はソーラー発電有効利用を狙った12h間欠運転（6:00～18:00）であり、B列はその比較対象のための24h連続運転である。

表 3-1 運転条件（2001年7月4日～）

	処理流量	運転時間	1日あたり処理水量 (処理流量×運転時間)
A列	150 m <sup>3</sup> /日	12 h (6:00～18:00)	75 m <sup>3</sup>
B列	150 m <sup>3</sup> /日	24 h (連続)	150 m <sup>3</sup>

試験中は定期的に池水（原水）や各槽処理水などを採取して水質分析を実施した。また、池への流入水についても定期的に水質分析を実施した。なお、昨年度の実験で池からの流出水は池水（原水）とほぼ同様の水質であることがわかっているため、本年度は流出水の分析を省略した。また、採水時刻は13時から15時頃とした。

また、本年度は間欠運転と連続運転の浄化性能比較を行うため、原水および処理水の経時変化調査を実施した。経時変化調査は8月29～30日（24h調査）および9月25日（12h調査）の計2回実施した。

水質項目としては、水温、溶存酸素（DO）、水素イオン濃度（pH）、電気伝導率（EC）、濁度、クロロフィルa（Chl-a）、化学的酸素要求量（COD）、全窒素（T-N）、全リン（T-P）、浮遊物質（SS）、透視度である。水温とDOはHORIBA OM-12を使用し、pHはHORIBA D-24、濁度はHACH 2100Pを使用して測定し、その他は公定法に準じて分析を行った。

## 4. 実験結果

### 4.1 池水（原水）の経日推移

池水（原水）の水温の経日推移を図4-1に示す。なお、ここではDOの測定結果については割愛したが、本年度も昨年、一昨年度と同様に概ね飽和DO濃度付近で推移していた。

池水および流入水のクロロフィルa、SSの経日推移を図4-2に示す。池内では藻類の増殖、すなわち一次生産によって、池水のクロロフィルaとSSは流入水よりも顕著に増加しており、昨年度と同様の池内での藻類発生が見られた。なお、CODについても同様

の増加が見られた。

また、ここではT-N、T-Pの経日推移については割愛したが、実験期間中の池水T-N、T-Pの平均値は各々0.81mg/L、0.11mg/Lであった。なお、T-N、T-Pとも昨年度と同様に、池水と流入水は概ね同濃度レベルで推移していた。

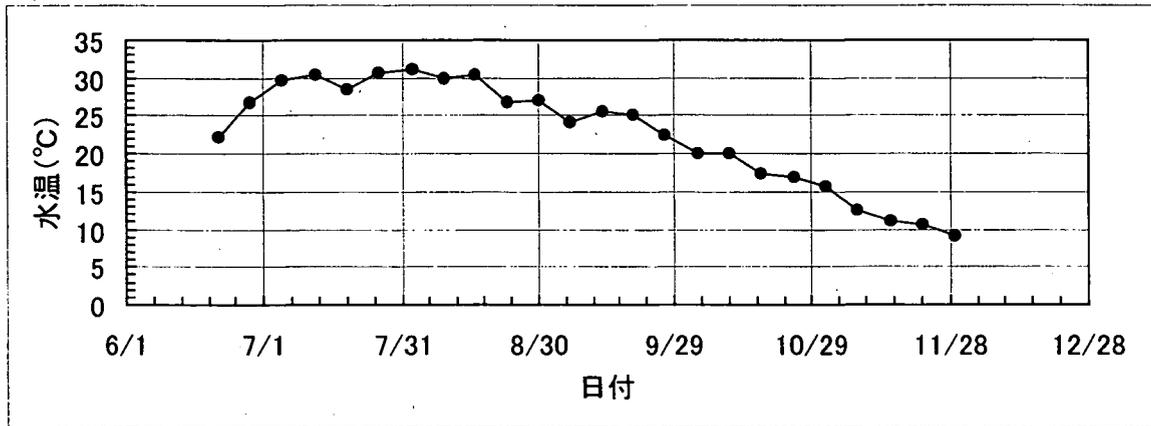


図 4-1 池水温の経日推移

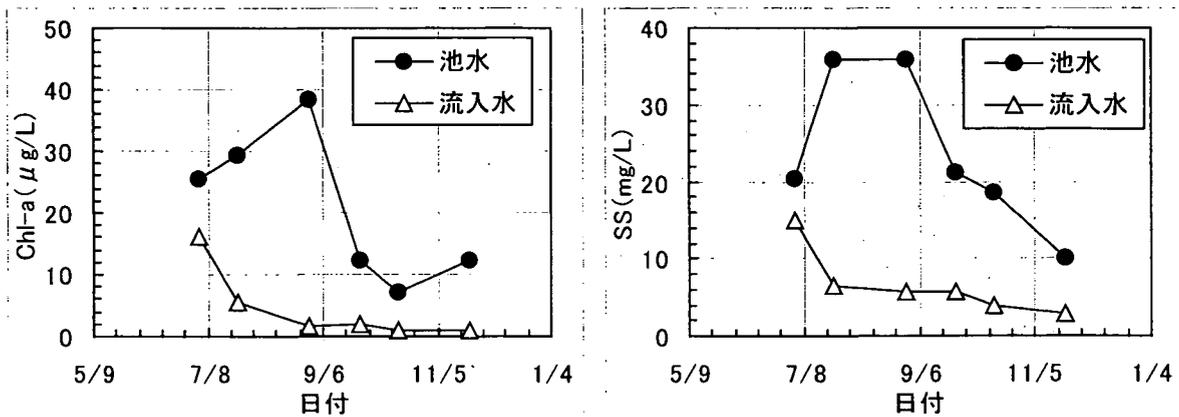


図 4-2 池水、流入水のクロロフィル a、SS の経日推移

#### 4.2 実験施設浄化性能の推移

図 4-3 に A 列の原水と処理水のクロロフィル a、SS の経日推移を示し、図 4-4 に B 列のそれを示す。なお、実験池では、昨年、一昨年度と同様に目視的なアオコの発生は見られず、8 月 30 日の分析によると緑藻類のアクティナストラム属が、11 月 21 日の分析によると珪藻類のキクロテラ属が圧倒的な優占藻類種であった。

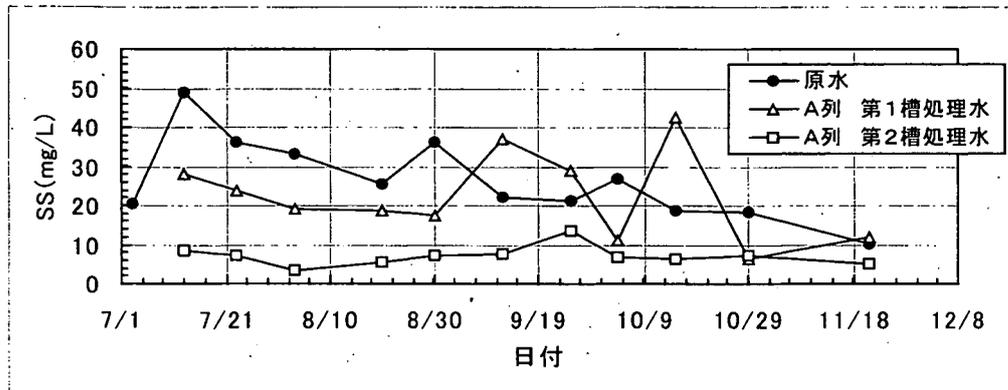
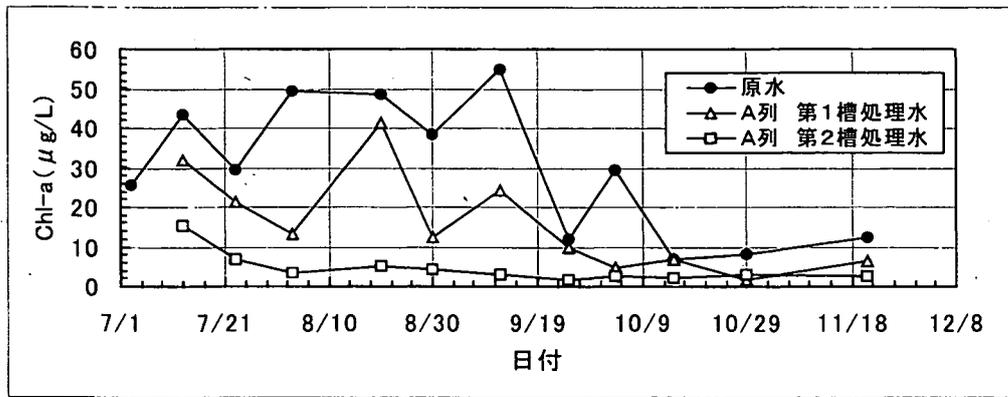


図 4-3 A 列 (12h 間欠運転) の原水と処理水のクロロフィル a、SS の経日推移

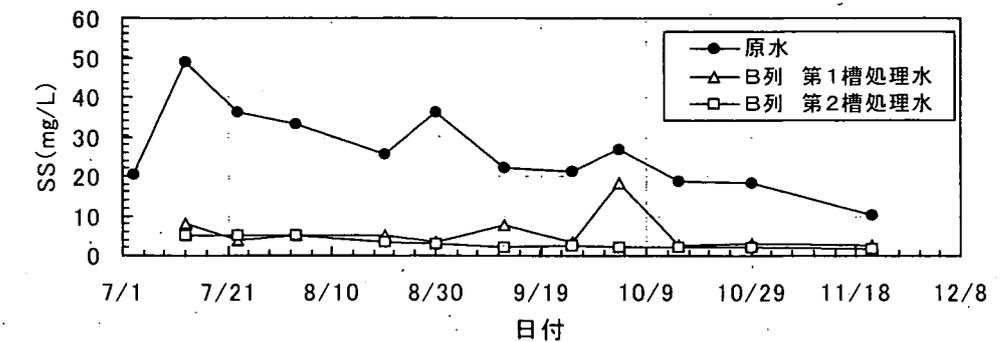
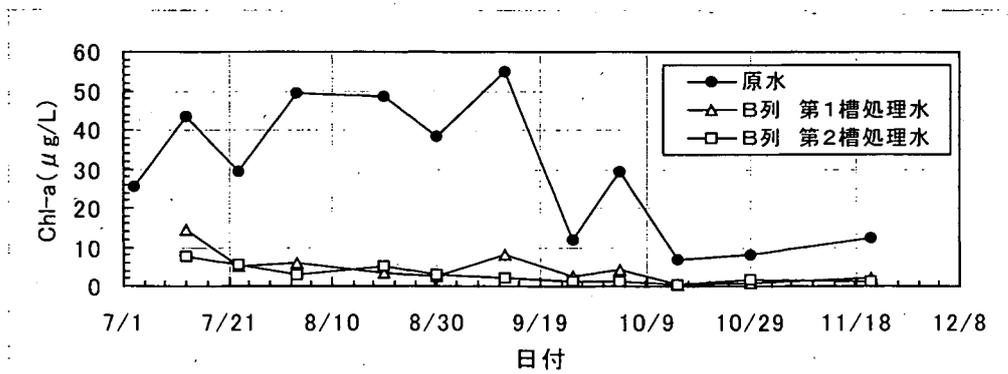


図 4-4 B 列 (24h 連続運転) の原水と処理水のクロロフィル a、SS の経日推移

全実験期間を通してB列においては、第1槽と第2槽処理水は10月4日のSSデータを除きクロロフィルa、SSともほぼ同レベルの水質で推移し、良好な浄化性能を示した。一方、A列においては、第2槽処理水に比べて第1槽処理水の水質レベルが悪化していることが多く、特にSSに関しては第1槽処理水の方が原水よりも高くなることもあった(9/12、9/25、10/15、11/21のデータ)。これは、A列の第1槽処理水の採水位置(第1槽処理水ピット)に大量の異物(昆虫の死骸、枯葉、小枝など)が浮上していたため、採水の際に浮上異物が分析用サンプル水に混入してしまった影響が大きいものと思われる。AB列に関わらず第1槽処理水の採水位置には構造上の問題により異物が浮上しており、昨年度から採水の際には異物が混入しないように注意して行っていた。本年度は、A列は12h間隔の間欠運転としており、A列では停止時間中(18:00~翌6:00)に浮上・分離した異物が処理槽に蓄積し続けた結果、より多くの異物が溜まっていたため、この影響が顕著に現れてしまったものと思われる。

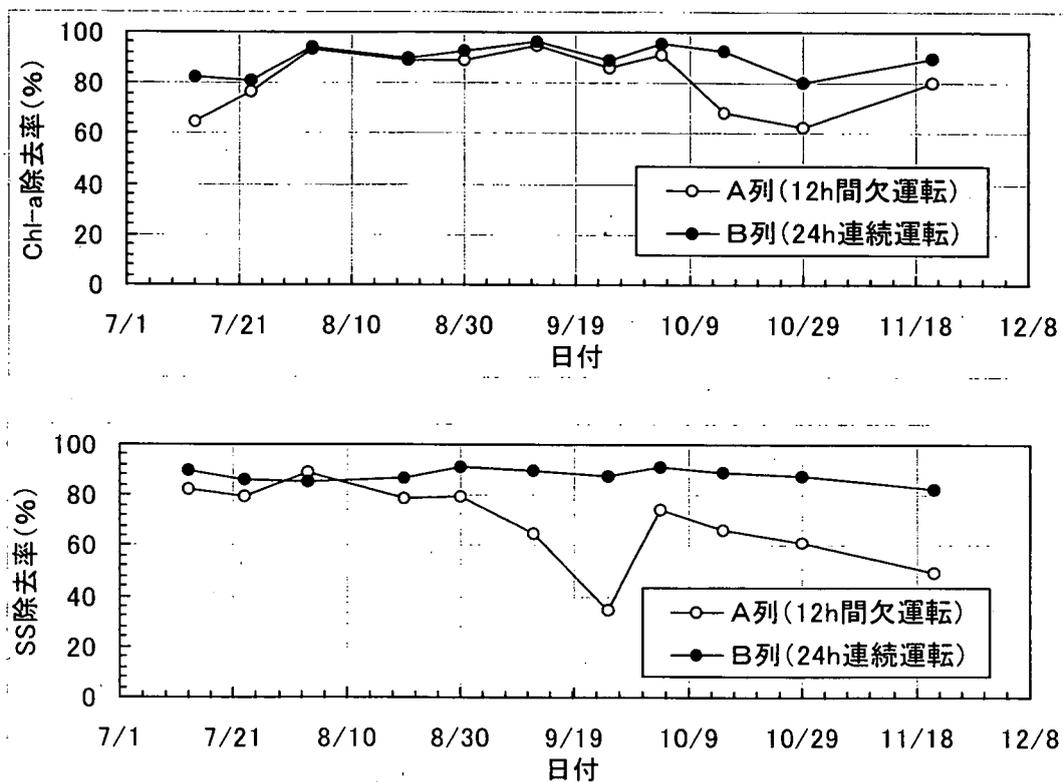


図4-5 AB各列のクロロフィルa、SS除去率(第1+2槽)の経日推移

図4-5にAB各列のクロロフィルa、SS除去率(第1+2槽)の経日推移を示す。7月4日からAB列とも同時に本運転を開始し、A列は19日後の7月23日、B列は9日後の7月13日には、クロロフィルa、SS除去率とも約80%の高い性能を示し、それ以降夏期は安定した除去率で推移した。A列の方が性能の安定に至る期間が若干長い結果となり、間欠運転の場合は性能安定化に要する期間がやや長いことが示唆された。クロロフィルa除去率の推移を見ると、AB列ともに10月4日までは安定して80%以上の高い除去率で推移したが、それ以降はA列の除去率はB列よりも低くなる傾向を示した。このときの水温の推移を見てみると、水温は7月から8月にかけて30℃付近で推移し、その後緩やかに低下して10月中旬以降は20℃以下で推移した。結果として、水温の低下とともに間欠運転条件のA列の性能が低下し、その傾向は水温20℃以下の時期で顕著となっていた。さらに、この傾向はSS除去率の推移でより顕著であった。この理由としては以下のことが考

えられる。間欠運転条件では、停止・再起動が繰り返されることで生じる水流の擾乱によって、接触材表面に付着した汚濁物の一部が剥離する恐れがある。水温の高い時期は、生物処理機能も高く、除去された藻類は処理槽内で生物分解が進んでいることが期待できるため、仮に再起動による水流攪乱により汚濁物が剥離流出したとしてもクロロフィル a 除去には影響が小さいものと考えられる。一方、水温が低下してくると、除去された藻類が十分に生物分解されずに水流攪乱により剥離流出しているものと考えられる。その結果、間欠運転条件では水温の低下とともに連続運転に比べて浄化性能が低下し、SS 除去性能についてその傾向がより顕著に現れたものと考えられる。

夏期の性能が安定した期間（7/23～10/15、水温が 20℃以上の期間）の原水クロロフィル a、SS の平均濃度および平均除去率（第 1+2 槽）を表 4-1 に示す。A B 列の性能を比較すると、クロロフィル a 除去率についてはいずれも約 90% と高い性能を示した。一方、SS 除去率は、B 列が約 80%、A 列が約 70% といずれも良好な性能を示したが、A 列ではやや性能が低下する傾向を示した。よって、12h 間欠運転条件は 24h 連続運転条件に比べて、若干の SS 除去率の低下傾向が見られるものの、藻類除去に関しては同等の浄化性能が得られることがわかった。

表 4-1 夏期安定期（7/23～10/15）のクロロフィル a、SS の平均除去率

	原水 平均濃度	平均除去率（第 1 + 2 槽）	
		A 列（12h 間欠運転）	B 列（24h 連続運転）
Chl-a	33.6 μg/L	86.1 %	91.4 %
SS	27.4 mg/L	70.9 %	88.4 %

なお、ここでは COD、T-N、T-P の除去性能については割愛したが、これらの水質項目はクロロフィル a や SS と比べると浄化性能が低く、COD、T-N、T-P の夏期安定期（7/23～10/15）の平均除去率は、各々 40%、0%、30% 程度であった。これは昨年、一昨年度と同様の結果であり、これらの水質項目は、本浄化施設では除去困難な溶存態成分を含んでいるためと考えられる。さらには、除去された有機汚濁物（主として藻類）が槽内で分解される過程において、これらの水質項目成分が処理水中に回帰することも性能低下の原因として考えられる。

### 4.3 浄化性能の経時変化

本年度の実験は、ソーラー発電の有効利用を狙って日中のみ運転を行う 12h 間欠運転（6:00～18:00 のみ運転）と 24h 連続運転における浄化性能の比較評価を行うことを目的としている。間欠運転の場合、通水および曝気の停止・再起動が毎日繰り返されるといった非定常運転条件であるので、定時（13:00～15:00 頃）に行われる定期採水分析に加えて、1 日の運転の中で経時的に浄化性能がどのように変化するか評価するための経時変化調査を実施した。この調査は、8 月 29～30 日の 24 時間調査と 9 月 25 日の 12 時間調査の計 2 回実施した。

1 回目（8/29～30 実施）および 2 回目（9/25 実施）のクロロフィル a 経時変化を図 4-6 および図 4-7 に示す。24h 連続運転（B 列）の結果を見ると、原水については時間帯による変化やばらつきが見られるが、処理水については、第 1、2 槽ともにクロロフィル a は約 10 μg/L 以下の安定した低レベルの水質で推移した。一方、12h 間欠運転（A 列）の結果を見ると、第 2 槽処理水は B 列と同レベルの水質で安定して推移したが、第 1 槽処理水については、第 2 槽処理水に比べて明らかに濃度レベルが高く、ばらつきも大きい結果となっ

た。これは前節でも述べた通り、A列の第1槽処理水については浮上異物が混入するという採水上の問題があったので、間欠運転の影響かどうかは不明である。しかし、第2槽処理水について見る限り、12h 間欠運転においても24h 連続運転と同レベルの安定した水質で推移していることがわかった。

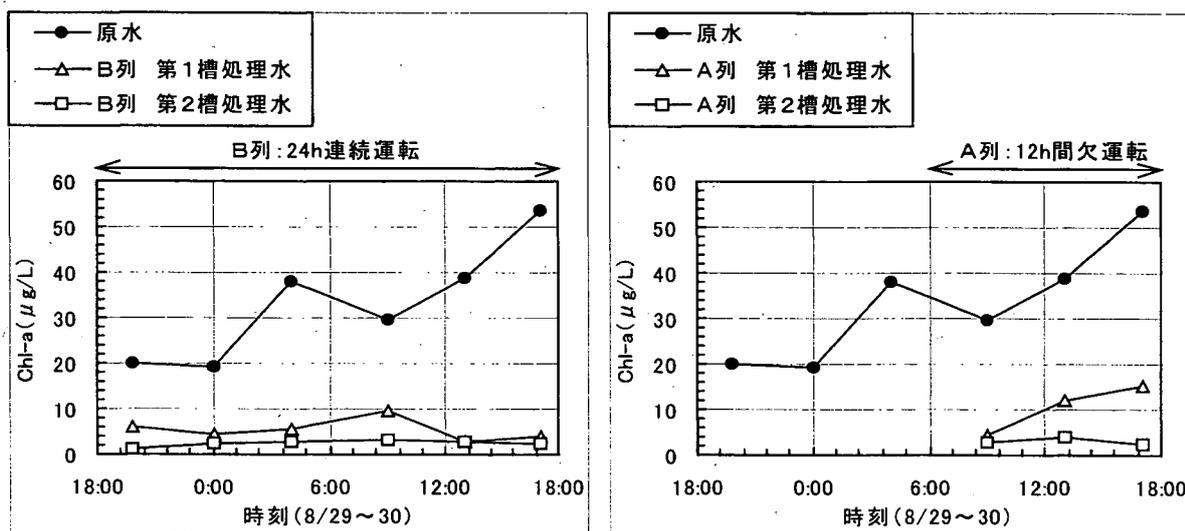


図 4-6 クロロフィル a の経時変化 (1 回目、8/29~30 実施)

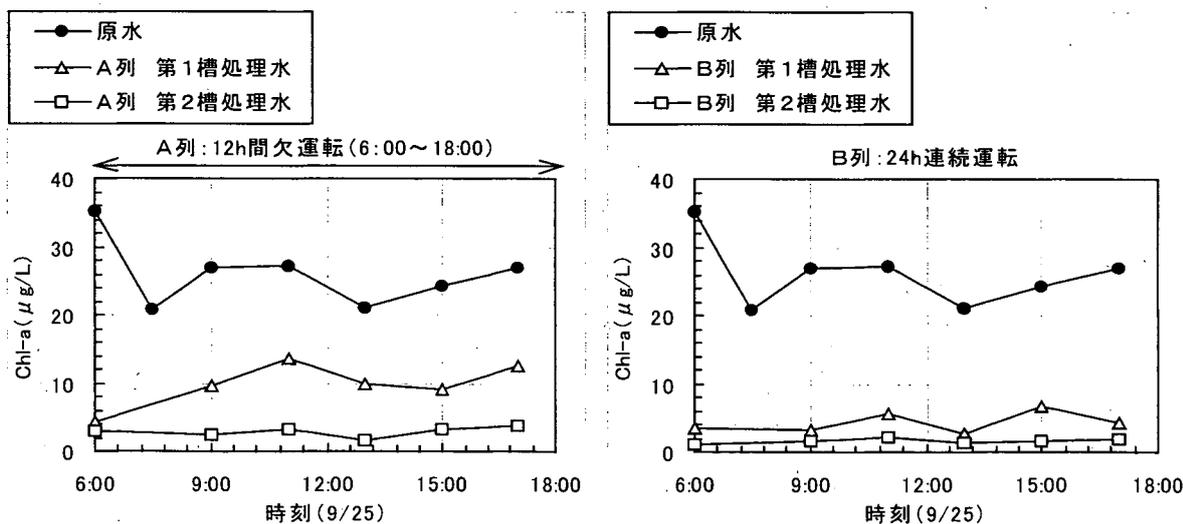


図 4-7 クロロフィル a の経時変化 (2 回目、9/25 実施)

クロロフィル a および S S 除去率 (第 1+2 槽) の経時変化を図 4-8 (1 回目)、図 4-9 (2 回目) に示す。クロロフィル a 除去率については、12h 間欠運転、24h 連続運転ともに約 90% の高い除去率で安定して推移した。一方、S S 除去率については、24h 連続運転では約 90% の高い除去率で安定して推移したが、12h 間欠運転ではそれよりも低い除去率で推移し、その傾向は特に 2 回目の調査 (9/25 実施) において顕著であった。これも前節で述べた通り、間欠運転条件では、停止・再起動が繰り返されることで生じる水流の擾乱によって、接触材表面に付着した汚濁物の一部が剥離した影響と考えられる。また前節で述べた通り、その影響は水温の低下にともないより顕著に現れるものと予想される。ただし、12h 間欠運転の条件では、装置の再起動直後の急激な水流の擾乱によって、接触材表面の

付着汚濁物が一時的に大量に流出することも懸念されたが、今回の経時変化調査の際に処理水を常時監視した結果では、そのような問題は見られなかった。

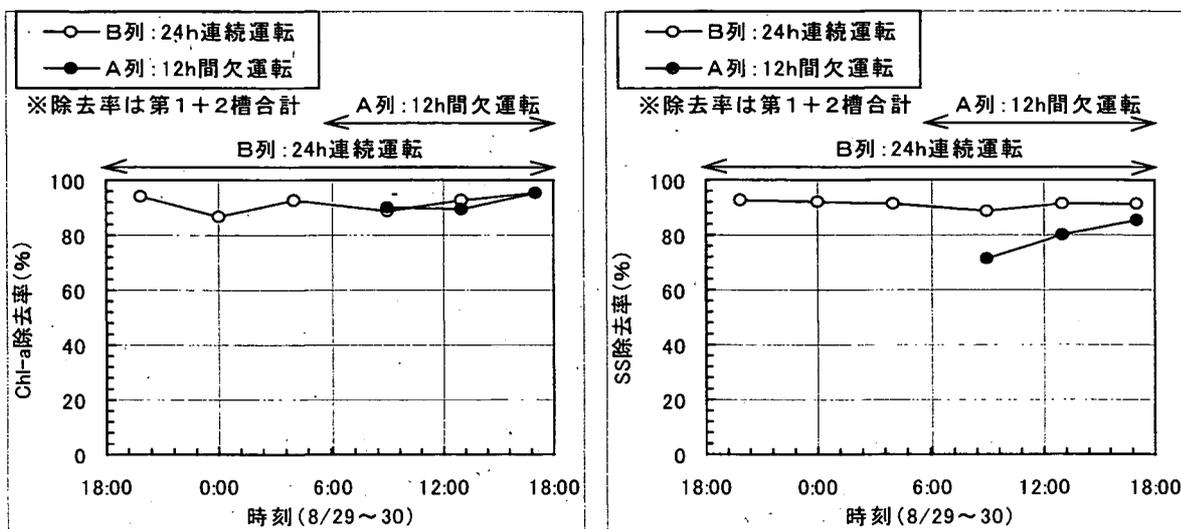


図 4-8 クロロフィル a、SS 除去率の経時変化 (1 回目、8/29~30 実施)

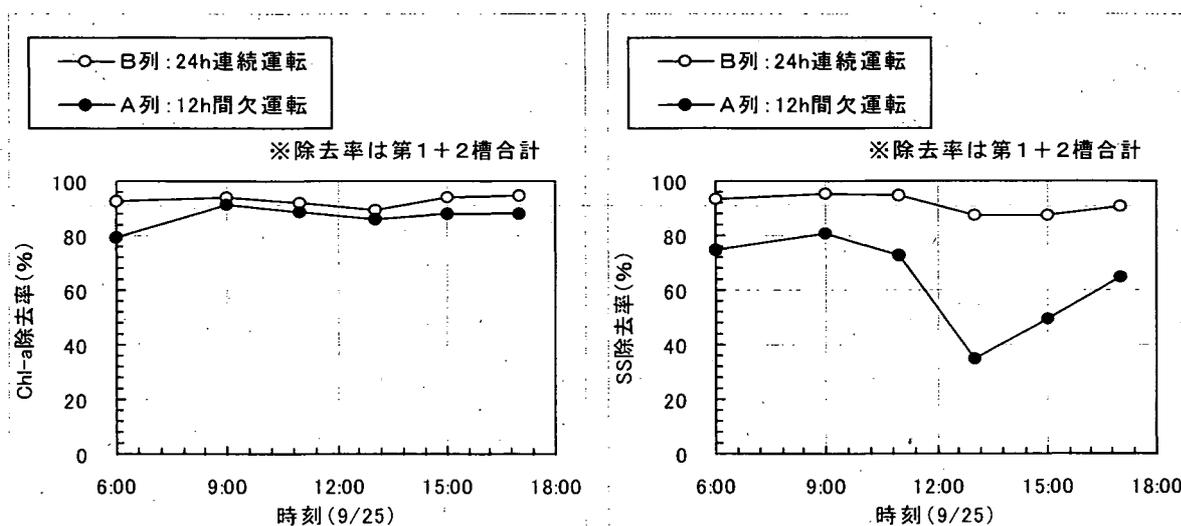


図 4-9 クロロフィル a、SS 除去率の経時変化 (2 回目、9/25 実施)

図 4-8、4-9 の結果から、クロロフィル a および SS について 1 日あるいは半日の平均除去率 (第 1+2 槽) を算出した結果を表 4-2 に示す。12h 間欠運転と 24h 連続運転を比較すると、いずれも良好な浄化性能が得られており、特に、クロロフィル a については、1 回目、2 回目の調査ともに約 90% の高い除去率が得られている。

表 4-2 経時変化調査における平均クロロフィル a、SS 除去率 (第 1+2 槽)

	平均 Chl-a 除去率		平均 SS 除去率	
	12h 間欠運転 (A 列)	24h 連続運転 (B 列)	12h 間欠運転 (A 列)	24h 連続運転 (B 列)
1 回目 (8/29~30)	91.7%	91.7%	78.7%	91.3%
2 回目 (9/25)	86.9%	92.7%	63.0%	91.4%

#### 4.4 池の浄化効果に関する評価

##### (1) H13年度とH11、12年度の池水水質推移の比較

各年度の池水クロロフィルaおよびSSの経日推移を図4-10に示す。H11、H12年度はA、B列の合計処理水量は300m<sup>3</sup>/日の24h連続運転で、8月初旬のほぼ同時期から定格運転を開始している。一方、H13年度は7月4日から定格運転を開始しており、H11、H12年度に比べて約1ヶ月早く運転を開始している。また、H13年度はA列で12h間欠運転としているため、1日あたりの処理流量はA列：75m<sup>3</sup>、B列：150m<sup>3</sup>、合計225m<sup>3</sup>であった。各年度の水質推移を比較すると、H13年度は1日あたりの処理水量が少ないにもかかわらず、H11、H12年度に比べてやや低い濃度レベルで推移した。特にクロロフィルaの夏期ピークが小さく、最大でも60μg/L程度であった。これは、H11、H12年度は8月から浄化施設の運転を開始しており、8月中は十分な浄化効果が得られなかったものと考えられる。H13年度について、7月から運転を開始し、8月中のクロロフィルa濃度レベルがH11、H12年度に比べて低く推移したことから、本実験条件では運転開始から約1ヶ月で池の浄化が図られているものと推測できる。

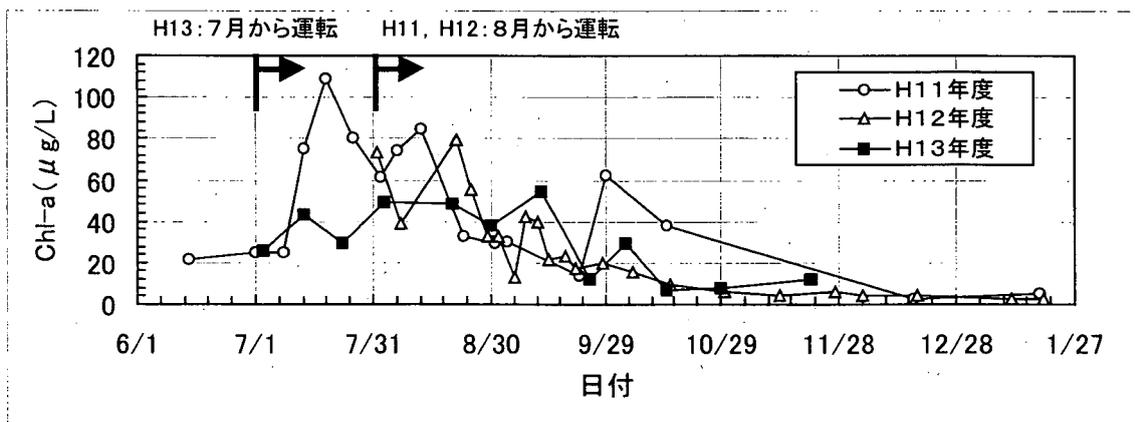


図4-10 各年度の池水クロロフィルaの経日推移

##### (2) 生態系モデルシミュレーションによる池水水質予測

H11、H12年度の報告で、文献<sup>8)</sup>による生態系モデル(霞ヶ浦の富栄養化モデル)を用いたシミュレーションによって、浄化施設を導入した際の池の水質推移を概ね予測することが可能であることを示した。本年度の浄化施設運用実績に即した条件において池水クロロフィルa濃度の経日推移を計算した結果を図4-11に示す。本年度は、A、B列とも処理流量は各々150m<sup>3</sup>/日であるが、A列は12h間欠運転であるので、A列の1日あたり処理水量は75m<sup>3</sup>である。前節で述べた通り、間欠運転においても連続運転と同等の浄化性能(除去率)が得られており、1日あたりの浄化能力(汚濁物の除去量)は運転時間(1日あたりの累積処理水量)に比例すると考えられるので、本年度の状況を計算する条件としては、225m<sup>3</sup>/日の浄化施設を導入した場合に相当するものと設定した。図4-11に示した通り、225m<sup>3</sup>/日の条件で計算した結果は実測値の推移を概ね再現しており、本年度の実験結果についても本計算手法が水質予測として妥当なものと推測できる。本年度の実験結果を浄化なしの条件で計算した結果と比較すると、クロロフィルa濃度のピーク値は約100μg/Lから約50μg/Lに低減されており、浄化施設の導入によってクロロフィルa濃度レベルは半分程度に低減されているものと予想された。

さらに、図4-11には浄化施設の処理量をパラメータとした条件で計算を行った結果を合わせて示した。150m<sup>3</sup>/日の計算条件はA、B列ともに12h間欠運転とした場合に相当し、75m<sup>3</sup>/

日の計算条件はソーラー発電のみで浄化施設を運用した場合を想定してA B列ともに 6h 間欠運転とした場合に相当する。このように本計算手法を用いることによって、浄化施設の運用条件を変更した場合の浄化効果を予想することが可能であるものと考えられる。

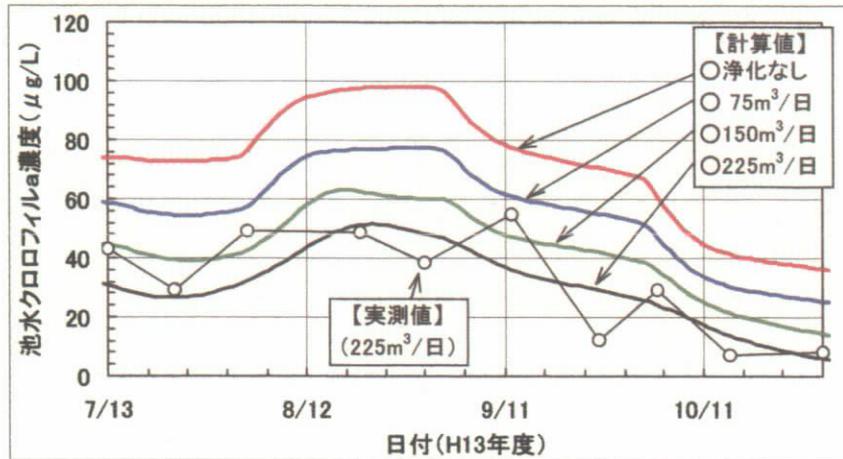


図 4-11 池水クロロフィル a 濃度経日推移のシミュレーション結果

## 5. 考 察

### 5.1 ひも方式浄化施設の運用および浄化性能特性に関する検討

本研究では、H11 年度から H13 年度までの 3 年間にわたり、ひも状繊維接触材方式（以下単にひも方式と称す）の浄化試験を実施した。ここでは 3 年間の実験を総括し、浄化施設の運用と浄化性能特性について考察する。

#### 5.1.1 運転条件の最適化に関する検討

##### (1) 各年度の運転条件と夏期安定期の平均浄化性能

各年度の実験条件一覧を表 5-1 に示す。また、各条件での夏期安定期の平均浄化性能を表 5-2 に示す。表 5-2 において、条件⑤の第 1 槽クロロフィル a および S S 除去率については、前述の通り、A 列第 1 槽処理水を採取する際の浮上異物混入によりデータのばらつきが大きいため、ここでは割愛した。

表 5-1 ひも状繊維接触材方式浄化試験の各年度・各列の実験条件一覧

NO.	年 度	列	第1槽 曝気	処理槽	処理流量 (m³/日)	接触時間(h)			運転時間 (h)
						1槽	1~2槽	1~3槽	
①	H11	A 列	なし	1+2+3 槽	150	1.60	2.30	2.70	24 連続
②		B 列	あり	1+2+3 槽	150	1.60	2.30	2.70	24 連続
③	H12	A 列	なし	1+2 槽	100	2.40	3.46	—	24 連続
④		B 列	なし	1+2 槽	200	1.20	1.73	—	24 連続
⑤	H13	A 列	なし	1+2 槽	150	1.60	2.30	—	12 間欠
⑥		B 列	なし	1+2 槽	150	1.60	2.30	—	24 連続

※全条件において第 2 槽は曝気あり、第 3 槽は曝気なし

表 5-2 各年度・各列の夏期安定期の平均浄化性能

NO.	年 度	クロロフィルa (Chl-a)				浮遊物質 (SS)			
		原水濃度 ( $\mu\text{g/L}$ )	除去率 (%)			原水濃度 ( $\text{mg/L}$ )	除去率 (%)		
			1 槽	1~2 槽	1~3 槽		1 槽	1~2 槽	1~3 槽
①	H11	34.3	65.8	86.3	87.0	20.9	—	73.2	71.1
②			68.2	82.4	86.1		—	56.8	66.9
③	H12	19.8	60.5	77.8	—	23.4	54.3	59.8	—
④			51.3	74.0	—		64.6	83.9	—
⑤	H13	33.6	—	86.1	—	27.4	—	70.9	—
⑥			87.1	91.4	—		70.9	88.4	—

※H11 は 8/23~10/15、H12 は 9/1~10/16、H13 は 7/23~10/15 のデータを平均

## (2) 処理槽構成の検討

H11 年度の実験では、浄化施設の処理槽構成は第 1 から第 3 槽の 3 槽とし、各槽出口での浄化性能評価を実施した。表 5-2 において H11 年度の結果を見ると、A 列（第 1 槽曝気なし）での第 1、2、3 槽出口のクロロフィル a 除去率は、各々 65.8%、86.3%、87.0% で、B 列（第 1 槽曝気あり）では、各々 68.2%、82.4%、86.1% であり、第 1、2 槽に比べて第 3 槽の浄化性能への寄与は非常に小さかった。よって、処理槽構成としては、浄化性能への寄与率が小さい第 3 槽は不要と考えられる。

## (3) 第 1 槽の曝気に関する検討

H11 年度の実験では、第 1 槽の曝気有無が浄化性能に与える影響についての比較評価を実施した。これは、第 1 槽では懸濁態汚濁物の付着性能が高いとされる芯部が密に編まれた幅の狭いひも状繊維接触材を使用しているが、曝気によって槽内に循環流を発生させて懸濁汚濁物と接触材との接触頻度を高めることによる浄化性能の向上を狙ったものである。表 5-2 に示した通り、平均クロロフィル a 除去率で見ると、第 1 槽出口での除去率は、曝気なしの場合 65.8% に対し、曝気ありの場合 68.2%、第 2 槽出口での除去率は、曝気なしの場合 86.3% に対し、曝気ありの場合 82.4% であり、曝気有無による浄化性能の差はほとんど見られなかった。よって、第 1 槽の曝気は不要であると考えられる。

## (4) 処理量（接触時間）の最適化検討

同じ大きさの処理槽を用いて処理量を変化させることは、槽内の接触時間（槽容積/処理量）を変化させることに相当する。当然、処理量を変えると槽内の平均流速も変わるが、本実験のような接触酸化法と呼ばれる生物処理においては、浄化性能は接触時間で整理されることが一般的であり<sup>9)</sup>、ある範囲では流速よりも接触時間の影響が大きいものと考えられる。接触時間と夏期安定期の平均クロロフィル a 除去率の関係について整理した結果を図 5-1 に示す。接触時間が約 2 時間までは大きな傾きで直線的に除去率が増加しているが、それ以上になると除去率の増加割合が小さくなっている。さらに、図 5-1 で得られた 2 直線（破線）で除去率が与えられるものと仮定し、本浄化施設（第 1+2 槽、A B 列合計槽容積：28.8 $\text{m}^3$ ）の処理量に対するクロロフィル a 除去率および除去量（除去率×処理量）を算出した結果を図 5-2 に示す。なお、ここでの処理量は A B 各列の合計処理量である。処理量を増加させると除去量も増加していくが、約 350 $\text{m}^3$ /日以上（A B 各列では 175 $\text{m}^3$ /日）になると除去量の増加はほとんど得られないものと予想された。省エネルギーの観点から、除去量が同じであれば消費動力（処理量）は小さい方が望ましいので、本浄化施設では概

ね 300~400m<sup>3</sup>/日の運転が最適と考えられる。

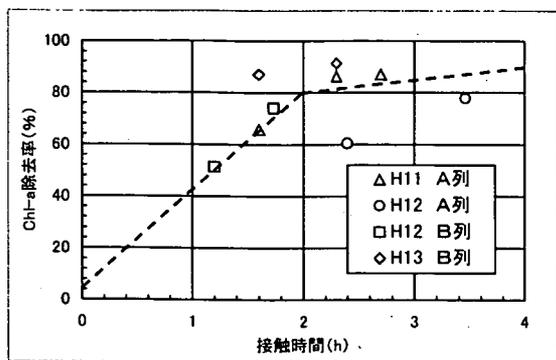


図 5-1 接触時間とクロロフィル a 除去率の関係

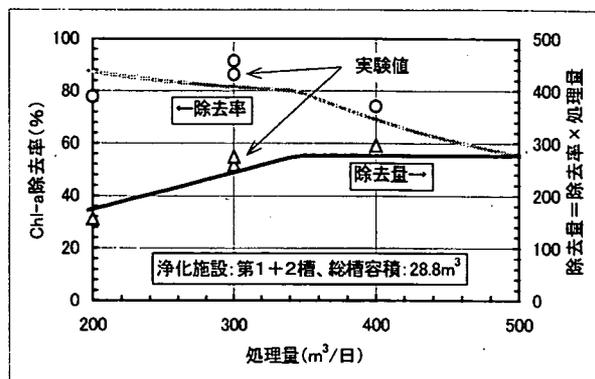


図 5-2 処理量とクロロフィル a 除去率、除去量の関係

### (5) 発生汚泥の管理に関する検討

水域の直接浄化施設では、水中汚濁物の除去にともない発生する汚泥の管理が施設の運用上非常に重要な課題である。H12 年度の調査結果では、本浄化施設において1年間の運転により槽内に蓄積した汚泥の総量は 6.2m<sup>3</sup>であり、その乾燥重量は 2.7t であった。また、H11 年度から開始した合計 3 年間の浄化実験において、H12 と H13 年度の実験開始時に処理槽内に蓄積した汚泥の排出と接触材の洗浄を行った結果、各年度とも良好な浄化性能を維持することができた。よって、本浄化施設では、発生汚泥回収および浄化性能維持の両面で、年 1 回の汚泥排出および接触材洗浄で施設の維持管理が可能である見通しを得た。

なお、本年度は槽内の汚泥を排出した際、実験センターの敷地内に汚泥を放置し、天日乾燥による汚泥の土壌還元が可能かどうかの基礎調査を実施した。その結果、2 週間程度放置した後は十分乾燥が進んでおり、天日乾燥による汚泥の土壌還元が可能である見通しが得られた。

### (6) 間欠運転時の浄化性能に関する検討 (ソーラー発電有効利用運転)

本浄化施設では省エネルギー運転のためにソーラー発電設備を備えてポンプやブロウに給電することが可能であるが、ソーラー発電をより有効に利用するためには、浄化施設の運転を太陽光発電が期待できる日中のみとした間欠運転での運用法が考えられる。この観点から本年度は 24h 連続運転と 12h 間欠運転の条件で比較評価を実施したわけであるが、前章で述べた通り、間欠運転では連続運転に比べて SS 除去の性能低下が見られるものの、藻類除去については同等の性能が得られた。よって、間欠運転とした場合の浄化施設の浄化能力 (汚濁物除去量) は、運転時間、あるいは累積処理水量に比例した浄化能力と推定できる見通しが得られた。

#### 5.1.2 浄化性能に関わる影響因子の検討

本浄化施設のような生物処理による接触酸化浄化方式は、原水濃度や水温などが浄化性能に影響を与えることが予想される<sup>4)5)</sup>。ここでは 3 年間の実験結果を基にいくつかの影響因子について考察する。

##### (1) 原水クロロフィル a 濃度と水温の影響

原水濃度と水温は生物処理に大きく影響する因子と考えられる。しかし、本実験では池水を原水としているので、水温の低下とともに原水クロロフィル a 濃度も低下するのが普

通である。本実験における水温と原水クロロフィル a 濃度の関係を図 5-3 に示す。やはり水温と原水クロロフィル a 濃度には正の相関があることがわかる。よって、本実験のような現地試験では水温とともに原水濃度も変化するため、各々の影響を独立に評価するのは困難である。

そこで、ここでは水温と原水クロロフィル a 濃度の影響を一括して評価することとした。原水クロロフィル a 濃度と除去率（第 1+2 槽）の関係を図 5-4 に示す。ここで、各測定値はそのときの水温により 20℃以上と 20℃未満に区別してある。なお、ここで用いたデータは各年度で浄化性能が安定した後のデータのみとし、H11 年度は 8 月 23 日以降、H12 年度は 9 月 1 日以降、H13 年度は 7 月 23 日以降のデータである。図 5-4 に示した通り、本実験では概ね原水クロロフィル a が 20 μg/L 以上、水温が 20℃以上の範囲で安定した浄化性能が得られ、その範囲外では原水クロロフィル a 濃度あるいは水温の低下とともに浄化性能が低下する傾向が見られた。

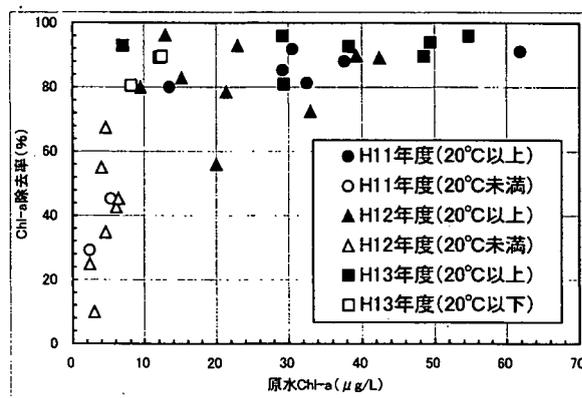
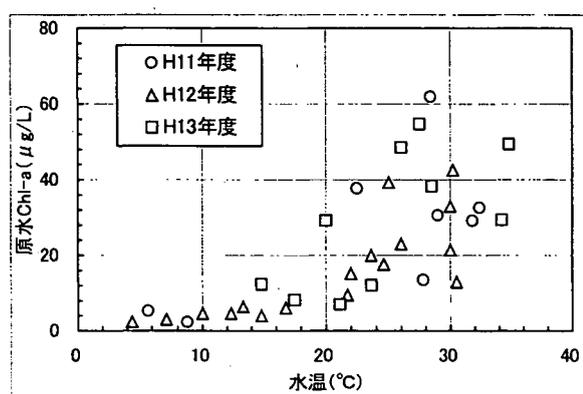


図 5-3 水温と原水クロロフィル a 濃度の関係 図 5-4 原水クロロフィル a 濃度と除去率（第 2 槽出口）の関係

表 5-3 各年度夏期の優占藻類種

年度（採水日）	網名	種名（学名）	細胞数/mL
H11 年度 (7/30 採水)	珪藻	<i>Cyclotella stelligera</i>	3140
	珪藻	<i>Melosira granulata</i>	1080
	藍藻	<i>Merismopedium tenuissimum</i>	670
H12 年度 (8/21 採水)	珪藻	<i>Cyclotella kuetzingiana</i>	12902
	藍藻	<i>Merismopedium tenuissimum</i>	10752
	藍藻	<i>Phormidium tenue</i>	5544
H13 年度 (8/30 採水)	緑藻	<i>Actinastrum hantzschii</i> v. <i>fluviatile</i>	54847
	藍藻	<i>Merismopedium tenuissimum</i>	950
	緑藻	<i>Dictyosphaerium pulchellum</i>	484

## (2) 優占藻類種の影響

閉鎖性水域に発生する藻類種は地域や季節、水の性状により多種多様であるが、藻類除去を目的とした本浄化施設では藻類種も浄化性能に影響を与えることが考えられる。本実験において各年度の夏期に優占した藻類種を表 5-3 に示す。表 5-3 に示した通り、本実験では H11 年度と H12 年度は珪藻類のキクロテラ属や藍藻類のメリスモペディウム属が優占

し、H13年度は緑藻類のアクティナストラム属が圧倒的に優占していた。これまで述べてきた通り、本実験では各年度とも夏期は安定した浄化性能が得られており、藻類種の違いによる明確な影響は見られなかった。藻類種の影響については、今後も継続した検討が必要と考えられる。

## 5.2 ひも方式と流動床方式の比較検討

本研究では、H9年度からH10年度の2年間、流動床方式の浄化実験を実施した<sup>10)</sup>。流動床方式とは、微細粒子状の接触材（ろ材）を充填した処理槽に対し、上向流により原水を通水してろ材層を膨張させたまま浄化処理を行う手法である。ろ材層が流動化しているため目詰まりが生じ難く、微細粒子が使用できるので接触面積拡大により高効率処理が期待できる手法である。本研究では、図2-2の第2槽に直径約0.5mmの粒状ろ材（活性炭およびクリストバライト）を充填し、上向流により原水を通水させて実験を行った。ここでは、流動床方式とひも状繊維接触材方式（以下単にひも方式と称す）について浄化性能や運用面での比較評価を検討する。

接触時間とクロロフィルa除去率の関係について、図5-1に示した結果を基に流動床方式の浄化試験結果を加えて整理すると図5-5が得られる。流動床方式の実験では第1槽を設置していないので、接触時間としては比較的短い条件となっているにも関わらず、接触時間1.2hでクロロフィルa除去率84.9%と良好な浄化性能が得られている。これは、流動床方式で使用している微細粒子状接触材が大きな接触面積を有しているためと思われる。

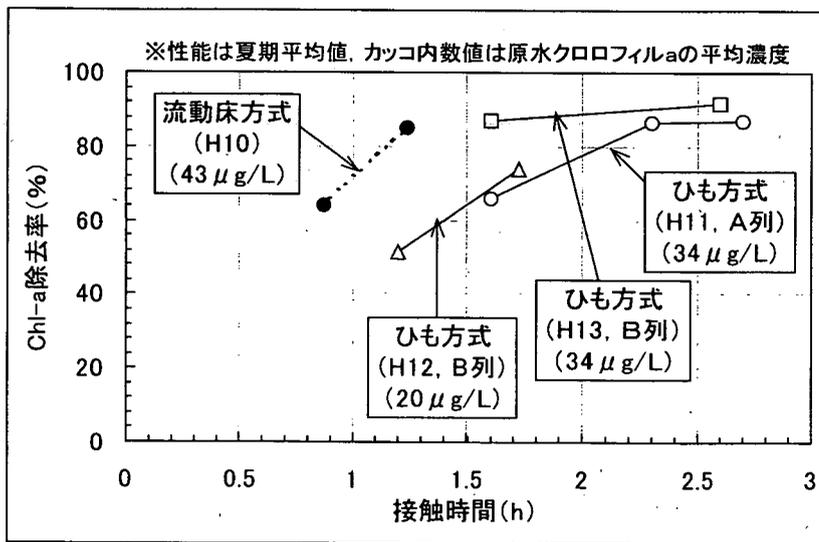


図5-5 接触時間とクロロフィルa除去率の関係

浄化性能と浄化施設の運用面での評価を踏まえてひも方式と流動床方式の比較評価をまとめたものを表5-4に示す。性能面で見ると、クロロフィルa、SS、T-P、T-N除去率とも同等、あるいは流動床方式の方がより短い接触時間で同等の性能が得られるものと期待できる。一方、浄化施設の運用面で見ると、処理流量の可変性や汚泥回収容易性の観点では、微細粒子を使用した流動床方式では対応が困難な場合もあり、ひも方式の方が有利であるものと考えられる。また、ソーラー対応性の観点では、本年度実験のような間欠運転を適用することを考慮すると、流動床方式の場合は停止・再起動によりろ材層の流動が変化して浄化性能が不安定になることが懸念される。

なお、一般的なひも方式の利点として処理槽の構造が柔軟に設計できることを踏まえると、ひも方式の場合は水域浮上設置タイプの設計が容易である。

表 5-4 ひも方式と流動床方式の特性比較

項目		ひも	流動床	補足事項
性能	Chl-a 除去率	○	○	Chl-a 除去率:80~90% 流動床方式はひも方式より接触時間が短い
	SS 除去率	○	○	SS 除去率:約 80%
	栄養塩除去率(T-N,T-P)	△	△	T-P 除去率:約 30% T-N 除去率:0~20%
運転性	処理流量 可変性	○	△	流動床:ろ材流出流量以下の範囲に制限 ひも:広範囲に運転が可能
	汚泥回収	○	△	流動床:専用の汚泥沈降槽が必要 ひも:処理槽から直接引き抜き可
その他	ソーラー 対応性	○	△	流動床のソーラー利用間欠運転は、起動・停止により流動性が変化し、性能不安定(予想)

記号: ○;優 △;良 ×;不可

## 6. まとめ

### 6.1 本年度 (H13 年度) の実験結果について

- 1) ひも状繊維接触材方式による実験池水の浄化処理性能は、夏期平均クロロフィル a 除去率 90%以上が得られ、昨年、一昨年度と同様に良好な性能を示した。
- 2) ソーラー発電有効利用を狙った日中のみ 12h 間隔の間欠運転を行った場合の浄化性能について、24h 連続運転との比較評価を行った。その結果、間欠運転の場合は、連続運転に比べて SS 除去について若干の性能低下が見られたが、クロロフィル a 除去については連続運転と同等の性能が得られた。
- 3) 上記間欠運転の場合、毎起動時の急激な水流の擾乱によって接触材表面の付着汚濁物などが剥離流出することが懸念されたが、本実験ではそのような問題は見られなかった。

### 6.2 ひも方式浄化施設の運用および浄化特性について

H11 年度から H13 年度までの 3 年間にわたる実験結果から、ひも状繊維接触材方式浄化施設の運用および浄化性能について以下の結論が得られた。

#### 1) 処理槽構成について

第 1,2 槽に比べて第 3 槽の浄化性能への寄与は非常に小さく、処理槽の構成としては、第 3 槽は不要と考えられる。

#### 2) 第 1 槽の曝気について

第 1 槽の曝気有無を比較した結果、両者の浄化性能にはほとんど差が見られず、第 1 槽の曝気は不要と考えられる。

#### 3) 処理量の最適化について

本浄化施設では A B 列の合計処理量が約 350m<sup>3</sup>/日 (1 列あたり 175m<sup>3</sup>/日) 以上で最大のクロロフィル a 除去量が得られると予想された。省エネルギーの観点から除去量が同じであれば所要動力 (処理量) は小さい方が良いので、本浄化施設の合計処理量は概ね 300~400m<sup>3</sup>/日 (1 列あたり 150~200 m<sup>3</sup>/日) が最適と考えられる。

#### 4) 発生汚泥の管理について

1年間の運転により槽内に蓄積した汚泥の総量は $6.2\text{m}^3$ 、乾燥質量は $2.7\text{t}$ であった。この汚泥量は年1回程度の汚泥回収で運用できるものと判断される。また、3年間の長期実験において各年度とも安定して良好な浄化性能が得られたことから、年1回の汚泥排出および接触材洗浄を行うことによって、浄化性能を永続的に維持できるものと考えられる。

#### 5) 間欠運転時の浄化性能について (ソーラー発電有効利用運転)

24h連続運転と12h間欠運転を比較した結果、両者の浄化性能(クロロフィルa除去率)に顕著な差は見られなかった。よって、間欠運転の場合でも浄化施設の運転時間(累積処理水量)に比例した浄化能力(汚濁物除去量)が得られるものと考えられる。

#### 6) 原水クロロフィルa濃度と水温が浄化性能に与える影響について

本実験では、概ね原水クロロフィルaが $20\mu\text{g/L}$ 以上、水温が $20^\circ\text{C}$ 以上の範囲で安定した浄化性能が得られ、その範囲外では原水クロロフィルaあるいは水温の低下とともに浄化性能が低下する傾向が見られた。

#### 7) 藻類種が浄化性能に与える影響について

本実験では夏期の池水中に珪藻類のキクロテラ属、藍藻類のメリスモペディウム属、緑藻類のアクティナストラム属などが多く見られたが、藻類種の違いによる浄化性能の変化は特に見られなかった。

### 6.3 ひも方式と流動床方式の比較評価

本研究で扱ったひも状繊維接触材を用いたひも方式と微細粒子状接触材を用いた流動床方式について、浄化性能と浄化施設運用の両面から比較評価を検討した。性能面では、ひも方式と流動床方式は同等、あるいは流動床方式の方が短い接触時間で同等の性能が期待できると考えられる。運用面では、処理流量の可変性、汚泥回収、ソーラー対応性においてひも方式の方が有利と考えられる。

なお、本研究の成果概要について、H13年11月に滋賀県で開催された「第9回世界湖沼会議(琵琶湖2001)」において発表を行った<sup>11)</sup>。

## 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・熊谷道夫ほか(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) 白崎亮：環境新聞平成11年11月17日「河川浄化技術の現状と課題」
- 4) 須藤隆一：用水と廃水 Vol. 32、No. 8 (1990) 「水域の直接浄化の意義と展望」
- 5) 森田裕三：環境技術 Vol. 23、No. 6 (1994) 「ひも状接触材による河川の直接浄化について」
- 6) (財)琵琶湖・淀川水質保全機構：平成11年度ソフトエネルギー浄化実験業務報告書
- 7) (財)琵琶湖・淀川水質保全機構：平成12年度ソフトエネルギー浄化実験業務報告書
- 8) 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
- 9) 渡辺吉男：用水と廃水 Vol. 40、No. 10 (1998) 「汚濁河川、水路の直接浄化技術」
- 10) (財)琵琶湖・淀川水質保全機構：平成10年度ソフトエネルギー浄化実験業務報告書
- 11) 馬場玲子・田井中善雄ほか(2001) 太陽エネルギーを用いたひも状接触材による水質

---

実験担当者

財団法人 琵琶湖・淀川水質保全機構

実験センター所長

田井中善雄

実験センター研究員

馬場 玲子

株式会社日立製作所

機械研究所研究員

田中 哲也

土浦工場参事

仲平 四郎

# 15. 高効率酸素溶解水による底質・水質改善実験

## 1. 目的

生活排水や産業排水等に含まれる窒素・リンが湖沼などの閉鎖性水域へ流入し富栄養化が進むとしばしばアオコや赤潮などが発生する。

このようなアオコや赤潮などの発生は、様々な利水障害をもたらすため大きな社会問題となってきた。琵琶湖でもこれまでにアオコや淡水赤潮など発生が確認されており、水環境改善が強く要望されている。

本業務は、窒素・リンによって富栄養化が進んだ閉鎖性水域の水環境改善を図ることを目的として、高効率に酸素を溶解できるシステムを用い、底層表面付近の溶存酸素濃度を高めることによって、底質からの栄養塩の溶出を抑制し、かつ、酸素供給に対する微生物の活性化への影響等について検討するものである。

## 2. 実験方法

### 2.1 実験施設と実験装置

Biyo センター内の深池型浄化実験施設C槽にて実験を行った。C槽は、幅 6.0m×長さ 20.0m×深さ 2.1~2.5mの規模であるが、今回の実験開始前に、C槽を縦方向に2分割し底面をフラットに成型した。したがって、C槽を幅 3.0m×長さ 20.0m×深さ 2.0mの2槽に改造し、一方に高効率に酸素を溶解できる気体溶解装置を設置、もう一方を比較槽として実験を行った(表 2.1.1、図 2.1.1)。

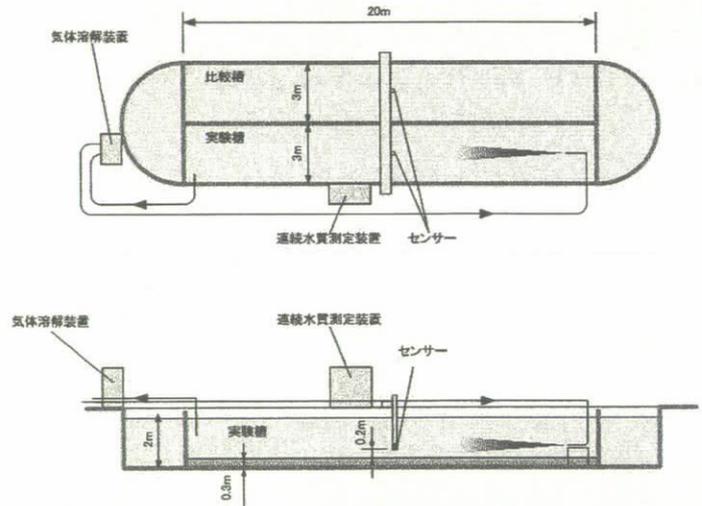


図 2.1.1 実験施設構造図

この気体溶解装置は、低圧(2気圧以下)で酸素・オゾン・炭酸ガス・窒素等の気体を、水に効率よく高濃度に溶解させる装置で、気体(本実験では酸素)を、気泡ではなく、高濃度の溶解水として水質や底質へ供給するものである。

気体溶解装置についての概念図を図 2.1.2 に示す。

表 2.1.1 実験施設およびシステムの諸元

実験施設規模	3.0m(B)×20m(L)×2.0m(D)×2槽	
気体溶解装置	外形	1600(W)×1500(H)×1000(D)
	吐出・吸入口径	32mm
	酸素発生器(P S A)	最大流量 4NL/min
	流量計(F)	電磁式φ150mm 4-20mA 出力

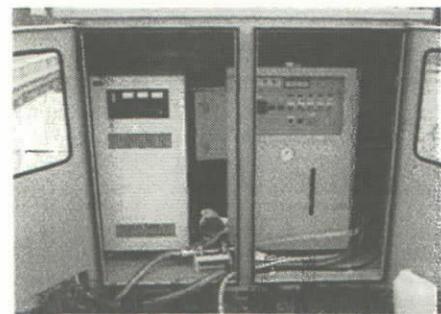


図 2.1.2 気体溶解装置

## 2.2 実験内容

高効率の気体溶解装置を用いて、大気中の酸素を水に溶解させた酸素溶解水を連続運転で実験槽内に供給した。底質からのリン等栄養塩類の溶出を抑制、好気性微生物の活性化による有機物の分解促進、並びに生態系の改善等、水環境の改善効果の検証を目的として底質・水質及び生物等の変化を調査検討した。

## 2.3 実験準備

深池型浄化実験施設C槽を縦方向に2分割し、底面をフラットに成形した状態で実験を開始した。これによりC槽は幅3.0m×長さ20.0m×深さ2.0mの2槽となった。

平成13年4月26日～5月18日、気体溶解装置の設置及び試運転を行った。気体溶解装置設置時はC槽に水は入っていなかったが、試運転のために注水を行った。尚、試運転終了後は底泥敷設のために排水している。

平成13年5月22日～24日、底泥の敷設を行った。底泥は滋賀県から譲渡されたものを使用しているが、これは平成12年度に琵琶湖赤野井湾から浚渫され、木ノ浜仮処分場に保管されていたものである。

浚渫泥はバキューム車にて吸引しC槽へ搬入したが、バキューム車1台分の浚渫泥を毎回実験槽と比較槽に均等に敷設している。深さ約40～50cmまで底泥(含水率約300～400%)を搬入し、槽内の底泥が均一になるように攪拌混合を行った。その後各槽3ヶ所から底泥を採取して、強熱減量を測定し、底泥の均等性の確認を行った。

平成13年6月4日、底泥が舞い上がらないように静かに葉山川河川水を流入させ満水とし、実験開始まで2週間馴致した。

平成13年6月5日、初的底質及び原水の把握をするために、底質については各槽1検体ずつ、水質については各槽の中央において水面から0.5m及び底泥表面より0.2m上の地点を採水し分析に供した。

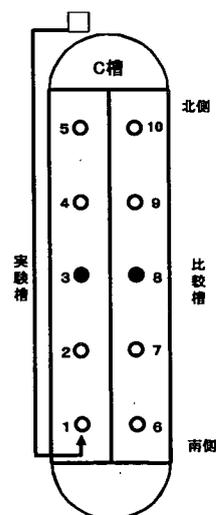
なお、実験開始当初は、実験槽・比較槽とも滞留日数10日で葉山川河川水を流入する計画としていたが、槽内を嫌気的条件下にするため7月13日からは流入を停止し、2槽とも閉鎖系として実験を行った。

## 2.4 調査内容

実験準備終了後、6月19日から気体溶解装置を連続稼働し、初期、中期および終期の3回について表2.4.1に示す調査を行った。調査地点は図2.4.1のとおりである。

表 2.4.1 調査概要

		6月19日	8月31日	10月30日
水質	一般水質	○	○	○
	連続測定	連続測定		
底質	底質	○	○	○
	底質間隙水		○	
生物	植物プランクトン	○	○	○
	動物プランクトン	○	○	○
	底生生物	○	○	○
微生物	微生物群集現存量	○	○	○
	底泥の微生物の活性	○	○	○
	底質	○	○	○



●: 水質連続観測および水質・生物調査地点  
○: 底質・間隙水・微生物調査地点

図 2.4.1 調査地点位置

#### 2.4.1 水質調査

酸素の供給による水質の浄化効果や効果の持続性等について、機器による溶存酸素(DO)連続測定(槽中央の底泥表面より20cm上の地点)と初期(6月19日)、中期(8月31日)、終期(10月30日)の計3回についてCOD、T-N、NO<sub>3</sub>-N、NO<sub>2</sub>-N、NH<sub>4</sub>-N、T-P、PO<sub>4</sub>-P、クロロフィルa、透視度、水温、濁度、SS、pH、DO、電気伝導度の水質分析調査を行った。

#### 2.4.2 底質調査

##### (1) 底質分析

酸素を底層に供給することにより底泥からのリンの溶出抑制効果や有機物の分解促進など底質に対する改善効果について、初期(6月19日)、中期(8月31日)、終期(10月30日)の計3回、コアサンプラーにより採取した柱状試料を初期と終期は底泥表面から0~2cmを、8月は底泥表面から3層(0~2、2~4、4~6cm)に切り分けて調査・検討を行った。

##### (2) 底質間隙水および直上水分析

底泥からのリンの溶出を把握するために底質間隙水および直上水中のD・T-P濃度を調査した。

8月17日に実験槽、比較槽各5地点(流下方向にほぼ等間隔に設定)ピーパーを設置し、中期調査8月31日に隔膜浸透法により直上水(底泥上0~2cm)および間隙水(底泥表面から0~2、2~4cm)を採取した。

##### ※試料採取方法

底質間隙水および底質直上水の採取は、拡散チャンバー(ピーパー)を用いて行った。ピーパーは浸透圧隔膜による濃度平衡状態により底質間隙水を分離する。

今回の実験で使用したピーパーはプレキシガラス製の貯水部とカバーの2つの部品からなる。貯水部には容量約15mlのセルが20個あり、ポリスルホン透析紙(Gelman HT450、孔径0.45μm)を挟んで、カバーをネジ止めしてある。

カバーにはセルに合わせて穴が開いていて、底質中または水中の溶存態物質が、透析紙を通してイオン交換水で満たされた貯水部に拡散するようになっている。

セルの中のイオン交換水に含まれる酸素は、試料に影響を及ぼす可能性がある。このためピーパーは、あらかじめ数時間窒素ガスを吹き込んで脱酸素化したイオン交換水の中で組み立て、セル内に気泡がついていないことを確認した上で、調査地点に設置する48時間以上前から窒素でバブリングを行っている。

底質間隙水および直上水とピーパー内のイオン交換水の濃度が平衡に達するまでに2週間程度を要するため、ピーパーは回収14日前の8月17日に設置した。

ピーパーの回収後も試料の酸化を防ぐため、空気に触れる時間ができるだけ短くなるように、注射器を用いてピーパー内の試料を取り出し、密閉容器(50ml蓋付遠沈管)に移し、塩酸を添加してアイスボックスに保存した。

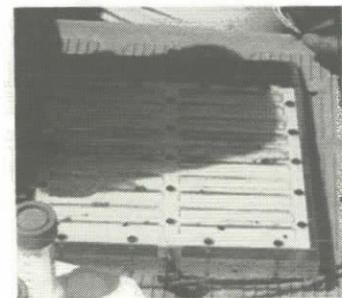


図 2.4.2 ピーパー

#### 2.4.3 生物調査

酸素供給による生態系への変化を把握するために初期(6月19日)、中期(8月31日)、終期(10月30日)の計3回、植物プランクトン、動物プランクトンおよび底生生物の調査を行った。

#### 2.4.4 微生物調査

酸素の底泥の微生物群集および活性に及ぼす影響を調査するため、底泥表層から0~2cmを実験槽、比較槽各5点について初期(6月19日)、中期(8月31日)、終期(10

月 30 日) の計 3 回、以下の項目の調査を行った。

- (1) 微生物群集の現存量：従属栄養細菌数、硝酸還元細菌数、脱窒細菌数、硝化細菌－アモニア酸化細菌数、硝化細菌－亜硝酸酸化細菌数、硫酸還元細菌数
- (2) 底泥の微生物の活性：底泥の酸素消費量（底泥 BOD）、底泥の脱窒ポテンシャル
- (3) 底質（底泥の無機態窒素バランスの把握）：水分含量、COD、 $\text{NH}_4^+$ 、 $\text{NO}_2^-$ 、 $\text{NO}_3^-$

### 3. 実験工程

実験期間における工程を表 3.1.1 に示す。

表 3.1.1 実験工程

		2001年										2002年		
		4月	5月	6月	7月	8月	9月	10月	11月	12月	1月			
実験準備	制御確認、流況調査等													
	底泥敷設、沈降													
	河川水注入、馴致													
調査日程	初期調査				○									
	中期調査						○							
	終期調査									○				
	溶存酸素制御実験													

### 4. 実験結果および考察

#### 4.1 連続測定結果

実験期間中の連続測定値の推移を図 4.1.1 に示す。

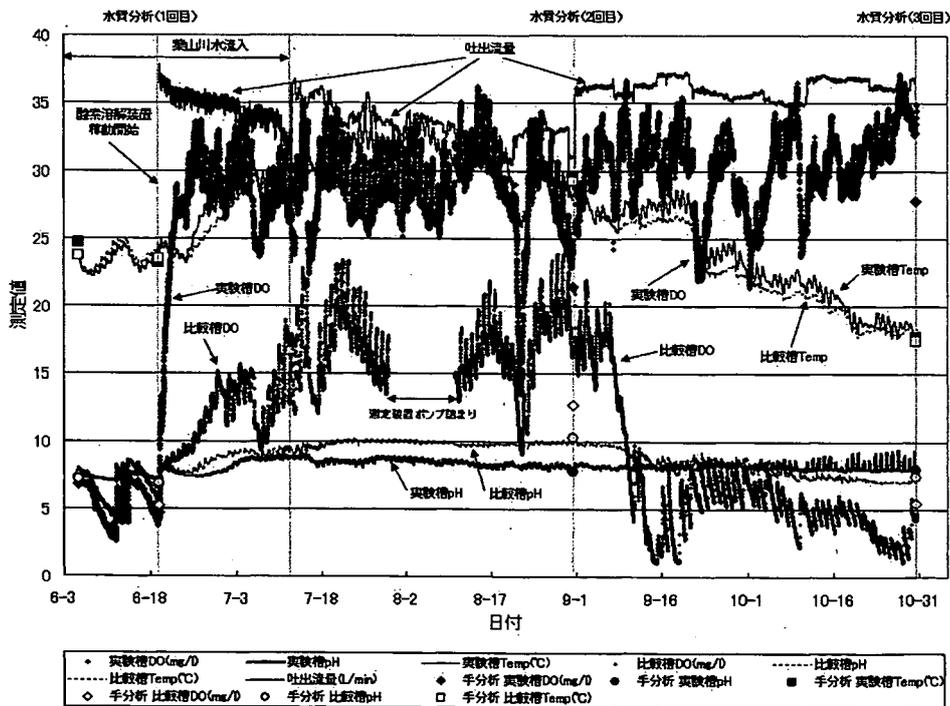


図 4.1.1 測定値の推移（6月5日～10月30日）

比較槽では、9月5日よりアオコが発生するとともに濁度が急速に上昇し、以降 11 月にアオコの発生がみられなくなるまで、槽内は不透明な状態が続いた。一方実験槽は、実験期間中ほぼ一定の透明度を保った。

また、気体溶解装置の運転中は、吸込み、吐出および装置内の配管に詰まりは発生せず、

配管洗浄などの作業を行うことなく安定した連続稼動をおこなうことができた。吐出流量は、水質測定時など一時停止させた前後で変化があるものの、30~37L/minを保っている。

なお、比較槽の DO 測定用測定装置のポンプにつまりが発生したため、その間は欠測となっている。

#### 4.1.1 運転開始前後

連続運転前の試運転で、各槽の中央および端から 30cm の位置で縦断方向に酸素吐出口から 0.5, 4.5, 9.0, 13.5 および 19 m の地点の溶存酸素濃度を簡易測定し、酸素の広がりを確認した。

その結果、表 4.1.1 に示すように吐出からの距離で立ち上がりに遅れはあるものの、上層下層、中心・端にかかわらず吐出口に近い方から溶存酸素濃度が直線的に上昇している。これは酸素を気泡ではなく溶解水として供給しているため、全体的に速やかかつ穏やかに水中に酸素が混合されたと考えられた。

また、実験槽の DO 測定値は、実験開始（気体溶解装置稼動）後から直ちに上昇し、実験期間中 25~35mg/L の範囲を維持していた。

次に、6月19日の実験開始時からの DO 測定値の上昇を図 4.1.2 に示す。

溶存酸素濃度 30mg/L の水を吐出流量 35L/min で、108 m<sup>3</sup> 水 (=20m × 3 m × 1.8m) に供給した場合、DO 上昇率は約 14mg/L/day と試算される。本実験における装置起動時からの DO 上昇率はおよそこれに近い値となった。このことから、DO 濃度が比較的低い場合は、効率よく酸素が供給されることが確認できた。

一方、DO 濃度が 20mg/L に達すると上昇率は 5mg/L/day 程度となり、このような過飽和状態以上では、酸素移動効率の低下や表面からの酸素の散逸などによって低下したことが考えられる。

表 4.1.1 酸素溶解装置作動による DO 上昇測定結果

開始時	吐出口からの距離				
	0.5m	4.5m	9m	13.5m	18m
端上	13.4	13.5	13.6	13.6	13.6
端下	13.4	13.5	13.6	13.6	13.5
中央上	13.0	13.5	13.6	13.5	13.7
中央下	13.6	13.5	13.5	13.6	13.6
開始から60分後					
	0.5m	4.5m	9m	13.5m	18m
端上	14.7	14.7	14.7	14.5	14.2
端下	14.6	14.6	14.5	14.5	14.1
中央上	14.9	14.7	14.9	14.5	14.3
中央下	14.7	14.4	14.9	14.5	14.2
開始から120分後					
	0.5m	4.5m	9m	13.5m	18m
端上	15.2	15.3	15.5	15.2	14.8
端下	15.1	15.2	15.3	15.0	14.5
中央上	15.0	15.5	15.3	14.8	14.8
中央下	15.0	15.2	15.0	14.8	14.6
開始から180分後					
	0.5m	4.5m	9m	13.5m	18m
端上	15.9	15.9	16.1	15.2	15.1
端下	15.9	16.2	16.0	15.0	14.9
中央上	15.8	16.3	16.2	15.3	15.1
中央下	15.8	16.3	16.0	15.1	14.9
開始から240分後					
	0.5m	4.5m	9m	13.5m	18m
端上	17.0	17.1	17.2	15.7	15.6
端下	17.1	17.0	16.3	15.8	15.5
中央上	17.0	17.0	16.2	15.7	15.5
中央下	17.1	17.2	16.2	15.8	15.5

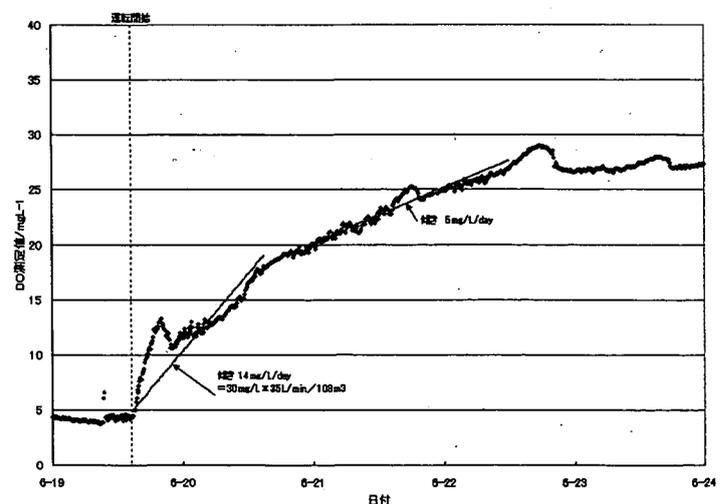


図 4.1.2 酸素溶解装置起動時の DO 測定値

#### 4.1.2 DOの変化

##### (1) 降雨による影響

図 4.1.3 に示すように 8 月 21 日から 22 日にかけて DO の急激な低下が見られた。この期間は、降水量にして 21 日に 91mm、22 日に 44mm という強度の降雨が観測されており(図 4.1.4)、DO の低下は降雨の影響と考えられた。また、8 月 21 日以外に 7 月 15,16 日、9 月 7,10 日、10 月 10 日などでも実験槽で降雨の影響と思われる DO の低下が観測された。しかし、8 月 21,22 日両日の降水量は合計で 135mm であり、これは実験槽の水深 1.8m に対して 1/10 以下であることから DO の低下する原因は降水による単純な希釈によるものではなく、水温度が低い降水が DO センサーの位置に潜り込むことによって引き起こされたと考えられる。したがって、槽全体として捉えた場合、実験槽の DO 濃度は連続測定によって観測された値ほど低下していないと推察される。

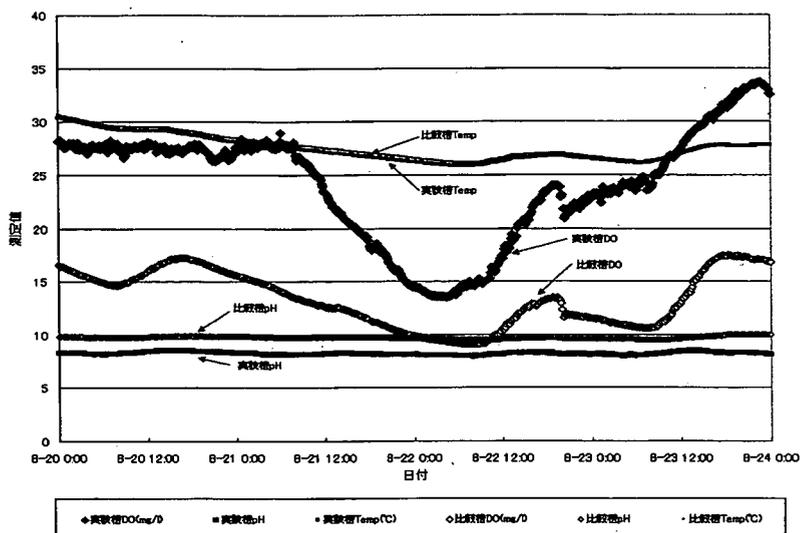


図 4.1.3 8 月 21 日～22 日における DO 測定値の変化

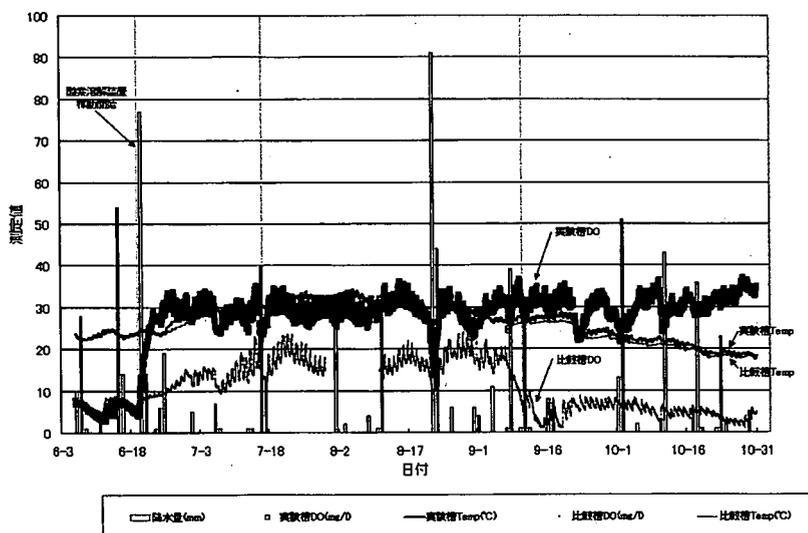


図 4.1.4 降水量と DO 測定値、水温の推移

##### (2) 植物プランクトンと日内変動について

9 月 5 日に比較槽に発生したアオコは、6 日には緑色のペンキを落としたように表層を覆っていた。比較槽の DO はアオコの発生により 9 月 8 日から低下し、それ以降低い値が続いた(図 4.1.5)。

また、透視度の悪化や pH の低下は比較槽の表面に発生したアオコ(植物プランクトンの異常増殖)や日光の遮断による光合成の阻害が原因と考えられる。

また、図 4.1.6 および図 4.1.7 に示すように比較槽では、アオコが発生する前後で DO の日内変動

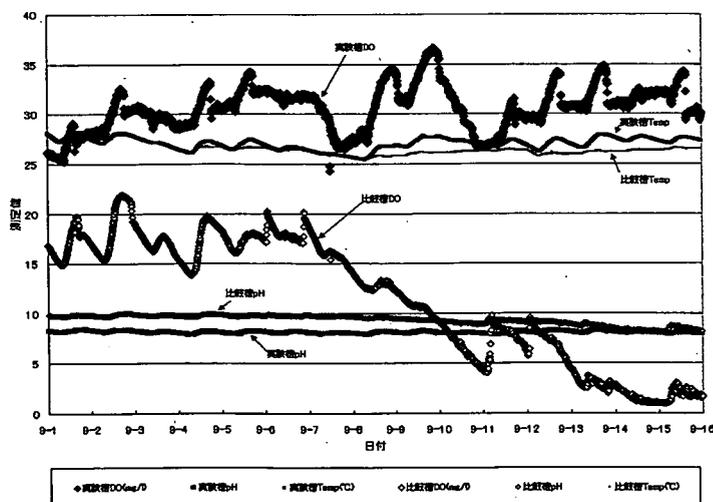


図 4.1.5 DO 測定値、pH、水温の推移  
(9 月 1 日～9 月 16 日)

に異なった傾向が観察された。

アオコ発生前では、日内変動が明確に確認できる8月14日から17日において、実験槽、比較槽とも午前中の8時頃よりDOが上昇し、日没をすぎた19時~22時ごろに急激に低下する傾向がみられる。

一方、アオコ発生後である9月23日から26日において、比較槽では、DOが夜半に急上昇し、徐々に低下するという傾向が現れている。

これは、アオコ発生後の比較槽では日中は植物プランクトンによる光合成が表層では行われるが、底層では行われなため、底層は常にDO濃度が低い状態にあり、夜間表層の温度が下がると水温差により上下層のわずかな入れ替わりが起こるために、DO濃度が高い表層の水が底層へ移るといった水の動きによって生じたものと考えられた。

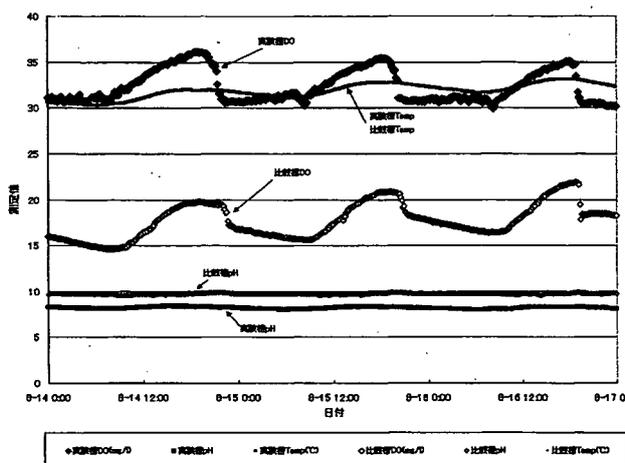


図 4.1.6 8月14日~17日のDOの推移

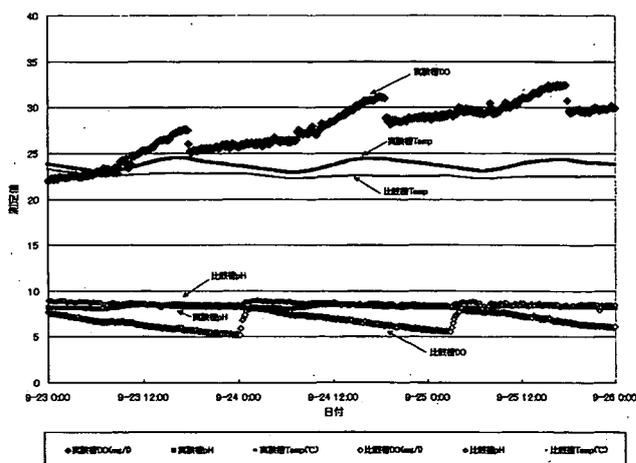


図 4.1.7 9月23日~26日のDOの推移

#### 4.1.3 溶存酸素制御実験

6月19日から10月30日の連続運転では、約834Wで高濃度のDO濃度を維持することが可能であり、水量1m<sup>3</sup>当り約8W (=834W/108m<sup>3</sup>)の電力に相当した。

そこで、12月5日から1月30日の期間では、2つの方法(酸素発生装置(PSA)のみの供給電源のON/OFF制御、酸素発生装置とポンプ両方の供給電源のON/OFF制御)でDO測定値が20~25mg/Lとなるように気体溶解装置の制御運転を行い、DO濃度の持続による運転の効率性を検討した。

積算電力の推移および制御運転時のDO測定値と気体溶解装置の吐出流量を図4.1.8, 図4.1.9に示す。

その結果、各々の消費電力は、酸素発生装置(PSA)のみ供給電源のON/OFF制御をおこなった場合では733W、また、酸素発生装置とポンプの供給電源のON/OFF制御をおこなった場合は348Wであった。

108m<sup>3</sup>の水量に対してDO測定値が20~25mg/Lになるように設定した場合、気体溶解装置のポンプと酸素発生器を制御することで、水量1m<sup>3</sup>当り約3.2W (348W/108m<sup>3</sup>)の電力で運転可能である。これより電力料金を試算すると消費電力348W(低圧電力 基本料金1kW=¥1,020、電力量料金1kWh=¥11.5 とする)の場合は、月額約3,900円となり、1m<sup>3</sup>当り約36円である。さらに、溶存酸素濃度を飽和以下で制御することで、効率を上げることが可能である。

また、図4.1.2で見られるように、DO5mg/LとDO20mg/Lとを比較した時、同じ電力でも3倍近い割合でDO値が上昇するため、20mg/Lでの制御時の電力に比べて、さらに1/3程度の電力での運転が可能であると考えられた。

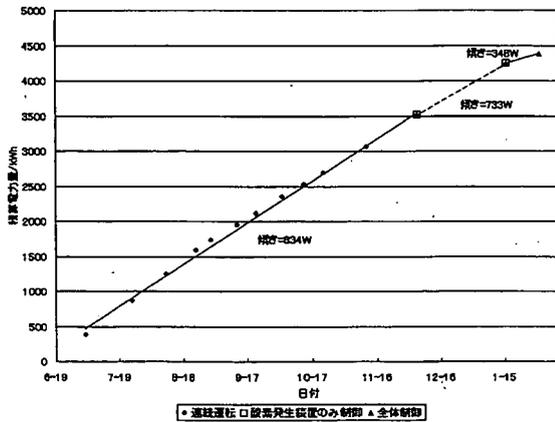


図 4.1.8 積算電力の推移

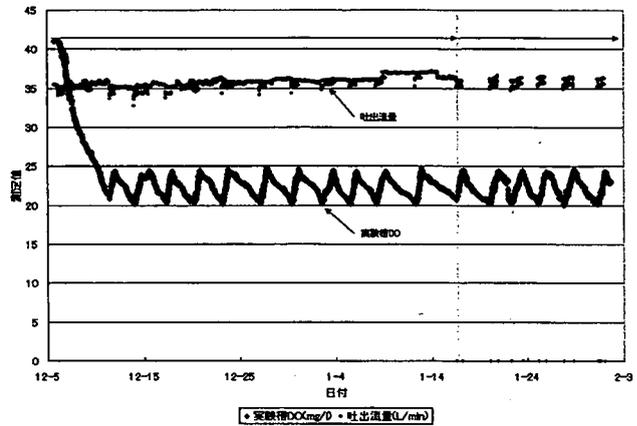


図 4.1.9 制御運転時の DO 測定値と吐出流量

## 4.2 水質調査結果

### 4.2.1 外観等

透明度の経時変化を図 4.2.1 に示す。

両槽に底泥を敷設し河川水を注水した直後のサンプリングでは、注水による底泥の巻き上げの影響で、実験槽、比較槽ともに濁りが著しかったものの、高酸素溶解水による実験開始前の 6 月 19 日には、注水に伴う濁りはほぼ沈降し、実験槽、比較槽ともに水深以上の透明度が確認できた。

中期調査の 8 月 31 日では、比較槽は水深以上の透明度があり、水底に藻類がマット状に繁茂しているのが視認された。一方、実験槽は濁りがみられ水底は確認できなかった。

中期調査後の 9 月上旬に比較槽にアオコの発生が認められた。

終期調査においては、調査開始時比較槽はやや濁っており、時間の経過とともに（正午に近づくとつれて）、アオコ状の藻類が水面表層付近に集積してくるのが認められた。

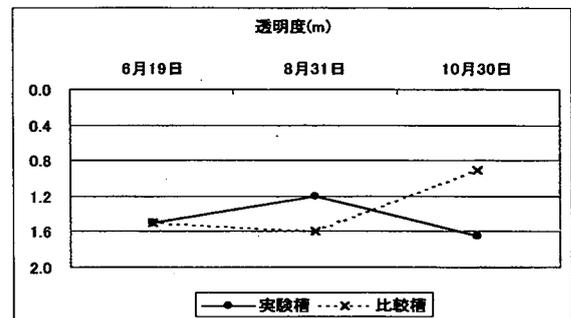


図 4.2.1 透明度

### 4.2.2 DO

DO の各調査時の測定値および水平垂直方向の分布を図 4.2.2 に示す。

DO の水平方向の分布は両槽ともほぼ一様であり、気体溶解装置による水流の上流側と下流側での違いは認められなかった。また、比較槽でも水平方向の位置による違いはほとんどみられなかった。

初期調査時(6 月 19 日)では、実験槽、比較槽ともに上層はほぼ飽和、下層は飽和度 50% 以下となっていた。その後気体溶解装置の稼働を開始したが、連続測定によると、約 1 日で実験槽は DO 濃度 30mg/L に達し、終期調査時までほぼこの水準を保っている。

中間調査の 8 月 31 日でも実験槽は全槽にわたり大過飽和状態を呈していることが確認できた。一方 8 月の比較槽も、水底や槽壁に付着する藻類等の光合成の影響により全槽で過飽和の状態であった。

終期調査(10 月 30 日)においても実験槽は全槽で大過飽和状態が確認された。しかし、比較槽は、上層でも DO 濃度 5 mg/L 台を示し、不飽和状態を呈していた。これは動植物プランクトンの呼吸による夜間の低酸素の影響が残っていたものと考えられる。

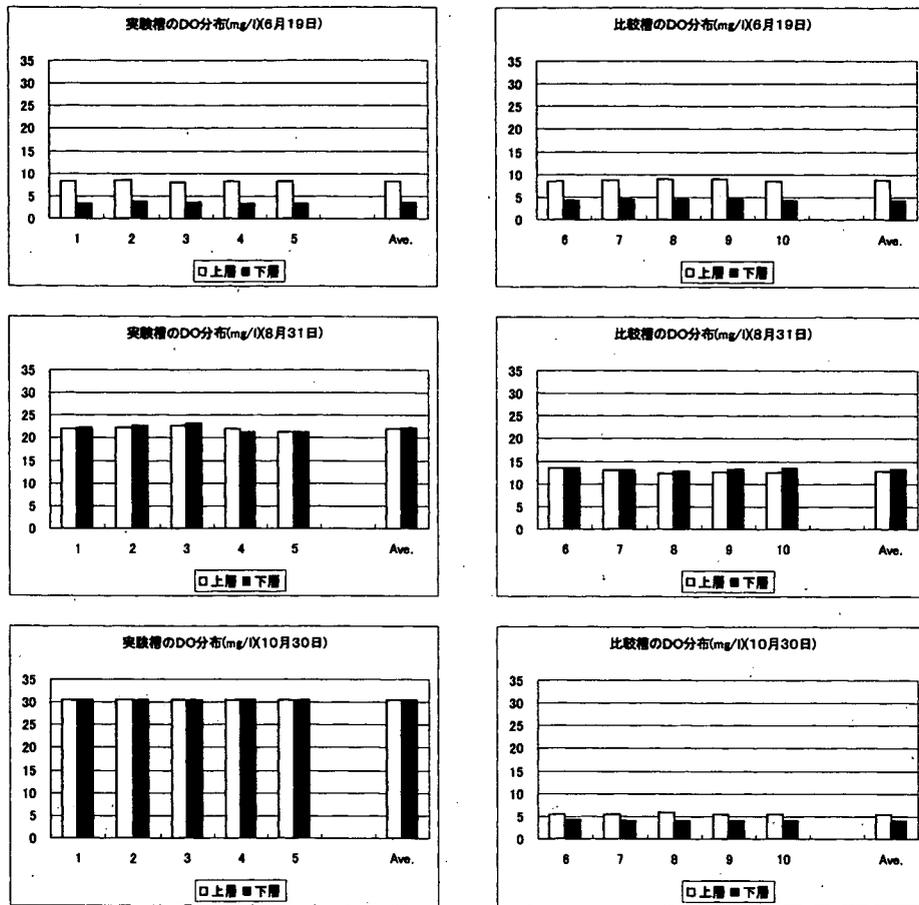


図 4.2.2 実験槽および比較槽におけるDO分布

#### 4.2.3 COD

COD については、終期調査時に比較槽の値が上昇した原因として、動植物プランクトンの増殖によるものと考えられた。

#### 4.2.4 SS

SS は注水直後のサンプリングでは底泥の巻き上がりによって両槽とも高い数値を示していたが、初期調査時には、5~7 mg/L 程度にまで下がっていた。また、終期調査時に実験槽と比較して比較槽が高いのは、動植物プランクトンの増殖によるものと考えられる。

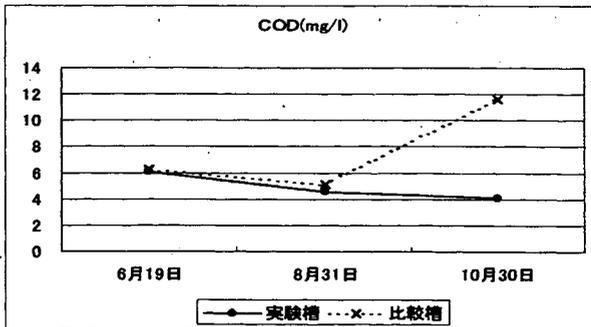


図 4.2.3 COD

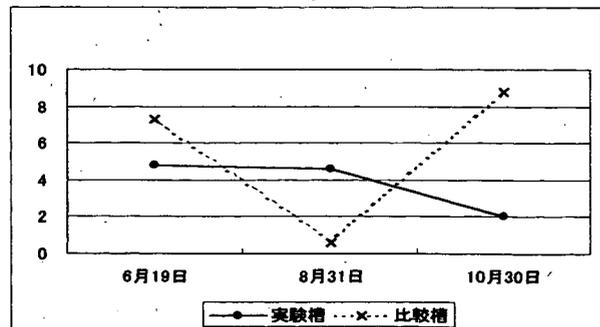


図 4.2.4 SS

#### 4.2.5 各態窒素

窒素については、注水直後のサンプリングでは、両槽とも底泥が巻き上げられた影響等によりアンモニア態窒素の割合が高かったが、2週間後の初期調査時にはアンモニア態窒素はほとんどなく検出されず、硝酸態窒素に酸化されたものと考えられた。

8月の中期調査時において、両槽とも全窒素が0.2~0.3mg/L程度まで減少し、無機態窒素がほとんどないことから、槽内の植物プランクトンによって吸収・沈澱されたことによるものと推定される。

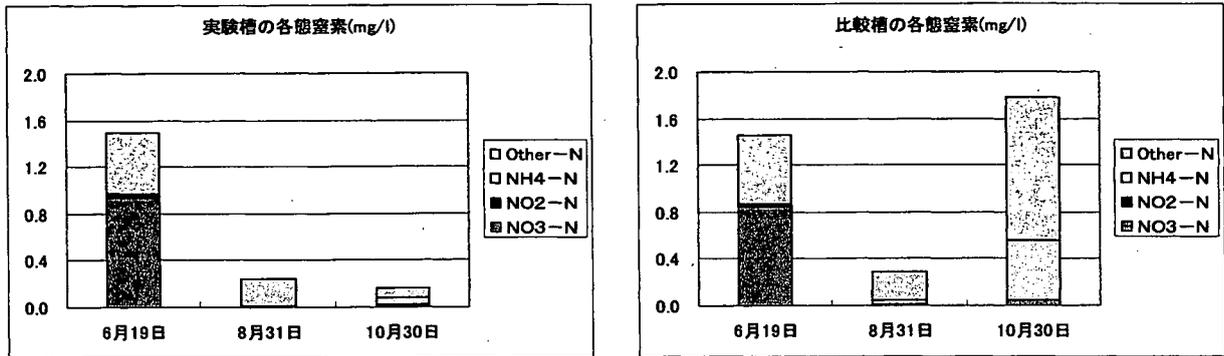


図 4.2.5 各態窒素

10月の終期調査時には実験槽が8月と同じ傾向を示していたのに対し、比較槽は有機態窒素とアンモニア態窒素が大きく増加し、全窒素でも初期調査時を上回る結果となった。これは、植物プランクトンの増殖の影響、底泥からの回帰などが原因として考えられる。

#### 4.2.6 各態リン

リンについても実験槽では8月から10月にかけて低下傾向を示すのに対し、比較槽では10月に上昇していたが、窒素同様にプランクトンの増殖を反映しているものと考えられる。

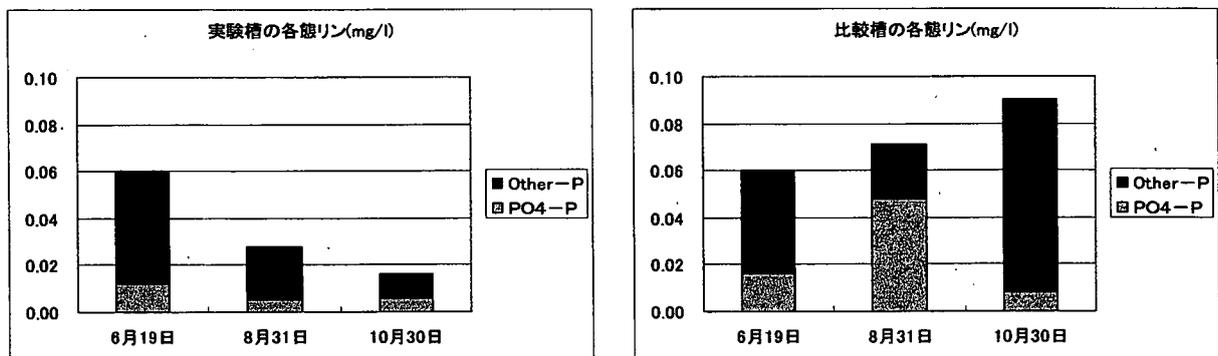


図 4.2.6 各態リン

#### 4.2.7 クロロフィルa

クロロフィルaは10月調査時の比較槽で、植物プランクトンの増加を反映して上昇していた。また、比較槽は9月上旬にアオコ状態を呈したが、8月調査時には、その兆候はとらえられていない。底泥攪乱による栄養塩の溶出など、調査自体がアオコ発生の要因の一つとなった可能性も考えられる。

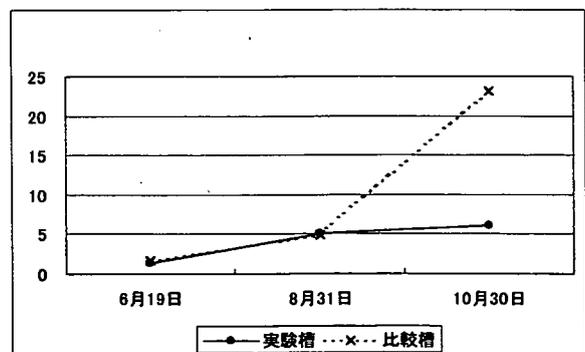


図 4.2.7 クロロフィルa

### 4.3 底質調査結果

#### 4.3.1 底質分析結果

底質分析結果を図 4.3.1 に示す。

なお、底質調査では、各槽 5 地点で採取・分析を行っているが、グラフには 5 地点の平均値を棒グラフで、誤差として 5 地点の最大値・最小値を表示している。また、6 月 19 日（実験開始時）の各槽の平均値をそれぞれ 100 として、その後の経時変化を示した。

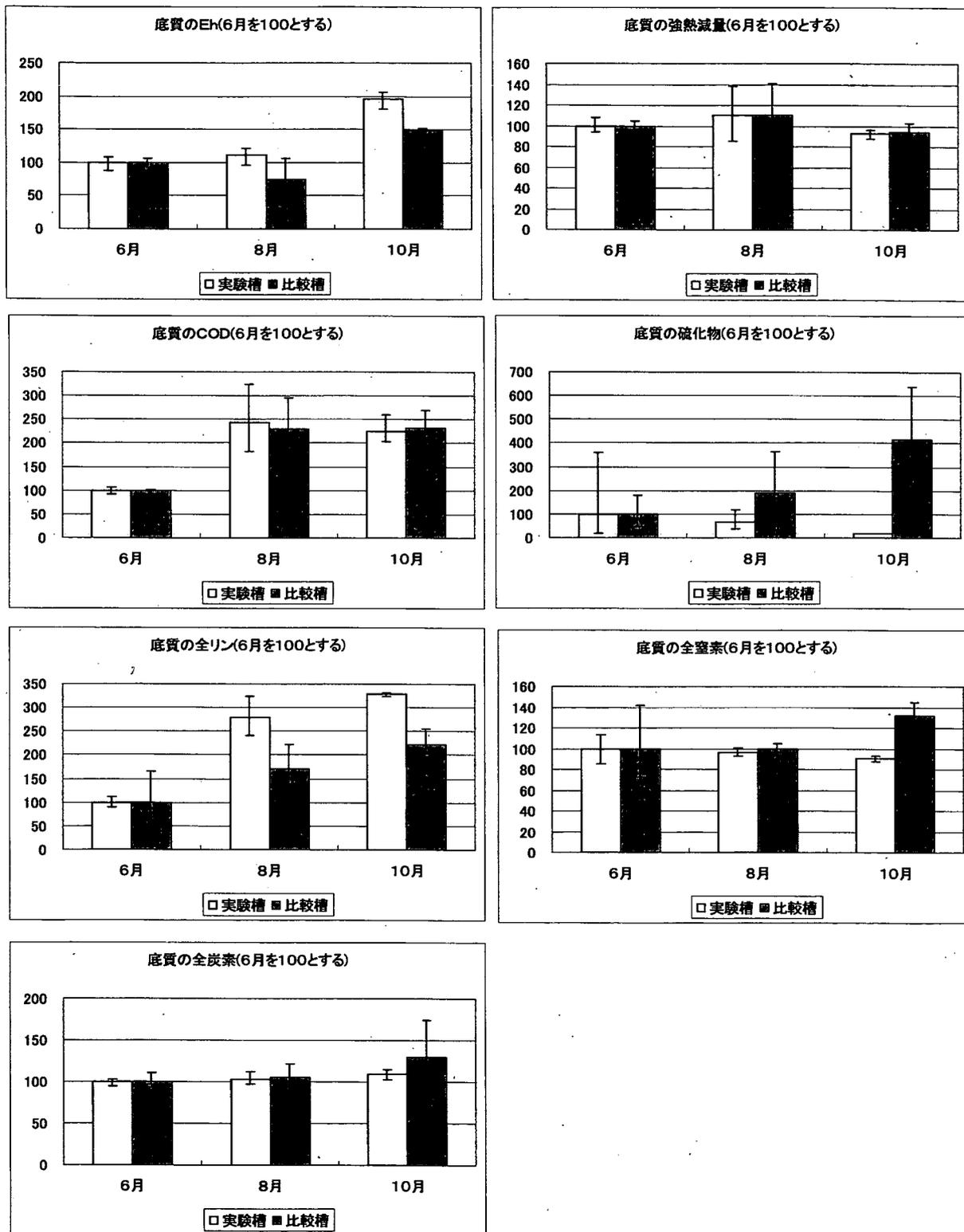


図 4.3.1 底質分析結果

底質の酸化還元電位(Eh)については、6月の時点では実験槽と比較槽の差はほとんどなかったが、8月(特に0~2cm層)、10月では実験槽の方が5地点の平均で50mv程度電位が上昇しており、高酸素水による処理の効果と考えられる。

強熱減量、COD、全炭素については、初期から実験槽の方がやや有機物含量が高い傾向であった。6月のCODを除き、実験期間を通じてほとんど変化がみられず、6月のCODが小さいことについては、何らかの理由によって8月以降に増加した可能性の他に、サンプリング等の原因により実際よりも低く測定された可能性が考えられた。

全リンについては、実験槽、比較槽ともに6月の初期値に比べて8月、10月と増加する傾向があり、実験槽の方が増加の比率も高かった。しかし、この結果について水中のリンが吸着・沈殿により底泥中に移行したといえるかは、今回の調査からは言及できなかった。

全窒素については、実験槽、比較槽ともに変化が小さい結果となった。また、比較槽で8月から10月の間に増加しているが、全リンと同様に沈殿により水中から移行した結果といえるかどうかは言及できなかった。

#### 4.3.2 底質間隙水・直上水分析結果

底質間隙水・底質直上水の溶存態リンの分析結果を図4.3.2に示す。

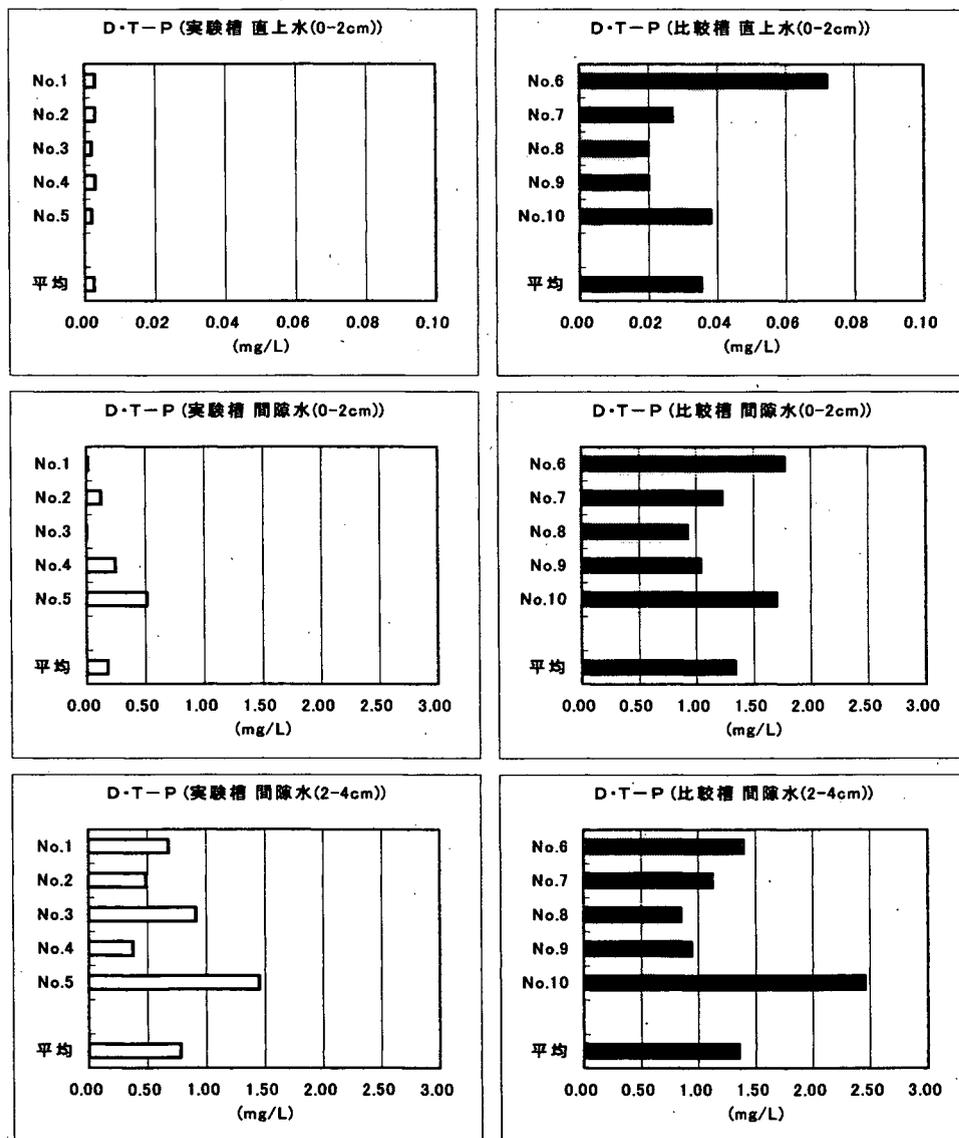


図 4.3.2 底質間隙水中および直上水中の溶存態リン

各槽5地点の平均値を比較すると、直上水中で実験槽 0.003mg/L、比較槽 0.035mg/L、間隙水上層で実験槽 0.18mg/L、比較槽 1.33mg/L であり、高酸素水による処理の効果がはっきりと現れている。また、間隙水下層についても、水平方向のばらつきは大きくなるものの5地点の平均では、実験槽の濃度は比較槽の約半分であり、実験槽における酸素供給の効果であると示唆された。

#### 4.4 生物調査

##### 4.4.1 植物プランクトン

植物プランクトンの分析結果を表 4.4.1 に示す。

表 4.4.1 植物プランクトン調査結果 (細胞体積  $\mu\text{m}^3/\text{ml}$ )

綱	属/種	細胞体積 ( $\mu\text{m}^3$ )	6月19日		8月31日		10月30日	
			実験槽	比較槽	実験槽	比較槽	実験槽	比較槽
珪藻	<i>Cyclotella</i> spp.	200			247,480			200
	<i>Fragilaria</i> sp.	300					300	
	<i>Gomphonema</i> sp.	160			880	288		320
	<i>Gyrosigma</i> sp.	47,000					94,000	
	<i>Melosira granulata</i>	1,500						18,000
	<i>Melosira italica</i>	1,000	6,000	12,500	3,700			
	<i>Navicula</i> sp.	120	240		216			240
	<i>Nitzschia acicularis</i>	320						3,520
	<i>Nitzschia</i> sp.	310	2,480	2,325	34,100	558		1,550
	<i>Staphanodiscus carconensis</i>	4,200			28,040			
	<i>Synedra rumpens</i>	160						288
	<i>Synedra acus</i>	3,200			5,760			
	藍藻	<i>Anabaena macrospora</i>	320				311,040	
<i>Anabaena spiroides</i>		200				485,600		15,400
<i>Microcystis</i> sp.		14	84	875	770			84
<i>Phormidium tenue</i>		17			4,048			1,020 4,913
緑藻	<i>Ankistrodesmus falcatus</i>	90	180		8,910			1,260 6,687
	<i>Carteria</i> sp.	730						730 54,239
	<i>Chlamydomonas</i> sp.	650						2,600
	<i>Chlorogonium elongatum</i>	270	57,598	35,944				
	<i>Closterium</i> sp.	5,200						20,280
	<i>Coelastrum cambricum</i>	610						14,840
	<i>Coelastrum microporum</i>	780			11,388			
	<i>Cosmarium</i> sp.	22,000			396,000	28,400		22,000
	<i>Crucigenia</i> sp.	120			876			
	<i>Mougeotia</i> sp.	27,000						729,000
	<i>Oocystis</i> sp.	550			4,015	1,980		4,400
	<i>Pediastrum bivaee</i>	1,000			58,300			
	<i>Quadrigula chodatii</i>	210			756			
<i>Scenedesmus</i> spp.	92			45,540	166		9,586	
<i>Schroederia setigera</i>	130	143,000	97,500					
<i>Tetraedron</i> sp.	8,200	24,600					16,400	
渦鞭毛藻	<i>Ceratium hirundinella</i>	30,000			27,000	72,000		390,000
	<i>Glenodinium</i> sp.	320						960 29,120
褐色鞭毛藻	<i>Cryptomonas</i> sp.	1,700	187,000	107				3,478,200
	<i>Rhodomonas</i> sp.	110	56,834	22,688				41,250 50,820
ミドリムシ藻	<i>Euglena</i> sp.	9,700	58,200	38,375	33,950	23,280	1,591,770	19,400
	<i>Trachelomonas</i> sp.	520	9,880	1,950				1,201,200
出現分類群数			12	9	20	9	20	13
合計( $\mu\text{m}^3/\text{ml}$ )			546,097	210,263	910,015	901,312	2,535,510	5,288,579

植物プランクトンについては、実験槽は比較槽より出現種数が多い傾向が見られた。また実験槽と比較槽では種組成が異なり、実験槽では珪藻や緑藻が多く出現したのに対し、比較槽は藍藻や渦鞭毛藻、褐色鞭毛藻などが多く出現している。

8月のサンプリングの後に比較槽がアオコ状態を呈したが、その優占種は *Anabaena spiroides* と *Anabaena macrospora* であった。また、10月のサンプリング後に実験槽が一時的(1~2日間)にアオコ状態を呈したが、その優占種は *Euglena* 属であった。

アオコの発生は、植物プランクトンの種類の単純化が誘因の1つと考えられるが、8月以降の比較槽は実験槽より種類の減少が認められた。

図 4.4.1 は植物プランクトンの体積現存量とクロロフィル a の分析結果をまとめたもの

であるが、比較槽では同じ傾向で増加している。実験槽では8月までは似た傾向を示しているが、10月に細胞体積が増加したほどにはクロロフィルaは増えていない。水質分析の他の項目でも、10月の比較槽は、植物プランクトンの増加と同時にSS・COD・有機態窒素・アンモニア態窒素等が大きく増加していたが、実験槽では植物プランクトンが比較槽の半程度まで増加したにもかかわらず水質に目立った変化は現れなかった。

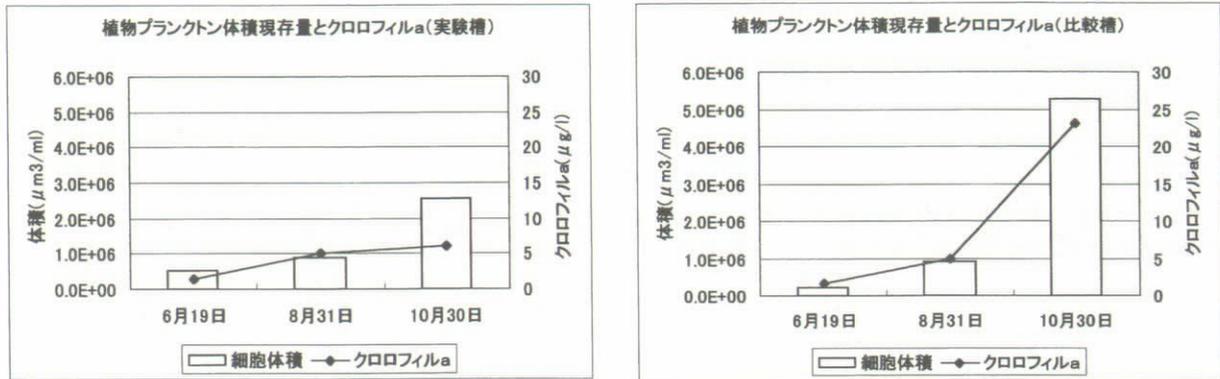


図 4.4.1 植物プランクトン体積現存量とクロロフィルa

#### 4.4.2 動物プランクトン

動物プランクトンについては、全般に少なかったが、10月の比較槽で橈脚綱が多く発生している。

また、10月には実験槽の水面にオオトリゲモが見られたが、オオトリゲモに動物プランクトンが付着しているのが確認された。このことから、動物プランクトンの大半が、水面や壁面、底泥上の藻類に付着していて、槽内の水を対象とした調査手法では過小評価になった可能性が考えられる。

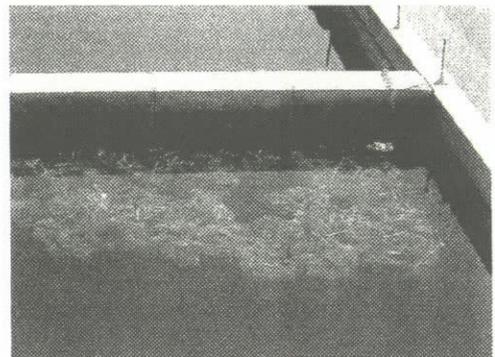


図 4.4.2 実験槽のオオトリゲモ

表 4.4.2 動物プランクトン調査結果

綱	種	和名	6月19日		8月31日		10月30日	
			実験槽	比較槽	実験槽	比較槽	実験槽	比較槽
根足虫綱	<i>Arcella</i> sp.	カベカビ	1					
輪中綱	<i>Asplanchna</i> sp.	アコワシ属		1				
	<i>Brachionus calyciflorus</i> v. <i>anura</i>	カワワシ			3			
	<i>Keratella quadrata</i>	カメコワシ					0.25	
	<i>Synchaeta</i> sp.	ドコワシ属	1	5				
甲殻綱	<i>Bosmina longirostris</i>	ゾウミシジロ		3				6.8
	Copepodid of <i>Calanoida</i>	ヒゲナガケミシジロの幼生	1		3			
	Copepodid of <i>Cyclops</i>	ケミシジロの幼生			4	4		
	<i>Daphnia longispina</i>	ナガミシジロ	13	8				
	<i>Daphnia</i> sp.	Daphnia属の1種						0.5
	<i>Daphnosoma brachyurum</i>	ナガミシジロ						0.8
	<i>Nauplius</i> of Copepoda	ナプリアス	1	2	27	6		
橈脚綱	Copepodid	コペポダ幼生					0.50	101.4
	<i>Cyclops riei</i> us	ケミシジロ						0.4
	<i>Mesocyclops leuckarti</i>	アサガミシジロ						236.6
	<i>Nauplius</i>	ナプリアス幼生						32.4
分類群数			5	5	4	2	2	7
個体数/L			17	19	37	10	0.75	378.9

#### 4.4.3 底生生物

底生動物については、初期からほとんど確認されず、その後もほとんど増加していないため評価できない。湖沼等で底生生物の調査を行う場合には、複数回の試料採取を行い、底泥をふるった後に肉眼で確認し、必要に応じて試料採取を追加するのが一般的である。今回の実験では、湖沼と比較して小規模な実験施設内の調査であることから、底質の攪乱を最小限にするために各槽1回のみ試料採取としている。

表 4.4.3 底生生物調査結果

綱	目	科	種名	(個体数/0.0225m <sup>2</sup> )					
				6月19日		8月31日		10月31日	
				実験槽	比較槽	実験槽	比較槽	実験槽	比較槽
マキガイ綱	ニナ目	タニシ科	ヒメタニシ				1		
	モアマガイ目	サカマキガイ科	サカマキガイ				7		1
ヒル綱	ウオヒル目	グロソフォニ科	グロソフォニ科の1種	1					
ミミズ綱	イトミミズ目	イトミミズ科	イトミミズ科の1種					1	17
昆虫綱	ハエ目	ユスリカ科	イリュスリカ亜科の1種				1		
出現種類数				1種	0種	0種	3種	1種	2種
備考							ヒメタニシの死貝あり	ヒメタニシの死貝あり	ヒメタニシの蓋あり

#### 4.5 微生物調査

##### 4.5.1 微生物の現存量

微生物調査の現存量結果を表 4.5.1 に示す。

底泥中の各種微生物の現存量は、実験槽・比較槽ともに採取地点によりかなり変動するものの平均値でみると、両槽に著しい差異は認められなかった。

表 4.5.1 微生物調査結果 (平均値)

	6月19日		8月31日		10月30日	
	実験槽	比較槽	実験槽	比較槽	実験槽	比較槽
強熱減量 (%)	10.3	8.11	10.6	9.1	11.6	9.7
各種細菌数 (cells/g. dry)						
従属栄養細菌	>5.1E+07	3.2E+07	2.8E+07	>1.5E+07	4.3E+06	2.8E+07
硝酸還元細菌	>4.0E+07	1.3E+07	1.3E+07	3.4E+06	2.1E+06	2.8E+07
脱窒細菌	8.8E+05	3.4E+04	1.5E+05	1.6E+04	1.0E+05	6.6E+05
アンモニア酸化細菌	>2.7E+04	3.4E+04	2.8E+04	2.6E+04	2.0E+04	1.8E+04
亜硝酸酸化細菌	2.1E+04	2.2E+04	2.3E+03	>1.3E+03	2.6E+01	2.4E+01
硫酸還元細菌	2.4E+02	1.5E+02	2.1E+02	2.3E+02	8.9E+02	2.7E+03
泥酸素消費量 (mg O <sub>2</sub> /m <sup>2</sup> /h)	1474	1071	1278	767	1547	1258
泥脱窒ポテンシャル(mg N/m <sup>2</sup> /day)	19.32	11.34	6.61	6.34	0.42	0.11

##### 4.5.2 酸素消費活性

底泥の酸素消費活性は、平均値でみると、実験槽で比較槽より高い値を維持しており、酸素を消費する微生物の活性が高められていたと考えられる。

##### 4.5.3 脱窒ポテンシャル

底泥の脱窒ポテンシャルは実験開始時には、11~19mgN/m<sup>2</sup>/dayであったが、8月には、6mgN/m<sup>2</sup>/dayとなり、10月には0.1~0.4mgN/m<sup>2</sup>/dayにまで低下した。脱窒反応を支配する要因として、脱窒細菌数・有機物量・亜硝酸+硝酸量・環境の温度・環境の酸素濃度などがあげられる。底泥環境の脱窒細菌数・有機物量・亜硝酸+硝酸量は十分であり、底泥環境の酸素要因の増大が、反応の低下の原因のひとつとなったものと考えられる。

脱窒細菌は有機物を分解してNH<sub>4</sub><sup>+</sup>を生成するが、これをアンモニア酸化細菌(硝化細菌)が分子状酸素を利用して、NO<sub>2</sub><sup>-</sup>にまで酸化し、さらに、亜硝酸酸化細菌(硝化細菌)が分子状酸素を利用して、NO<sub>2</sub><sup>-</sup>をNO<sub>3</sub><sup>-</sup>にまで酸化する。NO<sub>2</sub><sup>-</sup>+NO<sub>3</sub><sup>-</sup>を供給する点では、酸素の存在は有効に作用するが、脱窒反応に対して酸素の存在はむしろ阻害的に作用する。

#### 4.5.4 酸素供給と底泥の酸素消費速度

底泥中の微生物による酸素消費は実験槽で、797~1796mgO<sub>2</sub>/m<sup>2</sup>/h、比較槽で、680~1760 mgO<sub>2</sub>/m<sup>2</sup>/hの範囲で推移した。平均値でみると、実験槽の酸素消費速度は比較槽より高い値を維持していた。この酸素消費活性を支えるためには、底泥面から直上10cmまでの水塊に1時間あたり酸素必要量は、実験槽で7.97~17.96 mgO<sub>2</sub>/m<sup>2</sup>/h、比較槽で6.80~17.60 mgO<sub>2</sub>/m<sup>2</sup>/hと算出することができる。実験槽では、常時高い酸素濃度を維持しているが、比較槽では、とくに10月では低酸素量となっており、底泥の微生物の活動に必要な酸素量を供給できえない状況で、底層水は貧酸素化・無酸素化への過程をたどることになる。この点で、実験槽の高酸素水の供給は、底層の貧酸素化・無酸素化の防止に役立っていることになる。

#### 4.5.5 底泥の無機態窒素のバランス

底泥への酸素供給が十分でないとき、有機物の分解によるアンモニアの生成が硝化細菌によるアンモニアの酸化よりも多くなり、無機態窒素のうちアンモニア態窒素の占める割合が高くなる。また、酸素供給が十分であると、硝化細菌によるアンモニアの酸化が有機物の分解によるアンモニアの生成よりも多くなり、硝酸の占める割合が増加する。

実験開始時には、両槽共にアンモニア比が91%程度であり、8月も74~87%を占めていた。しかし、10月には、アンモニア比が42~53%程度にまで低下し、硝酸比が45~55%に増加し、増加は実験槽で高い。このことは、底泥環境において硝化が進行するために必要な酸素が供給されていたことを示している。

表 4.5.2 酸素消費活性、脱窒ポテンシャル、窒素バランス測定計算値

6月19日

		1m <sup>2</sup> (3cm) 中の乾燥泥(g)	NH <sub>4</sub> -N	NO <sub>2</sub> -N mgN/m <sup>2</sup>	NO <sub>3</sub> -N	NO <sub>2</sub> -N + NO <sub>3</sub> -N	脱窒ポテンシャル mgN/m <sup>2</sup> /day	酸素消費速度 mgO <sub>2</sub> /m <sup>2</sup> /h	必要酸素濃度 mgO <sub>2</sub> /L/h
実験槽	No.1	11220	153.310	9.111	5.498	14.609	26.16	1699	16.99
	No.2	12000	185.304	8.232	11.424	19.656		1660	16.60
	No.3	11640	240.855	9.452	10.755	20.207	17.99	(1631)	16.31
	No.4	11160	189.675	8.749	8.124	16.873		1142	11.42
	No.5	10770	234.161	6.484	12.666	19.150	13.80	1238	12.38
比較槽	No.6	12510	221.027	7.181	15.412	22.593	13.99	1265	12.65
	No.7	13050	195.306	16.626	2.192	18.818		837	8.37
	No.8	13380	207.176	7.305	13.112	20.417	12.95	1538	15.38
	No.9	13350	232.504	9.158	9.532	18.690		930	9.30
	No.10	12180	204.965	8.355	10.061	18.416	7.08	784	7.84

8月31日

		1m <sup>2</sup> (3cm) 中の乾燥泥(g)	NH <sub>4</sub> -N	NO <sub>2</sub> -N mgN/m <sup>2</sup>	NO <sub>3</sub> -N	NO <sub>2</sub> -N + NO <sub>3</sub> -N	脱窒ポテンシャル mgN/m <sup>2</sup> /day	酸素消費速度 mgO <sub>2</sub> /m <sup>2</sup> /h	必要酸素濃度 mgO <sub>2</sub> /L/h
実験槽	No.1	10290	45.235	6.627	0.144	6.771	5.54	1398	13.98
	No.2	12540	54.424	8.427	0.000	8.427		1645	16.45
	No.3	11310	58.902	12.192	0.000	12.192	10.88	797	7.97
	No.4	10110	22.222	11.748	0.000	11.748		934	9.34
	No.5	11190	169.663	10.810	0.000	10.810	3.42	1615	16.15
比較槽	No.6	13800	76.121	13.138	0.000	13.138	4.18	890	8.90
	No.7	13580	13.449	2.652	0.000	2.652		633	6.33
	No.8	13140	17.844	6.439	0.000	6.439	7.30	801	8.01
	No.9	12540	16.854	13.518	6.496	20.014		967	9.67
	No.10	12330	12.601	4.661	0.000	4.661	7.53	544	5.44

10月30日

		1m <sup>2</sup> (3cm) 中の乾燥泥(g)	NH <sub>4</sub> -N	NO <sub>2</sub> -N mgN/m <sup>2</sup>	NO <sub>3</sub> -N	NO <sub>2</sub> -N + NO <sub>3</sub> -N	脱窒ポテンシャル mgN/m <sup>2</sup> /day	酸素消費速度 mgO <sub>2</sub> /m <sup>2</sup> /h	必要酸素濃度 mgO <sub>2</sub> /L/h
実験槽	No.1	10320	24.562	3.179	45.367	48.546	0.37	1738	17.38
	No.2	8430	1.298	1.888	66.681	68.569		1796	17.96
	No.3	7410	2.179	0.622	114.010	114.632	0.26	1441	14.41
	No.4	7950	198.559	2.894	42.739	45.633		1051	10.51
	No.5	8820	38.032	2.346	75.940	78.286	0.62	1708	17.08
比較槽	No.6	13860	79.750	2.911	98.378	101.289	0.16	1732	17.32
	No.7	12420	73.725	2.434	52.686	55.120		680	6.80
	No.8	9510	85.609	1.864	67.901	69.765	0.02	800	8.00
	No.9	10200	70.972	2.713	96.533	99.246		1316	13.16
	No.10	12030	126.483	3.705	52.379	56.084	0.14	1760	17.60

## 5. まとめ

閉鎖性水域では富栄養化に起因する様々な問題が発生しており、その対策の一つである直接浄化法として本実験では、浚渫底泥を敷設した槽内に酸素を供給することによる改善度合いについて水質、底質および微生物の観点から評価した。

一般に富栄養化した水域では、底泥の豊富な有機物は微生物の働きによって分解されるが、その過程における水中の溶存酸素の消費量が、空気中の酸素や水中の植物プランクトンの光合成による供給量より多いため、溶存酸素が欠乏することとなる。このように酸素の消費と供給のバランスが崩れると特に底層付近では嫌気状態となり窒素やリン等の栄養塩の溶出が起こり、植物プランクトンの異常増殖が起こる。植物プランクトンはいずれ枯死して再び底泥へ回帰してゆく。

本実験では、比較槽においてこの現象を科学的に捉えることができた。すなわち、アオコ発生以降のデータとして、水質では溶存酸素の減少と植物プランクトンの増殖によるCOD、クロロフィルaの増加、終期調査における有機態窒素および $PO_4\text{-P}$ 以外のリンの増加、また、底質でも終期調査では有機物(COD)の増加や還元状態を示す硫化物の増加が、植物プランクトン調査では窒素固定能をもつ*Anabaena*のアオコ大発生とそれ以降の種の単調化が顕著に現れていた。

一方、実験槽では中期調査の底質間隙水・直上水中のリンについて酸素供給による溶出抑制効果を捉えることができた。また、植物プランクトンの種が比較槽と比べて約2倍の種数に増加したことは、酸素を供給することによる好気的な環境が実験槽内の生物相を豊かに変化させたことを伺えさせる。

近年、琵琶湖の最深部において、徐々に溶存酸素濃度が減少しつつあるといわれているが、このような状態が続き、最深部が還元的になれば、リン酸等が堆積物から溶出し、湖の富栄養化が進み、アオコ等の植物プランクトンの増殖による様々な社会的問題が顕著化する恐れがあると思われる。このように、湖沼・港湾などの閉鎖性水域における水中の溶存酸素は、その水界の健康状態を表す指標と考えられており、今回の実験は小規模ではあるもののこのような状況下である貧酸素塊に溶存酸素を供給することによって水環境改善効果が得られることが実証できた。

今後は、それぞれの現場に応じた効率的かつ適切な酸素供給量の手法を確立する必要があると思われる。

## 6. 謝辞

本実験研究を遂行するにあたり、多大なるご指導を賜りました三重大学生物資源学部教授菅原庸先生に心より感謝の意を表します。

---

### 実験担当者

財団法人琵琶湖・淀川水質保全機構

横河電機株式会社

実験センター所長 田井中善雄  
実験センター主任研究員 和田 桂子  
環境機器事業部 技術部 柴田 省三  
環境機器事業部 水環境部 福田 倫子

# 16. ポーラスコンクリートユニットによる水辺環境改善実験

## 1. 目的

近年、水辺環境における環境改善が求められ、各種の試みが行われている。これらの中でも、環境負荷低減あるいは生物対応型エココンクリートとして多孔質構造をもつポーラスコンクリート（以下 PoC）が注目され、植栽基盤（緑化）、微生物担持体（水質浄化）、魚巢等、単一の機能や特定の生物種の生息空間としての研究、利用が進められている。

本実験では、PoC のもつ空間多様性の確保及び保持機能に着目し、その機能がもたらす生物多様性に対する効果について、人工水路を用いて評価した。また、生態系の変化に伴う水質の変化を確認し、その成果を今後の水辺における PoC を利用した生態系保全や水質浄化事業にフィードバックするための基礎資料とすることを目的とした。

## 2. 実験施設諸元

### 2.1 使用施設

水路型浄化実験施設（幅 2m、長さ 24m）の 2 レーンを「実験水路」「対照水路（入水後 17.5m 地点まで）」として使用した。

### 2.2 施工

表 2-1 に実験水路概略を、図 2-1 に実験水路・対照水路概略図を、図 2-2 に植栽位置図をそれぞれ示す。本実験において、実験水路は 3 つの区域（実験区 I、II、III）に分割した。実験区 I では、図 2-1 に示すように、実験水路内において空間に変化を与えるために PoC 設置密度を 3 段階に変化させた。実験区 II、III は、同幅に区切り、一方には PoC を、もう一方には川砂を設置して両者を比較した。

なお、生物生息比較の対照として PoC を設置せず、生物の投入を行わない対照水路を設けた。

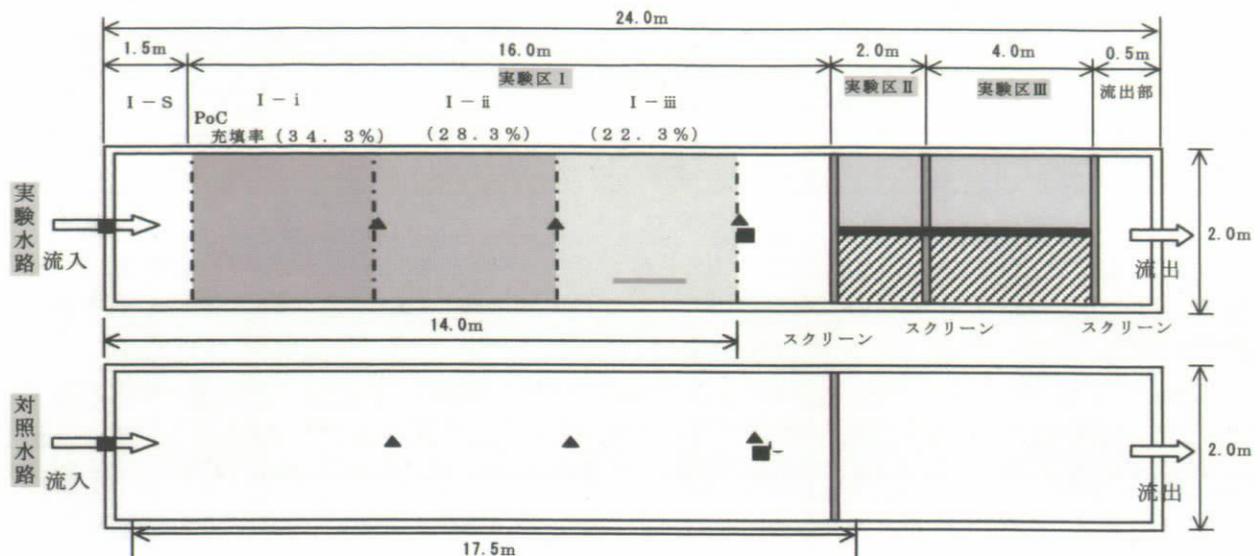
表 2-1 実験水路概略

項目	実験区 I					実験区 II	実験区 III	その他 (区画スペース等)	合計		
	I-S	設置密度 I-i	設置密度 I-ii	設置密度 I-iii	I-E						
長さ (m)	1.5	4.0	4.0	4.0	2.0	2.0	4.0	2.5	24.0		
水深 (m)	0.7										
施設容積 (m <sup>3</sup> )	2.1	5.6	5.6	5.6	2.8	1.05	1.05	2.1	2.1	3.5	31.5
施設面積 (m <sup>2</sup> )	3.0	8.0	8.0	8.0	4.0	1.5	1.5	3.0	3.0	5.0	45.0
充填材	PoC					PoC	川砂	PoC	川砂	—	—
充填率 (%)	26.7 (20.0)	34.3 (25.7)	28.3 (21.2)	22.3 (16.8)	30.0 (22.5)	36.5 (27.4)	64.3 (42.2)	32.0 (24.0)	64.3 (42.2)	—	—
通水量 (m <sup>3</sup> /日)	150 (対照水路は 200)										
滞留時間	入水後 14m 地点で 2hr20min (対照水路も同一)										

充填率：水深 0.7m において、水面から突出している部分は含んでいない。( ) 内の数字は充填材の空隙も考慮した充填率である。

実験区 I の採水地点までの平均充填率は、27.1%となる。

実験区 II、III では、充填材の支配体積をあわせて設置している。さらに実験区 II では川砂を PoC とほぼ同形状になるように設置している。



記号説明

I-S	非設置区間	■	採水地点	▲	堆積物調査地点		
	PoC 設置		川砂		水の行き来可		水の行き来不可

図 2-1 実験水路・対照水路概略図

写真 2-1 に示すように、使用した PoC は、直径 25cm の玉石状（製品名：ポラカブル）であり、これを縦・横に連結したユニット（写真 2-2）を設置した。



写真 2-1 PoC（ポーラスコンクリート）

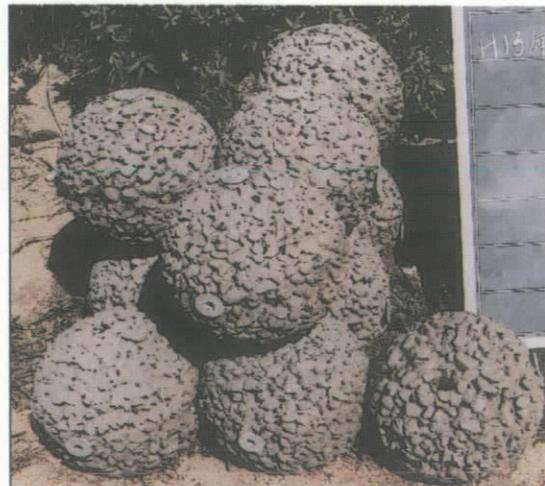


写真 2-2 PoC ユニット

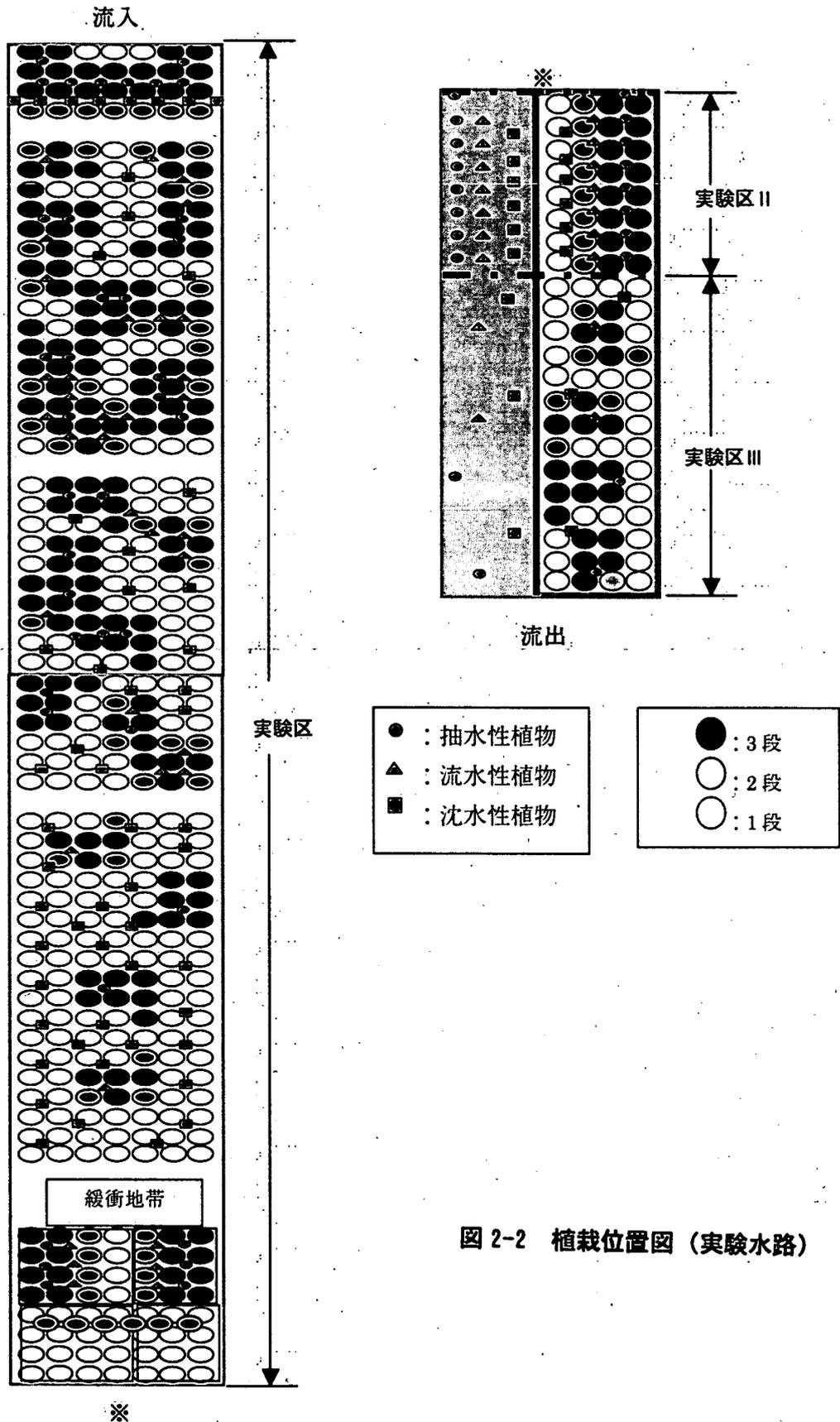


图 2-2 植栽位置图 (实验水路)

### 2.3 投入生物

実験センター内の生態系保全に配慮し、投入種はすべてセンター内で生育しているものを選択し、センター近辺の川や琵琶湖から調達した。表 2-2 に植栽種及び投入生物を示す。

表 2-2 植栽種および投入生物

投入生物		I	II	III	計	投入生物		I	II	III	計	
植栽	抽水性植物	カキツバタ	19	6	2	27	魚類	オイカワ	10	—	10	20
		ミクリ	19	10	2	31		カマツカ	10	—	10	20
	流水性植物	※1 イビモ	36	14	4	54		カワムツA型	10	—	10	20
		※2 コケ	36	—	3	39		トウヨシノボリ	10	—	10	20
	沈水性植物	ホシキリソウ	18	4	2	24	貝類	ヌマチチブ	10	—	10	20
		ササハモ	18	4	2	24		メダカ	10	—	10	20
		※1 イビモ	18	4	2	24		カワナ	10	—	—	10
		※2 コケ	18	—	—	18		タネシカイ	10	—	—	10

※1 植栽する位置が異なるため、流水性植物と沈水性植物に分けている。(植栽位置は図-2.2 参照)

※2 ヒメコシの食害と水質不適応により実験区 I および実験区 III のイビモがほぼ死滅していた。そこで、消失していたものについては代用としてコケを植栽した (7月26日)

### 3. 実験内容

本実験で実施した調査の方法を表 3-1 に示す。特に重点をおいた実験区 I では、PoC 環境における生態系全体に対する影響と水質の総合的な評価をするため、以下の 3 項目について調査を行った。写真 3-1 に「実験水路」及び「対照水路」の写真を示す。

#### 【生物生息状況調査】

河川・湖沼に生育する水生植物を植栽 (写真 3-2、3-3) し、それらの PoC 環境における定着度合いの調査を行った。また、在来魚、貝類についても、同様に投入を行い、調査を行った。それに加えて、投入生物以外にどのような生物が生息しているかを確かめるため、実験終了直前に生物全数調査 (全過程終了後水を抜いて、PoC を撤去し、水路内にいる生物をすべて回収) も行った。また、「対照水路」でも生物全数調査を実施し、両者の生態系構成種について比較検討を行った。

#### 【水質調査】

PoC を用いた人工生態系の水質への影響を確認するため、「実験水路」の流入地点、流入後 14m 地点、「対照水路」の流入後 14m 地点の 3 地点において、水温、pH、SS、BOD、D-T-N、D-T-P、T-N、T-P の測定を行った。

#### 【堆積物調査】

「実験水路」及び「対照水路」において、堆積物量及び強熱減量の調査を行った。

表 3-1 調査方法詳細

区域	項目	調査目的	調査方法	備考
実験区 I	水生動物	魚類 (魚類の生育状況) 投入魚類の生息状況を確認する。 水路全体の基礎データの把握及び PoC の魚類の生息環境としての特性を把握する。	タモ網、籠網による採集。個体数の計測を行う。繁殖状況、出現種を確認。	死滅による個体数減少も考えられる。採集個体は、記録後元に戻した。 8、10月の2回実施。
		底生生物 (底生生物の生育状況) 投入貝類の生息状況を確認する。 水路全体の基礎データの把握及び PoC の底生生物の生息環境としての特性を把握する。	目視、手作業による採集。個体数の計測を行う。繁殖状況、出現種を確認。	死滅による個体数減少も考えられる。採集個体は、記録後元に戻した。 8、10月の2回実施。
	水生植物	維管束植物 (植物の生育状況) 水路全体の基礎データの把握及び PoC 上に付着する水生植物の出現状況により、その特性を把握する。植栽種の生息状況を確認する。	目視による繁殖状況、出現種の確認。可能であれば、一定区域内の被度、群度を確認。	わからないものは、一部を持ちかえり室内で同定する。 8、10月の2回実施。
	水質	(水質状況) 多様な生物相がもたらす水質の変化と、流入水の基礎データの把握する。 各データを参考に、投入生物や生育環境の違いによる水質浄化状況を推測する。	「実験水路」の入水地点、入水後 14m 地点、「対照水路」の入水後 14m 地点の 3 地点において、水温、pH、SS、BOD、D-T-N、D-T-P、T-N、T-P の計測を行う。	5、6、8、10、12月の5回実施。
	堆積物	(堆積物状況) 実験水路と対照水路の堆積物の違いを把握する。	サンプリングした資料を以下の項目について計測を行う。 乾燥重量、強熱減量。	実験終了後に指定地点にて実施 (図 2-1 参照)。
実験区 II	水生植物	維管束植物 (植物の生育状況) 川砂と PoC との生育状況の比較により、植生に及ぼす特性を確認する。	目視による成長状況、出現種の確認。可能であれば、一定区域内の被度、群度を見る。	川砂との比較も行う。 8、10月の2回実施。
実験区 III	水生動物	魚類 (魚類の生息状況) 川砂と PoC との生育状況の比較により、魚類の生息に及ぼす特性を確認する。	タモ網、籠網による採集。個体数の計測を行う。繁殖状況、出現種を確認。	川砂との比較も行う。主にどの空間を好んで生息するかを確認。 8、10月の2回実施。
全体	水生動物 植物全数調査	(流入生物状況) 実験水路内における全生物の個体数、種数を確認する。	全過程終了後水を抜いて、PoC を撤去し、水路内にいる生物をすべて回収。	実験区 I においては、「対照水路」との比較を行う。 実験区 II、III においては、川砂との比較を行う。 PoC 撤去後 (1月) 実施。



写真 3-1 「実験区 I」(左)と「対照水路」(右)



写真 3-2 植栽材料 (カキツバタ)

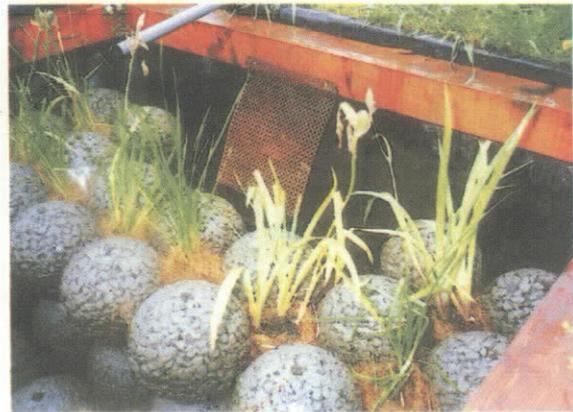


写真 3-3 植栽後 PoC

#### 4. 結果

##### 4.1 『生物多様性—水質実験区 (環境総合評価)』 (実験区 I)

##### 4.1.1 水生植物

植栽種とポーラスコンクリート上に自然付着した植物の生育状況を確認するため、目視による調査を行った。調査結果を表 4-1 に示す。

表 4-1 水生植物調査結果 (実験区 I)

実験区	種名	投入数	8月調査結果		生存率 (%)	10月調査結果		生存率 (%)
			生 (生育不良)	枯		生	枯	
I	カキツバタ	19	19 (4)	0	100	15 (5)	4	78.9
	ミクリ	19	19	0	100	19	0	100
	クロモ	54	48 (1)	6	88.9	38 (5)	10	79.1
	ホザキノフサモ	18	18	0	100	15 (5)	3	88.2
	ササバモ	18	17	1	94.4	15 (3)	2	88.2
	エビモ	54	—	—	—	—	—	—

8月調査では、ほぼすべての植栽種が順調に成長していた。中でもミクリの成長は、大変良好で併植種の区域にまで侵入していたものもあった。また、水草の成長は、植栽後3ヶ月で倍以上の伸長が見られた。自然活着した植物は、14種でそのほとんどが施設内に生育するものであった。

10月調査では、ミクリの成長がさらに進んでおり、4つのPoCに囲まれた台形状の空間を越え四方に広がって生育していた。水草は、温度低下のため殖芽を残して枯れはじめている個体が多かった。新たに7種が自然活着していた。

なお、翌年1月に実施した全数調査により、最終的に22種の自然活着が確認されている(「5. 調査結果一覧」参照)。

#### 4.1.2 魚類

調査結果一覧を「5. 調査結果一覧」に示す。実験区Iは、今回の実験区の中で最も広い面積(35 m<sup>2</sup>)であるので、他の区域に比べ魚類にとって生息しやすく繁殖を期待できる環境となっている。タモ網、籠網による採集を行い、投入魚類の状況(個体数の変化、繁殖状況)や出現種を確認した。

8月に採取された個体は、10月の調査に備えその場で元の場所に放流した。この実験区には、オイカワ、カマツカ、カワムツA型、トウヨシノボリ、ヌマチチブ、メダカを各10個体ずつ投入した。8月は、オイカワ(3個体)、トウヨシノボリ(+),ヌマチチブ(2)、メダカ(+),タモロコ(+),フナ科SP.(+)が確認された。10月は、オイカワが確認されなかった以外は、ほぼ前回と同じ個体数が確認された。トウヨシノボリ、メダカは、各月、投入固体数以上(10~15)確認されていること、成・幼サイズの個体を確認されていることから繁殖している可能性が考えられた。両月とも、多数のタモロコ(+),フナ科SP.(+)確認されているが、未投入種であるため外部から進入したものと考えられる。調査時にトウヨシノボリやフナがPoC上の付着藻類をつつく姿が観察された。また、PoCユニットの間隙に隠れている様子も確認された。底生の魚類は、PoCユニットのすきま及び底泥に潜り込んでおり投入魚類の再回収は困難であった。PoC撤去後の全数調査により投入生物のより正確な生息数を確認することにした。なお、その全数調査の結果、最も多く採集されたのはギンブナであり、259個体であった。投入魚類の最終回収率は、オイカワ、カマツカ、トウヨシノボリ、ヌマチチブ、メダカの順に90、0、100、100、30、70%であった。

#### 4.1.3 底生生物

##### (a) 貝類

調査結果一覧を「5. 調査結果一覧」に示す。今回の実験ではヒメタニシ、カワニナ、タテボシガイ、ドブガイをそれぞれ10個体投入した。

8月は、貝類にとって繁殖期にあたるため、年間を通して比較的活発であり観察に適した時期である。二枚貝に関しては、ドブガイ7個体、タテボシガイ3個体、カワニナ6個体にとどまり、投入個体全てを確認することはできなかった。また、確認できたものについても生貝より死貝のほうが多く、ドブガイは3/7個体、タテボシガイは2/3個体の殻のみの回収となった。一方、巻貝類は多く、ヒメタニシは79個体と非常に多く確認された。全体的に密度が高く、特に流入口付近で多かった。10月は、気温、水温が低くなったためか、8月調査よりも深部にいる個体が多かった。二枚貝は、ドブガイ、タテボシガイともに3個体と、8月同様、投入個体全てを確認することはできなかった。また、両者とも死貝が1個体含まれていた。ヒメタニシは、非常に多く生息しており、投入数を大きく上回る152個体が採集された。もともと生息していた個体や流されてきた個体もあると推測されるが、サイズが様々であることから、水路内で繁殖している可能性が考えられた。全体的に密度が高く、今回も8月

と同じく特に流入口付近で多かった。カワナも生息率は高く、9個体の生貝が採集された。なお、翌年1月に実施された全数調査の結果、最も多く採集されたのはヒメタニシであり、622個体であった。また、投入貝類の最終生存率は、ヒメタニシ、カワナ、ドブガイ、タテボシガイの順に100、100、50、50%であった。

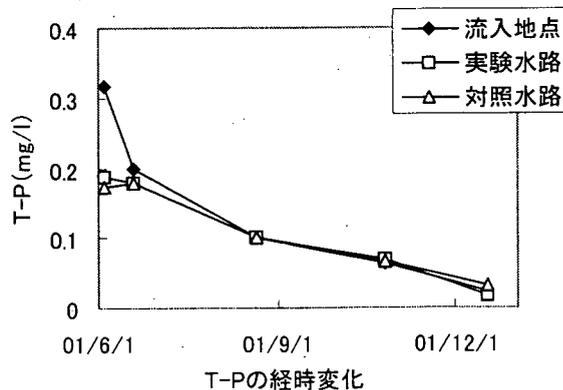
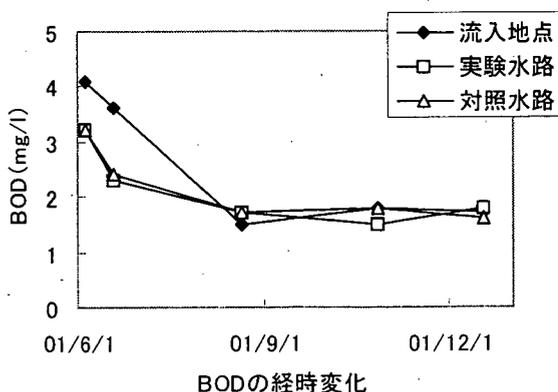
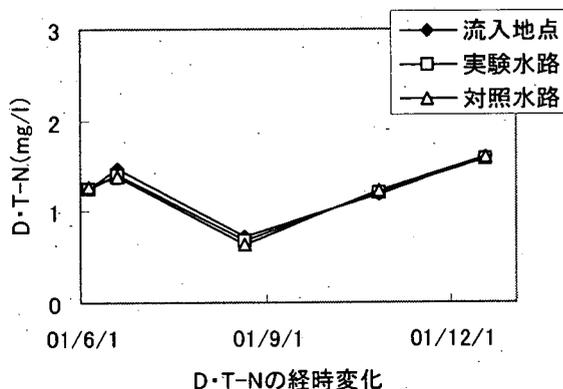
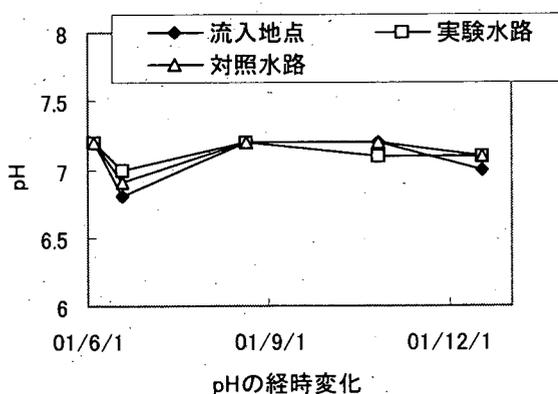
当初、PoCユニットの多様な空間が貝類に良い生息環境を提供できるのではないかと期待していた。生存率が100%であった巻貝類にとっては、PoC間の泥や空間が、生息に適した環境を作り出していると言える。一方、水質環境に敏感な二枚貝（ドブガイ、タテボシガイ）の生存率に注目してみると、巻き貝とは異なり半数が死滅しており、これらの種の生息空間としては、特に水質的な影響により、厳しいものになったものと推測される。貝類の好んだ生息空間として、水の流入口付近の葉山川からの泥が20cm程度堆積しており、その中に生物が多く生息している傾向が見られた。

#### (b) 貝類以外の底生生物

調査結果一覧を「5. 調査結果一覧」に示す。8月の調査では、底泥は臭気があり水生昆虫にとって、良い環境といえないものの、アオモンイトトンボ、シオカラトンボの成体が飛来しており、交尾行動、ホザキノフサモへの産卵行動が確認された。また、7月にはアオモンイトトンボの幼虫が採集されている。その他、テナガエビが非常に多く、スジエビも5個体捕獲された。10月の調査でも底泥は臭気を帯び、加えて水温が低下したことから、スジエビ1個体、アメリカザリガニ2個体以外は採集されなかった。しかし、翌年1月に実施した全数調査の際、PoCユニットの下の底泥中から多数のテナガエビが採集されたことから、死滅したのではなく、水温低下のため、底部に移動して、生息していたものと考えられる。

#### 4.1.4 水質

多様な生物相がもたらす水質の変化と、流入水の基礎データの把握するために「流入地点」、「実験水路」、「対照水路」の3地点で採水し比較を行った（図2-1参照）。



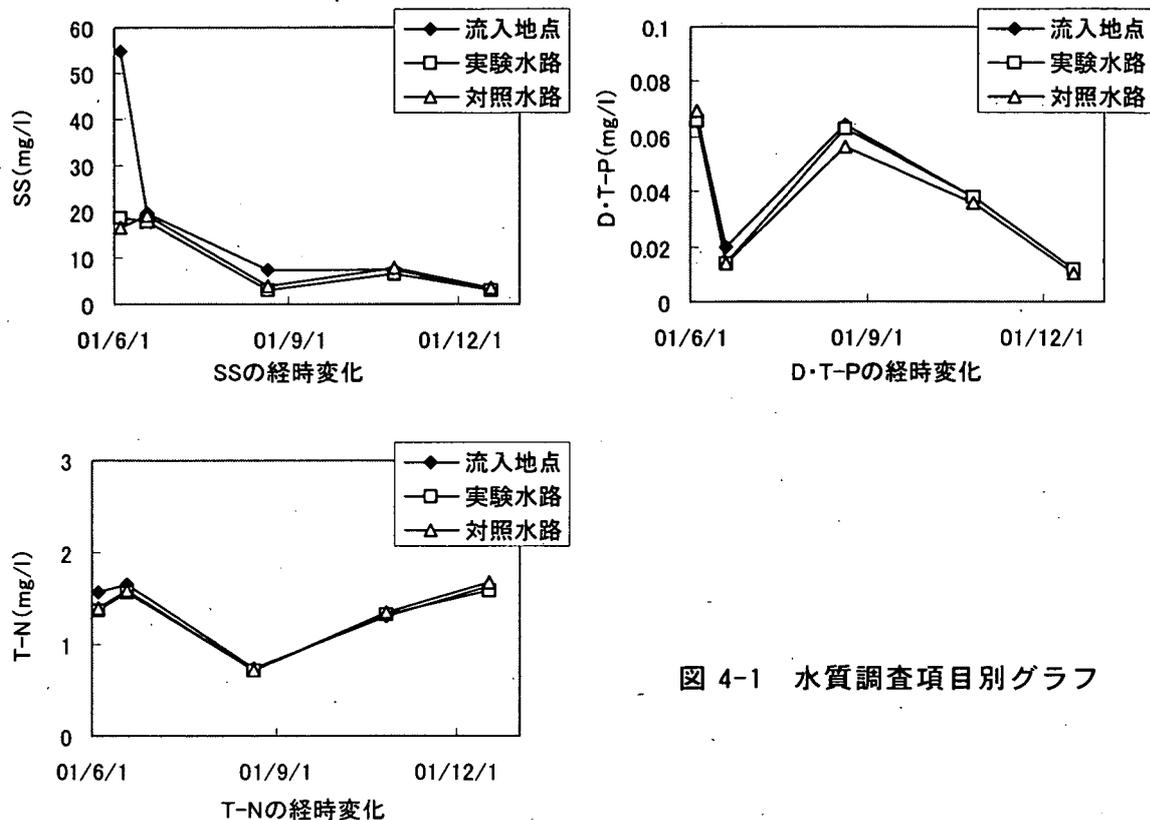


図 4-1 水質調査項目別グラフ

調査内容は、pH、SS、BOD、T-N、T-P、D-T-N、D-T-P、の 7 項目とした。なお、流入水の環境条件をそろえるため、採水は調査前 3 日間以上降雨がなかった日に限定した。図 4-1 に項目別グラフを示す。

#### (a) 流入水路

pH については若干変動があるものの、調査期間を通じて 7 前後であった。BOD と SS、T-P については第 1 回と第 2 回の調査時には高かったが、第 3 回以降はほぼ一定か低下傾向であった。T-N については調査の始めと終わりが高く、中間の第 3 回は低かった。葉山川の既存水質調査結果(※)と流入水路を比較すると、採水日による経時変化の状況は、既存資料でも同様の傾向を示しており、春～初夏には数値が高く、夏から晩秋にかけて低くなっている。これは春～初夏には水田の代掻き水などが流入することが原因として考えられる。また、梅雨の降雨による影響も考えられる。葉山川の水質はここ 5 年間は経年的にはほとんど変化していないため、本調査を実施した期間の水質についても既存資料の値と大きくは変わらないと考えられる。今回の調査における流入水路の水質平均値は、既存資料の値と概ね同程度であり、調査結果は妥当なものであると考えられる。

(※) 琵琶湖・淀川水質浄化共同実験センター、実験施設の概要、平成 12 年度、16-17。

#### (b) 「実験水路」と「対照水路」の比較

対照水路と実験水路の水質の経時変化については流入水路と同様であり、BOD、SS、T-P は第 1 回と第 2 回が高く、第 3 回以降は低くなっている。

対照水路と実験水路の水質は、平均濃度で見ると SS、T-N については対照水路の方がやや値は小さかったが、BOD、D-T-N、T-P については同じ値であり、D-T-P については対照水路の方が若干小さかった。しかし、いずれの項目についても差はわずかであった。また、コンクリートである PoC 投入により、懸念されたアルカリ化はまったく見られなかった。

#### 4.1.5 堆積物

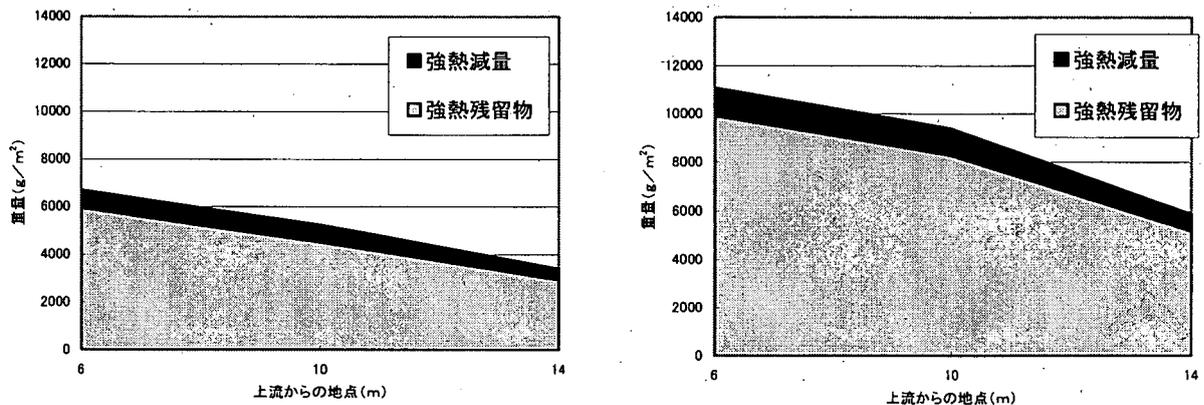
実験水路と対照水路の堆積物量の違いを把握するため、実験前に水路内（下表に示す位置）にサンプリング容器（54.1cm<sup>2</sup>）を設置し、その容器に実験期間放置して溜まった堆積物の質量を計測した結果、SS 除去率は同等にもかかわらず、堆積物量が「対照水路」に比べ、「実験水路」は半分の値を示した。また、その試料を用いて強熱減量試験（600±25℃、30分間）を行ったので、表4-2に結果を示す。また、図4-2にグラフを示す。

表4-2 試験および補正結果

項目		実験水路			対照水路		
		6.0m 地点	10.0m 地点	14.0m 地点	6.0m 地点	10.0m 地点	14.0m 地点
容器内	乾燥重量 (g)	32.145	24.460	15.910	71.480	59.705	37.205
	強熱減量 (g)	4.050	3.914	2.514	8.435	8.060	5.060
※1 補正	乾燥重量 (g/m <sup>2</sup> )	5944	4523	2942	9913	8280	5160
	強熱減量 (g/m <sup>2</sup> )	749	724	463	1170	1114	699
	強熱減量 (%)	12.6	16.0	15.8	11.8	13.5	13.6
※2 全体	乾燥重量 (kg)	131.049			226.481		
	強熱減量 (kg)	18.483			28.540		

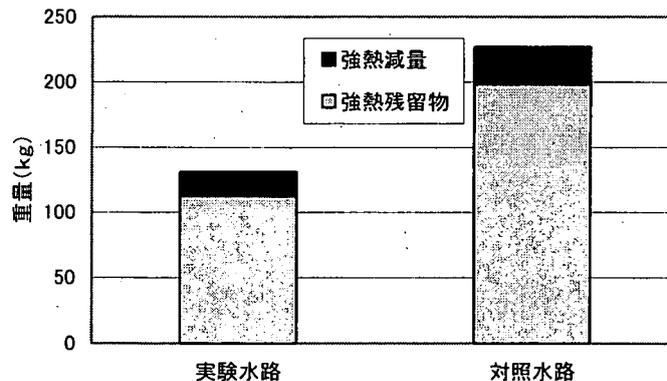
※1 実験水路と対照水路の流量は異なっている（滞留時間を同じにするため）ことから、対照水路を実験水路と同条件になるよう補正を行っている。

※2 堆積物調査区域における最下流の14m地点までの推定値とする。



実験水路（補正後）

対照水路（補正後）



14m地点までの推定値

図4-2 堆積物調査結果(グラフ)

## 4.2 『水生植物植栽実験区』（実験区Ⅱ）

### 4.2.1 水生植物

表 4-3 に調査結果を示す。8月調査では、投入植物のうちではミクリの成長が目立った。特に「川砂区域」では、ミクリが一面に繁殖し、カキツバタは全滅した。また、ウキクサがミクリの隙間を埋めるように水面をおおっている状態であった。よって、水面下の投入植物はササバモ 1 個体以外全滅であった。一方「PoC 区域」では、PoC によって各植物の生息範囲が確保されていたため、ミクリとカキツバタは共存できていた。水草は、やや生育不良であった。10月調査でも、8月調査とほぼ同様の結果であった。気温低下にともない水草はすべて枯れていた。相変わらずミクリの成長は著しく、併植したカキツバタを圧倒していた。8月から10月にかけてのミクリの生長は、「川砂区域」において顕著であった。一方「PoC 区域」では、ミクリの成長は見られなかったものの、上記に述べたようにカキツバタとの共存に成功している。

表 4-3 水生植物調査結果(実験区Ⅱ)

	種名	投入数		8月調査結果				生存率 (%)		10月調査結果				生存率 (%)		
		種名	PoC	砂地	PoC		砂地		PoC	砂地	PoC		砂地		PoC	砂地
					生	枯	生	枯			生	枯	生	枯		
Ⅱ	カキツバタ	4	4	4	0	0	4	100	0	4	0	0	0	100	0	
	ミクリ	4	4	4	0	4	0	100	100	4	0	4	0	100	100	
	ホザキノフサモ	2	2	2	0	0	2	100	0	0	2	0	0	0	0	
	ササバモ	2	2	1	1	1	1	50	50	0	1	0	1	0	0	
	エビモ	9	9	2	7	0	2	20	0	0	2	0	0	0	0	

### 4.3 「魚類投入実験区」（実験区Ⅲ）

調査結果一覧を「5. 調査結果一覧」に示す。実験区Ⅲは「魚類投入実験区」である。対照実験として「砂地側」を設定し、PoC 導入が魚類の生息環境としての適しているか、天敵からの回避場所となりうるのかなどを確認した。タモ網、籠網による採集を行い、投入魚類の状況（個体数の変化、繁殖状況）や出現種を確認した。8月に採取された個体は、10月の調査に備えその場で元の場所に放流した。

8月の調査では、PoC 側でメダカ (+)、トウヨシノボリ (+)、砂地側でカマツカ (1) が確認された。10月の調査では、PoC 側でメダカ (5)、トウヨシノボリ (+)、フナ科 SP. (5)、コイ (1) が確認された。このうちフナ科 SP.、コイは、未投入であるので外部から進入したものと思われる。調査季節で比較すると、10月は確認種数が減少している。これは、水温の低下に伴って魚の活性が低くなり、目視による確認が困難となったためである。次に、PoC 側と砂地側を比較すると、確認個体数が PoC 設置区域では約 50 個体であるのに対し、砂地側では 1 個体にとどまった。さまざまな要因が考えられるが、その一つとして、PoC の複雑な構造が、メダカ及び他の魚類にとって外敵（ウシガエルなど）から身を守る空間として有用であり、安定した繁殖に貢献しているということが考えられる。今回の調査では、全体的に投入数に対して確認個体数が少なかった。原因として、①魚の生活型の問題（メダカは、表層遊泳型であるので確認されやすかったが、底生型であるカマツカ、中層遊泳型であるオイカワ、

カワムツなどは、確認困難であった。) ②PoC 構造的な問題 (魚類は、PoC ユニットの隙間に隠れていると考えられ、奥部の調査はユニット解体後でなければ困難である。) ③死滅による個体数の減少 (カワムツ 1 個体以外は、死滅個体は確認されなかったが、ウシガエルや鳥類等による捕食の可能性もある。) が考えられる。実験区 I と同様に、底生の魚類は、PoC ユニットのすきま及び底泥に潜り込んでおり投入魚類の再回収は困難であった。PoC 撤去後の全数調査により投入生物のより正確な生息数を確認するものとした。

#### 4.4 全数調査

水路内に水があると、濁り等の影響で魚類の生育状況の把握は困難であるため、全過程終了後水を抜き、PoC を撤去し、水路内にいる生物をすべて回収した。その後、実験水路内における全生物の個体数、種数を確認し、「実験区 I」においては、「対照水路」との比較、実験区 II、III においては、「PoC 区域」と「川砂区域」を比較した。

##### 4.4.1 植物

植栽種については、全数調査の時期 (1 月) には越冬のため一部の植物 (クロモ) が殖芽を残して枯れてしまっていた為、調査の対象から除いた。その他の植物では、今回の調査で 22 種の自然活着が確認された。湿性植物と陸生植物が混生していたが、前者は PoC のジョイントに土壌が堆積した部分に、後者はユニットの一番上部に設置した PoC の表面上の隙間で活着していた。そのほとんどが施設内に生育しているものであり、葉山川からの流入や風によってとばされた種子が PoC に付着し発芽したものと考えられる。

##### 4.4.2 水生動物

調査結果一覧を「5. 調査結果一覧」に示す。今回の全数調査で 11 目 17 科 29 種の生物が採集された。このうち、投入生物以外で採集されたのは 19 種であった。ほぼ Biyo センター内に生息している生物であった<sup>\*2</sup> が、それ以外にスジエビ、ゼゼラ、マナズ、カネヒラ、ゲンゴロウブナ、キンギョが確認された。「実験区 I」の底生生物では、ヒメタニシが最も多く採集され、622 個体であった。投入貝類の最終生存率は、ヒメタニシ、カワニナ、ドブガイ、タテボシガイの順に 100、100、50、50% であった。採集場所は入水口付近に固まっており、底泥中に偏って分布していた。魚類では、ギンブナが最も多く採集され、259 個体であった。投入魚類の最終回収率は、オイカワ、カマツカ、カワムツ、トウヨシノボリ、ヌマチチブ、メダカの順に、90、0、100、100、30、70% であった。以上の結果から、自然界において底生生活を送っているもの (カマツカ、タテボシガイ、ドブガイ) は、水路内に溜まっている底泥の影響のためか、生存率が低いことがわかる。「実験区 I」と「対照水路」を比較すると、出現種数においてはそれぞれ 22、17 種と若干「実験区 I」が「対照水路」を上回った。出現個体数においても、約 1300、450 と「実験区 I」が「対照水路」をかなり上回っており、テナガエビ、ギンブナ、トウヨシノボリについては大きな差が見られた。このことから、PoC の複雑な空間や水生植物の存在が、生物にとっての天敵からの隠れ家や繁殖に良い環境を提供している可能性が考えられる。「実験区 II」は植物実験区であるため魚類のみの投入を行ったが、全数調査の結果、「PoC 側」では 14 種、「川砂側」では 5 種の水生動物が確認された。出現個体数はそれぞれ 425、42 で大きな差が見られた。「実験区 III」は、魚類実験区であるため、生物投入を行わなかったが、全数調査の結果、「PoC 側」では 14 種、「川砂側」では 2 種の水生動物が確認された。出現個体数はそれぞれ 425、42 で大きな差が見られた。これらの実験区については、「PoC 側」「川砂側」とも同様の植栽を行ったが、PoC の複雑な空間 (水流の影響を受けない) が、生物にとっての天敵からの隠れ家や繁殖に良い環境を提供し

ていると考えられる。

## 5. 調査結果一覧

### 5.1 植物調査結果一覧

#### 5.1.1 自然活着による植物確認リスト

実験区	科名	和名	学名	確認株数		備考
				8月	10月	
実験水路	アカウキクサ科	アカウキクサ科の一種	<i>Azolla sp.</i>	—	++	葉山川より漂着
	タデ科	オオイヌタデ	<i>Persicaria lapathifolia</i>	2	2	帰化種
		ギンギン	<i>Rumex japonicus</i>	—	4	在来種
	アブラナ科	オランダミミナグサ	<i>Cerastium glomeratum</i>	—	6	帰化種
		オランダガラシ	<i>Nasturtium officinale</i>	2	+	帰化種 併設実験水路より逸出
		スカシタゴボウ	<i>Rorippa islandica</i>	2	2	在来種
	キク科	アメリカセンダングサ	<i>Bidens frondosa</i>	2	4	帰化種
		タカサブロウ	<i>Eclipta prostrata</i>	4	2	在来種
		ノゲシ	<i>Sonchus oleraceus</i>	—	2	在来種
	イネ科	イネ科の一種	<i>Gramineae sp.</i>	1	1	—
		コブナグサ	<i>Arthraxon hispidus</i>	1	1	在来種 施設内に生育
		メヒシバ	<i>Digitaria ciliaris</i>	—	4	在来種
		イヌビエ	<i>Echinochloa crus-galli</i>	8	+	在来種
		ケイヌビエ	<i>Echinochloa crus-galli</i> <i>var. echinata</i>	—	1	在来種
		ヌカキビ	<i>Panicum bisulcatum</i>	—	+	在来種
		オオクサキビ	<i>Panicum dichotomiflorum</i>	—	+	帰化種
		チクゴスズメノヒエ	<i>Paspalum dilatatum var. indutum</i>	—	2	帰化種
		ヒエガエリ	<i>Polypogon fugax</i>	1	—	在来種
		ヨシ	<i>Phragmites australis</i>	—	1	在来種
	ウキクサ科	アオウキクサ	<i>Lemna aoukikusa</i>	+	+	帰化種
		ウキクサ	<i>Spirodela polyrhiza</i>	+	++	帰化種
	カヤツリグサ科	キンガヤツリ	<i>Cyperus odoratus</i>	1	3	帰化種 施設内に生育
対照水路	ウキクサ科	アオウキクサ	<i>Lemna aoukikusa</i>	+	—	帰化種
		ウキクサ	<i>Spirodela polyrhiza</i>	++	++	帰化種
	7科	22種		帰化率=38.1%		

5.1.2 水生生物調査結果一覧

実験区名	I				対照		II						III								
	出現種	投入生物数		全数調査	投入生物数	全数調査	投入生物数	8月調査		10月調査		全数調査		投入生物数	8月調査		10月調査		全数調査		
		8月調査	10月調査					POC	川砂	POC	川砂	POC	川砂		POC	川砂	POC	川砂	POC	川砂	POC
アモイトトンボ幼虫	0	(1)	0	0	0	0	0	-	-	-	-	0	0	0	0	-	-	-	-	0	0
ユリカ亜科の一種	0	0	0	0	0	0	0	-	-	-	-	2	0	0	0	-	-	-	-	0	0
カニナ	10	6	9	20	0	0	0	-	-	-	-	0	0	0	0	-	-	-	-	0	0
ヒメニシ	10	79	152	622	0	137	0	-	-	-	-	158	1	0	0	-	-	-	-	56	26
サカキガイ	0	1	0	0	0	0	0	-	-	-	-	10	0	0	0	-	-	-	-	0	0
モアマガイ	0	0	0	0	0	0	0	-	-	-	-	0	0	0	0	-	-	-	-	2	0
タネシガイ	10	1	2	5	0	0	0	-	-	-	-	0	0	0	0	-	-	-	-	0	0
トブガイ	10	4	2	5	0	0	0	-	-	-	-	0	0	0	0	-	-	-	-	0	0
シジミ属の一種	0	0	0	7	0	11	0	-	-	-	-	0	0	0	0	-	-	-	-	0	0
ミスシ	0	0	0	5	0	0	0	-	-	-	-	5	3	0	0	-	-	-	-	2	0
テカエビ	0	+	0	232	0	22	0	-	-	-	-	156	30	0	0	-	-	-	-	152	0
スジエビ	0	5	1	0	0	2	0	-	-	-	-	0	0	0	0	-	-	-	-	0	0
アメリカザリガニ	0	0	2	2	0	1	0	-	-	-	-	1	0	0	0	-	-	-	-	0	0
オイカブ	10	3	0	9	0	1	0	0	0	0	0	1	0	5	5	0	0	0	0	2	0
カムフラ型	10	0	0	11	0	5	0	0	0	0	0	1	0	5	5	0	0	0	0	2	0
カマツカ	10	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	5	5	0	1	0	0	0	0
セセラ	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
タモロコ	0	+	3	24	0	23	0	0	0	0	0	10	0	0	0	0	0	0	0	24	0
コイ	0	0	+	3	0	7	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1	0
キンフナ	0	+	0	259	0	147	0	0	0	0	0	32	0	0	0	0	0	0	0	25	0
ゲンゴロウフナ	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
カヒラ	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	8	0
タイリクハナダコ	0	0	0	15	0	74	0	0	0	0	0	14	0	0	0	0	0	0	0	8	0
マナス	0	0	0	1	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0
メダカ	10	+	+	7	0	0	0	0	0	0	0	0	0	5	5	+	0	0	0	0	0
キンキョ	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
ブルキル	0	0	0	11	0	7	0	1	0	0	0	6	0	0	0	0	0	0	0	1	0
ヌマチブ	10	2	3	3	0	4	0	0	0	0	0	2	0	5	5	0	0	0	0	2	0
トウヨシノボリ	10	+	0	58	0	12	0	0	0	0	0	16	2	5	5	+	0	+	0	35	0
ウシガエル	0	0	0	2	0	1	0	-	-	-	-	1	0	0	-	-	-	-	-	0	0
ウシガエル幼生	0	0	0	28	0	15	0	-	-	-	-	13	6	0	-	-	-	-	-	8	1
総出現種数	10	13	10	23	0	18	0	3	0	2	0	16	5	6	6	2	1	3	0	14	2

※ -は未調査を示す。  
 ※ +は、1~10 個体、++は、10~100 個体  
 ※ 対照は実験区 I の対照水路を示す

## 6. 考察

### 6.1 『生物多様性－水質実験区域』（実験区Ⅰ）の評価

この区域は、各種生物（魚類・貝類・水生植物）を投入し、PoCにおける生態系全体に対する影響と水質の総合的な評価（環境総合評価）の対象とした。

今回の調査では、PoC設置に対する水生動物・水生植物（付着藻類を含む）へのマイナスの影響は見られなかった。むしろ、三面張りの水路にPoC設置することにより、複雑な立体的空間が提供されるという点においてメリットがあると考えられる。特に水生動物にとっては、調査時の目視によりPoCユニットの間隙が天敵からの回避など良い生息空間となっていることが確認された。

また、調査時の生物生息分布は、流入口付近のPoC設置密度や植栽密度が高い区域に集中していた。これは、葉山川からの流入水と共に進入した生物が、そのまま生息していたということも考えられるが、ある程度のPoC設置密度や植栽密度があったほうが、生物にとってすごしやすい空間であるということも示唆される。

水質への影響は、PoC設置と生物投入を行った「実験水路」と「対照水路」を比較したが、大きな違いは見られなかった。しかし、植物、魚類、貝類を投入したにもかかわらず、水質に差がでなかったことは、生態系のバランスがとれているとも考えられ、景観・環境保全上好ましい結果と考えられる。今後、水質改善機能に視点を置く場合、栄養塩類吸収率の高い植栽種の選定や高密度の植栽等の検討が必要となる。

### 6.2 「水生植物植栽実験区域」（実験区Ⅱ）の評価

今回の調査において、「PoC設置区域」と「砂地区域」を比較し、植物にとってPoCがどのような影響を与えるかを検討した。

「PoC区域」はミクリとカキツバタのPoC空隙範囲内での成長が確認された。一方、「川砂区域」では、ミクリのみが最終的に残存した。よって、ある程度自然淘汰が緩和され、各種の成長をほどよく保つ作用があると考えられる。PoCがない場合は、時間を経るほど自然淘汰が進み、ミクリのようにその環境に適応しているものだけが繁茂した。つまり、「PoC設置区域」では、各植物の生息区域が確保され、共存できていると言える。

植栽したものについては、生長とともに根が発達しPoCに巻きつく様子も確認された。また、PoCの多孔質な構造やPoCのジョイント部分に成立した土壌の堆積している部分を利用して自然活着している植物も十数種出現した。

### 6.3 「魚類投入実験区」（実験区Ⅲ）の評価

今回の調査では、「PoC設置区域」と「砂地区域」で確認個体数に大きな差がみられた。各調査において「PoC設置区域」では20～30個体確認されているのに対し、「砂地区域」ではほとんど確認されなかった。また、全数調査結果からも、個体数、出現種数ともに同傾向の差が見られた。「PoC設置区」では、植栽種がPoCとPoCの間隙内で成長しており、各植物の生息域が確保され一種類目のみの偏った繁茂が抑えられていることや、PoCの立体空間が魚類の天敵からの回避場所になっていることが、魚類にとってよい環境となっている可能性がある。また、PoCの付着藻類がよい餌場となっていたと考えられる。一方「砂地区域」は、夏季のウキグサの繁茂により水面が覆われ日光が差し込まなかったこと、ミクリ1種のみが実験区全体に繁殖し魚類の生息空間が確保されなかったことなどが考えられる。

### 6.4 PoCの総合評価

#### 6.4.1 PoCによる水辺環境改善効果（生物多様性効果）

今回の実験から、水域におけるエココンクリートとしてのポーラスコンクリートの特性が検討された。PoCは多孔質の球体をつなげてユニットが形作られている。その

ため、ある程度の自由な形態形成が可能である。自然界においても、その地形は様々であり、空間環境の違いがあるほどそこに生息する生物にも多様性が生まれる。自然界に PoC を設置した場合、その生物相や自然環境は、設置地域の状態を大きく反映すると考えられ、清水域に設置すればきれいな水域に生息する生物が、富栄養域に設置すればその環境に適応した生物が生息するということである。

単調な三面張りの水路に設置した場合、①表面積増加による付着藻類の繁殖、②生物生息空間の提供、③植栽による緑化効果などの利点生まれ、ある程度の人工的な生態系の形成が可能となる。そして、時間経過とともに生態系としてなじんでいくと考えられる。そして、そこに生息する生物にも多様性が生まれるものと考えられる。PoC の護岸機能を持つ点、植栽可能な点、自由な形態形成ができる点を考慮しながらさらに工夫を加えることで、エココンクリートとして効果をあげることができると考えられる。

#### 6.4.2 改善事項

本実験において、自然活着した植物の内訳を見てみると、やや外来種が多い傾向が見られる。近年問題となっている帰化植物は、乾燥化した土地、アルカリ性の土地を好む。一方、在来種は逆に酸性の土壌を好む。これは、日本の森林土壌はやや酸性を示すため、そのメカニズムは、降水量に十分恵まれているため、土壌中での水の主な動きが土壌面から地中に向かい、アルカリ分が溶脱されるというものである<sup>\*3</sup>。一般に、コンクリートはその組成成分からどうしても表面がアルカリ化し、帰化植物の生息しやすい環境を形成しやすい。特に、都市部の地上部に使用する場合は、十分注意する必要がある。その点 PoC は、施工初期においては、アルカリの溶出が懸念されるが、一般的なコンクリートに比べ、早く中性化するとされている<sup>\*4</sup>。広水域や流水域でも利用においては、本実験の pH の測定結果から問題ないと思われる。しかし、閉鎖水域で、施工当初から植物を導入するような利用にあたっては、表面がアルカリ化しない工夫、最近減少している湿地環境を提供する低水護岸として利用する（水位変動がある土地には、帰化植物は進入しにくい。）など、さらなる発展が期待される。

### 7. 今後の課題

#### 7.1 PoC 環境における生態系の形成について

近年、多自然型川づくりが重要視されるようになり、エココンクリートもその護岸効果から注目されている。コンクリートで護岸および自然環境を創出する場合、次の点が重要となる。

まず、複雑な水際を持つ表情のある環境になるよう配慮することである。自然の水環境には、護岸の蛇行、淵、平瀬、早瀬などさまざまな地形が存在する。そこに水の流れが加わることによりさらに多様な環境が生物に提供される。様々な生息環境があつて初めて、そこに生物多様性が生まれる。コンクリートは、一般に他の多自然型川づくりに利用される資材に比べ、生物にとって大切な保水力や生息空間提供、そして多様な地形提供という点において劣るといったイメージがある。一方で、河道特性や治水対策が求められるところでは多いにその機能を発揮する。今回の実験から、PoC は、そのものに空隙をもつこと、球の連結によりある程度の形態創出が可能であることなどから、治水対策が求められる施工資材としてだけではなく多自然川づくり施工資材としても十分に利用できるという結果を得た。ただし PoC 単体では自然環境を作り出すには、ゼロから土の堆積や生物の進入を待たなければならない。そこで、土壌や植物などを組み込んだ施工をすることが、生物多様性を持つ環境創りへのヒントになると考えられる。

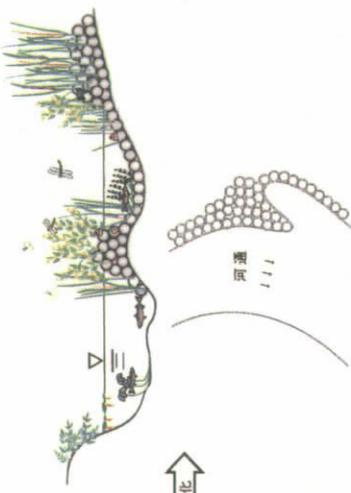
図 7-1 に施工イメージを示す。

① 浸食防止護岸堤防

(断面図)



(平面図)



親生物化



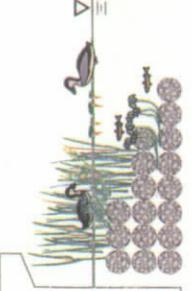
河溝

② 消波ブロック



道路

消波化



道路

③ 防波堤

▽



魚礁化

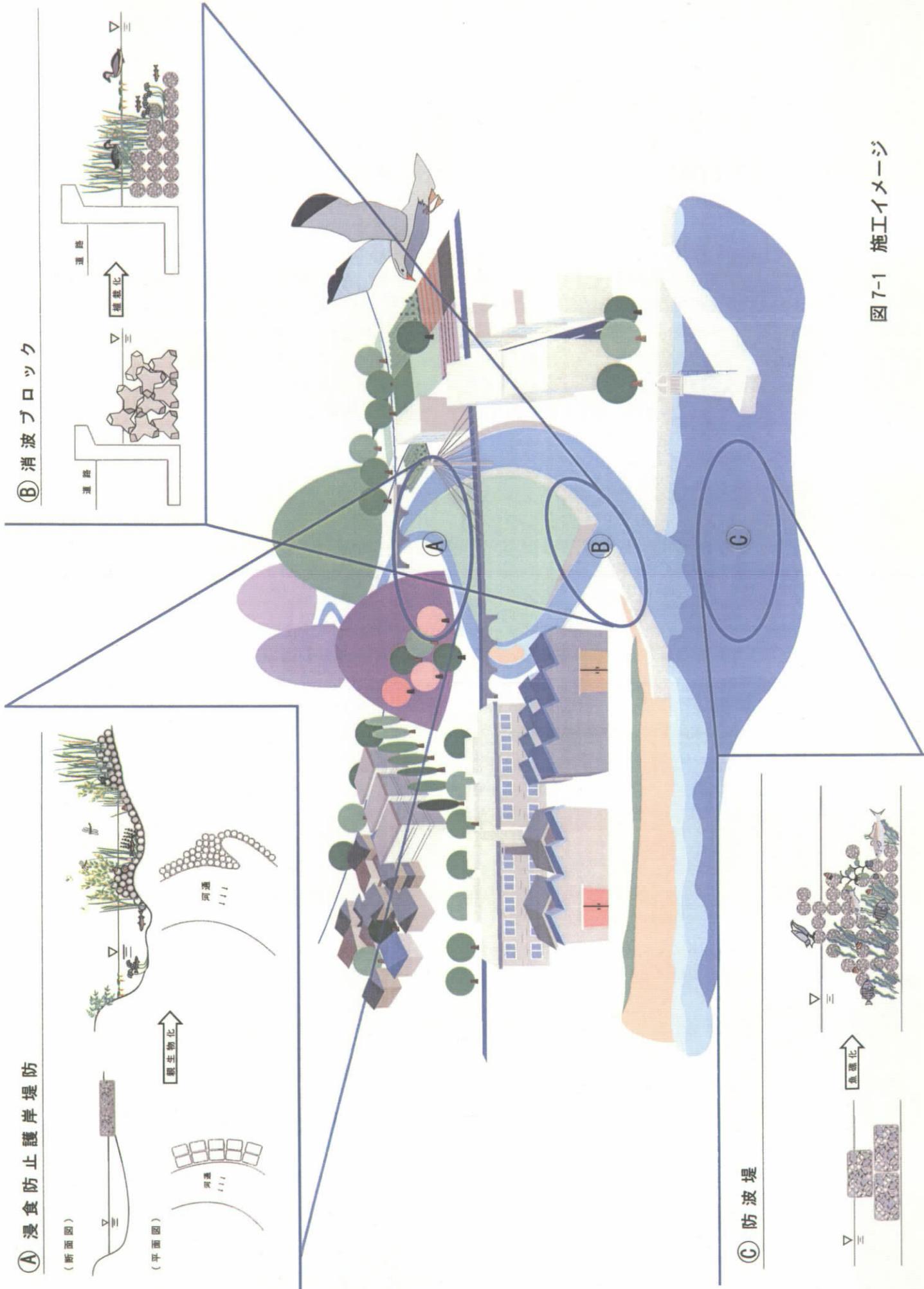
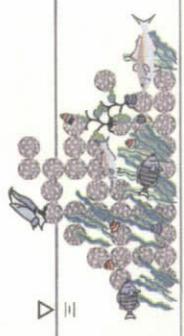


図 7-1 施工イメージ

## 7.2 PoCによる水質浄化機能の検討

今回の調査結果からは、PoC設置と生物投入における水質浄化機能は認められなかった。しかし、実験区Iの評価にも示したが、有機物である植物、魚類、貝類が多数存在する環境にも関わらず、水質にほとんど差が出なかったことは、生態系のバランスがとれているとも考えられ、生物投入を実施したほうが景観・環境保「上」好ましい結果と言える。今後、水質改善機能に視点を置く場合、栄養塩類吸収率の高い植栽種の選定や高密度の植栽等の検討が必要となる。

近年、内湖等の水質の維持に、水域に生息する生物の役割も大きく影響されているという意見も出されている<sup>※4</sup>。水辺植生の果たしている役割や浅い湖底に生息する貝などによる藻類などの捕食効果、栄養塩をはじめとした物質の集積を水中の藻類から魚類など大型の生物への移行など生態系の果たしている役割を理解して、その生息環境を回復できる環境を復元することで、水質改善がいつそうすすむのではないかと期待されている。そのようなことも含めて、今後PoC設置と生物投入における水質浄化機能の検討が必要になると考えられる。

## 8. 参考文献

- ※1 渡辺仁治(1988年,1989年調査)付着藻類の分布
- ※2 琵琶湖・淀川水質浄化共同実験センター(平成11年度版)実験センターにおける生物調査その2(水域)(陸域),琵琶湖・淀川水質浄化共同実験センター年報第2号
- ※3 日本の帰化生物、鷺谷いづみ・森本信生著、保育社
- ※4 自然環境との調和を考慮したエココンクリートの現状と将来展望に関するシンポジウム論文報告集(1995年11月2日),87-88,社団法人日本コンクリート工学協会。
- ※5 河川 No.668(2002年-3月号),社団法人 日本河川協会,22-27,「総合的な視点と対策が必要な湖沼の水管理」,田中宏明
  - ・エココンクリート研究委員会報告書(1995),社団法人日本コンクリート工学協会 24-44
  - ・淡水生物の保全生態学-復元生態学に向けて-,森 誠一編著,信山社サイテック刊 105-12
  - ・水辺の環境調査 監修・編集(財)ダム水源地環境整備センター 技報出版
  - ・渡辺仁治・浅井一視,陸水有機汚濁の生物学的数量判定(1990),関西外国語大学研究論集 第52号 抜刷 NO.52 99-139
  - ・渡辺仁治(1999),湖・河川共通の水質汚濁指数 DAIPo(付着珪藻群集に基づく有機汚濁指数),クリーン関西 Vol.89 2-211

---

### 実験担当者

財団法人琵琶湖・淀川水質保全機構	実験センター所長	田井中善雄
	実験センター研究員	三井 光彦
全国ボラカブル工業会		衣川 直紀
		平森 充洋

## 17. 固体水素供与体を用いた河川の直接浄化実験

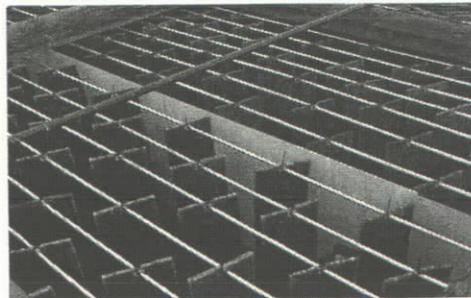
### 1. 目的

平成5年に要監視項目に指定された硝酸性窒素および亜硝酸性窒素は、平成11年2月に「公用水域および地下水水質汚濁にかかわる人の健康保護に関する環境基準項目」に追加され基準値として $10\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$ が制定された。さらに平成13年に「水質汚濁防止法施行令の一部を改正する政令」が閣議決定され、アンモニア、アンモニウム化合物、亜硝酸化合物及び硝酸化合物が人の健康に係る被害を生ずるおそれがある物質として追加された。同じく平成13年には、水質汚濁防止法に基づく第5次水質総量規制に窒素が新項目として追加され、東京湾、伊勢湾及び大阪湾等瀬戸内海の一部の全窒素及び全磷に係る環境基準の暫定目標の見直しが答申されるに至り、目標年度（2004年度）における前記3海域合計の窒素削減目標量が定められた。

この様に窒素に関する規制は近年特に厳しくなっているが、環境負荷物質としての窒素の由来は農業<sup>1)2)</sup>、酪農<sup>3)</sup>、養鶏<sup>4)</sup>、生活排水<sup>5)</sup>、工場排水<sup>6)</sup>など多面的であり、その対策には総合的かつ効果的な手法が必要であると言われている<sup>7)</sup>。また環境基準の10~100倍程度厳しい窒素濃度基準をすでに制定している琵琶湖に代表される閉鎖性湖沼には、流入する窒素のほとんどが河川および水路を介していると考えられ、これら既存の河川および水路で窒素の直接処理を行うことは有効な窒素削減対策手法と考えられる。

全窒素の低減には脱窒により溶存窒素を窒素ガスとして水中から放出することが必要であるが、河川および水路の水は一般的に好氣的であり硝化反応は進むものの脱窒反応は起こりにくい環境である。事実河川における脱窒による窒素の自浄作用のフィールド調査結果が報告されており<sup>8-11)</sup>、また河川を模したモデル実験からも脱窒能力が解析されているが、それらの値は数十~数百 $\text{mg}\cdot\text{N}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{d}^{-1}$ 程度のオーダーであり河川による脱窒能力は全流入窒素量の3~4%程度に止まっていると推定される<sup>12)</sup>。

一方主にBODやSS成分の除去、もしくは有機態窒素の無機化を目的として、河川および水路中に様々な接触材を添加する直接浄化が実施されている。代表的な接触材としては不織布製担体<sup>13)</sup>、カキ殻<sup>14)</sup>、木炭<sup>15-16)</sup>、塩ビ製波板、ナイロン製人工芝、礫<sup>16)</sup>などが試みられているが、窒素除去率としては10%未満が大半である。また、水処理で広く用いられる生物学的脱窒法はメタノールを水素供与体として用いた手法が一般的であるが、前述通り河川水が好氣的であることと、流れのある環境で液体を添加するという点から現実的な手法とは言い難い。また、バイオリアクターの考え方を応用し、特定の脱窒菌を高密度に培養し河川の窒素除去を行う試み<sup>17)</sup>が行われ、自然河川に比べて高い窒素除去率が得られている。さらには、下水の高度処理で用いられている循環法を応用し、メタノールを水素供与体として用いることで最大70%



固体水素供与体の配列パターン  
Setting pattern of the denitrification media

程度の窒素除去率が得られている<sup>18)</sup>。しかしながら、培養微生物の適用は自然に生息する微生物群との競合関係が常に課題となり、長期間の実証評価が必要である。またリアクターへ河川水を導くことが必要であり、循環のためのポンプに代表される動力源を要する。

以上の様な背景をもとに本実験では、水素供与体として常温で固体かつ水に不溶な固体水素供与体を接触材として実験水路中に設置し、固体-液体界面反応を積極的に利用することで、動力を全く用いない原位置での河川水の窒素除去を目的とした。すなわち、自然に生息する脱窒菌を利用した生物学的脱窒法による直接浄化を 325 日間にわたり試み、窒素除去効率、窒素収支から見たパフォーマンス解析および関与する微生物群の機能解析から見た浄化メカニズムの一端を考察し、処理コストから見た実用性の評価を行った。

## 2. 実験方法

### 2.1 実験材料

水素供与体は平均炭素数 17.1 の高級脂肪酸組成物を用い、その組成はあらかじめ脱窒性能が評価されている<sup>19) 20)</sup>ステアリン酸 65 重量%、パルミチン酸 30 重量%、ミリスチン酸 5 重量%組成物とした。この組成物（以下脂肪酸とする。）の代表的物性値を表 2-1 に示す。脂肪酸の基材（担体）としては、目付けの異なる 2 種類のウレタンスポンジ（A 材：25mm<sup>2</sup> 当り開孔数 20±4 個，B 材：同 13±3 個，寸法：各 150<sup>W</sup>×700<sup>L</sup>×10<sup>T</sup>mm）を用い、85℃にて溶解させた脂肪酸中に浸漬させた後常温で脂肪酸を固化させてウレタンスポンジにコーティングしたものをを用いた。各基材 1 枚当りの平均脂肪酸コーティング量（n=350）は A 材使用品（以下脱窒接触材 A とする）で 134g，B 材使用品（以下脱窒接触材 B とする）で 114g であった。さらに脂肪酸のみの追加添加用として、中心にコンクリート製の錘を入れた脂肪酸成形品（直径 20mm φ，高さ 15mm，脂肪酸量 2.2kg）を用いた。また SS 除去を目的とした接触材としてポリ塩化ビニリデン製（寸法 200<sup>W</sup>×700<sup>L</sup>×15<sup>T</sup>mm）接触材を用いた。

表2-1 高級脂肪酸組成物の物理化学的性質

Chemical and physical properties of fatty acid compounds

Active ingredients	saturated fatty acid (C14,C16,C18)
General formula	C <sub>17.1</sub> H <sub>34.2</sub> O <sub>2</sub>
Specific gravity	0.85
Melting point	62℃

### 2.2 実験水路と配置

実験水路は琵琶湖に隣接する琵琶湖・淀川水質浄化共同実験センター（滋賀県草津市）内の、

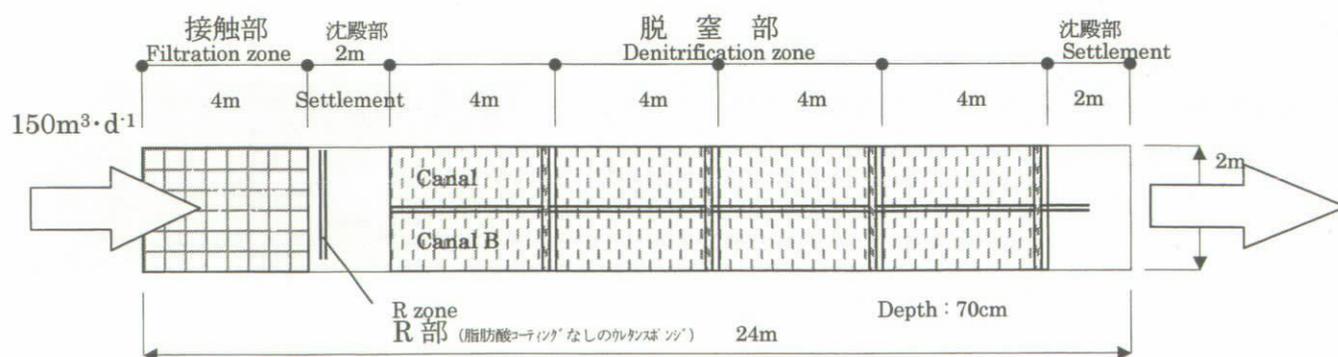


図 2-1 実験水路の配置および寸法図

Schematic diagram of the experimental canal located by Lake Biwa  
 Canal A : 352 sheets of denitrification media A coated 134g of fatty acid  
 Canal B : 352 sheets of denitrification media B coated 114g of fatty acid

水路型浄化実験施設 E 水路（全長 24m，幅 4m，水深 70cm）を用いて行った。本水路へは葉山川河口部の水および近郊の農業排水路河口部の水を導入することができ，葉山川の全窒素濃度は通常  $1.0\sim 2.4\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$  程度で琵琶湖南湖における全窒素濃度の 2～8 倍程度<sup>21)</sup>の値である。実験水路の配置図および寸法を図 2-1 に示す。

実験水路は原水導入部からポリ塩化ビニリデン製接触材 60 枚からなる接触部，中央で 2 分割され  $3\times 4$  の千鳥配置で脱窒接触材 A，B 各 352 枚を設置した脱窒部，沈殿部からなる。接触部直後の位置（以下 R 部とする。）には，脂肪酸コーティングしないウレタンスポンジ A 材を吊るし，微生物学的解析時の比較区とした。

実験水路底部には予めポリエチレンシートを敷き，水路に存在した汚泥と本実験によって発生した汚泥量の分離を行った。

### 2.3 実験条件

原水の流入量は  $150\text{m}^3\cdot\text{d}^{-1}$  に流入バルブを設定し，2001 年 3 月 19 日から通水を開始した。この流入条件における脱窒部の水理学的滞留時間（HRT）は 4.1hr であり，カラムを用いた事前の研究結果より<sup>19)</sup>窒素除去率がほぼ 100% であることが判っている値である。実験水路上面にはヨシズによる遮光を施し，直射日光による緑藻類の繁殖を極力防止した。測定点は原水，排水部以外に R 部，脱窒部の 4 分割点（川下の最終点は流出部と同一となる。）とし，R 部と脱窒部の中央では水面，水深 35cm，70cm（底部）の 3 点を測定し，他は水深 35cm 部で代表させた。脱窒接触材 A 区画は試験期間中同一条件で実験を行い，同 B 区は 2001 年 6 月 30 日時点で脂肪酸成品 5 個を脱窒部の上流側半分に均一分散して設置し，設置前後をそれぞれ Run1，Run2 とした。

2001 年 4 月 20 日から 5 月 11 日までの期間は近郊の農業排水路からの取水を行った。この時期は実験場周辺の田植え期にあたり，例年肥料由来の窒素成分が多く発生するとされている。

2001 年 1 月 31 日までの 325 日間を試験期間とし，試験終了時に発生汚泥量の測定と成分分析，回収した脱窒接触材 A を用いた生物膜の分離と成分分析および残存脂肪酸量の測定を行った。

### 2.4 測定項目と方法

#### 2.4.1 水質分析

水質測定は原則として月 2 回行い，実験水路現場において pH，DO を測定し，他の項目（BOD，TOC，T-N， $\text{NH}_4\text{-N}$ ， $\text{NO}_x\text{-N}$ ，T-P）は試験水を採取後直ちに実験室へ持ち帰り，速やかに分析に供した。分析は下水道試験法および工場排水試験法 JISK 0102-1985 に準拠して行った。また，汚泥中の窒素，リン含有量は底質調査方法 II-18 によって行った。試験終了時の脱窒接触材はできるだけ水洗により付着汚泥を 5B ろ紙上に収集し，乾燥後上記手法に従って含有窒素，リンの分析を行った。さらに 5B ろ紙により包んだ状態で  $95^\circ\text{C}$  の恒温槽内に 2 時間放置し，溶解した脂肪酸をろ紙上に回収し残存脂肪酸量を測定した。

#### 2.4.2 微生物学的解析

実験水路の各部位から原則として月 1 回，生物膜がついたサンプルを採取し，速やかに実験室へ持ち帰り試験に供した。DAPI 染色法により全菌数を，また NB，DNB 培地による平板混釈法によりコロニーを形成できる細菌数を計測した。脱窒菌数測定は Giltay

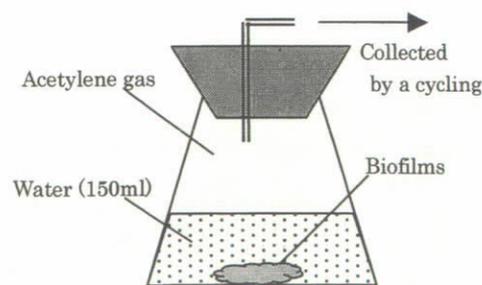


図 2-2 アセチレン阻害法による脱窒活性測定の様式図

Schematic diagram of  $\text{N}_2\text{O}$  analysis  
Biofilms from the experimental canal and water around the biofilms are incubated at  $20^\circ\text{C}$ . Atmosphere is filled 1 vol% of acetylene gas and generated gases are analyzed by GC method.

培地を用いた MPN 法により、その他は一般的な微生物解析手法によった。<sup>22)</sup> 脱窒反応の確認には図 2-2 に示す実験系により、生物膜を含むサンプルを最終 1mM の硝酸イオン溶液を添加した実験水路の水 150ml を用いて 20°C で培養し、体積比 1% のアセチレンガスにより亜酸化窒素から窒素への反応を阻害することで、蓄積した亜酸化窒素をガスクロマトグラフで分析した。この時、水への溶け込みを考慮して、亜酸化窒素量を補正した。

### 3. 結果および考察

#### 3.1 実験環境の経年変化

図 3-1 に実験期間中の気温と水温の変化を、図 3-2 に原水の流入量変化を示す。11 月中旬以降は脱窒菌の活性が弱まるとされる 15°C 以下の水温となり、また 5 月～7 月にかけての水温上昇期には脱窒接触材からの活発な発ガスが確認された。また、4 月～7 月にかけてはタニシが各種接触材、計量枡などに大量に見られ、6～7 月にはオタマジャクシと大型の蛙、小魚などの生物がよく確認された。流入量はバルブによる微調整や配管の変更などを行ったにもかかわらず夏から秋にかけて大きく変動した。流入量の変化は脱窒部の HRT の変化に直接つながるため、以降の解析は流入量の変化を考慮して進める必要がある。

#### 3.2 水質の経年変化

図 3-3 から図 3-11 にかけて流入水と脱窒接触材 A 区画 (canal A)、同 B 区画 (canal B) の流出水に対する pH、BOD、TOC、DO、NH<sub>4</sub>-N、NO<sub>2</sub>-N、NO<sub>3</sub>-N、T-N、T-P の各水質項目の変化を示した。pH は田植え期と冬季に一時的に高い値を示した。また脱窒反応に伴う水路通過前後の pH の上昇は明確には認められなかった。BOD および TOC 値は pH 変化と同様に田植え期と冬季に最低値の 6 倍程度の高い値を示し、平均して水路通過前後で両有機物指標とも低下傾向であった。高級脂肪酸の BOD での測定は非常に精度が低いとされているが<sup>23)</sup>、流入水の TOC より流出水の TOC が低くなるという事実は、脂肪酸自身の溶出による有機物発生がないことを示すとともに、関与する微生物による有機物除去機能が働いていることを示唆している。また流入の BOD と TOC の相関係数 r<sup>2</sup> は 0.496 であり、その偏差要因は 4 月から 6 月までのデータが BOD 過小側に大きく変移している結果となった。流出水についてもほぼ同じ傾向が見られた。

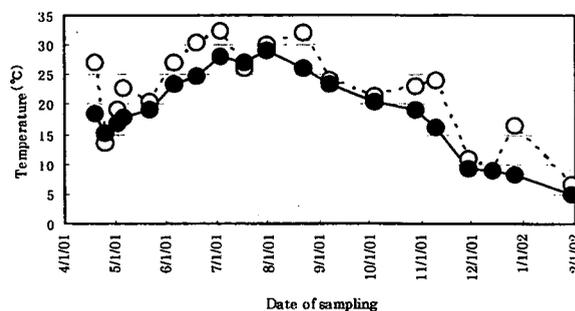


図 3-1 気温と水温変化

The change of water and atmosphere temperature during this experiment.  
●: Water, ○: atmosphere

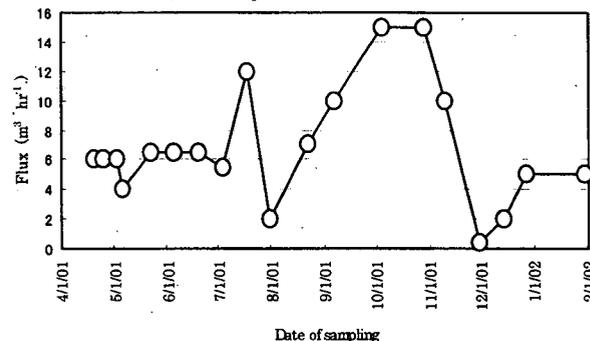


図 3-2 水路への流入量変化

The change of influent flux during this experiment.

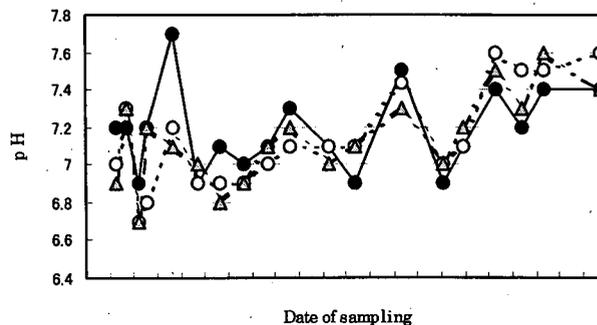


図 3-3 pH 値の変化

The change of pH value during this experiment

●: Influent, ○: Effluent (canal A), △: Effluent (canal B)

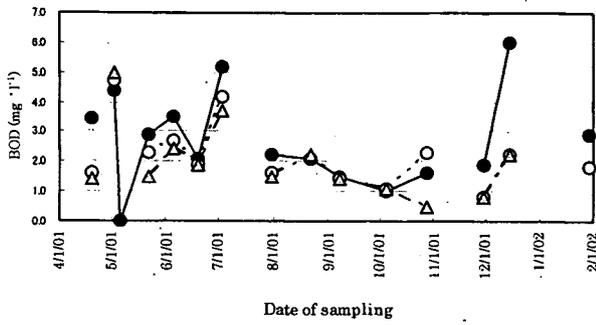


图 3-4 BOD 变化

The change of BOD during this experiment

●: Influent, ○: Effluent (canal A), △: Effluent (canal B)

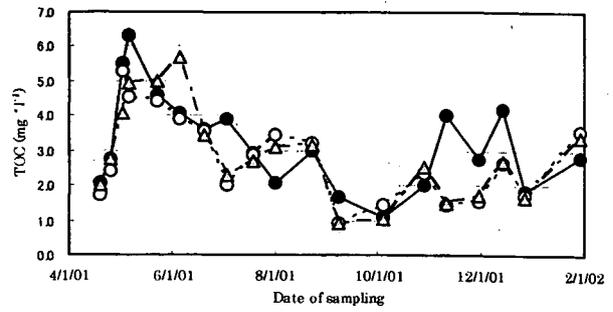


图 3-5 TOC 变化

The change of TOC during this experiment

●: Influent, ○: Effluent (canal A), △: Effluent (canal B)

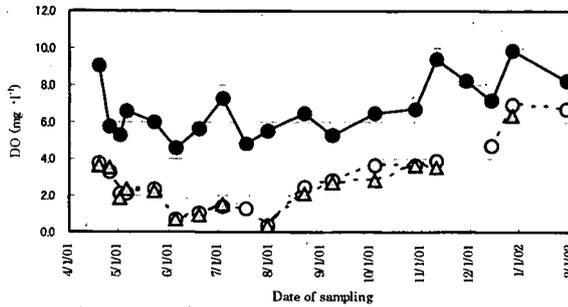


图 3-6 DO 浓度变化

The change of DO during this experiment

●: Influent, ○: Effluent (canal A), △: Effluent (canal B)

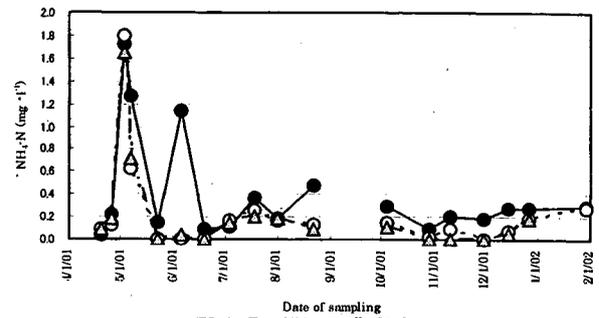


图 3-7 NH₄-N 浓度变化

The change of NH₄-N during this experiment

●: Influent, ○: Effluent (canal A), △: Effluent (canal B)

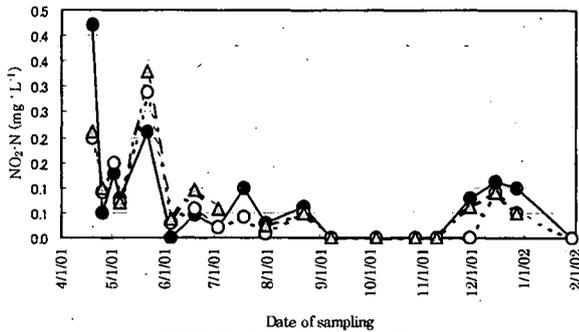


图 3-8 NO₂-N 浓度变化

The change of NO₂-N during this experiment

●: Influent, ○: Effluent (canal A), △: Effluent (canal B)

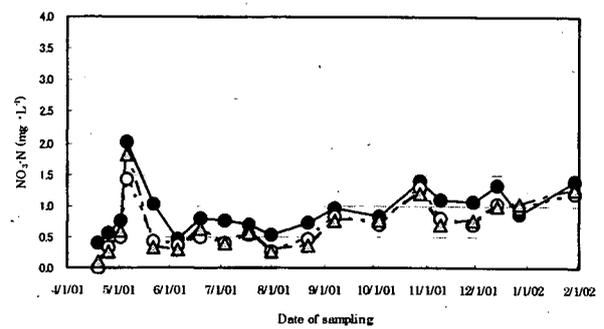


图 3-9 NO₃-N 浓度变化

The change of NO₃-N during this experiment

●: Influent, ○: Effluent (canal A), △: Effluent (canal B)

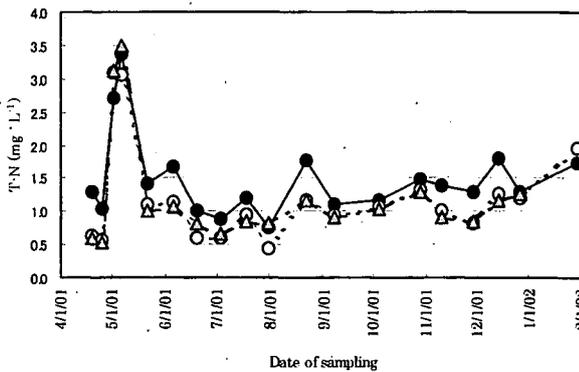


图 3-10 T-N 浓度变化

The change of T-N during this experiment

●: Influent, ○: Effluent (canal A), △: Effluent (canal B)

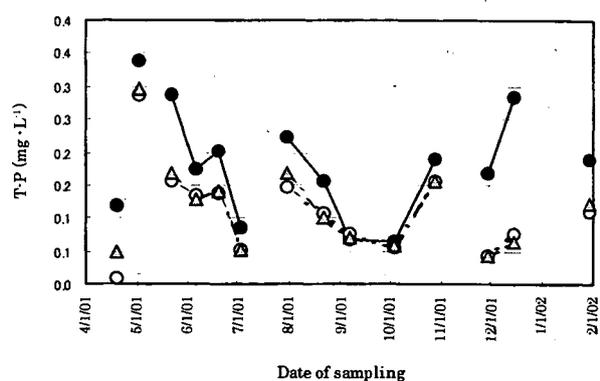


图 3-11 T-P 浓度变化

The change of T-P during this experiment

●: Influent, ○: Effluent (canal A), △: Effluent (canal B)

このことは、4月から6月にかけて生分解性の低い有機成分が多く発生していることを意味しているが、脱窒反応への影響は不明である。

DOは期間を通じて5以上で推移し、流入水は常に好气的であった。

流出水のDOはA区画、B区画でほとんど差がなく( $p < 0.05$ )、流入水と流出水の差は水温が上昇し生物反応が活発になる春から夏にかけて大きくなり、生物反応が停滞する低温期には小さくなった。

三態窒素とT-Nは前述の有機物量と同じく、田植え期の窒素由来と考えられる流入により一時期大きく上昇した。またこの期間は流入水の $\text{NH}_4\text{-N}$ が流出水より概ね非常に高く、 $\text{NO}_2\text{-N}$ は逆に流出水が高くなる結果となり、実験水路全体を通じて硝化反応が進んでいることが判る。また $\text{NO}_3\text{-N}$ 、T-Nは期間を通じて流出水が低い値となり脱窒反応が起こっていることを示唆するが、微生物による同化の可能性もあるため後述する微生物分析結果を待たなければならない。

T-Pについても流出水は流入水にくらべて概ね低い値となったが、今回の実験にはリン塩を形成する材料は用いていないため、微生物の同化によるものと考えられる。また、実験期間を通じて流入水の窒素はリンの5~10倍程度存在し、生物処理が十分適用可能な値であった。

### 3.3 除去率の変化と要因解析

図3-12と図3-13にA区画、B区画の $\text{NO}_3\text{-N}$ 除去率とT-N除去率を、図3-14にT-P除去率の変化を示す。 $\text{NO}_3\text{-N}$ 除去率とT-N除去率はほぼ同じ傾向を示しており、T-N除去率の値は脱窒による $\text{NO}_3\text{-N}$ 除去率が支配していると考えられる。

A区画とB区画では特に有意な差なく( $p < 0.05$ )、またB区画のRun1, Run2間でも変化は見られなかった。Run2で添加したブロックの脂肪酸量は合計で11kgであるが表面積は $0.785\text{cm}^2$ であり、幾何学的に計算された脱窒接触材B合計の約0.18%の値でしかない。このことは、窒素除去率は脂肪酸の絶対量に依存するのではなく、対象とする水と脂肪酸との接触面積に強く依存することを示している。T-N除去率の低下は $\text{NH}_4\text{-N}$ の高い

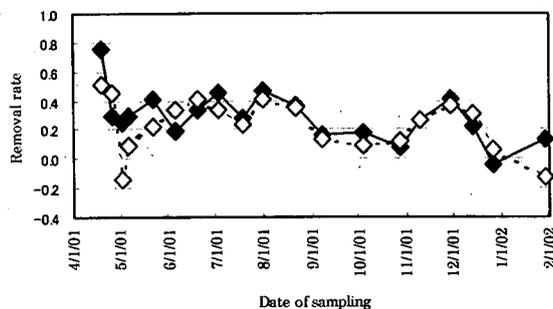


図 3-12 A水路での窒素除去率変化

The change of Nitrogen removal rate during this experiment

◆: T-N (canal A), ◇:  $\text{NO}_3\text{-N}$  (canal A)

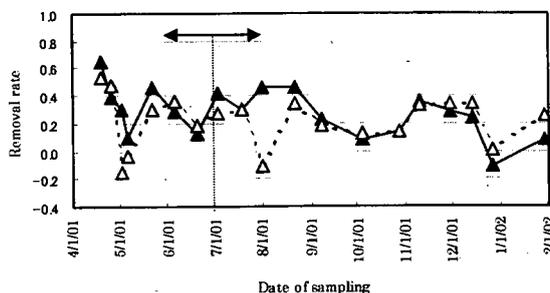


図 3-13 B水路での窒素除去率変化

The change of Nitrogen removal rate during this experiment

◆: T-N (canal B), ◇:  $\text{NO}_3\text{-N}$  (canal B)

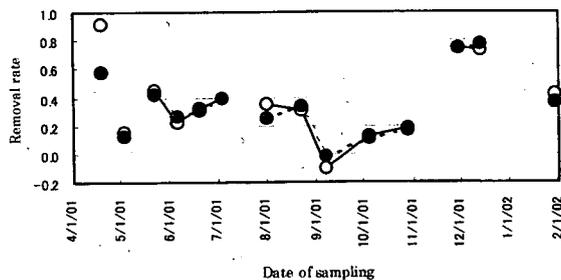


図 3-14 リン除去率変化

The change of phosphorus removal rate during this experiment

◆: T-P (canal A), ◇: T-P (canal B)

田植え期，流速の早い9-11月，水温が10℃以下の低温期である12月以降に起こっている。そこで，窒素除去率を左右する因子として， $\text{NH}_4\text{-N}$ 濃度，水量，水温を選び，重回帰分析を行った結果以下の式が得られた。

$$\text{窒素除去率} = 0.317 - 0.022 \cdot \text{流量} + 0.010 \cdot \text{水温} - 0.231 \cdot (\text{NH}_4\text{-N濃度}) \quad (1)$$

T-N除去率に最も影響を与える因子は $\text{NH}_4\text{-N}$ 濃度であり，その影響度は流速の11倍，水温の24倍程度と見積もられた。同様の分析から $\text{NO}_3\text{-N}$ についてもほぼ同様な結果となった。また，実測値と重回帰分析予測値との相関係数は0.646であり，除去率の予測値は実測値に比べ約35%低い値となった。

本実験の構成では生物学的脱窒を基本原理とするため，窒素化合物の形態としては $\text{NO}_x\text{-N}$ の形を取ることが必須であり，前段で十分硝化を進行させることが最も重要であることが判った。

上記3つの除去率低下期間以外の平均T-N除去率はA区画で42%，B区画で38%程度であった。

水量を $5\sim 7\text{m}^3 \cdot \text{l}^{-1}$ ，水温を15℃以上のデータを用いた2変数による回帰分析から，T-N除去率が40%を維持する限界流量は $8.0\text{m}^3 \cdot \text{h}^{-1}$  ( $r^2=0.75$ )，限界水温は9.2℃ ( $r^2=0.86$ )， $\text{NH}_4\text{-N}$ 濃度は $0.5\text{mg} \cdot \text{l}^{-1}$  ( $r^2=0.69$ )程度と見積もられた。限界流量 $8.0\text{m}^3 \cdot \text{h}^{-1}$ は脱窒部の水理的滞留時間(HRT)で3時間に相当し，水量の変化を見越して3時間が確保できるような初期設計と従来技術の接触酸化法<sup>13)・16)</sup>などを用いて前段で $\text{NH}_4\text{-N}$ 濃度が $0.5\text{mg} \cdot \text{l}^{-1}$ 以下になるような工夫をした場合，実験センターの自然環境下では4月～12月の9ヶ月程度はT-N除去率40%を維持できると考えられた。

### 3.4 流れ方向での水質変化と単位除去性能

図3-15と図3-16にA区画におけるT-N除去率および $\text{NO}_3\text{-N}$ 除去率が最大であった4月19日，水温が8.1℃で微生物活性が原因でT-N除去率が低下していると考えられる12月27日，両者の中間的な除去率である6月19日を選択し，流れ方向に対するT-Nおよび $\text{NO}_3\text{-N}$ の変化をそれぞれ示した。

上記3日の流量は $5.8 \pm 0.7\text{m}^3 \cdot \text{h}^{-1}$ の範囲でほぼ同一である。図中で脱窒部は入り口から6mの位置以降であり，入り口から6mまでに存在する接触部における硝化反応によりT-Nは一時的に上昇し，その後脱窒部の脂肪酸に接触するに従って順次低下していることがわかる。これはFig.18に示す $\text{NO}_3\text{-N}$ 変化が同一傾向であることから，脱窒もしくは微生物の同化によるものと考えられる。また，12月27日の低温期には窒素変化はほとんど見られず，脱窒もしくは同化のみならず接触部での硝化もほとんど起こっていないと考えられる。

各窒素除去率の直線部分の勾配から計算された単位流れ距離当りの窒素低下量から計算される単位面積当りの窒素除去能力 ( $\text{mg} \cdot \text{N} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{d}^{-1}$ ) および単位容積当りの窒素除去能力 ( $\text{mg} \cdot \text{N} \cdot \text{m}^{-3} \cdot \text{d}^{-1}$ ) の値を表3-1に示す。比較として，本実験に用いた水路(E水路)に隣接し水質，水流，形状がほぼ同一で接触材の存在しない水路(D水路)での同一測定値，および文献値<sup>8)・11)</sup>を用いた。その結果，実験水路では比較水路の26倍以上，自然河川に比べて10倍以上の窒素除去能力が認められた。

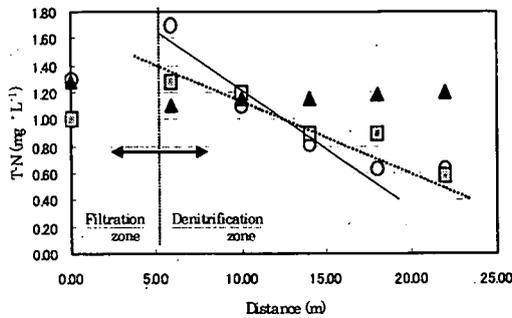


図3-15 流入距離に対するT-N濃度変化

Relationship between T-N and flow distance from the influent of the canal A, regarding to typical 3 days which flux are  $5.8 \pm 0.7 \text{ m}^3 \cdot \text{hr}^{-1}$ . ○: 19, April (water temperature  $18.5^\circ\text{C}$ ), ■: 19, Jun ( $24.6^\circ\text{C}$ ), ▲: 27, December ( $8.1^\circ\text{C}$ )

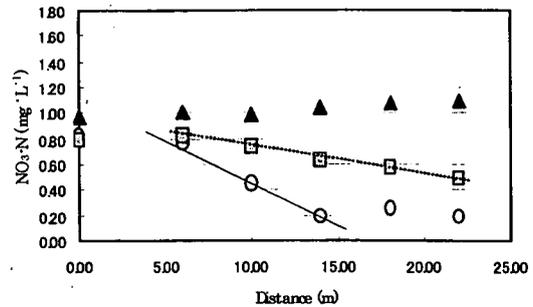


図3-16 流入距離に対するNO<sub>3</sub>-N濃度変化

Relationship between  $\text{NO}_3\text{-N}$  and flow distance from the influent of the canal A, regarding to typical 3 days which flux are  $5.8 \pm 0.7 \text{ m}^3 \cdot \text{hr}^{-1}$ . ○: 19, April (water temperature  $18.5^\circ\text{C}$ ), ■: 19, Jun ( $24.6^\circ\text{C}$ ), ▲: 27, December ( $8.1^\circ\text{C}$ )

表 3-1 単位面積および単位体積の窒素除去能力比較

Comparison of nitrogen removal efficiency as unit area and volume

		as unit area ( $\text{mg} \cdot \text{N} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{d}^{-1}$ )	as unit volume ( $\text{mg} \cdot \text{N} \cdot \text{m}^{-3} \cdot \text{d}^{-1}$ )
Canal E	19-Apr	5760	8230
	19-Jun	1920	2740
	27-Dec	80	110
Control	19-Apr	220	31
	19-Jun	70	100
References <sup>8),11)</sup>		74-639	-----

図3-17に同時期のDOの流れ方向分布を示す。DOは流入直後から低下し始め、全低下量の約半分が接触部(図3-17中距離4mまで)、残り半分が脱窒部の中間位置(図3-17中距離14m程度)までに消費されている。このことは脱窒部の距離を長くし、HRTを増加させる設計をした場合でもDO低下は初期15m程度で止まることを示している。また、水温の異なるこの流れ方向のDO分布は、そこに生息する微生物フロラに大いに影響し窒素除去率を変化させると考えられる。

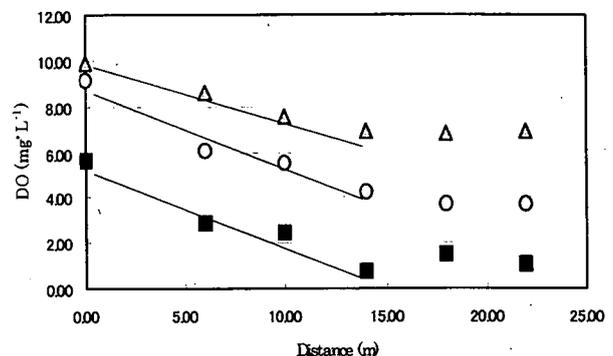


図3-17 流入距離に対するDO変化

Relationship between DO and flow distance from the influent of canal A, regarding to typical 3 days which flux are  $5.8 \pm 0.7 \text{ m}^3 \cdot \text{d}^{-1}$ . ○: 19, April (water temperature  $18.5^\circ\text{C}$ ), ■: 19, Jun ( $24.6^\circ\text{C}$ ), ▲: 27, December ( $8.1^\circ\text{C}$ )

そこで、先の窒素除去率に影響を与える3要因( $\text{NH}_4\text{-N}$ , 水温, 流量)のうち、DOに影響すると考えられる流量を除いた2要因と流入水のDO( $DO_{IN}$ )との重回帰分析を行った。結果は下記式となり、

$$\text{窒素除去率} = 0.091 + 0.005 \cdot \text{水温} - 0.208 \cdot (\text{NH}_4\text{-N濃度}) + 0.03 \cdot DO_{IN} \quad (2)$$

流入水の DO は水温に比べて窒素除去率に高い影響度を持つが、 $\text{NH}_4\text{-N}$  に比べるとはるかに低い影響度しか与えないことが判った。このことから、本来嫌気状態が必要な生物学的脱窒法であるが、本実験の構成では流入水が十分好氣的であり、前段で硝化が起こりやすい環境の方がむしろ窒素除去率を向上させると考えられる。

### 3.5 微生物解析

#### 3.5.1 実験水路内の微生物解析

図 3-18 に 5 月, 9 月, 12 月に測定した実験水路 (A 区画) 各部位での脱窒菌数を示す。図中の数値は生物膜, 水, 汚泥とも同一体積で採取し, 生物膜と汚泥については含水重量を測定したものである。

各部位での棒グラフは左から水素供与体またはウレタンスポンジ, 水, 沈殿を示し, 各部位は流入部, R 部 (接触部直後の脂肪酸をコーティングしていないウレタンスポンジ部), 脱窒部の中間位置, 流出部の順に示している。脱窒部は水深方向に 3 点のサンプリングを行ない, その混合物で菌数測定を行った。

図中で脱窒部の中間部に着目すると, 5 月と 9 月は沈殿, 脱窒接触材, 水の順に多く存在していた。脱窒菌は, 12 月になると脱窒接触材, 沈殿, 水の順に変化した。

水中の菌数の相違は 9 月 (水流が早い) と 12 月 (水流が遅い) の水流で説明がつくと思われるが, 他部位の菌数差の原因はこの実験からは定かではない。しかしながら, 12 月の低温時においても 40% 近い T-N 除去率は脱窒接触材によ

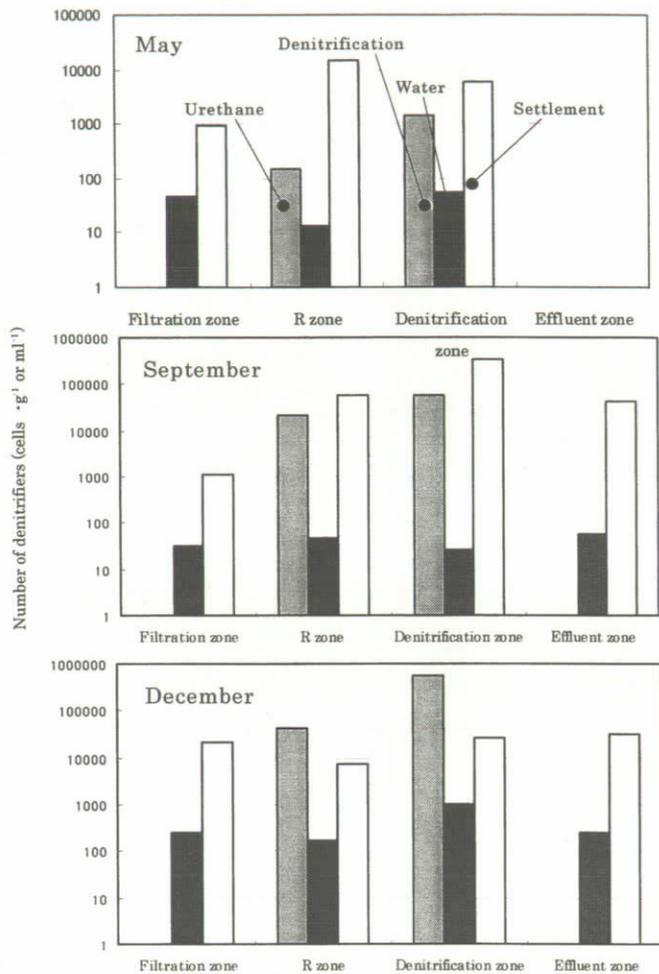


図 3-18 各部位 (脱窒接触材, 水, 汚泥, ウレタンスポンジ) での脱窒菌数の季節変化

Number of denitrifiers in Filtration zone, R zone, Denitrification zone, and Effluent zone. ■: number in water, □: number in settlement, ⊠: number in denitrification media (denitrification zone) and urethane sponge (R zone). The R zone is post Filtration zone and uncoated urethane sponges are charged.

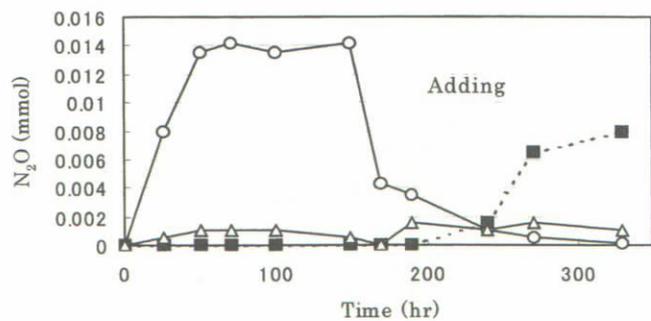


図 3-19 アセチレン阻害法による亜酸化窒素の蓄積量変化

Accumulation of  $\text{N}_2\text{O}$  gas using acetylene blocking method.  
○: a solid hydrogen donor from the denitrification zone with biofilms, △: sediments around the denitrification zone with biofilms, ■: a urethane sponge in the R zone with biofilms.

り多く生息している脱窒菌が機能している可能性が示唆される。また、水路内の位置が異なるため同一条件での比較はできないが、同じ形状、素材である R 部と脱窒中間位置では脱窒中間位置の方が常に菌数が高く、脱窒接触材は周囲の環境に比べ脱窒菌を優先的に集積する特殊な場を水路内に形成していることが明らかである。

実験期間を通じての全菌数は各部位で  $10^8 \sim 10^9 \text{ cells} \cdot \text{ml}^{-1}$  or  $\text{wet} \cdot \text{g}^{-1}$  であり、脱窒接触材またはウレタンスポンジ上が常に最も高い値であった。また、全菌数、脱窒菌数とも 4 月から 5 月にかけて約 10 倍以上に増加し、微生物増殖期の活発な呼吸により図 3-17 に示した急激な DO 低下が起こったものと考えられる。

実験期間中に各部位から採取された微生物膜の培養結果からは、脱窒部のみが DNB 培地 (1/10NB 培地) で形成されるコロニー数が NB 培地に比べ常に多いという結果であった。このことにより、脱窒部には脱窒活性が高く貧栄養に適した微生物群が比較的多く生息し、他の部位とは微生物フロアがかなり異なっていると考えられる。

### 3.5.2 脱窒活性

図 3-19 (前頁記載) に 11 月に脱窒接触材中央部、脱窒部の沈殿、R 部のウレタンスポンジから採取した微生物膜のついた各サンプルをアセチレン阻害法により分析した亜酸化窒素ガス発生量の時間変化を示す。また測定開始後 150 時間で水素供与体としてメタノール添加を行い、脂肪酸との違いを確認した。その結果、培養直後から脱窒接触材では亜酸化窒素が増加し脱窒活性が確認されたが、他の部位では脱窒活性はほとんど認められなかった。脱窒部での脱窒速度は  $0.000123 \text{ mmol} \cdot \text{h}^{-1} \cdot \text{g}^{-1}$  程度であった。

次にメタノールの添加によって沈殿、ウレタンスポンジで脱窒活性が認められたが、脱窒部からのサンプルは逆に脱窒活性が低下した。

以上の結果より、沈殿、ウレタンスポンジの各部位では脱窒接触材と同様に脱窒菌が生息しているが、メタノールなどの外部からの還元力供給がない実験水路では脱窒機能を持たないと考えられる。逆に、外部からの還元力供給がなくても脱窒活性が認められた脱窒接触材では、現場の実験水路でも脱窒機能が働いていると考えられる。

メタノール添加による脱窒部の脱窒活性の低下は、脱窒部と他の部位の脱窒菌が求める還元力の違いに起因すると思われるが、一度蓄積した亜酸化窒素が消滅する現象は非常に興味深く、今後より詳細なメカニズム解明が期待される。また、アセチレン阻害を行わない実験での亜酸化窒素発生は認められず、実験水路での亜酸化窒素の発生はないものと推測される。

### 3.6 脂肪酸の消費量

実験終了時に A 区画の流れ方向に等間隔で 2 枚ずつの脱窒接触材をサンプリングし、水深方向に 15cm ずつ 3 点の残存脂肪酸量を測定した。その結果、水面部、中央部では底部に比べそれぞれ 35%、14% 多くの消費が認められた。また、脱窒接触材 1 枚当りの平均残存量は 17.6g であり、流れ方向による差はほとんど存在しなかった ( $P < 0.05$ )。

以上の結果から、実験開始後 325 日間で 86.9% の脂肪酸が消費されたことになる。一方、脱窒部における DO の深さ方向分布は、実験期間中の全平均値で底部、中央部では水面部に比べそれぞれ 26%、6% 低下した。すなわち、脂肪酸消費量と DO 低下は負の相関があり ( $r^2 = 0.86$ )、脱窒接触材の中間位置より水面側 (DO の高い部分) で脂肪酸酸化性菌による脂肪酸の好気分解が優先的に起こっていると考えられる。

一方、脱窒接触材の水深方向での脱窒活性分布からは、水面部が最も高い脱窒活性（アセチレン阻害法による、最も多い亜酸化窒素蓄積量）を示しており、脂肪酸資化性菌による高い酸素消費量が微生物膜中をより嫌氣的にし、脱窒反応がより起こりやすい環境を形成している可能性が高い。

### 3.7 窒素，リン収支解析

実験終了時に実験水路に沈殿した汚泥を回収し、含有する全窒素，全リン量を測定した結果，全汚泥量は乾燥重量で 206kg，うち全窒素は  $4.99 \text{ g-N}\cdot\text{kg}^{-1}$ ，全リンは  $4.03 \text{ g-P}\cdot\text{kg}^{-1}$  であった。その結果，本実験での窒素収支は，実験時間中の 80.7kg の窒素が流入し，うち 63.3kg (78.4%) が未処理のまま流出，汚泥に 1.0kg (1.2%) が転換され，差し引き最高で 16.3kg(20.4%)の窒素が脱窒により除去されたことになる。

本実験に用いた脂肪酸を水素供与体として用いた脱窒反応の化学量論式は



と表され，脂肪酸 1g で 1.02g の硝酸性窒素が脱窒可能である。A 区画での脂肪酸収支は，全消費量が 41.0kg，うち脱窒反応に 16.7kg (40.7%) が消費され，差し引き 24.3kg (59.3%)が脱窒反応以外によって消費されたことになる。

脱窒反応以外の消費としては，脂肪酸の  $\beta$ -酸化反応から TCA サイクルへつながる好氣的分解，メタン発酵へつながる嫌氣的分解が考えられ，水路内の DO 分布（流れ方向，水深方向）とそれに起因する微生物フロアの詳細な解析が今後必要である。

図 3-20 に窒素収支，脂肪酸収支の模式図を示す。同様に全リンでは 9.9kg のリンが流入し，うち 6.0kg (60.6%) が未処理のまま流出，汚泥に 0.8kg (8.1%) が転換され，差し引き 3.1kg(31.3%)が不明であった。

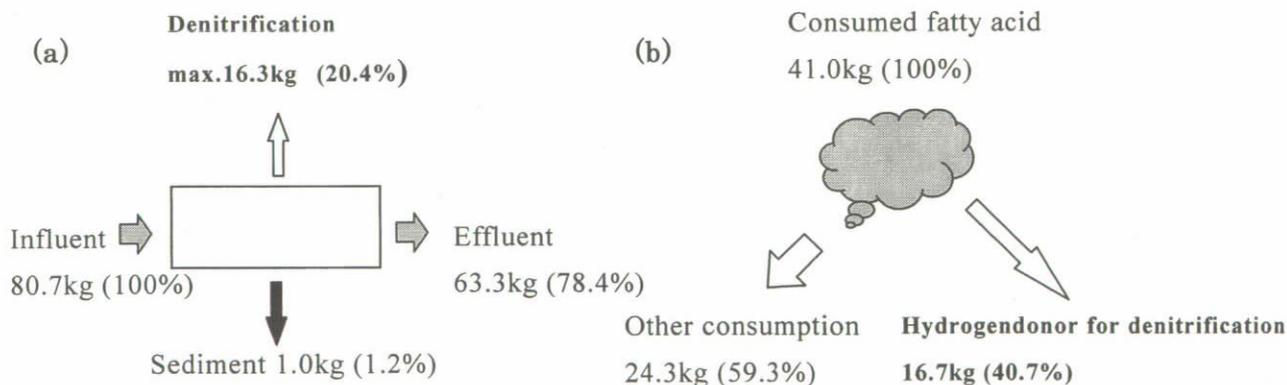


図 3-20 実験期間の窒素収支と脂肪酸の消費形態

Estimated nitrogen balance (a) and mass balance of fatty acid (b) during this experiment.

### 3.8 処理コスト試算

既存の河川，水路へ適用することを想定した処理コスト試算を幾つかの仮定のもとに行い結果を表 3-2 に示した。その結果，材料費のみのランニングコストは  $15.6 \text{ 円}\cdot\text{m}^{-3}$ ，管理費および脱窒ろ材のリサイクル費などを含めた総ランニングコストは  $41.6 \text{ 円}\cdot\text{m}^{-3}$  となった。

### 3.9 リサイクル性評価

315 日間経過した脱窒ろ材は、pH3 の硫酸水溶液、pH12 の水酸化ナトリウム水溶液、0.8%次亜塩素酸ナトリウム水溶液、水の順に浸せきさせることで付着汚泥は容易に分離、除去され脂肪酸を再コーティングすることができた。このリサイクル処理を1回実施した際の引っ張り強度の低下から、リサイクル回数は3回以内が適当と考えられた。

表 3-2 実用的な管理条件を想定したコスト試算

The cost trial under some assumption about unit cost and conditions

	単位価格 Unit cost	数量 Quantity	日コスト Cost per day	単位処理容積コスト Cost per unit volume	その他条件 note
	¥(\$)		¥(\$)・day <sup>-1</sup>	¥(\$)・m <sup>-3</sup>	
<b>材料 (Material)</b>					
脱窒接触材 (Denitrification media)	1200(10.9)	704	2315(21.0)		年1回 (once a year)
接触材 (Filtration media)	180(1.6)	60	30(0.3)		年1回 (once a year)
材料費計 (a total)			2345 (21.3)	15.6(0.1)	
<b>管理 (Supervising)</b>					
日常点検 (Inspection)	350(3.2)	1	350(3.2)		半日作業 (working half a day)
汚泥抜取 (Removing sediments)	1100(10.0)	1	1100(10.0)		年1回 (once a year)
水質分析 (Water analysis)	2050(18.6)	1	2050(18.6)		月1回 (once a month)
<b>リサイクル (Recycling)</b>					
輸送 (Transportation)	74(0.7)	704	142(1.3)		滋賀→石川 (Shiga to Ishikawa)
水洗 (Washing, reusing)	67(0.6)	704	129(1.2)		3回使用 (Reused three times)
管理費計 (a total)			3771(34.3)	25.1(0.3)	
総計 (TOTAL)			6116(55.6)	40.7(0.4)	

### 4. まとめ

実験水路の窒素直接浄化を325日間に渡り試みた結果、以下の知見が得られた。

- 1) 年間を通してDOが5以上の好氣的流入水にもかかわらず、T-N除去率はほぼ10%から40%の範囲で推移した。また、T-N除去率は硝酸性窒素除去率に強く依存した。
- 2) T-N除去率はNH<sub>4</sub>-Nの高い田植え期、流速の早い9-11月、水温が10℃以下の低温期に一時的に大きく低下し、重回帰分析からNH<sub>4</sub>-Nが最大の要因であった。

脱窒処理前段での十分な硝化促進が、高い T-N 除去を維持するために最も必要と考えられた。

水理学的滞留時間 (HRT) で 3 時間が確保できるような初期設計と前段で  $\text{NH}_4\text{-N}$  濃度が  $0.5\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$  以下になるような工夫をした場合、滋賀県草津市の自然環境では 4 月～12 月の 9 ヶ月程度は T-N 除去率 40% を維持できると考えられる。

- 3) 単位面積当りの窒素除去能力 ( $\text{mg}\cdot\text{N}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{d}^{-1}$ ) は比較水路 (E 水路) の 26 倍、自然河川 (文献値) の 9 倍程度以上であった。
- 4) 菌数測定の結果、脱窒接触材上には周囲の環境 (沈殿, 汚泥, ウレタンスポンジ) に比べ脱窒菌を優先的に集積する特殊な場を水路内に形成していることが判った。また、脱窒接触材以外の部位では脱窒菌自身は存在するものの自然界の有機物を利用した脱窒反応はあまりあまり行われておらず、脱窒接触材では外部からの還元力供給がなくても高い脱窒活性を示した。
- 5) 実験期間を通じて、初期添加脂肪酸の 86.9% が消費され、水深方向の消費量は水深方向の DO 変化と逆相関し、高 DO 域での脂肪酸の好氣的分解が確認された。  
脂肪酸資化性菌による高い酸素消費量が微生物膜中をより嫌氣的にし、脱窒反応がより起こりやすい環境を形成している可能性が高いと考えた。
- 6) 実験期間を通じて 80.7kg の窒素が流入し、うち 78.4% が未処理のまま流出、1.2% が汚泥に転換され、最高で 20.4% の窒素が脱窒により除去された。また、全脂肪酸消費量うち脱窒反応に 40.7% が消費され 59.3% が脱窒反応以外によって消費された。同様に全流入リンのうち 60.6% が未処理のまま流出、汚泥に 8.1% が転換され、31.3% が不明であった。
- 7) 幾つかの条件のもとに試算されたランニングコストは材料費のみで  $15.6\text{円}\cdot\text{m}^{-3}$ 、管理費および脱窒ろ材のリサイクル費などを含めて  $40.7\text{円}\cdot\text{m}^{-3}$  程度であった。

## 5. 参考文献

- 1) 川島博之(1999) 農耕地より生じる硝酸態窒素負荷とその制御, 用水と廃水, 41(10), 25-29.
- 2) 西村実(1997) 畑作地帯の地下水が危ない・環境保全型畑地整備事業の提案, *Japan Research Review*, 10.
- 3) 三上英敏, 坂田康一, 藤田隆男, 阿賀裕英, 五十嵐聖貴, 永洞真一郎(2000) 酪農流域における河川の窒素, リン環境について, 第34回日本水環境学会年会講演集, 5.
- 4) 余湖典昭(2001) 美々川の硝酸性窒素汚染について, 第35回日本水環境学会年会講演集, 13.
- 5) 稲森悠平(1999) 生活系排水の硝酸性窒素および亜硝酸性窒素対策, 用水と廃水, 41(10), 17-24.
- 6) 中島淳(1999) 産業系由来硝酸性・亜硝酸性窒素の対策, 用水と廃水, 41(10), 30-34
- 7) 津野洋(2000) 新項目設定の背景と意義について, 環境技術, 29(4), 29-32
- 8) A.R.Hill(1979) Denitrification in the nitrogen budget of a river ecosystem, *Nature*, 281, 27, September, 291-292.
- 9) Takuo NAKAJIMA(1978) Denitrification by the sessile microbial community of a polluted river, *Hydrobiologia*, 66, 1, 57-64.
- 10) 神吉千太郎, 落合正宏, 萱場祐一, 小倉紀雄(2000) 河川形態による自浄作用の定量的評価, 第34回日本水環境学会年会講演集, 17.
- 11) Ron D. DeLaune, Ros R. Boar, Charles W. Lindau, Barbara A. Kleiss(1996) DENITRIFICATION IN BOTTOMLAND HARDWOOD WETLAND SOILS OF THE CACHE RIVER, *WETLANDS*, 16, 309-320
- 12) 川島博之, 鈴木基之(1986) 河床付着性生物膜による脱窒, 水質汚濁研究, 9, 4, 225-230.
- 13) 堀野善司, 中山繁, 山口俊平, 長谷川進(1999) 不織布接触材方式浄化実験(その2), 琵琶湖・淀水質浄化共同実験センター年報第2号, 1-12.
- 14) 三沢松子(1999) カキ殻を用いた水路直接浄化の試み, 第6回環境技術研究会シンポジウム, 130-132.
- 15) 風間真理, 高崎忠勝(2001) 下町河川の浄化と再生, 水環境学会誌, 24, 4, 7-12.
- 16) 本橋敬之助, 立木英機(2000) 湖沼・河川・排水路の水質浄化, pp.65-82, 海文堂, 東京.
- 17) 加藤進, 山下晃, 岩崎誠二, 高橋正昭(2000) 多自然型河川作りに関する研究 第二報 鹿沼土を用いた同時脱リン・脱窒法, 三重保環年報第2号(通巻第45号)
- 18) 本橋敬之助, 酒井祐介, 村山幸雄(1999) 硝化液循環法を用いた河川水の窒素除去, 水処理技術, 40, 11, 19-25
- 19) Bandunee C. Liyanage(2000) Purification of Nitrate Contaminated Groundwater by Denitrifying Fix Bed Reactor Using Kabook and Saturated Fatty Acids, The 3<sup>rd</sup> International Joint Symposium on Environmental Renovation, 37-50.

- 20) 井上充, 三島聡子, 庄司成敬, 村澤浩一郎, 西村修, 稲盛悠平, 須藤隆一 (2001) 固体脂肪酸を水素供与体にした硝酸性窒素の脱窒除去, 第 35 回日本水環境学会年会講演集, 194.
- 21) 平成 12 年度滋賀県環境白書 資料編
- 22) Suguru Okunishi, Ki-Ichiro Yokota and Hisao Morisaki(2000) Microflora and Mineralization Activity in the Bottom Sediment of Lake Biwa, Microbes and Environments, 15(1), 1-10.
- 23) 徳平淳, 宇井純, 市川新, 近藤準子(1970)衛生工学者のための水質学 (11), 用水と廃水, 12, 2, 10-20.

---

**実験担当者**

財団法人琵琶湖・淀川水質保全機構	実験センター所長	田井中善雄
	実験センター主任研究員	堀野 善司
	実験センター研究員	寺田 剛史
松下アムテック株式会社	応用開発部主任技師	村澤 浩一郎
	応用開発部技師	納村 和美

## 18. ミジンコろ床法を用いた河川水の浄化実験

### 1. 目的

ミジンコによって植物プランクトンが捕食され湖沼が浄化されることはよく知られている。そこでいかにこのミジンコを繁殖させるかという研究が世界中で続けられてきた。その1つの方法がバイオマニピレーションである。

本実験はバイオマニピレーションを応用し、湖沼などで水草に付着して生息しているミジンコに注目し、ミジンコろ床を用いて、ミジンコを定常的に発生させ、河川水を浄化することを目的として行った。

この研究は、過去数年間の姫路工業大学菜キャンパス内の鑑賞池において実験を続けてきた。そしてほぼ1年を通して透視度100cmを維持することに成功した。

今回は琵琶湖に流入する葉山川河川水を浄化すべく装置を作成し設置した。

本実験は葉山川河川水を繊維ろ床、ミジンコろ床を用いて浄化できるかを問うものである。しかし、一度に最終目標に達することは困難である。本年度は、実験装置の設計および注目しているオカメミジンコが河川水で増殖できるか否かを主目的とした。

### 2. ミジンコろ床法の原理

#### 2.1 湖沼の汚濁の原因

湖沼の汚濁はどのようなことで進行するのであろうか。基本的には栄養塩である窒素、リンが流入し、これによってカナダモなどの水草や植物プランクトンが増殖することよるとされている。しかし、従来でも植物の繁殖は動物が食べることでバランスが保たれていた。その循環は次のようなものである。

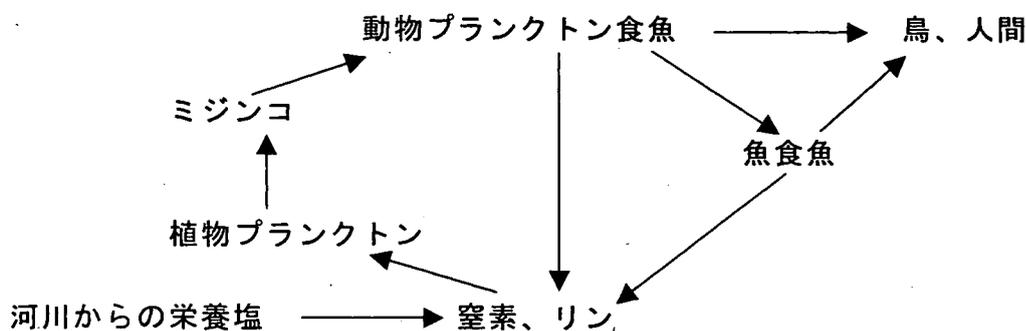


図 2-1 食物連鎖

ところが、栄養塩が増えると、植物プランクトンは増殖するがミジンコは増殖しない。それはミジンコが増えようとすると魚食圧が上昇するのである。魚はミジンコの密度が上がると、食活動の効率が上がるため、労せずして捕食することが出来る。従ってミジンコは一定密度以上になることが出来ない。ここに水質汚濁の根元がある。

#### 2.2 ミジンコろ床法

本実験は、図 2-1 においてミジンコの捕食が、ミジンコ密度の上昇によって容易になるという点に注目したことにある。栄養塩が10倍になり、藻類が10倍になり、そしてミジンコも10倍になる。この時、プランクトン食魚が10倍以内であれば最低限

生態系に大きな変化はないのである。すなわち、この場合に 10 倍以上ミジンコを食べにくくすることが出来るならば図 2-1 は完結する。

一つの方法として、湖に金網の囲いをするということが考えられる。しかしながら現実にはミジンコは左右だけでなく上下に浮遊しているため外にでて捕食される。そこで、一定の所にミジンコを留め、かつ密度を高める場所、ミジンコの住処を与えることが出来れば、問題解決になり得ると考えた。これがミジンコろ床法である。

ミジンコは一生浮遊しているとの概念があるが、実はミジンコの中には固体表面に付着して生活している種類がある。それがオカメミジンコである。このミジンコは水草やアオミドロがあるような所に生息している、極普通種である。

このミジンコその他、水草で生活しているミジンコと呼ばれる種類に、カイミジンコとケンミジンコがある。これらの種は枝角亜目という典型的ミジンコではなく、形も異なる。しかし何時も見られるもので、ミジンコという名前が付いている。これらもバクテリアや泥を食べるなど浄化に大きな働きをしている

ろ床の構造については、研究を進めている所であるが、繊維状で明るい色の集合体が望ましいようである。

## 2.3 実験の概念

### 2.3.1 葉山川河川水とミジンコろ床

本研究は琵琶湖に流入する葉山川河川水をミジンコろ床で処理するというものである。実験に用いた河川水には藻類はほとんど認められない。したがってミジンコの餌はバクテリアや有機物の浮遊物に限られる。

一方、河川水は大きな降雨があると濁水となる。この場合、河川水中に粘土質の浮遊物が多く含まれることから、ミジンコには極めて都合が悪い。餌の代わりに粘土質が流れてくれば餌がないため数を大幅に減らしてしまうことが考えられる。

従って、今回の実験は、ある程度ミジンコを発生させることが出来るならば、河川水懸濁物質の直接浄化に役立つことの証明になる。ミジンコが発生しなければそれが適わぬことになる。発生しない場合、原因が濁水以外である場合は、その障害を取り除いて議論を進める必要がある。

### 2.3.2 ミジンコろ床と窒素・リン除去

ミジンコは藻類や有機物を食べる。しかし可溶性の窒素・リンは食べることが出来ない。従って窒素・リンが藻類に転換した後でなければ、大きな浄化は期待できない。今回の実験のように河川水を使う場合には池で藻類を繁殖させたところでミジンコろ床を置くことが望ましい。よって、本実験では河川水を直接浄化していることから、窒素、リンの除去効果を検証することは難しいと考えられる。

## 3. 実験装置

### 3.1 実験装置の概要

実験装置の概略を図 3-1 に示す。分配槽、繊維ろ床、ミジンコろ床各槽の容積はそれぞれ、500L、1000L、1000L であり、これらを直列つなぎとした。分配槽の寸法は 880×640×515、繊維ろ床槽、ミジンコろ床槽の寸法は 1700×1240×730 である。

### 3.2 各槽の詳細

分配槽の概略を図 3-2、繊維ろ床槽・ミジンコろ床槽の概略を図 3-3 に示す。

なお、繊維ろ床槽、ミジンコろ床槽は構造が同じであるため、同一の図を参照する。分配槽に関して、図 3-2 のように塩ビ仕切り版を取り付けた。ここで並列つなぎか、

直列つなぎを設定する。今回の実験では、図 3-2 の左側のブイノッチを閉め、右側の繊維ろ床上流へ流入するノッチで流量を調節した。

繊維ろ床、ミジンコロ床に関して、図 3-3 のように塩ビの仕切り版を設置し、繊維ろ床、ミジンコロ床各槽に上下流を設けた。塩ビ仕切り版の詳細は 1470×580 である。

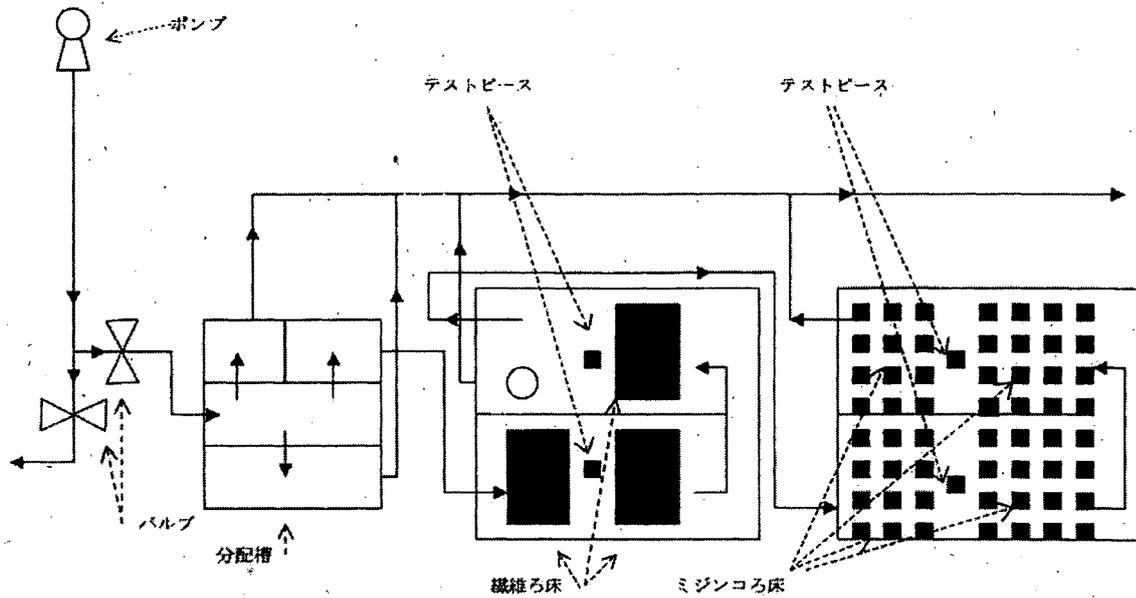


図 3-1 実験装置の概略

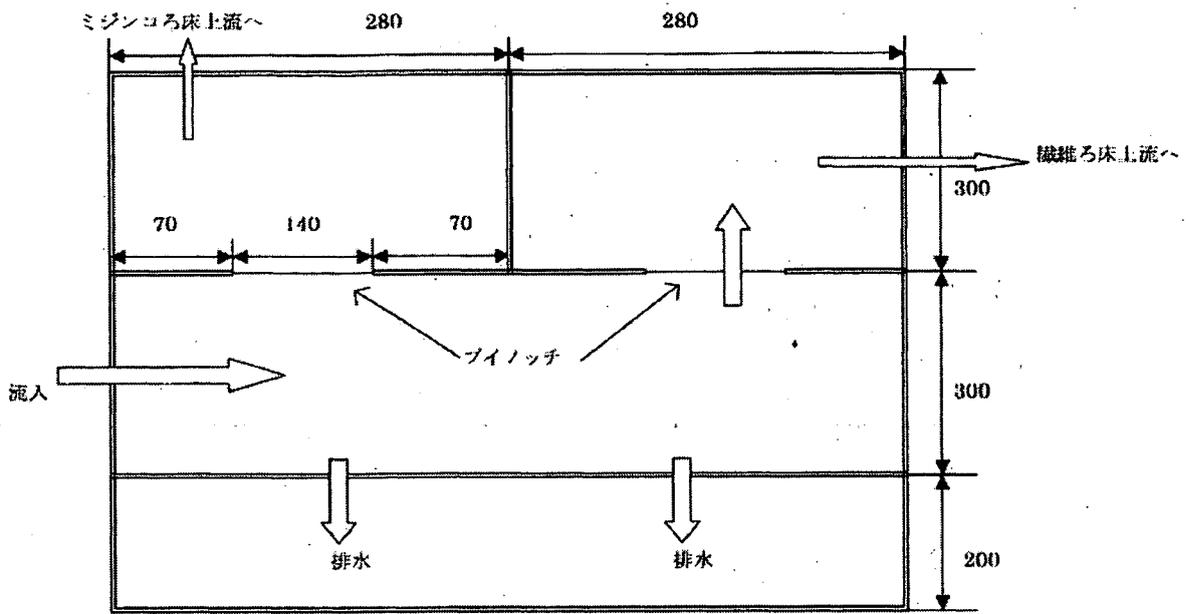


図 3-2 分配槽の概略

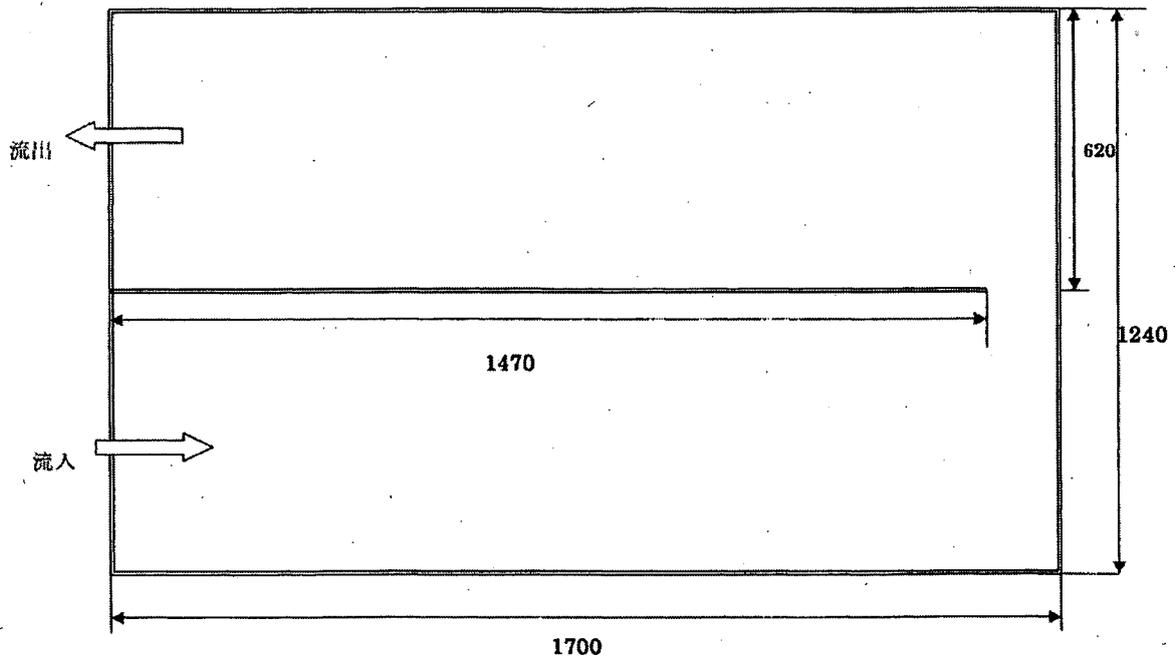


図 3-3 繊維ろ床槽・ミジンコロ床槽の概略

### 3.3 繊維ろ床の詳細

繊維ろ床 — 紐状ろ材を使用。ろ床の骨組みは塩化ビニールでできている。繊維ろ床上流に設置した2つのろ床の寸法は $510 \times 580 \times 520\text{mm}$ である。ミジンコろ床下流に設置したろ床の寸法は $510 \times 690 \times 520\text{mm}$ である。ろ材の間隔は $70\text{mm}$ とし交互に巻きつけた。比較的大きな濁りを除去する。繊維ろ床槽上流に設置したろ床の概略を図3-4に、下流に設置したろ床の概略を図3-5に示す。

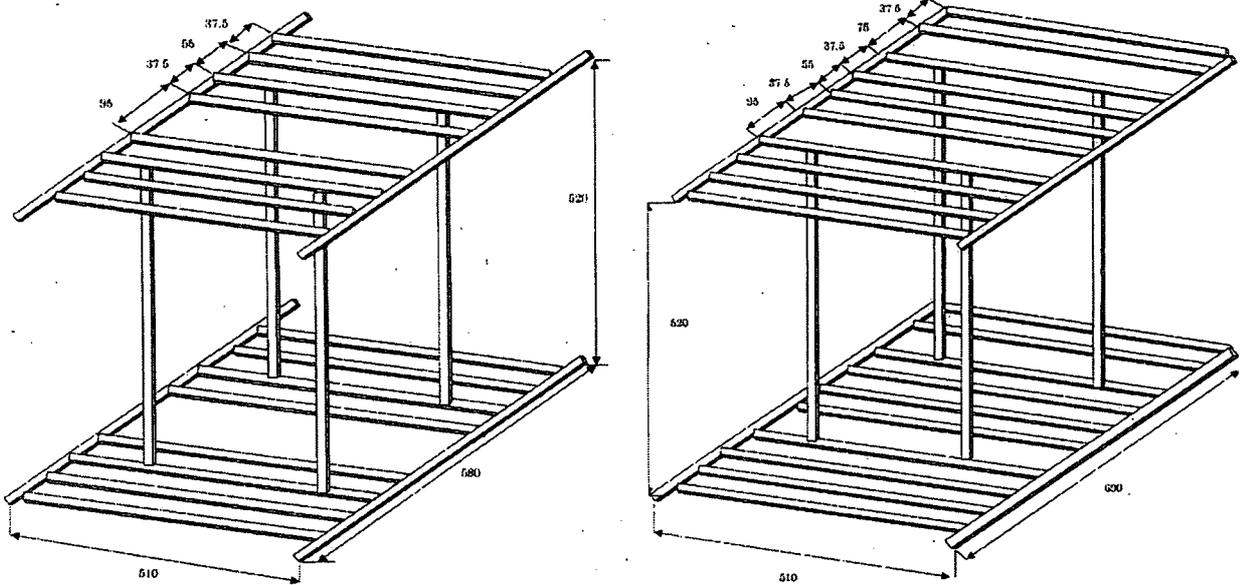


図 3-4 繊維ろ床槽上流に設置したろ床 図 3-5 繊維ろ床槽下流に設置したろ床

### 3.4 ミジンコろ床の詳細

ミジンコろ床 — 繊維マットでできている。長さ $900\text{mm}$ 、幅 $85\text{mm}$ 、厚さ $55\text{mm}$ のもので水中で浮かないように錘としてM22のナットをそれぞれ取り付けている。ろ材は棒に8本ずつ取り付け、この棒を7本設置した。ろ材は一本の棒につき、上流に4本、下流に4本となるように設置した。ろ材の間隔は $42\text{mm}$ とした。このろ材はオカメミジンコの増殖に適している。ミジンコろ床の概略を図3-6に示す。

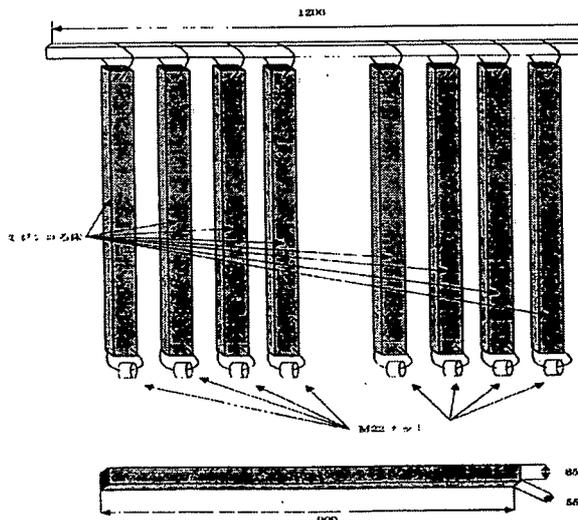


図 3-6 ミジンコろ床の概略

### 3.5 運転方法

ポンプで分配槽にくみ上げ水量を調節後、繊維ろ床、ミジンコろ床の順に直列に水を流した。流量は 1000L/h に設定した。滞留時間は各槽 1 時間である。原水、繊維ろ床、ミジンコろ床のそれぞれの槽を寒冷紗で覆った。なお、週 1 回の点検において、ポンプ及びストレーナに詰まった泥や木の枝を取り除いた。

### 3.6 実験装置の運転期間

7月8日～1月22日

## 4. 測定方法

### 4.1 測定項目

pH、水温、透視度、SS、ミジンコ個体数

### 4.2 SSの測定方法

原水、繊維ろ床下流、ミジンコろ床下流で湖水を 1000ml ずつサンプリングした。このサンプリングした検水をガラス繊維ろ紙でろ過し、その後少量のイオン交換水で溶解性の物質を洗い流した。そのろ紙をヒーター(110℃)で乾燥後、デシケーターで 20 分間放冷し計量した。なお、ろ紙にはあらかじめ番号を記し、イオン交換水 200ml でろ過後、ヒーター(120℃)で乾燥させデシケーターで放冷した。

### 4.3 透視度の測定方法

原水、繊維ろ床下流、ミジンコろ床下流の 3 箇所サンプリングし、その水を研究室に持ち帰り、100 cmの透視度計を用い測定した。

### 4.4 pH・水温の測定方法

pH、水温は pH メーターで原水、繊維ろ床下流、ミジンコろ床下流で測定した。

### 4.5 ミジンコ個体数の測定方法

ミジンコ個体数計測のため、図 3-1 に示すように、繊維ろ床上下流それぞれの中間地点、ミジンコろ床上下流それぞれの中間地点にそれぞれテストピースを設置した。

素材はミジンコろ床と同じチッソマットとした。テストピース付近の水をテストピースと共に 1L ビーカーで振動させないように取り込み、ビーカーの中でテストピースを数回ゆすって表面の付着物を採取した。これを検水とし、ミジンコ個体数の計測を行った。

## 5. 実験経過

実験の経過と観察結果を以下に示す。

○2001/7/8

終日かけて装置の組み立てを行った。並列で運転を開始した。

○ 7/14

正常に運転している事を確認。直列として再度運転を再開した。

○7/27

オカメミジンコ多数発生。80×50×55 の長方形のマット 4 個を作成し、これをテストピースとし、実験装置に設置した。

○ 8/11

オカメミジンコの数 が 2000 匹近くにまで急激に増加した。

○9/8

各槽の掃除をしたところ、繊維ろ床の泥は 30mm、ミジンコろ床の泥は 20mm であった。その時にエビと魚が確認された。エビは繊維ろ床に 30 匹と、ミジンコろ床に 20 匹確認された。魚は繊維ろ床に 2 匹確認された。

ミジンコロ床が茶色に変色してしまったため、新品のものと交換した。原因として、ストレーナの金網の腐食による鉄の流入が考えられる。

○10/2

濁度を示す透視度の数値が急激に低下した。原因として、降雨による濁水の流入が考えられる。

○11/7

濁度を示す透視度の数値が急激に低下した。原因として、降雨による濁水の流入が考えられる。

○11/19

ポンプが一時的に停止したため、速やかに復旧作業を行った。

○11/28

透視度の数値が急激に低下した。原因として、河川上流において農業用水の大量排出もしくは、工事などが行われていたのではないかと考えた。

○ 1/10

濁度を示す透視度の数値が急激に低下した。原因として、降雨による濁水の流入が考えられる。

○ 1/22

透視度の数値が急激に低下した。原因として、強風によって琵琶湖の底泥が巻き上げられ、取水ポンプ設置地点周辺に濁りが生じたことが考えられる。

## 6. 結果と考察

図 6-1~6-7 に pH、水温、透視度、SS、各ミジンコ個体数の経時変化を示す。なお、グラフ中の月日は調査日を示している。

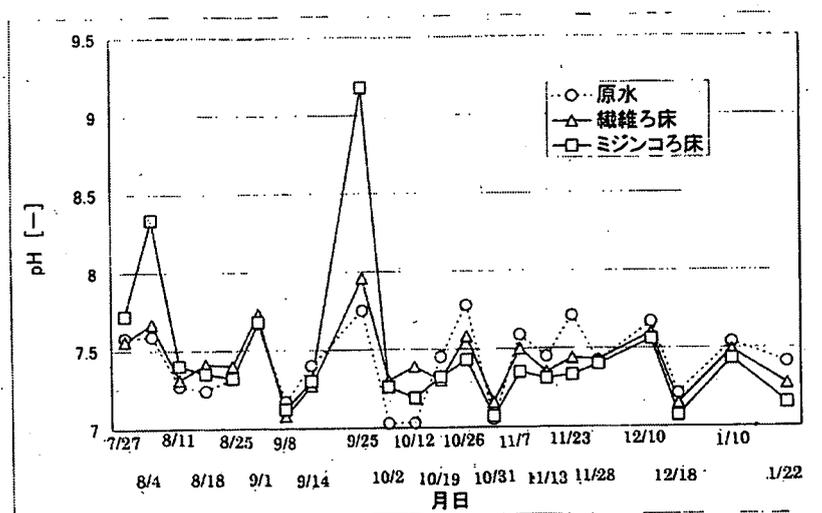


図 6-1 pH の経時変化

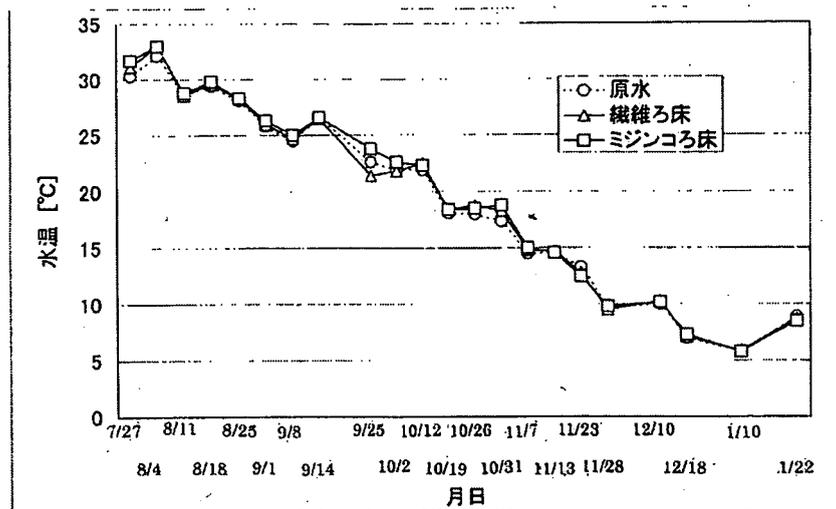


図 6-2 水温の経時変化

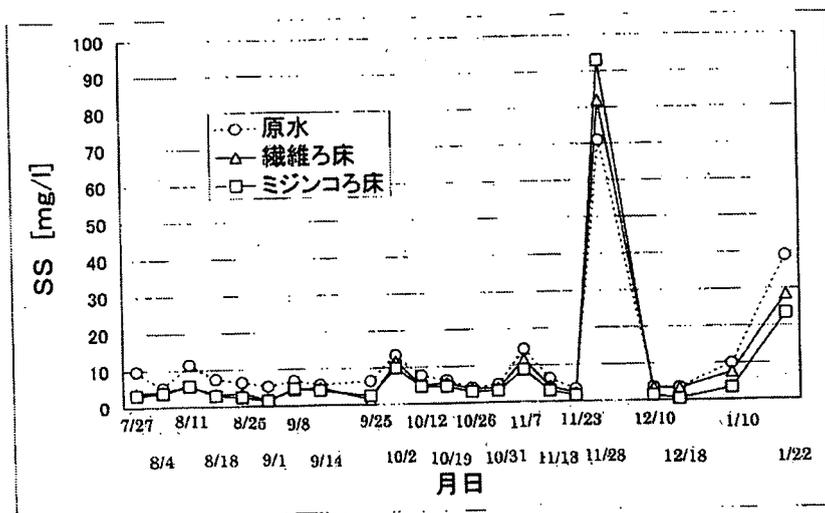


図 6-3 SSの経時変化

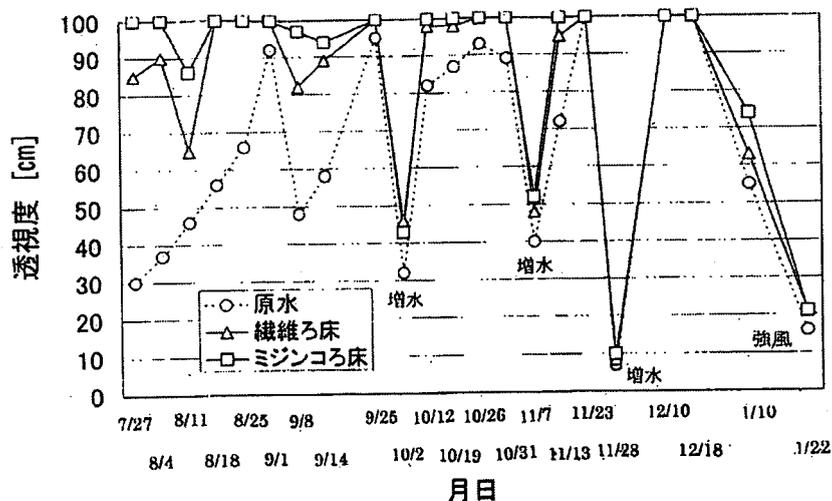


図 6-4 透視度の経時変化

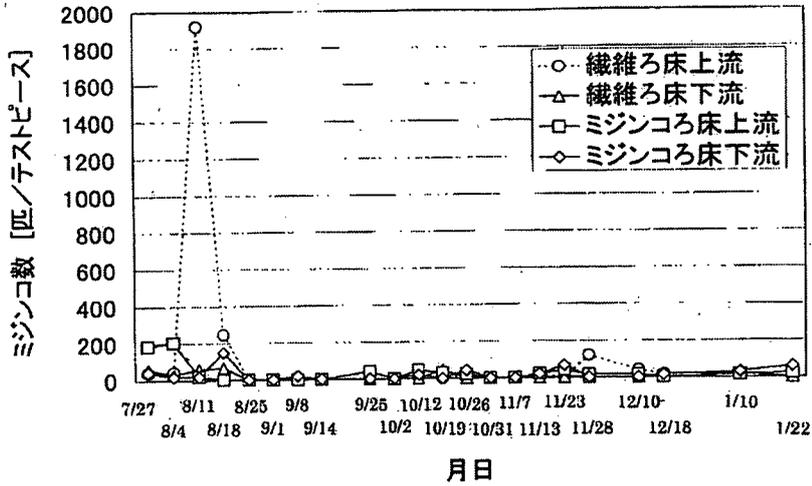


図 6-5 オカメミジンコの個体数の経時変化

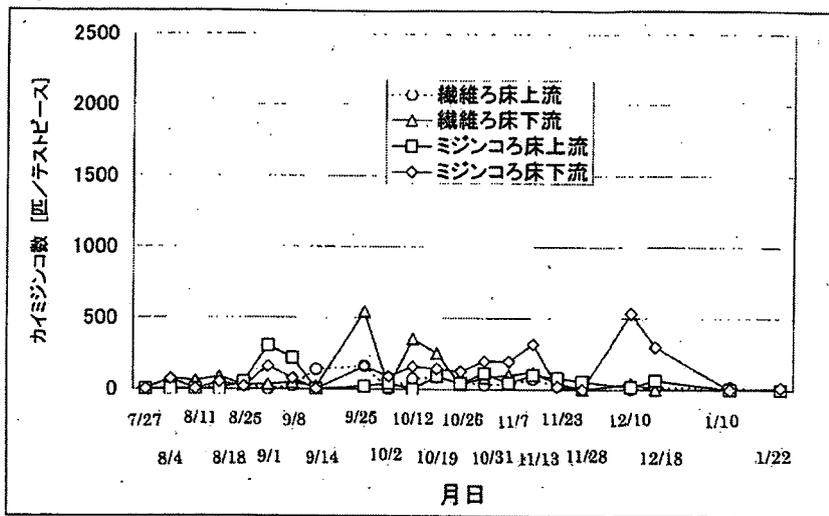


図 6-6 カイミジンコの個体数の経時変化

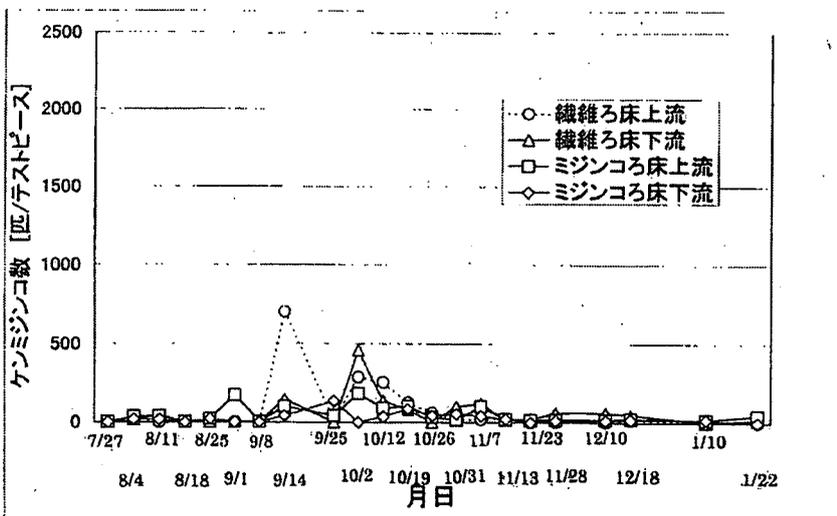


図 6-7 ケンミジンコの個体数の経時変化

### 6.1 ストレーナの金網の腐食と繊維ろ床、ミジンコろ床の変色

9/8の各槽の掃除の時に繊維ろ床とミジンコろ床の変色が見受けられた。時間の経過と共に変色するのは異なり赤褐色の物質が付着し、ミジンコろ床は洗浄しても落ちなかった。

ポンプの周囲に設置した金網を鉄製のものからプラスチック製のものに交換した。その後の調査において上記のような変色は見られなくなったことから、金網が腐食したことが原因であると考えられる。

### 6.2 各槽内の生物

9/8のろ床の掃除の時、繊維ろ床とミジンコろ床にエビと魚が確認された。エビは繊維ろ床に30匹、ミジンコろ床に20匹確認した。また、魚はミジンコろ床に2匹確認した。これらの生物はミジンコと捕食関係にあるため、ミジンコの数が減少した一要因であると考えられる。なお、シジミも確認できた。大きさと数はそれぞれ、4mm-1匹、5mm-4匹、6mm-6匹、7mm-6匹、8mm-7匹、9mm-2匹、10mm-2匹、11mm-3匹、12mm-1匹の計32匹であった。

### 6.3 各槽内の泥の除去

9/8の時点で繊維ろ床内の泥は30mm、ミジンコろ床内の泥は20mmであった。各槽を掃除した際に、これらの泥も全て除去してしまったことが、オカメミジンコの減少の要因となったと考えられる。

### 6.4 オカメミジンコ数の動向

図6-4に水温の経時変化、図6-5にオカメミジンコの個体数の経時変化を示す。

実験開始(7/8)から20日後(7/27)にオカメミジンコが発生し、8/11の時点で繊維ろ床上流部においては2000匹近く発生した。しかしその後減少し、0匹となった日もあった。

水温が30℃付近かそれ以上ではミジンコが生息するのに適さない環境であると思われる。しかし、一時的ではあるがミジンコが大量に発生した。この水温でこの数(2000匹)を維持できれば実用化の面で一步前進したことになるのだが、急激に減少してしまっただけであった。

9/8の各槽の掃除の時にミジンコの捕食者であるエビや魚を除去した。にもかかわらず、オカメミジンコ数は増加しなかった。このことから、急激に減少した原因はエビや魚だけではないと思われる。

初めての実験であったので、捕食者の存在の他に様々な要因が絡んでいると思われる。今回の調査では原因を特定することはできなかった。今後、さらに調査する必要がある。

### 6.5 ケンミジンコ数及びカイミジンコ数の動向

カイミジンコは捕食者のエビや魚がいてもある程度発生はしている。カイミジンコは殻が硬く捕食者もあまり食さない。よってオカメミジンコやケンミジンコがみられない日においても、多数生息していた。カイミジンコは水温や捕食者に左右されることなくある程度の数を保つことが出来ると思われる。

### 6.6 透視度

次に透視度のグラフを見てみると、3箇所の水全てにおいて急激に低下している調査日が見られる。10/2、11/7、11/28、1/10、1/22がそうである。これには2つの要因があり、10/2、11/7、11/28、1/10に関しては葉山川上流で降雨があり、濁水が河口部に達しその水を取水したためである。

1/22に関しては北風が琵琶湖に吹き付け底質が巻き上げられ、その水が河口部逆流し取水したためである。

## 7. まとめ

今回の実験は、ミジンコが河川水で発生するかという点を注視していた。

実験の初期においてオカメミジンコは大量に発生した。その時の水温は 29℃付近であった。これまで 30℃以上ではミジンコが発生しにくいと思われていた。これに関して、姫路工業大学内の観賞池の今年度の実験では真夏で水温が 30℃を超える日に発生させることに成功した。河川水での実験でも一時ではあったが発生させることができた。浄化システムの確立に向け、1つの問題は解決した。

しかし、大量発生した直後減少し、0匹～数十匹となってしまった。捕食者を除去しても大量に繁殖することはなかった。原因は色々考えられる。

昨年秋は降雨が多く、河川水には有機物が少なかったため、餌のない日が続いた可能性がある。時に濁水が流入しミジンコには極めて過酷な条件であった。

何れにしても、今までの知見もない状態であるから、本年度のデータだけで色々議論を深めるのは無理がある。生態系が関係した場合には特に心がけるべきことである。今回の実験では、はっきりとした原因をつかむことはできなかった。今後の調査が必要である。

その他、今回は実験開始日が 8 月からであったため、春から夏にかけてのデータがない。来年度はその時期のデータをとり、1年を通して浄化が可能であるか検討する必要があると考える。

来年度の研究は SS だけでなく VSS にも注意して研究を進めたいと考える。

---

### 実験担当者

財団法人琵琶湖・淀川水質保全機構

姫路工業大学 環境人間学部

実験センター所長

実験センター主任研究員

実験センター研究員

教授

田井中善雄

堀野 善司

寺田 剛史

村上 光正

石井 明彦

## 19. 自然循環方式浄化実験（その3）

### 1. 目的

自然循環方式浄化実験施設は、水田の持つ自然の浄化機能を手本としており、本来自然が持っている物質循環の自然浄化機能を活かし、木炭や枯れ木、石などの自然の素材に加工を施したろ材に生物の定着を促すことを主体とした浄化装置として設計されている。

本施設は、平成11年4月13日より通水を開始し実験・調査を行っており、生活排水汚濁水路を対象として開発され実用化されている自然循環方式の河川水（汚濁物質が低濃度である水）及び代かき期間中に流出する農業排水の浄化能力の把握と、浄化能力の向上を目的としている。昨年度、処理限界の最大水量の把握を主目的とし水質調査を行った結果、処理量200m<sup>3</sup>/日条件下においてもSS・COD・BOD・濁度・色度については安定した処理効果が認められた。しかし、T-N濃度は、水量増加に対して顕著に除去能力の低下が認められ、またT-Pは、水量の変動に対してあまり変化が見られなかったものの、その除去能力はSS濾過による相乗効果が大半を占めていることがわかった。

そこで、本年度は、処理年数経過に伴う能力変化について調査とT-Nの除去能力の向上を主目的として実験を行った。

### 2. 実験施設の概要

#### 2.1 実験施設の概要

施設の概略図を図2-1に示す。昨年との変更点は、第4槽第2室底部から第2槽第1室へ汚泥返送装置（エアリフト）を取り付け、第4槽底部に溜まる汚泥を返送することである。これにより、第2槽及び第3槽での脱窒の促進を試みた。

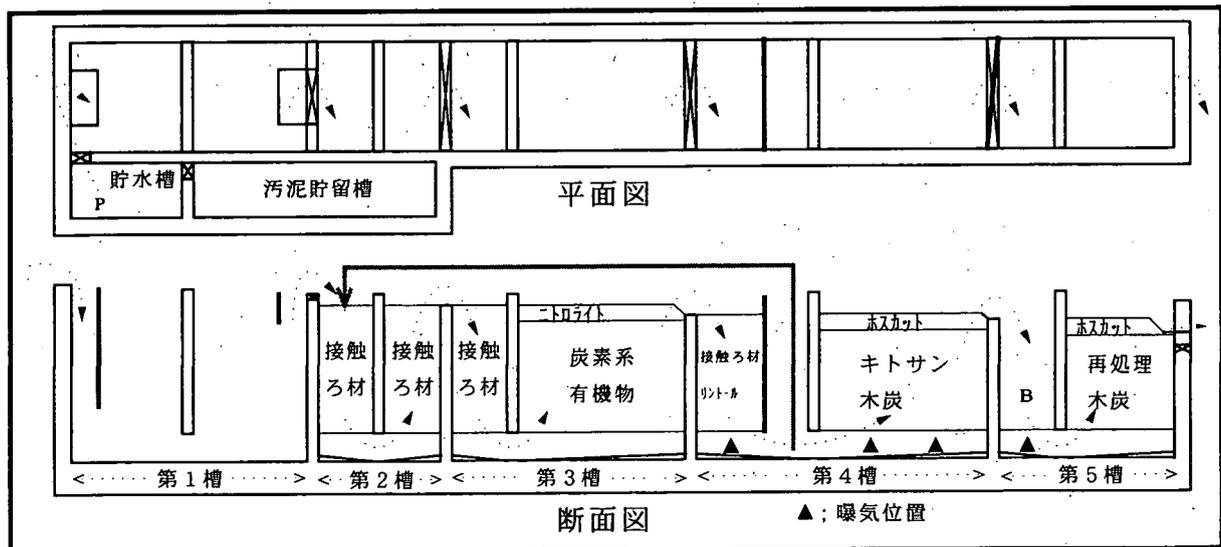


図2-1 施設概略図

#### 2.2 実験条件

通水開始時から現在までの浄化対象水及び設定処理水量のタイムスケジュールを表2-1に示す。また、本年度の維持管理と調査のタイムスケジュールを表2-2に示す。

表2-1 タイムスケジュール

	平成11年度	平成12年度	平成13年度
	④⑤⑥⑦⑧⑨⑩⑪⑫⑬⑭⑮⑯	④⑤⑥⑦⑧⑨⑩⑪⑫⑬⑭⑮⑯	④⑤⑥⑦⑧⑨⑩⑪⑫⑬⑭⑮⑯
浄化 対象水	農業排水路水 → 葉山川河川水	農業排水路水 → 葉山川河川水	
設定 処理水量	50m <sup>3</sup> /日 → 100m <sup>3</sup> /日	150m <sup>3</sup> /日 → 200m <sup>3</sup> /日	150m <sup>3</sup> /日
設定 返送水量			30m <sup>3</sup> /日

表2-2 タイムスケジュール

	平成13年度											
	4月	5月	6月	7月	8月	9月	10月	11月	12月	1月	2月	3月
維持 管理	槽内洗浄及び汚泥返送											
汚泥 調査			●	●							●	
定期 調査				●	●	●	●	●	●	●	●	●

### 3. 浄化能力調査内容

#### 3.1 水質調査

週2回の現地での日常簡易測定、月1回の定期水質調査を実施した。それぞれの調査内容の概要について以下に示す。

##### 3.1.1 日常簡易測定

- 1) 水質測定地点：流入水及び流出水
- 2) 測定項目：水温、pH、T-N、EC、D0、濁度、透視度、(天候、気温)

##### 3.1.2 定期調査

- 1) 水質調査地点：No. 1、No. 2、No. 3、No. 4、No. 5、No. 6、No. 7地点の計7地点  
図3-1に調査地点を示す。

##### 2) 調査項目

- ①現地測定：水温、pH、EC、D0、透視度、ORP、(天候、気温、水量、各槽水位差)
- ②水質分析：調査日の9:00~15:00に、2時間間隔にサンプル採取し地点ごとにコンジットしたものについて分析を実施した。

分析項目：SS、COD、BOD、T-N、D-T-N、NH<sup>4+</sup>-N、NO<sup>2-</sup>-N、NO<sup>3-</sup>-N、T-P

#### 3.2 汚泥調査

槽内洗浄及び汚泥移送時に、汚泥状況の調査を実施した。

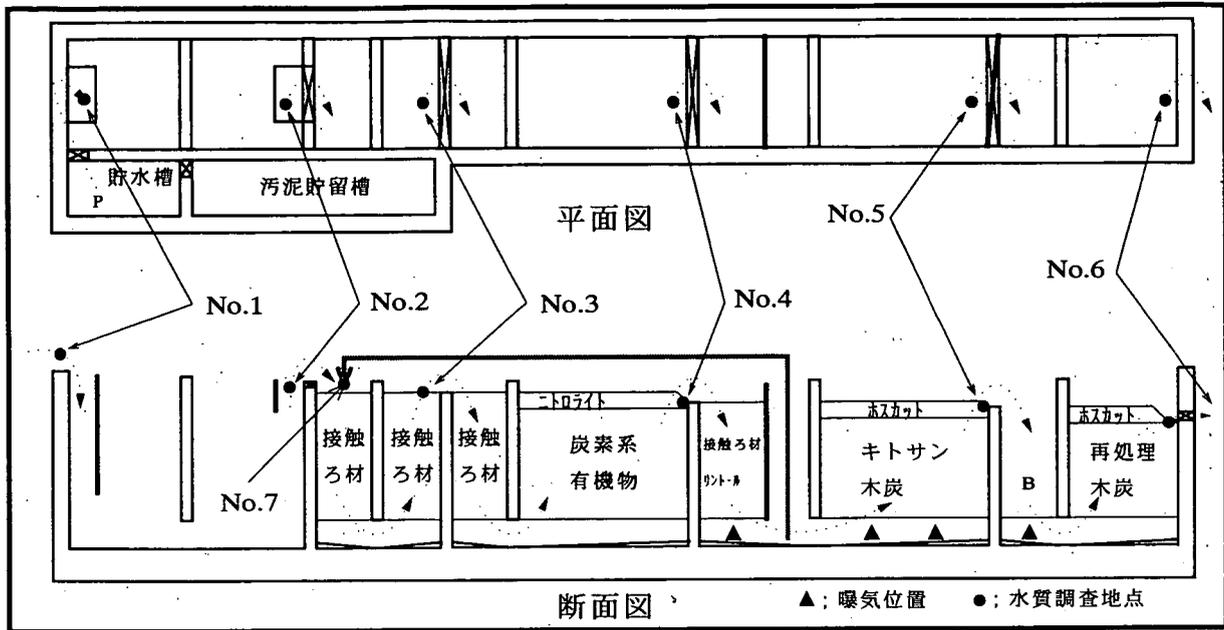


図3-1 水質調査地点

### 3.3 ろ材間閉塞状況調査

定期調査時に、ろ材間閉塞状況を把握するため、各槽の入口と出口の水位差（液面高の差）を測定実施した。図3-2に模式図を示す。

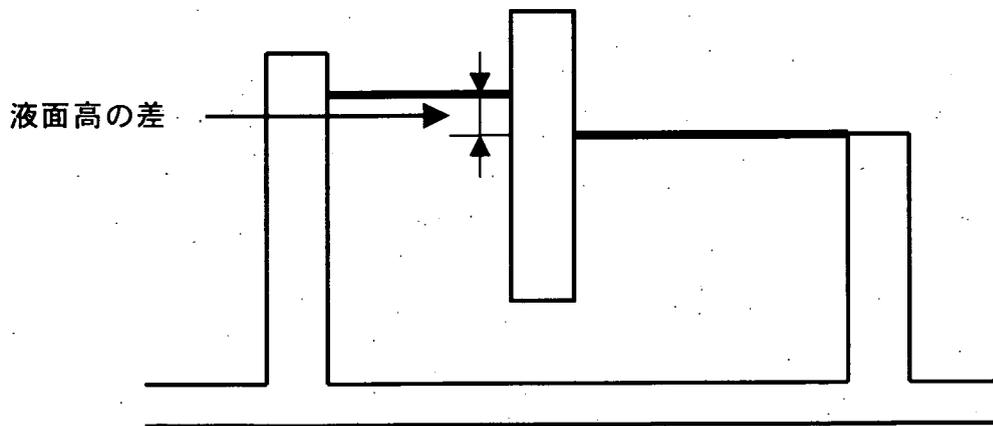


図3-2 水位差 模式図

## 4. 調査結果

### 4.1 施設稼働状況

全ての水質調査時に流量測定を行った結果、設定水量の150m<sup>3</sup>/日が流れていることを確認した。

### 4.2 水質調査

#### 1) 水質経日変化

定期調査結果を表4-1に示し、水温、SS、COD、BOD、T-N、D-T-N、T-Pの経日変化について図4-1～6に示す（前日・当日の運転状況及び天候等は、添付資料2を参照）。

表4-1 平均濃度・除去量・除去率

調査地点	SS (mg/l)	COD (mg/l)	BOD (mg/l)	T-N (mg/l)	D-T-N (mg/l)	NH4-N (mg/l)	NO2-N (mg/l)	NO3-N (mg/l)	T-P (mg/l)
No. 1	8.5	4.3	1.7	1.67	1.42	0.24	0.02	0.83	0.22
No. 2	7.8	—	1.6	1.60	1.39	0.18	0.03	0.85	—
No. 3	3.4	—	1.1	1.55	1.40	0.13	0.02	0.95	—
No. 4	3.4	—	1.0	1.47	1.40	0.16	0.01	0.91	—
No. 5	3.5	—	0.7	1.39	1.26	0.07	0.01	1.00	—
No. 6	1.6	3.1	0.5	1.42	1.32	0.06	0.01	1.02	0.21
No. 7	3.4	—	0.9	1.42	1.29	0.10	0.03	0.94	—
除去量 (g/日)	1028	186	170	38	14	—	—	—	3
除去率 (%)	81	29	68	15	7	—	—	—	8

①水温

定期調査結果の各調査日ごとの平均値について図4-1に示す。施設内での水温の変化はほとんどない。季節変動による変化が見られ、11月調査時以降より水温が15℃以下になっている。水温の季節変動については昨年度調査結果とほぼ同一の傾向であった。

②SS

調査結果を図4-2に示す。流出水濃度は、8月及び1月の調査において、流入水濃度が上昇することにより流出水の濃度が上昇している傾向が見られたが、概ね1mg/l以下であり安定した除去が行われていた。

③COD

調査結果を図4-3に示す。全調査において除去効果が認められた。

④BOD

調査結果を図4-4に示す。安定した除去が行われており、流出水濃度は、全調査において1mg/l以下であった。

⑤T-N及びD-T-N

T-Nの調査結果を図4-5に、D-T-Nの調査結果を図4-6に示す。T-N及びD-T-Nともに若干の除去効果は認められるものの、流入水に対して流出水の濃度の方が高い時もあり、汚泥返送による除去効果の向上は大きくは認められなかった。

⑥T-P

T-Pについては、年間を通じて顕著な除去効果は認められなかった。

2) 経年変化による浄化能力変化

昨年度に行った調査結果の中から、本年度の設定水量である150m<sup>3</sup>/日の時の調査結果と本年度の調査結果の比較を行った。なお、昨年度に水量150m<sup>3</sup>/日条件下で行った調査は、流入水温が全て15℃以上であったため、同じ条件とするため、本年度のデータから流入水温が15℃以上の時の調査データを抜き出し比較を行った。結果を表4-2に示す。

表4-2より、全体的に昨年度より除去率が低下している結果となっている。しかし、これは本年度の方が流入水濃度が低いことが起因しているものであり、流出水濃度は本年度の方がSSを除き低濃度となっている。

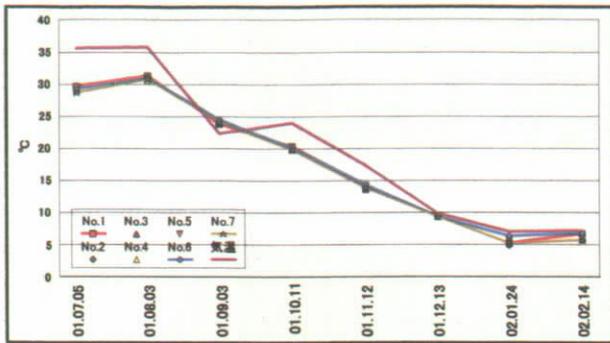


図4-1 水温経日変化

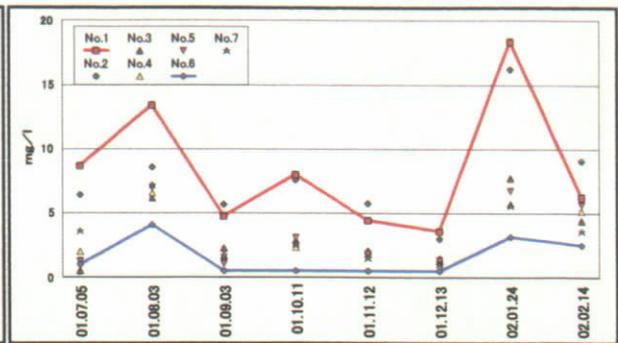


図4-2 SS濃度経日変化

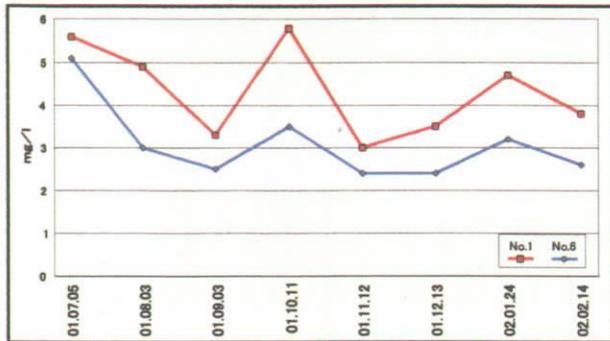


図4-3 COD濃度経日変化

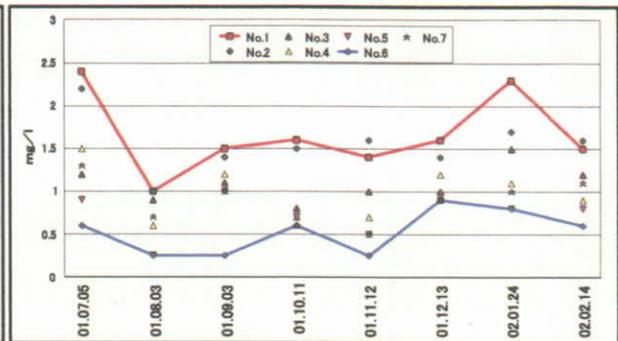


図4-4 BOD濃度経日変化

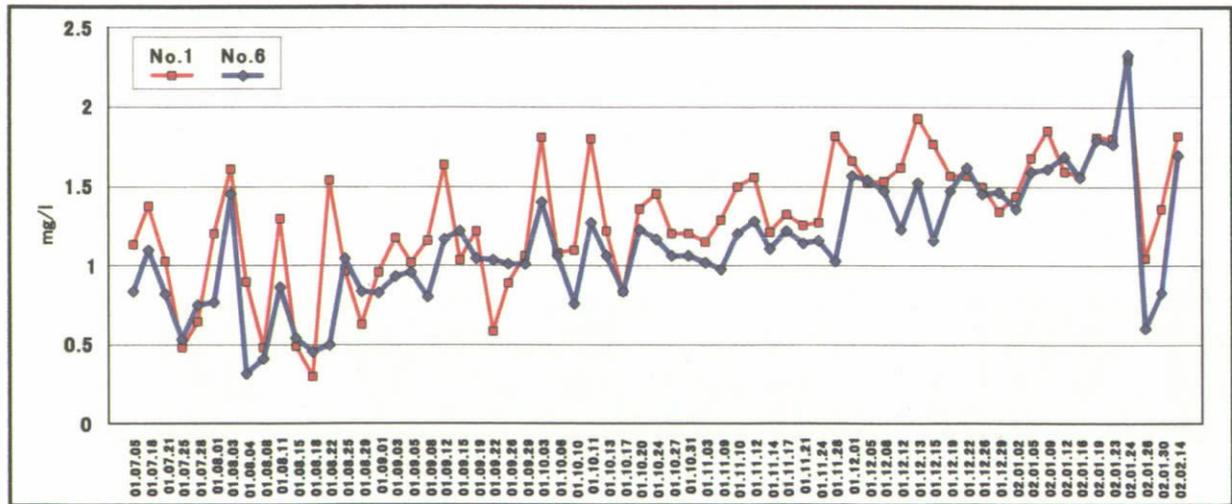


図4-5 T-N濃度経日変化

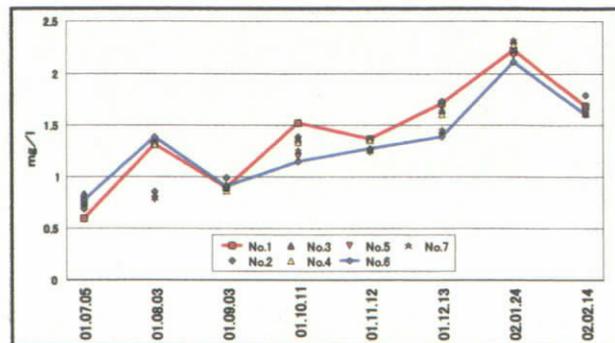


図4-6 D-T-N濃度経日変化

表4-2 経年変化による浄化能力比較結果

条件	項目	調査地点	SS (mg/l)	COD (mg/l)	BOD (mg/l)	T-N (mg/l)	T-P (mg/l)
平成12年度 調査結果 水温15℃ 以上の時 (データ数4)	平均値	No. 1	31.4	6.6	2.9	1.87	0.21
		No. 2	23.9	6.1	2.4	1.75	0.18
		No. 3	10.4	5.4	1.9	1.63	0.14
		No. 4	5.7	6.1	2.0	1.36	0.13
		No. 5	5.5	5.0	1.1	1.37	0.10
		No. 6	0.5	3.9	0.7	1.28	0.08
	除去量 (g/日)	4631	409	319	88	19	
	除去率 (%)	98	41	75	32	61	
平成13年度 調査結果 水温15℃ 以上の時 (データ数4)	平均値	No. 1	8.7	4.9	1.6	1.43	0.10
		No. 2	7.1	—	1.5	1.26	—
		No. 3	3.0	—	1.0	1.27	—
		No. 4	3.2	—	1.0	1.14	—
		No. 5	3.1	—	0.7	1.04	—
		No. 6	1.5	3.5	0.4	1.12	0.08
	除去量 (g/日)	1440	275	240	62	3	
	除去率 (%)	83	28	74	22	16	

SSについては、第5槽2室の再処理木炭充填部の目詰まりに起因するものと考えられ、10月29日の槽内洗浄により回復している。本年度は、表中のNo. 4とNo. 5の間からNo. 2とNo. 3の間へ、30m<sup>3</sup>/日の返送を行っており、若干条件が違うものの、昨年度と比較して大きな差はなく、時間経過による能力低下はないものと考えられる。

### 3) 汚泥返送によるT-N除去能力の向上

返送をしていない条件でのT-N除去能力と、返送している条件でのT-N除去能力の比較を表4-2から見ると、返送をしていない条件（昨年度）では除去量88g/日で除去率32%、返送をしている条件（本年度）では除去量62g/日で除去率22%であり、見かけ上、除去能力が低下している結果となった。しかし、これについても、前述したように、本年度の方が流入水濃度が低いことが起因しているのものであると考えられる。また、それに加え、表4-2に示すように、昨年度と本年度を比較すると流入水のBOD濃度が約半分になっており、脱窒の条件としては昨年度よりも本年度の方が厳しい条件となっており、本実験計画当初と違った条件となっていることも、大きな原因と思われる。

返送汚泥については、表4-1のNo. 7の水質調査結果を見ると、他の測定地点と比較して、SS・BOD濃度に若干差があるものの、その差は小さく、第2槽・第3槽における脱窒を促進するには不十分であったものと考えられる。定期調査の窒素に関する槽内変化を図4-7に示す。

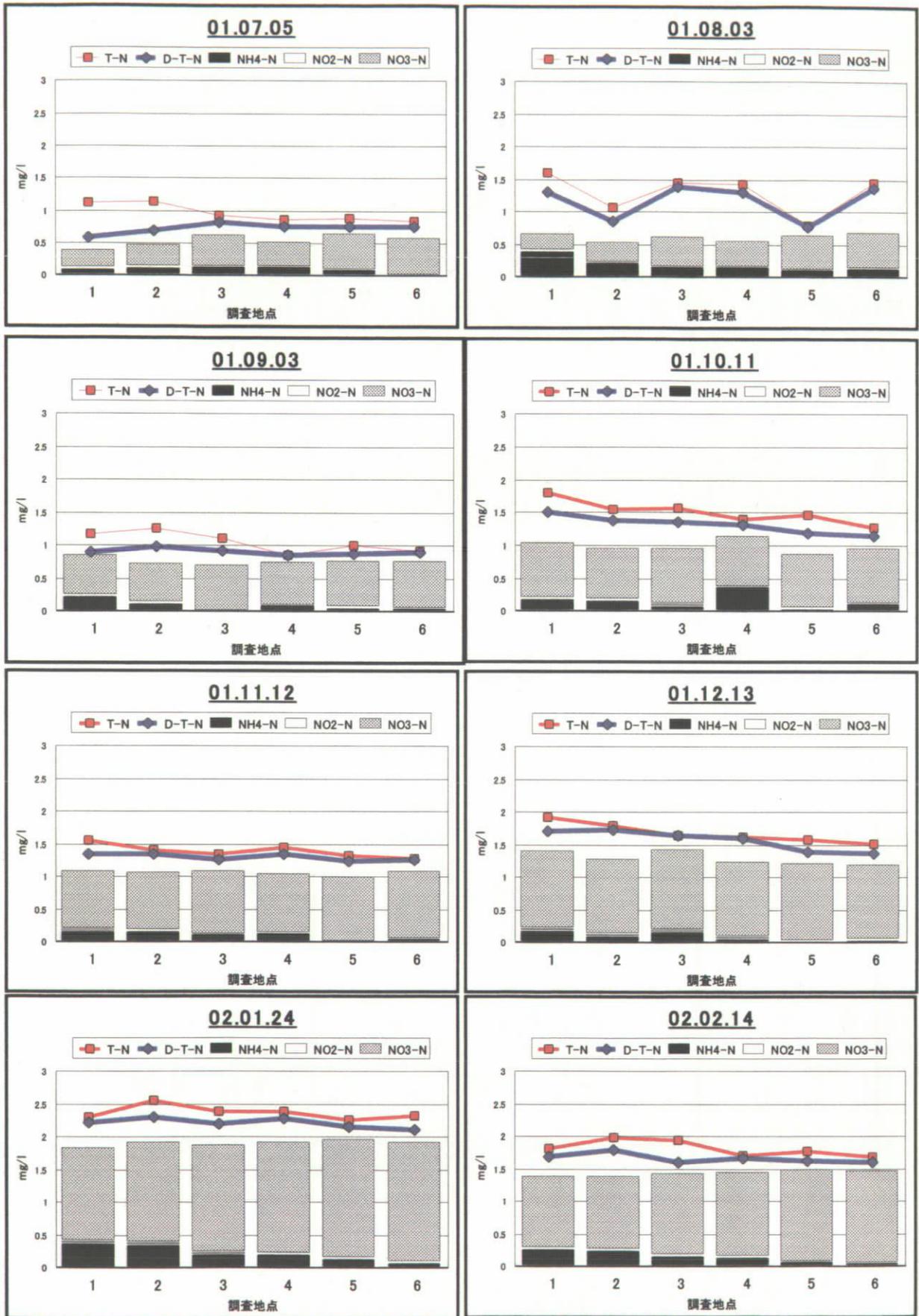


図4-7 窒素の施設内形態変化

#### 4) T-N除去の傾向

本年度は、T-Nの除去能力の向上を目的としていたため、簡易測定時に、流入水と流出水のサンプルを採取し、このサンプルについてT-N濃度の分析を行っている。

そこで、定期調査データに、この簡易測定時のデータを加え、流入水温とT-N濃度の相関関係を見てみた。図4-8に示す。

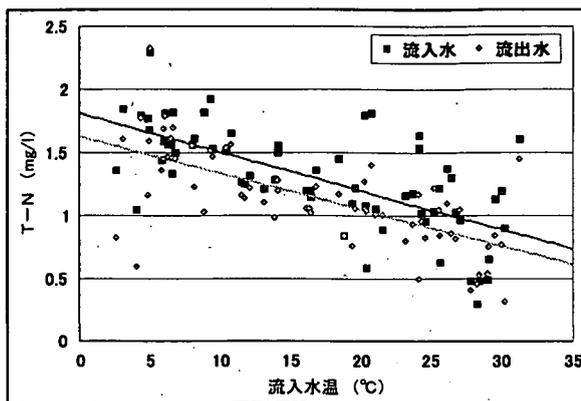


図4-8 流入水温とT-N濃度の相関関係

この時の流入水温とT-N濃度は、以下ようになる。

$$\text{流入T-N (mg/l)} = 1.81 - 0.0307 \times \text{流入水温 (°C)} \quad (R^2 = 0.445)$$

$$\text{流出T-N (mg/l)} = 1.63 - 0.0289 \times \text{流入水温 (°C)} \quad (R^2 = 0.458)$$

このことから、流入水温に関わらず、ほぼ一定の除去量が得られているものと考えられた。この原因として、SS性Nが濾過によって除去されていることが考えられたが、T-Nの除去とSS性Nの除去に相関は認められなかった。水温が低下することで微生物の活動が低下すると考えられるが、葉山川河川水では水温の低下と共に流入水のT-N濃度の上昇があるため、窒素と微生物との接触効率が良くなっていることが考えられる。この二つの効果が相殺することにより結果的にほぼ一定の除去量が得られているものと考えられる。

#### 4.3 汚泥状況

##### 1) 第1槽汚泥

##### ①汚泥高測定結果

280 ●	280 ●	290 ●	300 ●	280 ●	260 ●		
270 ●	280 ●	280 ●	300 ●	280 ●	260 ●		
280 ●	280 ●	280 ●	300 ●	280 ●	260 ●		

● ; 測定地点  
単位 ; mm

図4-9 汚泥高測定概略図

- ・ 第1槽第1室 (沈殿槽上流側) 平均汚泥高 280mm
- ・ 第1槽第2室 (沈殿槽下流側) 平均汚泥高 280 mm

##### ②汚泥状況

約100mm程度の魚が2~3匹確認された。汚泥をかき混ぜると若干のガスが出ているもののほとんどが無機性の汚泥と思われた。



図 4-10 第 2 槽 1 室汚泥状況



図 4-11 第 1 槽 2 室汚泥状況

## 2) 第4槽2室汚泥

第4槽の上澄み水を抜くと、汚泥返送配管周辺のみ汚泥がなくなっていた。図4-12は、上澄み水を抜いた後、時間経過順に撮影している。この写真を見てわかるように、上澄み水を抜き時間が経つと、汚泥が汚泥返送配管周辺に来ていることがわかる。今回の作業前、返送配管から出ている汚泥は、ほとんど上澄み水に近いものであったが、作業後、流量調整時には、汚濁水となっていた。



上澄み液抜き取り直後

上澄み液抜き取り 10 分経過

上澄み液抜き取り 30 分経過

図4-12 上澄み液抜き取り

## 4.4 ろ材間閉塞状況

定期調査時に測定を行った各槽の水位差経日変化を図4-13に、昨年度の測定結果を図4-14に示す。

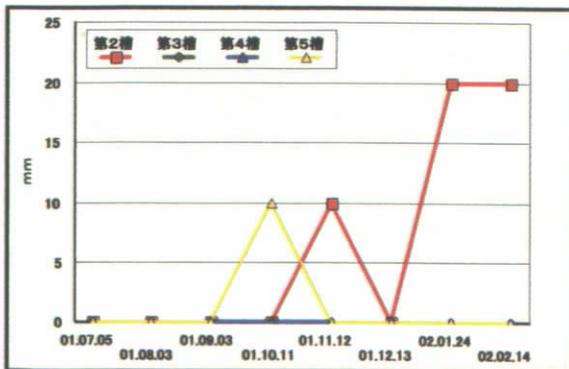


図 4-13 本年度 施設内各槽水位差 (流出側-流入側) 経日変化

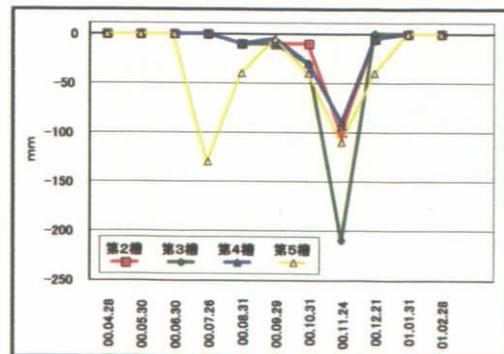


図 4-14 昨年度 施設内各槽水位差 (流出側-流入側) 経日変化

昨年度は本年度と比較すると、流入水濃度が全体的に高く、また設定水量が8月17日より200m<sup>3</sup>/日であったため大きく変動しているが、本年度では、最大でも20mmの水位差しか確認されておらず、一年を通じて大きな閉塞は認められなかった。

しかし、10月に処理水に黒い汚泥が混入していることが認められ、10月29日に施設内洗浄及び汚泥返送作業を実施している。

## 5. まとめ（評価）

### 5.1 経年変化による浄化能力変化

除去量及び除去率は、流入水濃度が多いほど、ろ材と汚濁物質との接触効率が良く、有利であると考えられる。昨年度と本年度を比較すると、全項目について、本年度の方が流入水濃度が低く、除去量及び除去率では、本年度の方が低い。しかし、流出水濃度はSSを除き、本年度の方が低濃度であったことから、昨年度と比較して大きな差はなく、時間経過による能力低下はないものと考えられる。SSについては、槽内洗浄及び汚泥移送の周期を検討することで安定した除去能力の維持ができると思われる。

### 5.2 汚泥返送によるT-N除去能力の向上

昨年度と本年度を比較すると流入水のBOD濃度が約半分になっており、そのことにより発生汚泥量が少なく、脱窒の条件としては昨年度よりも本年度の方が厳しい条件となっている。また、それに加え、除去量及び除去率では、本年度の方（汚泥返送条件下）が低い。5.1で述べたように、本年度の方が流入水濃度が低いため、昨年度よりも除去量・除去率が低下したものと考えられる。エアリフトによる返送汚泥については、SS・BOD濃度に若干差があるものの、その差は小さく、第2槽・第3槽における脱窒を促進するには不十分であった。今後、流入水のBOD濃度が本年度のように低濃度であるとすると、汚泥返送によるT-N除去能力の向上は見込めないものと考えられる。

### 5.3 T-Nの除去傾向

流入水と流出水のT-N濃度と流入水温の関係から、流入水温に関わらず、ほぼ一定の除去量が得られていることが考えられた。水温が低下することで微生物の活動が低下すると考えられるものの、葉山川河川水では水温の低下と共に流入水のT-N濃度の上昇があるため、窒素と微生物との接触効率が良くなっていることが考えられる。この二つの効果が相殺することにより結果的にほぼ一定の除去量が得られているものと考えられる。

## 6. 今後の課題

汚泥の返送による窒素除去能力の向上については、流入水のBOD濃度が低く発生汚泥量が少ないことから、効果が認められなかった。そこで、次年度では、引き続き処理対象を窒素に絞り、廃棄物を利用した有機物添加による窒素除去能力の向上を目指したいと考えている。

---

### 実験担当者

財団法人琵琶湖・淀川水質保全機構

東洋電化株式会社

実験センター所長

実験センター研究員

環境事業本部長

環境事業本部

田井中善雄

三井 光彦

高尾 圭一

三宮 秀治

## 20. マット工法ヨシ植栽実験（その2）

### 1. 目的

本実験は、湖岸フィールド実験施設なぎさ型実験施設において材質の違う3種類のヨシ生育基盤マットによりヨシの植栽を行い、ヨシの活着状況及び生育状況、植物相、底生動物の調査を実施し、今後の琵琶湖湖岸におけるヨシの植栽に必要な情報として、主に植物に関する基礎資料を得ることを目的とする。

### 2. 実験方法及び調査方法

#### 2.1 施設概要及びヨシの植栽

なぎさ型実験施設の面積2000m<sup>2</sup>であり、消波施設として積みブロックが施設南側60mにわたり設置され、北部40m区間において外部との水交換が可能となっている。本実験は、図2-1に示すなぎさ型実験施設の北側の開口部において実施した。2000年7月に3種類のマット植栽法（ヤシ繊維、ポリエステル、ポーラスコンクリート、以下順に、ヤシマット、樹脂マット、PoC マット）を用いて、42枚のヨシマットを植栽した。図2-2に植栽配置図を示す。また、表2-1に使用したマットの概要を示す。

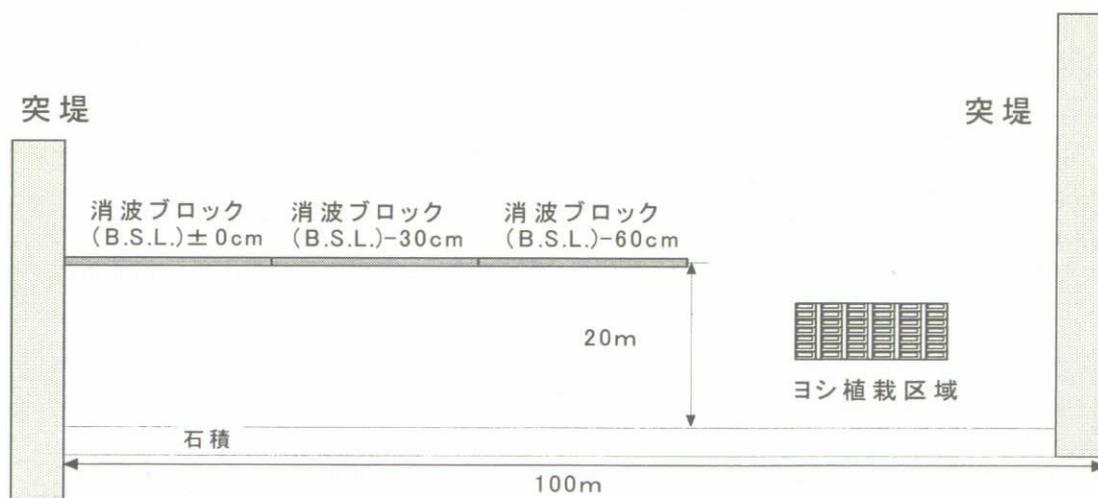


図 2-1 なぎさ型実験施設および植栽区域

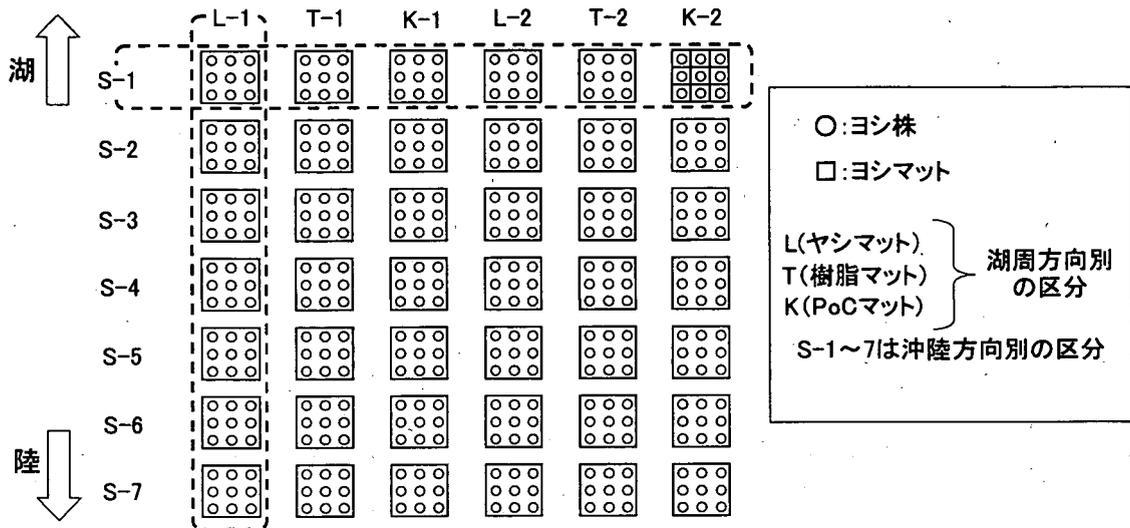


図 2-2 植栽配置図

表 2-1 使用したマットの概要

名称及び素材	規格 縦×横×厚 (m)、重さ	特徴
ヤシマット ヤシ繊維	0.8×1.25×0.08 27kg/1枚	100%ヤシ繊維を使用した布団型マットで、約10年で腐植分解し、環境への影響は少ない。ドイツで開発されたマットであるが、日本における実績も豊富である。
PoC マット ポーラスコンクリート	1.0×1.0×0.25 265kg/1枚 (φ0.25×16個)	従来からのポーラスコンクリートの持つ透水性、緑化・植栽機能や中小、微生物の生息空間としての機能を球形に形成かつ、3次元のユニットとして、組み合わせることで様々な用途がある。
樹脂マット ポリエステル	0.9×0.9×0.06 3kg/1枚	リサイクル可能な連続有機繊維で構成されたマットであり、有機繊維で構成されているため、腐食分解されにくく、かつ環境に悪影響を及ぼさない

## 2.2 調査方法

本実験で実施した調査は、ヨシを植栽した実験区域の環境調査（植物相・底生動物）と各マット植栽法別の生長量調査に分類される。それぞれの調査について、調査方法を以下に示す。

### 2.2.1 実験区域の環境調査

#### 1) 植物相調査

現地の自然環境把握の一環として、植物相調査を実施した。調査範囲は実験枠全体（約100m<sup>2</sup>）とし、生育する種（原則として自生する維管束植物）の記録を行った。維管束植物とは、維管束をもつ植物の総称であり、シダ植物と種子植物がこれにあたる。調査は、夏季、秋季の2回を実施し、野帳の記録をもとに植物リストを作成した。

## 2) 底生動物調査

植栽を行った各マット植栽法ごとの底生動物の生息状況を比較するために、5月、8月、11月の3回にわたり、底生動物調査を行った。調査地点は、陸から1枚目（陸側）、3枚目（中央部）、7枚目（沖側）とした。この地点において、各区画20cm×20cmの方形区一区画内の底生動物を定量採集した。この際、ヨシ一株を含むようにし、ヨシの根元に付着する底生動物も含まれるようにした。底生動物調査地点を図2-3に示す。

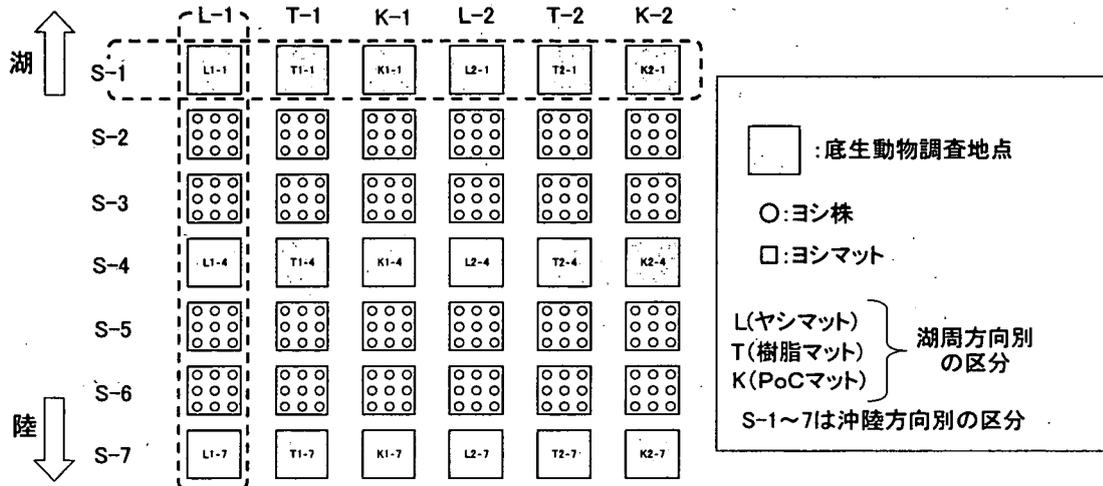


図 2-3 底生動物調査地点

### 2.2.2 植栽種生長量調査

植栽したヨシの生長度合を比較するために、生長量調査を実施した。調査は3回実施し、ヨシ植栽マット1枚(1m<sup>2</sup>)を9等分に区分し、区画内に生育するヨシ茎個体数、区画内最長草高および株近傍の水深を測定した。なお、ヨシ茎個体数は、植栽以降に新たに発芽したと見られる緑色の新芽のみを測定し、旧年のヨシ茎に関しては対象外とした。

## 3. 調査結果および考察

### 3.1 実験区域の環境調査

#### 1) 植物相調査結果

本実験では、調査区全体の植物出現状況を把握するための基礎資料を得ることを目的として、植物相調査を実施している。植物確認種内訳表を表3-1に示す。

春季、夏季、秋季の3季において調査をおこなった結果、春季調査では、6科9種、夏季調査では、12科27種、秋季調査では、14科27種、総計17科40種を確認した。主に、イネ科、カヤツリグサ科の植物が多く、水湿地性草本や乾性立地に見られる草本が混生していた。全体に昨年と同様、確認種数は少なかった。今回の植物相調査結果の特徴としては、植栽後1年が経過しており、一年生の水湿地性草本植物が若干減少し、琵琶湖湖岸における水湿地特有の典型的な遷移初期の状態よりやや遷移したと考えられる。環境省、滋賀県が定める重要種は、今回は特に確認できなかった。また、各マットにおける出現種の違いはほとんど認められなかったが、陸では乾性草本が、沖では湿性草本が出現するような傾向が若干見られた程度である。なお、巻末に植物相調査結果を添付する。

表 3-1 植物確認種内訳表

区 分	春 季		夏 季		秋 季		計	
	科数	種数	科数	種数	科数	種数	科数	種数
シダ植物	-	-	-	-	1	1	1	1
種子植物	6	9	12	27	13	26	16	39
裸子植物	-	-	-	-	-	-	-	-
被子植物	6	9	12	27	13	26	16	39
双子葉植物	3	3	7	10	6	10	9	14
離弁花類	3	3	6	7	5	7	8	11
合弁花類	0	0	1	3	1	3	1	3
単子葉植物	3	6	5	17	7	16	7	25
合 計	6	9	12	27	14	27	17	40

## 2) 底生動物調査結果

5月調査では12目8科28種、8月調査では10目14科16種、11月調査では10目15科16種、総計16目22科31種が確認された。貴重種としてはモノアラガイ、オウミガイ、カドヒラマキガイが採集された(いずれも淡水産貝類のレッドリスト、準絶滅危惧種(NT))。

### ■5月調査

各マットとも、主にミミズ類、マキガイ類、ヒル類、ユスリカ類など7~17種の生物が確認された。種類数、個体数に関して、マットによる大きな違いはなかった。湖側から陸側にかけて、出現種類数や個体数の違いにも目立ったものはなかった。

### ■8月調査

ヒメタニシ、ミミズ類、シジミ類などが確認され、湖側から陸側に行くにつれて、出現種類数が減少する傾向にあった。5月と比較して、ユスリカ類の出現が少なくなり、ヒメタニシが増加する現象が見られた。

### ■11月調査

シジミ類、ミミズ類、ヒル類が多く出現した。T2-1で3種と少なかったが、他は7~9種と大差はなかった。

出現種類数、個体数には、水位が最も影響し、各マットでの差は特に見られなかった。最も水深が深かった5月に最も多くの生物が確認され、夏から秋にかけての渇水期には出現生物が減少する傾向が見られた。多くの生物がヨシ帯で生活するため、ヨシの生育に問題がなく、水が枯渇することがなければ、マットの違いは底生動物の分布には影響がないと推測される。なお、巻末に底生動物確認種リストを添付する。

## 3.2 植栽種生長量調査

### 3.2.1 植栽法別の平均ヨシ茎個体数の比較

使用した3種類のマットにおける平均ヨシ茎個体数(植栽法別)を図3-1に示す。また、各植栽法別のヨシ茎個体数の平均値を表3-1に示す。

2000年7月に植栽を実施し、その後11月下旬まで5回の調査を実施したが、すべての植栽法において、10月まで少しずつヨシ茎個体数が増加する結果となった。そ

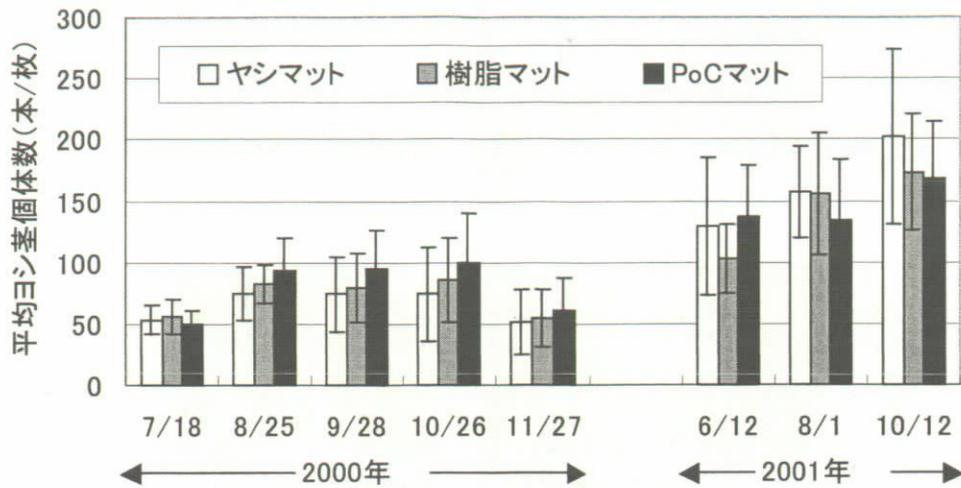


図 3-1 植栽法別の平均ヨシ茎個体数 (2000~2001 年度)

表 3-1 各植栽法別のヨシ茎個体数の平均値 (本/枚)

		ヤシマット	樹脂マット	PoC マット
2000 年度	平均値	79.7	71.4	65.7
	標準偏差	25.6	22.8	26.7
2001 年度	平均値	162.7	146.1	143.6
	標準偏差	54.8	41.5	46.2

の後、11月の調査では、ヨシの生長は止まったものと考えられ、ヨシ茎個体数は半減している。2000年度の植栽法別の平均茎個体数は、PoC (79.7本/枚) > 樹脂 (71.4本/枚) > ヤシ (65.7本/枚) となり、PoC マットの生育が良い結果となった。PoC マットは、材質がコンクリートのため、自重が265kg/枚と他のマットに比べて非常に重い。植栽直後の地下茎が発達していない状態においては、マットの自重により、地盤が安定するものと推測され、生長が良好となったと考えられる。

2001年度は、6月から10月にかけて、3回の調査を実施したが、すべての植栽法において、2000年度を上回る生長が見られた。植栽から1年程度もしくはそれ以上が経過し、地下茎が発達したものと考えられ、それにより大幅にヨシ茎個体数を増加させたものと考えられる。2001年度の平均ヨシ茎個体数は、ヤシ (162.7本/枚) > PoC (146.1本/枚) > 樹脂 (143.6本/枚) となったものの、2000年度に比較して、測定値のバラツキが大きく、一概にヤシマットが優れているとは言えない。

PoC マットは、直径25cmの球体を16個連結した形状 (縦4個×横4個) であり、球体の空隙にヨシの植栽を行っている。ヨシが地下茎を伸ばし、新たな場所から発芽しようとした場合、コンクリートの球体が発芽を阻害する可能性も考えられた。しかしながら、PoC マット領域外に地下茎が進出し、発芽していることが確認されており、また、使用しているコンクリートがポーラスコンクリートであることから、コンクリート内の空隙にヨシの根が多数入り込んでいる現象も確認されているので、時間の経過とともにポーラスコンクリートの空隙内から発芽する可能性も高いと考えられる。



写真 3-1 実験終了時の PoC マット

表 3-1 より、2000 年度及び 2001 年度共に標準偏差は、樹脂マットが最も小さいことが確認された。このことから、樹脂マットはマットごとの植生にばらつきが小さく、植生基盤としては安定したものであると推測される。

### 3.2.2 植栽法別の株内ヨシ最長草高の比較

植栽法別の株内ヨシ最長草高の平均値を図 3-2 に示す。2000 年度は、植栽直後であり、株内ヨシの最長草高は、すべてのマットにおいて 100cm 前後となり、あまり草高は変わらないが、ヨシ茎個体数と同じく、10 月にかけて緩やかに生長している。植栽法別の株内ヨシ最長草高は、PoC (101.7cm) > 樹脂 (101.2cm) > ヤシ (92.9cm) となり、PoC マットと樹脂マットが良い結果となった。しかしながら、植栽直後であることから、マットの違いによる影響は少ないものと考えられる。2001 年度は、すべての植栽法において、2000 年度に比較して、特に 8 月～10 月の生長度が大きい。植栽法別の株内ヨシ最長草高は、ヤシ (162.7cm) > PoC (146.1cm) > 樹脂 (143.6cm) となり、ヤシマットが最も高い値を示した。しかしながら、これについても平均値の差に対して、ばらつきの幅が大きいいため、3 種のマットの最長草高に明確な差がないと推測される。

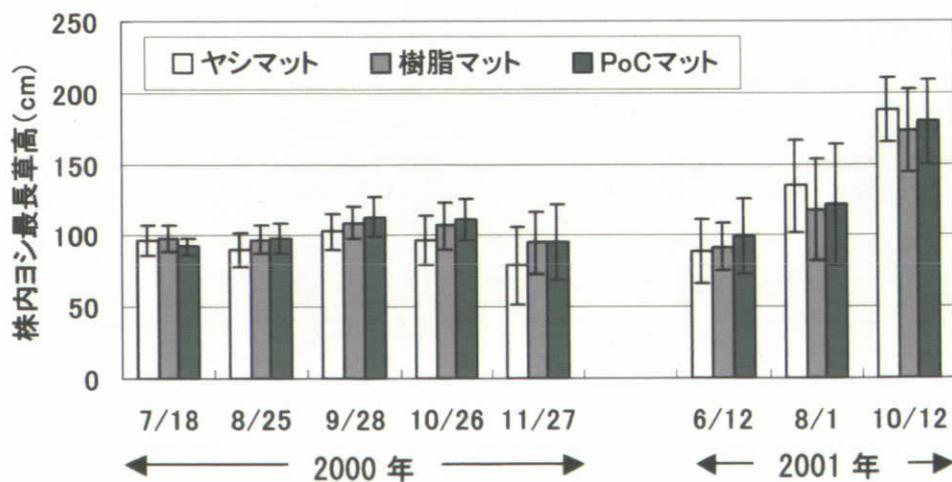


図 3-2 植栽法別の株内ヨシ最長草高 (2000～2001 年度)

#### 4. まとめ

本実験では、3種類のマット植栽法によるヨシの植栽実験を実施し、各マット植栽法の生育特性を検討した。

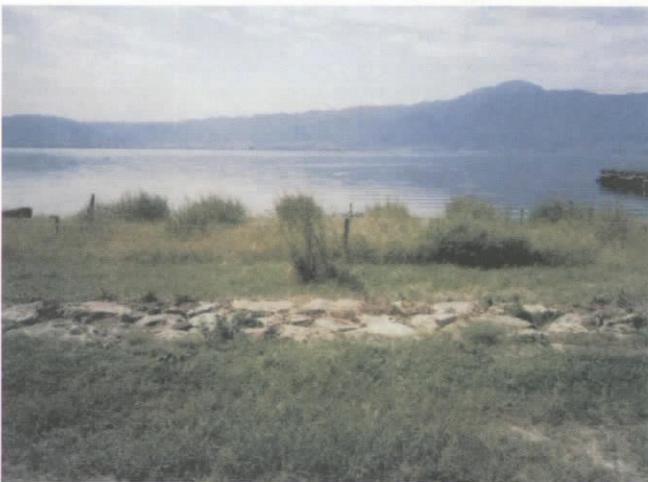
実験区域の環境調査において、植物相調査と底生動物調査を実施した。植物相調査により、各植栽法（マット）における出現種の違いはほとんど認められなかった。また、底生動物調査から、確認された生物の多くがヨシ帯で生活をする生物であり、ヨシの生育に問題がなく、水が枯渇することがなければ、植栽法（マット）の違いは、底生動物の分布には影響がないと推測された。過去に多くの実績のあるヤシマット以外は、人工的な材料（ポリエステル、コンクリート）であり、植物相や底生動物の分布に影響を及ぼす恐れが考えられたが、本実験の環境調査においては、ヤシマットと差異は認められなかった。

植栽種生長量調査においては、2年間にわたり、計8回の調査を行い、平均ヨシ茎個体数と株内のヨシ最長草高について集計を行った。平均ヨシ茎個体数の比較からは、植栽直後は、地盤が安定するためか、PoCマットの生育が良好であった。植栽後1年が経過すると、全ての植栽法においてヨシ茎個体数が大きく増加した。植栽法別の株内ヨシ最長草高の比較からも、植栽後1年が経過すると、2m近くまで草高が生長し、各植栽法共に生長は良好であると考えられる。

調査結果から、実験に使用した3つの植栽法は、活着・生育は良好であり、植栽法ごとの差は小さいものと考えられる。PoCマットについては、波浪等の環境条件が厳しい場所においても、マットの自重により、地盤が安定し、他の植栽法に比べて、有利であると考えられるし、樹脂マットはマットごとのばらつきが小さく、植生基盤としては安定したものであると推測される。また、ヤシマットにおいては、過去の実績は多く、優れた材料であると考えられる。これらの植栽法は、それぞれに特徴があり、実際に植栽を行う場所の環境条件等の特性を考慮したうえで、最適な工法を選定し、植栽計画を検討してゆく必要がある。



2000年7月（植栽直後）



2000年10月（3ヶ月後）



2001年10月（15ヶ月後）

植物相調査結果

門名	綱名	科名	種名	学名	春	夏	秋	
シダ植物	シダ類	アカウキクサ科	アカウキクサの一種 (逸出)	<i>Azolla</i> sp.			●	
種子植物	離弁花類	タデ科	シロバナサクラタデ	<i>Persicaria japonica</i>			●	
			イヌタデ	<i>Persicaria longiseta</i>		●		
			ホソバナウナギツカミ	<i>Persicaria praetermissa</i>			●	
		スイレン科	フサジュンサイ (帰化)	<i>Cabomba caroliniana</i>		●		
		マツモ科	マツモ	<i>Ceratophyllum demersum</i>	●	●	●	
		マメ科	クサネム	<i>Aeschynomene indica</i>		●		
		ヒシ科	ヒシ	<i>Trapa japonica</i>	●			
		アカバナ科	ヒレコボウ (帰化)	<i>Ludwigia decurrens</i>			●	●
			チヨウジタデ	<i>Ludwigia epilobioides</i>			●	●
		アリトウグサ科	ホザキノフサモ	<i>Myriophyllum spicatum</i>	●	●	●	
	セリ科	セリ	<i>Oenanthe javanica</i>				●	
	合弁花類	キク科	アマカセンダングサ (帰化)	<i>Bidens frondosa</i>		●	●	
			オオナミ	<i>Eclipta prostrata</i>		●	●	
			オオナミ (帰化)	<i>Xanthium occidentale</i>		●	●	
	単子葉植物	トチカガミ科	コナダモ (帰化)	<i>Elodea nuttallii</i>		●		
			クロモ	<i>Hydrilla verticillata</i>		●		
			トチカガミ	<i>Hydrocharis dubia</i>				●
			ネジレモ	<i>Vallisneria biwaensis</i>	●			
		ヒルムシロ科	エビモ	<i>Potamogeton crispus</i>	●			
			センニンモ	<i>Potamogeton maackianus</i>	●	●		
			ササバモ	<i>Potamogeton malaianus</i>		●	●	
		ミズアオイ科	ホテイアオイ (帰化)	<i>Eichhornia crassipes</i>			●	
		ツユクサ科	ツユクサ	<i>Commelina communis</i>			●	
		イネ科	イネ科の一種	<i>Gamineae</i> sp.	●			
			キョウキシバ	<i>Cynodon dactylon</i>			●	
			ヒシバ	<i>Digitaria ciliaris</i>		●	●	
			イヌビエ	<i>Echinochloa crus-galli</i>		●	●	
ケイヌビエ			<i>Echinochloa crus-galli</i> var. <i>caudata</i>		●	●		
ヌカキビ			<i>Panicum bisulcatum</i>			●		
キョウスズメヒエ (帰化)			<i>Paspalum distichum</i>		●	●		
チコスズメヒエ (帰化)			<i>Paspalum dilatatum</i> var. <i>inditum</i>	●	●	●		
ヨシ			<i>Phragmites australis</i>	●	●	●		
ウキクサ科		アオウキクサ	<i>Lemna auoukikusa</i>		●	●		
		ウキクサ	<i>Spirodela polyrhiza</i>		●	●		
カヤツリグサ科	コゴシカヤツリ	<i>Cyperus iria</i>		●	●			
	カヤツリグサ	<i>Cyperus microiria</i>		●				
	アオカヤツリ	<i>Cyperus nipponicus</i>		●				
	ヒデリコ	<i>Fimbristylis miliacea</i>		●				
	ウキヤガラ	<i>Scirpus yagara</i>		●	●			
2門	4綱	17科	40種		9種	27種	27種	

底生動物確認種リスト

	目名	科名	種名		5月	8月	11月
1	ウズムシ	Dugesiidae	ナミウズムシ	<i>Dugesia japonica</i>	●		
2	ニナ	タニシ	ヒメタニシ	<i>Sinotaia quadrata histrica</i>	●	●	●
3		カワニナ	ハベカワニナ	<i>Biwamelania habeii</i>	●		
4			Biwamelania亜属の一種	<i>Biwamelania</i> sp.	●	●	●
5			チリメンカワニナ	<i>Semisulcospira reiniana</i>	●	●	●
6	モノアラガイ	カワコザラガイ	カワコザラガイ	<i>Laevapex nipponica</i>	●		
7		モノアラガイ	ヒメモノアラガイ	<i>Austropeplea ollula</i>	●	●	●
8			モノアラガイ	<i>Radix auricularia japonica</i>	●		
9			オウミガイ	<i>Radix onychia</i>	●		
10		サカマキガイ	サカマキガイ	<i>Physa acuta</i>	●	●	●
11		ヒラマキガイ	カドヒラマキガイ	<i>Choanompholodes perstriatulus</i>	●		●
12	イガイ	イガイ	カワヒバリガイ	<i>Limnoperla fortunei</i>		●	
13	イシガイ	イシガイ	タテボシガイ	<i>Unio douglasiae biwae</i>	●		
14	ハマグリ	シジミ	シジミ属の一種	<i>Corbicula</i> sp.	●	●	●
15		ドブシジミ	ドブシジミ科の一種	Sphaeriidae sp.		●	●
16	ナガミミズ	ミズミミズ	ミズミミズ科の数種	Naididae spp.	●	●	●
17		イトミミズ	ヨゴレイトミミズ属の一種	<i>Embolocephalus</i> sp.	●		
18			イトミミズ科の数種	Tubificidae spp.	●	●	●
19	ウオビル	グロシフォニ	アタマビル	<i>Hemiclepsis marginata</i>	●		
20			グロシフォニ科の一種	Glossiphoniidae	●		●
21	咽蛭	インビル	インビル科の一種	Erpobdellidae sp.	●	●	●
22	ワラジムシ	ミズムシ	ミズムシ	<i>Asellus hilgendorfi hilgendorfi</i>	●	●	
23	ヨコエビ	-	ヨコエビ目の一種	Amphipoda sp.	●		
24	エビ	テナガエビ	テナガエビ	<i>Macrobrachium nipponense</i>		●	●
25	トビケラ	ムネカクトビケラ	ムネカクトビケラ属の一種	<i>Ecnomus</i> sp.	●	●	●
26		ヒメトビケラ	ヒメトビケラ属の一種	<i>Hydroptila</i> sp.	●		
27			オトヒメトビケラ属の一種	<i>Orthotrichia</i> sp.	●		
28	ハエ	ユスリカ	ユスリカ亜科の数種	Chironominae spp.	●	●	
29			エリユスリカ亜科の数種	Orthoclaadiinae spp.	●	●	●
30			ユスリカ科の数種	Chironomidae spp.	●		
31	コウチュウ	ガムシ	ガムシ科の一種	Hydrophilidae sp.			●
16目22科31種					27種	16種	16種

実験担当者

財団法人琵琶湖・淀川水質保全機構

全国ボラカブル工業会

東洋紡績株式会社

株式会社ラーゴ

実験センター所長

実験センター研究員

機能材開発研究所

調査技術研究部研究員

田井中善雄

三井 光彦

衣川 直紀

山本 俊也

西川 博章