

琵琶湖・淀川水質浄化共同実験センター

年報第9号

目 次

【論文要旨】	(1) ~ (4)
【論文】	
1. 土壌浄化実験（その7）	1
2. 土壌浄化施設モニタリング調査	17
3. 実験センターにおける生物調査（水域）（その9）	30
4. 消波施設撤去がヨシ帯に及ぼす影響調査（その4）	48
5. 生分解性吸着材による窒素・リン除去実験	59
6. 実環境化におけるポーラスコンクリートによるヨシ植栽実験	71
7. 自然循環方式浄化実験	94
8. 実験成果の評価ならびに水質浄化事例の調査検討	102
【その他実験の概要】	
実施中および継続している実験の概要	120
【啓発活動】	
平成18年度Biyoセンター見学者実績	121
平成18年度自然観察会	122
【データ】	
葉山川の水質・底質および農業排水路の水質データ	132

論文要旨

1. 土壌浄化実験（その7）

委託機関：国土交通省近畿地方整備局琵琶湖河川事務所（～H17）

受託機関：財団法人琵琶湖・淀川水質保全機構（H18実施機関）

掲載ページ：pp.1～16

（目的）

琵琶湖の富栄養化の原因物質の一つであるリンの除去を対象に、水質浄化手法の1つである土壌浸透浄化法について、赤玉土を用いた水質浄化特性および維持管理手法等、実施設化・事業化に向けての調査・検討を行い、施設の設計・維持管理等の基礎データの収集・評価を行うことを目的とする。

（実験内容）

優れた水質浄化性能を持つ土壌浸透法を実用化し長期運用するために、容易な維持管理方法や実際の施設用地を考慮した処理効率の向上の視点から検討を行っている。本報では、平成15年度から平成18年度までに実施した長期連続通水による実証実験（通水速度 5.0m/日、通水方法下向流散水方式）および赤玉土を吸着ろ材としたカラム実験（通水速度 5.0m/日）から、以下の研究成果を得た。

- ① 異なる土壌層厚における水質浄化性能の比較では、土壌層厚1mと0.5mで T-P 除去性能に有意差が認められた。
- ② 平成15年9月30日に通水開始後、土壌層厚0.5mの D-2 槽では約 1.3 年、1mの D-1 槽では約 2.2 年で施設目詰まりによる最初の湛水状態が発生した。この閉塞要因は、上部構造（7号単粒度砕石）部で捕捉されたSSによるもの以外に、土壌層内でのミズミチの形成や圧密負荷による赤玉土の団粒構造の崩壊によって部分的な閉塞が起こっていると推察された。閉塞時には、上部砕石の入れ替えによる通水性能回復や水面積負荷を軽減させて通水するなどの措置が考えられる。
- ③ 水質より算定した吸着量は、リン含有量から算定した結果と同様な値を示した。一方、原水濃度が 5mg/L と 2mg/L のリン吸着量の比較から、2mg/L の方はリンの吸着量が少なく、原水濃度によって赤玉土のリン吸着効率に差が生じることが示唆された。

2. 土壌浄化施設モニタリング調査

委託機関：国土交通省近畿地方整備局琵琶湖河川事務所

受託機関：財団法人琵琶湖・淀川水質保全機構

掲載ページ：pp.17～29

（目的）

琵琶湖流入河川である北川の水質浄化を行い、栄養塩負荷を削減することを目的として計画された土壌浄化施設の稼動・通水後の維持管理の一環として、モニタリング調査を行った。

（実験内容）

施設流入水、前処理施設処理水、土壌浄化施設処理水の水質調査を行った。

（結果）

- ① H18 年度調査における土壌浄化施設全体の除去率（各調査時における除去率の平均値）は、T-P で62.7%、 $PO_4\text{-P}$ は52.4%であった。T-P 除去率は、施設の目標値である65%をやや下回ったが、赤玉土交換の目安となる60%は満足していた。
- ② H18 年度の本施設の T-P の負荷削減量は、0.109kg/日（29.3kg/年）で、施設計画の目標値（T-P で 0.03kg/日以上）を満足していた。
- ③ H18 年度は、前処理施設にヨシの植栽されたフローティングマットを設置していない状態での調査であったが、SSの除去率は、施設計画の処理目標値であるSS濃度 8mg/L は概ね満足しており、フローティングマットを設置していたときと特に大きく変化することはなかった。

3. 実験センターにおける生物調査（水域）その9

委託機関：国土交通省近畿地方整備局琵琶湖河川事務所

受託機関：財団法人琵琶湖・淀川水質保全機構

掲載ページ：pp. 30～47

（目的）

実験センターでは、平成10年度から継続的に多自然型水路実験施設における魚類の生息状況を把握している。これまでに引き続き、実験センターにおける魚類の生息および繁殖状況を把握することを目的として「魚類モニタリング調査」を実施した。また、外来魚と在来魚の隔離手法の開発を目指し、流速および音の刺激に対する外来魚と在来魚の反応の差異を把握することを目的に、「外来魚堰実験」および「外来魚音実験」を実施した。

（実験内容）

多自然型水路および琵琶湖型池等の6地点で「魚類モニタリング調査」を四季で実施した。「外来魚堰実験」として、平成17年の実験デザインを改良した上で、魚類の活性期（5～6月の繁殖期）における侵略的外来魚と在来魚を用い、複数の堰高および流速条件におけるもぐり堰に対する遡上率を実験的に測定した。「外来魚音実験」として、平成17年と同様の実験デザインで、上記と同様の魚種を用い、水中スピーカーから発する音に対する忌避および選好反応の有無を実験的に測定した。

（結果）

魚類モニタリング調査の結果、本年度は、4目5科20種の魚類が確認され、外来種が5種（国外外来種：3種、国内外来種：2種）、在来種が15種、琵琶湖固有種が2種確認された。平成11年度以降はタイリクバラタナゴが最も優占し、この傾向は平成17年度まで継続したが、平成18年度には外来魚のブルーギルが最も優占した。外来魚堰実験の結果、琵琶湖につながる河川・水路などにもぐり堰等の構造物を設置することで、ギンブナの遡上を促進し、逆にオオクチバス・ブルーギルの遡上を抑制できる可能性が示された。外来魚音実験の結果、外来魚であるオオクチバス、ブルーギルについては一貫した顕著な反応を示した音は確認できなかったが、在来魚であるギンブナは、平成17年度に引き続き、アオサギの鳴き声を鳴らした際に、群れを形成して音源から遠ざかる忌避反応を示した。

4. 消波施設撤去がヨシ帯に及ぼす影響調査その4

委託機関：独立行政法人水資源機構琵琶湖開発総合管理所

受託機関：財団法人琵琶湖・淀川水質保全機構

掲載ページ：pp. 48～58

（目的）

本調査は、消波施設撤去後のヨシ帯の浸食状況およびヨシの生育状況を把握することにより、ヨシ帯による浸食防止効果の検証およびヨシ帯造成のために設置した消波施設の評価を行い、今後のヨシ帯復元および新たな湖岸創生手法のための条件等を考察することを目的とする。

（実験内容）

旧草津川河口の北方約300mの琵琶湖岸に位置するヨシ植栽地（2002年11月に消波施設を撤去）において、「植生調査」、「底質調査」、「地盤高調査」、「沈水植物調査」を実施した。本調査においては、京都大学田中・藤井らのグループの協力のもと、同グループが調査した消波施設撤去直後のデータと比較可能なデータを新たに収集するとともに、消波施設撤去による影響をこれまでよりも多面的に検討した。

（結果）

- ① 消波施設内側（植栽ヨシの前面）に繁茂していたチクゴスズメノヒエは消波施設撤去後に消失した。

- ② 消波施設撤去直後と今年度の比較では、植栽ヨシ帯内の一年生草本や帰化植物が消失していた。
- ③ 消波施設内側の植栽ヨシ帯の土壤に蓄積していたリンは消波施設撤去後に低下した。
- ④ 消波施設を撤去した植栽ヨシ帯沖側には緩傾斜が成立した。
- ⑤ 消波施設を撤去した植栽ヨシ帯沖側の土壤では砂分の割合が高まった。
- ⑥ 消波施設撤去により成立した緩傾斜にネジレモが定着したことが確認された。
- ⑦ 消波施設撤去後と今年度の比較では、植栽ヨシ帯の土壤に含まれる窒素が増加していた。

以上から、本調査を実施した植栽ヨシ帯においては、消波施設を撤去することで、より自然に近い琵琶湖湖岸のヨシ群落へ遷移したことが確認されたといえる。

5. 生分解性吸着剤による窒素・リン成分の除去及びリサイクル性に関する実験

実施機関：財団法人琵琶湖・淀川水質保全機構、京都工芸繊維大学

掲載ページ： pp. 59 ~ 70

（目的）

琵琶湖の富栄養化の一因である硝酸態窒素、およびリン酸態リンを吸着除去する生分解性樹脂の媒体に関する検討を行った。本媒体は発泡性媒体上にナノ分子認識部位を配置し利用する極めて有用な手法である。この自然の力を応用した効率的な吸着除去方法およびリサイクルシステムの確立することを目的とする。

（実験内容）

年報第7号では生分解性吸着剤の合成と形成、および、水質浄化効果の調査（硝酸イオン、リン酸イオン、COD）について実施した。本報では、主として土壤改良材としての有効性について検討した内容を報告する。

（結果）

- ① 富栄養化成分を吸着させた機能性発泡樹脂（M-AR及びR-AR）を用いた栽培実験では、M-AR、R-ARを土壤に混入させた場合はしない場合に比べて、明らかに小松菜の成長が促進され、M-AR、R-ARが肥料として有効であることが確認できた。
- ② 実際に収穫した小松菜の重量や葉に含まれる葉緑素量を測定した結果からもM-AR、R-ARの肥料としての効果が明らかとなった。

6. 実環境下におけるポーラスコンクリートによるヨシの植栽実験

実施機関：財団法人琵琶湖・淀川水質保全機構、

立命館大学 理工学部 建築都市デザイン学科

掲載ページ： pp. 71 ~ 93

（目的）

湖岸道路などの建設により遠浅の部分が減少した現在の琵琶湖では、沿岸域への波浪などの影響が大きいため従来から一般的に行われている植栽方法では、ヨシの活着はあまり望めない現状にある。そこで、本研究はエココンクリートに分類されるポーラスコンクリートを用いて、実自然環境下における波や水深による影響および生育状況の観察を行うことにより、ポーラスコンクリートによるヨシの植栽手法の有効性について実験検討を行った。

（実験内容）

Biyoセンター内の湖岸フィールド実験施設において、ポーラスコンクリート植栽基盤を用いたヨシの植栽工法（ポーラスコンクリート工法）が、ヨシの生育状況、地盤環境に及ぼす影響を評価した。また、ポーラスコンクリート工法の有効性について比較・検討するため、琵琶湖において一般的に行われているマット工法によるヨシの植栽も行った。

（結果）

- ① ポーラスコンクリートから溶出する六価クロム量は、琵琶湖における環境水質基準を満足し

ていた。

- ②ポーラスコンクリート工法により植栽したヨシの生育状況は、従来工法であるマット工法により植栽したヨシと比較すると、良好な傾向が見られた。ヨシ株の活着率は、ポーラスコンクリート工法で60%、マット工法で15%となり、ポーラスコンクリートにより植栽したヨシの方が高い活着率を示した。
- ③ポーラスコンクリート植栽基盤が地盤高の変動に与える影響はほとんどなく、消波ブロックの役割も果たせる可能性が示唆された。

7. 自然循環方式浄化実験

実施機関：財団法人琵琶湖・淀川水質保全機構、東洋電化工業株式会社

掲載ページ：pp. 94 ~ 101

(目的)

自然循環方式浄化実験施設は、平成11年4月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)の浄化能力の把握と、浄化能力の向上を目的としている。今年度は、昨年度に引き続き、生物処理では完全な処理が難しく、また琵琶湖の水質調査でも年々増加傾向にあるCODに着目し、水質浄化実験を行った。

(実験内容)

セラミック複合木炭のろ過吸着機能によるCODの除去能力の把握

(結果)

- ①セラミック複合木炭を充填した実験対象施設(2槽構造)全体のCODの平均除去率は、36.7%であった。また、D-COD(1 μ mのろ紙を使用)の平均除去率は、26.7%であった。
- ②①の結果から、CODの除去効果は単なるSS除去による相乗効果ではなく、セラミック複合木炭の持つ吸着性能やそこに定着する微生物の効果によるものと思われる。

8. 実験成果の評価ならびに水質浄化事例の調査検討

実施機関：財団法人琵琶湖・淀川水質保全機構

掲載ページ：pp. 102 ~ 119

(目的)

Biyoセンターで得られた水質浄化に関する多くの実験成果と、それに関連する実施設について整理し、「水質浄化を考えているがどの方法を採用すればよいのかわからない」と思案している現場担当者、あるいは水質問題に取り組む方の参考となる資料作成を行った。

(とりまとめ内容)

- ①水質浄化の基礎
- ②Biyoセンターの実績
- ③水質浄化の事例

(結果)

- ①Biyoセンターで行った水質浄化に関する実験成果を実施設に反映させた例が全国各地に見られ、水質浄化施設として稼動している。
- ②水質浄化施設の大まかの傾向としては、生活排水による水質汚濁が著しい場合、接触酸化施設が多い傾向にあった。また、水質浄化とともに水環境に関する啓発を目的とした施設においては、植生浄化施設が選択される傾向にあった。
- ③閉鎖性水域の富栄養化の防止も目的として、T-Pの除去も計画した施設では土壌浄化施設が多い傾向にあり、閉鎖性水域において、植物プランクトンの増殖を抑制することを目的とした施設では、曝気循環が多く採用されていた。

論 文

1. 土壌浄化実験（その7）

1. 目的

琵琶湖の富栄養化原因物質の一つであるリンの除去を対象に、赤玉土を用いた土壌浸透による水質浄化法の実験を、琵琶湖・淀川水質浄化共同実験センター(Biyoセンター)にて実施している。本研究は、土壌浸透浄化施設の設計指針となるべく基礎データの収集および解析から、施設の実用化・事業化に向けた水質浄化特性や維持管理手法等の検討を行うことを目的とする。

2. 実験内容および施設諸元

筆者らは、平成9年から土壌浸透による水質浄化実験を実規模レベルで実施してきた。通水速度1.5m/日の下向流方式の結果では、水質浄化性能に対してリンはもちろんのこと、COD(D-COD)に対しても優れた除去性能が得られている。しかし、土壌浸透浄化法は維持管理方法が難しいこと、施設設計を検討する上で必要となる耐用年数に関して吸着ろ材の寿命の把握など、運用するにあたっての課題がある。年報第5号では土壌浸透浄化法の長期運用のための施設上部構造および通水方法を検討し、その成果を報告した。本報では、平成15年度から平成18年度までに実施した実験において、長期連続通水による実証実験（土壌浄化施設D槽）および赤玉土のリン吸着寿命の研究成果について報告する。

2.1 赤玉土を吸着ろ材とした浄化性能の検討

UF膜処理した河川水にリン酸塩添加した原水を流入させたカラム試験から、水質浄化材としてリン吸着ろ材である赤玉土の必要土壌層厚、処理限界速度等、種々の条件による水質浄化性能を検討した。本報告はリン吸着寿命について、水質濃度およびリン吸着含有量の測定結果から検討する。

2.2 土壌浄化施設の浄化持続性の検討（土壌浄化実験施設C槽）

草津川放水路水質浄化事業における北川に平成13年度に建設された土壌浄化プラントの寿命、維持管理性を考える上で基礎的知見を得るため、同様の施設構造、運転条件とした運用を実施し、浄化持続性や施設管理等について検討している。

2.3 長期連続通水による実証実験（土壌浄化施設D槽）

上部槽構造および通水方法として、7号単粒度碎石・散水方式および最適な通水速度(5.0m/日)による長期連続通水を行い、下向流方式による土壌浄化手法について検討している。本報では、水質浄化効率、土壌層厚、維持管理方法について、これまでのモニタリング調査結果をもとに評価した。

2.4 浸透ろ過施設による通水限界速度の浄化性能確認実験

カラム試験の結果から、処理限界通水速度はおおよそ8~17m/日の範囲と計算された。土壌浄化施設D槽では実用的な最適通水速度を5m/日程度と判断し、長期連続運転を行っているが、さらに浸透ろ過装置を用いて、除去限界の通水速度10m/日で小規模レベルの実証実験を実施し、水質浄化性能、目詰まりの度合い等の把握・検討することとしている。

2.5 施設諸元

土壌浄化実験施設および各実験水槽における実験諸元を表 2-1～表 2-3 に、各施設構造の概念図および施設全体の配置図を図 2-1～図 2-3 に示す。

表 2-1 土壌浄化実験施設諸元

【前処理施設】

実験施設		B 槽
施設概要		○前処理施設の検討 ・沈砂池を配置（ろ過膜2枚） ・他の層へ送水できるよう配管を整備
前処理施設諸元	規模	幅6m×長さ20m×深さ1.8m
	浄化水量	780m ³ /日
	水面積負荷	6.5m ³ /m ² ・日
	通水方法	横流方式
	実験設定	前処理（沈砂池、ろ過膜2枚（粗、中目））
充填材		ろ過膜：不織布（通水断面全面：長さ6m×幅1.5m） 規格：粗目-厚さ約50mm、1000デニール、目付量50kg/m ³ 中目-厚さ約20mm、75デニール、目付量60kg/m ³
実験期間		平成14年7月4日（通水開始）～平成19年3月31日

【土壌浄化施設】

実験施設		C 槽	D 槽
施設概要		○土壌浄化施設の浄化特性等の検討 ○赤玉土壌層の吸着寿命と吸着帯の検討 ・過年度（平成13年度）から継続実験 （水面積負荷1.5m ³ /m ² /日） ・水質調査、通水性調査	○長期間通水による土壌浸透浄化法の総合的評価 ○土壌層厚の違いによる通水速度や水質浄化効率の検討 ・水質調査、通水性調査
土壌浄化施設諸元	規模	幅6m×長さ20m×深さ1.8m	幅6m×長さ20m×深さ1.8m
	浄化水量	180m ³ /日	600m ³ /日
	水面積負荷	1.5m ³ /m ² ・日	5.0m ³ /m ² ・日
	通水方法	上向流方式	下向流散水方式
	実験設定	実施設想定型	実施設想定型
	充填材	赤玉土（土壌層厚0.8m）	赤玉土（D-1槽＝土壌層厚1m、D-2槽＝土壌層厚0.5m）
実験期間		平成12年7月25日～平成13年2月21日（211日間） 平成13年9月20日～平成14年3月4日（165日間） 平成14年5月13日～平成15年3月31日（314日間） ※H14目詰まり発生 流入管の排泥（バキューム吸引）にて回復 停止期間：8日間 平成15年4月1日～平成16年3月31日（366日間） 平成16年4月1日～平成17年3月31日（365日間） 平成17年4月1日～平成18年3月31日（365日間） ※H18目詰まり発生 流入管の排泥（バキューム吸引）にて回復 停止期間：なし 平成18年4月1日～平成19年3月31日（331日間） ※H19.1.11～H19.2.5までポンプ付け替えにより通水停止（26日間）	【D-1槽】 平成15年9月30日～平成16年3月31日（182日間） 平成16年4月1日～平成17年3月31日（365日間） 平成17年4月1日～平成18年3月31日（326日間） ※平成17年12月10日～平成18年1月18日まで砕石入替作業により通水を停止（39日間） 平成18年4月1日～平成19年3月31日（365日間） 【D-2槽】 平成15年9月30日～平成16年3月31日（182日間） 平成16年4月1日～平成17年1月20日（294日間） 平成17年4月11日～平成18年3月31日（325日間） ※平成17年7月21日～平成17年8月19日まで砕石入替作業により通水を停止（29日間） 平成18年4月11日～平成19年3月31日（365日間）

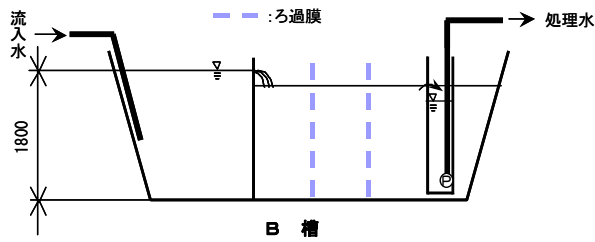
表 2-2 カラム実験装置諸元

項目	カラム装置	
カラム	寸法	内径100mm×長さ1.0m
	水面積負荷	5.0m ³ /m ² ・日
	通水方法	下向流、飽和流
	充填土壌厚	1.0m
	設置数	4基
実験期間	<p>【原水0.01mg/L】 平成15年12月1日～平成19年3月31日 (1216日間)</p> <p>【原水1,2mg/L】 平成17年5月31日～平成19年2月5日 (615日間)</p> <p>※原水5mg/Lは平成18年2月23日まで (268日間)</p>	

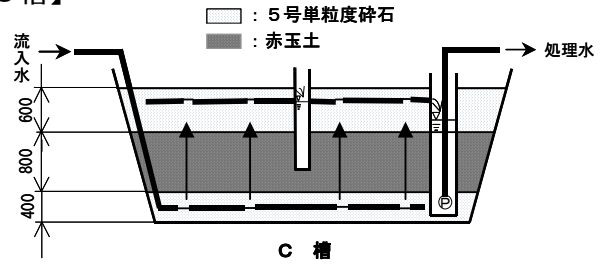
表 2-3 浸透ろ過装置諸元

項目	浸透ろ過施設	
施設概要	<p>○透水性コンクリートによる原水前処理性能</p> <p>○水質浄化ろ材としての赤玉土、マサ土の比較</p> <p>○維持管理を勘案した土壌層への物理的負荷軽減のための分離設計検討</p> <p>○処理通水可能限界速度10m/日での水質浄化性能</p>	
前処理槽	施設規模	幅1.0m×長さ3.0m×高さ1.35m
	浄化水量	30m ³ /日
	通水方法	上向流方式
	水面積負荷	10m ³ /m ² ・日
	槽構造	7号単粒度砕石 0.3m 赤玉土0.75m
	充填材	透水性コンクリート (幅1m×長さ2m×厚み0.1m) ※槽下部より高さ0.65mに設置 ※導水部幅0.5m、放流部幅0.5m
赤玉土槽	施設規模	幅1.0m×長さ3.0m×高さ1.35m
	浄化水量	30m ³ /日
	通水方法	下向流散水方式
	水面積負荷	10m ³ /m ² ・日
	槽構造	7号単粒度砕石 0.3m 赤玉土0.75m
マサ土槽	施設規模	幅1.0m×長さ3.0m×高さ1.35m
	浄化水量	30m ³ /日
	通水方法	下向流散水方式
	水面積負荷	10m ³ /m ² ・日→5.0m ³ /m ² ・日→1.5m ³ /m ² ・日
槽構造	7号単粒度砕石 0.3m マサ土0.75m	
実験期間	<p>【前処理槽】 平成18年6月15日～平成19年3月31日 (289日間)</p> <p>【赤玉土槽】 平成18年6月15日～平成19年3月31日 (289日間)</p> <p>【マサ土槽】 平成18年6月15日～平成18年12月12日 (180日間)</p>	

【B槽：前処理施設沈砂池】

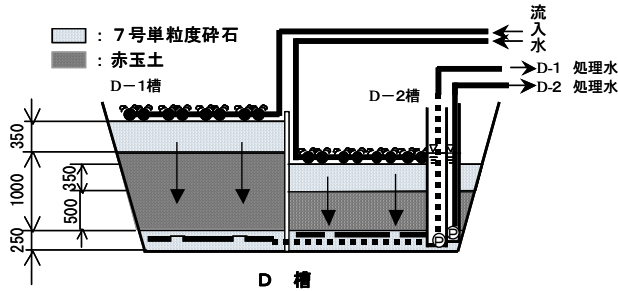


【C槽】

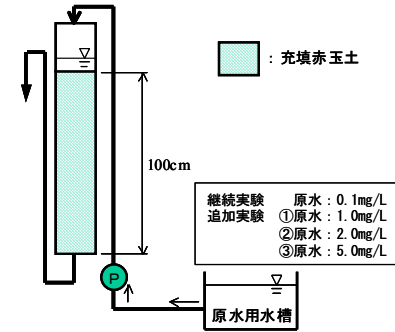


5号单粒度碎石：Φ13~20mm 赤玉土：Φ8mm程度

【D槽】



7号单粒度碎石：Φ2.5~5mm



継続実験 原水：0.1mg/L
追加実験 ①原水：1.0mg/L
②原水：2.0mg/L
③原水：5.0mg/L

図 2-1 土壤浄化実験施設およびカラム実験装置の概念図

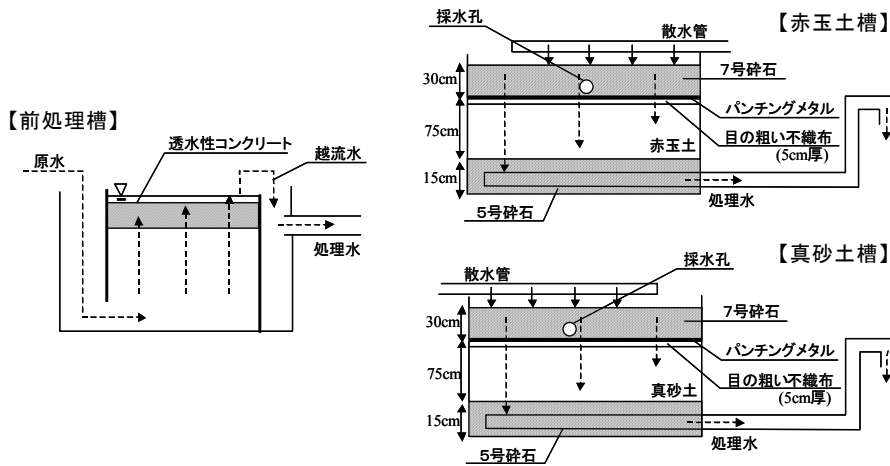
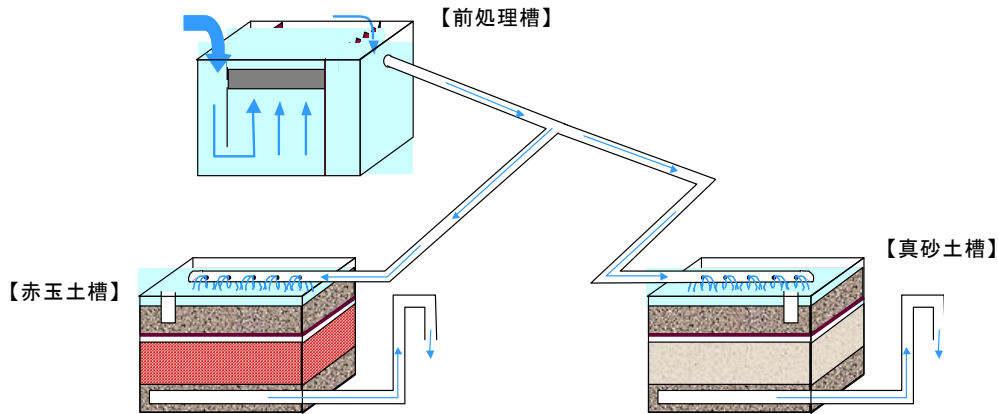


図 2-2 浸透ろ過装置概略図

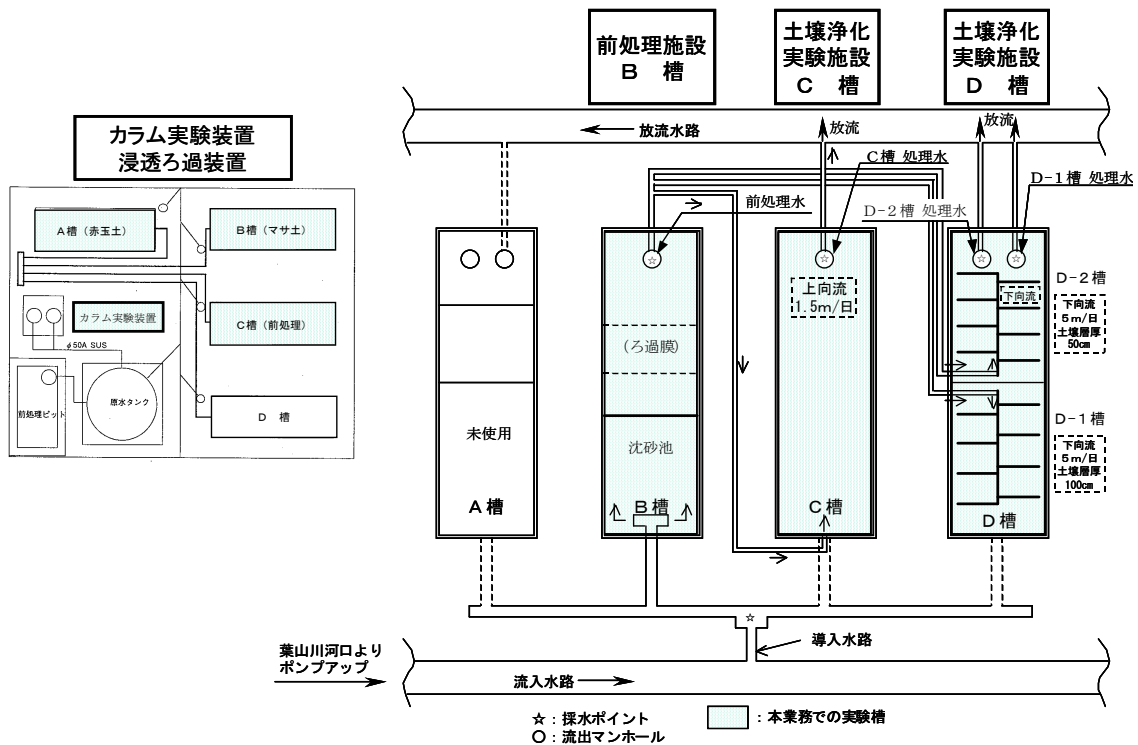


図 2-3 実験施設の配置

3. 実験結果および考察

3.1 長期連続通水による実証実験（D槽）の検討

土壌浸透浄化法は閉塞という運用上の課題がある。そのため土壌浄化施設 D 槽では、施設上部に配管を敷設することによって閉塞時に状況を把握し作業等が行いやすい構造を採用し、カラム試験の検討を踏まえた処理最適通水速度 5.0m/日で長期連続通水実証実験を実施している。D 槽は 2 槽構造であり、赤玉土の土壌層厚を D-1 槽は 1m、D-2 槽は 0.5m の 2 系列とし土壌槽厚の違いによる水質浄化性能の比較検討も兼ねた。通水方法は、年報第 5 号での報告のとおり、上部構造が 7 号単粒度砕石で通水方法は散水方式とした。以下に D 槽の水質浄化性能、維持管理作業について考察する。

3.1.1 水質浄化性能

D 槽では、通水速度 5.0m/日で平成 15 年 9 月 30 日より通水を開始し、長期連続実証実験を行っており、平成 19 年 3 月 7 日（平成 18 年度モニタリング調査最終日）まで 1223 日間の累積通水日数が経過している。

平成 18 年度水質測定結果を表 3-1 に、これまでに測定した水質測定結果の年度別平均除去率を表 3-2 に示す。

平成 18 年度結果では、COD、TOC、T-N、DO についてほぼ過年度と同様な流入水質であり、同様の処理水質が得られていることから、安定した除去率が得られている。

表 3-1 土壤浄化施設 D 槽の平成 18 年度水質測定結果（平均値）

項 目	流入水	D-1 ^{※1} 処理水	D-2 ^{※1} 処理水	除去率（%） ^{※2}	
				D-1	D-2
透視度 (cm)	58.2	86	88.7	—	—
COD (mg/L)	4.5	2.8	2.8	37.8	37.8
D-COD (mg/L)	3.3	2.0	1.9	39.4	42.4
D-TOC (mg/L)	2.3	1.5	1.6	34.8	30.4
D O (mg/L)	8.7	5.8	6.2	33.3	28.7
S S (mg/L)	12.3	4.5	8.0	63.4	35.0
T-N (mg/L)	1.2	1.0	1.0	10.4	11.3
D-TN (mg/L)	1.00	0.95	0.94	5.0	6.0
NH ₄ -N (mg/L)	0.15	0.010	0.010	93.3	93.3
T-P (mg/L)	0.084	0.041	0.056	51.2	33.3
D-TP (mg/L)	0.035	0.016	0.023	54.3	34.3
PO ₄ -P (mg/L)	0.017	0.009	0.015	47.1	11.8
濁 度 (度)	9.0	1.8	2.4	80.0	73.3

※1：D-1槽の充填赤玉土壌厚は1.0m、D-2槽の充填赤玉土壌厚は0.5m

※2：DOは変化率をあらわす

注：平成18年度のD-2槽は10月3日より通水速度を2m/日に変更している

表 3-2 土壤浄化施設 D 槽における年度別水質除去率結果（年平均値）

【単位：％】

項 目	平成15年度		平成16年度		平成17年度		平成18年度	
	D-1槽	D-2槽	D-1槽	D-2槽	D-1槽	D-2槽	D-1槽	D-2槽
BOD	—	—	—	—	45.5	50.0	—	—
COD	43.2	40.5	50.0	47.6	53.1	44.9	37.8	37.8
D-COD	36.7	33.3	48.6	42.9	45.9	35.1	39.4	42.4
TOC	—	—	—	—	40.0	32.0	—	—
DOC	—	—	—	—	36.4	31.8	34.8	30.4
D O [※]	17.0	15.0	40.3	37.0	35.9	32.1	33.3	28.7
S S	85.7	84.6	94.0	90.2	90.9	81.8	63.4	35.0
T-N	7.8	10.4	20.9	18.8	13.0	13.0	10.4	11.3
D-TN	—	—	—	—	5.6	4.8	5.0	6.0
NO ₂ -N	—	—	—	—	33.3	66.7	—	—
NO ₃ -N	—	—	—	—	-23.0	-23.0	—	—
NH ₄ -N	—	—	—	—	93.9	90.9	93.3	93.3
T-P	66.2	62.3	87.9	81.3	79.2	62.4	51.2	33.3
D-TP	55.2	48.3	84.3	76.4	73.2	53.7	54.3	34.3
PO ₄ -P	53.3	53.3	76.0	75.0	70.8	45.8	47.1	11.8
濁 度	82.4	83.5	96.2	90.2	91.0	81.2	80.0	73.3

※1：D-1槽の充填赤玉土壌厚は1.0m、D-2槽の充填赤玉土壌厚は0.5m

※2：DOは変化率をあらわす

※3：平成15年度は9月30日～3月31日の期間の平均値

また、リンの除去性能は経年を通じて D-2 槽より D-1 槽の除去率が高い傾向がみられる。これは赤玉土壌層が D-1 槽の方が厚く、土壌との接触時間が長いためと推察される。平成 17 年度の D-1 槽と D-2 槽の T-P 除去率データを用いて t 検定を行い（危険率 $\alpha=5\%$ ）、両者の除去性能に有意差があることを認めている。

平成 18 年度では若干のリン除去性能の低下がみられているが、リンの流入濃度が過年度に比べ低いこと、さらに、流出濃度が上昇してきているために除去率の低下に繋がったものと推察される。特に、平成 18 年度の冬季はリンの除去率が低下し（図 3-1）、同様に SS の除去率の悪化が確認されている。それは D-2 槽で顕著であった。

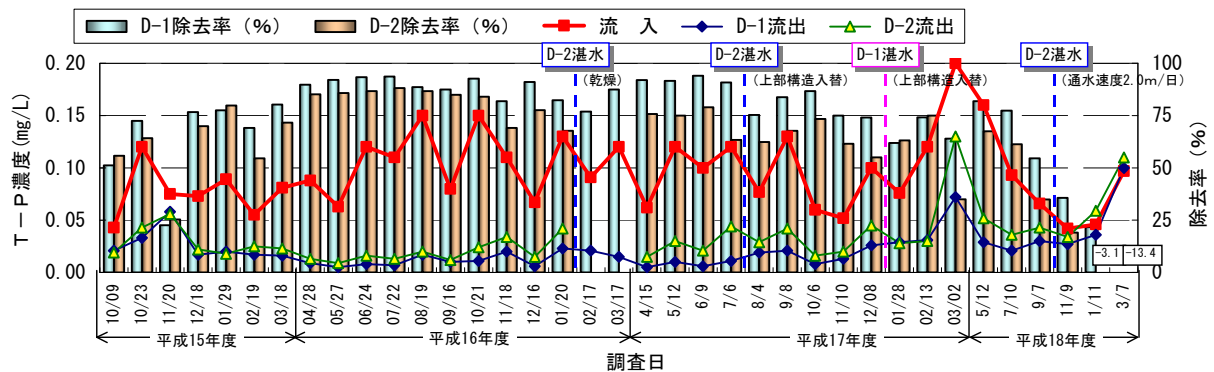


図 3-1 D 槽 通水性能の推移 (T-P)

3.1.2 維持管理作業

(1) 上部構造の SS 堆積状況

D 槽の上部構造における鉛直方向の SS 堆積状況を調べるため、通水開始約 1 年後の平成 16 年 10 月 26 日に、図 3-2 に示すような、①表層目詰まりのない部分、②目詰まり部と目詰まりのない部分の境目、③目詰まりの激しい部分、の 3 箇所を掘り返し、目視観察した。表層の目詰まりが激しい部分の断面では、表層から 0.7~1cm 程度までは微細な粒子が密に詰まった状態であった。これらの部分の上は水溜りができており、通水不能となっていると推察された。目詰まりは上層から下層に向けて進行するという基本的な考察は変わらないものの、赤玉土の直上部分で横方向へ広がる傾向があることが確認された。しかしながら、目詰まりのある場所を避けて通水が確保されていることから、施設上部での湛水が確認され、通水速度 5m/日が確保できなくなった時点で、碎石の入れ替え等の維持作業を実施することとした。



図 3-2 SS 堆積状況の観察箇所

このように、施設上部での湛水が確認され、通水速度 5m/日が確保できなくなった時点で、碎石の入れ替え等の維持作業を実施することとした。

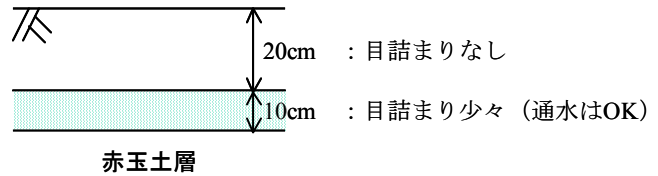
目視観測による各部分の状態を以下に示す。

① 表層の目詰まりがない場所

概ね上部 20cm までは懸濁物による目詰まりは見られなかった。20cm 以下 30cm までの赤玉土の直上部分で少々目詰まりが確認されたが、通水には問題のないレベルであった。



表層目詰まりのない部分

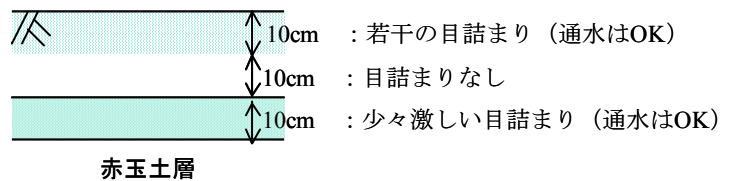


② 表層の目詰まり場所と目詰まりのない場所の境界部分

上部 10cm に若干の目詰まりが見られ (通水には問題なし)、その下 10cm は目詰まりがみられず、最下層の 10cm 部分で再度目詰まりが確認された。

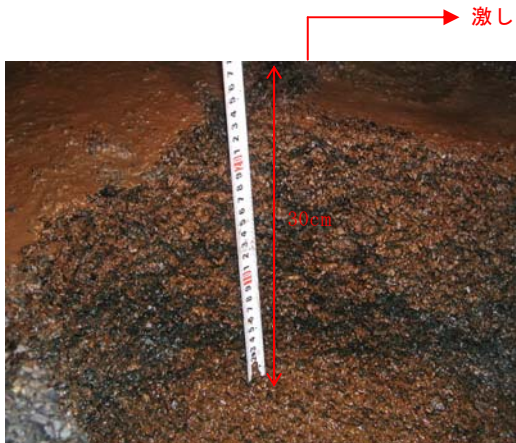


境界部分

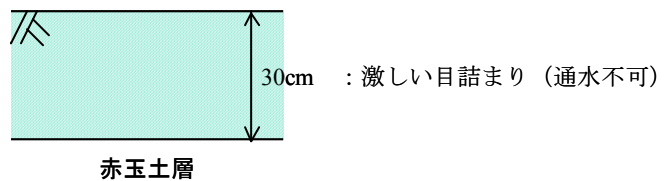


③ 表層の目詰まりの激しい場所

上部から下部にかけて目詰まりの程度は同様に激しい。



激しい目詰まり部分



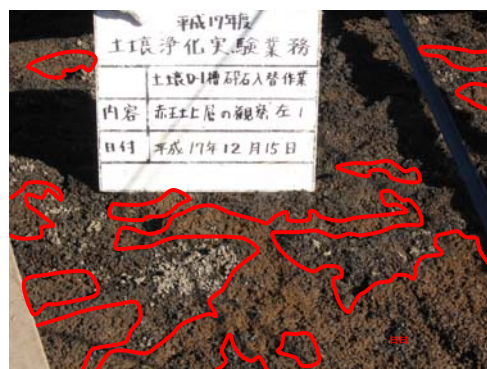
3.1.3 D-2 槽の湛水発生状況

平成 15 年 9 月 30 日より D-1 槽(土壌層厚 1.0m)、D-2 槽(土壌層厚 0.5m)の 2 槽で同時に通水を開始したが、約 1 年 3 ヶ月経過後に D-2 槽が、また、約 2 年 2 ヶ月経過後に D-1 槽で湛水状態となった。原因は主に上部構造の目詰まりによるものと推察される。



図 3-3 湛水状況 (D-2 槽)

平成 17 年 7 月 (D-2 槽) および平成 17 年 12 月 (D-1 槽) に、閉塞に伴う上部構造 (7 号単粒度砕石) の入替による通水回復作業を試みた。維持管理作業に際しては、これまでの実験検討を踏まえて、赤玉土への物理的影響 (踏み固め、団粒化土の崩壊等) および砕石付着物の洗浄不足による流入負荷の増加のないよう慎重に作業を実施した。砕石の入替により、目詰まり部の大部分が撤去されたが、図 3-4 に示すように、直下の赤玉土壌層の観察では、平面方向および深度方向ともに部分的な閉塞箇所がみられ、通水を阻害している可能性が示唆された。



○ : 閉塞箇所

図 3-4 赤玉土表層の閉塞確認状況

3.1.4 土壌層の通水性能

(1) 通水の状況

D 槽の通水状況の推移を図 3-5 に示す。上部構造の入替作業後、各層（上、中、下）において若干の通水性能の回復が確認できたが、再び緩やかな低下がうかがえる。

通水性能の低下原因には、第一に SS による閉塞が考えられるが、平成 17 年度考察より、赤玉土壌層全体の空隙量と槽内に蓄積したと推定される SS 量を比較すると SS の流入負荷によるものだけとは言い難い。例えば、赤玉土壌層の閉塞原因として、①上部砕石の重量もしくは赤玉土自重による圧密負荷、②通水—通水停止—通水を繰り返すによる土壌層への負荷、③上部構造砕石入替時に一時的に水位を下げた圧密負荷等の要因によって、赤玉土の団粒構造の崩壊が進行した可能性も考えられる。

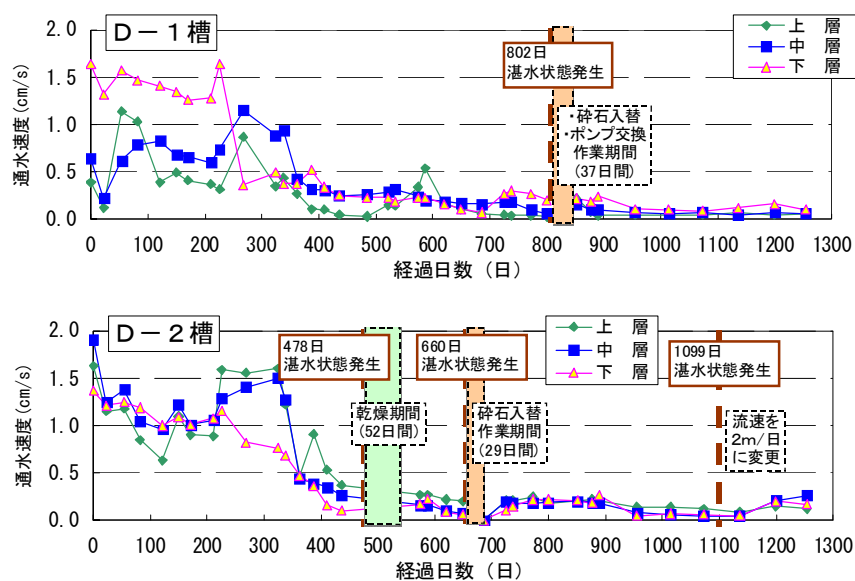


図 3-5 D 槽における通水状況の推移

赤玉土壌層厚 0.5m の D-2 槽では、約 1.3 年、1.0m の D-1 槽では約 2.2 年で目詰まりによる最初の湛水状態が発生した(平成 17 年度、表 3-3)。当時の流入水の SS 濃度は平均で 16.6mg/L であり、湛水する以前のリン除去率は高く 80%~90% 台を維持していた。その後、上部構造の入替作業を実施した際に、赤玉土壌槽内でミズミチの形成および部分的な閉塞が確認した。このことから上記考察より通水を阻害する要因は、上部構造（7 号単粒度砕石）により捕捉された SS 分のみではなく、圧密負荷による赤玉土の団粒構造の崩壊が部分的な閉塞を引き起こしていると推察された。平成 18 年度には D-2 槽が再び湛水状態となり、通水速度を 2.0m/日まで低下させる措置を実施している。上部砕石を入れ替え後の D-2 槽の 5.0m/日での通水可能期間は 439 日間(約 1.2 年)であった。しかし、平成 17 年度に上部構造入替作業を実施した際には、上部構造全面にわたって汚泥の溜りが確認できたが、今回発生した湛水状態は、部分的な汚泥の溜りが確認されたのみであった。これは今回の湛水発生が上部砕石層の閉塞によるものだけではなく、土壌層内の赤玉土の閉塞が進んだために起こった結果によるものと示唆される。したがって、D-2 槽における赤玉土壌層へ

の負荷やミズミチの可能性等を考慮すれば、2 回目の閉塞に対する対処措置としては、水面積負荷を軽減させて通水することが妥当であると考えられた(D-2 槽は現在 2.0m/日に調整稼働)。

表 3-3 閉塞発生時期と関係データ

槽	赤玉土層厚	水面積負荷	流入水濃度平均 (mg/L)		初回閉塞発生	2 回目閉塞発生	平均リン除去率 (%)		
			SS	T-P			閉塞前	初回閉塞後	2 回目閉塞後
D-1槽	1.0m	5m ³ /m ² ・日	15.3	0.092	通水開始後 2.2年	—	81.1%	52.0%	—
D-2槽	0.5m				通水開始後 1.3年	措置後 1.2年	72.4%	59.4%	-7.5%

3.2 カラム連続通水試験の検討

3.2.1 水質浄化性能

葉山川のリンの平均流入水質濃度である 0.1mg/L を原水として、平成 15 年 12 月 1 日に試験開始したカラム連続通水試験 (G 社製赤玉土、通水速度 5m/日) では、平成 18 年度の平均除去率は 79.8% (平均流入水質 0.119mg/L、平均流出水質 0.024mg/L) と継続してリン除去性能を保っていることを確認しているが、平成 15 年度～平成 17 年度に比べると除去率が若干低くなっている。平成 19 年 3 月 7 日時点で 1192 日間 (約 3.3 年) 通水を継続していることになるが、平成 18 年度の平均リン流出濃度の上昇を勘案すると、赤玉土によるリン吸着性能の低下が進んでいるものと考えられる (表 3-4)。

また、本調査結果をもとに、カラムの赤玉土により吸着したリン量を次式より算定したところ、リン吸着量 4,636.5mgP (1 kg あたり約 0.71 g) が、流入水中より除去され赤玉土に吸着していると試算された

【計算式】

$$\text{吸着リン量 (mg)} = (\text{流入リン濃度 (mg/L)} - \text{流出リン濃度 (mg/L)}) \times \text{流量 (L/日)} \times \text{日数 (日)}$$

表 3-4 原水濃度 0.1mg/L のリン除去率 (年平均値)

【単位 : mg/L】

		H15.12.1～ H16.3.31	H16.4.1～ H17.3.31	H17.4.1～ H18.3.14	H18.4.1～ H19.3.7
流入水	PO ₄ -P 濃度	0.081	0.125	0.108	0.119
流出水	PO ₄ -P 濃度	0.005	0.006	0.009	0.024
	除去率 (%)	93.6	95.2	91.7	79.8

3.2.2 高濃度における水質浄化性能

(1) 除去量と除去率の関係

一方、原水濃度 0.1mg/L とは別に、高濃度の負荷を与えることにより早期にリン吸着破過させるカラム試験から、リン吸着寿命について検討した。原水濃度別にリンの累積除去量と除去率の関係をあらわしたものを図 3-6 に示す。

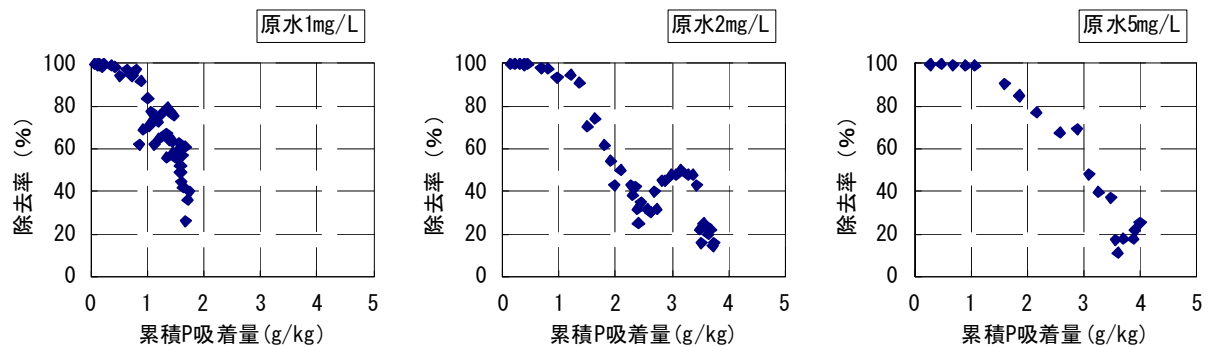


図 3-6 累積除去量と除去率の関係

いずれのカラムにおいても、リンの累積除去量が 0.5gP/kg 赤玉土～1.5gP/kg 赤玉土程度に達した時点より、除去率の低下が顕著である。また、除去率の低下は原水濃度が低いカラムからはやく始まる傾向がみられた。原水濃度 5mg/L のカラムでは、他の原水濃度のカラムと比べ流出水濃度が通水初期から 1.4～3 倍程度高かった。これは、リンの吸着が進んで、赤玉土単位容積あたりの接触時間に対する吸着限界を超えた原水濃度が流入するために、流入水中のすべてのリンを吸着できず、その結果、累積 P 吸着量の増加とともに除去率の低下傾向が緩やかになっていると推察される。

(2) リン含有量

原水濃度 5mg/L のカラムでは、平成 17 年度に除去率が 10% 台に低下した状態が 2.5 ヶ月程度継続したため、吸着平衡状態に達したものとみなし、層別のリン含有量試験を実施し、吸着量を算出した。この時、水質測定データより算出した赤玉土 1 kg あたりのリン吸着量は 3,995mg/kg であった。これに対し、5cm ピッチの層別に計測したリン含有量は表 3-5 に示すとおりである。80cm 以下の層で若干限界吸着能力に達していない部分が見られたため、吸着破過に達したと考えられる 0～80cm 層までの平均値 3,306mg/kg を吸着限界値であると仮定した。赤玉土の初期含有量を過年度測定結果から 255mg/kg として計算すると、リン含有量から算定された吸着量は 3,051mg/kg となった。これは水質濃度から算出したリン吸着量の 76.4% 程度に相当した (表 3-5、図 3-7)。上記により、水質より算定した吸着量とリン含有量から算定した結果では、大きな差異はないものと考えられる。

また、平成 18 年度には原水濃度 2mg/L のカラムでリン除去率が 10% 台に低下した状態が継続したため、吸着平衡状態に達したものとみなし、層別のリン含有量試験を実施し、吸着量を算出した。水質濃度より算出した赤玉土 1 kg あたりのリン吸着量は、原水濃度 2mg/L のカラムで 3,733mg/kg であった。原水濃度 5mg/L と原水濃度 2mg/L は同程度の吸着量を示していることから、破過状態 (吸着平衡状態) に達していると考えられる。これに対して、5cm ピッチの層別に計測したリン含有量は、表 3-7 に示すとおり下位の層で若

干限界吸着能力に達していない部分がみられた。したがって、原水濃度 5mg/L と同様、吸着破過に達した状態であると考えられる 0~80cm 層までの平均値 2,618mg/kg を原水 2mg/L の吸着限界値であると仮定した。この時算定した吸着量は 2,363mg/kg となり、水質から算出したリン吸着量の 63.3% 程度であった（表 3-6、図 3-8）。

上記リン含有量測定結果から、原水濃度が 5mg/L と 2mg/L では、2mg/L の方はリンの吸着量が少ないことが明らかとなった。すなわち、原水濃度の違いによって、赤玉土のリンの物理化学的吸着効率が異なることを示唆している。

表 3-5 原水濃度 5mg/L の層別のリン含有量

		【単位：mg/kg】
通水速度		5.0m/日
層 (cm)		通水期間
		268日
0 — 5		3300
5 — 10		3600
10 — 15		3200
15 — 20		3300
20 — 25		3000
25 — 30		3600
30 — 35		3500
35 — 40		3500
40 — 45		3400
45 — 50		3400
50 — 55		3400
55 — 60		3000
60 — 65		3200
65 — 70		3200
70 — 75		3100
75 — 80		3200
80 — 85		2800
85 — 90		2800
90 — 95		2800
95 — 100		2500

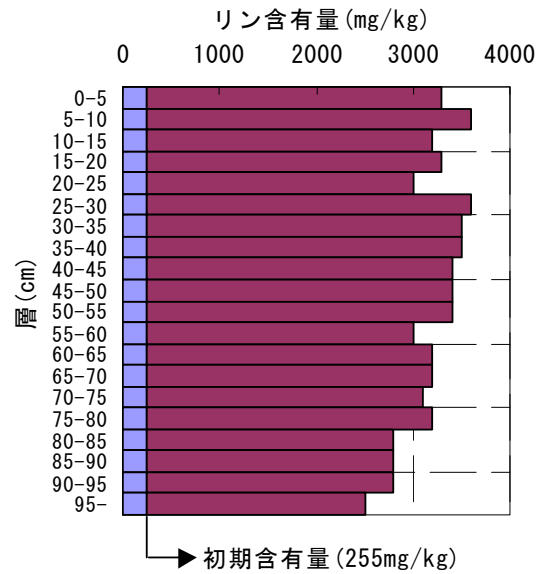


図 3-7 原水濃度 5mg/L 層別のリン含有量

表 3-6 原水濃度 2mg/L の層別のリン含有量

		【単位：mg/kg】
通水速度		2mg/L原水
層 (cm)		通水期間
		615日
0 — 5		2100
5 — 10		3100
10 — 15		3600
15 — 20		3300
20 — 25		3200
25 — 30		2900
30 — 35		3000
35 — 40		2600
40 — 45		2600
45 — 50		2700
50 — 55		2100
55 — 60		2300
60 — 65		2200
65 — 70		2600
70 — 75		1900
75 — 80		1700
80 — 85		2200
85 — 90		1600
90 — 95		2300
95 — 100		3100

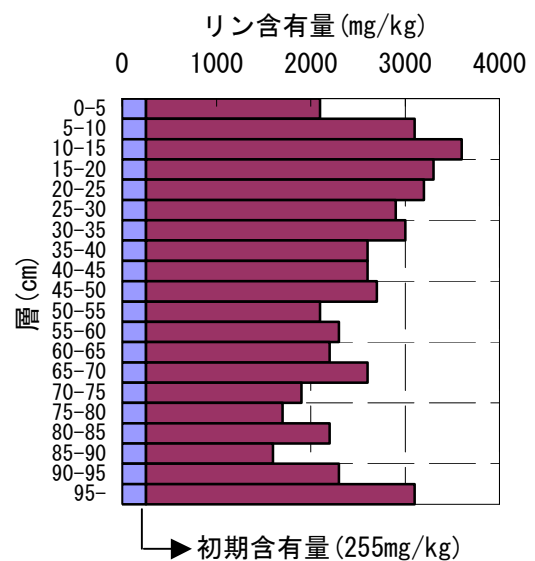


図 3-8 原水濃度 2mg/L 層別のリン含有量

表 3-7 原水濃度の違いによるリン吸着量の差異

原水濃度	水質より算出したリン吸着量 (mg/kg)	含有量測定から算出したリン吸着量 (mg/kg)	比率 (%)
原水 5 mg/L	3,995	3,051	76.4
原水 2 mg/L	3,733	2,363	63.3
原水 1 mg/L	2,648	1,351	51.0


備考) 原水 1 mg/L の除去率は 10% 台まで下がっていない状況で含有量測定を実施した

表 3-7 は本測定結果による原水濃度とリン吸着量である。1mg/L では破過に達してはいないが、2mg/L と同時期に層別のリン含有量の計測を行った。除去率が 10% 台に至った原水濃度 5mg/L および 2mg/L の吸着量を比較した場合、原水濃度が低い 2mg/L の方がリンの吸着効率が低い結果となった。これら原水濃度の違いによるリン吸着量の関係から、リン濃度が低い原水では吸着破過に到達する以前に除去率の低下が進むものと推察される。そのメカニズムは明確ではないが、この結果はリン吸着量を用いて施設の耐用年数を試算する際に、原水濃度を考慮する必要性を示唆している。

なお、本検討において、著者らは別途、赤玉土の平衡吸着量について試験を実施し、異なる濃度のリン酸溶液にてリン吸着量を測定し、フロイントリヒの吸着等温式から、流入濃度の違いによる吸着効率の差異を確認している。高いリン濃度の溶液では、赤玉土と接触する容積のうちリンを吸着する利用率が高く、低いリン濃度では利用率が低くなるものと考えられる (図 3-9)。



図 3-9 赤玉土のリン吸着状況の違い

 : 赤玉土のリン吸着部分

(3) 各施設のリン吸着寿命の推定

表 3-7 のリン含有量結果から、土壤浄化実験施設 C 槽および D 槽、およびカラム実験施設、また草津川土壤浄化施設における現在のリン吸着量および耐用年数を試算してみた。試算結果を参考値として表 3-8 に示す。ここでリン吸着量は、水質濃度より算出したものを用いた。また、耐用年数を算出するために用いる飽和リン吸着量は、原水濃度 2mg/L リン含有量から算定された 2,618mg/kg とした。

表 3-9 は、原水濃度によって試算される耐用年数の評価が若干異なることを示したものである。本実験はこれまで葉山川河川水のリン濃度(概ね 0.1mg/L)を基準として実施してきたが、赤玉土のリン吸着寿命という観点からの耐用年数を算出する場合は、上記の濃度による実験を継続し、最終的に吸着平衡状態に達した際の飽和リン吸着量より耐用年数を算出することが妥当であると考えられる。しかし、やむを得ず上記結果の原水濃度 2mg/L もしくは 5mg/L 濃度の吸着量より耐用年数を算出する際には、参考値の年数より短くなると予想される。例えば、葉山川河川水の平均的なリンの水質である 0.1mg/L の場合、表 3-9 に示すカラム原水 0.1mg/L の耐用年数（注：原水濃度 2mg/L の結果から算出）11.8 年よりも当然のことながら短くなることが推察される。

表 3-8 各施設におけるリン吸着量と耐用年数の参考値

土壌槽	C 槽			D-1 槽			D-2 槽			草津川土壌浄化施設			カラム (原水 0.1mg/L)	カラム (原水 2mg/L)	カラム (原水 5mg/L)
通水速度	1.5m/日			5.0m/日			5.0m/日			1.6m/日			5.0m/日	5.0m/日	5.0m/日
通水面積	6m×20m=120m ²			6m×10m=60m ²			6m×10m=60m ²			1362m ²			0.007854m ²	0.007854m ²	0.007854m ²
通水方法	上向流方式			下向流方式			下向流方式			上向流方式			下向流方式	下向流方式	下向流方式
赤玉土層厚	0.8m			1.0m			0.5m			0.8m			1.0m	1.0m	1.0m
累積通水日数	2101 日 (約 5.7 年)			1214 日 (約 3.3 年)			1142 日 (約 3.1 年)			1095 日 (約 3.0 年)			1141 日 (約 3.1 年)	615 日 (約 1.6 年) ※除去率 10% 台	268 日 (約 0.7 年) ※除去率 10% 台
年度	吸着量 (mg/kg 赤玉土)			吸着量 (mg/kg 赤玉土)			吸着量 (mg/kg 赤玉土)			吸着量 (mg/kg 赤玉土)			吸着量 (mg/kg 赤玉土)	吸着量 (mg/kg 赤玉土)	吸着量 (mg/kg 赤玉土)
	T-P	D-TP	PO ₄ -P	T-P	D-TP	PO ₄ -P	T-P	D-TP	PO ₄ -P	T-P	D-TP	PO ₄ -P	PO ₄ -P	PO ₄ -P	PO ₄ -P
H12	25.0	14.0	11.7	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—
H13	12.8	3.5	0.9	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—
H14	29.6	5.0	2.6	—	—	—	—	—	—	69.1	—	21.2	—	—	—
H15	49.3	20.2	14.9	53.9	13.9	6.3	102.0	26.1	11.7	39.7	—	19.1	—	—	—
H16	51.2	18.9	7.1	206.5	93.7	44.0	323.2	154.4	78.7	38.0	—	16.0	—	—	—
H17	42.6	10.4	3.4	159.8	62.1	32.2	249.9	87.7	43.6	—	—	—	—	—	—
H18	55.2	30.9	27.1	102.7	45.3	20.1	143.9	38.6	12.6	—	—	—	—	—	—
合計	265.7	103.0	67.6	522.9	215.0	102.7	819.1	306.8	146.7	146.8	—	56.4	691.1	3733.0	3995.4
耐用年数(年) ^{注)}	(56.7)			(16.7)			(10.0)			(53.5)			11.8	1.2	0.6

※耐用年数の算出式は以下のとおり。

$$\text{耐用年数(年)} = \frac{\text{飽和リン吸着量 (mg/kg)}}{\text{浄化実験時のリン吸着量 (mg/kg)}} \times \frac{\text{通水期間(日)}}{365 \text{ (日/年)}}$$

ここで、飽和リン吸着量は、層別含有量試験より算定した値とする（原水 5mg/L の場合 3.306mg/kg、2mg/L の場合 2.618mg/kg）。

※原水 1mg/L は破過に達していないと想定されるため、原水 2mg/L の飽和リン吸着量を採用する。カラム原水 0.1mg/L およびカラム以外の施設も同様。

尚、原水 5mg/L は、昨年度の含有量試験より算出した、3.306mg/kg をもとに、耐用年数を算出している。

注) 耐用年数はあくまで原水濃度 2mg/L のカラム層別含有量試験結果を基に算出した参考値である。

原水濃度の違いによりリン吸着能力に差が出る可能性があり、ここで算出した耐用年数は大幅に変化する可能性がある。

注) 草津川土壌浄化施設については、日数、吸着量を平成 17 年度までのデータにて算出

表 3-9 基準とする原水濃度による耐用年数の違い

基準	C 槽	D-1 槽	D-2 槽	草津川 浄化施設	カラム (原水 0.1)	カラム (原水 1)	カラム (原水 2)	カラム (原水 5)
原水 5mg/L を基準とした 各施設の耐用年数(年)	(75.6)	(19.3)	(10.8)	(67.6)	14.9	1.7	1.0	0.6
原水 2mg/L を基準とした 各施設の耐用年数(年)	(56.7)	(16.7)	(10.0)	(53.5)	11.8	1.7	1.2	—

※原水 5mg/L を基準とした耐用年数は、平成 17 年度に算出したもの

4. まとめ

平成 15 年度～平成 18 年度にわたり実施した長期連続通水による実証実験（通水速度 5.0m/日、通水方法下向流散水方式）および赤玉土のカラム実験（通水速度 5.0m/日）から、以下の研究成果を得た。

- ① 異なる土壌層厚における水質浄化性能の比較では土壌層厚 1m と 0.5m で T-P 除去性能に有意差が認められた。
- ② 平成 15 年 9 月 30 日に通水開始後、赤玉土壌層厚 0.5m の D-2 槽では約 1.3 年、1.0 m の D-1 槽では約 2.2 年で、施設目詰まりによる最初の湛水状態が発生した。この閉塞要因としては上部構造（7号単粒度砕石）部で捕捉された SS 分以外に、赤玉土壌層内でのミズミチの形成や圧密負荷による赤玉土の団粒構造の崩壊が起因となって部分的な閉塞が起こっていると推察された。閉塞時には、上部砕石の入れ替えによる通水性能回復や水面積負荷を軽減させて通水するなどの措置が考えられる。
- ③ 水質より算定した吸着量とリン含有量から算定した結果では、双方はほぼ同様の値となっていた。一方、原水濃度が 5mg/L と 2mg/L のリン吸着量の比較から、2mg/L の方はリンの吸着量が少なく、原水濃度によって赤玉土のリン吸着効率に差が生じることが示唆された。

実験担当者

（平成 15 年度）

国土交通省近畿地方整備局琵琶湖河川事務所	河川環境課長	春木	二三男
	河川環境課環境調整係長	中村	超
財団法人琵琶湖・淀川水質保全機構	実験センター所長	柳田	英俊
	実験センター主任研究員	和田	桂子

（平成 16 年度）

国土交通省近畿地方整備局琵琶湖河川事務所	建設専門官	宮本	昇
	河川環境課環境調整係長	臼井	義幸
財団法人琵琶湖・淀川水質保全機構	実験センター所長	柳田	英俊
	実験センター主任研究員	和田	桂子

（平成 17 年度）

国土交通省近畿地方整備局琵琶湖河川事務所	建設専門官	宮本	昇
	河川環境課環境調整係長	臼井	義幸
財団法人琵琶湖・淀川水質保全機構	実験センター所長	北澤	賢治
	実験センター主任研究員	和田	桂子

（平成 18 年度）

財団法人琵琶湖・淀川水質保全機構	実験センター所長	北澤	賢治
	実験センター主任研究員	和田	桂子

2. 土壌浄化施設モニタリング調査

1. 目的

土壌浄化施設は、琵琶湖の富栄養化を防止するため、琵琶湖流入河川である北川の水質浄化を行い、栄養塩類負荷を削減することを目的に計画された。図 1-1 に土壌浄化施設の位置を示す。

本業務は土壌浄化施設の稼動・通水後の維持管理の一環として、浄化施設全体のモニタリングを行い、処理効果の把握を目的とした。



図 1-1 位置図

2. 施設概要

施設の諸元は表 2-1 のとおりである。

表 2-1 実験施設の諸元

項目		諸元
施設面積		5,645 m ²
前処理施設	規模	幅 11.1m×長さ 17.1m×深さ 3.7m (有効水深 2.5m) 水面積 190 m ² 、容積 337m ³
	通水量	2,160m ³ /日
	滞留時間	3.7 時間
	水面積負荷	25m ³ /m ² 日
	通水方法	横流方式
その他	ヨシ植栽 (フローティングマット 2m×2m×8 基) 平成 18 年 1 月撤去	
土壌浄化施設	系列数	2 池
	規模	707m ² 、655m ² 深さ 1.2m
	通水量	2,160m ³ /日 (2 池)
	水面積負荷	1.6m ³ /m ² ・日
	通水方法	上向流方式
使用ろ材	赤玉土	

施設は、本施設である土壌浄化施設と、土壌浄化施設への負荷を削減し性能を維持するための前処理施設からなる。施設全体平面図を図 2-1 に示す。

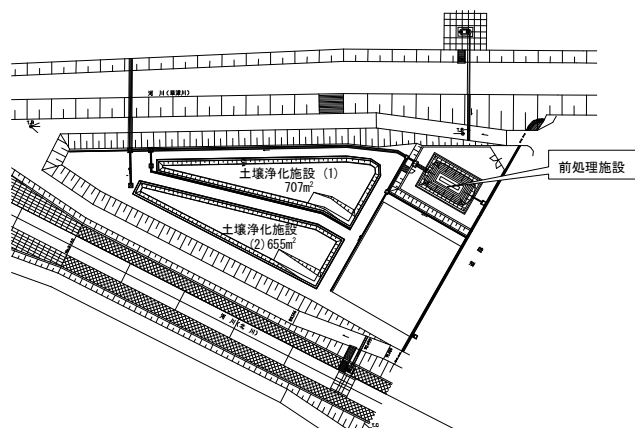


図 2-1 施設全体平面図

2.1 前処理施設

土壌浄化施設のろ過持続性を高めるためには、土壌の目詰まりを抑える必要がある。本施設には、主に土砂等のSSの除去を目的とした前処理施設(沈殿池)を設置している。前処理施設の平面図を図2-2、断面図(A)を図2-3に示す。

また、池には、修景と補助的な水質浄化を目的としたフローティングマット(ヨシ植栽を施した浮島)を浮かべていたが、植物の残がいが入水路の通水阻害を引き起こす要因の一つと考えられたため、平成18年1月にフローティングマットの撤去を行った。

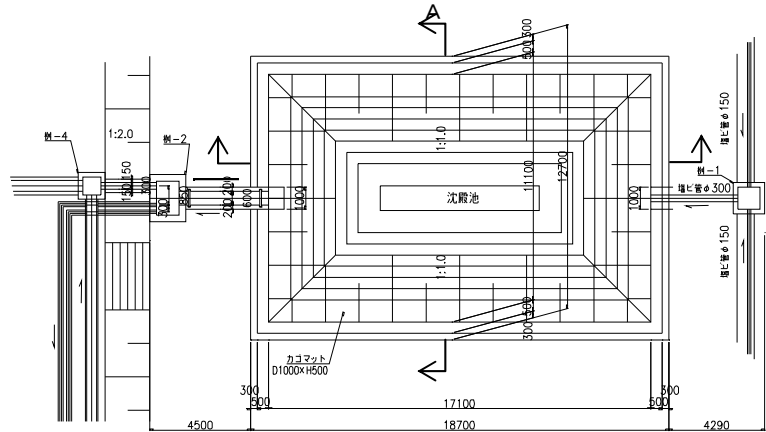


図 2-2 平面図

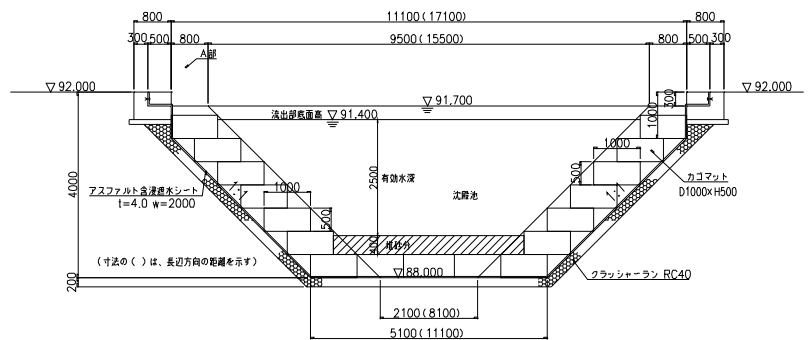


図 2-3 断面図(A)

2.2 土壌浄化施設

本施設は、主にリンの吸着除去を目的として土壌によるろ過処理を行うもので、施設底面及び側面に遮水シートを敷設し、ろ材として赤玉土を充填した施設2池からなる。

土壌浄化施設は表2-2に示すような層構造になっており、通水は槽内水位を安定させ、水質浄化を効果的に行うために上向流とした。

土壌浄化施設の断面図を図2-4に示す。

表 2-2 土壌層の層構造

項目	充填材
上層 (200mm)	5号単粒度砕石(粒径13.0~20.0mm)
中層 (800mm)	赤玉土(中粒土)
下層 (200mm)	5号単粒度砕石(粒径13.0~20.0mm)

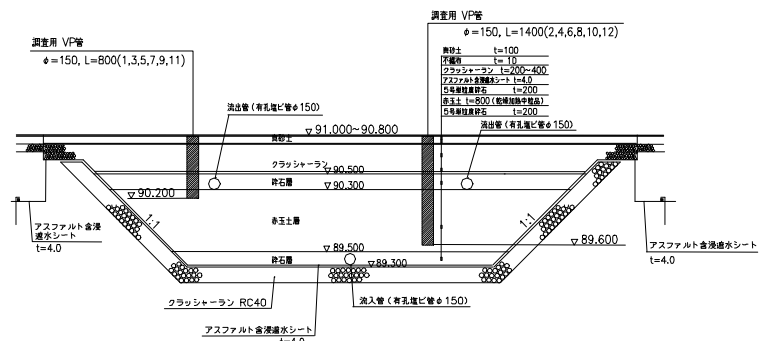


図 2-4 土壌浄化施設断面図

3. 調査内容

3.1 調査概要

3.1.1 前処理施設

本施設は土壌浄化施設の浄化能力を維持するために、前処理施設(沈殿池)を設置している。この沈殿池は、主に水中の濁質分を除去すること目的としており、処理水のSS濃度が8mg/L以下になるように設計されている。本調査では、前処理施設の処理効果を把握するために、水質調査(前処理流入、前処理流出)を行った。

3.1.2 土壌浄化施設

土壌浄化施設は水中の栄養塩(有機物、りんなど)の除去を目的とした施設であることから、土壌浄化施設の浄化効果を把握するために、土壌浄化施設流入(前処理施設流出)、土壌浄化施設流出の各地点において水質調査を行った。

3.2 水質調査

3.2.1 水質調査地点

水質調査地点を図3-1に示す。

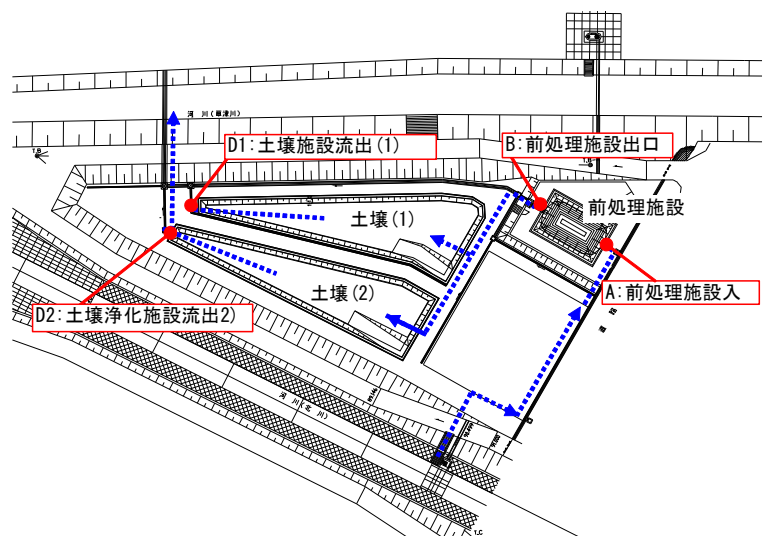
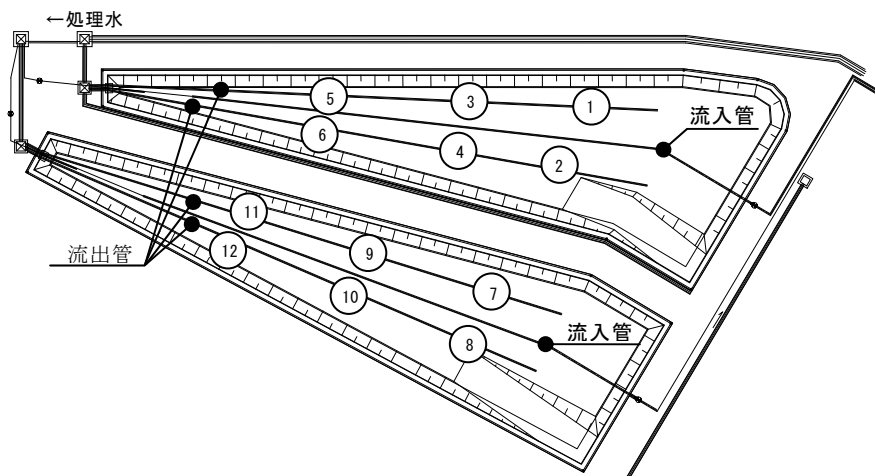


図3-1 水質調査地点

3.2.2 透水試験

図3-2の地点で透水試験を行い、土壌浄化施設における土壌層の閉塞状況を把握する。



1, 3, 5, 7, 9, 11 : 土壌層上層 0~25cm 2, 4, 6, 8, 10, 12 : 土壌層下層 60~80cm

図3-2 透水試験の調査地点

3.2.2 水質調査項目と分析方法

水質調査項目を表 3-1 に、また分析方法を表 3-2 にそれぞれ示す。

表 3-1 水質調査項目

調査地点 調査項目	A 前処理施設 流入	B 前処理施設 流出	D1 土壌浄化施設 流出(1)	D2 土壌浄化施設 流出(2)
pH	△	△	△	△
DO	△	△	△	△
EC	△	△	△	△
SS	○	○	○	○
COD	○	○	○	○
BOD	○	—	○	○
T-N	○	○	○	○
T-P	○	○	○	○
PO ₄ -P	○	○	○	○

注) △は簡易測定器による現場測定

表 3-2 分析方法

調査項目		分析方法	
水 質 調 査	水素イオン濃度	pH	JIS K 0102 12.1
	溶存酸素	DO	JIS K 0102 32.3
	電気伝導度	EC	JIS K 0102 13
	浮遊物質	SS	環境庁告示第 59 号付表 8
	化学的酸素要求量	COD	JIS K 0102 17
	生物化学的酸素要求量	BOD	JIS K 0102 21
	全窒素	T-N	JIS K 0102 45.4
	全リン	T-P	JIS K 0102 46.3
	オルトリン酸態リン	PO ₄ -P	JIS K 0102 46.1

3.2.3 調査工程等

水質調査および透水試験の工程を表 3-3 に示す。

表 3-3 水質調査および透水試験の日程

		4月	5月	6月	7月	8月	9月	10月	11月	12月	1月	2月	3月
水 質 調 査	A. 前処理施設流入	-	○	-	-	○	-	-	○	-	○	-	-
	B. 前処理施設流出	-	○	-	-	○	-	-	○	-	○	-	-
	C. 土壌浄化施設流出(1)	-	●	-	-	●	-	-	●	-	●	-	-
	D. 土壌浄化施設流出(2)	-	●	-	-	●	-	-	●	-	●	-	-

※ ○ : 水質調査 ● 透水試験

4. 調査結果

4.1 水質調査結果

水質調査結果を図 4-1 に示す。

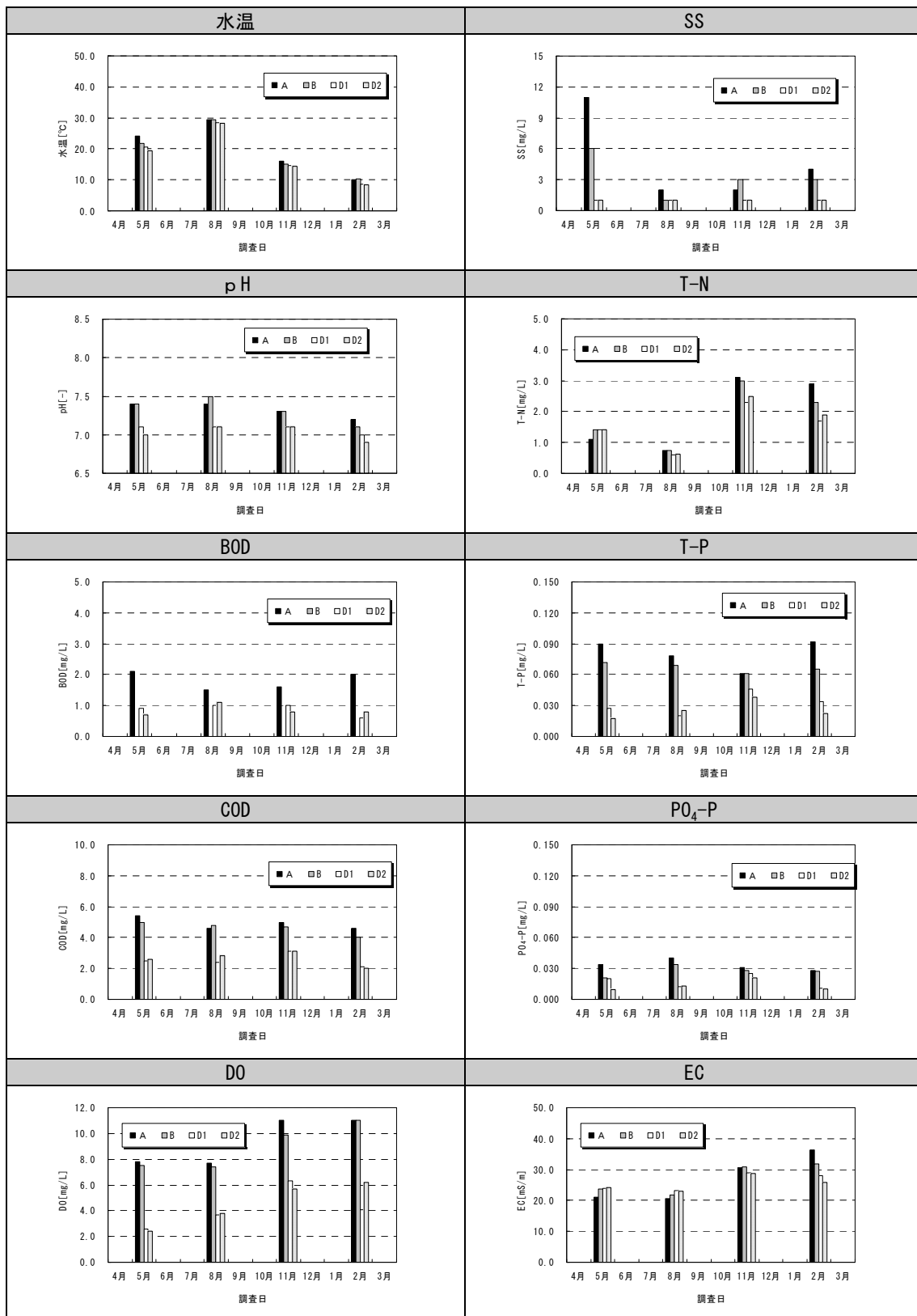


図 4-1 水質調査結果

4.2 水質調査結果のまとめ

4.2.1 水質調査結果の詳細

水質調査結果より、T-Pの調査結果を見るとAで0.061~0.092mg/L、平均0.080mg/Lであった。これに対してD1で0.020~0.046mg/L、平均0.032mg/L、D2では0.017~0.038mg/L、平均0.026mg/Lであることから、依然として高い浄化能力を維持していると考えられる。また、 $\text{PO}_4\text{-P}$ に関しては、Aが0.028~0.040mg/L、平均0.033mg/Lであるのに対して、D1で0.011~0.025mg/L、平均0.017mg/L、D2では0.009~0.021mg/L、平均0.013mg/Lであり、T-Pと同様に高い浄化能力を示している。

なお、本施設の処理水は、新草津川を介して中間水路に流入する。よって、参考までに中間水路へ流入している十禅寺川に指定された、生活環境の保全に関する環境基準（河川）A類型（以下、環境基準；表4-1参照）と、本業務の水質調査結果を比較する。

表 4-1 環境基準（河川）A 類型

pH	BOD	SS	DO	大腸菌群数
6.5 以上 8.5 以下	2mg/l	25 mg/l	7.5 mg/l	1000MPN/100ml

本年度の水質調査結果におけるpHは、D1、D2で6.9~7.1の範囲で推移しており、環境基準である6.5~8.5を年間通して満たしている。

BODに関してはAで1.5~2.1mg/L、平均1.8mg/Lに対してD1、D2では0.6~1.1mg/L、平均0.9mg/Lであり、環境基準（2mg/L以下）を満たしており、良好な水質を維持している。またCODに関してもAで4.6~5.4mg/L、平均4.9mg/Lに対してD1、D2では2.0~3.1mg/L、平均2.6mg/Lで推移しており、BODと同様に安定した浄化効果を示している。

SSに関しては、Aで2~11mg/L、平均5mg/Lであり、D1、D2に関しては概ね1mg/L以下であることから、浄化効果が高く環境基準（25mg/l以下）を満たしている。

DOに関してはAで7.7~11mg/Lに対して、D1、D2では2.4~6.3mg/Lであり環境基準（7.5mg/L以上）を満たしていない場合もあるが、草津川に流入するまでに十分に再曝気されていることから、河川水質に特に影響をあたえることはないと考えられる。以上のことから、本施設における処理水は環境基準（大腸菌群数を除く）を概ね満たす水質であると考えられる。

4.2.2 過年度調査結果との比較

図4-2に各調査地点における水質の平均値の推移を示す。図4-2には、平成14年度から平成18年度の5年間の各平均値が示されているが、D1、D2では、各水質項目とも特に大きな変化は見受けられず、安定した状態である。また、T-P、 $\text{PO}_4\text{-P}$ に関しては、過年度と同定度の水質が維持されており、依然として高い浄化効果が維持されているものと考えられる。

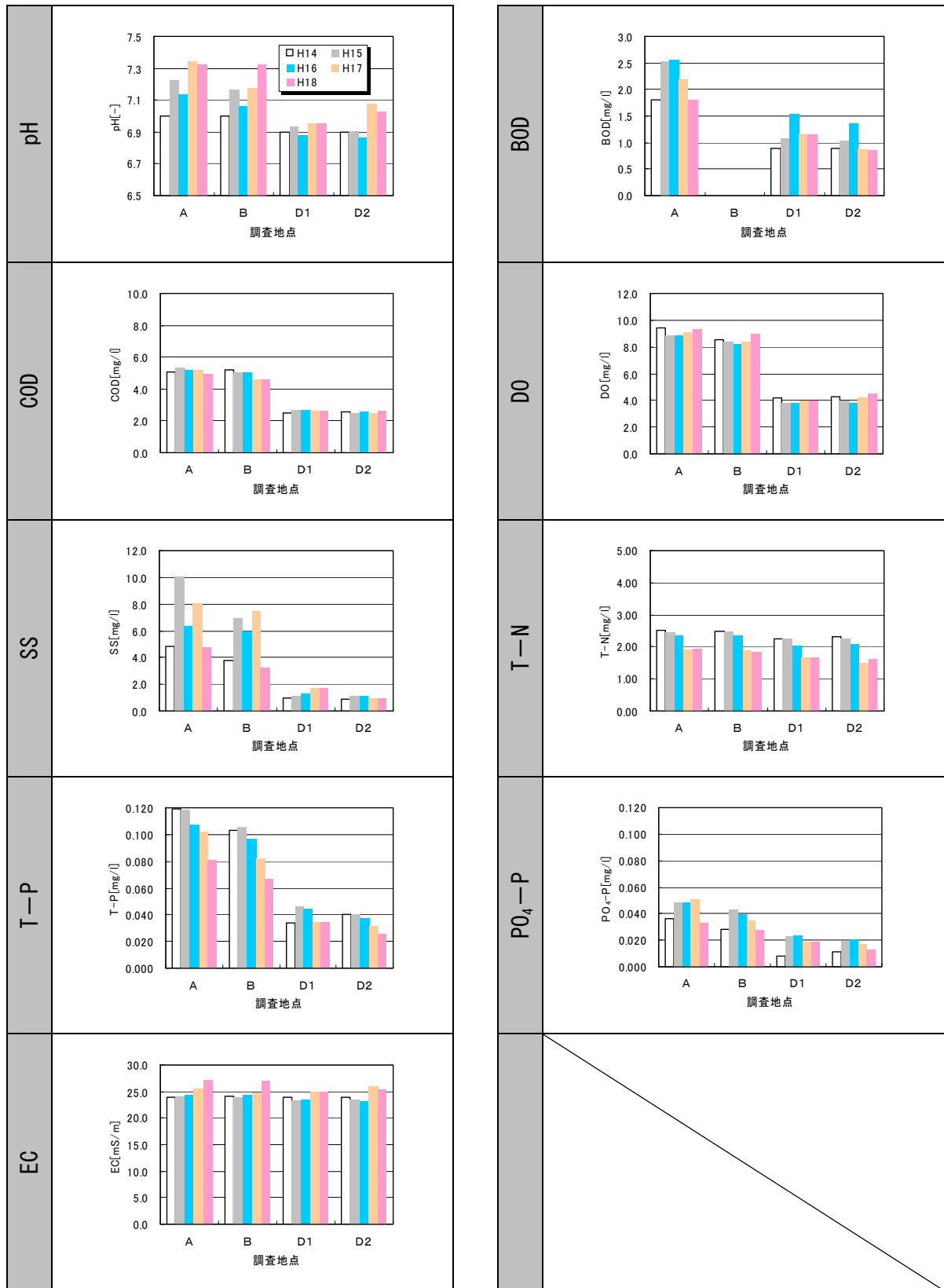


図 4-2 各調査地点における水質の平均値の推移

4.3 各施設の浄化効果について

4.3.1 前処理施設について

図 4-3 に前処理施設の除去率（各項目の平均値より算出）を示す。

本年度の前処理施設におけるSSの除去率は、31.6%であり、前処理施設から流出するSS濃度の平均値は3.6mg/Lであった。また、流入水のSS濃度が最も高かった時(11mg/L)でも、前処理施設流出水では6mg/Lであった。

本年度は、前処理施設にヨシの植栽されたフローティングマットを設置していないが、水質調査結果を見る限り、目標水質であるSS8mg/L以下を満たしており、フローティングマットの設置していたときと特に大きく変化することはなかった。

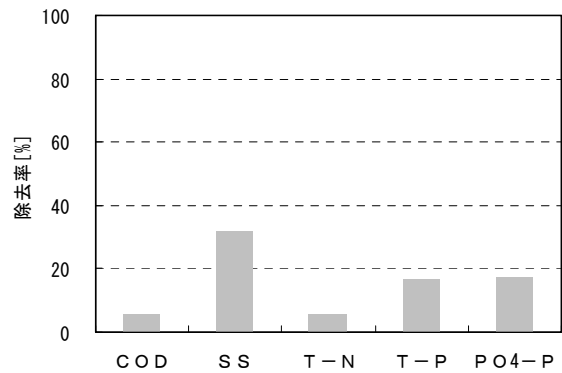


図 4-3 前処理施設の除去率

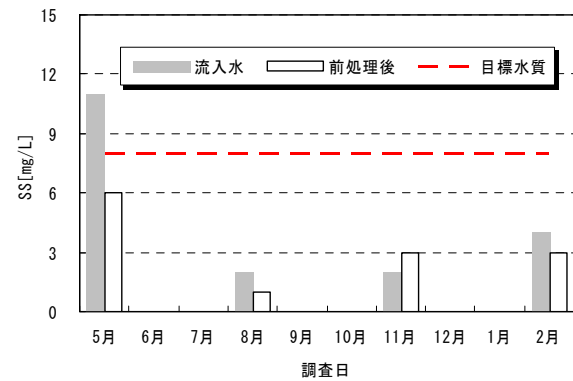


図 4-4 前処理施設のSS濃度

4.3.2 土壌浄化施設について

図 4-5 に土壌浄化施設(1)および土壌浄化施設(2)の除去率を示す。

図 4-5 から土壌浄化施設におけるSS除去率はD1で49.2%、D2で69.2%であり、D1については、SSの除去率がやや低下する傾向にある。また、CODはD1で42.8%、D2で43.2%、T-PはD1で48.5%、D2で61.8%、T-NはD1で10.1%、D2で13.6%であり、CODおよびT-Pに関しては、高い除去率が確認されているが、各項目においてD1の浄化能力がD2に劣る傾向にあった。

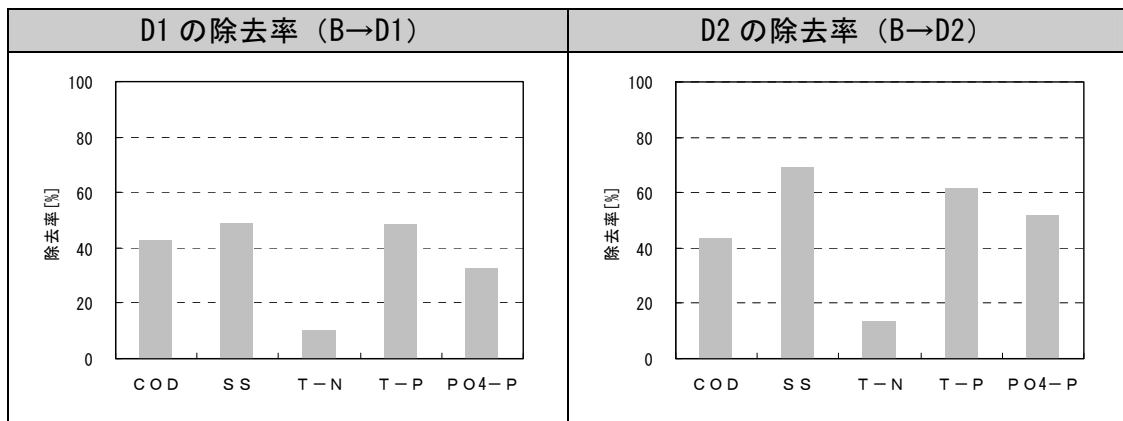


図 4-5 土壌浄化施設 (D1、D2) の除去率

4.3.3 施設全体の除去率について

図 4-6 に施設全体の除去率を示す。本年度における T-P 除去率は 62.7% であり、本施設の目標である T-P 除去率 65% をやや下回るものの、依然として高い浄化能力を維持しているものと考えられる。

なお、平成 18 年度の施設全体における SS、COD、T-P の負荷削減量を、出水時に人為的にポンプ停止している時以外は、連続的にポンプが作動しているという条件の下に計算した結果、SS : 1,996kg/年、COD : 1,320kg/年、T-P : 29.3kg/年であった。

草津川放水路土壌浄化施設等設計業務報告書（平成 11 年 3 月）によると、本施設の低減負荷量目標値は、T-P で 0.03kg/日以上（可能な限り除去する）である。

本年度調査結果から得られた T-P の負荷削減量は 29.3kg/年（0.109kg/日）であり、上記の低減負荷量目標値を満たす結果であった。

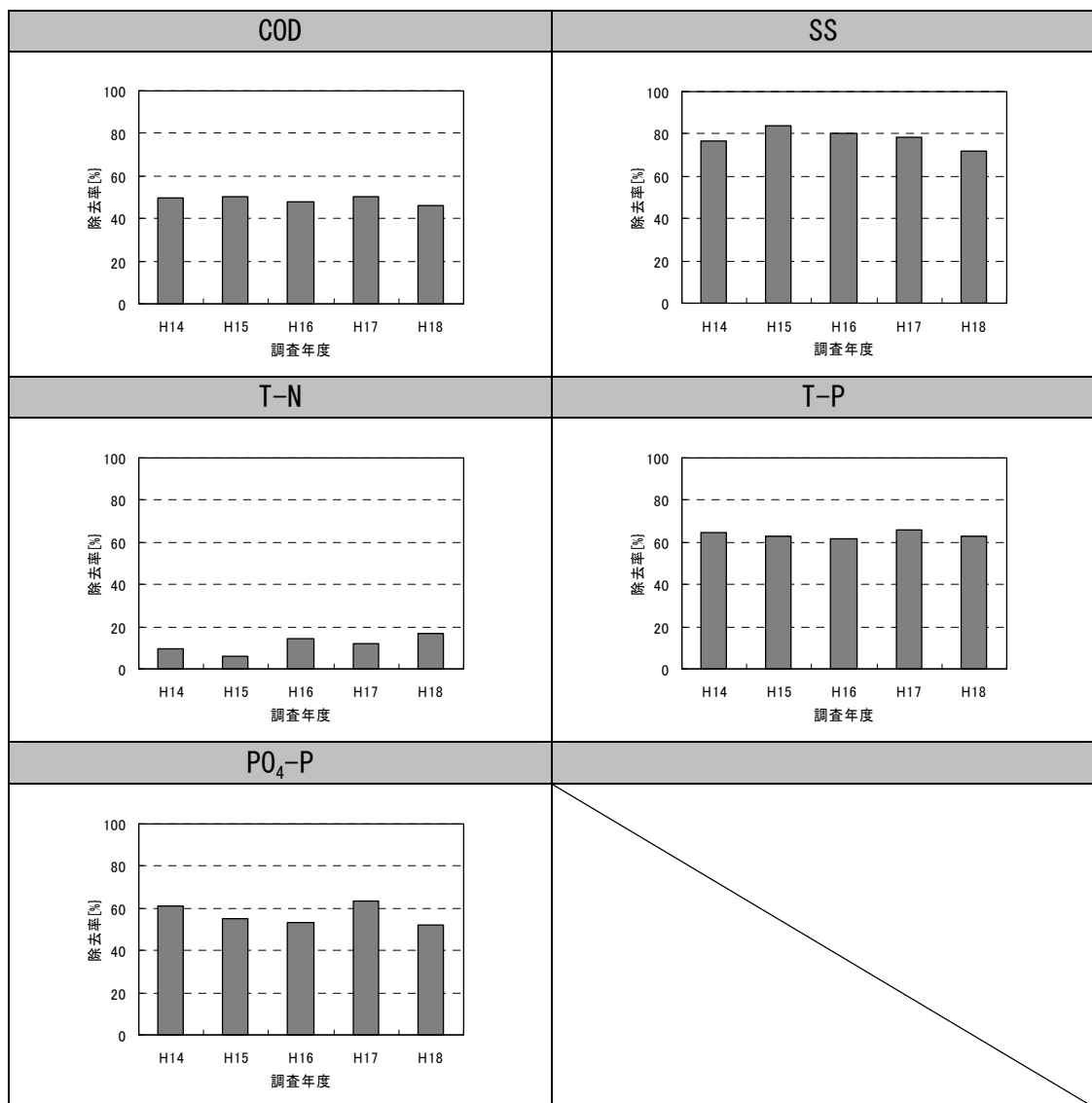


図 4-6 土壌浄化施設全体における除去率（A→D1・D2）

4.4 透水試験

4.4.1 透水試験方法

透水試験は、土壤層の滞留水を抜いた後、土壤層に浸透する速度として透水速度を測定した。具体的には観測孔を満水して一定量の水が減少する時間を測定した。

図 4-7 に透水試験の概念図を示す。

なお、透水試験方法詳細は以下のとおりである。

- ①土壤層の水を抜く
(土壤浄化施設の仕切り弁を開放、1日以上放置)
- ②観測孔を掘り起こす
(観測孔の位置は図 3-2 参照)
- ③観測孔に水を入れ、満水にする
(水道水等、懸濁物を含まない水)
- ④一定時間内減少した水量 (または水位) を測定
- ⑤単位時間あたりの水位の変化量を求める
- ⑥観測孔を埋め戻す

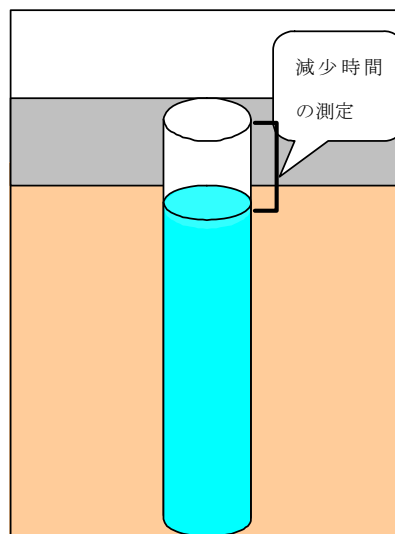


図 4-7 透水試験の概念図

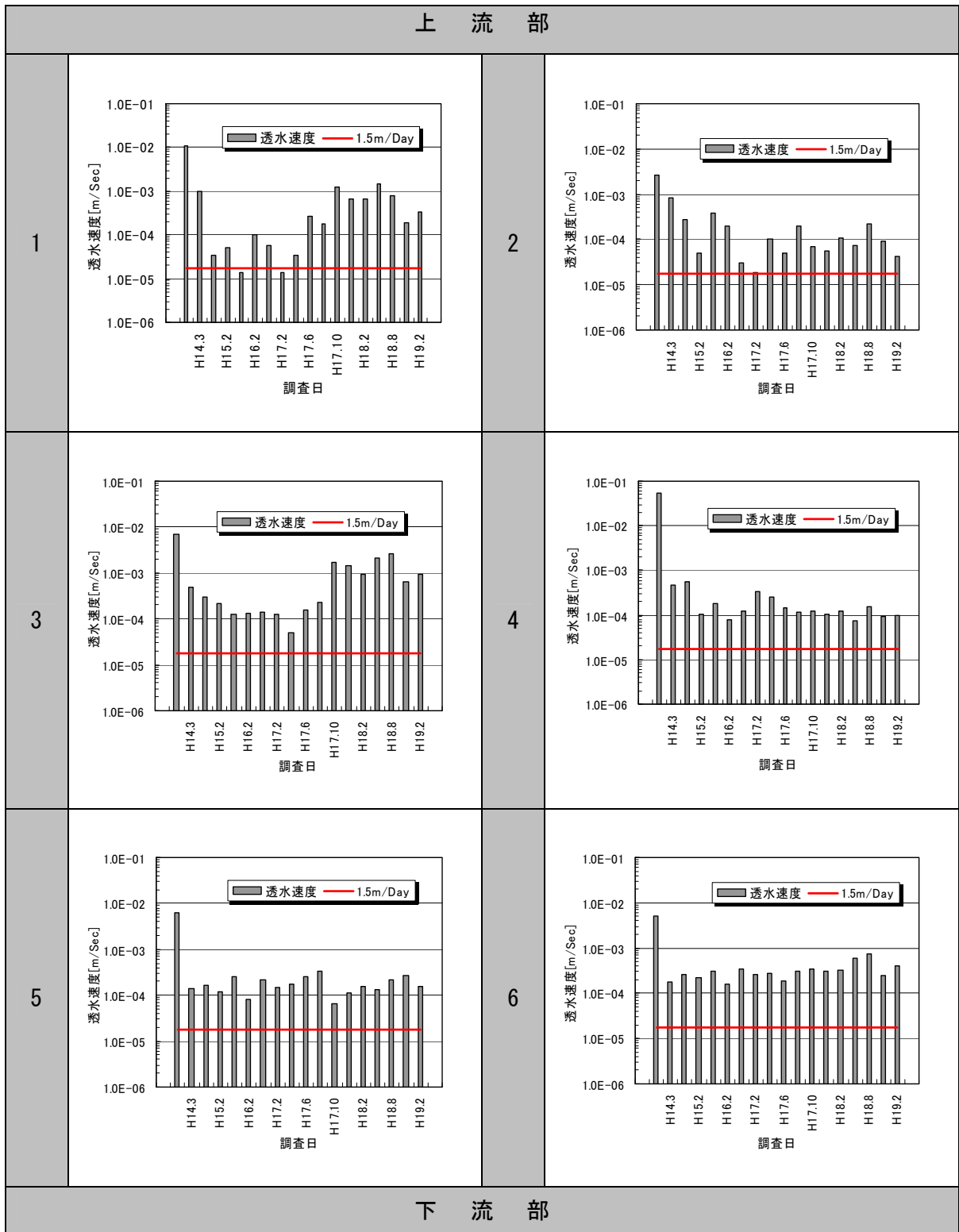
4.4.2 透水試験結果

次項の図 4-8(1)、(2)に透水試験結果を示す。なお、図 4-8(1)、(2)に示されている平成 12 年 12 月の調査結果は、本施設供用前の透水試験結果であり、赤玉土の含水率が低く、赤玉土自身が水を吸収できる状態にあったため、透水速度が速くなったと推察される (図 4-9 参照)。従って、ここでは、参考値として取り扱うこととする。

図 4-8(1)の土壤浄化施設(1)の透水試験の結果を見ると、過年度の調査では設計上の通水速度である 1.5m/日よりわずかに下回ることが確認されたが、本年度調査ではすべての調査時において 1.5m/日を上回る結果であった。図 4-8(2)の土壤浄化施設(2)については、安定した状態が継続している。これらについては、通水性が改善されたものと思われるが、急激な回復はミズミチを形成したことを意味することもあり、今後も注意深く監視する必要があると思われる。

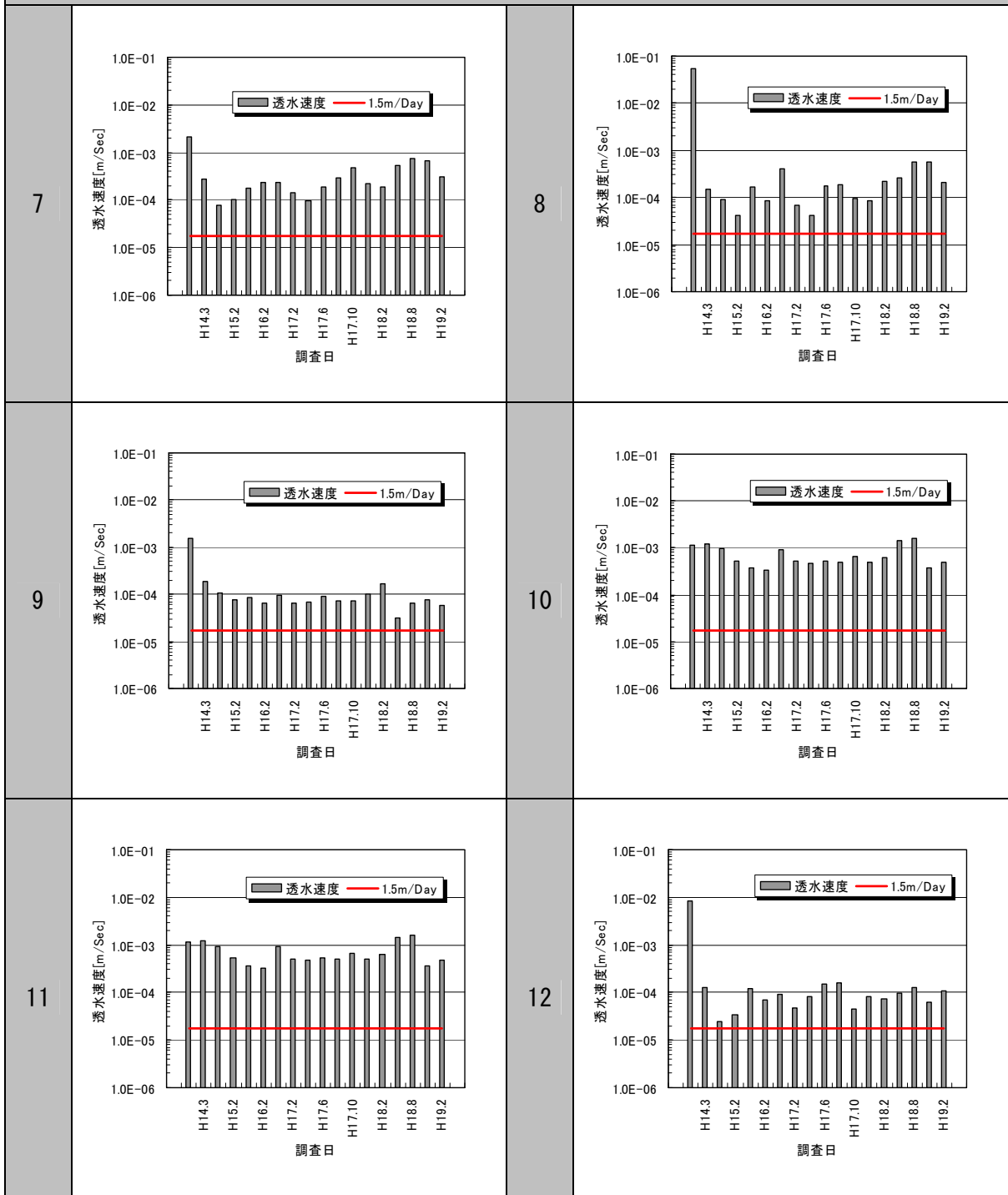


図 4-9 透水試験 (供用前)



1, 3, 5, 7, 9, 11 : 土壤層上層 0~25cm 2, 4, 6, 8, 10, 12 : 土壤層下層 60~80cm
 図 4-8(1) 透水試験結果[土壤浄化施設(1)]

上 流 部



下 流 部

1, 3, 5, 7, 9, 11 : 土壤層上層 0~25cm 2, 4, 6, 8, 10, 12 : 土壤層下層 60~80cm
 図 4-8(2) 透水試験結果[土壤浄化施設(2)]

4.3. 水質調査と透水試験結果のまとめ

水質調査結果および透水試験結果のまとめを以下に示す。

表 4-2 調査結果のまとめ

	主要項目の除去率 [%]						備 考
	項目	H14	H15	H16	H17	H18	
前処理施設	COD	-0.7	4.0	1.7	11.6	5.6	ヨシの植栽されたフローティングマットを取り除いたが、SSの除去効果は確認されており、前処理施設流出水の目標値であるSS濃度8mg/Lは概ね達成している。
	SS	13.1	15.1	1.1	4.8	31.6	
	T-N	0.7	-2.1	0	-0.8	5.4	
	T-P	11.8	9.3	8.8	18.1	16.8	
	PO ₄ -P	14.2	9.1	16.8	28.6	17.3	
土壌浄化施設 1	COD	51.0	46.3	46.0	41.9	42.8	SS、T-Pの除去率が低下したが、SSの平均濃度は1.7mg/L、T-Pは0.034mg/Lと低い値を示していることから、浄化効果は維持されているものと考えられる。 透水試験の結果は良好であった。
	SS	72.2	81.5	79.0	78.9	49.2	
	T-N	10.1	7.8	14.9	14.1	10.1	
	T-P	64.1	57.0	54.3	57.9	48.5	
	PO ₄ -P	62.8	47.7	40.5	45.1	33.0	
土壌浄化施設 2	COD	48.8	50.0	49.1	45.7	43.2	T-P除去率は過年度とほぼ同じ水準であり、引き続き高い浄化効果を示している。 透水試験の結果は良好であった。
	SS	75.1	81.4	81.5	79.7	69.2	
	T-N	6.9	8.6	13.6	11.1	13.6	
	T-P	56.5	61.7	62.7	61.3	61.8	
	PO ₄ -P	49.7	54.3	48.7	50.0	51.8	
施設全体	COD	49.5	50.2	48.2	50.5	46.2	H18のT-P除去率は62.7%であり、目標であるT-P除去率65%をやや下回るものの、依然として高い浄化能力を維持している。なお、本年度のT-P負荷削減量は、0.109kg/日であった。 (減負荷量目標値は、T-Pで0.03kg/日以上)
	SS	76.7	83.8	80.3	79.5	72.1	
	T-N	9.8	6.0	14.1	12.7	16.6	
	T-P	64.7	63.0	61.9	66.6	62.7	
	PO ₄ -P	61.2	55.0	53.4	62.1	52.4	

実験担当者

国土交通省近畿地方整備局琵琶湖河川事務所	建設専門官	西村 信彦
財団法人琵琶湖・淀川水質保全機構	河川環境課環境調整係長	國松 史裕
	実験センター所長	北澤 賢治
	実験センター研究員	和田 浩幸

3. 実験センターにおける生物調査(水域)その9

1. はじめに

実験センターでは、実際の形態を疑似した河川を構築し、そこにおける多種多様な生物相の違いや浄化機能の検証、評価を行うことを目的に多自然型水路実験施設が造成されている。これまでには、多自然型水路における水質浄化機能の調査・研究と生物相の回復過程の調査という2本柱で調査や検討が進められており、平成14年度にはこれらの成果が取りまとめられた。多自然型水路に生息する水生生物については、周辺地域と比較して非常に特徴的な魚類相がみられることから、毎年調査の継続と、より詳細な調査の必要性が指摘されている。

以上から、実験センターの多自然型水路では、平成14年以降も魚類相調査が継続され、魚類の生息状況の追跡調査がなされており、今年度も過年度と同様の方法で魚類モニタリング調査を実施した。

また、これまでの魚類関係の調査では、取水ポンプから侵略的外来魚であるブルーギルやオオクチバスが侵入していることや、実験センター内の止水環境(琵琶湖型池)においてブルーギルが繁殖していることが確認されている。このような外来魚の侵入および繁殖は実験センターのみならず、琵琶湖、その流域、下流の淀川を含んだ淀川水系、全国の湖沼および河川でも、在来魚の生息を脅かす重大な問題として認識されている。このことを鑑み、実験センターでは、特に外来魚と在来魚を隔離することで在来魚の生息・繁殖場所を保全する手法の開発を目指して、平成17年から外来魚に関する実験を開始した。平成17年は、外来魚と在来魚の光、音、流速の刺激に対する反応の違いをについて検討したが、今年度は平成17年に引き続き、音および流速による刺激で外来魚と在来魚を隔離する手法について検討を行った。

2. 目的

実験センターでは、平成10年度から継続的に多自然型水路実験施設における魚類の生息状況を把握している。これまでに引き続き、実験センターにおける魚類の生息および繁殖状況を把握することを目的として魚類モニタリング調査を実施した。また、外来魚と在来魚の隔離手法の開発を目指し、流速および音の刺激に対する外来魚と在来魚の反応の差異を把握することを目的に、外来魚堰実験および外来魚音実験を実施した。

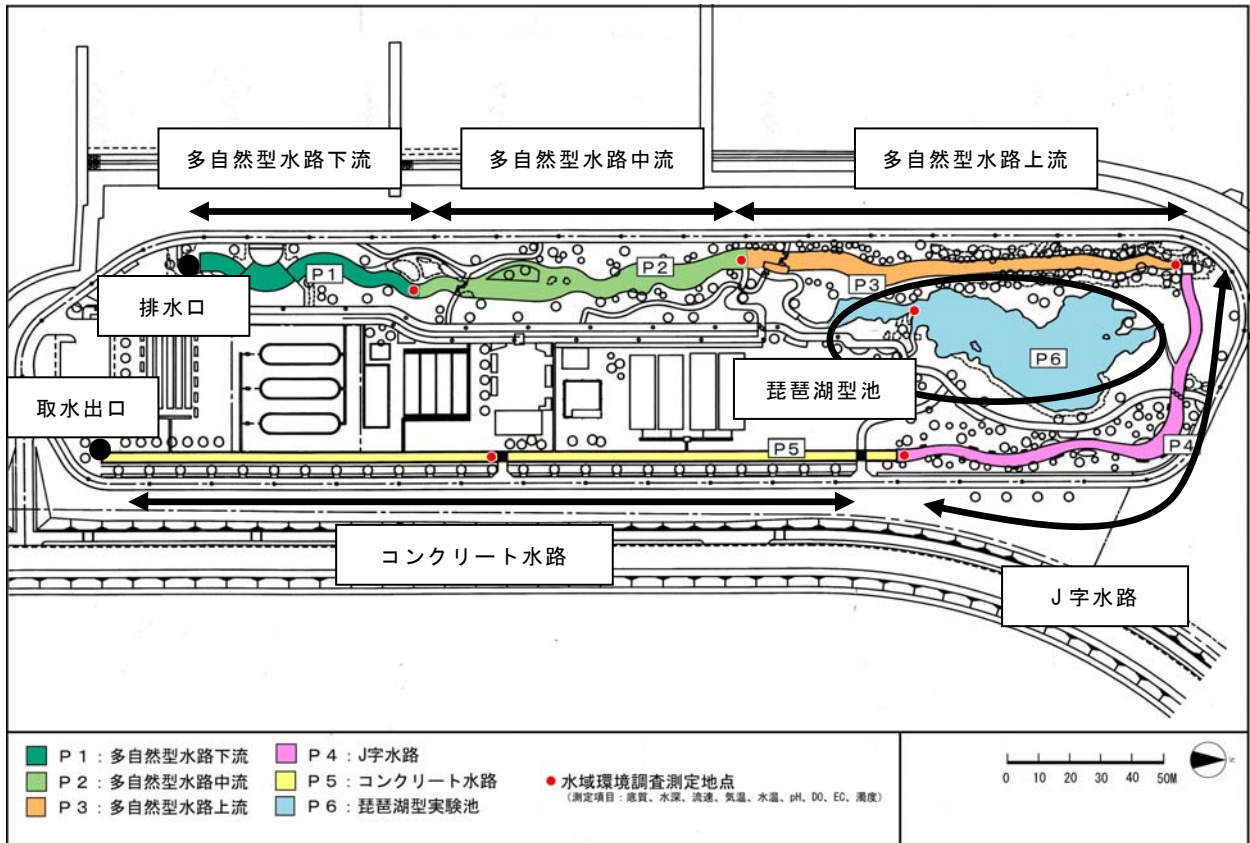
3. 方法

3.1 魚類モニタリング調査

3.1.1 調査時期及び調査範囲

本年度の魚類モニタリング調査は平成18年5月24～25日、8月30日～31日、10月18日～19日、平成19年1月25日～26日の4季で実施した。調査地点は、実験センター内の多自然型水路下流(P1)、多自然型水路中流(P2)、多自然型水路上流(P3)、J字水路(P4)、コンクリート水路(P5)、琵琶湖型実験池(P6)の6地点(区画)とした。

図 3-1 魚類モニタリング調査の調査範囲



3.1.2 魚類モニタリング調査方法

魚類のモニタリング調査は、定量調査と定性調査を実施した。定量調査では、P1～P6の6地点（区画）において、投網（目合い12mm）、タモ網（目合い3mm）、セルビン（口径45mm）を用いて、一定の方法で魚類を捕獲した（表3-1）。定性調査では、P1～P6の6地点（区画）において、投網（目合い12mm）とタモ網（目合い3mm）を用いて、任意採集で魚類を捕獲した（表3-1）。捕獲した魚類は原則として現地で同定し、種別に個体数の計数、尾叉長、体長の測定、湿重量の計測を行った後、速やかに放流した。なお、現地で同定困難な個体は、ホルマリン液（10%）で固定して持ち帰り、顕微鏡等で種の同定を行った。

表 3-1 魚類の調査方法

調査項目	捕獲方法
定量調査	投網（目合い12mm）：1人×3回 タモ網（目合い3mm）：2人×30分 セルビン（口径45mm）：2個×30分
定性調査	投網（目合い12mm）による任意採集 タモ網（目合い3mm）による任意採集

3.2 外来魚堰実験

3.2.1 実験場所

実験センター内の深池型浄化実験施設への取水路で実験を実施した。

図 3-2 堰実験の実験施設

施設の概要	
深池型浄化実験施設への取水路	
幅 : 0.6m	
高さ : 0.8m	
流況 : 流水～止水	
底質 : コンクリート	

3.2.2 実験対象種

平成 17 年は非活性期（主に 10～11 月）に実験を実施しているため、平成 18 年度は非活性期の個体と生理条件が異なると考えられる活性期（5～6 月）に実験を実施した。また、堰に対する反応が繁殖期で異なる可能性があるため、オオクチバス、ブルーギル、ギンブナのそれぞれ成魚を対象とした。ただし、オオクチバスは平成 17 年度の非活性期の実験で対象とした個体が、未成魚であったため、比較のために未成魚も対象とした。また、実験個体数は、20 個体を基本とした。

表 3-2 堰実験の実験対象種

実験年度	平成 18 年度			
目的	活性期（成魚）における堰による外来魚の遡上抑制効果の検証			
対象種	オオクチバス	ブルーギル	ギンブナ	
実施時期	活性期（5～6 月） ¹	活性期（6 月） ²	活性期（5～6 月） ³	
対象個体	成魚 ⁴ 、	未成魚	成魚 ⁵	成魚 ⁶
実験個体数	20 個体			
平均体長±SD	316.4mm±52.2 n=161 ⁷	150.4mm±29.3 n=180	125.9mm±15.9 n=160	144.4mm±33.1 n=140
最大～ 最小体長	215～482mm	108～249mm	94～172mm	93～273
水深	45cm			
水温	15.6～24.5℃	20.1～30.7℃	18.9～25.5℃	17.3～30.7℃

¹ オオクチバスの繁殖期：概ね産卵時期は 5～7 月、琵琶湖では 4 月上旬から（全内漁、1992）。14℃以上と思われる（中井先生ヒアリング結果、H17 年 3 月 7 日）

² ブルーギルの繁殖期：琵琶湖では 6 月～7 月とされ、水温がおよそ 20℃をこえると開始（全内漁、1992）。

³ ギンブナの繁殖期：琵琶湖では産卵期が 3 月下旬～6 月上旬（川の生物図典、1996）。

⁴ オオクチバスの成熟：琵琶湖では体長 230～240mm の個体の熟度指数が変化し、産卵に関与する（全内漁、1992）。

⁵ ブルーギルの成熟：およそ全長 100mm 程度が最小成熟サイズと考えられている（環境省、2004）。

⁶ ギンブナの成熟：飼育条件下では 1 年で 80～100mm になり、1 年で成熟したという（原色日本淡水魚図鑑、1976）。

⁷ 一連の 1 日の実験の途中で、オオクチバス成魚 1 個体が衰弱し途中で個体を入れ替えたため、個体数が 1 個体増えている。

3.2.3 実験条件

堰実験では、たまり 2箇所がある水路で実験を行った（図 3-4）。また、流速設定のイメージを図 3-3 に示した。

実験用水に馴化させたオオクチバス、ブルーギル各 20 個体をそれぞれ実験区に放流し、堰に金網を設置して上流への遡上を阻止した上で、堰下流域の止水中で 12 時間程度馴致させた。

実験開始と同時に金網を撤去して、水量調節ゲートを開け始め、徐々に水量を増加させ、1 時間で設定流速に達するように流量を調整し、10 分間設定流速を維持した。実験開始 70 分後にすべての供試魚の位置を確認した。堰実験では、同じ堰高で 3 条件の流速（0、0.2、0.5m/s）の実験を 1 日で実施し、同じ個体（20 個体）を使用した。その日の一連の実験の終了時に供試魚を回収し、全長、体長、体高を計測した。また、実験開始前、実験開始 70 分後に越流流速、越流水深、堰下流水深、理化学的要因（気温、水温、pH、DO）を測定し、越流流速は実験開始から 10 分毎に測定した。実験後に実験区内の流速の状況を把握するため、縦横断方向の数箇所について流速を測定するとともに、1m 毎の水位を測定した。

なお、堰実験の堰高は主に堰なし、20cm、40cm の 3 パターンで実施した。

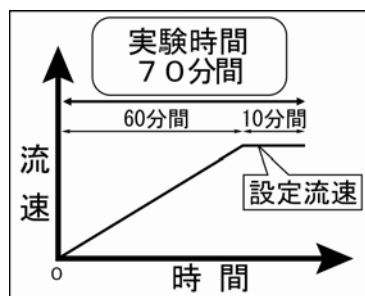


図 3-3 流速設定のイメージ

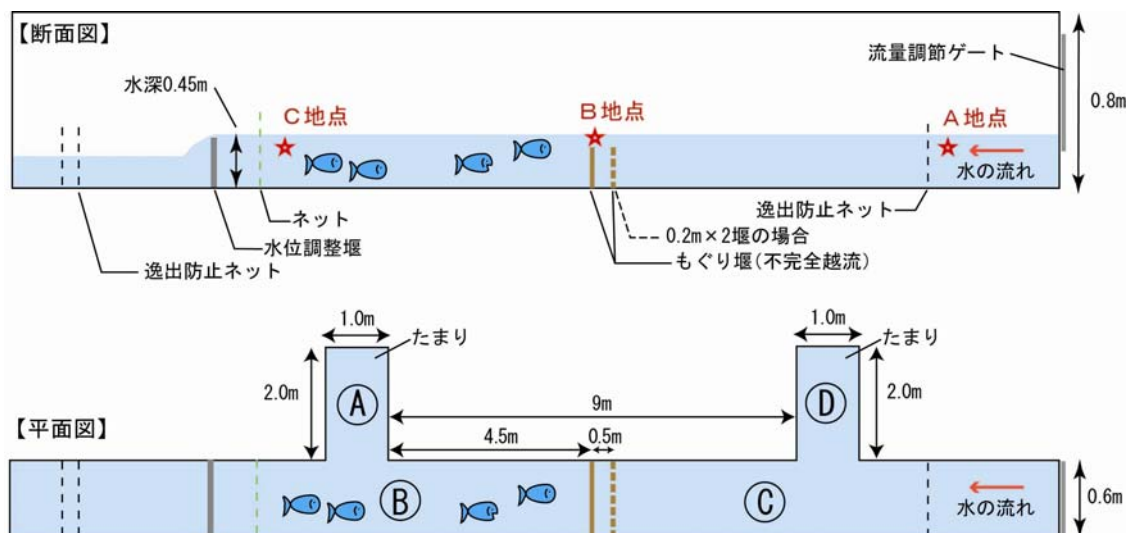


図 3-4 堰実験の実験方法のイメージ

注) A 地点で理化学的要因を、B 地点で越流流速、越流水深、堰下流水深を、C 地点で流速をそれぞれ測定した。

3.3 外来魚音実験

3.3.1 実験場所

実験センター内の浅池型植生浄化実験施設で実験を実施した（図 3-5）。

図 3-5 音実験の実験施設

施設の概要	
浅池型植生浄化実験施設	
長さ：16.0m	
幅：2.4m	
高さ：0.6m	
流況：流水～止水	
底質：コンクリート	

3.3.2 実施時期と実験対象

実施時期と実験対象を表 3-3 に示した。音実験は基本的に、活性期である平成 18 年 5 月 3 日～7 月 15 日に実施した。活性期(5～7 月)は、平成 17 年に実験を実施した非活性期(11 月)と比べ、魚類の生理条件が異なると考えられる。なお、平成 18 年 11 月 16 日～18 日には、平成 17 年度の再検証実験も実施した。

対象個体は音に対する反応が異なる可能性がある繁殖期のオオクチバス、ブルーギル、ギンブナのそれぞれ成魚とした。ただし、オオクチバスは平成 17 年度の非活性期の実験で対象とした個体が、北湖産の未成魚であったため、比較のために未成魚も対象とし、採集場所は北湖産及び南湖産とした。平成 18 年度非活性期に実施した実験は、平成 17 年度実験の再検証実験であるため、非活性期のオオクチバス未成魚のみを対象とした。また、実験個体数は、100 個体を基本としたが、オオクチバス成魚については 1 個体が大型であるため、重量比に換算して 20 個体とした。

表 3-3 実施時期と実験対象

項目	平成 18 年度				
	音による外来魚の忌避・選好反応の検証				
対象種	オオクチバス		ブルーギル	ギンブナ	
採集場所	北湖産、南湖産		南湖産	南湖産	
実施時期	活性期/5～7 月 ⁸		非活性期/11 月	活性期/6 月 ⁹	活性期/5 月 ¹⁰
対象個体	成魚 ¹¹	未成魚	未成魚	成魚 ¹²	成魚 ¹³
実験個体数	20 個体 ¹⁴	100 個体	100 個体	100 個体	100 個体
平均体長±SD	283.4mm±43.6 n=45	158.3mm±37.6 n=197	143.0±22.1 n=171	120.6mm±14.4 n=200	130.6mm±33.5 n=168
最大～最小体長(mm)	230～375	103～224	105～215	97～173	74～295

⁸ オオクチバスの繁殖期：概ね産卵時期は 5～7 月、琵琶湖では 4 月上旬から（全内漁、1992）。14℃以上と思われる（中井先生ヒアリング結果、H17 年 3 月 7 日）

⁹ ブルーギルの繁殖期：琵琶湖では 6 月～7 月とされ、水温がおよそ 20℃をこえると開始（全内漁、1992）。

¹⁰ ギンブナの繁殖期：琵琶湖では産卵期が 3 月下旬～6 月上旬（川の生物図典、1996）。

¹¹ オオクチバスの成熟：琵琶湖では体長 230～240mm の個体の熟度指数が変化し、産卵に關与する（全内漁、1992）。

¹² ブルーギルの成熟：およそ全長 100mm 程度が最小成熟サイズと考えられている（環境省、2004）。

¹³ ギンブナの成熟：飼育条件下では 1 年で 80～100mm になり、1 年で成熟したという（原色日本淡水魚図鑑、1976）。

¹⁴ 成魚 20 個体は重量比において未成魚 100 個体とほぼ同じである。

3.3.3 音実験の実験方法

音実験は、行動への影響が想定される音を選定し、これらの各種の音に対する各魚種の反応を把握する目的で実施した。なお、在来魚の代表種としてギンブナも同様に実験を行った。また、人の往来による影響を避けるため、目視観察は行わず、実験区全域のビデオ撮影を行って、各種の音に対する外来魚の反応を確認した。

本実験では、各種の音に対する反応を把握するため、実験池の端に音源を配置し、実験区全域のビデオ撮影を行った(図 3-6)。なお、平成 18 年度は実験の再現性を確認するため、音源の配置を上流と下流に配置し、それぞれ実験を行った。実験開始後 60 分間(平成 17 年度は 5 分間)を対照区とし、無音条件でビデオ撮影を行った。その後、各種の音を 5 分間連続音として 12 音種を順に発信し続けた。実験に使用した音は、120dB と 150dB に 2 種類の音圧¹⁵のそれぞれにおいて、音種として 100Hz~700Hz の各周波数の純音¹⁶、生息環境下で想定される各種の音、人工的な音とした(表 3-4)。また、実験前及び実験終了後に理化学的要因(気温、水温、pH、DO)の測定を行った。

表 3-4 音実験の実験条件

項目	平成 18 年度(活性期)
対象種	オオクチバス成魚(北湖産)、オオクチバス成魚(南湖産)、オオクチバス未成魚(北湖産)、オオクチバス未成魚(南湖産)、ブルーギル成魚、ギンブナ成魚
馴致時間	15 時間
実験区の規模	幅 2.4m×長さ 15.0m×深さ 0.6m(最大水深 0.3m)
水深	0.3m
対照実験	無音(暗騒音 90~110dB) 60 分間
本実験	音圧 2 種(120、150dB) ^{注1} ×12 音種(100、200、500、700Hz 純音、泡の音 x2 ^{注2} 、砂の音 ^{注3} 、カワウ鳴き声 ^{注4} 、アオサギ鳴き声 ^{注4} 、落水音 ^{注5} 、電子音低音、電子音高音 ^{注6})
	1 音種 5 分間の連続音
音源の位置	上流、下流 ¹⁷

注1) 魚類の聴覚閾値は 60-80dB であり、誘致レベルは 110-130dB、威嚇レベルは 140-160dB、損傷レベルは 220dB 以上である(畠山ら、1997)¹⁸ことを参考として設定した。

注2) ダイバーのアクアラングに反応し、集まってくるという情報がある。泡の音 1 は水槽内で録音した音、泡の音 2 は市販されている効果音である。

注3) 小魚が地面をつつく音をイメージ。

注4) アオサギ、カワウは、魚食性の捕食者(鳥類)である。

注5) 水が落ちる音(バシャ)をイメージ。

注6) 生息環境下でない不規則な音。

¹⁵ 音圧：音の大きさあるいは強さ。

¹⁶ 純音：単純音とも言う。部分音を含まない、従って波形の最も単純で、正弦波形(sine wave)をなす、最も単純な音。

¹⁷ オオクチバス未成熟個体(南湖産)では、音源を下流に設置した条件では実施せず。

¹⁸ 畠山良己・井上喜洋・武井司・阪口清次・藤井圭次・池田昭男・北川高司(1997)．水中音の魚類に及ぼす影響．水産研究叢書 47．(社)日本水産資源保護協会．

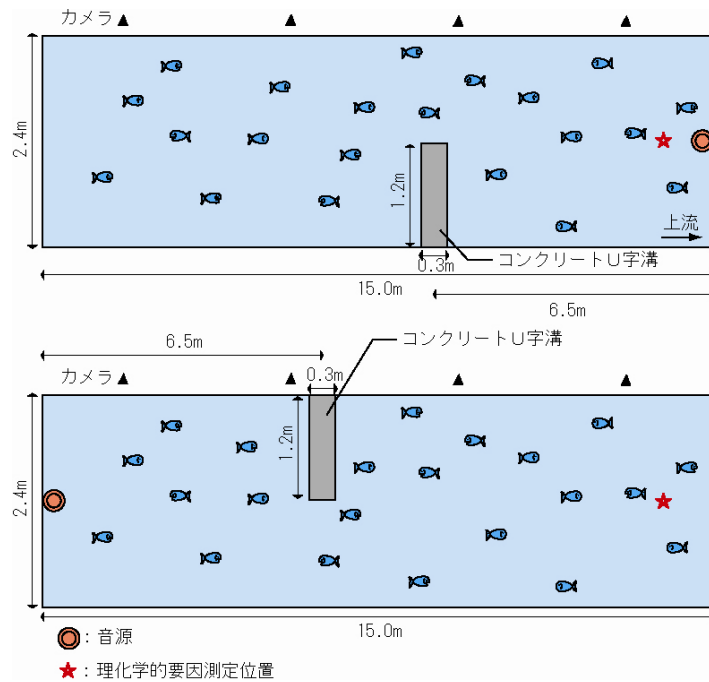


図 3-6 音実験の実験施設イメージ

3.3.4 音実験の評価方法

ビデオ解析を行い、1分毎（計6回：1実験5分）に実験区全域におけるそれぞれの個体の位置を整理した。本データに基づき、音源から各個体の平均距離や分布位置を示し、表 3-5 に示した評価基準に従い音に対する忌避選好反応を判断した。なお、現地で顕著な反応がみられたが、本評価基準では抽出されない音については、別途評価を行った。

表 3-5 種別の音種別忌避選好反応の評価基準

種名	実験区域内での遊泳パターン	評価基準
オオクチバス (活性期) (非活性期)	全域を群れで回転遊泳していることが多かった。	選好の可能性が高い音 発音 1 分後に音源に近づく移動 ^(注) が確認され、発音 5 分間中に音源から遠ざかる移動が確認されず、音源から 3m 以内に近づいた音。
ブルーギル (活性期)		選好の可能性がある音 発音 2 分以内に音源に近づく移動が確認され、発音 5 分間中に音源から遠ざかる移動が確認されず、音源から 3m 以内に近づいた音。
ギンブナ (活性期)	大きな群れでほとんど動かないこともあった。	忌避の可能性が高い音 発音 1 分後に音源から遠ざかる移動が確認され、発音 5 分間中に音源に近づく移動が確認されない音。
ギンブナ (非活性期)	全域を小さな群れで分散して遊泳していることが多かった。	忌避の可能性がある音 発音 2 分以内に音源から遠ざかる移動が確認され、発音 5 分間中に音源に近づく移動が確認されない音。 選好・忌避の可能性が低い音 上記に該当しない音。

ブルーギル (非活性期)	音源から 3m 以内に群れることが多く、そこから遠くに離れることはなかった。	選好の可能性が高い音 発音 1 分後に音源に近づく移動が確認され、音源からの平均距離が一貫して 1m 以内の音。 選好の可能性がある音 発音 2 分以降に音源に近づく移動が確認され、音源からの平均距離が 1m 以内の音。 忌避の可能性が高い音 発音 1 分後に音源から遠ざかる移動が確認され、音源からの平均距離が 3m 以上離れたことのある音。 忌避の可能性がある音 発音 2 分以降に音源から遠ざかる移動が確認され、音源からの平均距離が 3m 以上離れたことのある音。 選好・忌避の可能性が低い音 上記に該当しない音。
-----------------	--	--

4. 結果および考察

4.1 魚類モニタリング調査

4.1.1 確認魚種

本年度に確認された魚種一覧を表 4-1 に示した。

本年度は、4 目 5 科 20 種の魚類が確認され、外来種が 5 種（国外外来種：3 種、国内外来種：2 種）、在来種が 15 種、琵琶湖固有種が 2 種確認された。

総個体数は 2,538 個体で、科別では、順にコイ科が 59%（1,513 個体）、サンフィッシュ科の 27%（680 個体）、ハゼ科の 9%（218 個体）、メダカ科の 5%（124 個体）、ナマズ科の 0%（3 個体）であった。種別では、順にブルーギルが 27%（676 個体）、タイリクバラタナゴが 23%（589 個体）、オイカワが 9%（241 個体）、ヌマムツが 7%（176 個体）、スゴモロコが 5%（136 個体）であった。なお、優占種上位 2 種で、国外外来種であるブルーギルとタイリクバラタナゴを合わせると 50% となり、捕獲した魚類の半数は国外外来種で占められていた。

表 4-1 確認魚種一覧

No.	目	科	種名	琵琶湖固有種	外来種・在来種区分	確認個体数		
1	コイ	コイ	コイ		在来種	5		
2			ギンブナ		在来種	57		
			フナ属		在来種	4		
3			カネヒラ		在来種	119		
4			タイリクバラタナゴ		外来種(国外)	589		
5			オイカワ		在来種	241		
6			ヌマムツ		在来種	176		
7			モツゴ		在来種	25		
8			タモロコ		在来種	23		
9			カマツカ		在来種	48		
10			ツチフキ		外来種(国内)	87		
11			ニゴイ		在来種	3		
12	スゴモロコ		琵琶湖固有種	在来種	136			
13	ナマズ	ナマズ	ナマズ		在来種	3		
14	ダツ	メダカ	メダカ		在来種	124		
15	スズキ	サンフィッシュ	ブルーギル		外来種(国外)	676		
16			オオクチバス		外来種(国外)	4		
17		ハゼ	ウキゴリ		在来種	1		
18			トウヨシノボリ		在来種	124		
19			ビワヨシノボリ		琵琶湖固有種	在来種	10	
20			ヌマチチブ		外来種(国内)	83		
合計			4目	5科	20種	2種	外来種(国外)：3種 外来種(国内)：2種 在来種：14種	2,538

注1：種名および配列は「河川水辺の国勢調査のための生物リスト」（財）リバーフロント整備センターに従った。

注2：種類数の計数は「平成18年度版 河川水辺の国勢調査基本調査マニュアル[河川版]」（財）リバーフロント整備センターに従った。

注3：確認個体数は全季節、全調査地点、定量採集、定性採集の合計値である。

4.1.2 調査地点別確認状況

本年度に確認された調査地点別の魚種一覧を表 4-2 に示した。本年度に確認された地点別の種数では、多自然型水路下流 (P1)、多自然型水路中流 (P2)、多自然型水路上流 (P3) が 15 種～17 種、J 字水路 (P4)、コンクリート水路 (P5) が 13 種、琵琶湖型実験池 (P6) が 11 種であり、琵琶湖型実験池 (P6) が他の水路に比べて少なかった。個体数では、琵琶湖型実験池 (P6) が 898 個体と最も多く、次いで J 字水路 (P4) が 581 個体と多く、多自然型水路上流 (P3) が 293 個体、コンクリート水路 (P5) が 291 個体、多自然型水路下流 (P1) が 280 個体と同程度、多自然型水路中流 (P2) が 195 個体と最も少なかった。なお、琵琶湖型実験池 (P6) で種数が最も少ないにも関わらず、個体数が最も多くなっているのは、ブルーギルが 652 個体と他の地点より飛び抜けて多く確認されたためである。

種類別では、J 字水路 (P4) でタイリクバラタナゴが 50%以上、琵琶湖型実験池 (P6) でブルーギルが 70%以上を占めこの 2 地点では昨年度同様に国外外来種が優占していた。また、昨年度までタイリクバラタナゴが優占していた多自然型水路下流 (P1) 及び多自然型水路中流 (P2) ではスゴモロコ及びオイカワが、多自然型水路上流 (P3) ではヌマムツが優占しており、タイリクバラタナゴの比率は低下していた。コンクリート水路 (P5) ではオイカワが優占しており、多自然型水路下流 (P1) ～多自然型水路上流 (P3) 及びコンクリート水路 (P5) では在来種の占める割合が高くなっていた。

表 4-2 調査地点別の確認魚種一覧

No.	目	科	種名	調査地点						合計	
				P1	P2	P3	P4	P5	P6		
1	コイ	コイ	コイ		1	2	1		1	5	
2			ギンブナ	6	2	13	3	6	27	57	
			フナ属			1	3			4	
3			カネヒラ	43	35	9	8	23	1	119	
4			タイリクバラタナゴ	17	37	82	311	18	124	589	
5			オイカワ	83	41	36	15	66		241	
6			ヌマムツ	11	9	55	98	3		176	
7			モツゴ						25	25	
8			タモロコ	1		3	4	15		23	
9			カマツカ	11	2	5		30		48	
10			ツチフキ	9	11	10	35	10	12	87	
11			ニゴイ	1				2		3	
12	スゴモロコ	56	26	36	1	7	10	136			
13	ナマズ	ナマズ	ナマズ	1		1		1	3		
14	ダツ	メダカ	メダカ	6	11	20	87		124		
15	スズキ	サンフィッシュ	ブルーギル	7	6	5	1	5	652	676	
16			オオクチバス	1	1	2				4	
17			ハゼ	ウキゴリ			1				1
18				トウヨシノボリ	18	11	8	9	42	36	124
19				ビワヨシノボリ		1				9	10
20		ヌマチチブ	9	1	4	5	64		83		
総個体数				280	195	293	581	291	898	2,538	
総種類数				16	15	17	13	13	11	20	

注1：種名および配列は「河川水辺の国勢調査のための生物リスト」（財）リバーフロント整備センターに従った。

注2：種類数の計数は「平成18年度版 河川水辺の国勢調査基本調査マニュアル[河川版]」（財）リバーフロント整備センターに従った。

注3：確認個体数は全季節の定量採集、定性採集の合計値である。

4.1.3 各魚種の繁殖状況

平成 15 年度～平成 18 年度のモニタリング調査における各魚種の繁殖状況のまとめを表 4-3 に示した。なお、ここでは平成 15 年度～18 年度に確認された魚類の総個体数のうち 2%未満の記録を除く 7 種（タイリクバラタナゴ、ブルーギル、メダカ、オイカワ、スゴモロコ、カネヒラ、トウヨシノボリ、ヌマムツ、ツチフキ、ヌマチチブ）を対象とした。

表 4-3 各魚種の繁殖状況のまとめ

調査地点	稚仔魚（取水口進入調査）及び当歳魚（モニタリング調査）の確認状況	繁殖状況
タイリクバラタナゴ	平成 16 年の取水口進入調査では稚仔魚はほとんど確認されなかった。 夏季から秋季にかけて春生まれと推測される当歳魚が J 字水路を中心に多数出現。	多自然型実験水路及び J 字水路で繁殖している。
ブルーギル	平成 16 年の取水口進入調査でブルーギル稚仔魚が確認された。 水路部にブルーギル当歳魚、1 歳魚以上がほとんど出現しない。 当歳魚の出現が夏季に琵琶湖型実験池に集中している。 産卵場調査で産卵床が確認されている。	取水口から稚仔魚が進入しているが、水路内では繁殖していないと考えられる。 琵琶湖型実験池では産卵が行われ繁殖している。
オイカワ	平成 16 年の取水口進入調査でコイ科 V（オイカワ属、ハス属）の稚仔魚が確認された。 琵琶湖型実験池を除く水路部に広く分布する。 尾叉長分布からみると、当歳魚を含め多くの年級群が生息している。	取水口から稚仔魚が進入しているが、水路内でも繁殖していると考えられる。
カネヒラ	平成 16 年の取水口進入調査では稚仔魚はほとんど確認されなかった。 当歳魚はほとんど出現していない。	繁殖していない。
スゴモロコ	平成 16 年の取水口進入調査でコイ科 II（タモロコ属、スゴモロコ属）の稚仔魚が確認された。 当歳魚の出現場所は多自然型実験水路が中心で、コンクリート水路にはほとんど出現しない。	取水口から稚仔魚が進入しているが、多自然型実験水路でも繁殖していると考えられる。
メダカ	平成 16 年の取水口進入調査では稚仔魚は確認されなかった。 多自然型実験水路及び J 字水路で当歳魚が多数出現。	多自然型実験水路及び J 字水路で繁殖している。
トウヨリノボリ	平成 16 年の取水口進入調査でハゼ科の稚仔魚が確認された。 夏季に当歳魚が琵琶湖型実験池とコンクリート水路で多数出現。	仔魚はふ化後流下する生態特性から、コンクリート水路の個体群は進入個体と推測され、コンクリート水路内では繁殖していないと考えられる。 琵琶湖型実験池では産卵が行われ繁殖していると考えられる。
ヌマムツ	平成 16 年の取水口進入調査でコイ科 V（オイカワ属、ハス属）の稚仔魚が確認された。 当歳魚は多自然型実験水路上流及び J 字水路で多く、コンクリート水路にはほとんど出現しない。	取水口から稚仔魚が進入しているが、多自然型実験水路内及び J 字水路内でも繁殖していると考えられる。
ツチフキ	平成 16 年の取水口進入調査でコイ科 IV（カマツカ属、ゼゼラ属）の稚仔魚が確認された。 平成 17 年度では、尾叉長 40mm 前後にモードをもつ当歳魚が出現し、産卵親魚である 1 歳魚、当歳魚ともに多自然型水路中流を中心に出現。	取水口から稚仔魚が進入しているが、多自然型実験水路内でも繁殖していると考えられる。
ヌマチチブ	平成 16 年の取水口進入調査でハゼ科の稚仔魚が確認された。 夏季から秋季にかけてコンクリート水路を中心に当歳魚と推定される個体群が増加。	仔魚はふ化後流下する生態特性から、コンクリート水路の個体群は進入個体と推測され、センター内では繁殖していないと考えられる。

4.1.4 魚類相の経年変化

平成 10 年度からの 8 年間（平成 14 年度は未実施）のモニタリング調査で確認された調査地点別の種別個体数比率の経年変化を図 4-1 に示した。

センターの開設当初は、生活史の中で大きな移動を行うトウヨシノボリが卓越していたが、水路内への泥の堆積、植物の生育、さらに他の魚類の定着に伴ってトウヨシノボリの生息数は減少し、特に水路部では少なくなっている。平成 11 年度以降はタイリクバラタナゴが最も優占し、この傾向は平成 17 年度まで継続したが、平成 18 年度には外来魚のブルーギルが最も優占している。

ブルーギルは多自然型水路、J 字水路、コンクリート水路にはほとんど生息していないが、琵琶湖型実験池の P6 で 70%を超えている。この傾向は平成 13 年度頃より顕著になり、オイカワやメダカなどが姿を消していった。また、比較的安定的に出現しているギンブナは大型個体が多く、稚魚はほとんど出現していない。ブルーギルと共存している種類としてはモツゴ、トウヨシノボリ程度となっている。本水域は流れがほとんどなく、岸部に冠水した植物帯がない単調な水域であり、このような環境においてブルーギルが卓越する状況は、現在の琵琶湖の変化を反映しているとも考えられる。

一方で、多自然型水路においては、近年ではツチキの定着、カネヒラ成魚の春季～夏季にかけての来遊、タイリクバラタナゴの減少などの小さい変化はみられるものの、比較的安定した多様な魚類相が成立している。さらに、この水域にブルーギルがほとんど侵入、定着していないことも、外来魚対策に対しての貴重な情報となっているものと考えられる。

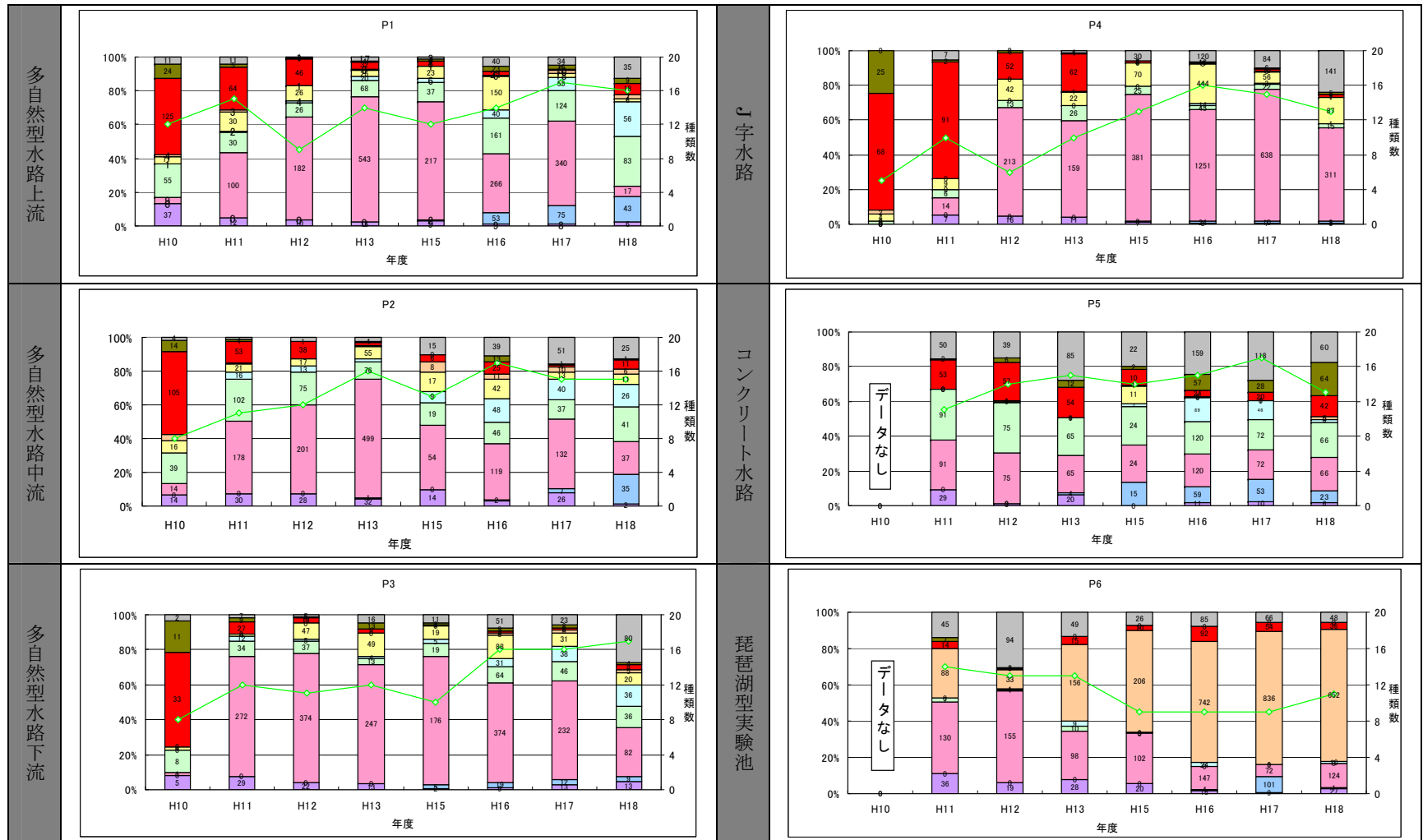
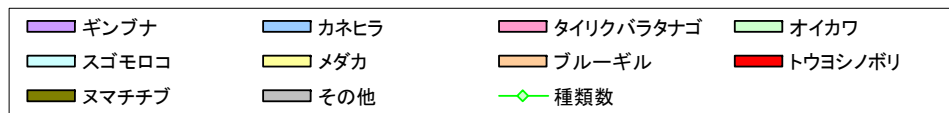


図 4-1 確認魚類の調査地点別の種別個体数比率の経年変化



4.2 外来魚堰実験

4.2.1 越流流速と遡上率の相関関係

堰高別・流速別の遡上率の分析結果から、外来魚では全般的に堰高が高くなるほど、流速が速くなるほど遡上率が低くなる傾向がみられた。また、実験環境の測定結果から、堰高が高くなるほど、堰付近からその直下流の流速が速くなる傾向がみられた。これらのことから、越流流速（堰の直上の流速）に着目し、越流流速と遡上率の相関関係を分析した。なお、越流流速は、堰高を調整することによってある程度の制御が可能であるため、現地の河川や水路で堰を設置する際の指標となり得る。また、現地で設定・調整できるものとして、堰高および越流流速の影響についても、同様に遡上率との関係を分析した。

(1) 越流流速の測定方法

越流流速は、堰直上の中層（堰なしの場合、底面より上の中層）における最大時の流速を測定した（図 4-2）。

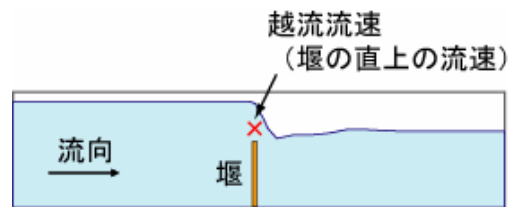


図 4-2 堰実験における越流流速

注1) 各実験での越流流速は実験終了時の1回測定した。

注2) 分析に使用した越流流速は、同じ堰高・流速条件で測定した越流流速の平均値を用いた。

(2) 分析方法

越流流速と遡上率の相関関係の分析では、対象種別・実験種別に越流流速と遡上率の散布図を作成し、直線回帰（単調減少・増加）を基本に回帰式を算定した上で、相関係数（R）を算出し有意差を判定した。ただし、ギンプナでは明らかに直線回帰からはずれていたため、散布図の形状から判断して二次曲線で回帰式を算定した。

(3) 回帰分析の結果

回帰分析の結果、外来魚（オオクチバス成魚・未成魚、ブルーギル成魚）では越流流速が速くなるほど遡上率が低くなる傾向がみられた一方で、ギンプナ（在来魚）では90cm/s程度までは越流流速が速くなるほど遡上率が高くなり、それを越えると低くなる傾向が見られた（図 4-3）。

なお、同様に堰高および越流水深と遡上率の関係を分析した結果、外来魚（オオクチバス成魚・未成魚、ブルーギル成魚）では堰高が高く、越流水深が低くなるほど遡上率が低くなる傾向があり、ギンプナ（在来魚）ではそのような傾向がなかった（図 4-4、図 4-5）。外来魚の遡上抑制の観点からは、越流流速だけでなく堰高および越流水深についても十分に考慮し、他の条件が許す限り堰高を高く設定し、越流水深20cm程度かそれ以下とすることが望ましいといえる。

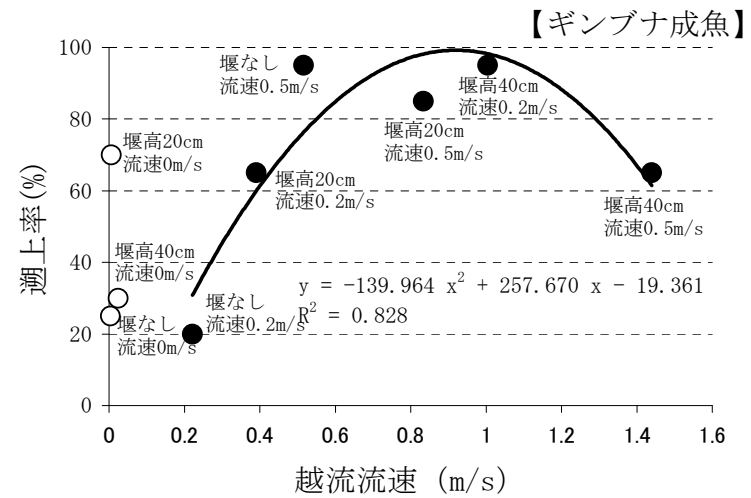
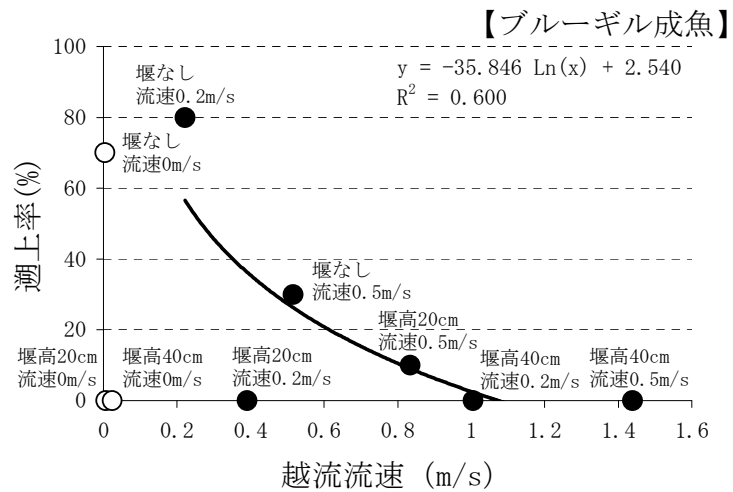
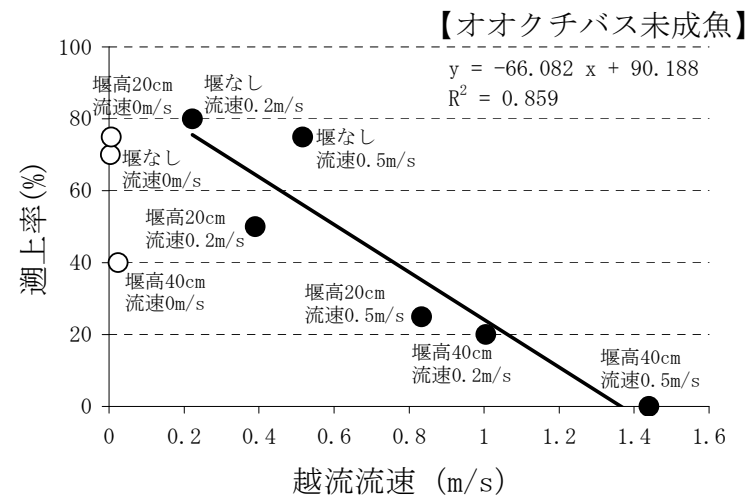
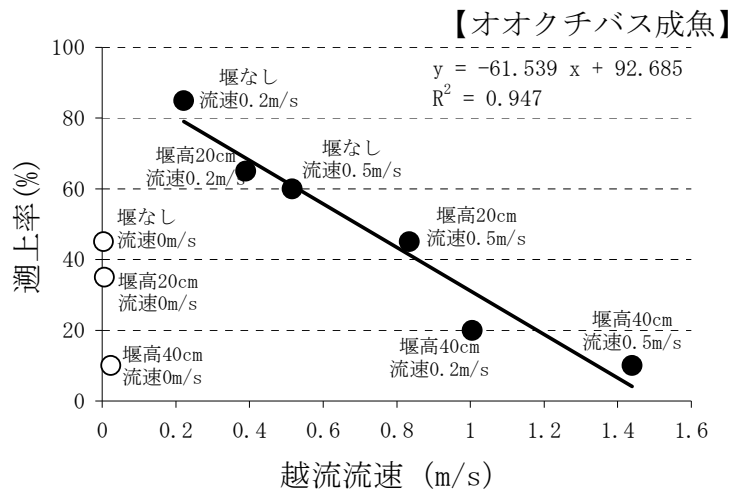


図 4-3 オオクチバス成魚・未成魚、ブルーギル成魚及びギンブナ成魚における越流流速と遡上率の相関関係

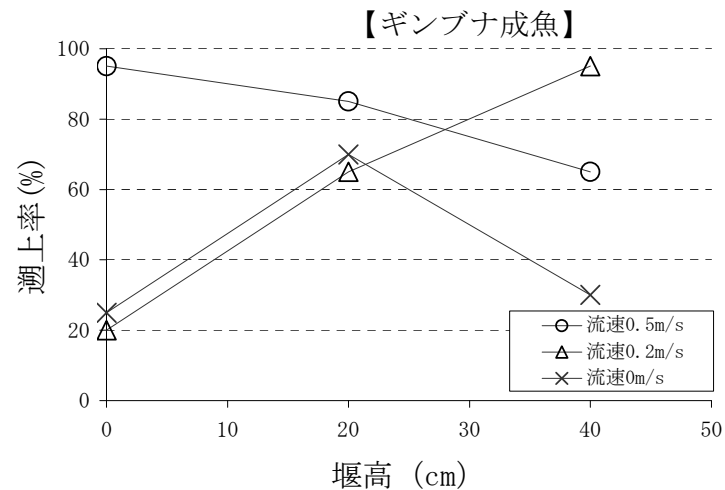
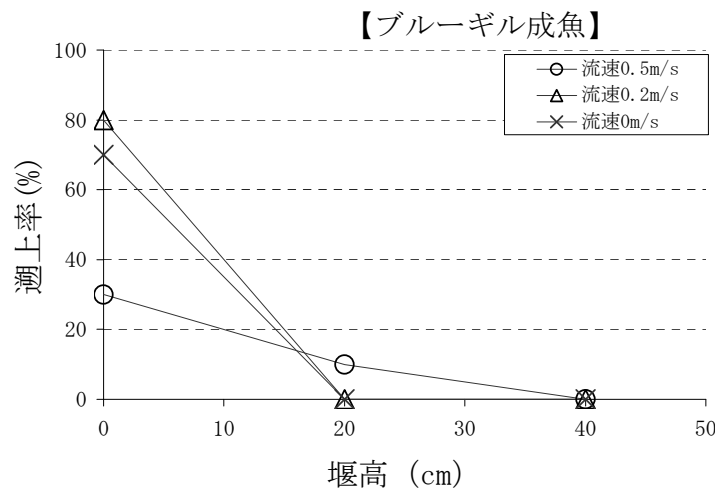
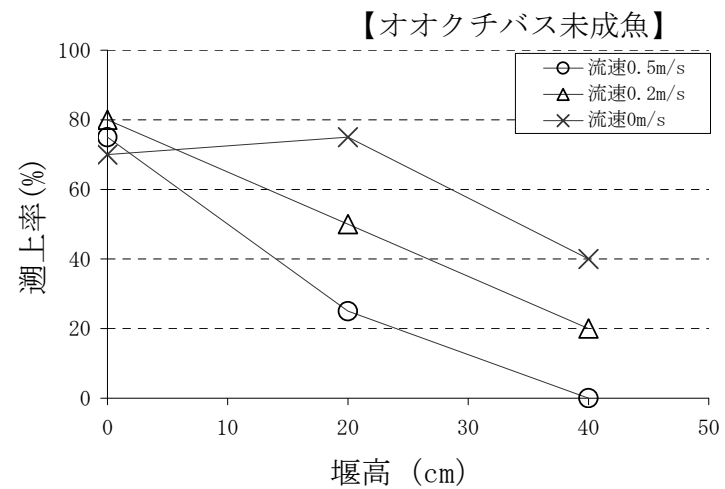
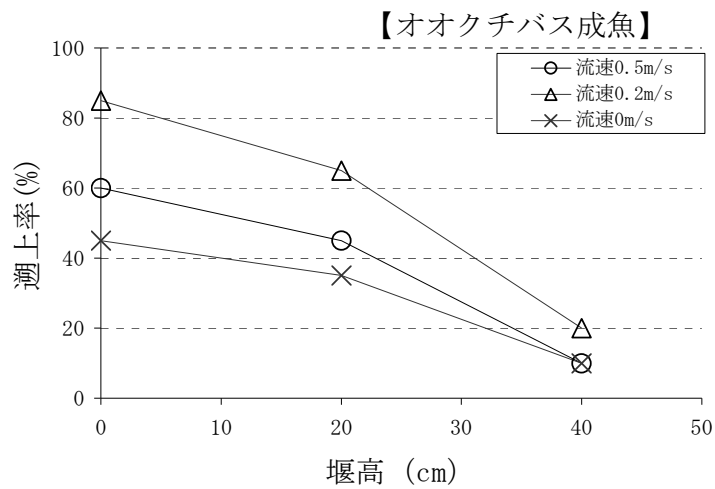


図 4-4 オオクチバス成魚・未成魚、ブルーギル成魚及びギンブナ成魚における堰高と遡上率の相関関係

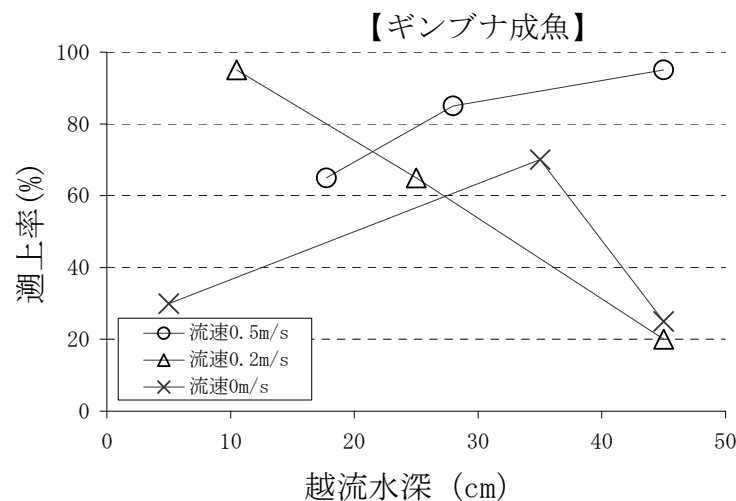
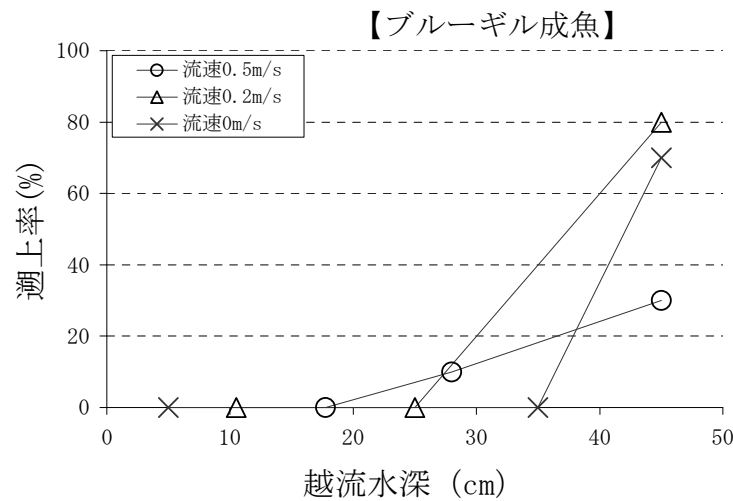
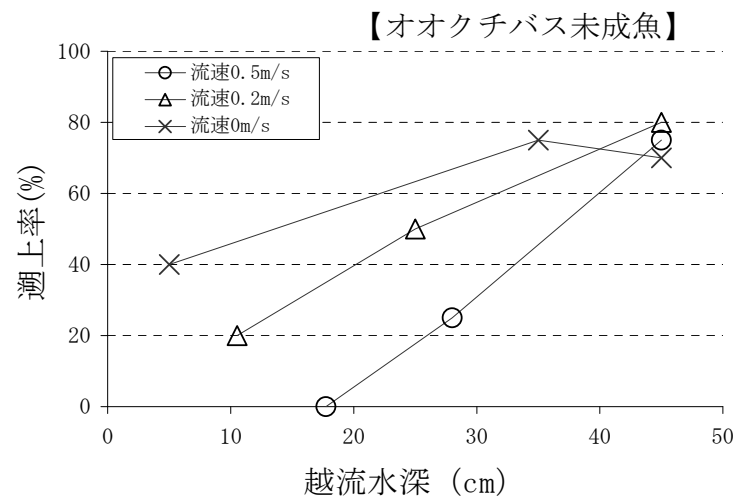
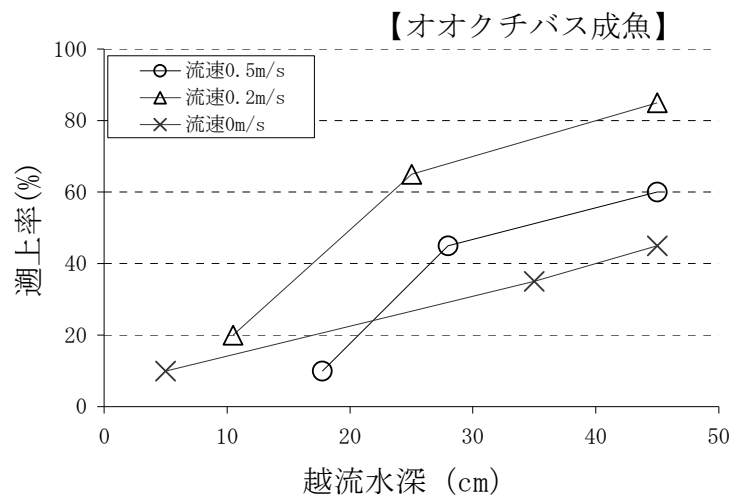


図 4-5 オオクチバス成魚・未成魚、ブルーギル成魚及びギンブナ成魚における越流水深と遡上率の相関関係

4.3 外来魚音実験

4.3.1 魚類活性期の音に対する反応

外来魚であるオオクチバス、ブルーギルについては一貫した顕著な反応を示した音は確認できなかった。一方で、在来魚であるギンブナは、平成 17 年度に引き続き、アオサギの鳴き声を鳴らした際に群れを形成して音源から遠ざかる忌避反応を示した。

4.3.2 カワウの鳴き声に対する再検証

平成 17 年度非活性期においてオオクチバス未成魚(北湖産)は、カワウ鳴き声に対して 120dB、150dB の音圧で、一貫して群れ全体が音源から遠ざかる忌避反応が確認された。

しかし、平成 18 年度非活性期に再検証実験を実施したところ、一様に実験区内を回遊し、カワウの鳴き声に対する一貫した反応は確認されなかった(図 4-6)。なお、音源位置を下流に設置した実験においても、同様に一貫した反応は確認されなかった(図 4-6)。

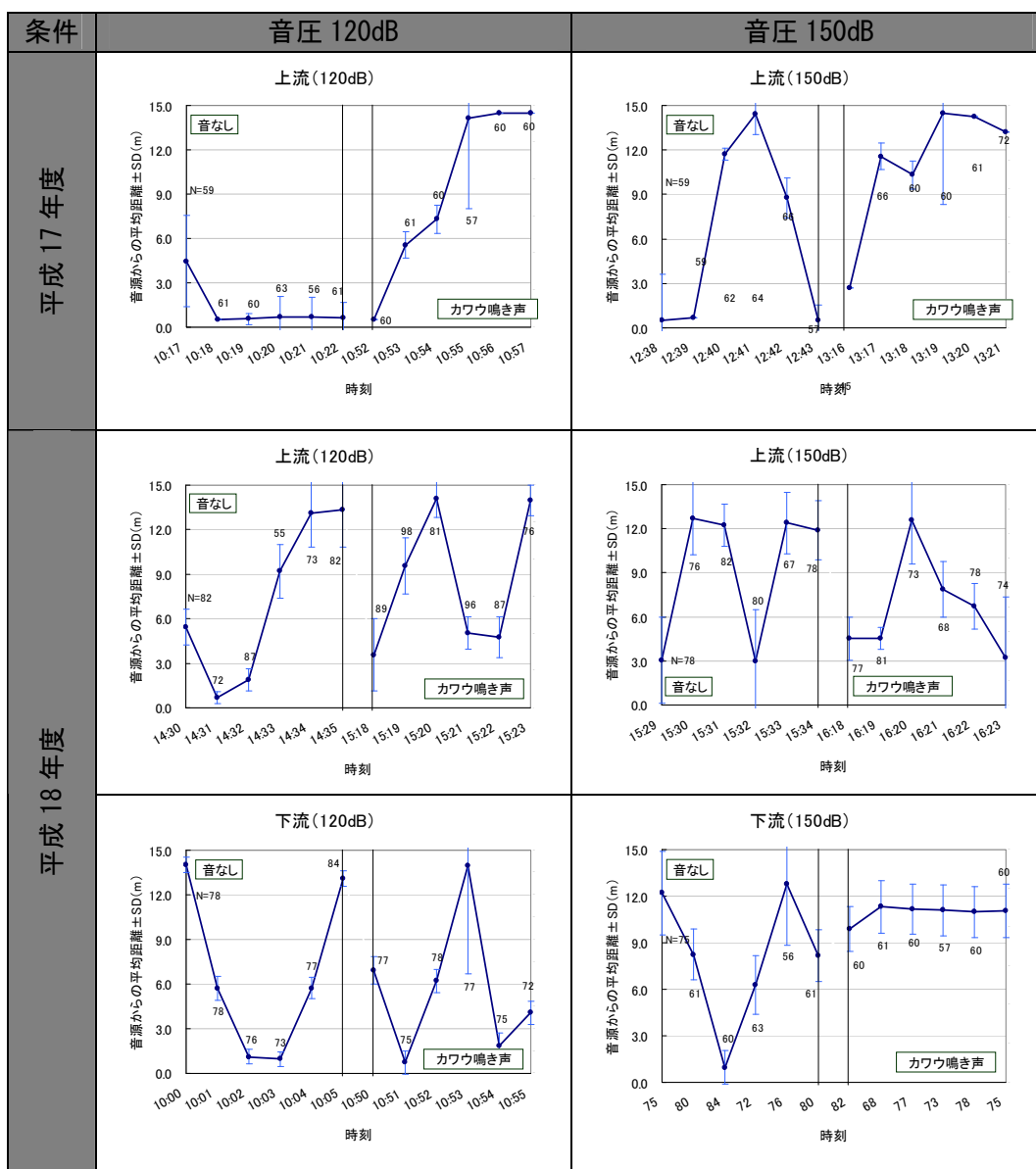


図 4-6 カワウ鳴き声に対する反応検証実験の結果

5. 今後の課題

5.1 魚類モニタリング

魚類モニタリングの結果、ブルーギル（侵略的外来種）は平成 15 年度以降急速に増加し、タイリクバラタナゴ（国外外来種）は平成 15 年度の 58%を最大に、減少に転じている。また、比較的多くの種類の在来魚が確認されているものの、初期に比べるとオイカワやメダカなどが減少し、比較的安定的に出現しているギンブナにおいても大型個体が多く、稚魚はほとんど出現していない状況が把握できた。また、水域の環境要因の調査においては、著しい泥の堆積が確認された。

ブルーギルの増加や泥の堆積等の変化は、実験センター内の在来魚の生息環境を悪化させる可能性があり、今後は、ブルーギルの駆除や在来魚の生息環境の整備（泥の除去、干し上げ等）などの対策を行う必要があると考えられる。

上記の対策を実施した場合はその効果を検証するため、また、対策を実施しなかった場合は経年的な生息状況を把握して今後の施策の基礎資料とするために、今後も引き続き同モニタリングを実施することが望ましいと考えられる。

5.2 外来魚堰実験

堰実験の結果から、琵琶湖につながる河川・水路などにもぐり堰等の構造物を設置することで、在来魚の遡上を促進し、外来魚の拡散を防止できる可能性が示されたため、今後はこの野外適用に向けた現地検証を進めることとする。

5.3 外来魚音実験

平成 17 年度～18 年度の音実験の結果から、オオクチバスが無音の状態でも回遊行動を示すという実験条件設定上の課題が残されたため、これを改善した上で補足的な実験を実施することとする。なお、補足実験の結果、短期的・実用的な結果を得ることが困難な場合、その後は研究機関に引き継いで、長期的・基礎的な観点からの実験を継続することが望ましい。

実験担当者

国土交通省近畿地方整備局琵琶湖河川事務所	河川環境課長	佐久間 維美
	河川環境課環境調整係長	國松 史裕
財団法人琵琶湖・淀川水質保全機構	水質浄化研究所次長	久納 誠
	実験センター所長	北澤 賢治
	実験センター主任研究員	和田 桂子
	実験センター研究員	土谷 卓

4. 消波施設撤去がヨシ帯に及ぼす影響調査その4

1. はじめに

旧草津川河口の北方約 300 m の琵琶湖岸に位置する湖岸延長約 100 m、幅約 30 m、面積約 4,000 m²の植栽ヨシ群落は、湖岸の改修や湖面の埋立てにより衰退したヨシ原の再生を目標として水資源開発公団（現水資源機構）により 1986 年に地盤整形がなされ、1988 年に植栽されたものである。ヨシ植栽に際しては、植栽直後

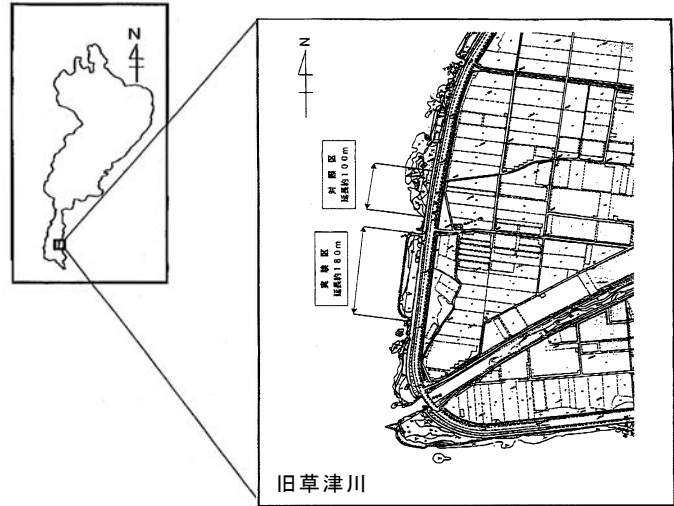


図 1-1 調査場所

で活着が不十分なヨシを波浪から保護する目的で、植栽区沖域に捨石タイプの消波施設が設置された。村尾¹⁾によると、造成地面積 5,550 m²に対して 1,800 m²のヨシ植栽が実施され、植栽終了 10 年後の 1998 年にはヨシの被覆面積は 3,380 m²にまで拡大した。その一方で、時間の経過と共に消波施設の背面付近ではヨシが消失し、帰化植物チクゴスズメノヒエの侵入が確認されるようになった。

ヨシ群落による浸食防止効果の検証およびヨシ植栽事業における消波施設設置効果の評価を行うために、2002 年 11 月にこの植栽ヨシの消波施設が撤去された。それに伴い、京都大学田中・藤井らのグループは、消波施設の撤去が植生遷移および土壌条件の変化に及ぼす影響を検討するため、消波施設撤去後から経年的に植生調査および土壌調査を実施している。消波施設の撤去を実施した水資源機構においても、撤去直後から昨年度までに植生調査や地盤高調査などを実施し、その影響について検討してきた。しかしながら、京都大学田中・藤井らのグループの調査結果と比較可能なデータは十分に得られていなかった。

以上を鑑み、本調査においては、京都大学田中・藤井らのグループの協力のもと、消波施設撤去直後と比較可能なデータを新たに収集するとともに、消波施設撤去による影響をこれまでよりも多面的に検討すること目指したものである。



写真 1-1 消波施設の状況



写真 1-2 消波施設撤去直後

2. 目的

本業務は、消波施設撤去後のヨシ帯の浸食状況およびヨシの生育状況を把握することにより、ヨシ帯による浸食防止効果の検証およびヨシ帯造成のために設置した消波施設の評価を行い、今後のヨシ帯復元および新たな湖岸創生手法のための条件等を考

察することを目的とする。

3. 調査概要

調査項目は、「植生調査」、「底質調査」、「地盤高調査」、「沈水植物調査」を実施した。それぞれの調査項目の調査日を表 3-1 に示した。

表 3-1 調査項目と調査日

調査項目	調査日(2002年)	調査日(2006年)
植生調査	12月9日	8月7日、11月3日
底質調査	11月14日	8月7日、11月3日
地盤高調査	11月1日	11月9日
沈水植物調査	-	9月2日

4. 調査方法

4.1 植生調査

京都大学田中・藤井らの研究グループでは、ヨシ植栽地（以下実験区）を対象に、2002年は消波施設撤去直後の12月9日の1回、2003年と2004年は春夏秋の3回、2005年は夏秋の2回実施している。また、これまでに同グループでは、ヨシ群落を1本の測線あるいは帯で切り取り、その断面や構造を調査する簡易な調査手法²⁾を提案し、ヨシ植栽後の植物群落の遷移特性分析³⁾と調査測線の選択が結果に及ぼす影響についての検討⁴⁾を行ってきた。本調査では、ある地区に生育するヨシ群落の中で最もその群落を代表している測線を専門家による目視観察により選定し、その測線より左右片側4m、両側8m幅を調査範囲とした。また、沖方向には植生が陸上から確認可能な範囲までを調査した。測線は原則として湖岸堤と植生の境を基準点し、湖岸堤より垂直に沖へと測線を引いた（図4-1）。

本調査においては、植物社会学的手法（*Braun-Blanquet*法）⁵⁾に基づいた目視調査を実施した。最初に調査範囲を踏査して植物の分布状況を確認し、草高や植被状況など全体像から判断する「相観性」と、種の構成などから判断する「構造的性」を基準に調査範囲を均質な植生範囲ごとに区分し、各区画の分布をメッシュ状に記録した。区分した区画内の植生状況を最も反映していると思われるコードラートを代表コードラート（面積：1m×1m）として設定し、その中の水深および各階層（低木層、草本層第1層、草本層第2層）における植被率、最長草高、出現植物種名、各植物の被度と群度を測定した。植被率は代表コードラート内に生育する全植物の地上投影面積割合を示し、最長草高は代表コードラート内に生育する全植物の中でもっとも背丈の高い植物について標尺を用いてcm単位で測定した。水深は代表コードラートのほぼ中央部を測定した。また、被度とは各植物の地上投影面積割合（優占度）を示す指標であり、0、+、1～5の7段階で評価される。群度とは散生・群生などの植物の配分状態を表す指標であり、被度の多少とは関係なく、0、r、1～5の7段階で評価される。

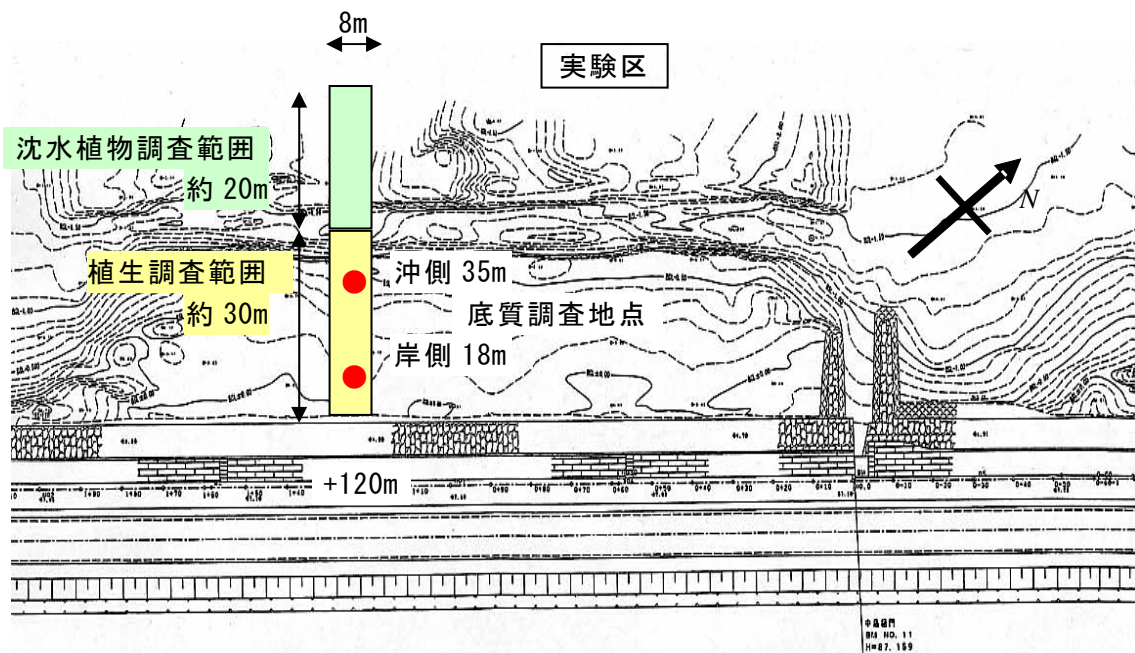


図 4-1 調査地点図

4.2 底質調査

京都大学田中・藤井らの研究グループでは、実験区において消波施設が撤去された直後の2002年11月14日に土壌採取を行い、2003年6月以降にほぼ2ヶ月に1回の頻度で3回、2004年は5月以降ほぼ3ヶ月に1回の頻度で3回、2005年8月に1回の計8回実施した。調査では、実験区の沖側と岸側の2箇所（護岸から35m地点と18m地点：図4-1）に土壌採取箇所を設定し、直径70mm、口径64mm、長さ1mの亚克力パイプ製の柱状採泥器（コアサンプラー）を地中に貫入して、表層から地表下50cmまでの土壌をコア状試料として採取した。表面を下草が覆っている地点では、それを取り除いた後に土壌採取を行った。各地点において表層から地表から深さ10cmまでの土壌を試料として実験室に持ち帰り、粒度、T-P、T-Nの測定を行った。

4.3 地盤高調査

2002年～2005年までの地盤高調査は、実験区に10m間隔で測線を設けて測量を実施した。本年度は実験区に30m間隔（+20、+50、+80、+110、+120、+140、+170）で7本の測線を設けて測量を実施した。

4.4 沈水植物調査

実験区の調査範囲（ヨシ帯先端部～沖側20mまで：図4-1）において、沈水植物の潜水目視観察を行った（範囲内に2m幅のベルトを4本設置）。目視観察の方法は、観察幅2m、2mピッチのベルトトランセクト法で、水深、底質類型、沈水植物の植被率、種別被度階級を測定した。

5. 調査結果

5.1 消波施設撤去直後の植物群落

消波施設撤去直後の2002年12月9日のヨシは基準線から35.5m沖域まで進出し、帰化植物チクゴスズメノヒエが沖域35m～40m付近で優占していた（図5-1）。ウキヤ

ガラは 29m より陸域で繁茂し、同様にクサヨシも 26m より陸域に高被度で繁茂していた。一方マコモは沖域 32m～34m 付近でヨシと重ならずに繁茂していた。

消波施設撤去直後の出現植物種とその平均被度では、8 種の植物が確認され、その内帰化植物が 6 種 (33%)、一年生草本が 9 種 (50%) であった。ヨシがもっとも優占し (42.7%)、ついでクサヨシ (26.1%)、チクゴスズメノヒエ (19.7%) であった。また、全体の 97.4% を植物が覆っており、無植生の区画は 2.6% のみであった。全体に占める帰化植物の被度は 20.7%、同じく一年生草本が占める被度は 1.3% であった。ヨシの被度は高いが、指標植物の侵入も確認され、攪乱を受けた植生であったと判断できる。

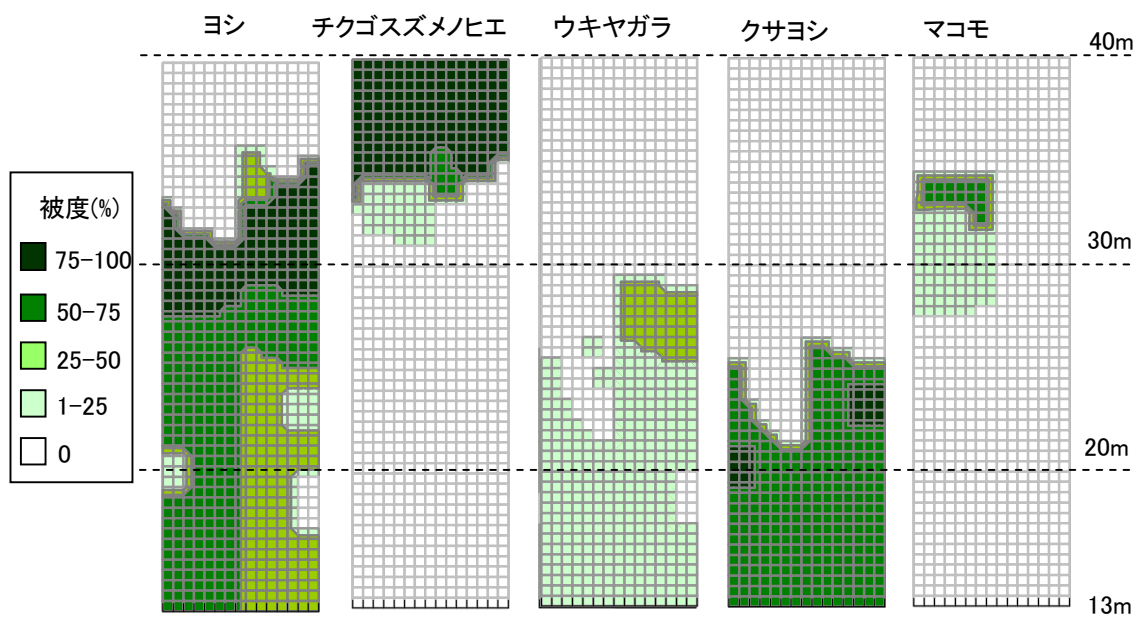


図 5-1 消波施設撤去直後の植物群落(2002 年 12 月)

5.2 消波施設撤去約 4 年後の植物群落

消波施設撤去約 4 年後の 2006 年 11 月 3 日のヨシは基準線から 33.5m 沖域まで確認された(図 5-2)。4 年前と比較し約 2m 陸域に後退したが、沖域ではより高被度で確認される区画が増えた。一方、18.5m～26.5m 区域の北側ではヨシの被度が 0 の区画が存在した。その区画にはウキヤガラが優占し、高被度で繁茂した。一方、チクゴスズメノヒエは区画全体を通して被度 0 であった。クサヨシは 4 年前と比較して 4m ほど陸域へ繁茂する位置を移動した。マコモは 28m～30m の範囲に高被度で繁茂した。

消波施設撤去約 4 年後の出現植物種とその平均被度については、7 種の植物が確認され、内帰化植物が 0 種 (0%)、一年生草本が 1 種 (16%) であった。ヨシがもっとも優占し (35.2%)、ついでウキヤガラ (13.7%)、クサヨシ (11.3%) であった。全体に占める植生率は 69.6% であり、30.4% が無植生の区画であった。攪乱を示す指標植物である帰化植物や一年生草本の出現が確認されず、安定した植生へと遷移した様子が伺える。

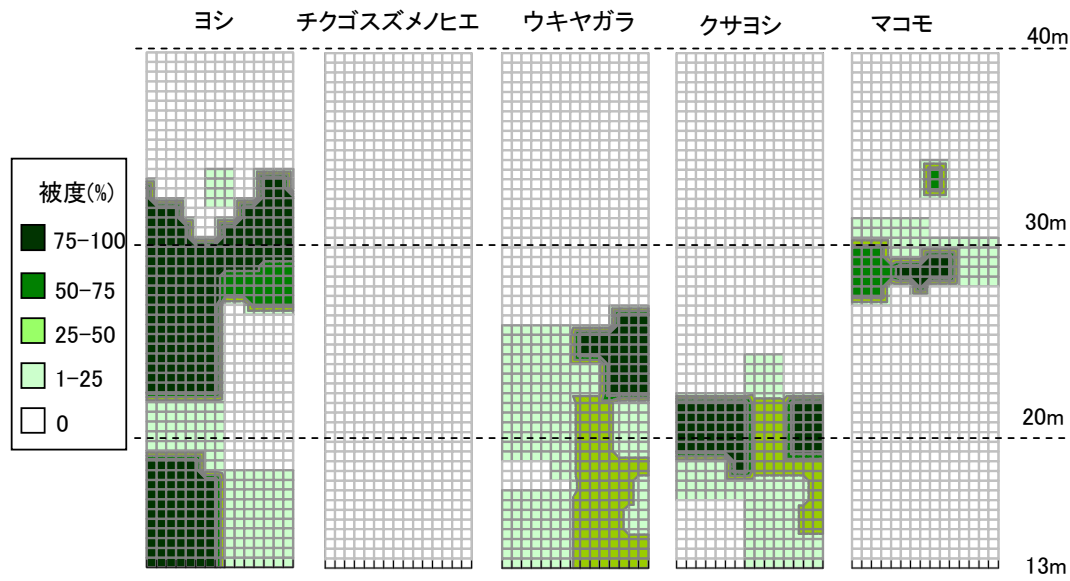


図 5-2 消波施設撤去後約 4 年後の植物群落(2006 年 12 月)

5.3 植物群落の遷移状況とその評価

消波施設撤去直後の 2002 年 12 月 9 日から約 4 年後の 2006 年 11 月 3 日までの確認種数の経時変化をみると、撤去直後は 18 種が確認され、2004 年 5 月を除き 14~20 種を推移していたが、2006 年 8 月に 12 種、2006 年 11 月には 7 種まで減少した。従来種数の増加する傾向にある秋に種数の減少がおき、特に帰化植物が無くなったことが特徴的であった。

ヨシとチクゴスズメノヒエの経時変化をみると、撤去直後は両植物ともに繁茂し、ヨシの被度が 42.7%、チクゴスズメノヒエの被度が 19.7%と高かった。チクゴスズメノヒエの被度は撤去 6 ヶ月後の 2003 年 5 月には 1.3%まで急激に減少した。消波施設の撤去により波浪が打寄せ、チクゴスズメノヒエが生育し難い環境に変化したと推測される。チクゴスズメノヒエは撤去 1 年後までは確認されたが、その後はごく希にしか現れていない。一方、ヨシは消波撤去後の春には 24.9%までやや減少したが、その後安定傾向にあり、撤去後 4 年目の 2006 年度にはやや増加傾向を示し始めた。2006 年 11 月 3 日時点での被度は 35.2%となった。

ウキヤガラ、クサヨシ、マコモの経時変化をみると、撤去直後クサヨシは 26.1%とヨシに次いで優占していたが、2005 年度以降減少傾向にあり、2006 年 11 月 3 日には 11.3%であった。一方、ウキヤガラは撤去直後には 3.6%と小さかったが、次第に繁茂し始め、2006 年 11 月 3 日では 13.7%となりヨシに次ぐ優占種となった。2007 年度以降のヨシとの共存関係について追跡調査を行う必要がある。

5.4 粒度分布の経時変化

地点別の粒度構成比をみると（図 5-3）、実験区 35m 地点では、消波施設撤去直後には礫分が 57%と荒い土壌であったが、2003 年 6 月 21 日には礫分が 38%となり砂分が少し増加した。その後、10 月 29 日には礫分が 53%となり、消波施設撤去直後の粒度構成に近づいた。本地点は消波施設撤去の影響を大きく受けると考えられる場所であり、水位の変化や波浪により、粒度構成の変化が大きかった。2003 年 10 月～2004 年 5 月にかけて粒子が少し細くなり、その後 11 月にかけて再び粗くなる傾向であったが、年毎には礫分の割合が減少する傾向にあった。2006 年 11 月 3 日時点で礫分 33%、粗砂 33%、細砂 33%、シルト以下 1%であり、消波施設撤去直後より礫分が 24%減少した。一方、実験区 18m 地点は撤去直後の礫分は 35%であり、沖域に比べてやや細かい粒度で構成されていた。2003 年 6 月 21 日には礫分が 27%となり、その後、8 月 23 日には礫分が 35%、10 月 29 日には礫分が 27%となり、沖域に比べて変化は小さかった。その後、2005 年 8 月 20 日にかけて礫分が大きく増加したが、全体として礫分割合が減少する傾向があり沖域と同様である。2006 年 11 月 3 日時点で礫分 20%、粗砂 40%、細砂 31%、シルト以下 7%であり、消波施設撤去直後より礫分が 15%減少した。

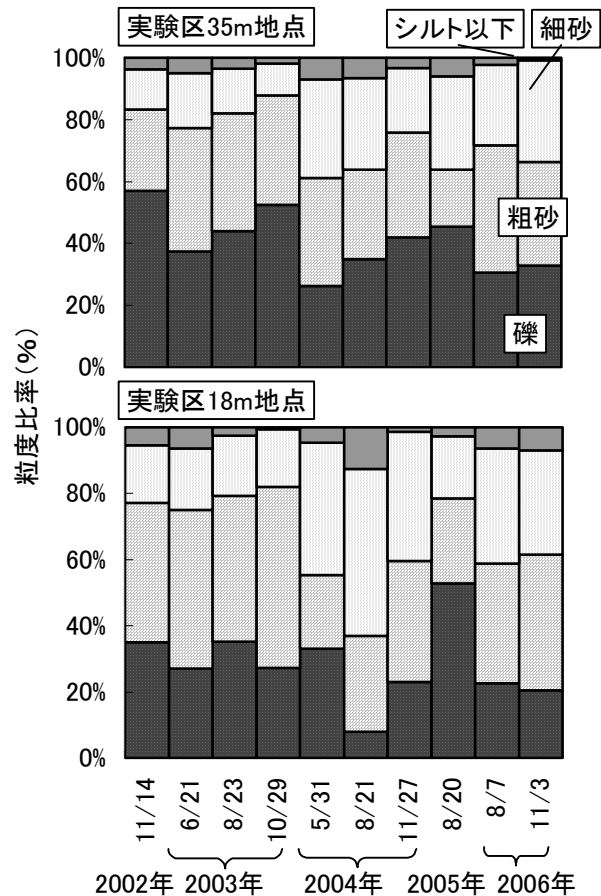


図 5-3 粒度構成比の経年変化

5.5 粒度分布関係指標の経時変化

地点別の 50% 粒径の経時変化をみると（図 5-4）、2002 年 11 月 14 日では、50% 粒径が実験区沖で 4.0mm、実験区陸で 1.4mm と実験区で高く、いずれも琵琶湖沿岸自生ヨシ群落での平均値 1.1mm を上回っていた。実験区沖では、消波施設撤去直後から 2003 年 6 月 21 日にかけて、50% 粒径が 4.0mm から 1.4mm に小さくなったが、実験区陸ではほとんど変化がなかった。その後、10 月 29 日にかけて実験区沖では 50% 粒径が 2.7 と大きくなった。実験区沖では、消波施設の撤去により、波浪な

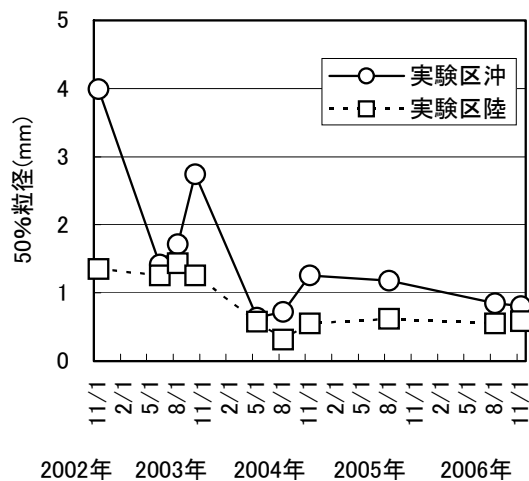


図 5-4 50% 粒径の経年変化

どの影響により地盤高および土壌の変動が続いていたと考えられる。2003年10月～2004年5月にかけて特に実験区沖の50%粒径が小さくなった。全体的に琵琶湖沿岸自生ヨシ群落での平均値1.1mmに近づくか、またはそれを下回る粒径に変化し、実験区における変化が顕著であった。2004年11月～2005年8月にかけての変化はあまりみられなかったが、2005年8月～2006年8月にかけて粒径がさらに細くなり2006年11月時点で0.8mmとなり、琵琶湖の自生ヨシ群落の平均値1.1mmを下回った。陸域については0.6mm前後の値で安定している。

5.6 土壌の成分含有率の経時変化

地点別の土壌のリン含有率の経時変化をみると、消波施設撤去直後の実験区沖域の土壌リン含有率は4,390 $\mu\text{g/g}$ と非常に高濃度であったが、その半年後には703 $\mu\text{g/g}$ に低下した。その後、400～660 $\mu\text{g/g}$ を推移しており、大きな上昇は見られない。消波施設の撤去により、特に実験区沖域の土壌リン含有率が大きく低下した。実験区沖では2006年8月に454 $\mu\text{g/g}$ 、11月に244 $\mu\text{g/g}$ となり、琵琶湖自生群落の平均値にさらに近づいた。実験区陸では、2006年11月で515 $\mu\text{g/g}$ であり、安定傾向にあった。

地点別の土壌の窒素含有率の経時変化をみると、消波施設撤去直後の実験区沖域の土壌窒素含有率は1,848 $\mu\text{g/g}$ であったが、その半年後には1,027 $\mu\text{g/g}$ に低下した。その後、619～1,800 $\mu\text{g/g}$ を推移し、2004年11月27日時点で1,360 $\mu\text{g/g}$ であった。2005年8月20日には再び上昇し、2,076 $\mu\text{g/g}$ と消波施設撤去直後よりも高くなった。2006年8月にはさらに上昇し6,187 $\mu\text{g/g}$ となり、11月には6,496 $\mu\text{g/g}$ を示した。採取した土壌サンプル内に植物の根圏が含まれていた等の影響が示唆される。実験区陸域では沖域よりも土壌窒素含有率が高く推移し、1,492～8,301 $\mu\text{g/g}$ であった。ヨシ群落内土壌への窒素の供給源としてはヨシの落葉の影響が考えられ、その影響が陸域で強く生じたものと推測される。

5.7 消波施設撤去直後から撤去4年後の地盤高変化

消波施設撤去直後の2002年11月1日および2006年11月9日の地盤高(B.S.L.)を図5-7および図5-8に示した。これをみると、消波施設撤去により、沖域30m～40m

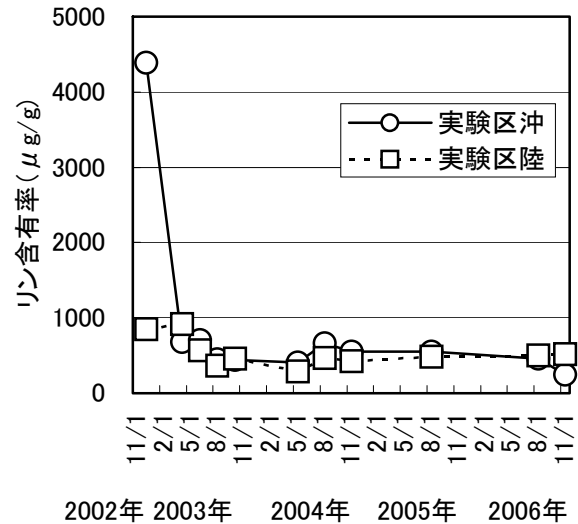


図 5-5 リン含有率の経年変化

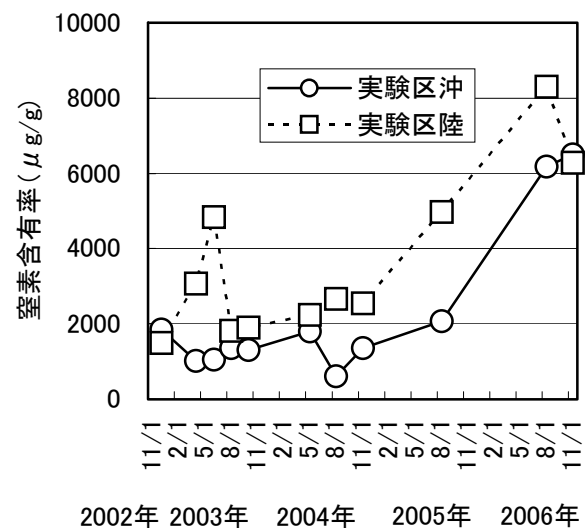


図 5-6 窒素含有率の経年変化

付近に緩傾斜が成立したことが分かる。また、消波施設撤去直後の 2002 年 11 月 1 日から 2006 年 11 月 9 日までの 4 年間の浸食堆積状況を図 5-9 に示した。これみると、全体的に沖域 35~40m 地点で 30cm を越える浸食が起こり、一方で沖域 30m より陸域では堆積傾向となった。測線+160m 沖域 39m 地点で最大浸食 76cm が起こるなど、南側の測線で浸食傾向が大きかった。測線+0m~180m、沖陸方向 12m~50m の範囲での地盤高変化の平均値をみると、測線別では測線+160m で平均 13cm の浸食が確認された。沖陸方向には石積から沖 30m までは 0~7cm の堆積、沖 31m~39m では大きな浸食があり、37m 地点で最大 32cm の浸食が確認された。ヨシの植生界付近で大きな浸食傾向が見られる一方で、ヨシ群落内では堆積傾向が確認された。消波施設撤去直後からの 4 年間で測線+0m~180m、沖陸方向 12m~40m の範囲 5,040m² では平均 2.94cm の浸食があり、土の密度を一定と仮定すると 148m³ の土が系外へ移動したと推測された。

鈴木ら⁶⁾は湖辺の傾斜が 3 度を超えると波浪による底泥の巻上げや浸食・地形などが関係してヨシの株立ちが起こりやすいと述べ、宇多⁷⁾は勾配が 1/30 以上と急勾配になると、波高が 40cm 以下の比較的穏やかな場所でも植生は繁茂しないと報告している。今後、波浪による浸食が継続し、ヨシ植生区内の勾配が急になることは、ヨシ生育にとって負の影響となる恐れがある。

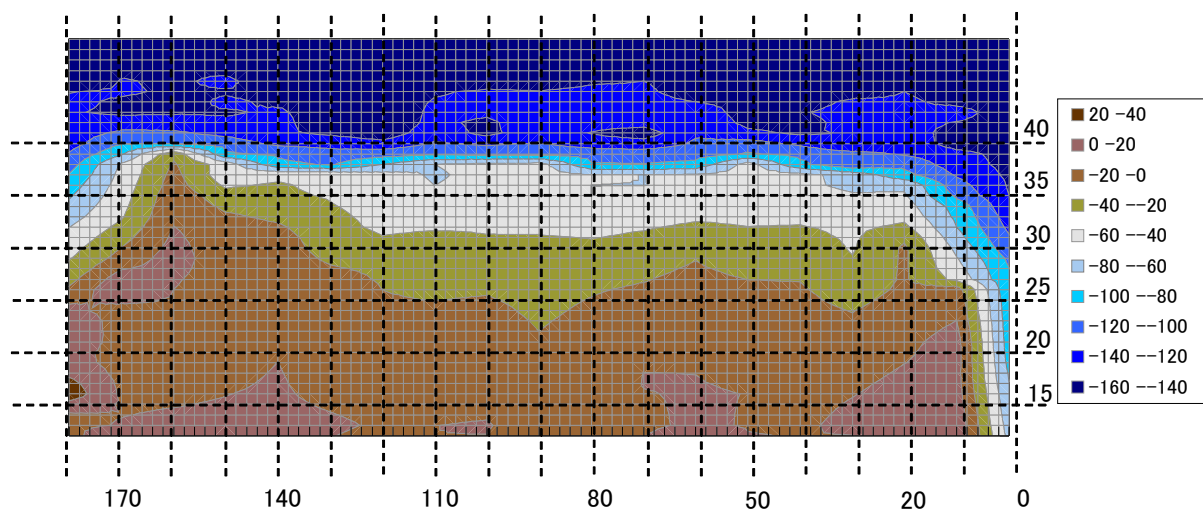


図 5-7 消波施設撤去直後の実験区の地盤高分布(2002 年 11 月 1 日)

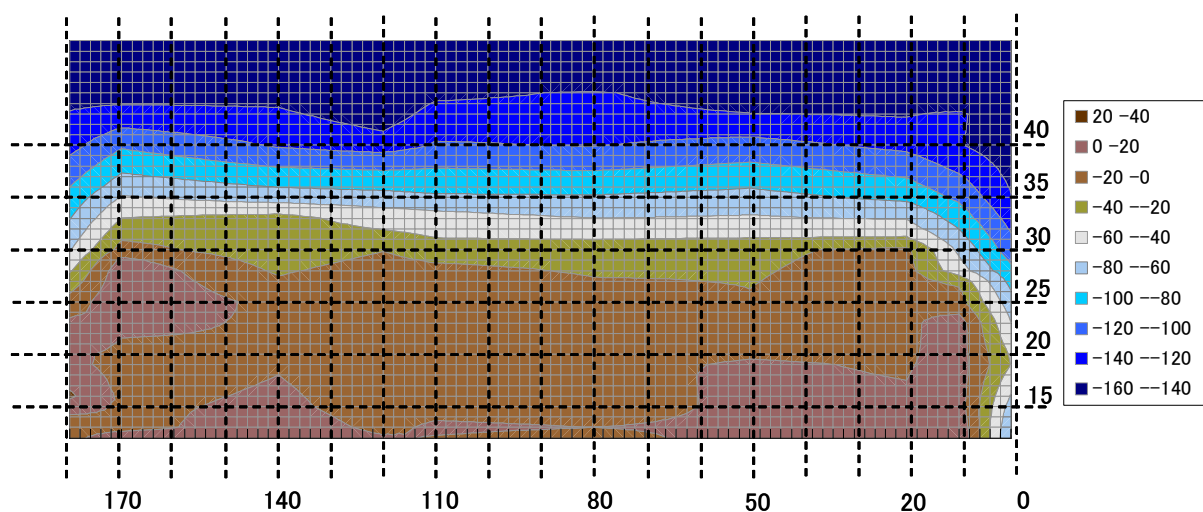


図 5-8 撤去 4 年後の実験区の地盤高分布(2006 年 11 月 9 日)

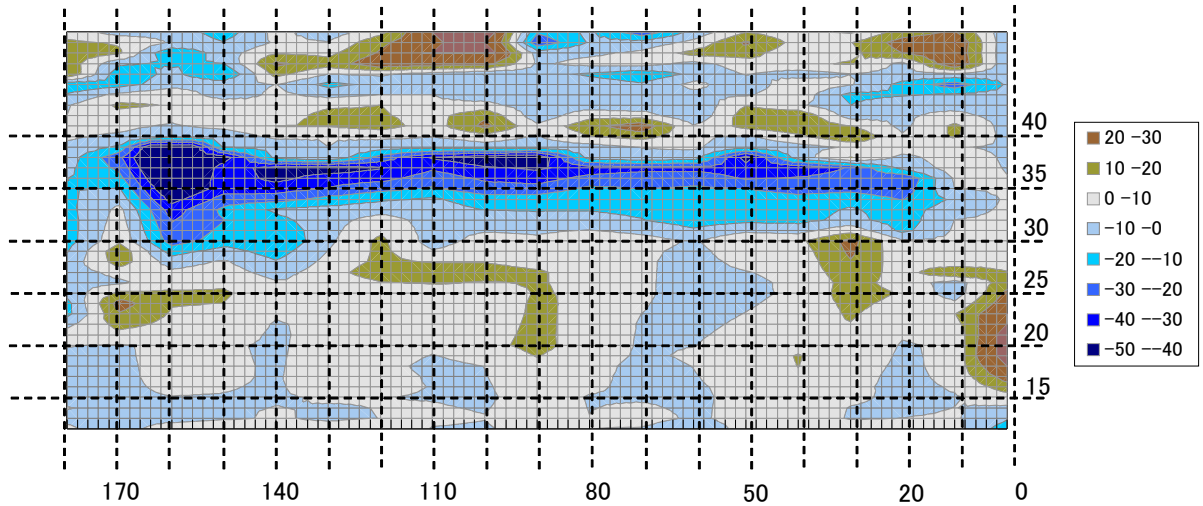


図 5-9 消波施設撤去後約 4 年間の地盤高変動

5.8 沈水植物の生育状況

消波施設撤去 4 年後の 2006 年 9 月 2 日にヨシ群落沖域（測線+120m を中心とした幅 8m、基準線から 30m から 60m の区画）での主要植物（クロモ、ネジレモ、コウガイモ、オオカナダモ、ヨシ）の分布状況をみると（図 5-10）、クロモは基準線から 36.0m 沖域から 60m 沖域で出現し、ネジレモは沖域 32.0m～47.5m 付近で生育していた。コウガイモは沖域 38.0～39.5m と沖域 44.0～60.0m で生育し、特に 52.0～54.0m 地点で繁茂した。また、帰化植物オオカナダモは沖域 40.0m～60.0m 付近で繁茂していた。一方、抽水植物であるヨシは、沖域 33.5m までの繁茂であった。

出現植物種とその平均被度をみると、11 種の植物が確認され、内帰化植物が 2 種（18%）であった。クロモがもっとも優占し（16.4%）、ついでネジレモ（16.3%）、コウガイモ（11.6%）であった。また、全体の 69.0%を植物が覆っており、無植生の区画は 31.0%であった。

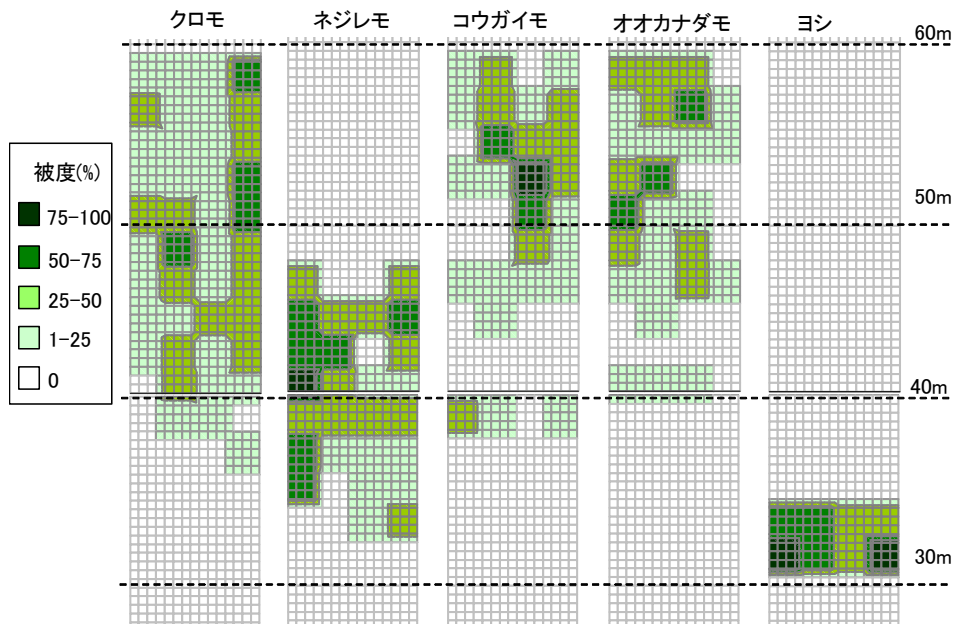


図 5-10 沈水植物の分布状況(2006 年 9 月 2 日)

6. まとめ

- ① 消波施設内側（植栽ヨシの前面）に繁茂していたチクゴスズメノヒエは消波施設撤去後に消失した。
- ② 消波施設撤去直後と今年度の比較では、植栽ヨシ帯内の一年生草本や帰化植物が消失していた。
- ③ 消波施設内側の植栽ヨシ帯の土壌に蓄積していたリンは消波施設撤去後に低下した。
- ④ 消波施設を撤去した植栽ヨシ帯沖側には緩傾斜が成立した。
- ⑤ 消波施設を撤去した植栽ヨシ帯沖側の土壌では砂分の割合が高まった。
- ⑥ 消波施設撤去により成立した緩傾斜にネジレモが定着したことが確認された。
- ⑦ 消波施設撤去後と今年度の比較では、植栽ヨシ帯の土壌に含まれる窒素が増加していた。

以上から、本調査を実施した植栽ヨシ帯においては、消波施設を撤去することで、琵琶湖湖岸に典型的な（より自然に近い）ヨシ群落へ遷移したことが確認されたといえる。

7. 今後の課題

今年の植生調査の結果から得られた一年生草本や帰化植物の減少が、特異的な現象かどうかを明らかにするために次年度も植生調査を継続して実施する必要がある。同様に、土壌の窒素分の増加についても底質調査を継続してその傾向を把握する必要がある。

また、本調査の対象となった植栽ヨシ帯以外にも、消波施設の設置により生育状態が悪化している植栽ヨシ帯が存在していると考えられるため、それらのチェックが今後の課題となる。なお、消波施設の撤去による植栽ヨシ帯の保全が有効かどうかは、植栽地の波浪の程度によっても影響されると考えられるため、どのような場合に消波施設を撤去するかの指針を整理することも必要である。

8. 謝辞

この調査は、京都大学工学研究科流域圏総合環境質研究センターの田中周平先生の全面的なご協力とデータ提供のもと実施されたものである。この場を借りて感謝を申し上げます。

9. 参考文献

- 1) 村尾浩太、福士富之信、浜田正之；琵琶湖開発事業におけるヨシ原の復元について、関西自然保護機構会報, 21, 2, p217-226, 1999
- 2) 澤本直樹；立命館大学大学院修士論文, 植生調査によるヨシ群落再生評価手法の提案とその適用, 2003
- 3) 田中周平、藤井滋穂、山田 淳、畦原貴容子、西川博章；ヨシ植栽地における植物群落の遷移特性分析, 土木学会論文集, 2003年2月, Vol. VII-26, No. 727, p. 13-22
- 4) 田中周平、藤井滋穂、山田 淳、西川博章、岡文和；植生調査における調査ライン

の選択が結果に及ぼす影響，環境技術研究協会年次大会研究発表会要旨集，2003年6月，Vol. 3, pp. 211-214

5) *Braun-Blanquet. E.* : Grundlagen und Methoden des biologischen Wasserbaus, Der biologische Wasserbau an den Bundeswasserstrassen, p.17-78, 1965

6) 鈴木紀雄、川嶋宗継、遠藤修一、板倉安正、木村保弘、琵琶湖におけるヨシ群落に関する研究－ヨシ群落内の物理・化学・生態的性状－、滋賀大学教育学部紀要、自然科学・教育科学 No. 43、p. 19-41 (1993)

7) 宇多高明、吉田隆昌、西畠照毅、富士川洋一、植生を利用した湖浜保全に関する一考察－琵琶湖を例として－、海岸工学論文集、Vol. 41、p. 1111-1115 (1994)

実験担当者

独立行政法人水資源機構

琵琶湖開発総合管理所

財団法人琵琶湖・淀川水質保全機構

環境課長

環境課主幹

水質浄化研究所次長

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

杉村 重憲

塚本 守

久納 誠

北澤 賢治

和田 桂子

土谷 卓

5. 生分解性吸着剤による窒素・リン成分の除去 及びリサイクル性に関する実験

1. 研究目的

日本最大の水量を誇る琵琶湖では、1960年代半ば頃から水質の悪化が目立つようになった。生活廃水や工場廃水に含まれる硝酸、リン酸などの栄養塩類が湖に流れ込み、「富栄養化」が進んでプランクトンが異常繁殖し、湖面を緑色に染めるアオコや赤褐色化する淡水赤潮が毎年のように発生するようになった。このため滋賀県では、水質保全対策に取り組みが進められており、琵琶湖・淀川水質浄化共同実験センター（Biyoセンター）では、水質浄化に関して「自然の力を利用」した、さまざまな実験や浄化技術の研究開発を行っている。

そこで本研究でも、環境負荷軽減を念頭に、この水質悪化問題の解決を目的とし新しい発想で以下の検討を行った。

サブミリサイズの細孔を有する生分解性連続多孔性樹脂を調製し、環境中に高濃度に存在すると種々の問題を引き起こすとされる富栄養化成分である硝酸、リン酸を選択的に捕捉・吸着するナノ分子認識能を化学処理により持たせ、この樹脂を大量の水環境中（実際の河川水）に放置することにより、継続的なターゲット分子の選択的吸着を目的とし、河川水の浄化を試み、標的とする富栄養化成分の吸着・捕捉を行う。そして、実環境中での性能試験を基に実用化に近づくことを最終目的とする。さらに、平行して、これらの富栄養化成分を含有した生分解性連続多孔性樹脂がリサイクル可能であるかについて検討を行う。この樹脂は、窒素、リンを含むことから土壌改良剤としての利用も可能であることが考えられる。そこで、富栄養化成分を吸着・捕捉させた後、一般的に園芸に用いられる土壌に混入し小松菜を栽培し、その後、小松菜の成長の観察、収穫した小松菜の重量を測定することによって、富栄養化成分を含有した生分解性連続多孔性樹脂の肥料としての効果について検討を行う。富栄養化成分を含有した生分解性連続多孔性樹脂を栽培土壌に混入すると、肥料として十分に効果を発揮し、簡便な方法でリサイクル利用可能であること、富栄養化物質の選択的吸着部位を構築した分子認識能を有した生分解性連続多孔性体を基とした除去・リサイクルシステムを確立することを目的とする。

2. 研究方法

2.1 実験に用いた試薬

sebacic acid (SA) : ナカライテスク製市販品をそのまま用いた。

triethanolamine (TEA) : ナカライテスク製市販品をそのまま用いた。

azodicarbonamide (ADCA) : 永和化成製市販品を用いた。

(上記3つの化合物の構造を図2-1に示す。)

塩酸 : 市販品をそのまま用いた。

硫酸 : 市販品をそのまま用いた。

メタノール : ナカライテスク製市販品をそのまま用いた。

超純水：水道水を Milli-Q、A-10 Gradient システムによりイオン交換、限外ろ過膜処理した。(比抵抗値 18.3 MΩ、TOC 3~4 ppb)

アンバーライト IRA400J CI (イオン交換容量 2.8 meq/g) (オルガノ株式会社)

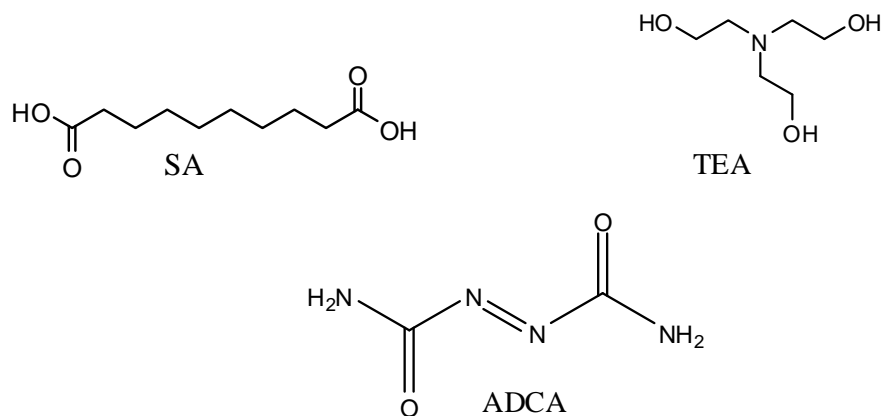


図 2-1 SA、TEA、ADCA の構造

2.2 選択的分子認識部位を有した生分解性連続多孔性樹脂の調製

2.2.1 生分解性ポリエステル連続多孔性樹脂の調製

SA と TEA により生分解性ポリエステル連続多孔性樹脂を調製した。SA と TEA を 150 °C で 50 分間加熱してプレポリマーを得た。次いで、発泡剤として ADCA を加えて窒素雰囲気下 220 °C で 2 時間加熱脱水することで重合させて生分解性ポリエステル連続多孔性樹脂を得た。SA、TEA、ADCA はそれぞれ 3 : 2 : 3 のモル比で配合した。

2.2.2 イオン交換能の付与 (生分解性ポリエステル連続多孔性樹脂の四級化)

得られた生分解性ポリエステル連続多孔性樹脂をメタノールで洗浄して乾燥した後、0.3 N の塩酸水溶液に 3 時間浸漬して四級化した (図 2-2)。これによって生分解性ポリエステル連続多孔性樹脂にアニオン交換能を付与し選択的分子認識部位を有した生分解性連続多孔性樹脂 (以下、機能性発泡樹脂) を得た。その後、超純水で洗浄して乾燥した。

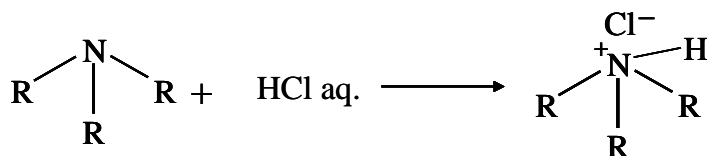


図 2-2 塩酸による生分解性ポリエステル連続多孔性樹脂の四級化

2.2.3 イオン交換容量の測定

0.1 N 硫酸水溶液 100 ml 中に機能性発泡樹脂 1.0 g を入れて 3 時間かくはんし、機能性発泡樹脂の塩化物対イオンを硫酸イオンで置換した (図 2-3)。その後、水溶液を細孔径 0.45 μm のメンブレンフィルターでろ過し、全量を 150 ml にした。蛍光 X 線装置 (RIGAKU : 3270 X-RAY SPECTROMETER) を用いて、溶液中の塩化物イオン濃度測定を行った。塩酸標準溶液 1.25、3.13、6.25、12.5 mM からなる検量線を作成し、塩化物イオン濃度を求め、イオン交換容量を算出した。

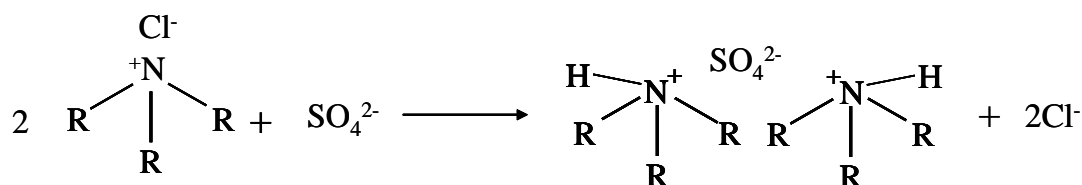


図 2-3 硫酸イオンとのイオン交換による塩化物イオンの脱着

2.3 機能性発泡樹脂へのアニオンの吸着

2.3.1 機能性発泡樹脂を用いた硝酸イオン・リン酸イオンの模擬吸着

機能性発泡樹脂に硝酸イオン・リン酸イオンの模擬吸着実験を行った。機能性発泡樹脂のイオン交換容量（理論値 2.5 meq/g）に対して、硝酸ナトリウム 1.2 当量、リン酸ナトリウム 0.12 当量を溶解した擬似環境水（琵琶湖環境水中には硝酸：リン酸が約 10：1 で含まれていることに基づく）を調製し、これに機能性発泡樹脂を入れ、3 時間かくはんし模擬吸着を行った。その後、機能性発泡樹脂を取り出して超純水で洗浄し、乾燥した。この模擬吸着させた機能性発泡樹脂を M-AR (model-adsorbed resin) と示す。また、機能性発泡樹脂との比較のため市販のイオン交換樹脂でも同様に模擬吸着を行った。アニオン交換樹脂には、スチレン系のアンバーライト IRA400JCI（イオン交換容量 2.8 meq/g）（オルガノ株式会社）を使用した。

ここで、アンバーライト IRA400J CI について記述する。

アンバーライト IRA400JCI は、スチレン系ゲル形の強塩基性のアニオン交換樹脂である。大きな交換容量をもち中性塩分解能力にすぐれており、炭酸イオンなどの弱酸やシリカの吸着特性にすぐれている。純水製造をはじめ、金属錯体の吸着や飲料水中の硝酸イオンの除去などに使用される。標準品は塩化物イオン形で販売されている。

2.3.2 機能性発泡樹脂を用いた環境水中に存在するアニオンの吸着

調製した機能性発泡樹脂を琵琶湖・淀川水質浄化共同実験センター（滋賀県草津市）内に設けた通水槽（容量 100 L）に浸漬し、環境水中に存在するアニオンを吸着させた。この環境水中に浸漬させた後の機能性発泡樹脂を R-AR (real-adsorbed resin) と示す。ここで、機能性発泡樹脂を環境水中で使用する際には、水の濁りの原因である水に溶けない水中の浮遊物の存在が吸着能の低下に大きく寄与する。従って、河川からの流入水を直接通水槽に入れる前に、土壌浸透浄化法による前処理を行い、水中の浮遊物を除去した。この土壌浸透浄化法とは、園芸用の赤玉土（赤土を約 800 °C で加熱乾燥して粒状にしたもの）を土壌吸着ろ過剤として用い、土壌層の厚さ 1 m で 5.0 m³ / (m² · day) の流速で対象の水を流し、水中のリンや浮遊物の除去を行う方法である。しかし、この方法ではリン酸イオンが除去できても、硝酸イオンは除去できない。この方法により環境水中のリンや浮遊物を除去した後、通水槽に入れた。この前処理を行った環境水を流量 6.5 L/min で通水槽に流し、機能性発泡樹脂 3000 g をネットに入れて 20 日間浸漬した。その後、今回の通水槽から引き上げた機能性発泡樹脂を栽培実験に使用した。

2.4 機能性発泡樹脂を混入した土壌による小松菜栽培実験

2.4.1 小松菜栽培

今回、小松菜を栽培実験に採用した理由は、小松菜が一般的に発芽実験に用いられること、比較的成長が早いこと、また葉菜類の成長には窒素 (N) がその成長に大きく寄与することから、環境水中に浸漬し吸着させた硝酸イオンによる成長加速効果、生分解された機能性発泡樹脂の効果が判断しやすいと考えたためである。

栽培実験は以下の観点から実施した。

- ①畑土と赤玉土の混入率を変えた土壌による比較
- ②M-AR 及び R-AR の混入率を変化した土壌とそれらを混入していない土壌による比較
- ③M-AR または R-AR を混入した土壌による比較
- ④M-AR 及び R-AR と模擬吸着させた市販のイオン交換樹脂 (アンバーライト) による比較

栽培は播種から1ヶ月間行い収穫した。その際、小松菜の発芽率 (発芽した種の数/播種した種の数) の算出、収穫した小松菜の総重量の測定、葉緑素計 (コニカミノルタセンシング株式会社: 葉緑素計 SPAD-502) により葉に含まれる葉緑素量を測定し、M-AR 及び R-AR 及び模擬吸着させたアンバーライトが小松菜栽培に及ぼす影響について検討した。また、収穫後、同じ土壌を用いて繰り返し播種し、栽培することにより、肥料として M-AR、R-AR、模擬吸着させたアンバーライトの効果はどの程度の期間持続するのかについても検討した。種子は、サカタ交配みずき小松菜 (株式会社ウタネ) を使用した。

次に、小松菜の栽培に用いた土壌について述べる。まず、プランター (600 * 180 * 180 mm) に表 2-1 に示す組成の赤玉土 1.5 kg を保水土壌として入れ、その上に畑土または培養土及びアニオンを吸着させた樹脂 (M-AR、R-AR、模擬吸着させたアンバーライト) を約 15 L 入れた (図 2-4)。プランター一個あたりに種子 50 粒を播種した。①、②は M-AR、③は R-AR、④は模擬吸着させたアンバーライトを混入した栽培土壌である。①~④のそれぞれにおいてアニオンを吸着させた樹脂の混入率を変化した栽培土壌を用いた。栽培実験は①、②では計 6 回、③は計 4 回、④は計 2 回行った。また、栽培土壌に混入後の R-AR 表面を走査型電子顕微鏡 (SEM) 日立 S-510 で観察した。装置は日立 E-1010 イオンスパッターを用いて試料表面に金蒸着を施し、高真空モードで測定を行った。

2.4.2 機能性発泡樹脂の溶出物の発芽への影響の調査

機能性発泡樹脂は生分解性であるため土中あるいは水中で生分解される。その際に溶出すると考えられる分解溶出物の発芽への影響を検討した。

機能性発泡樹脂 10 g を 500 ml の水中で3日間緩やかに加熱かくはんし、機能性発泡樹脂の溶出液を調製した。また、水 100 ml 中に SA、TEA、ADCA をそれぞれ 0.1 g 溶かした。ビーカーに、水を含ませた脱脂綿を入れ、その上に 50 粒の小松菜の種子を置いた。種子の上に調製した各水溶液及び水を滴下し、室温で静置した。その後発芽を確認し、発芽率を算出した。実験は各 3 回ずつ実施した。

表 2-1 栽培土壌の組成

プランタNo	混入率 (wt%)			
	畑土	培養土	赤玉土	吸着剤
①	75	0	25	0
				1.5
				3
				6
				9
②	50	0	50	0
				1.5
				3
				6
				9
③	0	50	50	0
				1.5
				3
				6
				9
④	0	50	50	0
				1.5
				3
				6
				9

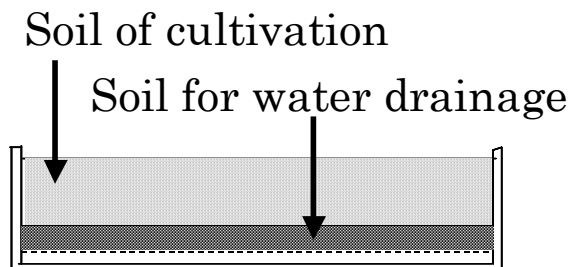


図 2-4 栽培土壌の様子

3. 研究成果

3.1 機能性発泡樹脂のイオン交換容量の算出

塩酸標準溶液より検量線を作成した。

$$y = ax + b \quad (y : X線強度, x : 塩化物イオン濃度)$$

$a = 0.0387$ 、 $b = 0$ ($R^2 = 0.9988$) より、塩化物イオン濃度は 8.9 mM であった。これよりイオン交換容量は 1.3 meq/g であった。理論値は 2.5 meq/g なので、4 級化はおよそ 50% 達成されていることが分かった。これは、市販品のアンバーライトの 50% 程度であった。

3.2 アニオンを吸着させた機能性発泡樹脂を混入した土壌での小松菜栽培実験の結果

今回得られた結果より、栽培土壌①、②による小松菜の成長や、収穫後の測定結果に差は見られなかった。よって畑土と赤玉土の混入率の違いによる小松菜への影響はなかった。したがって以下の評価において、栽培土壌①、②の結果は同じものとみなし、まとめて一つの結果として示すことにする。

まず、図 3-1～3-3 に、M-AR を混入した栽培土壌①、②の混入率別の栽培回数に対する発芽率、小松菜の収穫総重量、葉緑素量の相対指数プロットを示す。横軸は、栽培回数、縦軸は、栽培した各回数における値の平均値をとり、これを 100 とし、この平均値に対する M-AR 混入率別での値を算出しプロットした。グラフはそれら相対指数で表した。

図3-1より、最もM-AR混入率が高い9%より、それ以外のM-AR混入率の方が上回っている。また、M-AR混入率の高低と発芽率の高低に関連性が見られないことから、発芽率はM-AR混入率に依存しないことが分かった。

図3-2より、M-AR混入率の増加に応じて小松菜の収穫総重量も増加している。M-AR混入率が最大の9%とM-ARを混入していない0%では約5倍の差があり、M-ARが肥料として有効であることが明らかとなった。ここで、栽培の回数が増えるにしたがって小松菜の収穫総重量が徐々に減少してきていることが分かる。これは、土壌中でM-ARの生分解が進行し、M-AR

の量が減少してきたからだと考えられる。原因として、M-ARに吸着した微生物、土壌中の微生物による生分解が進行したからだと考えられる。

図3-3の栽培回数1回目より、葉緑素量は、M-AR混入率9%に対してM-AR混入率0%の約17倍であった。さらに、M-AR混入率の増加に伴い葉緑素量も増加している。よって、M-ARが肥料として有効であることがわかる。逆に、栽培回数6回目ではM-AR混入率の違いによる差はほとんど見られなくなってきた。この結果からも、先に述べた生分解によってM-ARが肥料となって、減少したことが原因と考えられる。したがって、M-ARの肥料としての効果は約6～8ヶ月程度持続するのではないかと推測できる。

ここで、発芽に必要な要素とは一般的に、水、酸素、適度な温度と言われている。また、その後、植物を育てるには窒素（N）が必要で、肥料としてアンモニア系、硝酸系のものが与えられる。葉緑素を作るためには硝酸系の肥料の方が有効で、野菜を早く育てるためには硝酸態窒素（硝酸塩に含まれている窒素（N）のこと）が有効であることが知られている。

よって今回の結果は、小松菜の発芽、成長において妥当な結果であり、混入したM-ARが肥料として効果があったと言える。さらに、肥料として約6～8ヶ月間効果が見込まれることは、植物の栽培において十分な期間であり、肥料として利用可能であると期待できる。また、吸着した硝酸イオンの効果についても葉緑素の産生に有効であったと言える。

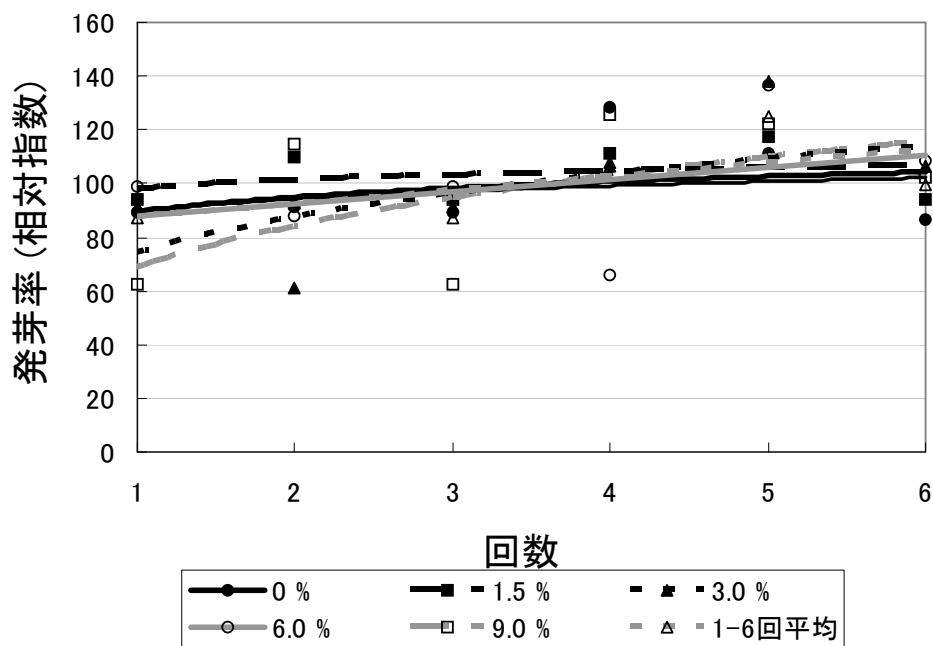


図 3-1 M-AR を混入した栽培土壌①、②の混入率別の栽培回数に対する発芽率の相対指数プロット

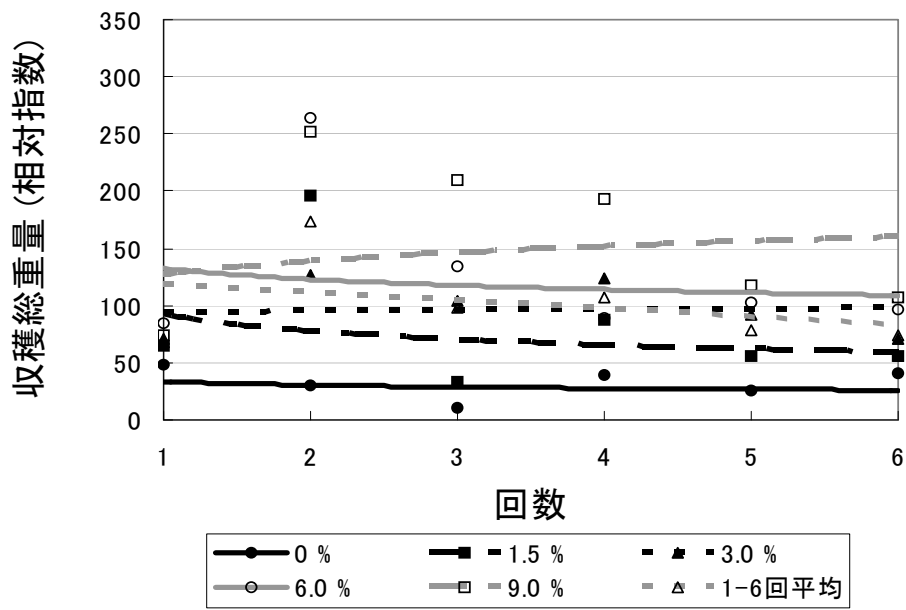


図 3-2 M-AR を混入した栽培土壌①、②の混入率別の栽培回数に対する収穫総重量の相対指数プロット

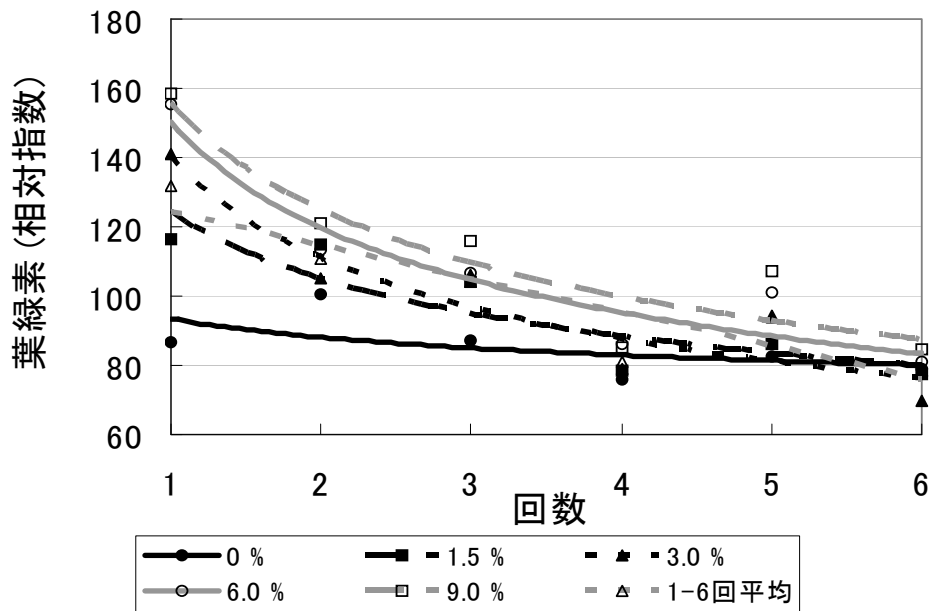


図 3-3 M-AR を混入した栽培土壌①、②の混入率別の栽培回数に対する葉緑素量の相対指数プロット

次に、表3-1に、M-AR及びR-AR、模擬吸着させたアンバーライトの混入率に対するプランター内の土壌中の硝酸含有率を示す。また、図3-4～3-6に、表3-1で示した硝酸含有率に対する発芽率、収穫総重量、葉緑素量の回数平均プロット（M-AR、R-AR、模擬吸着させたアンバーライトの混入率が同じもの同士の栽培回数1～6回目の平均値のプロット）を示す。

図3-4から、硝酸含有率の高低と発芽率の高低に関連の無い結果となっていることから、やはり、発芽率は硝酸含有率に依存しないことが分かる。

図3-5に示す値から算出した結果、M-AR及びR-ARを混入した栽培土壌①～③は、硝酸含有率が模擬吸着させたアンバーライトを混入した栽培土壌④の半分程度にも関わらず平均収穫総重量が④を30%も上回った。これは、スチレン系ポリマーで構成されるアンバーライトに対し、生分解された機能性発泡樹脂を構成するTEA由来の窒素（N）が、肥料として効果的に働いたものではないかと考えられる。

また、図3-6より、M-ARを混入した栽培土壌②よりR-ARを混入した栽培土壌③の方が葉緑素量は高いことが分かる。これは環境水中で、硝酸・リン酸イオン以外の夾雑イオンの捕捉、また、前処理でも完全に除去しきれなかった微生物の死骸や糞なども付着していたため、肥料として効果的だったのではないかとと思われる。また、葉緑素量はM-AR及びR-ARを混入した栽培土壌よりも模擬吸着させたアンバーライトを混入した栽培土壌の方が低いという結果が得られた。これは先述した図3-5と同様の見解である。よって、本研究で調製した機能性発泡樹脂の肥料としての効果は非常に大きいと考えられる。今後、例えば、ある作物の成長に有効な成分が明らかな場合、それらを作物的に機能性発泡樹脂に吸着させることよって、その作物にとって有効なオリジナルな肥料の作成といった応用範囲を広げた機能性発泡樹脂の利用も可能ではないかと考えられる。

今回得られた結果から、環境水中で富栄養化の原因となる硝酸イオンを吸着させた機能性発泡樹脂M-AR及びR-ARを肥料としてリサイクルすることは非常に有効であったと言える。

表3-1 M-AR及びR-AR（表中、吸着剤）及び模擬吸着させたアンバーライト（表中、アンバーライト）の混入率に対するプランター内の土壌中の硝酸含有率

吸着剤混入率(%)		0.0	1.5	3.0	6.0	9.0
硝酸含有量 (g/kg)	吸着剤①、②、③	0.0	1.3	2.6	5.3	7.8
	アンバーライト④	0.0	2.8	5.5	11.0	16.3

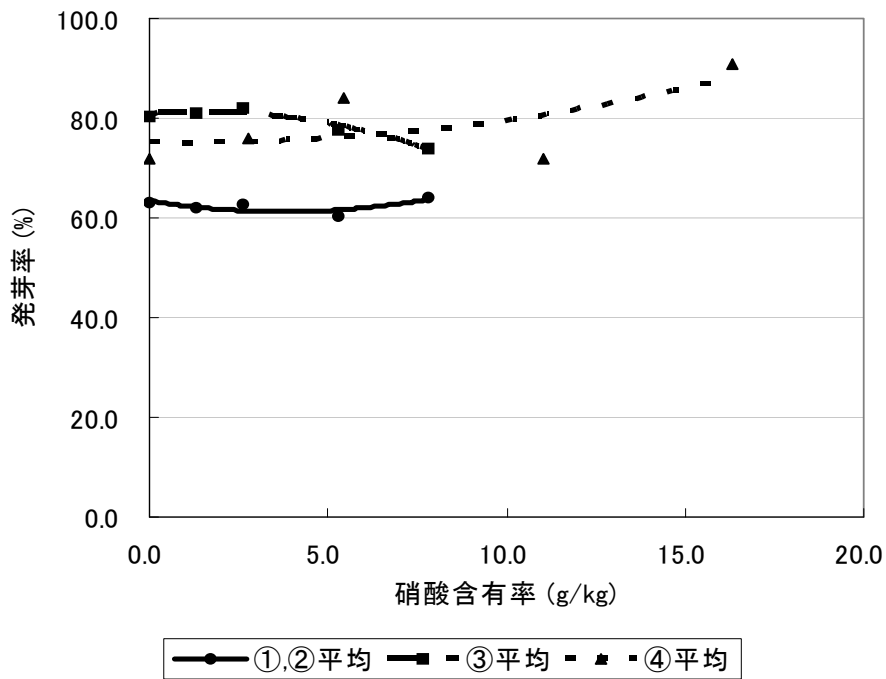


図 3-4 栽培土壤中の硝酸含有率に対する発芽率の回数平均プロット

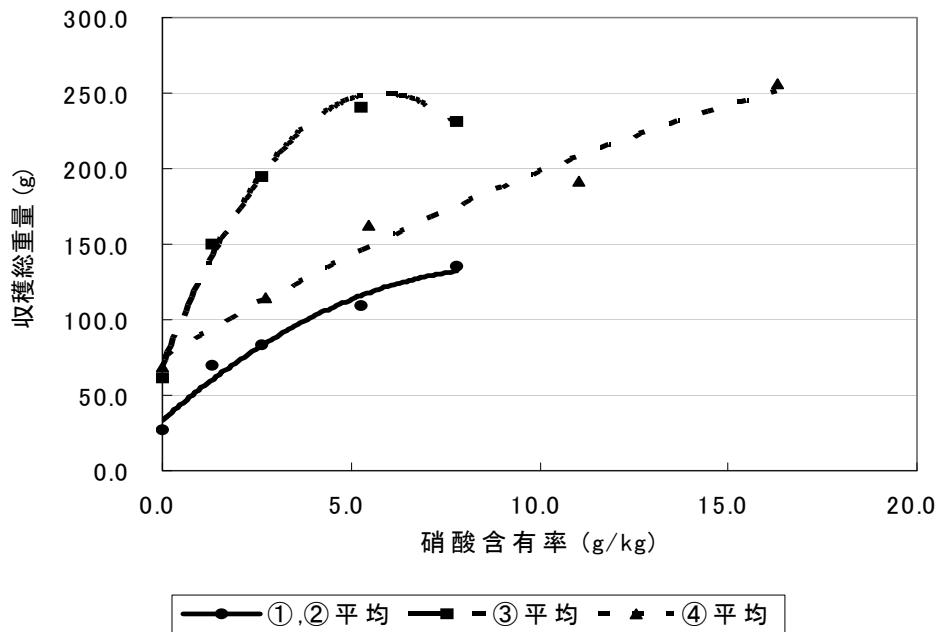


図 3-5 栽培土壤中の硝酸含有率に対する収穫総重量の回数平均プロット

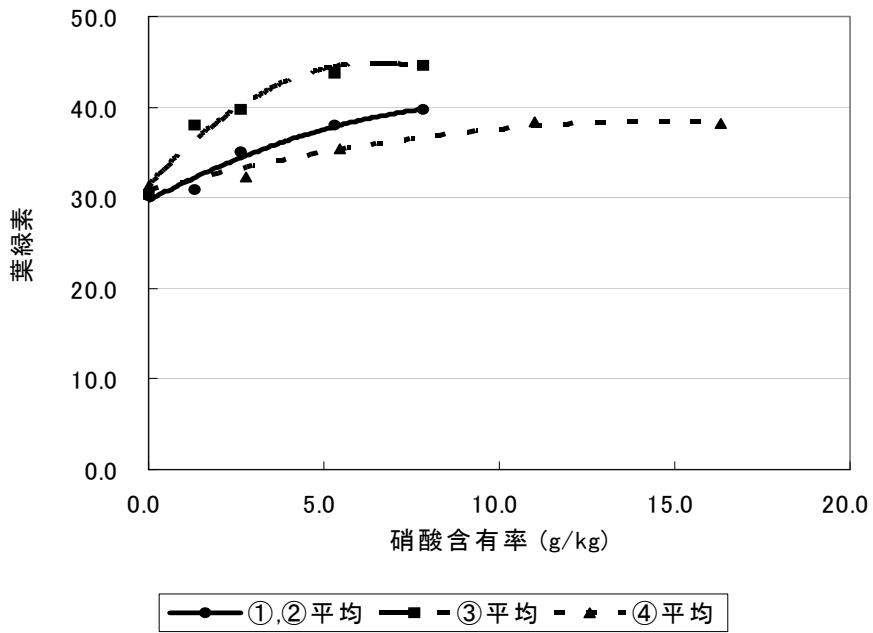


図3-6 栽培土壌中の硝酸含有率に対する葉緑素の回数平均プロット

次に、図3-7にR-AR表面のSEM観察写真と、図3-8にR-ARを混入した栽培土壌③で栽培した小松菜の播種から1ヵ月後の観察写真を示す。

図3-7は栽培土壌に混入後20～30日後のR-AR表面である。このようにR-AR表面に凹凸が増え、生分解が進行していることが分かる。

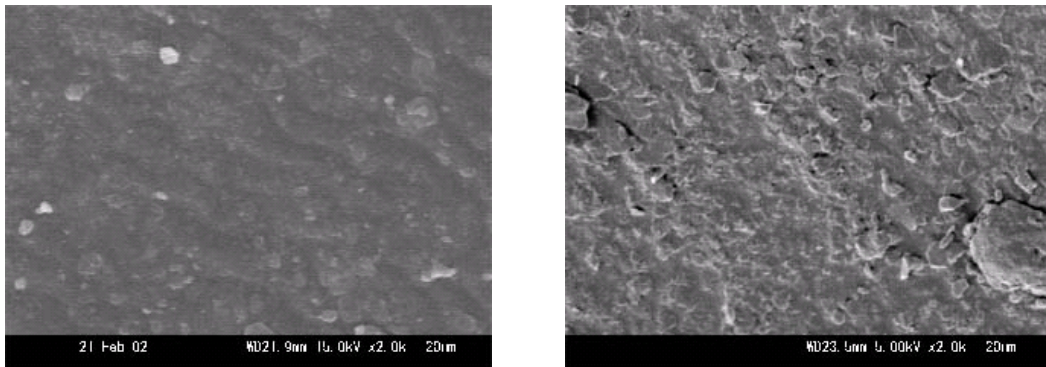


図3-7 R-AR表面のSEM観察写真

図3-8に、R-ARを混入した栽培土壌③で栽培した小松菜の播種より1ヵ月後の観察写真を示す。R-ARの混入率の増加に応じて、大きく成長していることが確認できる。また葉の色も青々としていることが明らかに分かる。この結果からも、R-ARの肥料としての効果が明らかに分かり、同時にそのリサイクル性が示された。



図 3-8 R-AR を混入した栽培土壌③で栽培した小松菜の写真（播種から1ヵ月後）

3.3 溶出物の発芽への影響の調査

小松菜の発芽率の実験結果を表 3-2 に示す。4 種類の 3 回の結果は平均して 98%であり、水（blank）での発芽率も 98%であったことから、機能性発泡樹脂の分解溶出物による小松菜の発芽への影響はないことが確認された。また、3.2 より M-AR 及び R-AR は、発芽後の成長において肥料として大きな効果を示したことから、発芽後の成長における溶出液の影響についても継続的に検討していく必要があると考えられる。

表 3-2 各水溶液による小松菜の発芽率
（表中の吸着剤は機能性発泡樹脂を示す）

回数	溶出液				
	吸着剤	SA	TEA	ADCA	水
1	98	96	100	98	100
2	100	98	100	98	96
3	96	98	98	100	98
平均 (%)	98	97	99	99	98

4. まとめ

環境水中に存在する富栄養化成分を吸着させた機能性発泡樹脂（M-AR 及び R-AR）を栽培土壌に用いた場合、この M-AR、R-AR を用いない場合に比べて、明らかに小松菜の成長が促進されていた。よって M-AR、R-AR が肥料として有効であったと言える。また、実際に収穫した小松菜の重量や、葉に含まれる葉緑素量を測定した結果からも M-AR、R-AR の肥料としての効果が明確に確認できた。これらの結果から、機能性発泡樹脂を用いて環境水の浄化を行った後、作物栽培の肥料としての利用が可能であることが明確となった。よって、環境水中の富栄養化成分を吸着させた機能性発泡樹脂のリサイクル性が証明できた。また、本研究で調製した機能性発泡樹脂は市販のイオン交換樹脂に比べても肥料として有効であ

ったことも証明できた。しかし、現時点での機能性発泡樹脂は、環境水中の浮遊物やその他の夾雑物によるイオン交換能の低下が考えられる。よって、前処理方法や、機能性発泡樹脂の設置方法について一層の工夫と検討が必要であると考えられる。さらには、これらの問題点を解消する機能性発泡樹脂の改良も今後重要な検討課題であると言える。また機能性発泡樹脂の調製においても、低コスト、省エネルギーを目標とし改善していくことで、環境負荷の軽減や、一般的な実用化が期待できると考えられる。このように、適当な前処理プロセスと組み合わせて機能性発泡樹脂を使用することで、機能性発泡樹脂が持つイオン交換能により硝酸イオン除去ができ、作物の栽培に対して有効な栄養素の供給源として、機能性発泡樹脂のリサイクルが可能であることが言える。よって、本研究で使用した機能性発泡樹脂は環境水中の富栄養化成分を除去した後、作物栽培の肥料としてリサイクルできる理想的な新素材であると言え、水質汚染が問題となっている地域で、日本に限らず世界中で広く汎用されることが期待される。ナノ分子認識部位を実環境中で機能させることは極めて難しい。このような発泡性媒体上にナノ分子認識部位を配置し利用することは極めて有用な手法であると言える。

5. 参考文献

- ① 細矢 憲, べんど 美月子, 田中 信男, 和田 桂子, 小瀬 良治, 菅井 良政 : 「ナノ分子認識部位を有する生分解性吸着剤の開発と実際の水環境浄化・分析」
分析化学 54 巻 6 号 pp 509-519 (2005)
- ② Ken Hosoya, Mitsuko Bendo, Nobuo Tanaka, Keiko Wada, Ryoji Kose, Yoshimasa Sugai : “Development of Bio-Degradable Adsorbent Having Nano-size Molecular-Recognition Sites and Actual Clean-Up and Analysis of an Aqueous Environment”
BUNSEKI KAGAKU Vol. 54, No. 6, pp. 509-519 (2005)

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	北澤 賢治
	実験センター主任研究員	和田 桂子
京都工芸繊維大学大学院工芸科学研究科	助教授	細矢 憲
現)東北大学大学院環境科学研究科 (実験協力者)		
日化テクノサービス株式会社	部長	小瀬 良治
日立化成工業株式会社	機能性フィルム開発部	菅井 良政

6. 実環境下におけるポーラスコンクリートによる ヨシの植栽実験

1. はじめに

琵琶湖は、かつては貧栄養湖であり、北湖では 10m を超える透明度を誇っていた。しかし、昭和 30 年代以降琵琶湖へ流れ込む汚濁負荷量が増え、南湖から琵琶湖全体へと悪化が進み、昭和 46～47 年頃に悪化のピークを示した。その後一時的に回復したものの、昭和 50 年代に入ってから再び悪化し、昭和 50 年代後半から 60 年代にかけて一定の改善傾向を示したが、昭和 60 年代以降やや悪化の傾向にある。これまでの琵琶湖水質保全の取り組みは、生活廃水や工場・事業場排水を処理する下水道の整備や農村地域の生活廃水等を処理する農業集落排水施設整備、あるいは工場・事業場の排水規制等の発生源対策を中心として実施されてきた。しかし、依然として琵琶湖の水質改善が進まないことから、これまでの水質保全対策に加え、更に一步踏み込んだ非特定汚染源対策や土壌・生物等の自然が有する機能を重視した対策を講じるなど、全ての汚濁負荷の発生源に対してきめ細やかな対策をとることが必要な状況になっている。

現在、琵琶湖の水を直接浄化するための技術の一つとして、ヨシ等の水生植物による窒素やリンの吸収効果、土壌中の微生物による分解効果、土壌によるろ過などの作用を含めたヨシ帯全体の生態系による浄化効果の適用が注目されている。しかし、護岸ブロックで周囲を覆われた琵琶湖湖岸にヨシを直接植栽することは、深い水深や湖で発生する波によりヨシの根元が洗掘されるため、消波ブロック等極めて大きな構造物が必要となり、どこにでも容易にヨシを植栽できない現状にある。このため、より広くヨシによる水の浄化技術を導入していくには、より簡易で効果的なヨシの植栽手法の確立が切望されている。

湖岸道路などの建設により遠浅の部分が減少した現在の琵琶湖では、沿岸域への波浪などの影響が大きいために従来から一般的に行われている植栽方法では、ヨシの活着はあまり望めない現状にある。そこで、本研究はエココンクリートに分類されるポーラスコンクリートを用いて、ヨシを植栽する方法について検討する。ポーラスコンクリートには草や芝などの植物が植栽でき、現場施工例も多く報告されている。ポーラスコンクリートは、それ自身の質量が大きいため、ある程度水深が深いところ、あるいは、波浪が大きいところにおいてもヨシが洗掘されたり、流出したりすることなく植栽できるものと考えられる。

2. 目的および実験方針

ポーラスコンクリートが周辺環境へ及ぼす影響の検討を行い、実自然環境下における波や水深による影響および生育状況の観察を行うことにより、ポーラスコンクリートによるヨシの植栽手法の有効性について実験検討を行った。

図 2-1 に示すフローに従い、ヨシを植栽したポーラスコンクリート植栽基盤の実環境下への適用について検討した。まず、レディーミクストコンクリートプラントの実

機ミキサを用いてポーラスコンクリートの練混ぜを行い、ポーラスコンクリート植栽基盤を作製した。水中養生を行った後、植栽基盤へのヨシの植栽を行った。ヨシ植栽直後にヨシの生育調査を行い、レディーミクストコンクリートプラントヤード内にて養生を行った後、琵琶湖に運搬・設置した。また、現在、最もよく用いられているヤシマット工法（以下、マット工法）により植栽したヨシの生育状況と比較することにより、ポーラスコンクリート植栽基盤を用いたヨシの植栽手法の有効性について検討した。

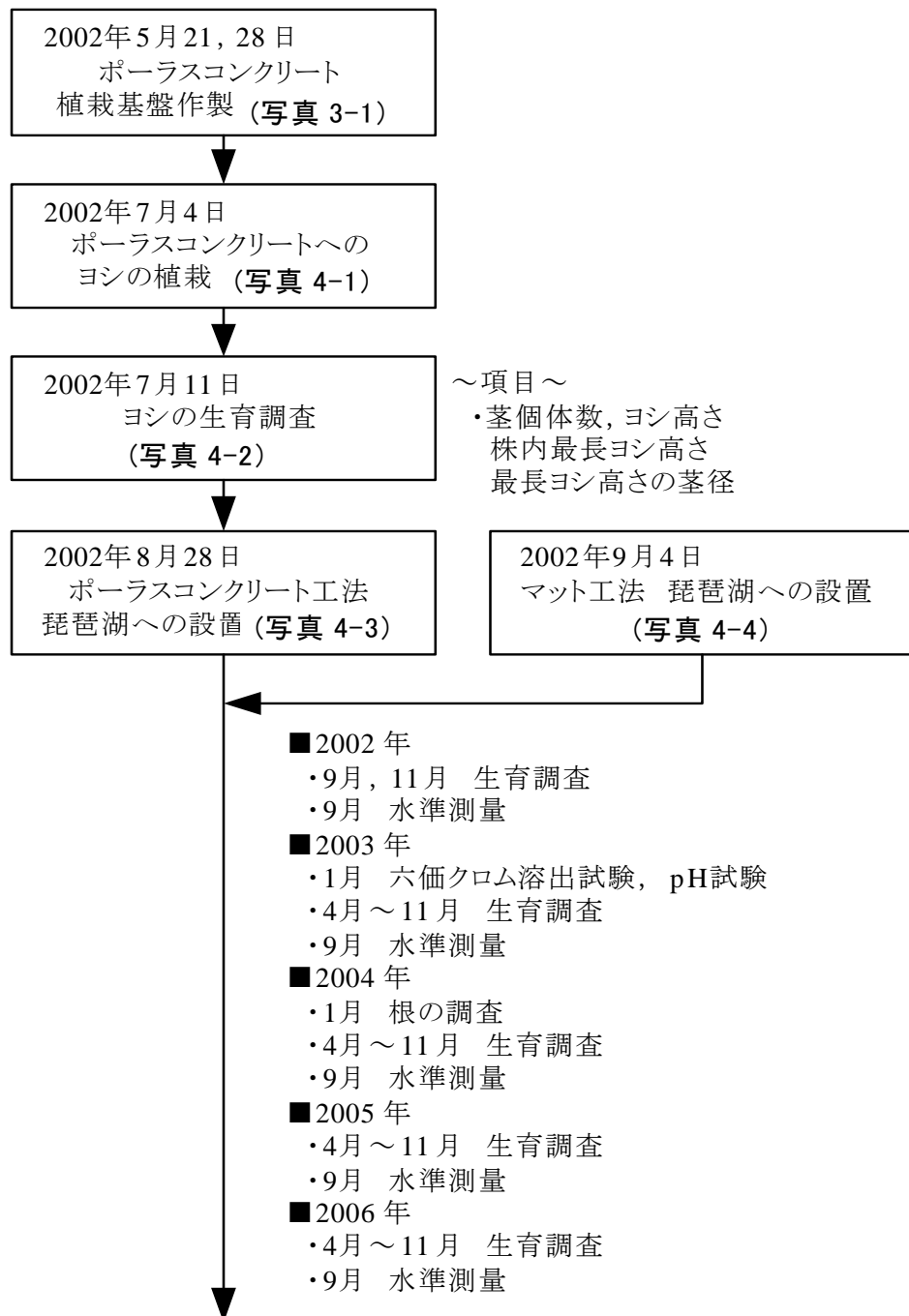


図 2-1 ポーラスコンクリート植栽基盤の実環境下への適用についての検討フロー

3. ヨシ植栽用ポーラスコンクリート植栽基盤作製

3.1 使用材料

表 3-1 にヨシ植栽に使用した材料を示す。ポーラスコンクリート植栽基盤部のセメントには、コンクリート細孔溶液の pH 値低減のために高炉セメント B 種を用い、pH 値低減とペーストの強度増加のためにセメントの一部をシリカフェームで置換した。粗骨材寸法は、空隙率がヨシの根の伸長に影響を及ぼすことを考慮して、粗骨材寸法 13~20mm の砕石を用い、目標空隙率を 35%とした。粗骨材微粒分は空隙率に影響を及ぼすので、5mm ふるい通過分は除去した後、気乾状態で使用した。

ポーラスコンクリートに植栽したヨシ子株には、2年生育株(ヨシ高さ:約 50~150cm)を使用した。マット工法には、80×120cm のヤシマットにヨシ子株を 6~9 株植栽後、2.5 年生育したヨシマット (ヨシ高さ:約 50~100cm) を使用した。植栽用土壌には、バーク堆肥と川砂を 1:4 の割合 (質量比) で混合したものを使用した。

3.2 示方配合

ポーラスコンクリートの示方配合を表 3-2 に示す。目標空隙率は 35%とし、ペースト粗骨材率 (P/G:容積比) 22.5%、水結合材比 (W/B) 22.5%、シリカフェーム置換率 (SF/B) 15%とした。目標ペーストフロー値は 180mm、材齢 28 日における目標圧縮強度を 8MPa とした。本実験では、レディーミクストコンクリートプラントの実機ミキサを用いたため、ペーストフロー値は高性能 AE 減水剤使用量により調整し、結合材質量の 1.1% とした。

表 3-1 ヨシ植栽の使用材料

材料	主要な性質
セメント(C)	高炉セメント B 種, 密度:3.02g/cm ³ 粉末度:3950cm ² /g, 高炉スラグ混入量:40~45%
シリカフェーム(SF)	ノルウェー産粉体, 密度:2.20g/cm ³ , SiO ₂ :93.1% 粉末度:2.0×10 ⁵ cm ² /g, 平均粒径:0.15 μ m
粗骨材(G)	土山産砕石, 表乾密度:2.68g/cm ³ , FM=6.98 吸水率:0.45%, 実績率:57.7%, 粒径:13~20mm
高性能 AE 減水剤(SP)	ポリカルボン酸系, 密度:1.05g/cm ³
ヨシ株	ポット苗 (φ 15×15cm), 2 年生育株, ヨシ高さ:50~150cm
ヨシマット	80×120cm のヤシマットにヨシ株を 6~9 株植栽後 2 年半生育 ヨシ高さ:50~100cm
植栽用土壌	バーク堆肥と川砂を 1:4 の割合で混合

表 3-2 ポーラスコンクリートの示方配合

P/G (%)	W/B (%)	SF/B (%)	単位量 (kg/m ³)				SP (%)	目標空隙率 (%)
			W	C	SF	G		
22.5	22.5	15	46.7	176.5	31.2	1432.4	1.1	35

3.3 ポーラスコンクリート植栽基盤概要

3.3.1 植栽基盤の作製

ポーラスコンクリートの練混ぜには、レディミクストコンクリートプラントの実機ミキサを使用した。結合材と粗骨材を投入後 30 秒間空練りし、その後練混ぜ水（水＋混和剤）を注水し 60 秒間の本練りを行った。シリカフェームは粉体をあらかじめ計量してミキサに直接投入し、高性能 AE 減水剤は使用量が少ないのでメスシリンダーで別計量し水の計量槽に投入した。

ポーラスコンクリート植栽基盤作製時間を考慮して、1 バッチ量の練り量を 0.75m^3 とし、4 バッチ練混ぜを行った。練り上がったポーラスコンクリートは、タイヤショベルに移し植栽基盤作製場所に搬送した。植栽基盤は、テーブルバイブレータを用いて 2 層詰めで作製し、1 層の締固め時間は 10 秒とした。図 3-1 にポーラスコンクリート植栽基盤を示す。ポーラスコンクリート植栽基盤寸法は $600 \times 590 \times 150\text{mm}$ とし、クレーンのフック取付用に、異形棒鋼 (D16) の取手を 2 箇所設置した。植栽基盤は、1 日 21 体ずつ 2 日間を通じて計 42 体作製した。ポーラスコンクリートの各物性試験用供試体も同様にして作製した。植栽基盤および物性試験用供試体は打設 2 日後に脱型し、5 週間の水中養生後にレディミクストコンクリートプラントヤード内にてヨシの植栽を行った（写真 3-1）。

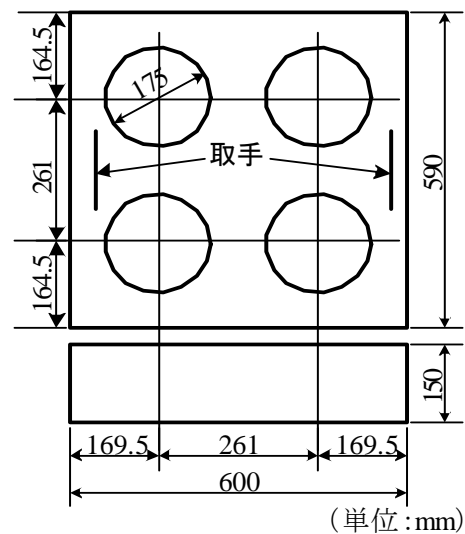


図 3-1 ポーラスコンクリート植栽基盤

3.3.2 ポーラスコンクリートの物性

(1) 供試体作製および試験方法

表3-3にポーラスコンクリートの物性試験項目を試験方法とともに示す。また、各試験で用いた供試体寸法と供試体数もあわせて示す。物性試験用供試体作製方法は日本コンクリート工学協会の方法（JCI-SP01）に準拠した。供試体は2層詰めで作製し、テーブルバイブレータによる1層の締固め時間は10秒とした。突き棒により締固めて作製した供試体においては、1層の突き回数を30回とした。供試体は、打設翌日脱型し、所定材齢（材齢7日および28日）まで標準水中養生を行った。

空隙率試験、透水試験、圧縮強度試験用供試体には $\phi 100 \times 200\text{mm}$ （粒径13～20mm）および $\phi 150 \times 300\text{mm}$ （粒径20～40mm）の円柱供試体、曲げ強度試験用供試体には $100 \times 100 \times 400\text{mm}$ （粒径13～20mm）および $150 \times 150 \times 530\text{mm}$ （粒径20～40mm）の角柱供試体を用い、使用粗骨材の粒径ごとに供試体の寸法を変化させた。



(a) 打設状況



(b) 脱型状況



(c) 水中養生状況

写真 3-1 ポーラスコンクリート植栽基盤の作製

(2) ポーラスコンクリートのフレッシュ時における空隙率試験方法

ポーラスコンクリートのフレッシュ時における連続空隙率は、ワシントン型エアメータの容器を用いて次のように測定した。

- ① 事前にエアメータ容器の容積 (V_1) を求める。
- ② JIS A 1128 のまだ固まらないコンクリートの空気室圧力方法による試験方法に準じて締固めを行う。試料はほぼ等しい 3 層に分けて詰め、各層は突き棒で 25 回均等に突いたのち、容器側面を木槌で 5 回程度たたく。これを 3 層に分けて行った後、上面を平らにならし、ガラス板を上面にのせる。このとき、ガラス板が容器のエッジにしっかりと接触していることを確認する。
- ③ 容器+試料+ガラス板の質量 (W_1) (kg) を測定する。
- ④ 側面を十分に木槌でたたきながら注水を行い、容器+試料+ガラス板+水の質量 (W_2) (kg) を測定する。
- ⑤ 式 (3.1) により、フレッシュ時における連続空隙率を計算する。

$$A (\%) = \{(W_2 - W_1) / V_1\} \times 100 \quad (3.1)$$

ここで、 V_1 : 容器の容積 (ℓ)

(3) 硬化後のポーラスコンクリートの空隙率試験方法

容積法および質量法による空隙率試験は JCI-SP02-1 に準拠し、簡易法による空隙率試験は以下の手順で行った。

表 3-3 (a) ポーラスコンクリート（フレッシュ）の物性試験項目

試験項目		基準	試験量	試験回数
空隙率試験	連続空隙率	JIS A 1128	70	1 回

表 3-3 (b) ポーラスコンクリート（硬化）の物性試験項目

試験項目			基準	供試体寸法(mm)	供試体数
空隙率試験	簡易法	連続空隙率	---	φ 100×200	5 体
				φ 150×300	
	容積法	連続空隙率		φ 100×200	5 体
				φ 150×300	
		全空隙率		φ 100×200	5 体
				φ 150×300	
質量法	連続空隙率	φ 100×200	5 体		
		φ 150×300			
	全空隙率	φ 100×200	5 体		
		φ 150×300			
透水試験	透水係数	JCI-SPO3-1	φ 100×200 φ 150×300	5 体	
圧縮強度試験		JIS A 1108	φ 100×200 φ 150×300	5 体	
曲げ強度試験		JIS A 1106	100×100×400 150×150×530	3 体	

表 3-3 (b) に示す供試体と同寸法の鋼製軽量型枠に打設した未脱型供試体を用いて、材齢 1 日の浸水前の質量 (W_3) と所定材齢まで浸水後の質量 (W_4) を測定し、式 (3-2) により連続空隙率を求めた。浸水後の未脱型供試体の質量測定時には、型枠天端にガラス板をあて容積を一定にして、まわりの水分を十分にふき取り測定した。

$$A (\%) = \{(W_4 - W_3) / V_2\} \times 100 \quad (3-2)$$

ここで、 V_2 : 供試体容積 (cm^3) = 鋼製軽量型枠の容積

(4) 透水試験方法

透水試験は JCI-SP03-1 に準拠し定水位透水試験方法にて行った。供試体には、容積法および質量法による空隙率試験で用いたもの同一の円柱供試体を用いた。水頭差は、粒径 13~20mm の粗骨材を用いた供試体では 2、7、12cm の 3 水準、粒径 20~40mm の粗骨材を用いた供試体では 2、7、12、17、22cm の 5 水準とし、1 水頭差につき 5 回測定を行った。

(5) 圧縮強度および曲げ強度試験方法

圧縮強度試験は JIS A 1108 に準拠し、空隙率試験および透水試験と同一の円柱供試体を用いて行った。空隙率試験および透水試験終了後よく乾燥させ、供試体載荷面に

焼石膏によるキャッピング（早強セメント：焼石膏：水=1：2：1.5、質量比）を行い平滑とした。

曲げ強度試験はJIS A 1106に準拠し、角柱供試体を用いて行った。また、曲げ強度用供試体においても、圧縮強度試験同様、支点および載荷点付近の表面にキャッピングを行い平滑とした。

3.3.3 ポーラスコンクリートの物性試験結果

表3-4にポーラスコンクリート植栽基盤部の物性を示す。バッチごとの物性試験結果とその平均値を示す。全てのバッチで、目標空隙率より2～3%大きくなり、目標値の35%を満たしていた。また、全空隙率に対する連続空隙率は96%であり、全空隙率のうちほとんどが連続空隙率であることが確認できた。圧縮強度は、全空隙率が目標値より大きくなったため、目標値の8MPaに満たなかったが、その後のレディーミクストコンクリートプラントヤード内でのヨシの植栽および現場への設置時に、植栽基盤が破損するなどの問題は生じなかった。

本実験では、レディーミクストコンクリートプラントの実機ミキサを用いてポーラスコンクリート植栽基盤および物性試験供試体を作製した。これらは、目標としていた空隙率を満足し、圧縮強度においても施工上問題のない程度であったことから、レディーミクストコンクリートプラントにおいても、ポーラスコンクリートの作製が可能であることが確認できた。

表3-4 ポーラスコンクリート植栽基盤部の物性

バッチNo.	フレッシュ時における 連続空隙率 (%)	全空隙率 (%)		連続空隙率 (%)		
		容積法	質量法	簡易法	容積法	質量法
①	28.6	37.3	36.1	38.3	35.3	36.1
②	27.6	37.8	37.8	39.2	37.5	37.8
③	28.4	38.1	37.0	39.1	36.3	37.0
④	28.4	39.0	38.1	37.7	37.2	38.1
平均	28.3	38.1	37.3	38.6	36.6	37.3
バッチNo.	透水係数 (cm/s)			圧縮強度 (MPa)	曲げ強度 (MPa)	
	水頭差 (cm)					
	2	7	12			
①	12.0	5.19	4.08	7.42	1.63	
②	13.6	5.52	4.44	6.20	1.96	
③	11.3	4.96	3.87	7.59	1.91	
④	15.5	6.44	5.01	6.49	1.42	
平均	13.1	5.52	4.35	6.93	1.73	

4. 実環境下におけるヨシの植栽

4.1 植栽箇所

ポーラスコンクリート植栽基盤へのヨシ植栽後、8週間の養生の後、実環境下である琵琶湖試験ヤード〔琵琶湖・淀川水質浄化共同実験センター（Biyoセンター）〕内のなぎさ型実験施設にて、ヨシの植栽を行った。ポーラスコンクリート植栽基盤を用いたヨシの植栽工法（ポーラスコンクリート工法）が、ヨシの生育状況、地盤環境に及ぼす影響を評価した。また、ポーラスコンクリート工法の有効性について比較・検討するため、琵琶湖において一般的に行われているマット工法によるヨシの植栽も行った。図4-1に、各工法の設置図を示す。植栽基盤寸法が異なるため、1区画にポーラスコンクリート植栽基盤2基、ヤシマット1枚を交互に設置した。植栽面積は、ポーラスコンクリート40m²、マット工法40m²の計80m²とした。

表4-1に各設置位置の地盤高を琵琶湖標準水位（B. S. L.、標高84.071m=B. S. L. -30cm）にて示す。設置場所の水深は、ヨシの植栽が行われている範囲より20～30cm深い、B. S. L. -92cm～-66cm（最大水位3月；23.3cm、最低水位12月；-89.0cm）の範囲とした。

4.2 ポーラスコンクリート工法

写真4-1に、ポーラスコンクリート植栽基盤へのヨシの植栽手順を示す。ポーラスコンクリート植栽基盤にヨシを植栽後、ヨシを植栽基盤に活着させるためレディーミクストコンクリートプラントヤード内にて8週間の養生養生を行った。この間、ヨシの生育調査（ヨシ茎個体数、ヨシ高さ、株内最長ヨシ高さ、最長ヨシの茎径）を行った（写真4-2）。

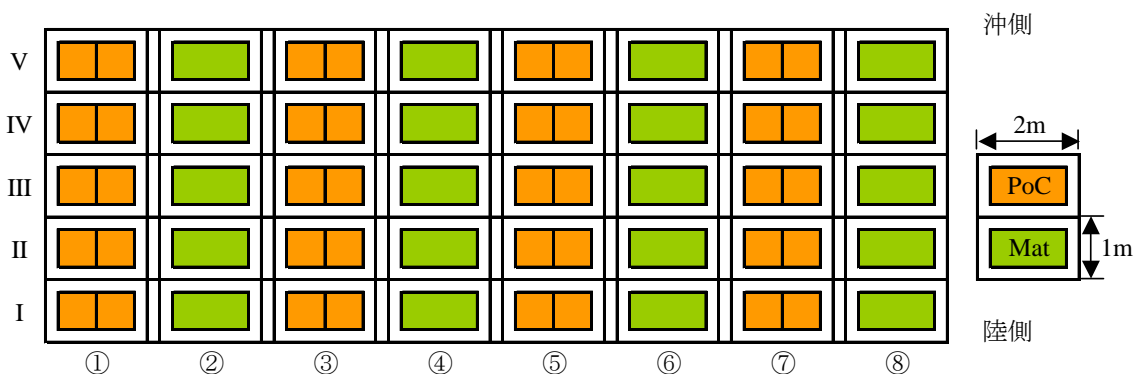


図4-1 設置図

表4-1 各配置位置の地盤高 B. S. L. (2002年9月) (cm)

	①	②	③	④	⑤	⑥	⑦	⑧
V	-91.7	-76.7	-86.7	-79.2	-84.7	-74.7	-82.7	-71.7
IV	-81.2	-71.7	-77.2	-75.7	-77.2	-72.2	-79.2	-69.7
III	-73.7	-69.7	-74.7	-69.7	-73.2	-68.2	-74.7	-70.2
II	-71.2	-68.2	-76.2	-72.2	-72.7	-66.7	-74.7	-68.2
I	-73.2	-69.7	-70.7	-75.7	-76.7	-67.7	-72.7	-69.7



(a) レディーミクストコンクリート
プラントでのヨシの植栽



(b) ヨシ株の植栽および
植栽用土壌の充填



(c) 植栽基盤上面への盛土



(d) 植栽基盤上面への盛土



(e) ヨシの養生（冠水深さ：5cm）

写真 4-1 ポーラスコンクリート植栽基盤へのヨシの植栽手順



写真 4-2 ヨシの生育調査

写真 4-3 にヨシを植栽したポーラスコンクリート植栽基盤の現場設置の状況を示す。植栽基盤は、取手にフックを掛けクレーンで吊り上げて運搬した。ポーラスコンクリート植栽基盤へのヨシ植栽後 8 週間経過したヨシは、植栽基盤底面から横方向に多くの地下茎および根を伸ばしており、運搬のためにクレーンで吊り上げても株が抜け落ちることはなかった。このことから、ポーラスコンクリート植栽基盤に植栽したヨシは、8 週間の養生期間があればポーラスコンクリート植栽基盤に根付くことを確認した。

4.3 マット工法

写真 4-4 にヨシマットの現場設置の状況を示す。ヨシマットは、各設置位置に仮置きした後、流失を防ぐために 1 マットにつき木杭を 4 本打設し中央部に盛土した。

写真 4-5 に琵琶湖湖岸へのヨシ植栽完了状況を示す。



(a) 植栽基盤から伸びた根の様子



(b) 植栽基盤の運搬の様子



(c) 琵琶湖湖岸への設置



(d) 琵琶湖湖岸への設置

写真 4-3 ヨシを植栽したポーラスコンクリート植栽基盤の現場設置



(a) ヨシマットの運搬



(b) ヨシマットの仮置き



(c) 木杭の打設



(d) マット中央部への盛土

写真 4-4 ヨシマットの現場設置



写真 4-5 琵琶湖湖岸へのヨシの植栽完了状況

5. ポーラスコンクリートの環境影響評価

5.1 評価項目

表 5-1 にポーラスコンクリートの環境影響評価項目を測定方法とともに示す。ヨシを植栽した琵琶湖には、50m 以上の 4 車線の道路橋について琵琶湖環境水質基準（六価クロム溶出量：0.05ppm 以下、pH：8.5 以下。測定方法は環境庁告示第 46 号に掲げる方法とする）が定められている。本研究では、ポーラスコンクリート植栽基盤が小さいため適用外ではあるが、ポーラスコンクリートからの溶出成分量を把握するために、六価クロムおよびアルカリ分の溶出量（pH 値）を測定した。

本研究では、より深い範囲にヨシの植栽を行ったため、波浪による地盤の侵食が予想される。しかし、ポーラスコンクリート植栽基盤は、消波ブロックとしての役割を果たし地盤の侵食を防止する効果が期待できる。このことから、ヨシ植栽地域の地盤測量を行うことにより、消波ブロックとしての効果について評価を行った。

5.2 評価方法

5.2.1 六価クロム溶出量

六価クロム溶出試験は、環境庁告示第 46 号に掲げられている方法に依ると粒径が 2.5mm 以下のものでは測定できないため、タンクリーチング試験方法に準じて行った。溶出試験用供試体には、材齢 1 日と材齢 28 日まで散水養生した円柱供試体（φ100×200mm）を用いた。供試体は、そのまま蒸留水中に浸水したものと、粒径 13～20mm 程度になるまで破碎して蒸留水中に浸水したものについて測定を行った。

タンクリーチング試験とは、塊状の供試体を溶媒水中（固液比 1：10、試料の乾燥質量の 10 倍体積の溶媒水）に 28 日間浸水し、水中に六価クロムを溶出させるものである。溶出量は、JIS K 0102 に準じてジフェニルカルバジド吸光光度法で測定した。

1. 円柱供試体質量を計測する。
2. 非金属製の容器に供試体をいれ、所定量の溶媒水（固液比 1：10、試料の乾燥質量の 10 倍体積の溶媒水－40 程度）を充填し、供試体のすべてが水中に没するよう浸水させた。溶媒水として pH6.5 の純水を使用した。浸水の際にはできるだけ供試体の形状が変化しないよう注意した。
3. 容器を密封後、20℃の恒温室内に静置した。この間、溶媒水の pH 調整は行わない。
4. 浸水 28 日後に溶媒水を採水し、六価クロムの濃度測定を行った。濃度測定はジフ

表 5-1 ポーラスコンクリートの環境影響評価試験要因

評価項目	測定項目	試験方法	供試体概要
水質	六価クロム溶出量	・タンクリーチング試験 ・ジフェニルカルバジド吸光光度法 (JIS K 0102)	・円柱供試体 (φ100×200mm) ・破碎供試体 ・材齢 1 日 ・材齢 28 日まで散水養生
	pH 値	・タンクリーチング試験 ・ガラス電極法 (JIS K 0102)	・円柱供試体 (φ100×200mm) ・材齢 7, 28, 56 日まで蒸留水中養生
地盤	地盤高	水準測量	2002～2006 年 9 月

ェニルカルバジド吸光光度法により行った。採水の際には溶媒水を軽く攪拌した後、濃度試験に必要な分量を採取した。

5.2.2 pH 値

pH 値の測定は、JIS K 0102 ガラス電極法に準じて行った。pH 試験は、円柱供試体（φ100×200mm）を用いて、タンクリーチング法により試料を作製した。円柱供試体は材齢 1 日で脱型し、材齢 7 日、28 日、56 日までそれぞれ蒸留水中で養生を行った後、蒸留水を入れ替え 28 日間のタンクリーチング試験を行った。所定材齢まで浸水後の溶媒水と、タンクリーチング試験終了後の溶媒水を採取し、pH 値を測定した。

5.2.3 地盤高

ヨシ植栽地域の地盤測量を、水準測量にて行った。調査時期は 2002～2006 年の各年 9 月に行った。測定箇所は、ポーラスコンクリート植栽基盤およびヨシマットの両端と中央部の 3 点とし、平均値を各植栽位置の地盤高とした。

5.3 結果および考察

5.3.1 六価クロム溶出量

表 5-2 および図 5-1 にポーラスコンクリートの六価クロム溶出試験結果を示す。材齢 1 日から溶出試験を行った円柱供試体では 0.003ppm、材齢 28 日まで散水養生した後では 0.0ppm となり六価クロムは検出されなかった。また、破碎供試体では、材齢 1 日のもので 0.005ppm、材齢 28 日のもので 0.002ppm となった。

六価クロム溶出量に関する琵琶湖での環境水質基準は 0.05ppm 以下であり、破碎供試体を用いた場合においてもこの基準を十分に満足した。また、ポーラスコンクリートの養生期間の増加に伴い六価クロム溶出量は低下したことから、養生期間の設定により環境への負荷をさらに低減できると考えられる。このことより、ヨシがポーラスコンクリート植栽基盤に根付き、根の力によりポーラスコンクリート植栽基盤が破壊されたとしても、水中に溶出する六価クロムの溶出量は環境基準値以下となり、ポーラスコンクリートは琵琶湖の環境と共生し得るものと考えられる。

表 5-2 六価クロム溶出試験結果

供試体	材齢 (日)	吸光光度 (nm)	六価クロム溶出量	
			μg	ppm
円柱	1	0.002	0.083	0.003
	28	0.000	0.012	0.000
破碎	1	0.003	0.119	0.005
	28	0.001	0.049	0.002

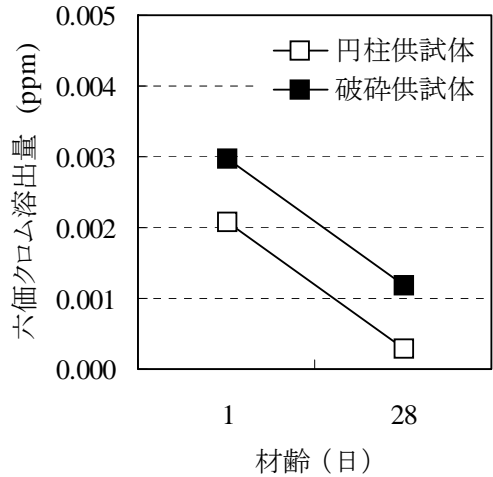


図 5-1 六価クロム溶出量

5.3.2 pH 値

表 5-3 および図 5-2 に pH 試験結果を示す。養生日数の増加に伴い pH 値は 12.1 から 10.2 まで低下したが、琵琶湖の環境水質基準値である pH8.5 を満足できなかつた。琵琶湖での環境水質基準測定対象構造物は、50m 以上の 4 車線の道路橋であるが、今後、自然環境との共生を考慮する際、基準値を満たすよう pH 値を低減させる工夫が必要である。高炉セメント C 種を用いたポーラスコンクリートについて、2 週間の中和処理を行うと pH 値を 8.7 まで低減可能であるという報告⁵⁾があることから、使用材料や養生方法によって pH 値を低減させる対策を検討する必要がある。

表 5-3 pH 試験結果

養生日数 (日)	pH 値	
	養生後	タンククリーニング 試験終了後
7	12.1	11.3
28	11.3	10.6
56	10.4	10.2

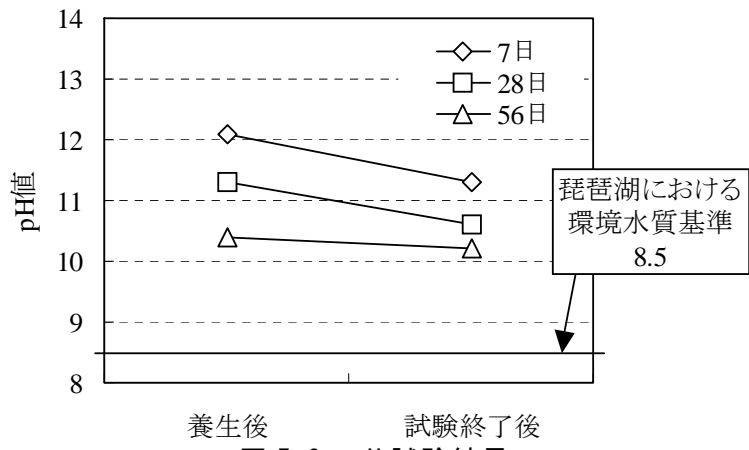


図 5-2 pH 試験結果

5.3.3 地盤測量結果

図 5-3 にヨシ植栽範囲の地盤高変動量の経年変化を示す。ポーラスコンクリート工法によるヨシの植栽範囲では、地盤高の低下はあまり見られなかったのに対し、マット工法による植栽範囲では5年間で約10cmの地盤高の低下を確認した。特に、陸側の設置位置 I (図 3-1 参照) での地盤高の低下の方が沖側の V に比べ大きく、これは、引いていく波により地盤が侵食されたと推察される。しかし、ポーラスコンクリート工法による範囲では、沖側の設置位置 IV および V でも、地盤の低下が少なく消波施設がなくてもヨシの根の洗掘などを防ぐことが可能であると期待できる。

このことから、ポーラスコンクリート植栽基盤部は地盤の侵食を防ぐことができ、消波ブロックの役割を果たす可能性が示唆された。

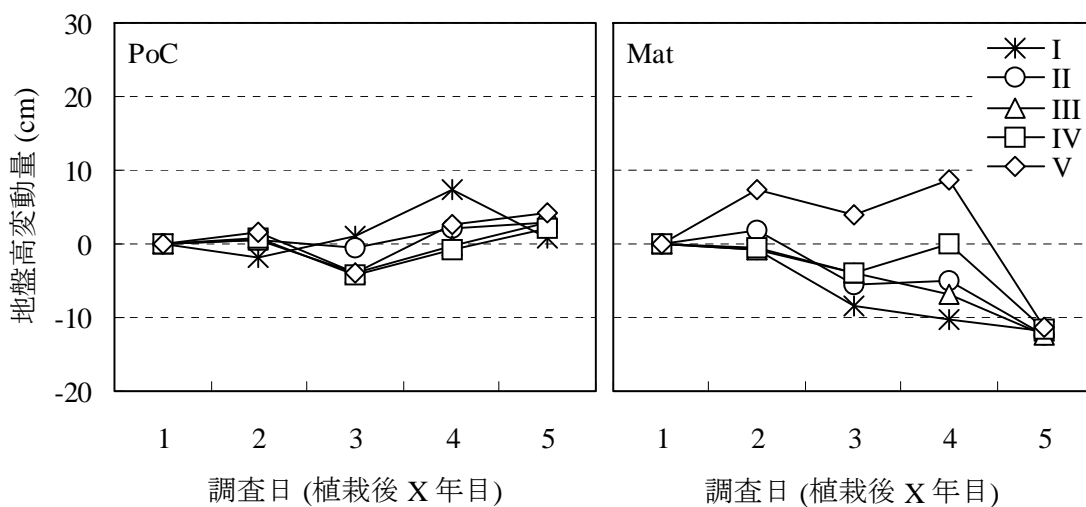


図 5-3 ヨシ植栽範囲の地盤高の変動

6. ヨシの生育調査

6.1 ヨシの生育調査項目

表 6-1 にヨシの生育調査項目を示す。ヨシの生育調査項目は、ヨシ茎個体数、ヨシ高さ、株内最長ヨシ高さ、最長ヨシの茎径とした。

2002 年度のヨシの生育調査は、ポーラスコンクリート植栽基盤へのヨシ植栽直後 (2002 年 7 月)、琵琶湖試験ヤード設置直後 (2002 年 9 月)、試験ヤード設置から 2 ヶ月後 (2002 年 11 月) の計 3 回行った。同年度、マット工法においては試験ヤード設置直後 (2002 年 9 月)、試験ヤード設置から 2 ヶ月後 (2002 年 11 月) の計 2 回行った。さらに、2003 年度以降は、両工法とも、4 月から 11 月まで毎月 1 回生育調査を行った。1~3 月および 12 月の冬季には、ヨシの発芽は期待できないため、生育調査を行わなかった。

6.2 ポーラスコンクリート植栽基盤内部に伸びたヨシの根の観察

図 6-1 にヨシの根調査用ポーラスコンクリート植栽基盤設置位置を示す。ポーラスコンクリート植栽基盤へのヨシ植栽後 1 年 6 ヶ月が経過したポーラスコンクリート供試体を切断することにより、供試体内部に伸びたヨシの根の観察を行った。対象は、ポーラスコンクリート植栽基盤 2 基とした。

根の調査を行うために、まず、ヨシ株とポーラスコンクリート植栽基盤を切り離し、
 図 6-2 に示す切断線に沿ってコンクリートカッターで切断し、以下の項目について検討した。

- ① ポーラスコンクリート植栽基盤内に伸びたヨシの根および地下茎の観察
- ② ポーラスコンクリート植栽基盤内に伸びたヨシの根の湿潤質量および乾燥質量
- ③ ポーラスコンクリート植栽基盤内の空隙径

表 6-1 ヨシの生育調査項目

測定項目	ヨシ植栽工法	
	ポーラスコンクリート工法	マット工法
	測定年月	測定年月
ヨシ茎個体数 ヨシ高さ 株内最長ヨシ高さ 最長ヨシの茎径	・2002 年 7 月(植栽直後), 9 月(湖岸設置直後) 11 月 ・2003~2006 年 4 月, 5 月, 6 月, 7 月, 8 月, 9 月 10 月, 11 月	・2002 年 9 月(湖岸設置直後), 11 月 ・2003~2006 年 4 月, 5 月, 6 月, 7 月 8 月, 9 月, 10 月, 11 月

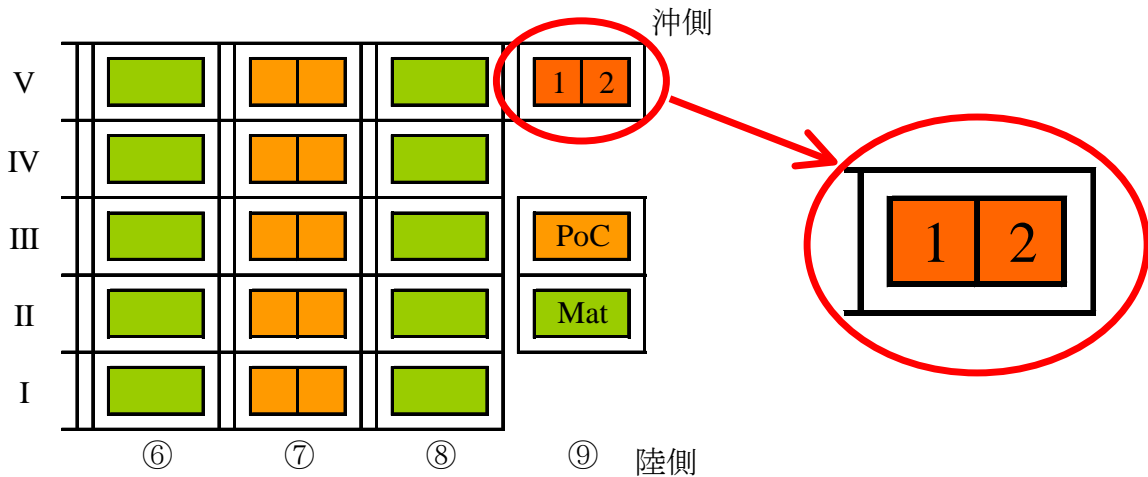


図 6-1 ヨシの根調査用ポーラスコンクリート植栽基盤の位置

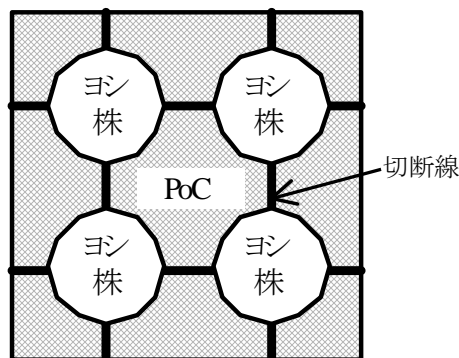


図 6-2 供試体の切断線

6.3 ヨシの生育調査結果

6.3.1 茎個体数

図 6-3 に 9 月における茎個体数の経年変化を示す。増加率は、ヨシ植栽 1 年目の 9 月における茎個体数に対する各調査日での茎個体数の比とした。また、水深は、各調査月での平均水位からヨシ植栽範囲の水深を算出したものである。植栽後 1 年目から 2 年目にかけて、茎個体数が大きく減少し、増加率は約 1/3 となった。ポーラスコンクリート工法においては、植栽後 4 年目まで減少傾向にあったが、5 年目で増加し増加率は約 0.25 となった。しかし、マット工法では減少し続け、5 年目の増加率は 0.04 にまで減少した。

写真 6-1 ヨシ植栽範囲の水位変動の様子を示す。植栽後 1 年目での水深は、ほぼ 0cm でヨシ株が水に浸かっている状態であった。これに比べ 2 年目以降、水位が大きく増加しヨシの冠水深さが深くなったことも、茎個体数の減少に影響していると考えられる。特に、マット工法においては、波浪の影響で流されてしまっているマットが多くあったことが、茎個体数の減少の大きな要因であると推察される。

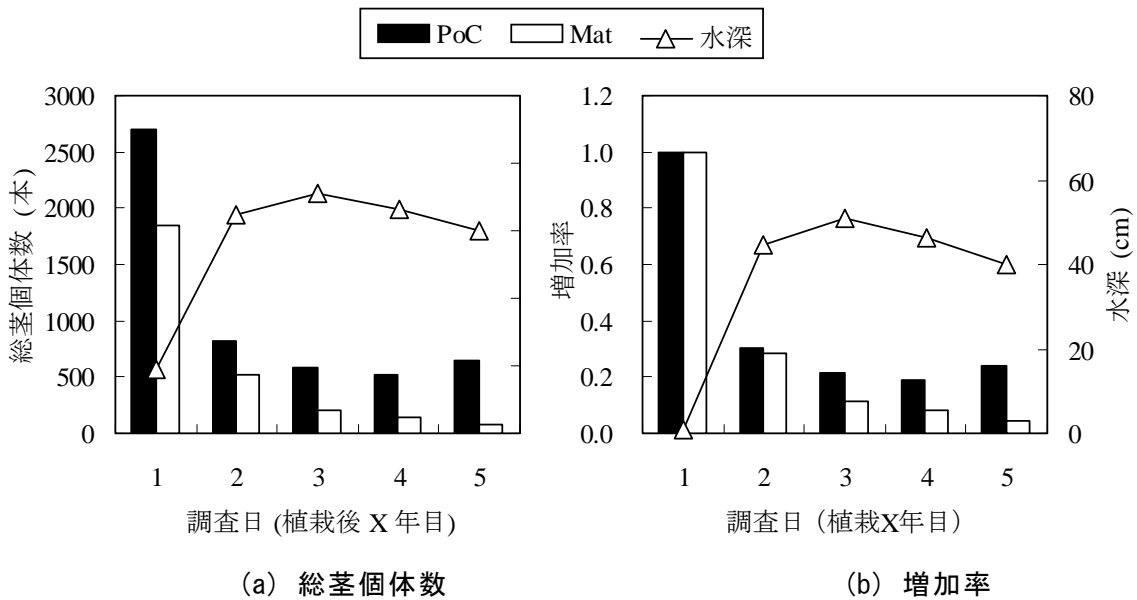


図 6-3 9 月における総茎個体数の経年変化



(a) 2002 年 9 月 (ヨシ植栽 1 年目)



(b) 2003 年 9 月 (ヨシ植栽 2 年目)

写真 6-1 水位変動の様子

図 6-4 に増加率の経年変化を示す。茎個体数の増加率は植栽 1 年目より減少したが、3 年目以降は安定しており、ポーラスコンクリート工法によるヨシの増加率はマット工法によるものよりも常に優位にあった。

植栽 2 年目の 8 月、9 月には大型で強い台風が滋賀県琵琶湖を通過したため、その影響でヨシマットが流失し、マット工法での茎個体数が大きく減少したと推察される。そのために、植栽 3 年目の 1 年間における増加率のピークは 2 年目の約半分となり、その後もマット工法の増加率は減少の一途をたどっている。ポーラスコンクリート工法により植栽したヨシの増加率は、植栽 2 年目に急激に減少したものの、3 年目以降、わずかながらも増加する傾向が確認できた。一方、植栽 5 年目 11 月のマット工法により植栽したヨシの増加率は、ポーラスコンクリート工法の約 1/4 にまで減少した。

6.3.2 茎径

図 6-5 に平均茎径の増加率の経時変化を示す。平均茎径は株内最長ヨシの茎径の平均とした。また、ヨシ植栽 1 年目 9 月における平均茎径に対する各調査日の平均茎径の比を増加率とした。

植栽 2、3 年目では、茎径が 1 年目に比べ細くなり、増加率が 1 を下回ることもあった。しかし、植栽 4、5 年目にかけて、両工法において増加率 1 以上となり、茎径が大きく増加した。植栽 5 年目での増加率は、ポーラスコンクリート工法で 1.6 倍、マット工法で 1.9 倍となり、マット工法の増加率の方が若干大きくなったが、両工法における平均茎径はほぼ同程度となった。また、平均茎径に及ぼす水深の影響は、観察されなかった。

6.3.3 ヨシ高さ

図 6-6 に最長ヨシ高さの経年変化を示す。最長ヨシ高さは、株内最長ヨシ高さの平均とした。また、ヨシ植栽 1 年目 9 月の最長ヨシ高さに対する各調査日での最長ヨシ高さの比を増加率とした。植栽工法に因らず、2 年目で増加率が減少したが、3 年目以降は 1 を上回り成長率は経時変化とともに増加した。植栽 5 年目では、ポーラスコン

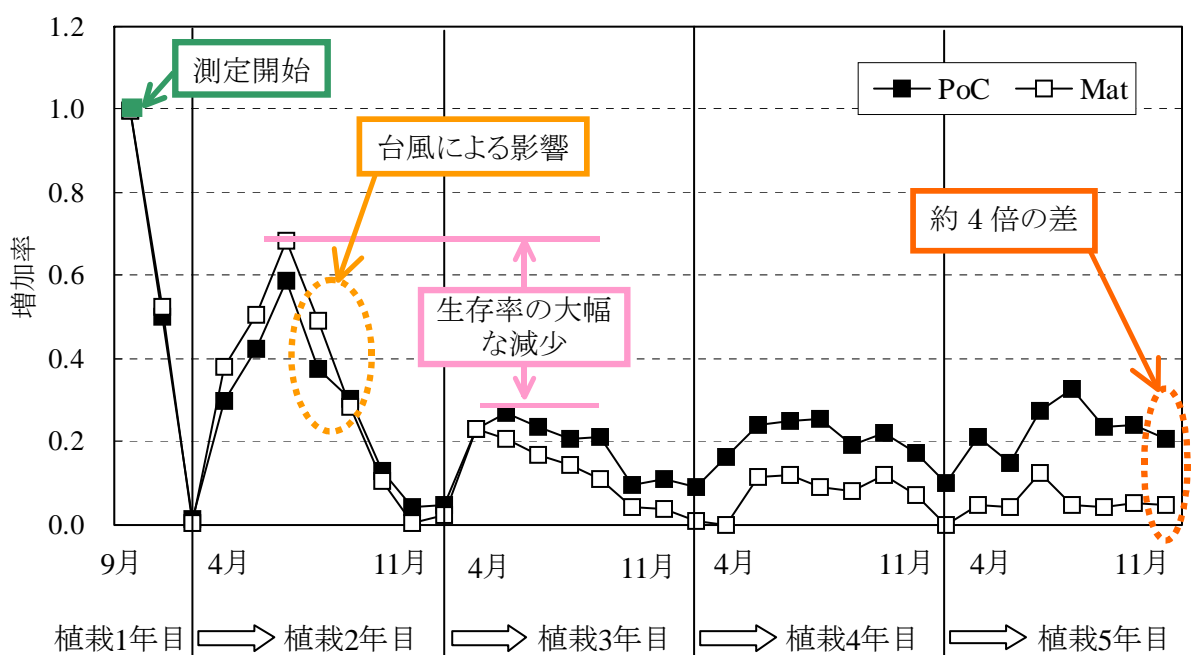


図 6-4 総茎個体数増加率の経年変化

クリート工法よりも、マット工法に因るものの方が高い増加率を示したが、最長ヨシ高さはポーラスコンクリート工法により植栽したヨシの方が常に優位であった。また、ヨシ高さに及ぼす水深の影響は、観察されなかった。

以上のことより、ポーラスコンクリート工法により植栽したヨシはマット工法に比べ、茎径は若干小さいものの、総茎個体数、ヨシ高さともに優位であった。このため、ヨシ植栽を目的としたポーラスコンクリートの適用は、効果的な植栽工法であると示唆された。

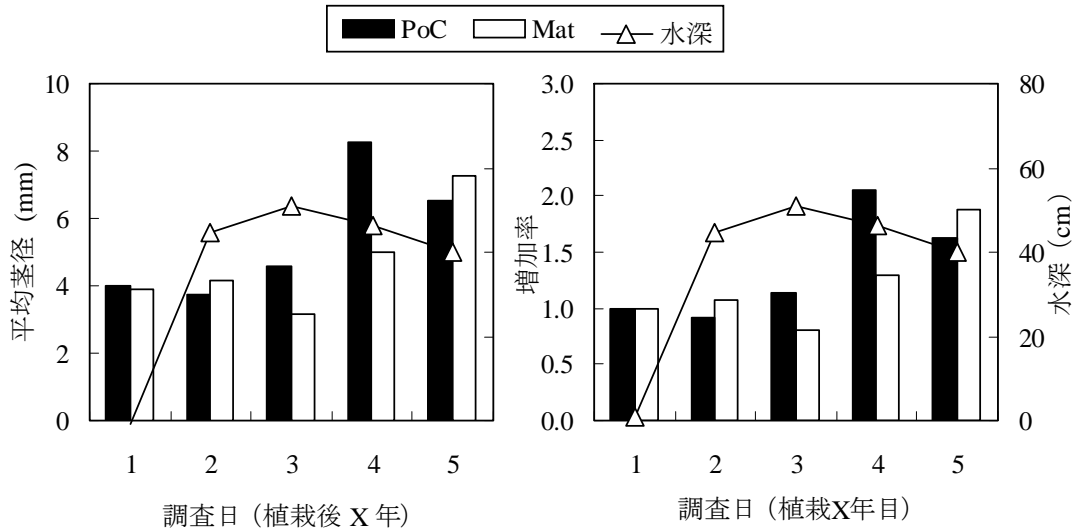


図 6-5 平均茎径の経年変化

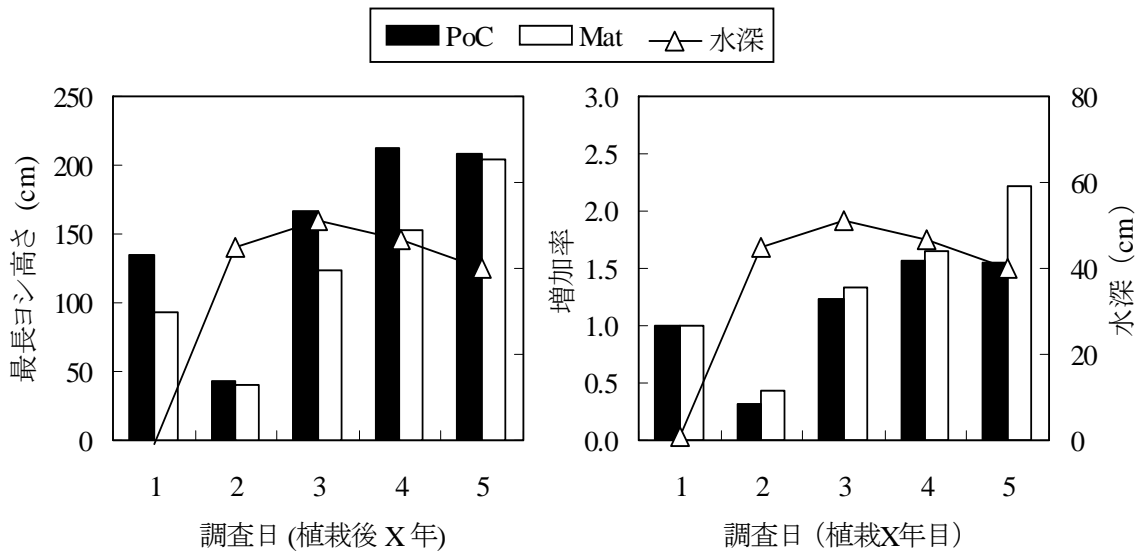


図 6-6 最長ヨシ高さの経時変化

6.3.4 ヨシの活着率

図 6-7 にヨシ茎現存箇所を示す。植栽後 5 年目 8 月において、ヨシの茎個体数が確認できた箇所を現存箇所とした。橙色の箇所がポーラスコンクリート工法、緑色の箇所がマット工法により植栽したヨシ茎の現存箇所である。両工法でのヨシ株の活着率を求めた結果、ポーラスコンクリート工法で 60%、マット工法で 15%となった。ポーラスコンクリート工法によるヨシの植栽では、植栽基盤に植栽した 8 株のうち全てが流

失・枯死する場合と、その一部が流失・枯死する場合がある。それに対し、マット工法においては、ヤシマットそのものが流失してしまい、植栽箇所にヨシが全くない状態になってしまう。このため、活着率がポーラスコンクリート工法より小さくなったと推察される。

一般に、マット工法によるヨシ植栽の活着率の期待値は、B. S. L. -50cm までの範囲で 30.4%とされている⁶⁾。しかし、本実験では従来の植栽範囲よりも 20~40cm 水深の深い位置において植栽実験を行ったため、一般的な値より小さい値となったと考えられる。今回提案したポーラスコンクリート工法では、マット工法より大きい活着率を示したことから、より深い範囲でもヨシの植栽が可能になると期待できる。

6.3.5 ポーラスコンクリート植栽基盤内部に伸びたヨシの根

表 6-2 にヨシの根の質量を示す。琵琶湖試験ヤードへのヨシ植栽後 1 年 6 ヶ月が経過したポーラスコンクリート植栽基盤 2 基（琵琶湖供試体）を実験室に持ち帰り、ポーラスコンクリート空隙間に伸びたヨシの根の観察を行った。また、実験室において 3 年間植栽実験を行っていたポーラスコンクリート植栽基盤（実験室供試体）と比較した。

写真 6-2 に琵琶湖供試体、写真 6-3 に実験室供試体を示す。ポーラスコンクリート植栽基盤の沖側部分内部には、ヨシの根が多く観察された。また、しっかりとした太い地下茎も伸びており、35%の空隙率があれば、根の成長が阻害されることはないと考えられる。しかし、陸側においては、細い根しか観察されなかった。これは、植栽 1 年目において植栽範囲の水位が低く、植栽基盤の沖側部分しか浸水していなかったことが影響していると推察される。実験室供試体と琵琶湖供試体の断面を比較すると、空隙内に伸びている根の量が全く違っており、琵琶湖供試体内部に伸びた根の乾燥質量は実験室供試体の 1/8~1/10 となった。これは、ポーラスコンクリート植栽基盤へのヨシ植栽後の経過時間の違いが大きく影響していると推察できる。このため、琵琶湖供試体においても実験室供試体同様、時間が経過することにより、供試体内部に伸びる地下茎や根の量は増加すると期待できる。

琵琶湖供試体を割って内部を観察すると、中から、巻貝や二枚貝などの貝類とエビのような小動物などが出てきた。このことから、ポーラスコンクリート植栽基盤の空隙は小動物の生息場としても有効であり、生態系を維持しながらヨシの植栽をすることも可能となると示唆された。

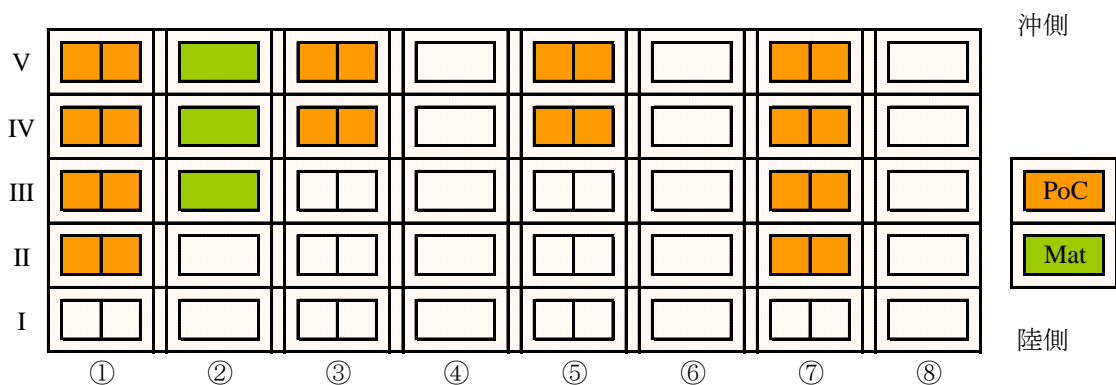


図 6-7 ヨシ茎現存箇所

表 6-2 根の質量

供試体 No.	琵琶湖供試体			供試体 No.	実験室供試体		
	湿潤質量 (g)	乾燥質量 (g)	含水率 (%)		湿潤質量 (g)	乾燥質量 (g)	含水率 (%)
1	79.6	14.9	81.3	1	490.4	120	75.5
2	61.4	11.7	80.9				



(a) 供試体 No.1 沖側



(b) 供試体 No.2 陸側

写真 6-2 琵琶湖供試体



写真 6-3 実験室供試体

7. まとめ

本章では、ヨシ植栽を目的としたポーラスコンクリートの適用を目的として実験的検討を行った。まず、碎石および再生粗骨材を用いたポーラスコンクリートの物性について検討を行い、その結果より、ヨシ植栽に適した配合要因を決定し、実験室屋外および琵琶湖湖岸においてヨシの植栽実験を行った。以下に、本章で得られた結果をまとめる。

- (1) ポーラスコンクリートから溶出する六価クロム量は、琵琶湖における環境水質基準を満足していた。pH 値は基準値を満たさなかったが、初期材齢時より 2 程度 pH を低減できたことから、養生条件を変えることにより pH を低減できることが確認できた。

- (2) ポーラスコンクリート植栽基盤が地盤高の変動に与える影響はほとんどなく、消波ブロックの役割も果たせる可能性が示唆された。
- (3) ポーラスコンクリート工法により植栽したヨシの生育状況は、従来工法であるマット工法により植栽したヨシと比較すると、良好な傾向が見られた。ヨシ株の活着率は、ポーラスコンクリート工法で60%、マット工法で15%となり、ポーラスコンクリートにより植栽したヨシの方が高い活着率を示した。
- (4) ポーラスコンクリート供試体内部の空隙径は、ヨシの根の伸長を阻害することなく、植栽基盤内部には多くの根が伸びていた。また、琵琶湖に設置していたポーラスコンクリート植栽基盤内部からは、小動物が出てきたことから、ポーラスコンクリートを用いて生態系を維持しながらヨシの植栽をすることは可能であると考えられる。
- 以上の結果より、ヨシ植栽を目的としたポーラスコンクリートの適用は可能であり、より水深の深い範囲においてもヨシの植栽が期待できる。

本研究は、環境負荷低減を目的としたコンクリートおよびコンクリート材料の開発を目的として、滋賀県・琵琶湖における環境保全への取組みのなかで、琵琶湖のヨシ群落の復元にポーラスコンクリート植栽基盤の適用可能性を検討した。ポーラスコンクリート工法により琵琶湖湖岸に植栽したヨシは、植栽5年後も茎個体数に増加の傾向が見られ、従来のヤシマット工法により植栽したヨシと比較すると高い活着率を示した。また、既存のレディーミクストコンクリートプラントにおいてポーラスコンクリート植栽基盤を作製しても、目標とする空隙率を得ることができた。

以上のことより、コンクリートおよびコンクリート材料を、より環境負荷を低減するために利用することは可能である。しかし、コンクリートのもつ質感などから、自然と合い入れないというイメージをもたれがちである。私たちの生活空間を創り出すものの大半がコンクリートである現代社会においては、コンクリート構造物はできるだけ環境負荷を低減できる使用材料・使用方法でなくてはならない。また、そうあるための工夫をし続けることは、重要なことである。

本研究が、滋賀県における環境保全への取組みに役立ち、全国・全世界における環境保全に関する取組みの一端を担うことができるよう、更に研究を続けていきたい。

【参考文献】

- 1) 例えば、滋賀県：ヨシ群落保全基本計画、2004
- 2) 春田健作：ポーラスコンクリートの配合および大型ブロック擁壁への適用、立命館大学1997年度卒業論文
- 3) 越健、島崎磐、国枝稔、六郷恵哲：ポーラスコンクリートの空隙率と空隙分布の評価、コンクリート工学年次論文報告集、Vol.21、No.1、1999、pp.259-264
- 4) 例えば、安藤貴宏、栗原哲彦、内田裕市、六郷恵哲：ポーラスコンクリートの曲げ破壊性状、コンクリート工学年次論文報告集、Vol.17、No.1、1995、pp.765-770
- 5) 柳橋邦夫、米澤敏男、佐久間護、池尾陽作：緑化コンクリートに関する研究および施工、コンクリート工学年次論文報告集、Vol.16、No.1、1994、pp.871-876
- 6) 淡海環境保全財団：琵琶湖のヨシ再生に向けた植栽条件に係る調査研究報告書

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	北澤 賢治
	実験センター研究員	岩崎 正浩
立命館大学 理工学部 建築都市デザイン学科	教授	児島 孝之
立命館大学 理工学部 建築都市デザイン学科		武田 字浦

7. 自然循環方式浄化実験

1. はじめに

平成 11 年度より平成 16 年度までの 6 年間、Biyo センターにおいて、自然循環方式による浄化実験を行った。これまでに S S・B O D において、高い処理能力があることを確認できた。また、窒素についても栄養源を添加することにより、浄化能力を向上させることが可能であることを実験結果から得た。

平成 18 年度は、昨年度に引き続き、生物処理では完全な処理が難しく、また琵琶湖の水質調査でも年々増加傾向にある C O D に着目し、水質浄化実験を行った。

図 1-1 に琵琶湖の C O D の経年変化を示す。

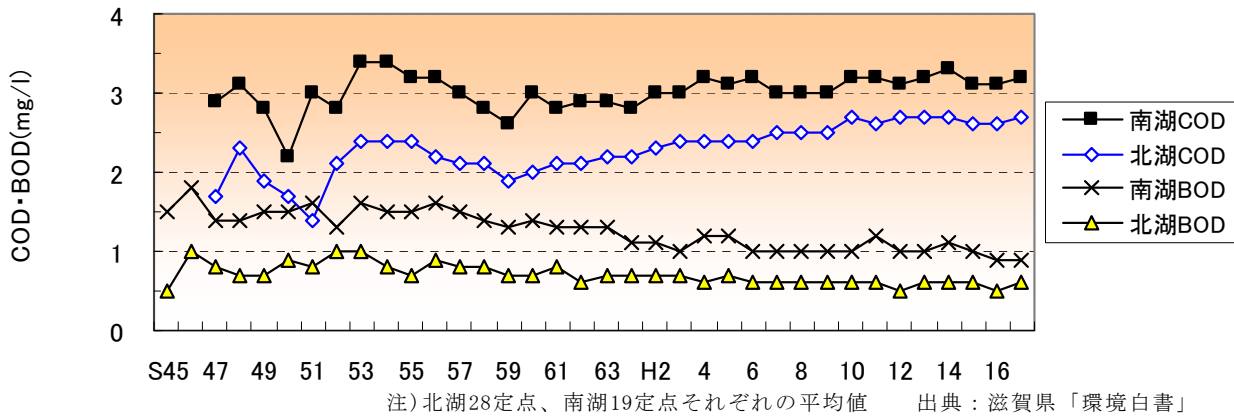


図 1-1 琵琶湖のCODおよびBOD(年平均値)の推移

近年の琵琶湖の水質保全活動や水質浄化対策にともないBOD・T-N・T-Pの濃度については年々減少もしくは横ばいになっているのに対し、CODについては増加の一途をたどっている。BODは好気性生物処理により比較的容易に処理できるのに対して、COD成分には、難分解性の有機物や無機物が含まれるため処理が困難であり、生物処理では限界があると考えられる。

そこで、優れた水処理能力を有する水質浄化用ろ材「セラミック複合木炭」を用いた実験をおこなった。図 1-2 に実験に用いたろ材の写真を、図 1-3 にろ材の内部構造を示す。



図 1-2 実験に用いたろ材

セラミックス層



図 1-3 内部構造

◆セラミック複合木炭について

針葉樹炭にはその炭化条件により活性炭を越える優れた吸着能力を有することがこれまでに見出されていた。しかし、針葉樹炭は細孔壁が薄いことから、従来炭化することが困難とされていた。過年度に引き続き、今年度の実験に用いたセラミック複合木炭は、木炭をセラミックスでコーティングすることで、その炭化を容易にしている。そして、この複合技術によって、針葉樹炭だけでは見られなかった水質浄化能力を持っていることが期待されている。

2. 目的

自然循環方式とセラミック複合木炭のろ過吸着機能によるCODの除去能力の把握を目的とする。

3. 実験方法

3.1 実験装置

昨年度一部改造した自然循環方式水処理装置を継続して連続通水による浄化実験を行った。

改造前の実験装置を図3-1、現在の実験装置を図3-2に示す。

昨年度と同様に第1層第2室に接触ろ材(プラスチック)を充填し、第2槽2室にセラミック複合木炭を充填した。(なお、第3槽目から第5槽までは昨年度と同様に今年度の実験では使用しない。)

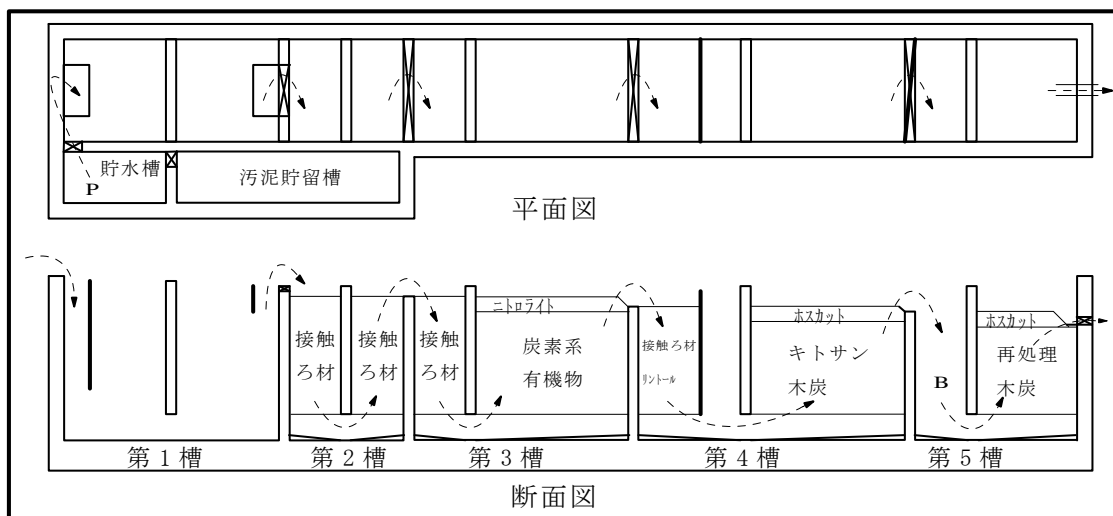


図 3-1 改造前の実験装置

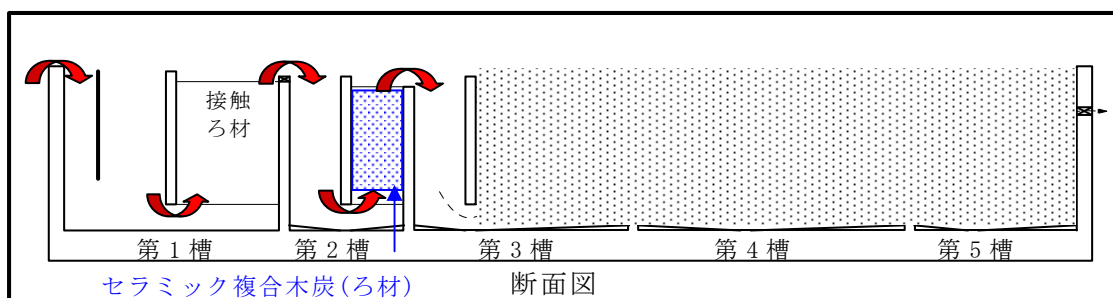


図 3-2 現在の実験装置

3.2 実験装置の概要

①処理フロー

流入 → 接触沈殿槽 → 吸着ろ過槽 → 流出
(第1槽と第2槽からなる装置ととらえる。)

②処理量

100～200 m³/日(平成17年12月2日から150m³/日)

③滞留時間

接触沈殿槽(第1槽) 2.7h

吸着ろ過槽(第2槽) 1.0h (200m³/日の時)

3.3 対象排水

葉山川河川水

3.4 実験スケジュール

平成17年8月～平成19年3月

(詳細) 平成17年10月下旬

平成17年10月～平成18年12月

平成19年1月～平成19年3月

改造工事

連続通水試験

実験結果まとめ

3.5 調査内容

調査地点

流入水-----No.1地点

接触沈殿槽出口-----No.2地点

吸着ろ過槽出口(流出水)-----No.3地点

計3検体

調査地点を図3-3に示す。

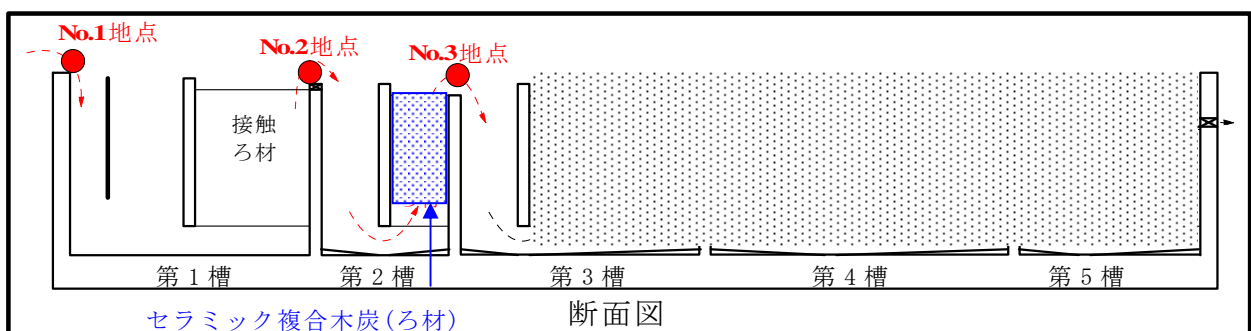


図3-3 調査地点

3.6 ろ材充填状況

①ろ材充填

平成17年10月27日にろ材を充填し、10月28日より通水を開始した。充填した槽を図3-4と図3-5に示す。



図 3-4 接触ろ材槽(第1槽)



図 3-5 セラミック複合木炭槽(第2槽)

②自動洗浄の実施

平成17年10月28日に通水開始を行ったものの、約2週間後には目詰まりが生じた。そこで、平成17年12月1～2日に自動洗浄装置を設置した(図3-6)。

◆自動洗浄装置の動き

- 1) レベルセンサーが高水位を感知 (高水位を数秒間(タイマー)感知後次に進む)
- 2) 取水ポンプ停止
- 3) ポンプ稼働
- 4) モーターバルブが A⇒open、B⇒close
- 5) レベルセンサーが低水位を感知
- 6) モーターバルブが A⇒close、B⇒open
- 7) モーターバルブの動きが終わったことを感知
- 8) ブロワー稼働
- 9) 数分待機 (タイマー)
- 10) ブロワー停止
- 11) 数分待機 (タイマー)
- 12) ポンプ停止
- 13) 取水開始

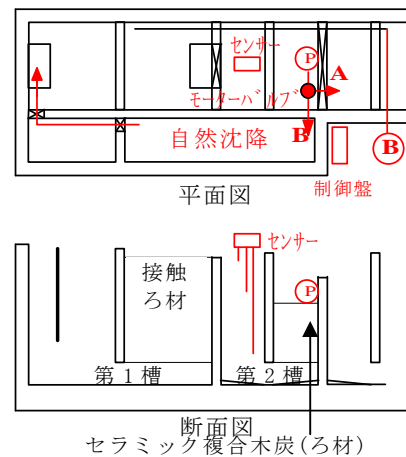


図 3-6 制御方法

なお、汚泥貯留槽は常に満水の状態で使用し、濁水ポンプで汚泥貯留槽に入れた分だけ、前回分の沈降上澄み水が沈殿槽に入る仕組みとした。

4. 実験結果

実験結果を表 4-1～表 4-3 に、COD等の濃度の推移を図 4-1～図 4-6 に示す。

表 4-1 COD実験結果

採取日	通水開始 経過日数	採水時刻	気温 (°C)	天候	測定項目	濃度(mg/l)			除去率(%)		
						流入水	第1槽出口	流出水	流入水-第1槽出口	第1槽出口-流出水	流入水-流出水
H17.10.28	0	-	-	晴	COD	3.5	3.1	2.9	11.4	6.5	17.1
H17.11.1	4	11:15	15.0	晴	COD	3.3	3.2	2.8	3.0	12.5	15.2
H17.12.13	46	11:00	2.9	曇	COD	3.2	3.1	2.6	3.1	16.1	18.8
H18.1.10	74	-	-	曇	COD	5.2	3.8	3.4	26.9	10.5	34.6
H18.1.17	81	-	-	曇	COD	5.2	3.9	3.8	25.0	2.6	26.9
H18.2.2	97	10:00	8.3	曇	COD	7.4	5.8	3.6	21.6	37.9	51.4
H18.2.15	110	-	-	晴	COD	3.6	3.5	2.2	2.8	37.1	38.9
H18.2.28	123	11:30	5.1	曇	COD	8.5	7.6	5.8	10.6	23.7	31.8
H18.3.14	137	12:00	5.3	晴	COD	4.9	4.8	4.0	2.0	16.7	18.4
H18.4.25	179	-	11.1	-	COD	3.4	2.1	1.8	38.2	14.3	47.1
H18.6.6	221	10:00	-	晴	COD	3.6	3.0	2.5	16.7	16.7	30.6
H18.6.26	241	10:00	21.2	雨	COD	7.1	5.1	3.3	28.2	35.3	53.5
H18.7.10	255	11:00	27.0	晴	COD	3.6	4.4	2.2	-22.2	50.0	38.9
H18.8.21	297	10:00	29.4	晴	COD	4.0	3.6	2.0	10.0	44.4	50.0
H18.9.4	311	9:45	26.4	晴	COD	3.9	2.3	2.2	41.0	4.3	43.6
H18.9.19	326	9:40	24.9	曇	COD	3.2	2.4	2.1	25.0	12.5	34.4
H18.10.2	339	10:15	20.2	-	COD	3.2	2.1	1.6	34.4	23.8	50.0
H18.10.16	353	9:30	21.0	-	COD	2.8	2.0	1.8	28.6	10.0	35.7
H18.10.30	367	9:30	16.8	-	COD	2.8	2.2	1.8	21.4	18.2	35.7
H18.11.14	382	8:20	12.2	晴	COD	3.4	2.3	2.1	32.4	8.7	38.2
H18.11.28	396	-	14.8	晴	COD	4.7	2.6	1.9	44.7	26.9	59.6
平均						4.3	3.5	2.7	19.3	20.4	36.7

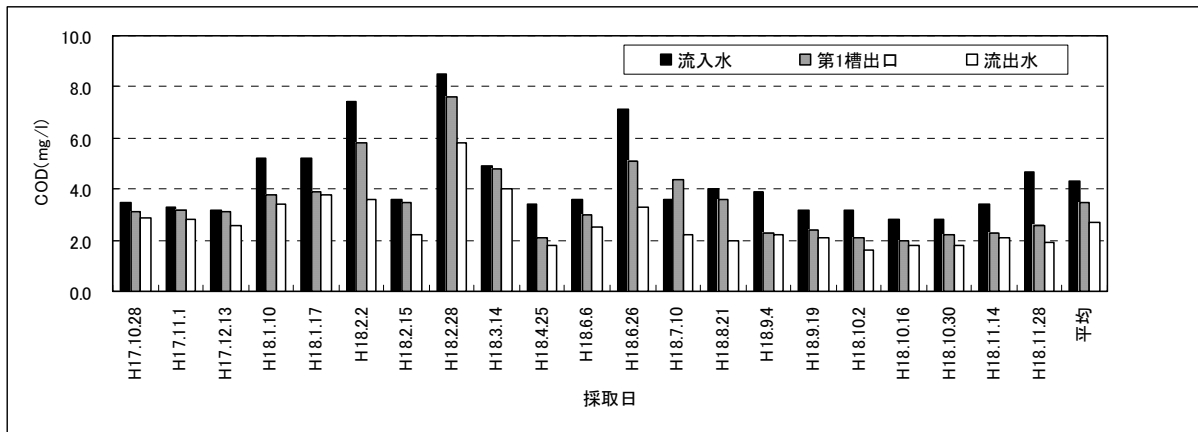


図 4-1 CODの推移

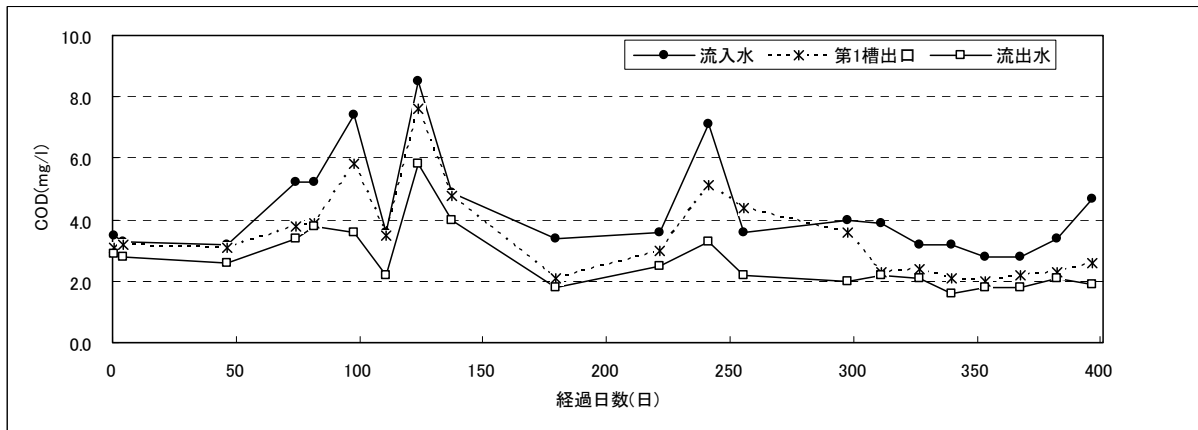


図 4-2 CODの推移(経過日数)

表 4-2 D-COD実験結果

採取日	通水開始 経過日数	採水時刻	気温 (°C)	天候	測定項目	濃度(mg/l)			除去率(%)		
						流入水	第1槽出口	流出水	流入水-第1槽出口	第1槽出口-流出水	流入水-流出水
H17.10.28	0	-	-	晴	D-COD	3.0	2.8	2.6	6.7	7.1	13.3
H17.11.1	4	11:15	15.0	晴	D-COD	2.9	2.8	2.7	3.4	3.6	6.9
H17.12.13	46	11:00	2.9	曇	D-COD	2.4	2.3	1.1	4.2	52.2	54.2
H18.1.10	74	-	-	曇	D-COD	2.4	2.3	2.1	4.2	8.7	12.5
H18.1.17	81	-	-	曇	D-COD	4.0	3.9	3.4	2.5	12.8	15.0
H18.2.2	97	10:00	8.3	曇	D-COD	5.4	4.0	3.1	25.9	22.5	42.6
H18.2.15	110	-	-	晴	D-COD	2.8	2.7	2.1	3.6	22.2	25.0
H18.2.28	123	11:30	5.1	曇	D-COD	6.6	5.6	4.8	15.2	14.3	27.3
H18.3.14	137	12:00	5.3	晴	D-COD	3.2	3.0	1.8	6.3	40.0	43.8
H18.4.25	179	-	11.1	-	D-COD	2.0	2.0	1.8	0.0	10.0	10.0
H18.6.6	221	10:00	-	晴	D-COD	2.8	2.6	2.4	7.1	7.7	14.3
H18.6.26	241	10:00	21.2	雨	D-COD	2.9	3.9	3.1	-34.5	20.5	-6.9
H18.7.10	255	11:00	27.0	晴	D-COD	2.9	3.8	2.2	-31.0	42.1	24.1
H18.8.21	297	10:00	29.4	晴	D-COD	3.4	3.5	1.5	-2.9	57.1	55.9
H18.9.4	311	9:45	26.4	晴	D-COD	3.2	2.2	2.0	31.3	9.1	37.5
H18.9.19	326	9:40	24.9	曇	D-COD	2.7	2.3	2.1	14.8	8.7	22.2
H18.10.2	339	10:15	20.2	-	D-COD	2.3	1.6	1.6	30.4	0.0	30.4
H18.10.16	353	9:30	21.0	-	D-COD	2.3	2.0	1.7	13.0	15.0	26.1
H18.10.30	367	9:30	16.8	-	D-COD	2.5	1.9	1.7	24.0	10.5	32.0
H18.11.14	382	8:20	12.2	晴	D-COD	2.1	1.7	1.6	19.0	5.9	23.8
H18.11.28	396	-	14.8	晴	D-COD	3.6	2.5	1.8	30.6	28.0	50.0
平均						3.1	2.8	2.2	8.3	19.0	26.7

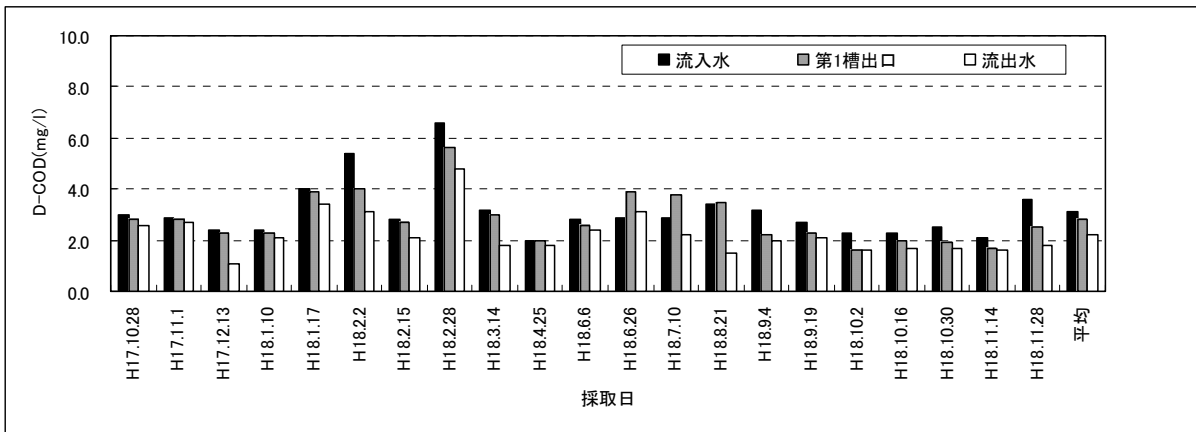


図 4-3 D-CODの推移

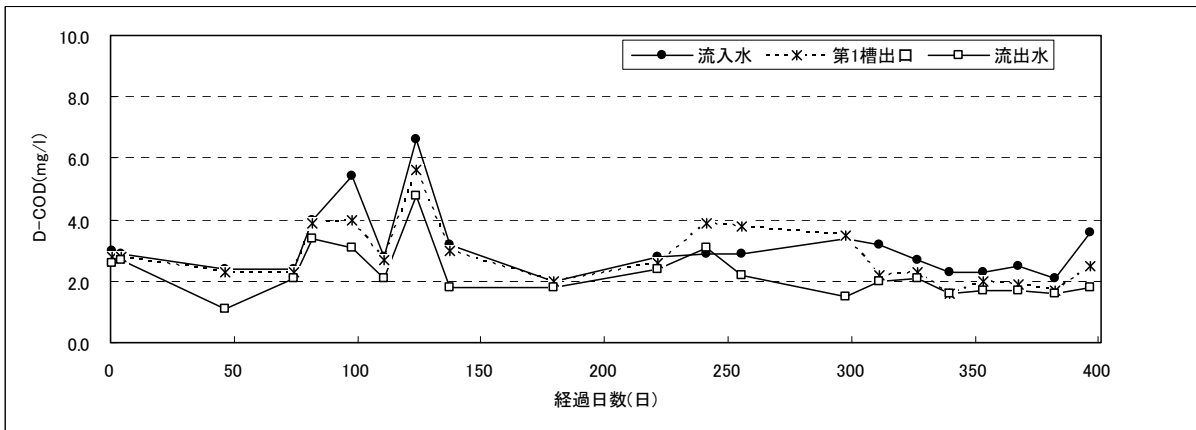


図 4-4 D-CODの推移(経過日数)

表 4-3 SS実験結果

採取日	通水開始 経過日数	採水時刻	気温 (°C)	天候	測定項目	濃度(mg/l)			除去率(%)		
						流入水	第1槽出口	流出水	流入水-第1槽出口	第1槽出口-流出水	流入水-流出水
H17.10.28	0	-	-	晴	SS	7.6	5.8	2.6	23.7	55.2	65.8
H17.11.1	4	11:15	15.0	晴	SS	4.0	4.0	0.5	0.0	87.5	87.5
H17.12.13	46	11:00	2.9	曇	SS	6.4	5.6	2.9	12.5	48.2	54.7
H18.1.10	74	-	-	曇	SS	5.1	4.1	1.5	19.6	63.4	70.6
H18.1.17	81	-	-	曇	SS	11.8	4.0	2.2	66.1	45.0	81.4
H18.2.2	97	10:00	8.3	曇	SS	40.3	30.4	14.2	24.6	53.3	64.8
H18.2.15	110	-	-	晴	SS	17.0	16.2	3.3	4.7	79.6	80.6
H18.2.28	123	11:30	5.1	曇	SS	58.6	58.3	16.9	0.5	71.0	71.2
H18.3.14	137	12:00	5.3	晴	SS	41.2	38.4	26.0	6.8	32.3	36.9
H18.4.25	179	-	11.1	-	SS	20.3	1.3	<1.0	93.6	23.1	95.1
H18.6.6	221	10:00	-	晴	SS	10.8	2.2	<1.0	79.6	54.5	90.7
H18.6.26	241	10:00	21.2	雨	SS	102.5	19.0	1.1	81.5	94.2	98.9
H18.7.10	255	11:00	27.0	晴	SS	11.3	24.8	<1.0	-119.5	96.0	91.2
H18.8.21	297	10:00	29.4	晴	SS	6.8	7.0	<1.0	-2.9	85.7	85.3
H18.9.4	311	9:45	26.4	晴	SS	9.2	<1.0	<1.0	89.1	0.0	89.1
H18.9.19	326	9:40	24.9	曇	SS	6.4	<1.0	<1.0	84.4	0.0	84.4
H18.10.2	339	10:15	20.2	-	SS	7.6	<1.0	<1.0	86.8	0.0	86.8
H18.10.16	353	9:30	21.0	-	SS	5.6	<1.0	<1.0	82.1	0.0	82.1
H18.10.30	367	9:30	16.8	-	SS	5.4	<1.0	<1.0	81.5	0.0	81.5
H18.11.14	382	8:20	12.2	晴	SS	11.7	3.1	<1.0	73.5	67.7	91.5
H18.11.28	396	-	14.8	晴	SS	15.9	2.5	1.3	84.3	48.0	91.8
平均						19.3	11.0	3.9	41.5	47.8	80.1

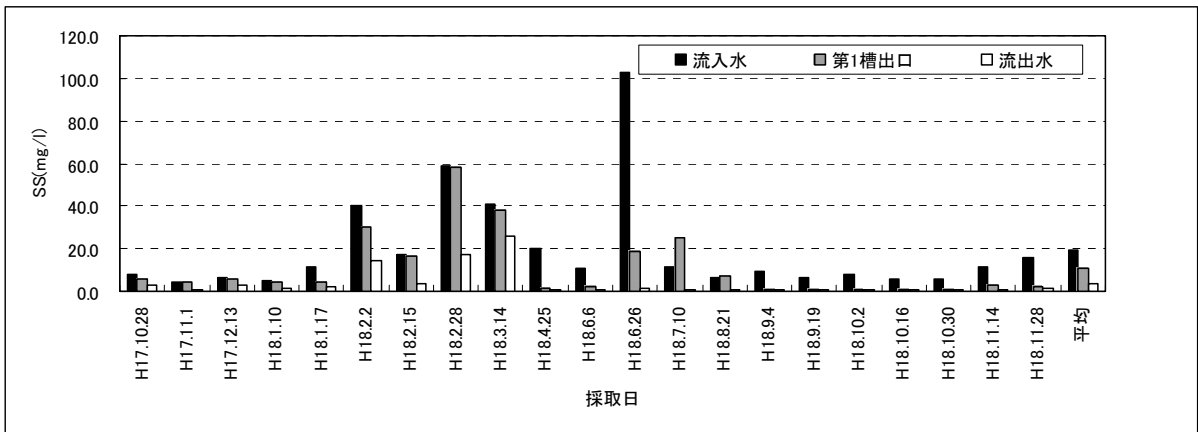


図 4-5 SSの推移

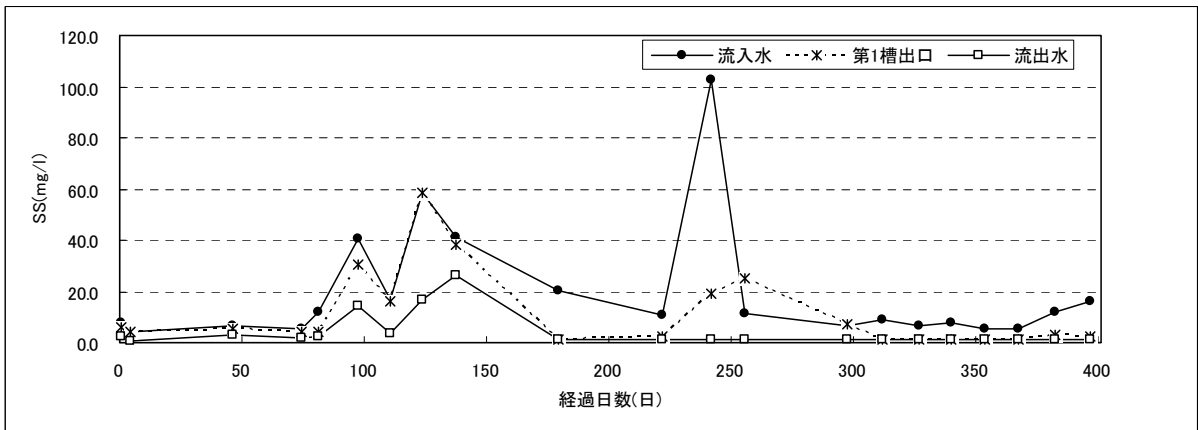


図 4-6 SSの推移(経過日数)

CODの平均流入水濃度が4.3mg/L、平均第1槽出口濃度3.5mg/Lに対して、平均流出水濃度が2.7mg/Lであり、平均除去率では、36.7%という結果となった。また、D-CODの平均流入水濃度が3.1mg/L、平均第1槽出口濃度2.8mg/Lに対して、平均流出水濃度が2.2mg/Lであり、平均除去率では、26.7%であった。

本実験では、2槽構造の浄化装置での実験であり、滞留時間で比較すると、第1槽と第2槽では、第1槽の方が第2槽の2.7倍の滞留時間があるが、CODの第1槽での除去効果より第2槽の除去効果が高い結果となった(表4-1)。これは、第2槽に充填されているセラミック複合木炭のCOD除去効果に起因するものと思われる。

D-CODは、1 μ mのろ紙でろ過を行ったろ液のCODであるため、これを測定することで、溶解性のCODの除去効果を確認することができる。D-CODの測定結果、セラミック複合木炭のCOD除去効果は、単なるSS除去の相乗効果ではなく、セラミック複合木炭の持つ吸着性能やそこに定着する微生物による効果であると思われる。

SSの測定結果を見ると、冬期に流入水のSS濃度が極端に増加している。この影響により、設置した自動洗浄装置による洗浄頻度が増加する傾向であった。

5. 今後の予定

- ①セラミック複合木炭の一定のCOD除去効果が確認できたことから、今後は持続性について調査を継続したいと考えている。
- ②自動洗浄装置によって汚泥貯留槽に集められている汚泥について、その量や性状に関する調査を行っていきたいと考えている。
- ③今年度までは、D-CODを1 μ mのろ紙でろ過を行ったろ液で測定を行ってきたが、次年度は、0.45 μ mのろ紙を用いたろ液についても測定を行い、更にD-CODの検討を行いたいと考えている。

実験担当者

財団法人琵琶湖・淀川水質保全機構

東洋電化工業株式会社

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

北澤 賢治

和田 浩幸

高尾 圭一

三宮 秀治

8. 実験成果の評価ならびに水質浄化事例の調査検討

1. はじめに

琵琶湖・淀川水質浄化共同実験センター（以下、Biyoセンター）は、水環境の保全に関する調査・研究および広報・啓発が行え、水質浄化事業に対する理解が深まるような施設として、平成9年7月に滋賀県草津市志那町地先に実験フィールドとして、国土交通省近畿地方整備局、滋賀県、独立行政法人水資源機構、財団法人琵琶湖・淀川水質保全機構の4社により設立された施設である。

Biyoセンターでは、主に河川水や湖水のような環境水を直接浄化するための実用的な技術の研究・開発を行ってきており、多くの成果を生み出してきた。また、水質浄化に関するさまざまな知見を習得しようと、国内外から年間600人以上の見学者の訪れ、中には、地元地域が抱える水環境問題に対応するため、水質浄化に関するノウハウを習得すべく来場する見学者も多い。

2. 目的

Biyoセンターで得られた水質浄化に関する多くの実験成果と、それに関連する実施設について、「水質浄化の基礎」、「Biyoセンターの実績」、「水質浄化の事例」の3つの観点から整理し、「水質浄化を考えているがどの方法を採用すればよいのかわからない」と思案している現場担当者、あるいは水質問題に取り組む方の参考となる資料を作成することを目的とし、調査検討を実施した。

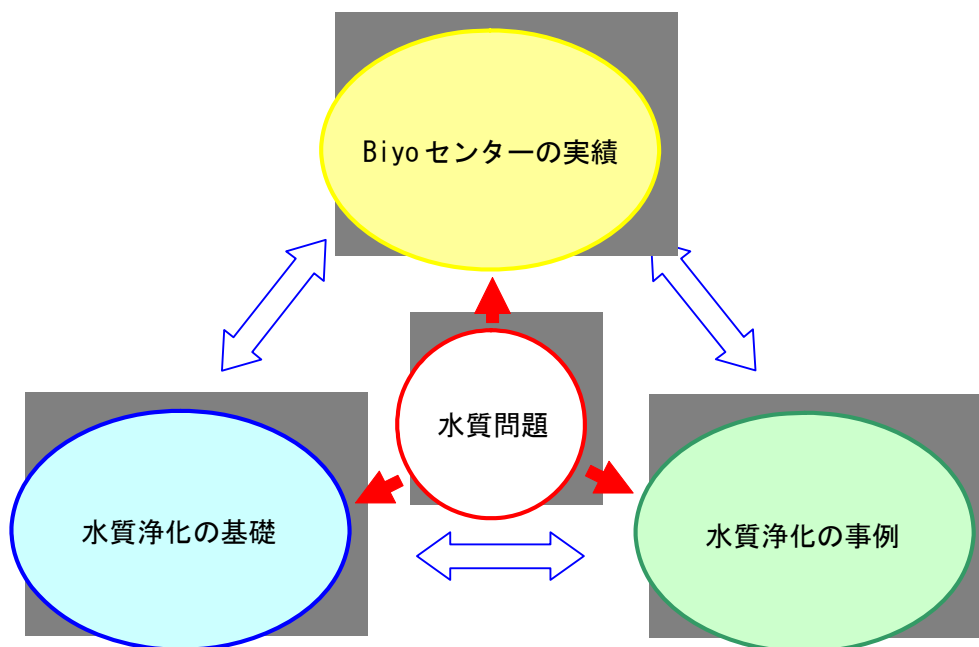


図 2-1 調査検討イメージ

3. 水質浄化の基礎

3.1 水質汚濁の歴史

3.1.1 日本における水質汚濁

わが国のはじめの水質汚濁問題は、明治の初めに起こった足尾銅山鉍毒事件である。足尾鉍山は、栃木県の渡良瀬川の上流にあり、明治10年前後から本格的な採掘がはじまった。これにともない明治11年頃から銅を含む排水が渡良瀬川に流入したため、下流の川魚が被害を受け、明治20年頃には下流農地約3~4万ヘクタールに被害がおよんだ。この問題を重視した田中正造代議士は、衆議院で足尾鉍毒事件について初の質問を行うなどその解決に努力した。その後、各種近代産業の発展に伴い各地で工業排水による農業、水産業等の被害が発生したが、当時はあくまでも地方的な問題として考えられる程度であった。

第2次世界大戦後のわが国は、産業の飛躍的な発展と都市への人口集中とが相まって、昭和30年前後から水質汚濁問題が各地で顕著になっていった。1958年6月には江戸川の紙パルプ工場の排水により河口部の水産業に被害が生じ、漁民が工場に乱入するという大紛争（浦安事件）が発生した。また、熊本県水俣湾や新潟県阿賀野川ではメチル水銀に起因する水俣病、富山県神通川ではカドミウムに起因するイタイイタイ病により、人に深刻な健康被害を及ぼし、重金属による水質汚濁の悲惨さを知ることになった。

表 3-1 水質汚濁の歴史

年	出来事	年	出来事
1891	・国会で足尾問題を討議	1979	・東京湾、伊勢湾、瀬戸内海における総量規制の実施
1897	・足尾銅山鉍毒調査会設置	1980	・有機燐洗剤使用自粛要請
1949	・東京都工場公害防止条例制定	1981	・瀬戸内海の環境の保全に関する府県計画策定
1956	・水俣保健所・奇病発見	1984	・湖沼水質保全特別措置法制定
1958	・浦安事件 ・水質保本法・工場排水規制法制定 ・下水道法制定	1985	・湖沼に係る窒素、燐の規制基準設定
1961	・水島海域に異臭魚問題発生	1986	・第2次総量規制の実施
1965	・衆参両院に公害対策特別委員会設置 ・阿賀野川(新潟)第2水俣病の表面化	1989	・トリクロロエチレン、テトラクロロエチレンに係る規制基準設定 ・水質汚濁防止法の改正 (地下水汚染の未然防止等を制度化)
1967	・公害対策基本法制定	1990	・水質汚濁防止法の改正(生活排水対策の制度化)
1970	・公害対策本部設置 ・水質環境基準閣議決定 ・(公害国会開催)公害対策基本法等の改正、 水質汚濁防止法制定、海洋汚染防止法制定	1991	・第3次総量規制の実施
1971	・環境庁発足 ・中央公害対策審議会発足	1993	・水質環境基準健康項目の拡充・強化等 ・環境基本法制定
1972	・瀬戸内海の大規模赤潮発生による漁業被害の発生 ・水質汚濁防止法の改正(無過失賠償責任の導入)	1994	・環境基本計画閣議決定 ・特定水道利水障害の防止のための水道水源水域の水質の保全に関する特別措置法制定
1973	・瀬戸内海環境保全臨時措置法制定	1995	・油汚染に関する国家的な緊急時計画閣議決定
1978	・瀬戸内海環境保全基本計画閣議決定 ・瀬戸内海環境保全特別措置法制定	1996	・水質汚濁防止法の改正(地下水汚染浄化対策、 事故時の油による汚染対策を制度化)
1978	・水質汚濁防止法の改正(水質総量規制の制度化)	1997	・地下水の水質汚濁に係る環境基準設定
		1998	・水質環境基準健康項目の拡充

3.1.2 琵琶湖・淀川流域における水質汚濁

琵琶湖・淀川流域は、三重・滋賀・京都・大阪・兵庫・奈良の2府4県にまたがり、その流域面積は8,240km²で日本を代表する流域のひとつである。流域内には、1,200万人の人々が生活し、その水は近畿1,600万人の水道水として利用され、水域は豊かな生物をはぐくむ場ともなっている。

本流域は、古来より平城京や平安京などの都の成り立ちを支え、近年においても、首都圏に次ぐ人口・産業集積地である近畿圏の社会経済を支える水源として、重要な役割を果たしている。

本流域の都市部の河川などでは、戦前より水質汚濁が問題となっているが、ほとんどの水域では1950年代以降の国土復興と高度経済成長とともに水質汚濁が顕著となっていった。表3-2に琵琶湖・淀川流域の水質汚濁の概要を示す。



図3-1 琵琶湖・淀川流域

表3-2 琵琶湖・淀川流域における水質汚濁の歴史

年	出来事
1900	
1910	○瀬田川で工場排水による汚濁が問題化
1920	
1930	
1940	-終戦('45)-
1950	○鴨川・桂川の汚染('55) → 淀川右岸での汚染 ○桂川・淀川本川での魚類の斃死(DOの減少)('56) ○農業PCPによる琵琶湖の魚介類への被害('56) ○工場排水による琵琶湖汚染('57)
1960	○1965~70年までBOD、アンモニア性窒素がともに増加 →その後、下水道整備の進捗に伴い、BOD減少、アンモニア性窒素は横ばい ○琵琶湖でかび臭発生 → 下流へ伝播(京都市)('69)
1970	○琵琶湖で富栄養化が進行と滋賀県が発表('70) ○室生ダム貯水池でカビ臭発生('75~) ○琵琶湖で淡水赤潮発生('77) ○渇水による淀川取水制限の実施('77,'78) ○微量難分解性有機物による汚染('78) ○上水処理過程(塩素処理)におけるトリハロメタン生成問題の発生
1980	○琵琶湖で植物プランクトンの異常繁殖によるカビ臭発生 → 京阪神の都市水道へ伝播('81~) ○大阪の水道水でトリハロメタン検出('81) ○青蓮寺ダム貯水池で淡水赤潮発生('83~) ○琵琶湖でアオコ発生('83~) ○琵琶湖の渇水による取水制限('84) ○琵琶湖でカビ臭、淡水赤潮、アオコ発生('85) ○琵琶湖の渇水による淀川取水制限('85,'86) ○青蓮寺○高山ダム貯水池の淡水赤潮○トリハロメタン問題('86) ○ゴルフ場農業問題('87) ○琵琶湖北湖でピコプランクトン発生('89,90)
1990	○北湖ではじめてアオコが発生('94) ○琵琶湖で大渇水が発生。9月15日に観測史上最低のBSL-1.23mを記録。琵琶湖の渇水による取水制限('94)
2000	

1950 年以降、水質問題が顕著のなった背景には、経済活動の増大やライフスタイルの変化による工場排水や生活排水の量的増加と質的悪化があった。このような高度経済成長期を中心とした水質汚濁に対しては、警告が発せられていたが、本格的な対策がなされるまでには時間が費やされた。

3.1.3 水質保全対策の効果

全国各地で発生した水質汚濁問題に対応し、さまざまな法令などにより水質保全対策が講じられた。琵琶湖・淀川流域においても、水質汚濁防止法や関連する上乗せ基準（「水質汚濁防止法」に基づく全国一律の基準では、人の健康保護あるいは生活環境の保全が十分に行えない区域に対して、都道府県が条例で定める、より厳しい基準）による排水の管理、富栄養化防止条例による窒素・リン削減対策、下水道などによる産業・生活排水の集中処理、合併浄化槽の設置の推進、地域住民による家庭における汚濁負荷削減対策など、さまざまな取り組みの結果、一定の効果を挙げてきた。

図 3-2 は本流域の BOD の水質調査結果である。本流域では、1970 年代（昭和 50 年前後）まで水質汚濁が進んでいたが、1990 年代から、水質が改善する傾向にあり、水質保全対策の効果が現れている。

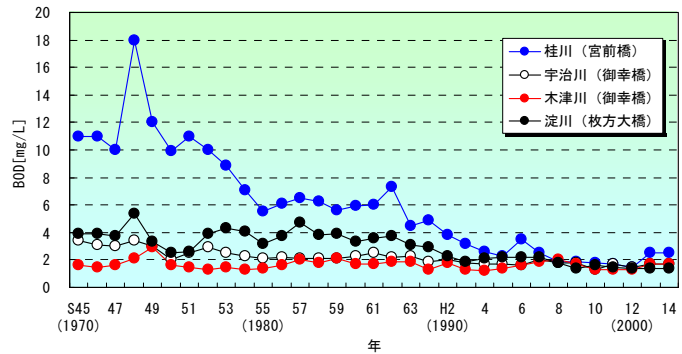


図 3-2 琵琶湖・淀川流域の水質の BOD の変化

2.1.4 今後の課題

図 3-3 は本流域における水質問題の遷移である。本流域では、有害物質の垂れ流しや生活排水等による有機性汚濁は改善された。しかし依然として、琵琶湖やダム貯水池では、アオコ等が発生しており、また、近年、微量有害物質や環境ホルモンに関する問題、さらにクリプトスポリジウムなどの病原性微生物に関する問題なども指摘されている。

さらに、水質保全のみならず、水環境全般について考えてみますと、ヨシ帯に代表されるような生物の生息の場として貴重な水辺環境の修復、外来魚問題など、まだまだ問題は多く、今後もこれらの問題に対応するための努力を続ける必要がある。

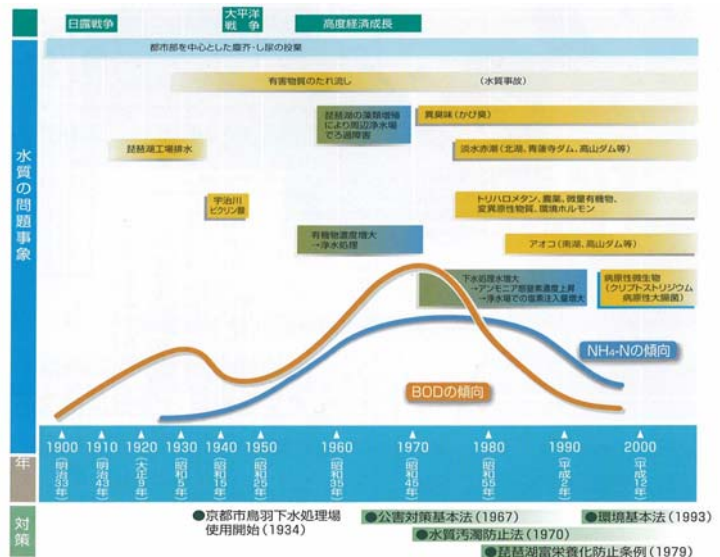


図 3-3 琵琶湖・淀川流域での水質問題の変遷

対応するための努力を続ける必要がある。

3.2 水質改善対策について

3.2.1 水質汚濁について

水質汚濁の問題となる物質は、工場や家庭からでてくる排水が、河川などに流入する場合と、山や田畑、道路から降雨時などにより土砂が流入する場合があります、これらをそれぞれ点源負荷、面源負荷という。これらの汚濁負荷発生源から公共用水域に、人の健康に被害を及ぼす物質が流入すること、また、有機物や窒素、リンが過度に流入することで水質汚濁問題が発生する。さらに、湖沼のような、水の動きや入れ替わりが遅い閉鎖性水域と言われるところに、過剰に窒素やリンが流入することで、富栄養化と言われる現象が顕著に表れるようになる。

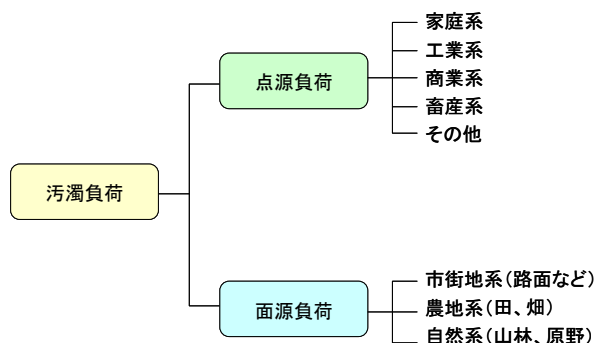


図 3-4 汚濁発生源の分類例

3.2.2 水質調査項目について

公共用水域における水質の目標値を定めた水質汚濁に係る環境基準が設けられている。表 3-3 に環境基準について示す。これらの値について、調査を実施し、水質汚濁の監視等を行っている。

表 3-3 環境基準項目とその概要

項目	対象水域	概要
水素イオン濃度(pH)	河川、湖沼、海域	水素イオン濃度は、酸性やアルカリ性の程度を示す指標です。
生物学的酸素要求量(BOD) (Biochemical Oxygen Demand)	河川	BOD とは、水中の微生物が汚濁物等を酸化分解する際に必要とする酸素量で、有機物による水質汚濁の指標として使われます。
化学的酸素要求量(COD) (Chemical Oxygen Demand)	湖沼、海域	COD とは、試料に酸化剤を加えて一定の条件下(100℃、30 分間)で反応させ、そのとき消費した酸化剤の量を酸素の量に換算したものです。有機物による水質汚濁の指標として使われます。
浮遊物質(SS) (Suspended Solid)	河川、湖沼、海域	浮遊物質とは、水中に懸濁している不溶性の粒子状物質で、濁りなどの水質汚濁の指標です。
溶存酸素量(DO) (Dissolved Oxygen)	河川、湖沼、海域	DO とは、水中にとけ込んでいる酸素の量です。
大腸菌群数(Coli)	河川、湖沼、海域	大腸菌群数とは、100mL 中の大腸菌群数の最確数で表します。人などの排泄物による汚染の指標になります。
全窒素(T-N)	湖沼、海域	全窒素は窒素化合物の総量で富栄養化の要因となります。 ・有機態窒素(粒子性有機態窒素、溶解性有機態窒素) ・無機態窒素(アンモニア性窒素、亜硝酸性窒素、硝酸性窒素)
全りん(T-P)	湖沼、海域	全りんはりん化合物の総量で、富栄養化の要因となります。 ・有機態りん(粒子性有機態りん、溶解性有機態りん) ・無機態りん(オルトリン酸性りん、重合りん酸)

3.2.3 水質浄化について

水質浄化は、大別すると、物理化学的処理と生物的処理に大別される。物理化学的処理とは、沈殿、ろ過、吸着などの作用のことであり、生物的処理とは、微生物の生活サイクルを利用したものである。水質浄化は、これらの作用を単一もしくは複合的に用いて行う。

(1) 生物的処理

生物的処理は、嫌気性微生物による処理と好気性微生物による処理に大別され、河川水の水質浄化によく用いられる接触酸化法は、好気性微生物による処理である。

好気性微生物による処理は、溶存酸素の存在する好気的条件下で、微生物に有機物を摂取させ、分解・無機化する方法である。有機物は、C（炭素）、H（水素）、O（酸素）がいくつも連なって構成されている。曝気をするなどして、溶存酸素がある状態にしておくと、微生物がこの有機物を摂取し、水（ H_2O ）と二酸化炭素（ CO_2 ）に分解します。また、微生物が栄養として体内に取り込んだものは、微生物の死骸が沈降することにより、汚泥として蓄積することになる。このように、好気性生物処理は、微生物による分解と、汚泥による濃縮の2つの要素から成り立っている。

(2) 土壌浸透による処理

土壌浸透による浄化とは、土壌に水を浸透することによるろ過効果もしくは化学的吸着などの作用を利用して、水質浄化を行う方法である。

土壌浸透は使用する土壌の成分や粒子の大きさ、土壌層の厚さにより浄化効果に違いが生じる。例えば、砂利や碎石に水を浸透させる場合、懸濁物質の除去がメインとなり、浄水場でよく利用される緩速ろ過では、砂を用いているが、ここではBODの除去などがメインとなる。さらに土壌によっては、リンの除去効果が高いものもある。したがって、土壌浸透による水質浄化を図るには、除去したい物質に応じて土壌を選定し、計画する必要がある。

(3) 植物による浄化

植生による水質浄化は作用としては、3種の効果が期待されている。1つは、懸濁物質の除去効果である。植生域では、土砂や懸濁物質の堆積が促進され、細かな懸濁物質は、植生自身に付着することがある。2つ目は植生の表面に付着した生物膜による有機物の分解である。これは、生物膜法の支持体の役割を植生が果たすことで作用するものである。3つ目は、植生自身による栄養塩の吸収である。これらの効果が複合的に作用することにより、水質浄化能力が発揮される。

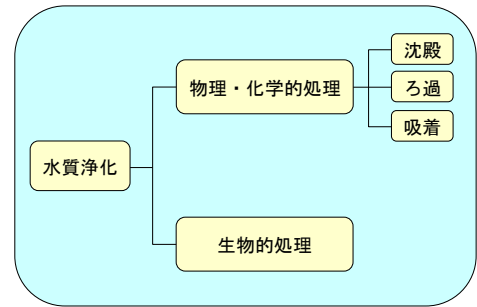


図 3-5 水質浄化の体系

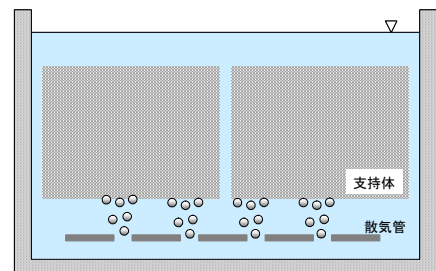


図 3-6 接触酸化法

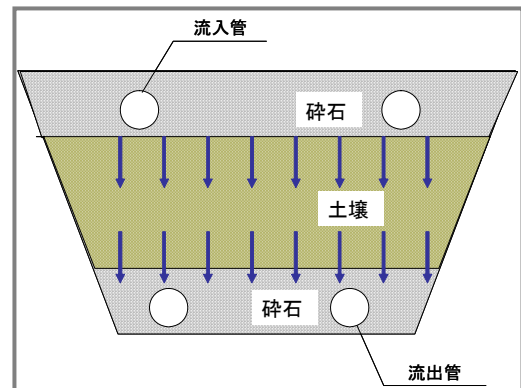


図 3-7 土壌浸透浄化の例

4. Biyo センターの取り組み

Biyo センターに期待される役割は、以下のとおりである。

- 水質浄化技術の研究・開発センターとして役割
- 水質浄化のための各種機関や、各分野の研究者の連携の場としての役割
- 水質浄化事業の広報や環境学習の場としての役割

Biyo センターの主な施設は、図 4-1 に示すような施設があり、これらの施設を使って各種水質浄化実験を行っている。また、実験に用いる水は、葉山川河川水、琵琶湖湖水、農業排水路の水の 3 種類がある。これらの水を実験の目的に応じて、選択して取水している。



図 4-1 Biyo センター平面図

Biyo センターにおける実験の目的は、実際の規模に近い施設を用いた実験をとおして、琵琶湖・淀川流域の水を直接浄化するための新しい技術の開発や浄化施設の維持管理方法の検討を行い、実用化するための知見を得て、琵琶湖・淀川の水質改善に役立てることにある。このような目的をもって、平成 9 年 7 月の設立以来、さまざまな実験を行ってきた。現在までに Biyo センターで行ってきた主な実験を表 4-1 に示す。

Biyo センターで行ってきた実験は、各種材料を用いた水質浄化実験を始め、生物の生活サイクルを利用した水質浄化実験、また、閉鎖性水域の水質から底質にいたるまでの水環境全般の改善を目的とした実験などさまざまな実験を行ってきた。これらの実験は、河川や湖沼といった浄化目的とする水域の違いや、除去目的物質の違いがあるが、共通している点があり、それは、“自然の浄化作用を用いて水環境を改善する”ということになる。

表 4-1 Biyo センターで行ってきた主な実験

No.	実験名	実施場所	発注機関もしくは主幹企業	実験分類					実施期間(実施年度)									備考		
				水質浄化	底質改善	生態関連	その他	実用化等	H7	H8	H9	H10	H11	H12	H13	H14	H15		H16	H17
1	土壌浄化実験	土壌浄化実験施設	国土交通省	土壌浄化				◎												実験継続
2	深池型植生浄化(ヨシ帯浄化)実験	深池型浄化実験施設	国土交通省	植生浄化		●														実験終了
3	酸化剤を用いた底質改善実験	深池型浄化実験施設	国土交通省		●															実験終了
4	実験センターにおける生物調査(水域)	多自然型実験水路他	国土交通省			●														調査継続
5	中間水路底質調査	実フィールド	国土交通省		●															調査終了
6	磁気処理-超微細気泡および磁気処理水を用いた水質・底質浄化実験	深池型浄化実験施設	国土交通省	曝気他	●															実験終了
7	土壌浸透浄化材比較実験	浸透ろ過型実験施設	国土交通省	土壌浄化																実験終了
8	土壌浄化実験施設モニタリング調査	土壌浄化施設	国土交通省					実施設調査	○											調査継続
9	底泥浚渫による水質改善効果検証実験	深池型浄化実験施設	国土交通省		●															実験終了
10	大型底生動物(貝類)移動能力把握実験	深池型浄化実験施設	国土交通省			●														実験終了
11	琵琶湖沿岸部環境実態調査	実フィールド	国土交通省			●														調査継続
12	路面排水汚濁負荷削減検討業務	実フィールド	国土交通省	透水性舗装																実験継続
13	侵略的外来魚駆除技術の検討	浅池型浄化実験施設	国土交通省			●														実験継続
14	難分解性有機物削減実験	Biyoセンター各施設	国土交通省、滋賀県	植生浄化他					○											実験終了
15	凝集沈殿砂ろ過実験	高度処理実験施設	滋賀県	凝集沈殿																実験終了
16	浅池型植生浄化実験	浅池型浄化実験施設	滋賀県	植生浄化					◎											実験終了
17	赤野井湾ヨシ移植実験	琵琶湖型実験池	滋賀県			●														実験終了
18	路面排水のCOD対策実証実験	実フィールド	滋賀県	ろ過					○											実験終了
19	路面排水処理施設の検討実験	実フィールド	滋賀県	ろ過					○											実験継続
20	水質浄化資材の実用化プロジェクト実験	水路型浄化実験施設	滋賀県	接触酸化他																実験終了
21	シジミと砂浜を用いた水質浄化実験	深池型浄化実験施設他	滋賀県	シジミ																実験終了
22	湖流創出による水環境改善実験	実フィールド	滋賀県	曝気・循環	●				◎											実験終了
23	山寺川市街地排水浄化施設モニタリング調査	山寺川市街地排水浄化施設	滋賀県					実施設調査	○											調査継続
24	赤野井湾におけるヨシ群落保全調査	実フィールド	滋賀県、(独)水資源機構			●														調査終了
25	琵琶湖岸におけるヨシ植栽実験	湖岸フィールド実験施設	(独)水資源機構			●														実験終了
26	琵琶湖岸における生態系調査	湖岸フィールド実験施設他	(独)水資源機構			●														調査終了
27	消波施設撤去がヨシ帯に及ぼす影響調査	実フィールド	(独)水資源機構			●														調査継続
28	琵琶湖仔稚魚調査	実フィールド	(独)水資源機構			●														調査継続
29	実験センターにおける生物調査(陸域)	Biyoセンター内	関西電力㈱			●														調査終了
30	カーボンファイバーによる水質浄化実験	水路型浄化実験施設	帝人エコ・サイエンス㈱	接触酸化																実験終了
31	不織布接触材を用いた水質浄化実験	水路型浄化実験施設	日本バイリーン㈱	接触酸化																実験終了
32	太陽エネルギーを用いた流動ろ床方式浄化実験	琵琶湖型実験池	㈱日立製作所	吸着・ろ過																実験終了
33	太陽エネルギーを用いたひも状接触方式浄化実験	琵琶湖型実験池	㈱日立製作所	接触酸化					◎											実験終了
34	限外ろ過膜実験	限外ろ過膜施設	東レエンジニアリング㈱	ろ過																実験終了
35	自然循環方式浄化実験	自然循環方式浄化実験施設	東洋電化工業㈱	接触酸化他					◎											実験継続
36	マット工法ヨシ植栽実験	湖岸フィールド実験施設	全国ボラカブル工業会、東洋紡㈱、㈱ラゴ			●														実験終了
37	ポーラスコンクリートによる水辺環境改善実験	水路型浄化実験施設	全国ボラカブル工業会	植生浄化		●														実験終了
38	高効率酸素溶解水による底質・水質改善実験	深池型浄化実験施設	横河電機㈱	酸素供給	●				◎											実験終了
39	個体水素供与体を用いた河川の直接浄化実験	水路型浄化実験施設	松下産業情報機器㈱	脱窒																実験終了
40	ミジンコろ床を用いた河川水の水質浄化実験	専用施設	姫路工業大学	ミジンコ																実験終了
41	湧昇循環方式を用いた水質・底質の改善実験	深池型浄化実験施設	高環境エンジニアリング㈱	循環	●				◎											実験終了
42	水質連続モニタリングシステムの開発実験	実フィールド	京都大学大学院																	実験終了
43	雑草および汚泥の有効利用実験	Biyoセンター内	東レエンジニアリング㈱、東レテクノ㈱																	実験終了
44	生分解性吸着剤による窒素・リン成分の除去に関する実験	水路型浄化実験施設	京都工芸繊維大学	吸着																実験継続
45	曝気循環付浮島による水環境改善実験	深池型浄化実験施設	東亜建設工業㈱	曝気・循環	●	●														実験終了
46	人工ゼオライトを用いた水質浄化実験	浸透ろ過型実験施設	中部電力㈱	ろ過・吸着																実験終了
47	実環境下におけるポーラスコンクリートによるヨシ植栽実験	水路型浄化実験施設	立命館大学			●														実験継続
48	CFRP強化透水性コンクリートを用いた人工湧水浄化実験	水路型浄化実験施設	日鉄コンポジット㈱	ろ過																実験終了
49	人工ゼオライトを混入したコンクリートブロックによる水質浄化実験	水路型浄化実験施設	中部電力㈱	吸着他																実験終了
50	浚渫土を利用したヨシ原復元実験	深池型浄化実験施設	㈱フジタ			●														実験終了
51	園芸植物およびリサイクルろ過材を利用した資源循環型水質浄化実験	浅池型浄化実験施設	関西電力㈱	植生浄化他																実験終了
52	浅池型浄化施設における水質浄化特性実験	浅池型浄化実験施設	(財)琵琶湖・淀川水質保全機構	植生浄化					○											実験継続

※●:実験分類が「底質改善」または「生態関連」に該当する実験 ◎:実験結果が直接実用化された実験 ○:実験結果などが浄化手法や維持管理方法などにフィードバックされた実験

5. 水質浄化施設

全国には、多くの河川や湖沼があり、さまざまな水質問題を抱えている。たとえば、急激な人口増加により生活排水が増え、それによる水質汚濁が進行しているところがそうである。また、工場の排水による汚染が進行しているところや、水流が変化し植物プランクトンが異常繁殖したところなど、水質汚濁のパターンには様々なものがある。

ここでは、実際の河川や湖沼における水質汚濁対策として設置された、水質浄化施設についてまとめた。

5.1 Biyoセンターの成果を反映した水質浄化施設

Biyoセンターでは平成9年7月の開設以来、多くの水質浄化に関する実験を行い、その実験成果が実施に反映されたものがある。これら施設は、表 5-1 のように全国各地にあり、水質浄化施設として稼動している。

5.2 全国の主な浄化施設

全国各地では、水質浄化に関するさまざまな取り組みがなされている。

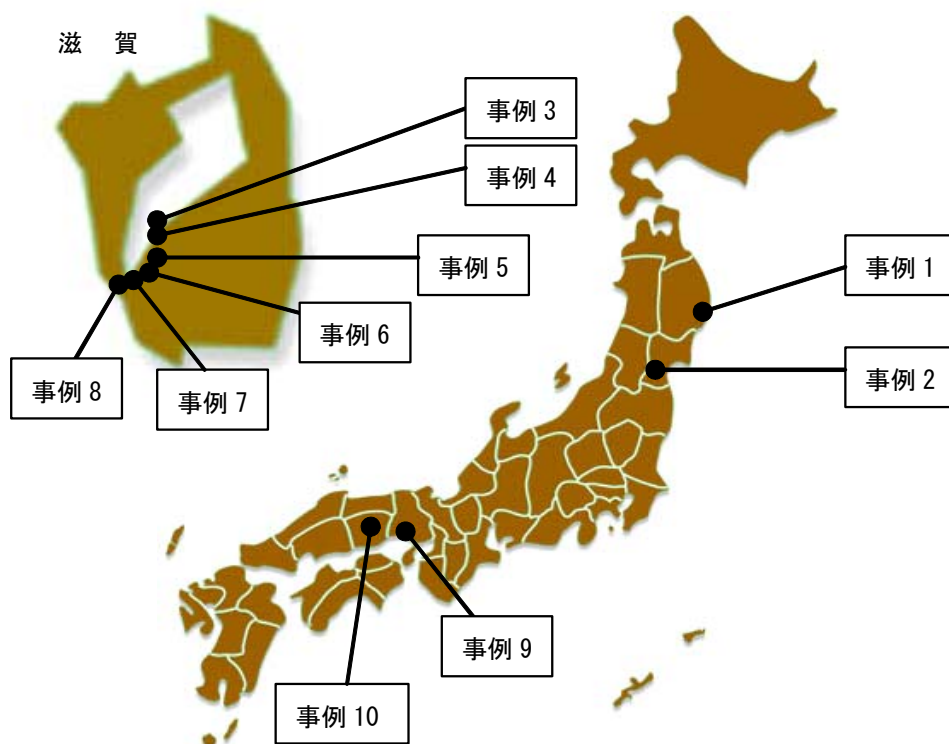
国土交通省は、平成5年度から平成12年度にかけて、「水環境改善緊急行動計画（清流ルネッサンス21）」を施行されてきた。清流ルネッサンス21では、全国の30地点を対象としてさまざまな取り組みがなされ、河川環境の改善効果が表れてきている。

また、平成13年から計画目標年度を10年以内として、「第2期水環境改善緊急行動計画（清流ルネッサンスⅡ）」を推進し、全国22地点を対象として、水環境改善に関する取り組みがなされている。

清流ルネッサンスのような水質浄化に関する取り組みは、さまざまな形で行われており、このような取り組みにより、全国各地には、多くの水質浄化施設が設置されている。ここでは、水質浄化施設でも特に、Biyoセンターの実験コンセプトでもある「自然の浄化能力を生かした水質浄化」に取り組んでいる主な施設について示す。(表 5-12)。全国には、それぞれの水域の特徴に応じて多くの種類の水質浄化施設がある。水質浄化施設を大別すると、接触酸化（礫間接触、ひも状接触材、プラスチック成型品の接触材など）、植生浄化施設（浮島、湿地など）、土壌浄化施設（多段型、土壌トレンチ型など）、循環装置があるが、最も多く採用されているのは接触酸化による水質浄化方法であった。

表 5-1 Biyo センターの成果を反映した水質浄化施設

事例	浄化施設名	設置場所	該当する実験
事例 1	綾里川ダム貯水池水質保全システム	岩手県 大船渡市	(38) 高効率酸素溶解水による底質・水質改善実験
事例 2	釜房ダム水質保全総合管理システム	宮城県 仙台市	(38) 高効率酸素溶解水による底質・水質改善実験
事例 3	木浜内湖浄化施設	滋賀県 守山市	(33) 太陽エネルギーを用いたひも状接触材方式浄化実験
事例 4	守山川浅池型植生浄化施設	滋賀県 守山市	(16) 浅池型植生浄化実験
事例 5	Biyo センター限外ろ過施設	滋賀県 草津市	(34) 限外ろ過膜(UF 膜)ろ過実験
事例 6	山寺川市街地排水浄化施設	滋賀県 草津市	(1) 土壌浄化実験
事例 7	土壌浄化施設	滋賀県 草津市	(1) 土壌浄化実験
事例 8	FF クリーナー	滋賀県 栗東市	(19) 路面排水処理施設の検討実験
事例 9	バイオフィン	兵庫県 播磨町	(41) 湧昇循環方式を用いた水質・底質の改善実験
事例 10	百間川藤原浄化施設	岡山県 岡山市	(35) 自然循環方式浄化実験




○事例1 綾里川ダム貯水池水質保全システム（岩手県 大船渡市）

設置者：岩手県大船渡地方振興局

水にたくさんの酸素を溶解した水（高濃度酸素溶解水）を底層に送り、底層の溶存酸素濃度を高くし、底泥からのマンガンなどの溶出を抑制するようにしている。

表 5-2 施設の諸元（綾里川ダム）

項目	摘要	
貯水池規模	総貯水容量 486,000m ³ （うち底層容量 30,000m ³ ）	
排出量	12m ³ /h	
開設年月日	平成 17 年 4 月	
目標水質	T-Mn 0.05mg/L (水質基準に関する省令；厚生労働省令第百一号適用)	
水質調査結果	平成 15 年 8 月底層水（施設設置前） T-P 0.023mg/L T-Mn 2.3mg/L 平成 17 年 8 月底層水（施設設置後） T-P 0.017mg/L T-Mn 0.83mg/L	

○事例2 釜房ダム水質保全総合管理システム（宮城県 仙台市）

設置者：国土交通省釜房ダム管理事務所

釜房ダム水質保全総合管理システムを構成する施設の1つとして底層の嫌気化抑制する役割を担っている。

表 5-3 施設の諸元（釜房ダム）

項目	摘要	
設置数	1基	
排出量	1,200L/min/台（吸気装置） 90m ³ /h（加圧ポンプ）	
出力	11kW（吸気装置）、15kW（加圧ポンプ） 0.2kW（酸素発生装置；PSA）	
電源	200V	
完成年度	平成 17 年 3 月	
その他	・稼動時期（4月～10月）・吐出水 DO 50～60mg/L ・底泥を巻き上げることなく底層に DO を供給できる	
ダム湖の水質	BOD:0.9mg/L COD:2.3mg/L SS:8mg/L T-N:0.62mg/L T-P:0.019mg/L (平成 17 年度ダムサイト全層平均)	


水質保全総合管理システム

○事例3 木浜内湖浄化施設（滋賀県 守山市）

設置者：滋賀県南部振興局

クリーンエネルギーであるソーラー発電を動力源として、水を流動させ、生物膜付着ひも状接触材を用いて、水質浄化を行う施設である。

表 5-4 施設の諸元（木浜内湖）


項目	摘要	
対象	木浜内湖湖水	
浄化方式	太陽エネルギーを用いたひも状接触材方式	
供用開始	平成14年6月	
通水量	300m ³ /日	
対象水質	COD 6.0mg/L、SS 17mg/L、T-N 1.42mg/L、 T-P 0.177mg/L	
処理水質	COD 3.3mg/L、SS <1mg/L、T-N 0.79mg/L、 T-P 0.050mg/L	

○事例4 守山川浅池型植生浄化施設（滋賀県 守山市）

設置者：滋賀県南部振興局

赤野井湾流入河川である守山川の汚濁負荷を削減するためクレソンを用いた浄化を行っている。

表 5-5 施設の諸元（守山川）


項目	摘要	
対象	守山川の支川	
浄化方式	浅池型植生浄化	
供用開始	平成13年6月	
通水量	637m ³ /日	
規模	幅7.5m×長さ15m、勾配0.5%が4本	
対象水質	COD 5.3mg/L、SS 15mg/L、T-N 1.11mg/L、 T-P 0.166mg/L	
処理水質	COD 5.1mg/L、SS 2mg/L、T-N 0.47mg/L、 T-P 0.096mg/L	

○事例5 Biyoセンター限外ろ過施設 (Biyoセンター内)

設置者：滋賀県

Biyoセンターにおける日常管理に必要な水を確保するために、この限外ろ過膜の浄化性能を活かし、実験後引き続きセンターの生活用水用施設として利用している。

表 5-6 施設の諸元 (Biyoセンター)

項目	摘要	
対象	葉山川河川水	
浄化方式	限外ろ過	
供用開始	平成10年4月	
通水量	14.4m ³ /日	
対象水質	COD：原水 1.8~8.3mg/L、SS：原水 2.8~78.6mg/L T-N：原水 0.6~2.3mg/L、T-P：原水 0.04~0.29mg/L	
処理水質	COD：除去率 43%、SS：除去率 92% T-N：除去率 14%、T-P：除去率 73%	

○事例6 山寺川市街地排水浄化施設 (滋賀県 草津市)

設置者：滋賀県湖南中部流域下水道事務所

降雨初期に流出する汚濁物質濃度が比較的高い市街地排水（雨水）を一次貯留施設に貯めて、懸濁物質を沈殿させ、その上澄み水を接触酸化施設や植生を利用した各浄化施設に通水し浄化する。

表 5-7 施設の諸元 (山寺川)

項目	摘要				
対象	草津 2-6 号雨水幹線 (建設当時の幹線名)				
開設年月日	平成 15 年 9 月				
処理量	7,200m ³ /降雨				
施設名	貯留兼沈殿	接触酸化	植生浄化		土壌浄化
規模	W12×L24×H4.5m ×5池	W0.5×L144×H1.2m ×3池	W7×L20×H0.5m×4池 W9×L20×H0.5m×2池 W1×L25×H0.6m×16水路	W10×L20×H1.6m ×4池	
通水量(夏)	10m ³ /秒	640m ³ /日・池	120m ³ /日・池		
(冬)	10m ³ /秒	400m ³ /日・池	75m ³ /日・池		75m ³ /日・池
滞留時間	約 12 時間	約 2 時間	池：40分	水路：60分	約 1 日
					

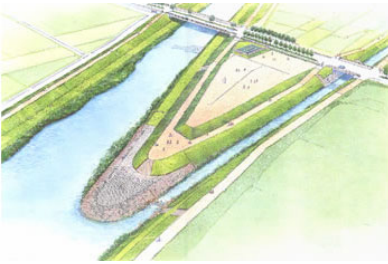
○事例7 土壤浄化施設（滋賀県 草津市）

設置者：国土交通省琵琶湖河川事務所

琵琶湖流入河川の草津川と北川合流点に主に河川水中の T-P 除去を目的として設置された施設である。

表 5-8 施設の諸元(北川)

項目	摘要	
浄化方式	土壤浸透型（赤玉土使用）	
供用開始	平成 14 年 4 月	
通水量	2,160m ³ /日	
規模	前処理施設	土壤浄化施設
系列数	幅 11m×長さ 17.1m ×深さ 3.7m	707m ² 、655m ² 、深さ 1.2m
通水方法	25m ³ /m ² /日	1.6m ³ /m ² /日
使用ろ材	横流方式	上向流方式
リン除去率	65%以上（計画）	
リン除去量	0.03kg/日（計画）	




○事例8 FFクリーナー（滋賀県 栗東市）

設置者：滋賀県

初期降雨時に発生する路面排水を貯留・浄化する施設で、実験的に 14 基が道路脇に設置されている。

表 5-9 施設の諸元(県道側溝)

	処理前水		処理後水		除去率
	範囲	平均	範囲	平均	
COD	7.2~70.0 mg/L	33.1 mg/L	3.5~18.0 mg/L	8.9 mg/L	73.1%
T-N	0.90~7.75 mg/L	3.75 mg/L	0.60~3.65 mg/L	1.93 mg/L	48.5%
T-P	0.055~0.433 mg/L	0.196 mg/L	0.007~0.072 mg/L	0.019 mg/L	90.3%




○事例9 バイオフィアン（兵庫県 播磨町）

設置者：播磨町

石ヶ池は、生活排水の流入があるため夏季にアオコが発生し、住民からの苦情が多くありました。そこで、石ヶ池には、回転径 2m のバイオフィアンが 3 基設置され、水を流動させることで水質保全に努めている。

表 5-10 施設の諸元(石ヶ池)

項目	摘要
浄化対象	石ヶ池面積（10,000m ² 、平均水深およそ 3m）
浄化方式	バイオフィアン（B-25ws）による湧昇循環流方式
供用開始	平成 15 年 3 月
施設規模	回転径 2.0m、設置台数 3 基
循環水量	15,800m ³ /日
対象水質	COD 18mg/L、SS 38mg/L、T-N 1.6mg/L、T-P 0.13mg/L



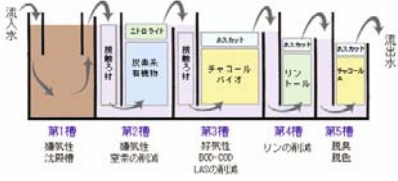
○事例10 藤原浄化施設（岡山県 岡山市）

設置者：国土交通省岡山河川事務所

藤原浄化施設は、百間川に流入する用水路水を取水し浄化する施設である。

表 5-11 施設の諸元(百間川)

項目	摘要
対象河川	百間川流入水路（藤原樋門および鎗田樋門）
浄化方式	自然循環方式（四万十川方式）
供用開始	平成 15 年 4 月
通水量	164.2m ³ /日（0.0019m ³ /sec）
滞留時間	およそ 4.7 時間
規模	W：9.2m×L：20.4m×H：5.9m
対象水質	計画値 BOD 25mg/L 実測値 BOD 藤原樋門 9.8mg/L 鎗田樋門 16.5mg/L （平成 15 年 4 月～平成 18 年 3 月までの平均値）
処理水質	計画値 BOD 3.0mg/L（除去率 87.8%） 実測値 BOD 1.8mg/L （平成 15 年 4 月～平成 18 年 3 月までの平均値）



浄化工程（出典：東洋電化工業(株)HP）

表 5-12 全国の主な浄化施設

接触酸化施設				植生浄化施設			
No.	施設名		浄化対象	No.	施設名		浄化対象
1	荒川礫間浄化施設	宮城県	荒川(伊豆沼・内沼)	36	清明川河口植生浄化施設	茨城県	霞ヶ浦
2	本矢場川浄化施設	栃木県	矢場川(渡良瀬川)	37	土浦ピオパーク	茨城県	霞ヶ浦
3	上矢場川浄化施設	栃木県	矢場川(渡良瀬川)	38	植生回復浄化施設	茨城県	霞ヶ浦
4	下矢場川浄化施設	栃木県	矢場川(渡良瀬川)	39	湖内湖植生浄化施設	茨城県	霞ヶ浦
5	大堀川礫間接触酸化施設	千葉県	大堀川(手賀沼)	40	手賀沼ピオトープ	千葉県	手賀沼
6	高根川接触酸化浄化施設	千葉県	高根川	41	大門ダム植生浄化施設	山梨県	大門ダム
7	古ヶ崎浄化施設	千葉県	坂川(江戸川)	42	木場潟ふれあいパーク	石川県	木場潟
8	名都借都市下水道水質浄化施設	千葉県	名都借都市下水道	43	河北潟生態系活用生活水質浄化施設	石川県	河北潟
9	越谷浄化施設	埼玉県	綾瀬川(江戸川)	44	西阿閉地区 水質保全施設	滋賀県	琵琶湖
10	古綾瀬川浄化施設	埼玉県	綾瀬川(江戸川)	45	竜王南部地区 水質保全施設	滋賀県	琵琶湖
11	伝右川浄化施設	埼玉県	伝右川	46	赤野井湾木浜地区水質保全事業	滋賀県	琵琶湖
12	横手堀浄化施設	埼玉県	毛長川	47	帝釈寺川水耕浄化施設	福岡県	寺内ダム
13	稗田川浄化施設	愛知県	稗田川(油ヶ淵)	48	嘉島・鰻水質実験施設	熊本県	加勢川
14	東隅田川浄化施設	愛知県	東隅田川(油ヶ淵)	土壌浄化施設			
15	切間川浄化施設	愛知県	切間川(油ヶ淵)	49	袋川浄化施設	栃木県	袋川(渡良瀬川)
16	長田川浄化施設	愛知県	長田川(油ヶ淵)	50	桑納川における浄化施設	千葉県	桑納川(印旛沼)
17	桑原川浄化施設	岐阜県	桑原川	51	尺岳川浄化施設	福岡県	尺岳川(遠賀川)
18	境川河川浄化施設	岐阜県	境川	52	熊添川浄化施設	福岡県	熊添川(遠賀川)
19	鳥羽木炭浄化施設	京都府	桂川	複合型浄化施設			
20	鳥羽礫間浄化施設	京都府	桂川	53	南角田地区水質浄化施設	北海道	夕張川水系
21	天神川浄化施設	京都府	天神川	54	古川水質浄化施設	秋田県	古川(雄物川)
22	城井井堰浄化施設	奈良県	佐保川(大和川)	55	水の公園	茨城県	利根川水系
23	曾我川浄化施設	奈良県	曾我川(大和川)	56	佐鳴湖接触酸化施設	静岡県	佐鳴湖
24	飛鳥川浄化施設	奈良県	飛鳥川(大和川)	57	大戸川生活排水浄化実験施設	三重県	大戸川
25	富雄川浄化施設	奈良県	富雄川(大和川)	58	川並地区 水質保全施設	滋賀県	余呉湖
26	大和川上流浄化施設		大和川	59	新旭地区 水質浄化施設	滋賀県	琵琶湖
27	大和川下流浄化施設		大和川	60	浮舟地区水質保全事業	滋賀県	琵琶湖
28	居立川浄化施設	福岡県	居立川(遠賀川)	61	井上川浄化施設	高知県	井上川
29	建花寺川浄化施設	福岡県	建花寺川(遠賀川)	62	佐田川浄化施設	福岡県	寺内ダム
30	清水・番田浄化施設	福岡県	清水樋門他(遠賀川)	水質汚濁予防対策など			
31	帝釈寺川河道部浄化施設	福岡県	寺内ダム	63	紫外線浄化施設	茨城県	霞ヶ浦
植生浄化施設				64	高山ダム内水質浄化施設	京都府	高山ダム
32	アソ原浄化池	北海道	チャランケ川(春採湖)	65	室生ダム内水質浄化施設	奈良県	室生ダム
33	アソ原浄化池	北海道	柏木川(春採湖)	66	大濠公園	福岡県	大濠池
34	アソ原による浄化施設	北海道	網走川(網走湖)				
35	ヨシ原浄化施設	栃木県	渡良瀬遊水地				

5.3 水質浄化施設の傾向

全国の水質浄化施設について調査を行い、Biyo センターの成果を用いた施設とその他の施設で合計 82 施設を確認することができた。これらの施設に関するデータをさまざまな角度から整理した。

全国的に最もよく用いられている浄化手法は、接触酸化であり、全体の 48% を占めていた。また、植生浄化については 22%、土壌浄化については 6% という結果であった。通水量の平均値では接触酸化が最も多く、およそ 52,700m³/日 (0.60m³/sec) であった。その以外では、植生浄化 36,900m³/日 (0.43m³/sec) 土壌浄化約 21,200m³/日 (0.25m³/sec)、複合型は約 10,700m³/日 (0.12m³/日) であった。(図 5-1)。

建設単価 ((1 年間の通水量) により算出した単位通水量あたりの建設費 (事業費)) は、接触酸化施設では 406.9 円/m³、植生浄化施設では 246.7 円/m³、土壌浄化施設 425.1 円/m³、複合型施設 158.8 円/m³ という結果であった。(図 5-2)。

また、維持管理単価 (施設の維持管理にかかる費用 (1 年間)) は、接触酸化 10.3 円/m³、植生浄化 4.6 円/m³、土壌浄化 4.2 円/m³、複合型 11.4 円/m³ であり、接触酸化や複合型の施設において、維持管理単価が高い傾向であった。(図 5-3)。

浄化能力を汚濁負荷削減量 (BOD) で比較すると、接触酸化、土壌浄化の削減量が高い傾向であった。これは、接触酸化や土壌浄化は、都市下水路のような高負荷原水を浄化対象とした規模の大きな施設が多いことが要因であると思われる。(図 5-4)。

今回、表記した水質浄化施設の大まかの傾向としては、生活排水による水質汚濁が著しく、浄化目的が BOD や SS の場合、接触酸化施設が多く、その中でも特に礫間接触酸化施設が多い傾向にあった。また、水質浄化とともに水環境に関する啓発を目的とした施設では、植生浄化施設が選択される傾向にある。

さらに、閉鎖性水域の富栄養化の防止も目的として、T-P の除去も計画した施設では土壌浄化施設が多い傾向にあり、閉鎖性水域において、植物プランクトンの増殖を抑制することを目的とした施設では、曝気循環が多く採用されている。

水質浄化を行うには、施設の設置とともに、その維持管理が重要である。水質浄化方法ごとに必要な主な維持管理作業を表 5-13 に示す。

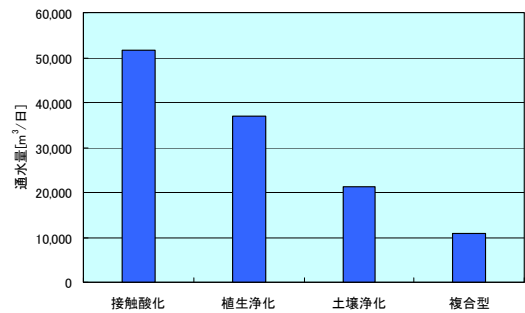


図 5-1 1日あたりの処理量 (平均値)

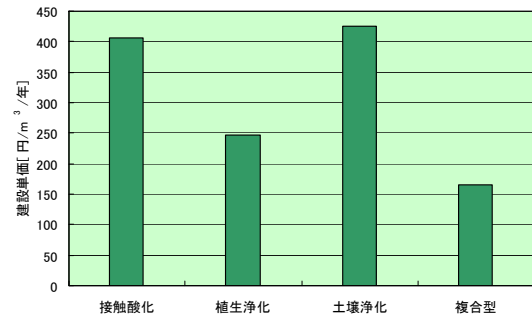


図 5-2 建設単価の平均値

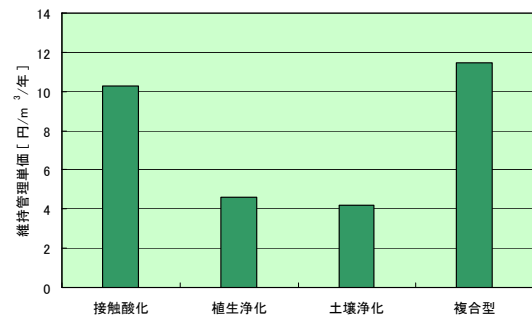


図 5-3 維持管理単価の平均値

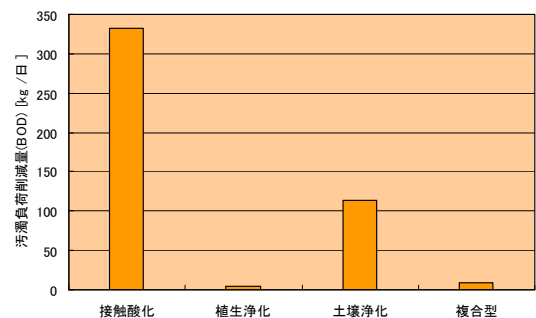


図 5-4 汚濁負荷削減量 (BOD) の平均値

表 5-13 主な維持管理作業

浄化方法	主な維持管理作業
接触酸化施設	曝気装置のメンテナンス、接触材の洗浄、汚泥の引き抜き、流入部のゴミの除去など
植生浄化施設	植物の手入れ、汚泥の処理、流入部のゴミの除去など
土壌浄化施設	土壌の閉塞に対する対応（土壌の交換など）、流入部のゴミの除去など
曝気循環	装置のメンテナンスなど

接触酸化施設や曝気循環施設では、施設の運用後は専門の業者に作業を依頼しなければ行えないものがほとんどであり、運用するには、一定の費用が必要となる。また、植生浄化施設では、維持管理内容としては、一般の方にも行っていただけることが多く、地域ぐるみで施設の運用を行うことができる。また、土壌浄化施設は、他の施設に比べ、維持管理作業量が少ないと思われるが、浄化しているうちに浄化効果が低下し、土壌の入れ替えを行うことが必要となることがあり、場合によっては、この土壌の入れ替えに多額の費用がかかることになる。

これらを整理すると、水質浄化施設を選定するには、

- ①除去した水質項目（BOD、SS、T-N、T-Pなど）
- ②除去したい量（目標処理水質）
- ③浄化方法
- ④維持管理体制および費用
- ⑤建設費

などを中心に検討し、効率的な水質浄化が図れるような体制を整える必要がある。

調査担当者

財団法人琵琶湖・淀川水質保全機構

実験センター所長

北澤 賢治

実験センター研究員

和田 浩幸

その他実験の概要

平成19年度：琵琶湖・淀川水質浄化共同実験センターにおいて実施中および継続している実験の概要

平成19年11月現在

	実験名	実験区分	実施年度	実験施設 調査場所	実験内容
1	沈水植物群落の水質浄化機能の評価実験	共同実験 滋賀県立大学	H19	水路型浄化実験施設	小型の隔離水界を用い、水草の植栽区と非植栽区での水質の変化、水草・付着藻類の生長量を経時的に測定するとともに、最終測定では水草の現存量、動物プランクトン等の現存量の把握を行う。
2	珪藻の増殖を目的とした湖沼・河川におけるケイ酸濃度制御方法に関する実験	共同実験 (株)ニュージェック	H19	深池型浄化実験施設 浅池型浄化実験施設	透水性が高く、ケイ酸の溶出能力に優れ、窒素成分の吸着能力のある材料を用いた簡易浸透堤に浸透させた処理水を実験施設に通水し、植物プランクトン等の変化を追跡する。
3	タナゴ類の増殖実験	共同実験 ぼてじゃこトラスト	H19	深池型浄化実験施設	希少なタナゴ類とその産卵基質となる二枚貝を同所的に飼育し、タナゴ類の増殖実験を試み、タナゴ類と二枚貝の関係(産卵基質としての適性、選択性)を把握する。
4	低濃度リン除去材と機能性木炭を用いた水質浄化実験	共同実験 同和工営(株)	H19	浅池型浄化実験施設	濃度リン除去材と機能性木炭を使用して、河川水中のリン及び硝酸性窒素を簡単な水路式で同時に吸着除去するフィールド実験を行う。
5	自然循環方式浄化実験	共同実験 (株)東洋電化工業	H13～H19	自然循環方式浄化実験施設	各槽に塩ビ製接触ろ材、脱窒材料、また木炭や鉱物等の自然素材を加工したろ材を充填し、ろ材に付着した微生物の働きによる水質浄化効果を調査する。
6	新規アルミニウム系化合物によるリン連続回収実験	共同実験 近畿大学	H19	その他敷地	完全にリサイクル可能なアルミニウム系化合物を用いて、富栄養化の原因物質であると考えられているリンをリン酸イオンという形態で回収することを目的に実験・検討を行う。

啓 発 活 動

平成 18 年度実験センター見学者実績

実験センターでは、流域内の住民や関係機関への水質浄化事業の広報および水質浄化に係わる教材として、水質浄化の原理や生態系の創出工程を学べる場としての役割が期待されていることから、各依頼に応じて見学を行っている。

平成 18 年度実験センター見学に関するデータを図 1 に示す。

平成 18 年度の総見学者数は 793 人であり、最も多かったのは海外研修であった。

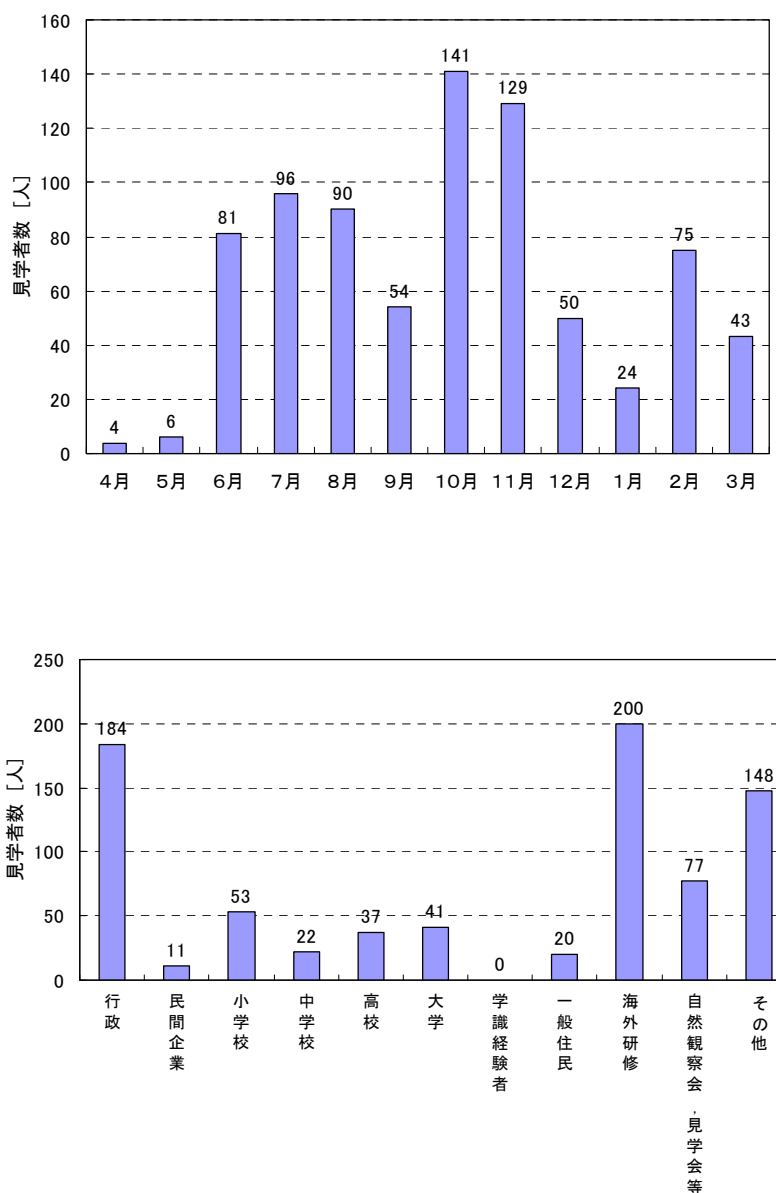


図 1 実験センター見学者の状況

平成18年度 自然観察会

1. 目的

魚類や昆虫等水辺の生き物の観察を通して、参加者の水辺環境に対する興味・関心を高める。また、琵琶湖・淀川水質浄化共同実験センター（以下、Biyoセンターとする）の水質浄化施設としての特色や、ビオトープとしての役割を生かすことで、Biyoセンターの活動PRを行うことを目的とする。

2. 実施内容

(1) 主催

国土交通省近畿地方整備局、滋賀県、独立行政法人水資源機構関西支社、財団法人琵琶湖・淀川水質保全機構

(2) 日時

■第1回：平成18年7月22日（土） 9：30～12：00

■第2回：平成18年8月26日（土） 9：30～12：00

(3) プログラム

第1回は滋賀県立琵琶湖博物館の中井主任学芸員に講師として来ていただき、魚の観察を実施した。また、第2回としてNPO法人自然回復を試みる会 ビオトープ孟子の有本理事に講師として来ていただき、昆虫の観察を実施した。

時 間	第1回(魚の観察) 講師：中井先生 (琵琶湖博物館)	第2回(昆虫の観察) 講師：有本先生 (NPO法人ビオトープ孟子)
9：00～9：30	受付(出席確認、資料配付)	受付(出席確認、資料配付)
9：30～9：40	開会(挨拶)	開会(挨拶)
9：40～10：00	Biyoセンターの魚類と水路について説明(中井先生) 魚の採集方法について学習	Biyoセンターの昆虫類について説明(有本先生) 昆虫の採集方法について学習
10：00～11：20	魚の採集	昆虫の採集
11：20～11：40	観察	観察
11：40～11：50	講評(中井先生)	講評(有本先生)
11：50～12：00	閉会・アンケート記入	閉会・アンケート記入

3. 参加状況

第1、2回の参加者数は、延べ77名（内小学生以下47名）であった。

	福井	三重	滋賀	京都	大阪	兵庫	奈良	和歌山	合計	小学生以下
第1回 (参加実数)	0	0	18	4	6	6	5	0	39	(22)
第2回 (参加実数)	0	0	13	3	4	18	0	0	38	(25)

単位：人

4. 実施結果

4.1 魚の観察

(1) 実施地点

実施地点は図4-1に示すとおりである。

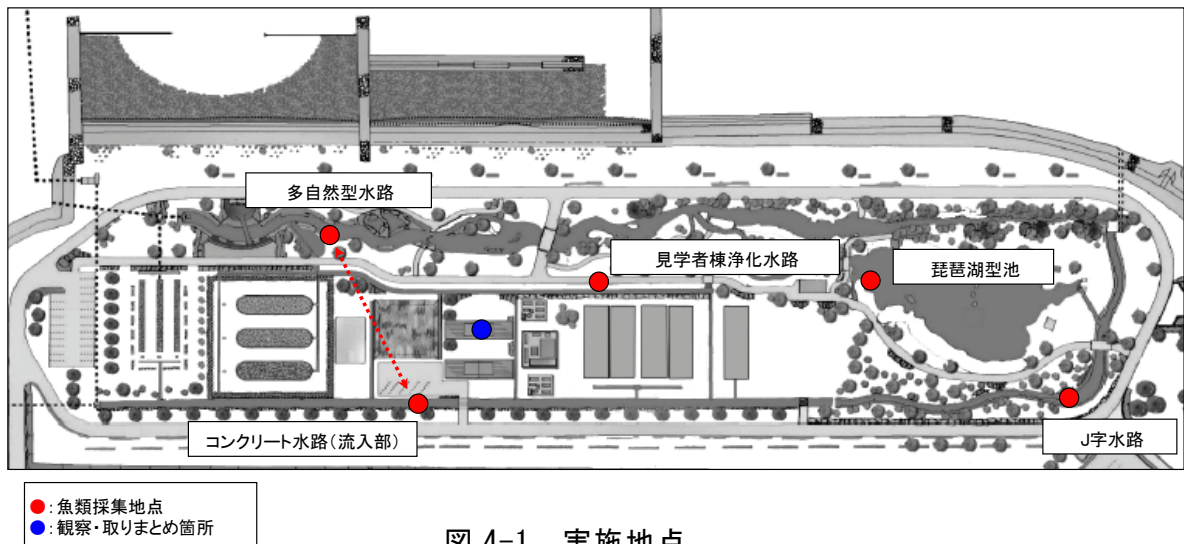


図4-1 実施地点

(2) 魚類の採集結果

タイリクバラタナゴ、オイカワ、タモロコ、ツチフキ、メダカ、ブルーギルなどが多く確認された（表4-1）。魚類の地点別採集状況は図4-2に示すとおりである。

*その他魚類：ニゴイ、ギンブナ、カネヒラ、モツゴ、スゴモロコ、カマツカ、ヌマムツ他

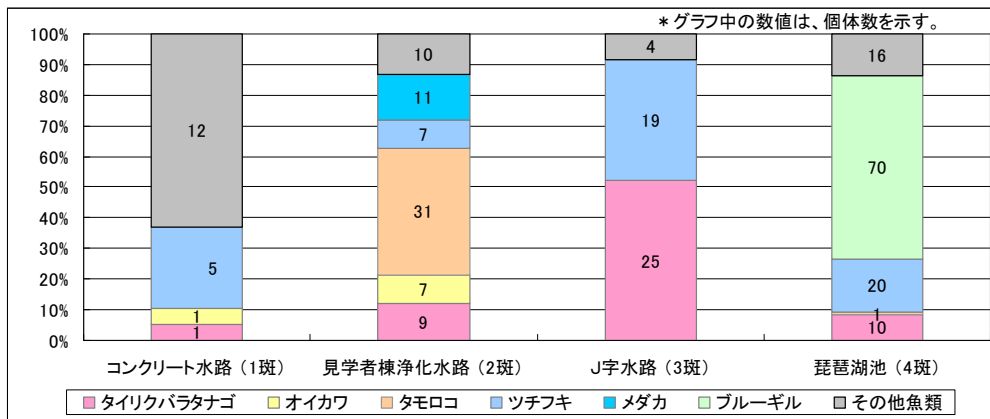


図4-2 採集結果

総数：15種・259匹

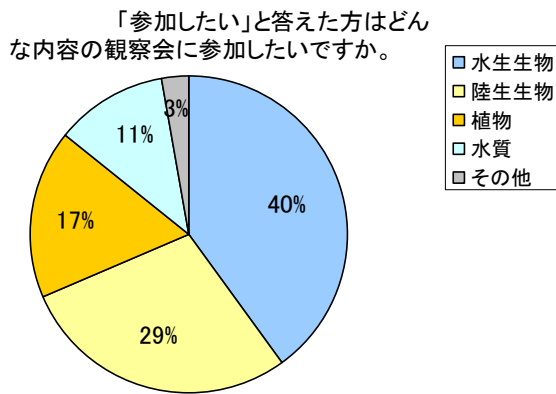
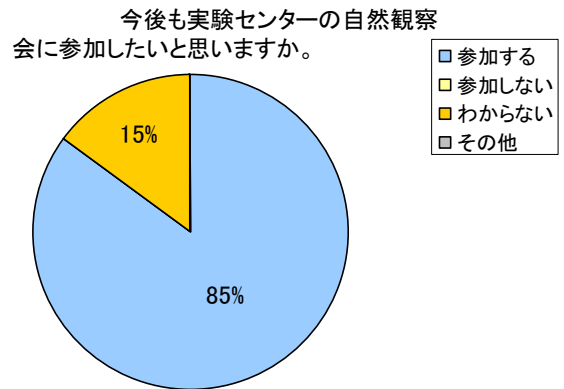
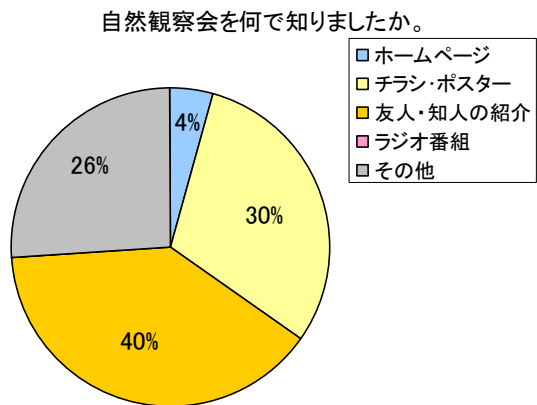
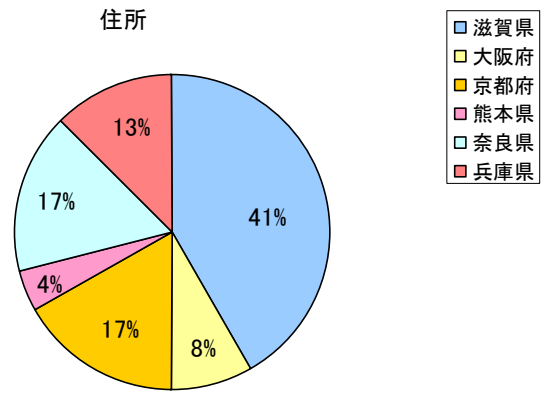
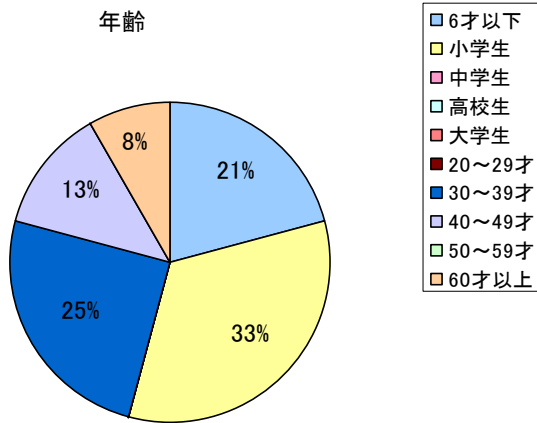
表 4-1 観察された魚類等

項目	観察された種	
魚類	コイ科	ギンブナ、カネヒラ、タイリクバラタナゴ、オイカワ、ヌマムツ、モツゴ、タモロコ、カマツカ、ツチフキ、ニゴイ、スゴモロコ
	メダカ科	メダカ
	サンフィッシュ科	ブルーギル
	ハゼ科	トウヨシノボリ、ビワヨシノボリ
		4科 15種
その他生物	ウシガエル(幼生)、アメリカザリガニ、テナガエビ、スジエビ、ヌマエビ、ヒメタニシ、チリメンカワニナ、タテボシガイ、イトトンボ科(幼生)	

(3) アンケート調査結果

アンケート調査結果は図 4-3 に示すとおりである。参加者 39 名のうち 24 名のアンケートを回収し、回収率は約 6 割であった。アンケートの結果を以下にまとめた。

- 年齢層は、6 歳以下から 60 歳以上まで広い年齢層の参加が得られたが、中学生から大学生を含む 10 代から 20 代の年齢層の参加はみられなかった。全体として、小学生以下の子供を連れた家族での参加が多かった。
- 参加者は滋賀県在住が 41% を占め、他に京都府、奈良県、兵庫県、大阪府等からの参加があった。
- 広報については、友人・知人の紹介が 40% と最も多く、次いでチラシ・ポスターで知った人が 30% であった。その他 26% のほとんどは、BYQ からの案内ハガキによるものであった。
- 今後も Biyo センターの自然観察会に参加したいと答えた人は 85% で過半数を超えた。参加したいと答えた人の中では、観察の内容として水生生物を希望した人が 40% と最も多く、次いで陸生生物 29%、植物 17%、水質 11% であった。
- 参加した動機について整理すると、「子供に経験・体験させたい」、「琵琶湖の生態系・魚に関心があった」、「以前参加して楽しかった」がそれぞれ 6 人、5 人、6 人であった。
- 意見・感想として、「自然にふれあうことが少ないため子供が感心を示した」、「自由に採取できて楽しい」、「湖に対するいろいろな取り組みをされていることが痛感できた」、「いろいろな場所にいる生きものが違うことがわかった」等があげられた。また、要望として、『水質』だけでなく、『多自然』や『交流』活動をもっと期待している」であった。



意見・感想

主な内容
●いろいろな場所での生き物が違うことがわかった(小学生)。●自然に触れることが少ないため子供が関心を示した(30代)。●「水質」だけでなく、「多自然」や「交流」活動を期待している。●自由に採取できて楽しい(40代)。●スタッフの方が親切な方ばかりでよかった(30代)。●湖に対するいろいろな取り組みをされていることが痛感できた(40代)。●ブラックバスやブルーギルは減っていることを知った(小学生)。●いつもひっこみじあんの子供が大喜びで参加していました。楽しい体験で私自身も夢中になりました(30代)。

自然観察会に参加した動機

内容	人数
子供に経験・体験させたい。	6
琵琶湖の生態系・魚に関心があった。	5
以前参加して楽しかったから。	6
おもしろそうだから。	1

図 4-3 魚の観察 アンケート結果

4.2 昆虫の観察

(1) 実施地点

実施地点は図 4-4 に示すとおりである。

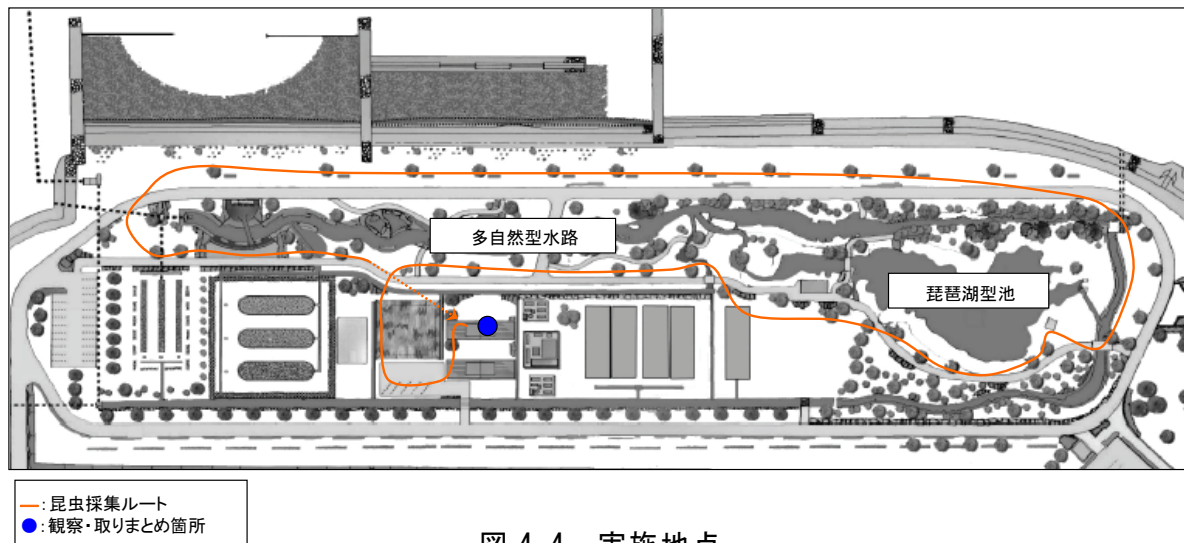


図 4-4 実施地点

(2) 昆虫類の採集結果

昆虫採集の結果、トンボ目、バッタ目、チョウ目を中心として、7目44種の昆虫が観察することができた。観察された昆虫は、表 4-2 に示すとおりである。

表 4-2 観察された昆虫

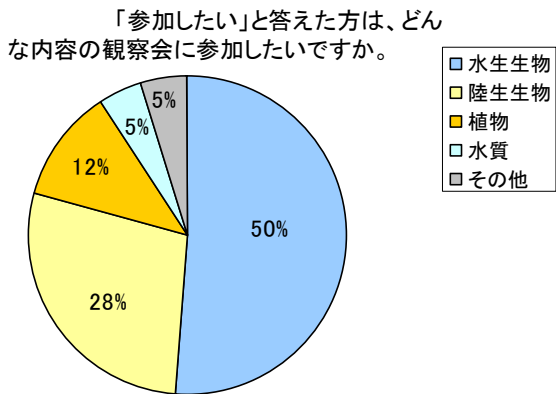
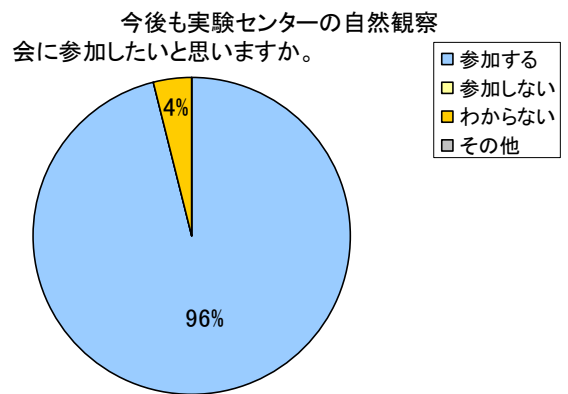
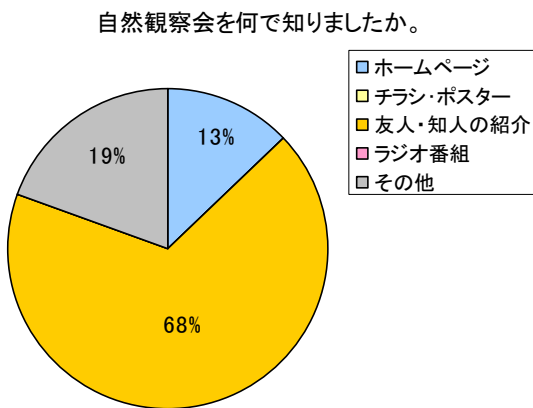
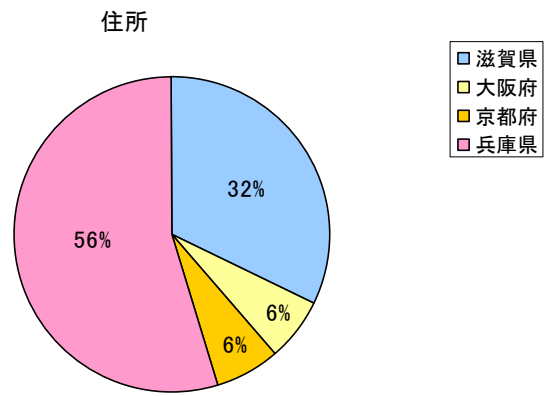
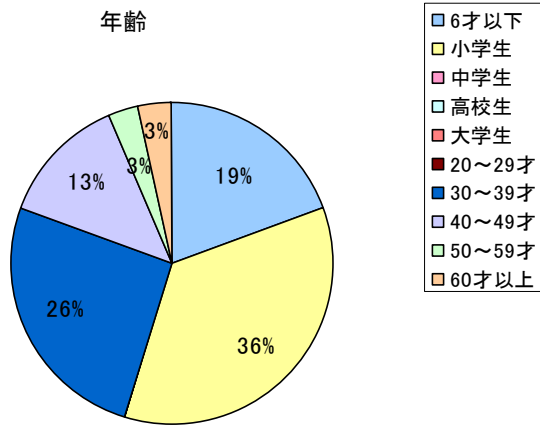
No.	目	確認種リスト	No.	目	確認種リスト
1	トンボ	クロイトトンボ	23	コウチュウ	コアオハナムグリ
2		セスジイトトンボ	24		シロテンハナムグリ
3		オオイトトンボ	25		コフキコガネの一種
4		アオモンイトトンボ	26	ハエ	コウヤツリアブ
5		ウチワヤンマ	27		クロバネツリアブ
6		ギンヤンマ	28	チョウ	イチモンジセセリ
7		シオカラトンボ	29		チャバネセセリ
8		ウスバキトンボ	30		アオスジアゲハ
9		コシアキトンボ	31		アゲハ
10	カマキリ	カマキリ科の一種	32		キアゲハ
11		バッタ	エンマコオロギ		33
12	オンブバッタ		34		キチョウ
13	ショウリョウバッタ		35		モンシロチョウ
14	クルマバッタモドキ		36		ツバメシジミ
15	イボバッタ		37		ベニシジミ
16	コバネイナゴ		38		ヤマトシジミ
17	ツユムシの一種		39	コムラサキ	
18	ササキリの一種		40	ツマグロヒョウモン	
19	クダマキモドキの一種		41	ヒメアカタテハ	
20	カメムシ		クマゼミ	42	シヤクガ科の一種
21		アブラゼミ	43	ヤガ科の一種	
22		ツクツクボウシ	44	ヒトリガの一種	
合計		7目44種			

(3) アンケート調査結果

アンケート調査結果は図 4-5 に示すとおりである。38 名の参加者のうち 31 名のアンケートを回収し、回収率は約 8 割であった。

アンケートの結果を以下にまとめた。

- 年齢層は、6 歳以下から 60 歳以上まで広い年齢層の参加が得られたが、中学生から大学生を含む 10 代から 20 代の年齢層の参加はみられなかった。全体として、小学生以下の子供を連れた家族での参加が多かった。
- 参加者は兵庫県在住が 56%と最も多く、次いで滋賀県が 32%、大阪府、京都府が 6%であった。
- 広報については、友人・知人の紹介が 68%と最も多く、次いでホームページが 13%であった。ホームページ及びその他の内訳は、BYQ の案内によるものがほとんどであった。
- 今後も Biyoセンターの自然観察会に参加したいと答えた人は 96%で過半数を超えた。参加したいと答えた人の中では、観察の内容として水生生物を希望した人が 50%と最も多く、次いで陸生生物 28%、植物が 12%であった。
- 参加した動機について整理すると、「以前参加して楽しかったから」というリピーターが 9 名と多く、次いで「子供に経験・体験させたい」、「琵琶湖の生態系、生物に関心があった」がそれぞれ 6 名、5 名であった。
- 意見・感想として、「これからも続けてほしい」、「色々な生き物が豊富に生きられる環境を維持しないといけないと思った」、「あとで説明していただいて、よくわかりました。これからも観察会に参加したいと思います」といった感想の他、「開催を秋季にするとよい。夏休みの後半の開催だと自由研究もすでに完成しているので、夏休みにこだわる必要はない」といった意見があった。



自然観察会に参加した動機

内容	人数
子供に経験・体験させたい。	6
琵琶湖の生態系・生物に関心があった。	5
以前参加して楽しかったから。	9
その他	3

意見・感想

主な内容
●これからも続けてほしい(40代)。●子供達がとても楽しく自然の昆虫に触れてよい経験をさせて頂きました(30代)。●色々な生き物が豊富に生きられる環境を維持しないといけないと思った(30代)。●虫取り楽しかったです。あとで説明していただいて、よくわかりました。これからも観察会に参加したいと思います。とんぼについても話も勉強になりました(30代)。●開催を秋季にするとうい。夏休みの後半の開催だと、自由研究もすでに完成しているので、夏休みにこだわる必要はない(30代)。

図 4-5 昆虫の観察 アンケート結果

5. まとめ

Biyoセンターにおける自然観察会は、今年度で8回目の開催を迎えている。平成11年度（1回目）から平成13年度（3回目）は、植物観察や魚類観察を通して、広く琵琶湖・淀川流域の住民への啓発活動を実施し、平成14年度（4回目）は環境教育の指導者となる人を対象に魚類の参加型調査を実施し、平成15年度（5回目）から平成18年度（8回目）は、は地元の講師を招いての魚類、昆虫、植物や川の音観察を実施し、各年度とも広い年齢層、地域からの参加が得られ、さらに参加者からも多くのよい評価を頂き、成果を得てきた。

今年度は、7月～8月の各月1回の計2回実施した。

今年度の1回目は継続して実施されている魚類観察を、2回目は平成15年度、平成17年度に次いで3回目となる昆虫観察を実施した。魚類観察は琵琶湖博物館の主任学芸員である中井主任学芸員に、昆虫観察はNPO法人ビオトープ孟子理事の有本氏に講師としてご協力頂き、有識者による地域の自然、身近な自然を対象とした特色ある自然観察会を実施することができた。

また、夏休み中に開催したということもあり、「子どもに体験させたい」という理由で参加した保護者の方が多く、学校教育において平成14年度より『総合的な学習の時間』が設置されたことにより、本観察会のような環境学習の場の必要性が高まっていることが伺えた。

今後も、Biyoセンターではこのような啓発活動を継続し、地域の方々や教育関係者と連携をもちながら琵琶湖の環境保全に関心のある人々の活動の拠点となり、住民参加による調査や子供たちへの環境教育が持続的に行えるような環境づくりや情報発信をおこなっていくこととする。

【観察会の状況】

◆魚の観察



◆昆虫の観察



【自然観察会 参加者募集チラシ】

Biyoセンター『自然観察会』参加募集

第1回 平成18年7月22日(土) 魚の観察

第2回 平成18年8月26日(土) 昆虫の観察

時間: 9:30~12:00(受付9:00から) (第1回、2回共通)

場所: 琵琶湖・淀川水質浄化共同実験センター(Biyoセンター)

住所: 滋賀県草津市志那町地先

内容: Biyoセンターの水路、池に生息する魚(第1回観察会)や昆虫(第2回観察会)をみんなで採集して観察します。

募集人数: 各先着50名(第1回、2回共通) (小学生以下は保護者同伴)

参加費: **無料**



■持ち物・服装

水の中に入りますのでぬれてもよい服装・靴(長靴、サンダル)、帽子、タオル、天候によりカッパ等の雨具、水筒



Biyoセンターの水路や池で魚や昆虫を採集して観察しませんか?

琵琶湖・淀川水質浄化共同実験センター(Biyoセンター)には、生き物がすめる「ビオトープ」として整備した多自然型水路や琵琶湖型池があります。また、Biyoセンターは琵琶湖にも面しているという立地条件もあり、移ろいゆく四季の中で多くの動植物を目にすることができます。

主催:(財)琵琶湖・淀川水質保全機構、国土交通省近畿地方整備局、滋賀県、(独)水資源機構関西支社
協力:滋賀県立琵琶湖博物館



データ

葉山川の水質・底質および農業排水路の水質データ

実験センターでは実験原水として、主に葉山川河川水を使用している。

葉山川の水質調査結果を図 1 に示す。葉山川は琵琶湖南湖東岸の各流入河川の水質と比較すると平均的な水質である。

また、表 1 に葉山川の底質調査結果を示す。

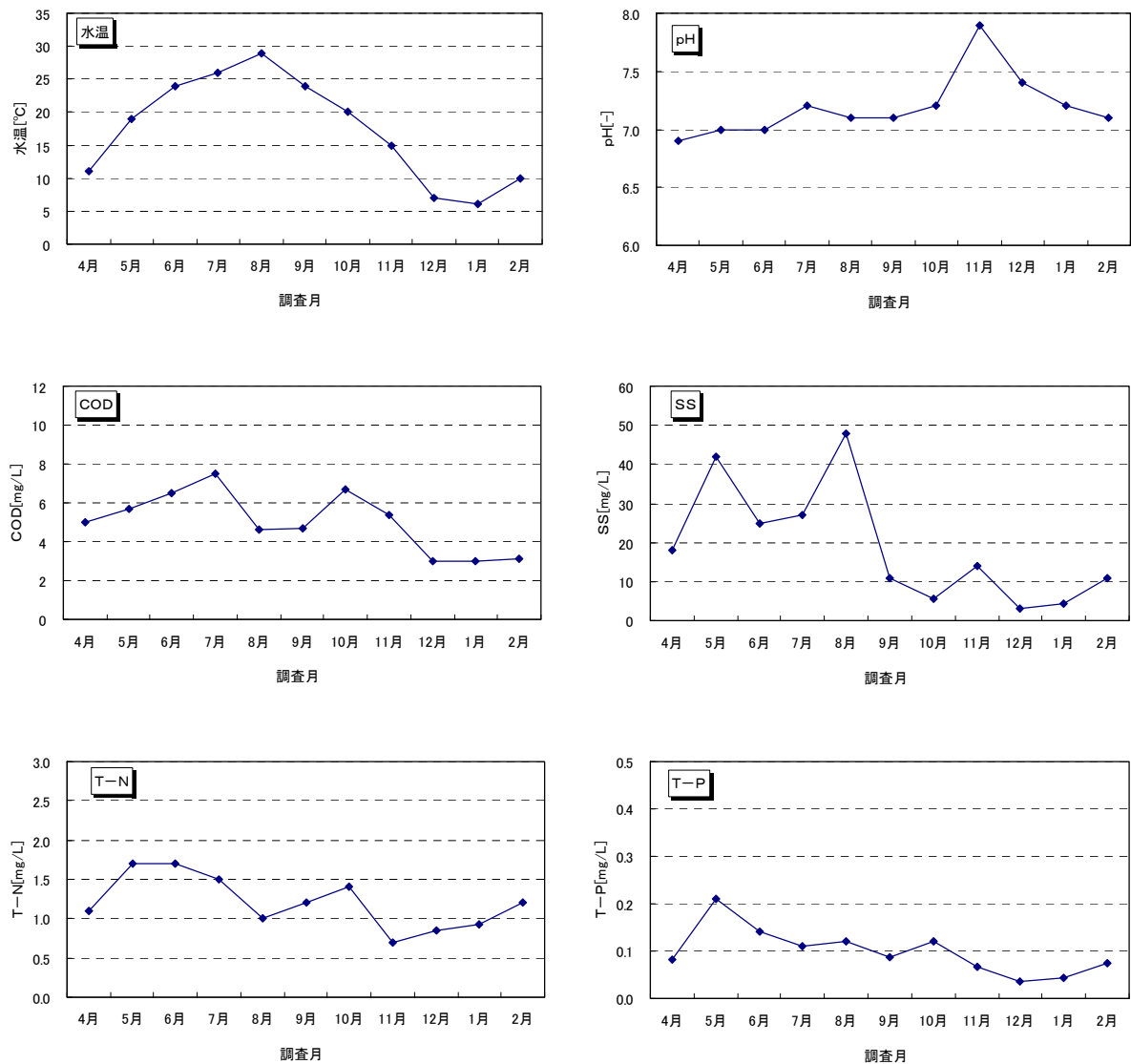


図 1 葉山川水質調査結果（平成 18 年度）

表1 葉山川の底質調査結果（平成18年度）

採取日	気温 (°C)	泥温 (°C)	T-N (mg/g)	T-P (mg/g)	T-C (mg/g)	強熱減量 (%)	備考
08月23日	33.0	30.5	5.3	1.8	54.3	14.9	
02月22日	12.0	10.0	7.6	2.6	123	23.1	

また、必要に応じて実験原水として使用している農業排水路の水質調査結果を図2に示す。農業排水路の水は主に田植えの時期に流出する代掻き水の浄化効果を検証する実験などに使用している。

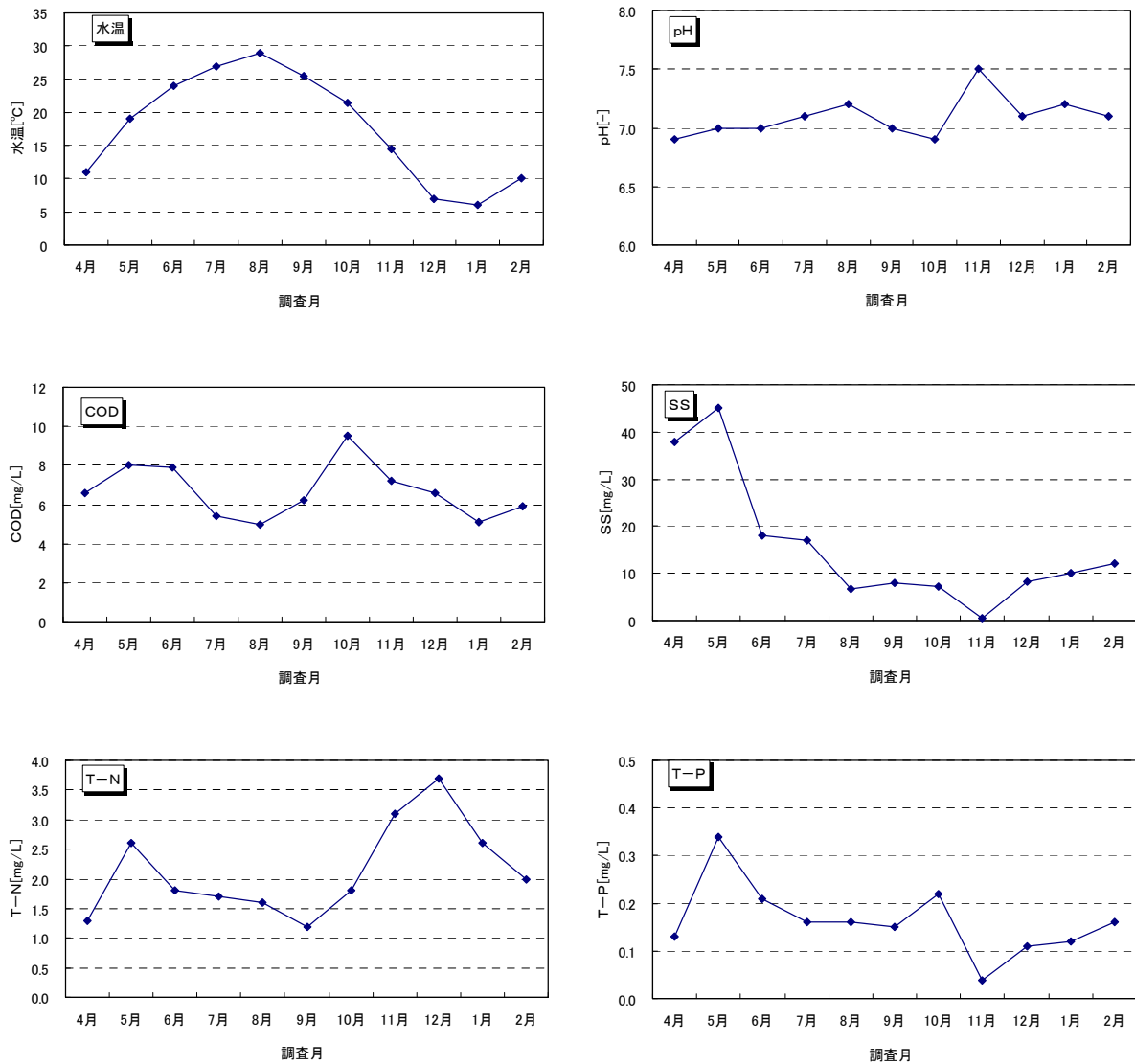


図2 農業排水路の水質調査結果（平成18年度）