

7. 水質浄化資材の実用化プロジェクト実験（その2）

1. 目的

河川等の水質を悪化させる汚濁物質は、粒子状の懸濁物とイオン等の溶解物に大別される。水処理とは水に含まれる汚濁物質を要求される水質（環境基準等）まで浄化する方法である。

水処理には、処理方法（物理的、化学的、物理化学的、生物学的）に応じて多様な水質浄化資材が開発され用いられている。

近年、環境に対する意識の向上と共に良質（高性能、汎用性、安価）な水質浄化資材が求められており、これらのニーズは環境産業として脚光を浴びている。

本実験は、環境産業を育成するのに先立ち、滋賀県特有の産業を応用することによって開発された水質浄化資材の河川水等に対する浄化能力をフィールド実験によって確認することを目的とする。

2. 実験条件

本年度実験では、水路型実験施設のうち水路1、水路2を用いて実験を行った。実験施設には葉山川河川水をポンプ取水し通水した。

表 2-1 実験施設諸元

系列名	2 水路
規模	幅 2 m 長さ 24 m (有効長 22 m) 深さ 0.9 m (水深 0.5m)
通水量	24 m ³ /日・水路
通水方式	横流方式
水質浄化資材	①バイオリアクター・脱リン材 ②多孔質セラミックス ③フローティングプランター ④炭素系水質浄化資材 ⑤光触媒担体

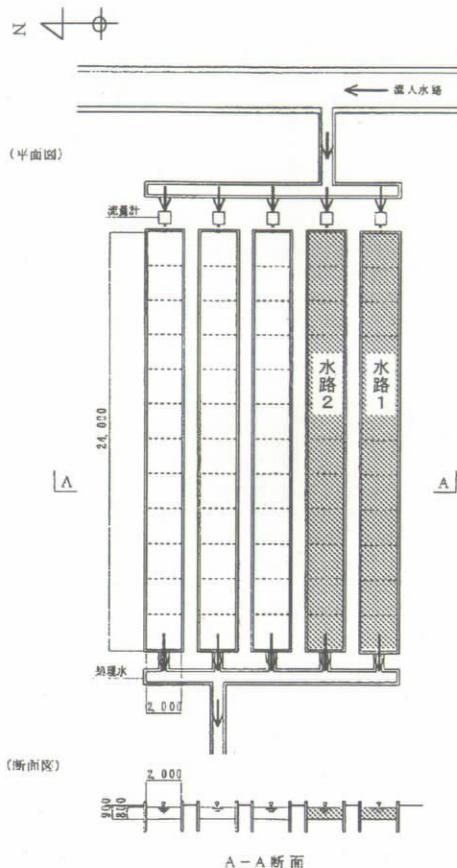


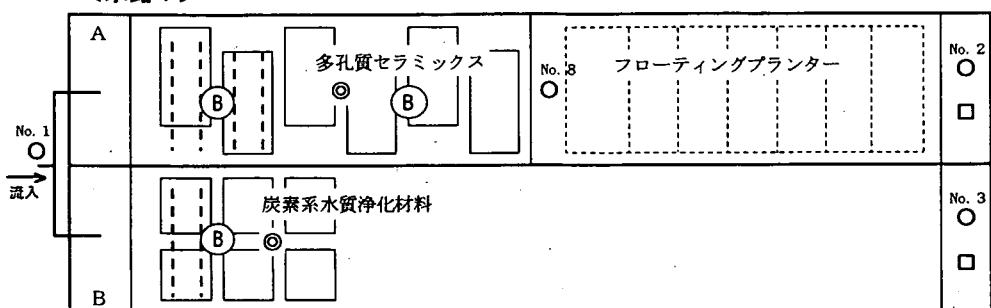
図 2-1 水路型浄化実験施設構造

表 2-2 実験施設諸元

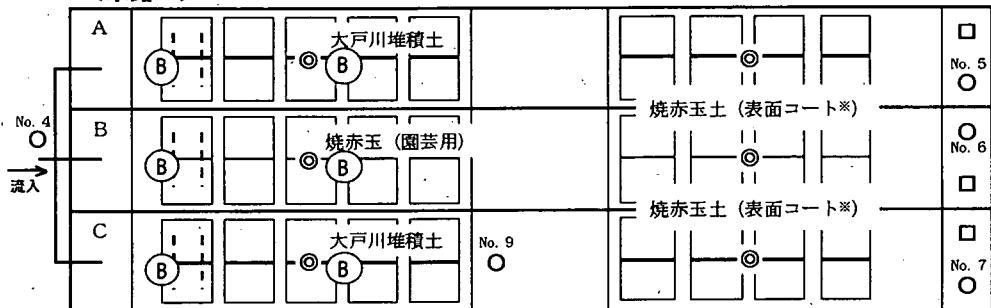
水路	1-A		1-B	2-A		2-B		2-C		
浄化資材名	多孔質セラミックス	フローティングプランター	炭素系水質浄化材料	大戸川堆積土	焼赤玉(表面コート)	赤玉土(園芸用)	赤玉土(表面コート)	大戸川堆積土	焼赤玉(表面コート)	光触媒担体(2酸化チタン)
浄化資材充填量(m ³)	2.3	7.48	4.18	0.84	0.70	0.84	0.70	0.84	0.70	0.18

注) フローティングプランターの充填量単位はm²である。

<水路1>



<水路2>

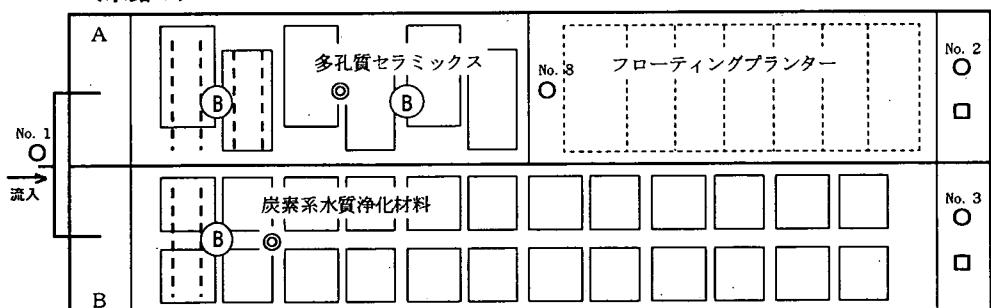


凡例

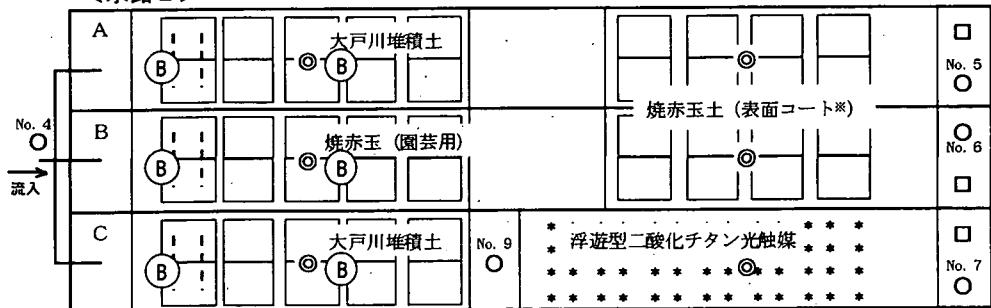
注) 水路への藻類の繁殖を抑制するためフローティングプランター以外の箇所はヨシズにて遮光した。
 ※表面コート: セメント廃泥 + 鉄粉 + リモナイト (水酸化鉄)

図 2-2 水質浄化材の配置模式図 (入換前: 5月~7月)

<水路1>



<水路2>



凡例

注) 水路への藻類の繁殖を抑制するためフローティングプランター以外の箇所はヨシズにて遮光した。
 ※表面コート: セメント廃泥 + 鉄粉 + リモナイト (水酸化鉄)

図 2-3 水質浄化材の配置模式図 (入換後: 8月以降)

3. 水質分析

3.1 1-A水路（多孔質セラミックス、フローティングプランター）

1-A水路に設置された多孔質セラミックスおよび、フローティングプランターについて以下に示す浄化特性が確認された。

3.1.1 多孔質セラミックス

表 3-1 多孔質セラミックスの浄化効果

S S	<ul style="list-style-type: none"> ○平均すると流入水質、43.67mg/l から流出水質 1.50mg/l と 85.3% の除去性能が見られた。 ○S S の除去方法としては、沈降、凝集、ろ過、スクーリング等がある。多孔質セラミックスの場合は、S S が衝突と沈降することで水から分離除去されたものと推察される。
C O D および D-C O D	<ul style="list-style-type: none"> ○C O Dについては、平均で流入水質 5.77mg/l から流出水質 4.25mg/l と 20.6% の除去性能が見られた。 ○溶解性C O Dについては、平均で流入水質 3.53mg/l から流出水質 3.70mg/l と 25.9% の水質悪化が見られた。 ○河川水に含まれるC O Dは腐植に由来するフミン質と言われている。フミン質にはフミンやフルボ酸等があり懸濁物や溶解物の形態を取っている。 C O Dは除去されているがD-C O Dが除去されていないのは主として懸濁態のC O DがS Sと共に除去されたためと推察される。
B O D	<ul style="list-style-type: none"> ○平均すると流入水質 2.35mg/l から流出水質 1.20mg/l と 60% の除去性能が見られた。 ○B O Dは生物学的方法に除去することが可能なため、各種の生物膜法が安価で有効な方法である。本実験では、多孔質セラミックスの多孔に微生物が繁殖したため代謝反応によって除去されたと推察される。
T-F e	<ul style="list-style-type: none"> ○平均すると流入水質 26.5mg/l に対して流出水質 0.17mg/l と 96% の除去性能が見られた。

多孔質セラミックスは、その形状から以下の2つの水質ろ過効果が期待される。

①沈着効果

②生物学的水質浄化効果

沈着効果は、懸濁態物質が多孔質セラミックスに直接衝突し沈降することで発揮される。この効果を最大限得るために、通水方法を最適化することで多孔質セラミックスと水の接触面積と時間を最大にすることが必要である。

生物学的水質浄化効果は多孔に微生物が付着し繁殖することでもたらされる。付着する微生物は環境に最も順応した種が優先種となり、水温等の影響も受けるため安定した浄化効果を得ることは難しい。

3.1.2 フローティングプランター

表 3-2 フローティングプランターの浄化効果

NO ₃ -N	<ul style="list-style-type: none"> ○平均すると流入水質 1.013mg/l に対して流出水質 0.885mg/l と 12.6% の除去効果が見られた。 ○窒素は植物にとってリンおよびカリウムと共に三大要素とも言われる最も多量に必要とする栄養素である。実験で NO₃-N の除去効果が見られたのは主にフローティングプランターに植栽されたミントによるものと推察される。
T-P および D-T P	<ul style="list-style-type: none"> ○T-Pについては平均して流入水質 0.066mg/l に対して流出水質 0.067mg/l と除去効果は見られなかつたが、詳細に見るとミントの繁殖時期と思われる 8 月 11 日はリンの除去率が良好 (39.0%) であった。 ○リンの除去効果が見られたのは、ミントに栄養素として吸収されたためと推察される。
PO ₄ -P	<ul style="list-style-type: none"> ○平均すると流入水質 0.0238mg/l に対して流出水質 0.0188mg/l と 21.0% の除去効果が認められた。 ○D-T P の平均除去量 0.0089mg/l に対して PO₄-P の平均除去量は、0.005mg/l と 56.2% は PO₄-P の形態であった。 ○PO₄-P は pH によっては H₂PO₄²⁻、H₂PO₄⁻、H₃PO₄ 等の形態となるが、栄養塩として植物に利用されやすい特徴がある。実験で除去効果が認められたのは、ミントに吸収されたためと推察される。

フローティングプランターは、水に浮かべることができる。
プランターに植物を植栽し、主として以下の水質浄化効果を期待するものである。

- ①根圏による SS の捕集
- ②T-N や T-P 等、植物成長に必須な元素の吸収除去

今回の実験で SS に対して明確な除去性能が見られなかつたのはフローティングプランターへの流入水が多孔質セラミックスによる処理を受けた水であることに起因すると推察される。

植物は成長時には栄養塩を吸収するため T-N や T-P 等の水質浄化効果が認められるが、枯死すると逆に、溶出してくるので使用可能な時期に関して詳細に調査することが必要である。

3.2 1-B 水路（炭素系水質浄化材料）

1-B 水路に設置された炭素系水質浄化材料について確認された水質浄化効果を表 3-3に示す。

表 3-3 炭素系水質浄化材料の浄化効果

S S	<ul style="list-style-type: none"> ○平均すると流入水質 35.7mg/l から流出水質 5.6mg/l と 74.5% の除去性能が見られた。 ○S S は、沈降やスクーリング等、物理的方法によって除去できるため水質汚濁物質の中でも比較的除去が容易な項目である。今回の実験で除去性能が見られたのは S S が炭素系水質浄化材料に衝突し、沈降分離したためと推察される。
B O D	<ul style="list-style-type: none"> ○平均すると流入水質 3.0mg/l から流出水質 1.9mg/l と 35.2% の除去性能が見られた。 ○浄化効果が見られたのは炭素系水質浄化材表面に付着した微生物によるものと推察される。
T - P	<ul style="list-style-type: none"> ○平均すると流入水質 0.166mg/l から流出水質 0.093mg/l と 43.2% の除去性能が見られた。 ○溶解性 T - P (D - T P) では除去性能が認められず、T - P が除去されたのは懸濁態の T - P が S S と共に除去されたためと推察される。
T - F e	<ul style="list-style-type: none"> ○平均すると流入水質 2.0mg/l から流出水質 0.5mg/l と 65.8% の除去性能が見られた。

現在、用いられている水質浄化材料の中で炭素系水質浄化材料としては活性炭が挙げられる。

活性炭は、生物学的あるいは物理、化学的方法でも分離できない微量溶解性有機物 (D - C O D 等) を除去するために用いられている (表 3-4および表 3-5 参照)。活性炭は、内部に $10^{-7} \sim 10^{-3} \text{ cm}$ ($10 \sim 100000 \text{\AA}$) の細孔が無数とも思えるほど存在し、表面積が $500 \sim 1500 \text{ m}^2/\text{g}$ と大きいため吸着剤として優れた性能を発揮する。

実験で D - C O D に対して明確な除去性能は見られなかったが比表面積等から活性炭と比較していくことが必要と推察される。

表 3-4 粒状炭による上水処理

所 在	館力 (m ³ d ⁻¹)	吸着塔	型式	活性炭層型 (m)	粒度 (ミクニ)	流速 (m h ⁻¹)	S _V (L h ⁻¹)	処理目的	カーボン交換までの期間	カーボン使用量	逆洗頻度
Buckingham	9,000	2.4mΦ×8本	圧入	0.9	18×60	12	12~14	土臭除去	4年	1.5mg/L	1回/週
Goleta	10,000	3.6mΦ×4本	圧入	2.4	14×40	15	6~7	脱臭(TO20→0)	3.5年	7mg/L	—
Nitro(W.Va)	60,000	×10池	開放	0.75	14×40	2.4~4.8	3~6	脱臭(TO20→3以下) 除濁(濁度1~5→0.01)	再生炉あり (再生して3~6mg/L)	60~120mg/L	1回/4日
DelCity	20,000	3床 22m ² ×8池	開放	0.9	8×30	4.8	5~6	脱臭、除濁	—	—	1回/40時間
Montecito	1,500	2.25mΦ×1本	圧入	2.4	—	15	6~7	脱臭(TO7.4→1.7) 除濁(濁度5.4→1.5)	2年以上	8mg/L以下	1回/2日

表 3-5 活性炭吸着による排水・下水処理例

処理能力 (m ³ d ⁻¹)	型式	吸着槽			流速 (m h ⁻¹)	S _V (L h ⁻¹)	逆洗	再生炉能力 (td ⁻¹) (再生ロス)	固液比	運転実績(mg/L)
		塔径	塔高 (充填層高)	粒度 (ミクニ)						
石油精製工場	16,000 (12槽+フレル)	固定層 《ヨクリー-1槽 3.6m×3.6m	7.8(3.9)	8×30	4.8	1.2	1日1回 〔数分間〕	3.85	0.024%	《COD (炭化水素) 250~450→37以下
染色加工工場	2,000	移動層(1塔) 3mΦ	8(—)	12×40	—	1.3~1.6	な し	1.1	—	—
下水処理 Lake Tahoe	30,000	移動層 (8塔+フレル) 3.6mΦ	7.2(4.2)	8×30	—	1.3~4	な し	(5%)	30~40kg/ 1,000m ³ -水	《COD 30~60→3~16 ABS 1.1~2.9→0.05以下 色度10~30→5
下水処理 Pomana	1,000	固定層 (4塔シ-ズ) 1.8mΦ	4.9(2.8)	16×40	1.6	1.5	第1塔 毎日1回	1.0 (7~10%)	40~50kg/ 1,000m ³ -水	《SS 9→0.6 COD 43→10 色度28→3

3.3 2-A 水路（大戸川堆積土、焼赤玉土：表面コート*）

*セメント排泥+鉄粉+リモナイト（水酸化鉄）

2-A 水路に設置された大戸川堆積土および焼赤玉土：表面コートについて確認された水質浄化効果を表 3-6 示す。

表 3-6 大戸川堆積土、焼赤玉土：表面コートの浄化効果

S S	<ul style="list-style-type: none"> ○平均すると流入水質 38.2mg/l から流出水質 7.0mg/l と 68.7% の除去性能が見られた。 ○河川からの S S は植物プランクトンや生物膜等の有機質と砂質等の無機質に大別される。 S S が除去されたのは粒径が比較的大きく水質浄化材と接触する機会が多かったためと推察される。
B O D	<ul style="list-style-type: none"> ○平均すると流入水質 3.1mg/l から流出水質 2.2mg/l と 25.9% の除去性能が見られた。 ○水質浄化材の表面に繁殖した生物膜によって生物学的に除去されたと推察される。
T - F e	<ul style="list-style-type: none"> ○平均すると流入水質 1.5mg/l から流出水質 0.7mg/l と 43.6% の除去性能が見られた。

水質汚濁物質として主に問題となる C O D および T - N 、 T - P を除去するためには、イオン交換等化学的効果も付加されることが重要である。

今回の実験では C O D や T - N 、 T - P に対して明確な除去性能は見られなかった。S S に対する除去性能は見られたことから懸濁態物質が多い場所での使用は可能性があると推察される。

3.4 2-B 水路（焼赤玉土：園芸用、焼赤玉土：表面コート[※]）

※セメント排泥+鉄粉+リモナイト（水酸化鉄）

2-B 水路に設置された焼赤玉土：園芸用および焼赤玉土：表面コートについて確認された水質浄化効果を表 3-7 に示す。

表 3-7 焼赤玉土：園芸用、焼赤玉土：表面コートの浄化効果

S S	<ul style="list-style-type: none"> ○ 平均すると流入水質 38.2mg/l から流出水質 7.0mg/l と 65.2% の除去性能が見られた。 ○ 赤玉土は団粒であるため、通水により S S が衝突、沈降することが要因として推察される。
B O D	<ul style="list-style-type: none"> ○ 平均すると流入水質 3.1mg/l から流出水質 2.0mg/l と 32.8% の除去性能が見られた。 ○ 赤玉土の表面に生物膜が形成されたことに加えて、イオン交換能によって除去されたと推察される。
T - P および D - T P	<ul style="list-style-type: none"> ○ T - P は平均すると流入水質 0.183mg/l から流出水質 0.091mg/l と 40.3% の除去性能が見られた。 ○ D - T P は平均すると流入水質 0.045mg/l から流出水質 0.038mg/l と 4.8% の除去性能が見られた。 ○ 土壌には、鉄やアルミが多く含まれている。リンは鉄やアルミと反応して不溶化することから水酸化鉄や水酸化アルミニウムによる化学的不溶化が推察される。

赤玉土は、団粒構造に由来する S S 等の沈降分離と表面のイオンによる C O D 成分等のイオン交換による除去が水質浄化機構として推察される。

したがって、除去性能を向上させるには通水方法や滞留時間等の運用方法を検討する必要がある。

3.5 2-C水路（大戸川堆積土、浮遊型二酸化チタン光触媒）

2-C水路に設置された大戸川堆積土および浮遊型二酸化チタン光触媒について、以下に示す浄化特性が確認された。

3.5.1 大戸川堆積土

表 3-8 大戸川堆積土の浄化効果

S S	○平均すると流入水質 21.3mg/l から流出水質 5.8mg/l と 63.4% の除去性能が見られた。 ○大戸川堆積土に S S が衝突して沈降することによる沈降分離効果と推察される。
B O D	○平均すると流入水質 2.3mg/l から流出水質 1.2mg/l と 49.8% の除去性能が見られた。 ○大戸川堆積土の表面に形成された生物膜の効果によるものと推察される。
T O C	○平均すると流入水質 3.4mg/l から流出水質 2.85mg/l と 11.1% の除去性能が見られた。 ○B O D と同様に生物膜による生物学的作用によるものと推察される。
T - F e	○平均すると流入水質 1.5mg/l から流出水質 0.42mg/l と 68.1% の除去性能が見られた。

3.5.2 浮遊型二酸化チタン光触媒

表 3-9 浮遊型二酸化チタン光触媒の浄化効果

T-P および D-T P	○ T-P は平均すると流入水質 0.08mg/l から流出水質 0.07mg/l と約 12.5% の除去性能が見られた。 ○ 光触媒による水質の浄化は主に酸化・還元反応によるものであり、T-P および D-T P が除去されたのは微生物が栄養塩類として吸収したためと推察される。
大腸菌群数	○ 平均すると流入水質 $5,100\text{MPN}/100\text{ml}$ から流出水質 $2,160\text{MPN}/100\text{ml}$ と 49.8% の除去性能が見られた。
T-F e	○ 平均すると流入水質 0.42mg/l から流出水質 0.26mg/l と 79.4% の除去性能が見られた。

光触媒とは、半導体（酸化チタン等）の粉末を触媒とする光触媒反応を水質汚濁物質の分解に利用した技術である。

検討された例としては、水の完全分解反応による水素の製造、有機合成反応や CO_2 の還元・回収がある。

光触媒反応は有用な反応であるが、安定した反応を得るために表面の藻類繁殖防止など、周辺技術の開発も必要になると推察される。

4. 底質調査

底質の調査は、水路型実験施設を区切った計5本の水路の流末に堆積した汚泥を分析することで行った。

4.1 調査結果

表4-1に調査結果を示す。

表4-1 底質調査結果

水路1

項目	A 水路出口	B 水路出口	
試料採取場所	②	③	
汚泥量(kg)	—	—	
湿重量(kg)	—	—	
5月15日	乾燥重量(mg/g)	18	20
	強熱減量(%)	0.9	1.7
	COD(mg/g)	1.8	4.5
	T-N(mg/kg)	180	430
	T-P(mg/kg)	170	260
	汚泥量(kg)	—	—
	湿重量(kg)	—	—
8月24日	乾燥重量(mg/g)	25	33
	強熱減量(%)	8.8	10.3
	COD(mg/g)	33.8	33.4
	T-N(mg/kg)	3100	2900
	T-P(mg/kg)	1500	1300
	汚泥量(kg)	—	—
	湿重量(kg)	—	—
1月24日	乾燥重量(mg/g)	52	72
	強熱減量(%)	16.2	21.0
	COD(mg/g)	59.0	12.0
	T-N(mg/kg)	7200	3100
	T-P(mg/kg)	1400	240

(注)5月15日、8月24日とも底質は目視確認できなかった。

水路2

項目	A 水路出口	B 水路出口	C 水路出口	
試料採取場所	⑤	⑥	⑦	
汚泥量(kg)	—	—	—	
湿重量(kg)	—	—	—	
5月15日	乾燥重量(mg/g)	25	40	30
	強熱減量(%)	7.3	13.0	10.5
	COD(mg/g)	26.8	55.8	44.6
	T-N(mg/kg)	1500	3400	2700
	T-P(mg/kg)	750	1400	1200
	汚泥量(kg)	—	—	—
	湿重量(kg)	—	—	—
8月24日	乾燥重量(mg/g)	56	28	36
	強熱減量(%)	15.2	10.5	19.2
	COD(mg/g)	50.2	69.2	78.7
	T-N(mg/kg)	4700	4300	5800
	T-P(mg/kg)	2300	1800	1700
	汚泥量(kg)	—	—	—
	湿重量(kg)	—	—	—
1月24日	乾燥重量(mg/g)	42	61	58
	強熱減量(%)	13.5	15.3	19.3
	COD(mg/g)	45.0	52.0	85.0
	T-N(mg/kg)	4000	4300	6300
	T-P(mg/kg)	1000	840	560

(注)5月15日、8月24日とも底質は目視確認できなかった。

5. 付着物調査

付着物の調査は水質浄化材料の付着物を採取し、分析することで行った。
実験期間を通じて付着物の堆積量が少なかったため、水質浄化材を直接的に分析した。

5.1 調査結果

表 5-1に調査結果を示す。

水路 1

表 5-1 付着物調査結果

水路 2

項目	多孔質セラミックス	炭素系水質浄化材料	項目	大戸川 堆積土	焼赤玉土 (表面コート)	焼赤玉土 (園芸用)	焼赤玉土 (表面コート)	大戸川 堆積土	焼赤玉土 (表面コート)	浮遊型二酸化 チタン光触媒	
試料採取場所	水路 1-A	水路 1-B	試料採取場所	水路 2-A	水路 2-A	水路 2-B	水路 2-B	水路 2-C	水路 2-C	水路 2-C	
汚泥量 (kg)	—	—	汚泥量 (kg)	—	—	—	—	—	—	—	
湿重量 (kg)	—	—	湿重量 (kg)	—	—	—	—	—	—	—	
乾燥重量 (mg/g)	—	—	乾燥重量 (mg/g)	—	17	—	15	—	15	—	
月 31 日	強熱減量 (%)	—	月 31 日	強熱減量 (%)	—	4.6	—	4.4	—	4.1	—
COD (mg/l) ^{#1}	140	120	COD (mg/g)	—	0.2	—	0.2	—	0.2	—	
T-N (mg/l) ^{#1}	5.6	6.6	T-N (mg/kg)	—	200	—	150	—	210	—	
T-P (mg/l) ^{#1}	1.7	1.7	T-P (mg/kg)	—	100	—	130	—	110	—	
汚泥量 (kg)	—	—	汚泥量 (kg)	—	—	—	—	—	—	—	
湿重量 (kg)	—	—	湿重量 (kg)	—	—	—	—	—	—	—	
乾燥重量 (mg/g)	38	35	乾燥重量 (mg/g)	56	33	36	72	5.8	—	5.5	
月 24 日	強熱減量 (%)	12.5	月 24 日	強熱減量 (%)	15.2	10.5	19.2	27.6	4.7	—	4.9
COD (mg/g)	26	42	COD (mg/g)	0.7	0.2	0.2	2.9	3.4	—	3.1	
T-N (mg/kg)	3500	4500	T-N (mg/kg)	180	180	160	160	200	—	170	
T-P (mg/kg)	2300	2500	T-P (mg/kg)	160	150	140	210	180	—	150	
汚泥量 (kg)	—	—	汚泥量 (kg)	—	—	—	—	—	—	—	
湿重量 (kg)	—	—	湿重量 (kg)	—	—	—	—	—	—	—	
乾燥重量 (mg/g)	11	48	乾燥重量 (mg/g)	18	28	30	35	30	—	16	
月 24 日	強熱減量 (%)	0.2	月 24 日	強熱減量 (%)	1.1	4.4	3.5	4.6	4.0	—	0.4
COD (mg/g)	1.0	4.4	COD (mg/g)	0.5	2.0	0.6	1.5	0.7	—	2.5	
T-N (mg/kg)	50	2300	T-N (mg/kg)	100	210	220	170	210	—	210	
T-P (mg/kg)	30	130	T-P (mg/kg)	120	140	130	130	140	—	33	

(注1) 5月31日のCOD、T-N、T-Pは10ml器に50mlの試料(多孔質セラミックス、炭素系水質浄化材料)を入れ搾搾した水を分析した。
(注2) 5月31日、8月24日とも付着物は目視確認できなかった。

6. ミント調査結果

フローティングプランターに植栽されたミントの水質浄化への寄与を把握するため、茎部および根部の含有量に関する調査を行った。

6.1 調査結果

表 6-1に調査結果を示す。

表 6-1 ミント調査結果

項目 調査部位 (調査日)	茎 部 (平成 13 年 11 月 5 日)	根 部 (平成 14 年 1 月 24 日)
T - N (mg/kg)	20,600	26,000
T - P (mg/kg)	1,600	3,100
T - C (%)	42.5	31.0
全重量 (kg)	8.5	1.2

7. 今後の課題

本実験では合計7種類の水質浄化材料について調査することで特性の把握を行った。

今後検討することが望ましい事項について以下に示す。

①浄化寿命の検討

物理的方法による水質浄化では汚泥の堆積、イオン交換等の化学的方法ではイオン交換能の消滅が水質浄化材としての寿命と考えられる。

各水質浄化資材について浄化寿命を把握することは実用のためには欠かすことのできない事項である。

②組み合わせの検討

水質浄化材は、組成により物理的または化学的に水質を浄化する機能が付与されている。このうち主として科学的に水質浄化を行うものについては、表面にSSが堆積することで水質浄化性能が損なわれないように、あらかじめ物理的方法によつて前処理を行うことが必要である。

今後は水質浄化材を組み合わせて使用することで水質浄化効果を相乗的に得る方法を検討することが必要と推察される。

8. 謝 辞

本実験を遂行するにあたり、多大なる御指導を賜りました滋賀大学教育学部 川島宗継先生に心より感謝の意を表します。

実験担当者

滋賀県商工観光労働部新産業振興課

主幹

川崎 雅生

滋賀県工業技術総合センター

専門員

前川 昭

工業技術総合センター信楽窯業試験場

主任専門員

高井 隆三

主査

中島 孝

財団法人琵琶湖・淀川水質保全機構

実験センター所長

田井中善雄

実験センター主任研究員

堀野 善司

実験センター研究員

寺田 剛史

8. 路面排水処理施設の検討実験（その2）

1. 目的

路面排水の高濃度部分のみを選択的に処理する路面排水処理装置に係る検討（平成12年度）をもとに、現地実験のためのパイロットプラントを製作し久野部跨線橋下（野洲町）に設置した（別途業務にて路面排水の浄化に関する各種の実験が行われた）。

さらに省スペース化を図り、道路側溝など設置スペースに余裕の少ない箇所へ取付可能な浄化装置（道路側溝型路面排水処理装置）の開発を目指し、分水部の実験モデルを考案し室内検討を行った。

2. パイロットプラントの製作・設置・撤去

2.1 設置候補地点の選定

設置候補地点の選定は交通量が多く（約10,000台/日以上）、パイロットプラントの設置が可能である13路線（草津管内）を一次選出・踏査し、設置の可否等について検討が行われた。さらに設置地点周辺の状況を勘案の上、久野部跨線橋（野洲町）に設置することとなった。久野部跨線橋の位置図を図2.1に示す。

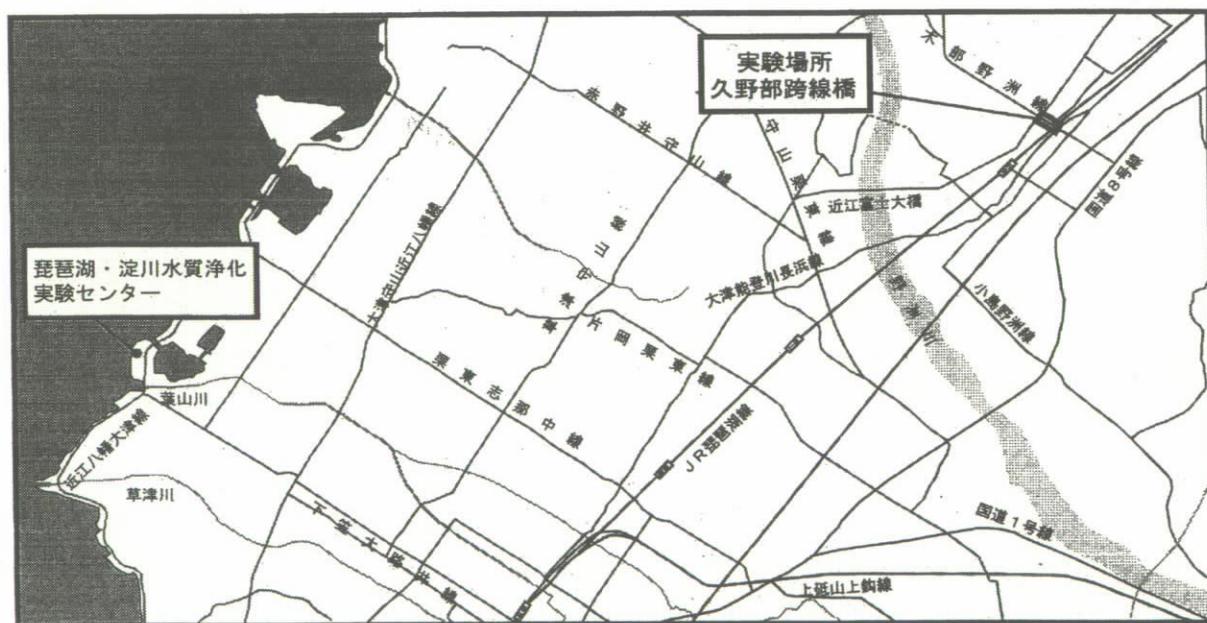
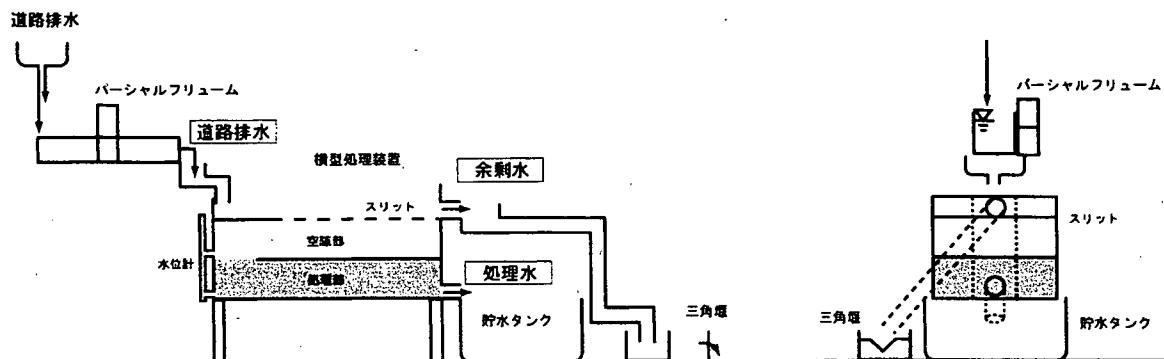


図2.1 パイロットプラント設置場所位置図

2.2 パイロットプラントの基本仕様

パイロットプラントの基本仕様ならびに概略図は図2.2のとおりである。



基本仕様	
1	降雨時の初期フラッシュ水 2~3 L/m ² に対して浄化能力を有すること。
2	初期フラッシュ水 600 L 以上を貯留できること。
3	貯留した初期フラッシュ水は土壌による浄化を行い、12~36 時間程度で排水を行うこと。
4	初期フラッシュ水の貯留が満水になった後の道路排水は、貯留水と極力混合しないよう速やかに排出すること。
5	その他、充填土壌等に関する条件については、「平成 12 年度路面排水処理施設の検討業務」(滋賀県土木部道路課・(財)琵琶湖・淀川水質保全機構)で示された条件とすること。

図 2.2 パイロットプラントの基本仕様および概略図

2.3 パイロットプラントの構成機器

パイロットプラントの構成機器の内容は表 2.1 に示すとおりである。

表 2.1 パイロットプラントの構成機器

名称	内容
1 处理装置本体 (1基)	形 式 : 設計製作機器 寸 法 : 1200 (幅) × 1700 (高さ) × 1200 (長さ) mm 仕 様 : 材質は SS400 内部は防水樹脂塗装 外側は鋸止め (1回塗り) 付属品 : 分配トラフ、スリット板、仕切板 覗き窓、水位計、F C ポール弁、金網
2 道路排水受け器 (1基)	形 式 : 設計製作機器 寸 法 : 400 (幅) × 280 (高さ) × 1300 (長さ) mm 仕 様 : 材質は SS400 内部は防水樹脂塗装 外側は鋸止め (1回塗り)
3 貯水タンク (2基)	形 式 : 角形タンク、容量 500 L 仕 様 : 材質はポリエチレン フィティング付き
4 余剰水受けタンク (1基)	形 式 : 角形タンク、容量 200 L 仕 様 : 材質はポリエチレン フィティング付き
5 パーシャルフリューム (1基)	—
6 三角堰 (1基)	—

2.4 パイロットプラントの設置・実験・撤収スケジュール

パイロットプラントは平成 13 年 9 月 14 日に設置、別途業務において路面排水浄化実験を実施した後、平成 14 年 3 月 19 日に撤去した。パイロットプラントにおける設置等のスケジュールを表 2.2 に示す。

表 2.2 パイロットプラント設置・実験・撤収スケジュール

	2001年				2002年		
	9月	10月	11月	12月	1月	2月	3月
パイロットプラント	製作・設置						
	実験(*1)						
	撤収						

注)*1：パイロットプラントを用いた路面排水の水質浄化実験については別途業務で実施。

3. 道路側溝型路面排水處理施設考案

前出のパイロットプラントは高架下など路面排水処理施設の設置用地に余裕のある個所への設置を前提に開発が行なわれたものである。ここでは、道路側溝など路面排水処理施設の設置に関して制約の多い個所への設置を前提とした路面排水処理施設（以降、道路側溝型路面排水処理施設と記す）について考案を行った。

3.1 図案作成

路面排水処理に係る過去の検討結果および文献情報から、道路側溝型路面排水処理施設について下記の5タイプを考案し、道路側溝に設置可能な路面排水処理施設の検討を行った。

- A. 2重ますタイプ
 - B. 2重側溝タイプ
 - C. ブロック下スリット
 - D. 横分水
 - E. 縦型

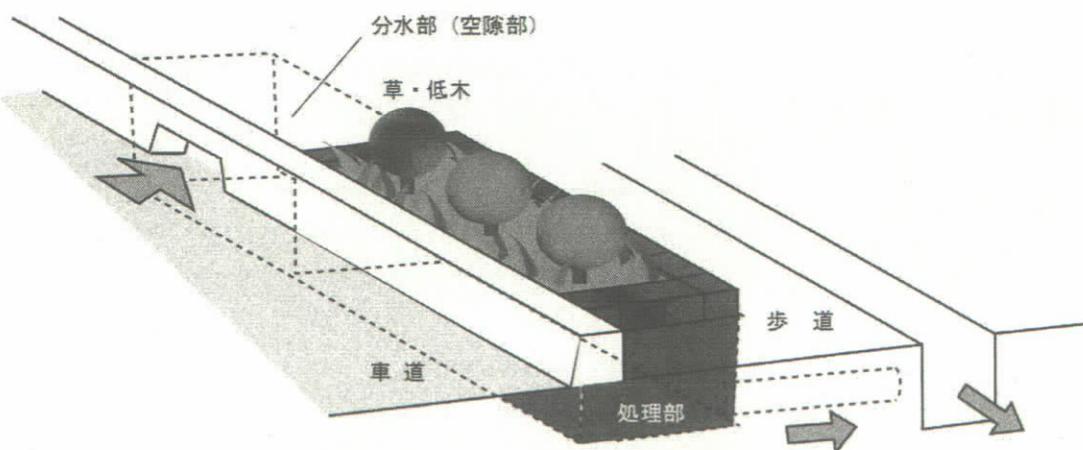


図 3.1 道路側溝型路面排水処理施設のイメージ

3.2 装置の選定

前項で検討した構造について、実現性が高いと思われる構造を選定した。選定の観点は表3.1に示す8項目とした。

表3.1 選定項目等

項目	検討内容
①分水性能	十分な分水性能が期待できるか
②強度	道路構造として十分な強度をもたせることが容易であるか
③施設面積・空間	道路交通の妨げにならないように十分狭い施設面積・空間であるか
④構造体製造の容易さ	コストを削減する上で構造体製造が容易であるか
⑤施工の容易(従来工法)	コストを削減する上で施工は容易であるか
⑥目詰まり対策	落葉などで目詰まり軽減させる対策が講じやすいか、目詰まりしやすい箇所がないか
⑦設置上の制約	分水性能を維持させる上で設置上の制約はあるか
⑧メンテナンス性	目詰まりの除去や清掃などのメンテナンスが容易であるか

各項目について、○：問題なし、△：やや難あり、×：実現性乏しいの3段階評価を行い、問題が最も少なかった構造を候補に選定した。

表3.2に示すように、

「B. 2重溝タイプ」では、構造が道路横断方向に長いため、施設面積・空間が広くなり、構造体製造の容易さにおいて不利である。

「C. ブロック下スリット」では、スリットが縁石に覆われている構造（道路に対して凹部となっている）により目詰まり物が堆積しやすく、ゴミを除去しようとする場合、従来のブラシ車では洗浄が不充分である点で不利である。

「D. 横分水」では僅かな傾斜を利用するため傾斜のある道路には設置できない点で不利である。

「E. 縦型」では地下への設置のため施工の容易さで不利である、などがあげられた。

以上の結果から、「A. 2重ますタイプ」が最も実現性が高く、問題点の少ない構造であると考えられた。このことより、分水部の性能試験は「A. 2重ますタイプ」について実施した。

表3.2 路面排水処理施設の分水部検討（構造選定一覧表）

○：問題なし △：やや難あり ×：実現性に乏しい

番号	A	B	C	D	E
タイプ名称	2重ますタイプ	2重側溝タイプ	ブロック下スリット	横分水	縦型
原理	従来の排水ますふたを2重構造にし、外側に初期F水を導入し、外側満水後、余水が内側に導かれる構造。	縁石沿いに連続するダレーチングふたを設け、道路側に初期F水を、縁石側に余水を導く構造。	縁石ブロック下にスリット板を設け、スリット下の空隙に初期F水を導入する。余水はスリット板上を流れ、歩道（または排水ます）に流出する。	歩道地下に分水板による分水構造を設置し、これに対し車道斜路排水ますから道路排水を専く構造。余水は、空隙部満水後に排水口に排出する。	
イメージ図					
①分水性能	○	○	○	△	○
②強度	○	○	○	○	○
③敷設面積、空間	○	△ (道路縦断方向に長い)	○	△ (歩道の面積が必要)	△ (歩道の面積が必要)
④構造体製造の容易さ	○	△ (道路縦断方向に長い)	○	○	△
⑤施工の容易さ（従来工法）	○	○	○	○	× (地下への設置)
⑥目詰まり対策	○	○	△ (スリット上に縁石あり)	○	△ (地下、排水ますとの接続部)
⑦設置上の制約	○	○	○	×	△ (ある程度の落差が必要)
⑧メンテナンス性	○ (plash車で可能)	○ (plash車で可能)	△ (スリット上に縁石あり)	△ (車道からのメンテ不可)	△ (車道からのメンテ不可)
判定	◎	○	○	○	△

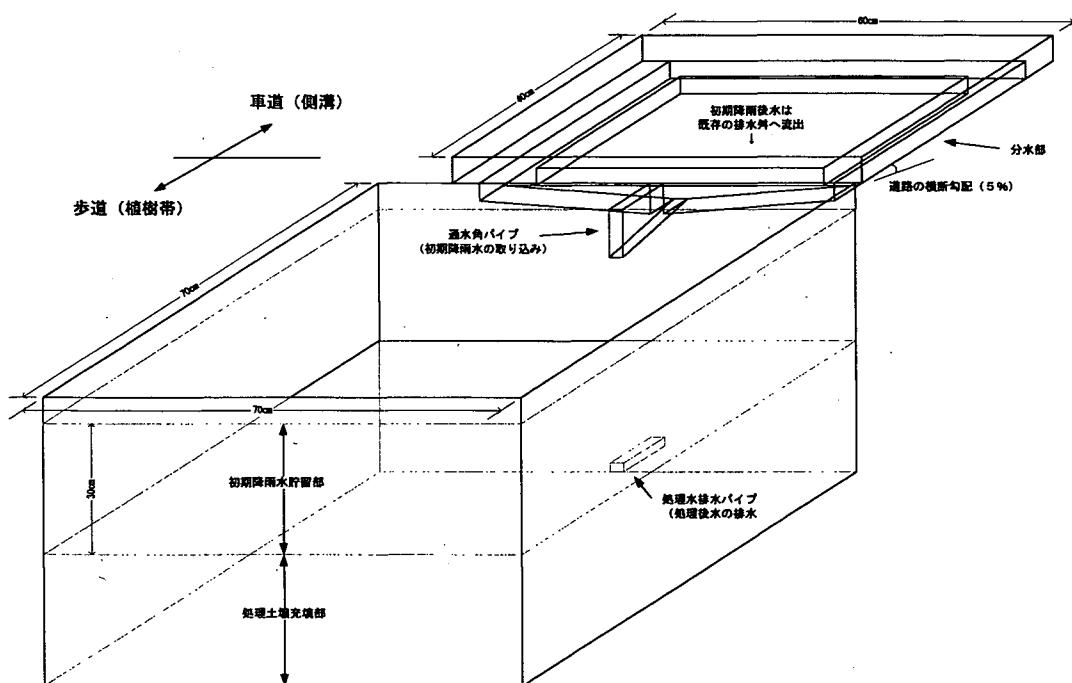
4. 分水部の性能試験

4.1 試験モデルの作成

道路側溝型路面排水処理施設分水部の試験モデルを前述の想定等をもとに分水部試験モデルの諸元を表 4.1 のとおり設定した。また、分水部の寸法等を図 4.1 に示す。

表 4.1 分水部試験モデルの諸元

項目	能力等
①ます1つあたりの集水面積	70m ² (現地実測結果より24地点の平均値)
②初期降雨水貯水量	140L (初期降雨2mmを貯留、①の集水面積より算出) ただし、初期降雨水タンクの1辺は70cmとする。 (70cm×70cm×30cm (深さ) =147Lを確保)
③通水能力	20mm/h~40mm/h相当の降雨 (23.3L/min~46.6L/min)
④グレーチング寸法	60cm×40cm (現地実測結果より最も多く用いられていたサイズ)



※今回の分水部試験では、上図の分水部および初期降雨水貯留部をモデル化した。

図 4.1 分水部試験モデル

4.2 分水能力試験

4.2.1 実験方法

初期降雨貯留部（＝FFタンク）にあらかじめ初期降雨水（処理対象水）として塩水を満水位まで満たしておく。次に、初期降雨貯留後の降雨水として250Lの水を分水部の集水溝へ流入させる。その流入させた水の電気伝導度および、通水前後の初期降雨貯留部内の水の電気伝導度を測定し、初期降雨水と初期降雨貯留後の降雨水との混合割合を測定した。実験は分水部試験モデルに対して、降雨強度、通水角パイプの幅（＝分水部の通水能力）等のパラメータを設定し、表4.2に示す実験ケースで実施した。

[降雨強度]

初期降雨貯留後の降雨強度が分水能力へ与える影響を確認するために、降雨強度として降雨中（10mm/h 降雨相当 = 11.7L/min）、降雨強（20mm/h 降雨相当 = 23.3L/min）の2パターンを想定し、初期降雨水貯留後の降雨水として分水部（集水溝）へ流入させた。

[通水角パイプ幅]

分水部の通水能力として、通水能力中（通水角パイプ幅 = 1cm）、通水能力大（通水角パイプ幅 = 2cm）の2パターンを想定した。

[分水能力向上のための工夫]

分水能力向上のため、図4.2に示す越流阻止板、混合阻止板を考案し、その効果を検証した。越流阻止板は流入水が通水角パイプ付近から越流することを防ぐことにより、分水能力を向上させようとするものである。また、混合阻止板は、初期降雨水貯留部と集水溝の水面高さ付近（＝越流高さ付近）での流れを抑えることによって分水能力を向上させようとするものである。

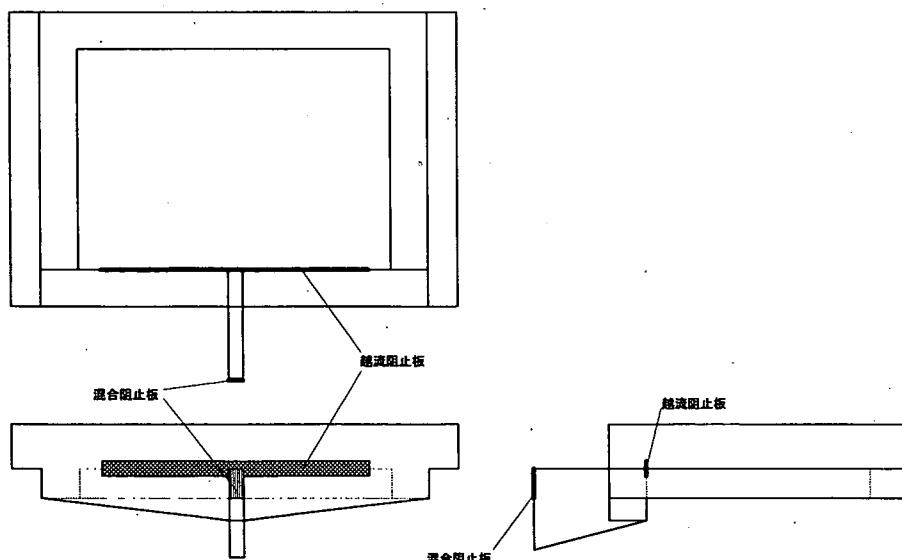


図4.2 越流阻止板と混合阻止板

なお、全ケースについて道路の横断勾配として分水部を5%傾斜させて実験を行った。

4.2.2 実験結果

実験結果を表4.2に示す。

表4.2 実験ケース及び実験結果（貯水量140L、通水量250L）

	実験条件				実験結果	
	降雨強度	通水角パイプの幅	越流阻止板	混合阻止板	混合量	混合割合
Case 1	10mm/h相当 (11.7L/min)	2 cm	—	—	2.3L	1.6%
Case 2			○	—	3.5L	2.5%
Case 3			—	○	1.9L	1.3%
Case 4		1 cm	○	○	3.0L	2.2%
Case 5			—	—	1.7L	1.2%
Case 6	20mm/h降雨相当 (23.3L/min)	2 cm	—	—	1.8L	1.3%
Case 7			—	—	2.3L	1.6%

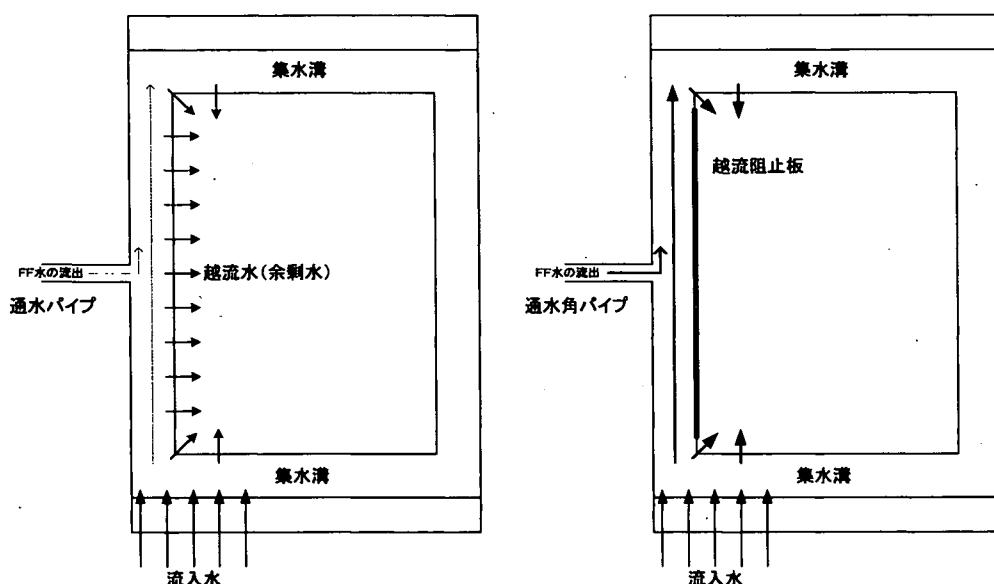
注) 実験結果は各ケース3回づつ実施した実験の平均値

4.2.3 分水能力試験結果の総括

分水能力試験の結果を総括すると以下のとおりである。

[越流阻止板]

越流阻止板について、Case 1とCase 2の比較から越流阻止板は混合割合を悪化させている。越流阻止板は通水角パイプ付近から流入水が越流することを防ぎ混合割合を改善させる狙いで設定したものであるが、結果的には越流阻止板を取り付けることによって流入水が流れ込む側から通水角パイプ前を通り、流入側から反対側への流れが形成されてしまう。通水角パイプ付近に発生した流速により貯留タンクの水が巻き込まれ貯留タンク水（FF水）が流出する状況が見られた。越流阻止板は分水能力向上策として不採用とする。



[混合阻止板]

混合阻止板について、Case 1 と Case 3 の比較から混合割合は 1.6% から 1.3% に 0.3% 改善した。また、Case 2 と Case 4 の比較からも 2.5% から 2.2% に 0.3% 改善した。混合阻止板による効果は数値として僅かであるが、改善割合としては 12.0 ~ 18.8% であり、混合阻止板は分水能力向上策として採用する。

[通水パイプの幅]

通水角パイプの幅について、Case 1 と Case 5 の比較から通水角パイプの幅を 1 cm から 2 cm とした場合、混合割合は 1.2% から 1.6% に 0.4% 悪化した。分水能力の観点から通水角パイプの幅は 1 cm とすることが望ましいが、通水角パイプの幅は後述の分水部通水能力試験の結果を含めて決定する。

[降雨強度]

降雨強度に関しては、Case 5 と Case 6 の比較（通水角パイプ幅 1 cm）から降雨強度を 10mm/h 相当 (23.3L/min) から 20mm/h 相当 (46.6L/min) に増加させた場合の混合割合は 1.2% から 1.3% に 0.1% 悪化したが、Case 1 と Case 7 の比較（通水パイプ角幅 2 cm）では通水速度の違いによる混合割合の変化はみられなかった。このため、初期降雨水貯留後の降雨強度が分水能力へ与える影響は少ないと考えられる。

4.3 分水部通水能力試験

分水部の通水能力（通水角パイプの通水能力）は 20mm/h ~ 40mm/h 相当の降雨に伴う路面排水を通水できることが求められている。

ここでは、混合阻止板を装着し、通水パイプの幅を 1 cm とした場合と 2 cm とした場合の 2 ケースについて 20mm/h 相当 (23.3L/min)、40mm/h 相当 (46.6L/min) の路面排水として着色水を分水部の集水溝へ流入させ、初期降雨水貯留部への流入状況を写真記録した。初期降雨水貯留部への流入状況を図 4.3 に示す。

分水部通水能力試験の結果をまとめると以下のとおりである。

[通水角パイプの幅 = 1 cm]

通水角パイプの幅が 1 cm の場合、降雨 20mm/h 相当の流入水は正常に初期降雨水貯留タンクへ導水可能であるが、40mm/h 相当の流入水に対しては流入水が集水溝を満たし、通水角パイプの通水能力の限界に近いことがうかがえる。このため、通水角パイプの幅を 1 cm とすることについては不採用とする。

[通水角パイプの幅 = 2 cm]

通水角パイプの幅が 2 cm の場合は、20mm/h 相当の流入水、40mm/h 相当の流入水ともに正常に初期降雨水貯留タンクへ導水可能であった。このため、通水角パイプの幅は 2 cm とする。



通水角パイプ幅 = 1 cm、降雨40mm/h相当



通水角パイプ幅 = 1 cm、降雨20mm/h相当



通水角パイプ幅 = 2 cm、降雨40mm/h相当



通水角パイプ幅 = 2 cm、降雨20mm/h相当

図4.3 貯水タンクへの流入状況

4.4 初期降雨貯留後の連続通水試験

初期降雨貯留後の降雨水として 50~1500L の水を通水させた場合の初期降雨貯留水と初期降雨貯留後降雨水との混合割合を調査した。

[実験方法]

実験方法は分水能力試験と同様に電気伝導度の測定によるものとした。

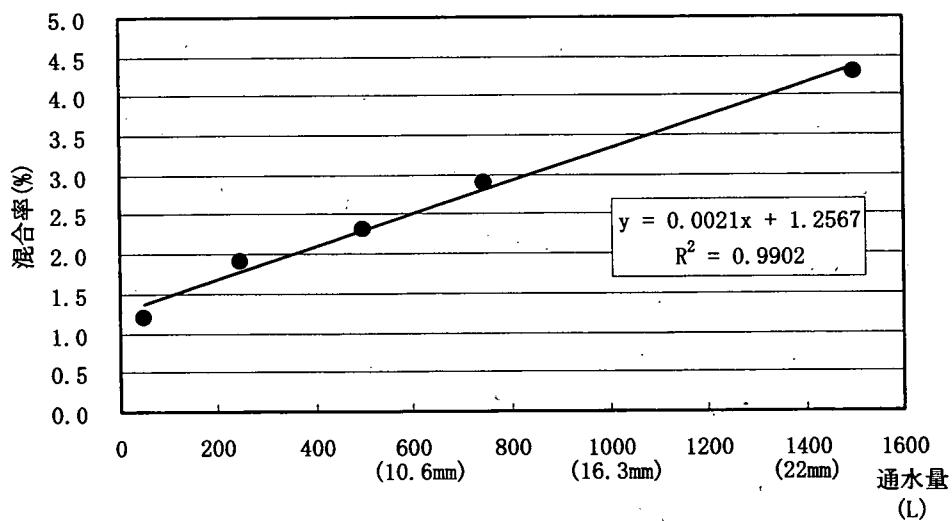
[実験ケース]

降雨強度 20mm/h 相当、通水角パイプ幅 2 cm、混合阻止板装着の状態で、初期降雨貯留後の降雨水として 50L、250L、500L、750L、1500L の水を分水部の集水溝へ流入させた。

[その他]

今回の連続通水試験では、より現実的な状況を作り出すため、道路の縦断方向の勾配として 3 % の勾配を持たせることとした。縦断方向の勾配による高低差のため流入水は流入側（上流側）から通水角パイプ前を通過し、反対側（下流側）の集水溝から排水される。これは、前出の分水能力試験 Case 2（越流阻止板装着）と同様に通水角パイプ付近に流速が発生し貯留タンクの水が巻き込まれることにより混合割合が悪化すると考えられる状況を再現したものである。

試験結果は図 4.4、図 4.5 に示すとおりであり、通水初期（50L）以降は混合割合は一定しており、1500L 通水時（降雨 23.4mm）時の混合率は 4.3 % であった。



※) カッコ内は降雨量換算（初期降雨水2mm+その後の降雨量）

図 4.4 分水部連続通水試験結果

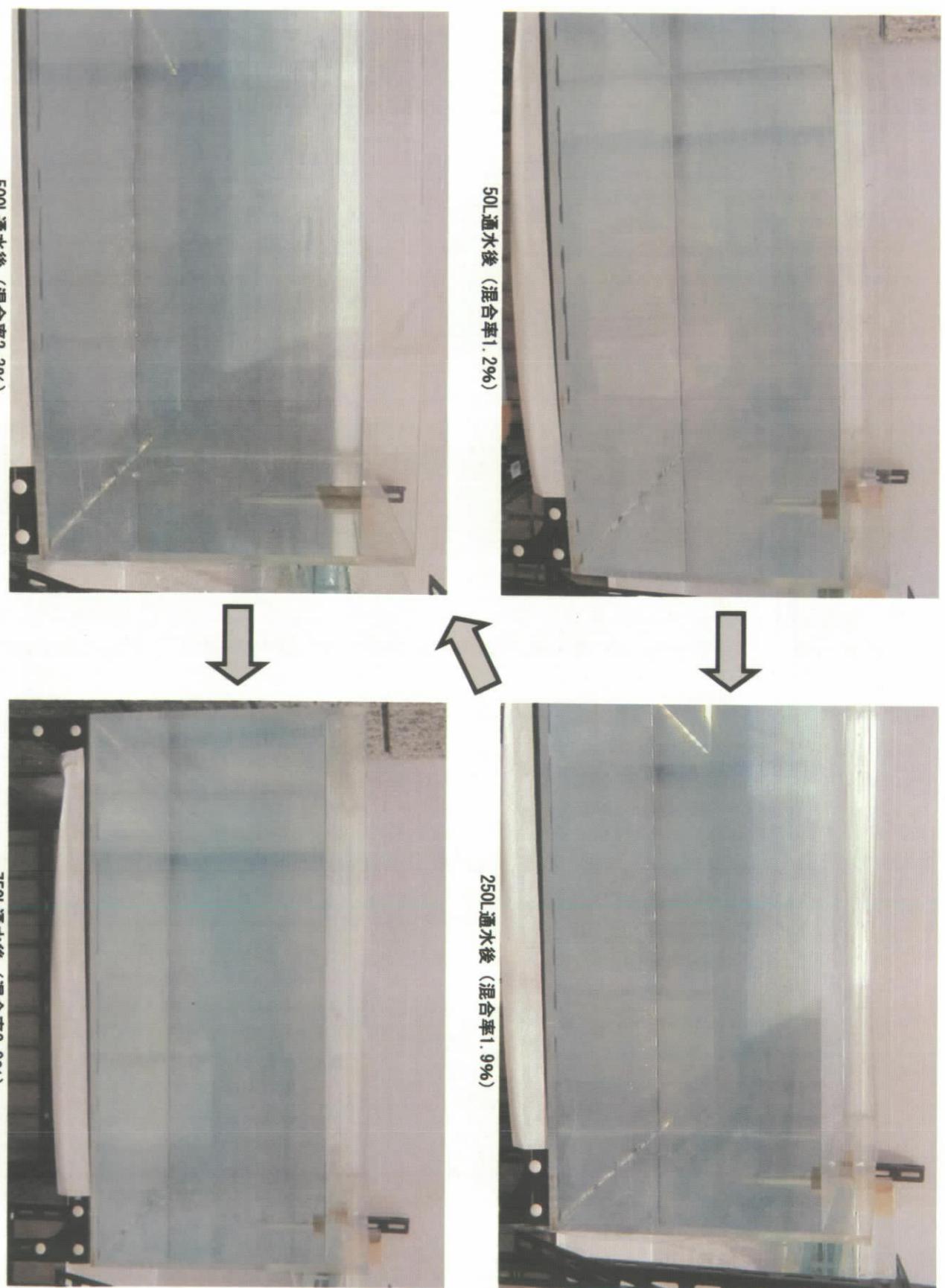


図4.5 初期雨水貯留後の連続通水状況（初期雨水貯留部での混合状況）

4.5 土砂堆積試験

今回実験を行った分水部を実際に路面排水処理装置として設置するにあたり、分水部（通水角パイプおよび集水溝）での土砂による目詰まりが懸念される。このため、分水部に土砂を堆積させ、その後、50Lの水を通水速度5mm/h相当、10mm/h相当の速度で通水させ、分水部の土砂が洗い流されるかどうかについて実験した。

分水部に堆積させる土砂には、久野部跨線橋下に設置したパイロットプラントに堆積した土砂を用いた（充填土壤の上に堆積した土砂）。

堆積土砂の状況は図4.6に示すとおりであり、分水部の素材により若干の土砂堆積の可能性があるが、通水角パイプや通水角パイプ付近の集水溝では傾斜が付けられており土砂は通水により洗い流された。

4.6 分水部の評価

一連の実験の結果、道路側溝型路面排水処理施設の分水部は、混合阻止板を装着し通水角パイプ幅を2cmとしたモデルが適当と考えられた。今回考案した道路側溝型路面排水処理施設分水部の特徴を整理すると以下のとおりである。

[分水能力]

初期フラッシュ水と初期フラッシュ後の降雨との混合率（分水能力）は1500L通水（降雨23.4mm相当）で4.3%であった。この値は昨年度の室内実験モデル（横型）の50～159L通水で混合率13～100%と比較して良好な値である。

[通水能力]

降雨40mm/h相当の降雨流入水を初期降雨水貯留タンクへ導くことが可能である。

[メンテナンス]

通水角パイプならびに通水角パイプ付近の集水溝に傾斜を持たせており、これによって通水角パイプ付近の土砂は降雨によって洗い流される。このため、土砂により通水角パイプが詰まる可能性は低い。また、万一、通水角パイプや集水溝が土砂によって閉塞した場合でも、路面排水は既存の集水弁へオーバーフローし道路からは排水されることから、道路の冠水などの悪影響がおよぶ可能性は無い（メンテナンス不足による分水部通水能力の低下はあり得が、道路の排水システムに一切影響を与えない）。

[コンパクトさ]

既存の集水弁に使用されているグレーチングの設置寸法の内側に集水構造を収めていることから、平面的には現状と同じ設置スペースである。深さ方向には、初期降雨水貯留部の深さによるが、分水部のみの深さは路面から17cmで設置可能である。

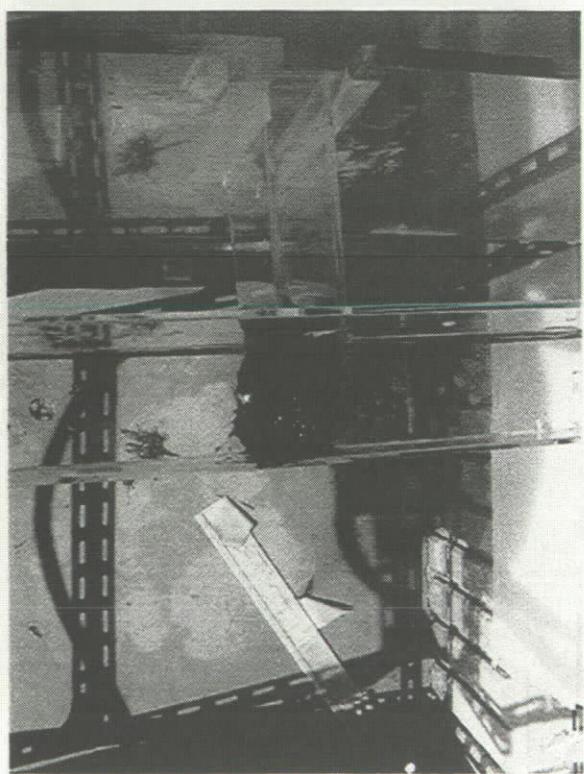
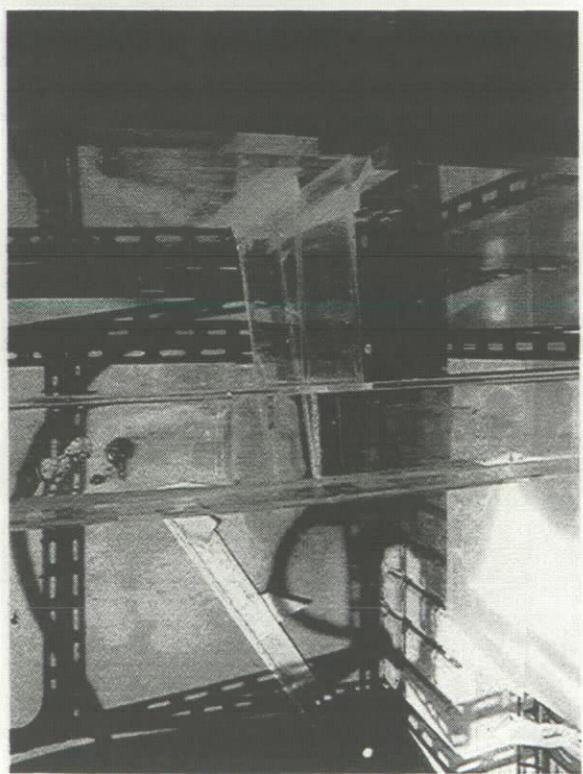
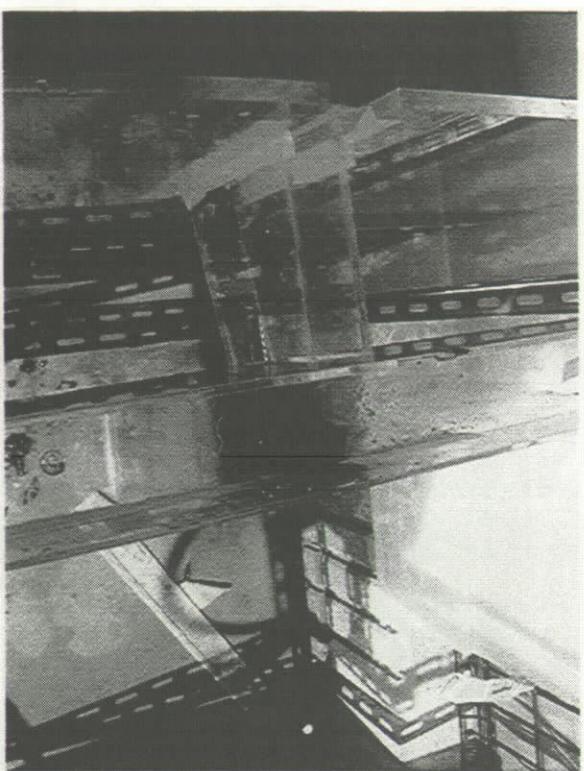
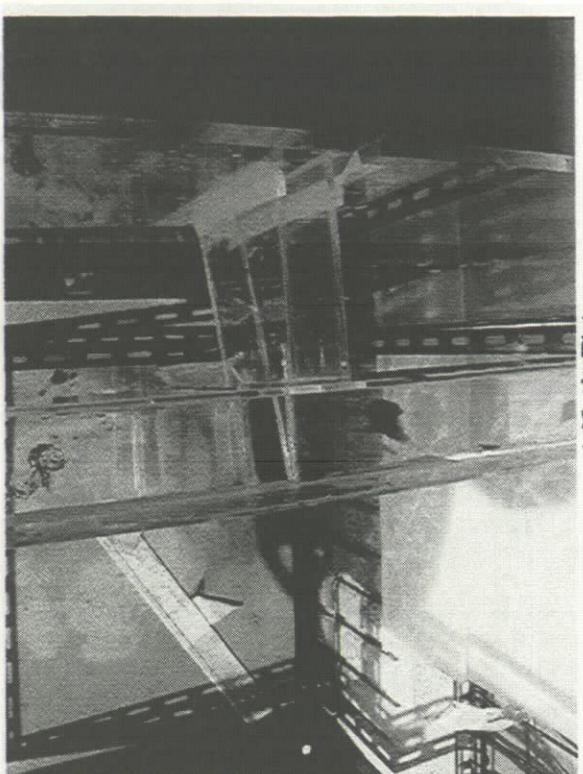
[製造コスト]

分水部はスチール製の規格品として製造することによって、製造コストを下げる事が可能である。また、型枠を作成し、現場でコンクリート成型することによってさらに製造コストを下げる事も可能と考えられる。

50Lの水を5mm/h相当の降雨強度で通水

図4.6 土砂の堆積、排出状況

50Lの水を10mm/h相当の降雨強度で通水



5. 今後の課題・方針

5.1 道路側溝型路面排水処理施設のパイロットプラント製作

今回考案した道路側溝型路面排水処理施設の分水部は一定の性能を得ることができた。次のステップとして、道路側溝型のパイロットプラント製作にあたり、現状の問題点ならびに今後の調査方針を以下に整理した。

[問題点1：処理速度の調整] 昨年度の室内実験の検討結果から、土壤による排水処理には概ね24時間程度の接触時間を要する。今年度の高架型路面排水処理施設パイロットプラントでは処理水排水部にバルブを設けることによって、処理速度を調整することが可能であった。しかしながら、道路側溝型路面排水処理施設のパイロットプラントでは処理部を地中に設置する必要があり、バルブの設置が困難であり、将来の施工・メンテナンスの容易さを確保するためには、バルブ以外の方法で一定の処理速度を得る方法を検討する必要がある。

[問題点2：処理水の排出先] 道路側溝型路面排水処理装置は取水位置が低いことから、処理水を既存の路面付近にある排水溝へ導くことは困難である。これに対して、処理水を公共用水域に導かず、地下浸透させるという考えがある。この方法は設置可能な箇所を広げ、施設の設置コストを下げることができるが、地下浸透についての是非について検討する必要がある。

[調査方針（パイロットプラントの製作）]

- ①処理水の地下浸透に関する既存の知見を収集（是非についての判断）
- ②処理速度の調整方法の検討
- ③道路側溝型路面排水処理装置パイロットプラントの製作、設置
- ④処理速度の調整実験
(ある程度の自然降雨による路面排水を通水させた後に、人為的に初期
降雨水貯留タンクを満水にし、その後の水位低下速度を観察する等に
よって行う)

5.2 路面排水処理装置の今後の展開について

路面排水処理装置は高架型パイロットプラントでの水質浄化実験の結果、CODの負荷減率は約27%を有する。高架型に加え道路側溝型を完成させることにより装置の設置可能箇所は増加するが、路面排水処理装置の今後の展開等について以下に整理した。

[問題点：路面排水処理施設による効果（琵琶湖の水質に対して）] 路面排水処理施設による効果を簡単に試算すると以下のとおりである。先ず、琵琶湖への流入負荷に関する既存文献等によるデータを表5.1に示す。これらのデータによると道路関連の負荷が琵琶湖への負荷量に占める割合は7～10.8%である（文献Aの市街地、文献Bの土地系全てが道路関連でないが、全て道路関連とみなした場合）。路面排水処理施設によるCOD負荷量削減率は前述のとおり約27%であるため、琵琶湖へのCOD流入負荷量の2～3%が削減可能と考えられる。今後は、琵琶湖の水質保全という観点から費用対効果の検討を含めた路面排水処理施設の設置箇所検討等を行う必要があると考えられる。

表 5.1 琵琶湖への流入負荷量と寄与に関する既存文献データ
<文献A>

	負荷量 (kg/日)	寄与割合						
		生活	工場	畜産	農地	市街地	森林	降雨
COD	66,656	28%	23%	3%	13%	7%	17%	9%
T-N	24,105	24%	20%	4%	14%	5%	19%	9%
T-P	1,730	34%	40%	4%	5%	4%	5%	4%

「琵琶湖の水質とノンポイント負荷」(大久保、1997、琵琶湖研究所報 14)

<文献B>

	負荷量 (t/日)	寄与割合				
		生活系	工業系	農業系	土地系	自然系
COD	51.7	30.7%	22.4%	14.5%	10.8%	21.7%
T-N	20.2	27.9%	17.4%	16.9%	10.6%	27.3%
T-P	1.31	39.4%	29.0%	13.5%	5.9%	12.2%

「琵琶湖の総合的な保全のための計画調査報告書」(平成 11 年 3 月)

生活系：合併処理浄化槽、単独処理浄化槽、し尿処理施設(生活雑排分)、農地還元、観光客、下水処置場、農業集落排水処理施設

工業系：工場、と畜、クリーニング／農業系：水田、畑、牛、豚、鶏

土地系：宅地・道路、ゴルフ場／自然系：山林、地下水(湖面降雨は除く)

[調査方針(今後の展開について)] 以下の観点で既存文献の収集整理を行い、路面排水処理装置の展開方針の検討(設置候補地点の選定)を行う。また、費用対効果について可能な範囲での調査を行う。

- 1) 琵琶湖への流入負荷について(寄与割合等)
- 2) 路面排水負荷の起源について(排ガス、タイヤ摩耗、アスファルト舗装等)
- 3) 自動車排ガス規制の流れ、およびその効果について
- 4) 道路以外(生活系、工業系)の負荷量軽減策の現状

実験担当者

滋賀県土木交通部

財団法人琵琶湖・淀川水質保全機構

道路課課長補佐

道路課主任技師

実験センター所長

実験センター主任研究員

望月 正人

稻葉 実

田井中善雄

和田 桂子

9. 路面排水のC O D 対策実証実験（その4）

1. 目的

降雨時における道路排水の公共用水域への流入負荷削減対策（市街地からの面源負荷対策）として、昨年度までに葉山川河川敷の道路排水浄化施設で得られた知見から、その排水の初期フラッシュ部分のみを選択的に浄化する装置（施設）の設計を試みた。今年度は、実際にパイロットプラントを設置して、①初期フラッシュ水に対して浄化能力のある装置について性能を確認し、②現地での運転時における管理面の問題点を収集することを目的とした。

本研究は、環境省委託業務として滋賀県が受託した「平成13年度難分解性有機物対策調査業務」によって行われたものである。

2. 調査内容

本調査では、設置する路線の選定、パイロットプラントの製作及び設置の後、水質浄化実験を行った。水質浄化実験では、期間中の4降雨を対象に採水調査および装置の透水性調査を行い、水質浄化性能および透水性などを持続性とともに検討した。表2.1に調査対象降雨を、表2.2に業務スケジュールを示した。水質調査期間は、約4か月間（平成13年（2001年）9月14日～平成14年（2002年）1月17日）であり、その間の降雨回数は27回、その内、道路排水は24回記録されている。また、水質調査期間の前後に、装置に充填した土壤^{※1}について、有機物、窒素、リンなどの含有量調査および有害物質の溶出試験を行い、その結果によって土壤の持続性などを検討した。

表 2.1 調査対象降雨

日程	通算運転日数	降水量	先行晴天日数
平成13年9月30日（第1回調査）	17日	11mm	2.1日
平成13年10月16日（第2回調査）	33日	5mm	3.2日
平成13年11月3日（第3回調査）	51日	13mm	5.6日
平成13年11月29日（第4回調査）	77日	11mm	17.5日
平成14年1月14日（透水性調査）	123日	—	—
平成14年1月17日（終了時土壤調査）	126日	—	—

※1 (実験に使用した土壤は、既存の検討により有機物保留能が比較的高いマサ土（未熟土）を使用した。)

表 2.2 業務スケジュール（実績）

業務内容	年月日	備考
1 実験場所の選定および集水面積の確認	平成13年6月26日～	現地確認など
2 装置の設計および製作	平成13年7月～	
3 装置の設置	平成13年9月14日	久野辺跨線橋下
4 土壤調査（水質調査前）	平成13年9月14日	溶出試験・含有試験
5 透水速度調整（第1回）	平成13年9月28日	
6 透水速度調整（第2回）	平成13年9月30日	
7 水質・透水性・コミットメント調査（第1回）	平成13年9月30日	透水速度調整を兼ねる
8 水質・透水性・コミットメント調査（第2回）	平成13年10月16日	
9 水質・透水性・コミットメント調査（第3回）	平成13年11月3日	
10 水質・透水性・コミットメント調査（第4回）	平成13年11月29日	
11 透水性調査（第5回）	平成14年1月15日	任意調査
12 土壤調査（水質調査後）	平成14年1月17日	溶出試験・含有試験

3. 実験施設の製作と設置

実験に使用する施設を製作し、交通量が多く、施設の設置が可能である「滋賀県野洲郡野洲町久野部跨線橋（高架下）」に設置した（8. 路面排水処理施設の検討実験（その2）参照）。

実験装置は、初期フラッシュ水のみを選択的に浄化するために、道路排水の流入口付近にスリット板を配置してスリットを通過した初期フラッシュ水を空隙部に貯留し、空隙部満水後にはスリット板上を初期フラッシュ後の水（余剰水）が排水される構造とした（図3.1）。

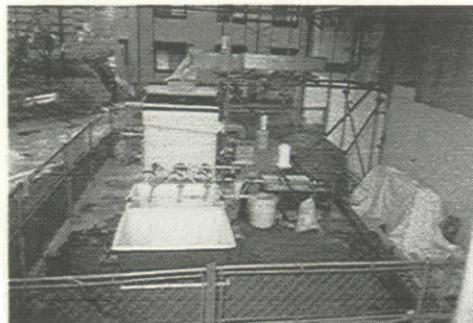
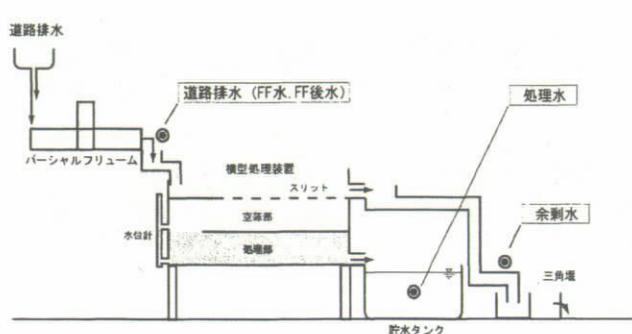


図3.1 施設概要（左）と設置状況（右）

この時、余剰水は、既に空隙部に貯留されている初期フラッシュ水と、スリットを通して混ざりにくいことが平成12年度室内実験で確認されている（図3.2）。

また、装置容量については平成12年度の検討結果により、「初期フラッシュ水の当初2～5mm降雨相当分を処理するのが効率的である」ことから、空隙部容量を降雨2mm相当とし、処理部への浸透量を合わせて2～5mm相当とした。

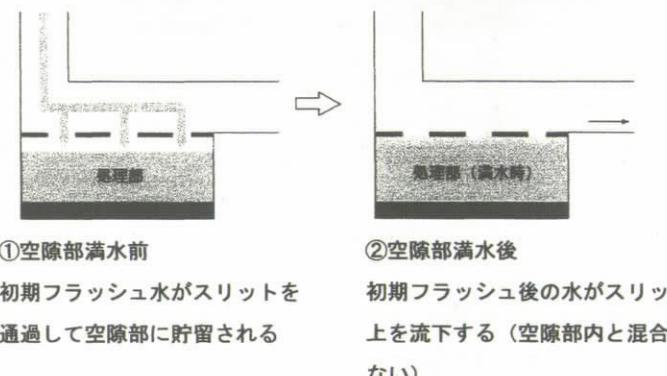


図3.2 分水機能の概念図

4. 水質調査結果

試料採取は、図3.1に示す3地点（◎部）で、表4.1に示す内容で行った。

表4.1 試料採取方法

調査地点	採取対象	採取方法等
初期フラッシュ水 (FF水)	道路排水の出水直後から空隙部が満水になるまでに発生した路面排水	経時的に複数回採水した後、空隙部が満水になった時点まで（約600L）を流量比で混合し1検体とする。
初期フラッシュ後水 (FF後水)	空隙部が満水になった後の道路排水	経時的に複数回採水した後、流量比で混合し1検体とする。
余剰水	スリットの上部から流出する水（空隙部満水後に発生する）	経時的に複数回採水した後、流量比で混合し1試料とし、余剰水の平均水質とする。
処理水	実験装置の処理水排出口から流出する水（土壤浸透水）	処理水の流出停止後、処理水全量をタンク内にて攪拌し採水、1試料とする。
処理原水	空隙部に入った水	FF水+FF後水-余剰水。計算によって求める。
土壤内残留量	土壤に保持（トラップ）された量	処理原水-処理水。計算によって求める。

主な項目についての水質調査結果は、表4.2に示すとおりである。

表4.2 水質調査結果 (COD, TOC関係のみ抜粋)

項目		第1回	第2回	第3回	第4回	(mg/L)					
COD	FF水	40.0	34.0	36.0	59.0	TOC	FF水	38.3	31.3	49.5	62.1
	FF後水	17.0	20.0	18.7	19.0		FF後水	15.9	17.4	27.2	20.3
	余剰水	16.0	22.0	23.6	11.0		余剰水	16.4	18.9	27.0	20.6
	処理水	8.7	9.2	6.1	14.4		処理水	9.1	9.6	6.3	9.6
	除去率(%)	78.3	72.9	83.1	75.6		除去率(%)	76.3	69.2	87.4	84.5
	F-F水	18.0	19.0	23.0	29.0		F-F水	16.3	17.3	36.5	36.1
P-COD	FF後水	8.7	12.1	6.2	12.3	P-TOC	FF後水	8.8	10.4	17.7	14.6
	余剰水	7.7	12.3	11.6	3.6		余剰水	8.3	10.0	17.2	5.6
	処理水	0.7	0.6	0.3	0.3		処理水	1.2	0.9	1.3	2.7
	除去率(%)	96.1	96.8	98.7	99.0		除去率(%)	92.9	94.5	96.6	92.5
	F-F水	22.0	15.0	13.0	30.0		F-F水	22.0	14.0	13.0	26.0
D-COD	FF後水	8.3	7.9	12.5	6.7	D-TOC	FF後水	7.1	7.0	9.5	5.7
	余剰水	8.3	9.7	12.0	7.4		余剰水	8.1	8.9	9.8	15.0
	処理水	8.0	8.6	5.8	14.1		処理水	7.9	8.7	5.0	6.9
	除去率(%)	63.6	42.7	55.4	53.0		除去率(%)	64.1	37.9	61.5	73.5

・計算式は、次の通り。

$$P-COD = COD - DCOD, \quad TOC = PTOC + DTOC, \quad PN = TN - DN, \quad DON = DN - DIN, \quad DIN = NO_3 + NO_2 + NH_4$$

$$PP = TP - DP, \quad DOP = DP - DIP, \quad DIP = PO_4$$

$$\cdot \text{濃度除去率(%)} = (\text{初期F濃度} - \text{処理水濃度}) / \text{初期F濃度} \times 100$$

4.1 初期フラッシュ水濃度と先行晴天日数との関係

降雨直後の路面は、汚濁物質が降雨によりほとんど流出された状態であることから、FF水の濁質は、晴天時に路面に蓄積した物質と考えられる。そこで、降雨の無い期間（先行晴天日数）がFF水濃度に与える影響を検討した。その結果、濁度（出水直後）、P-COD、P-N、P-Pにおいて、先行晴天日数が長くなるほどFF水濃度が高くなつた。また、先行晴天日数が数日を超えるとFF水濃度の上昇率が低くなり頭打ちとなる傾向がみられた（図4.1）。これらの傾向は、平成11～12年度に新葉山川橋で実施した調査結果と一致した。

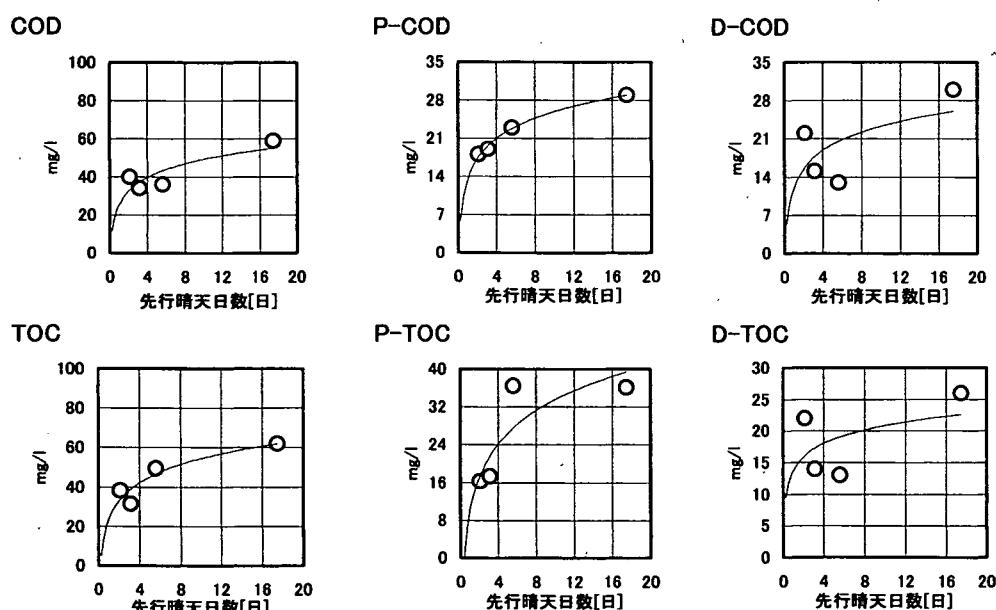


図4.1 FF水平均濃度と先行晴天日数との関係 (抜粋)

4.2 道路排水の水質濃度と積算流量との関係

道路排水は、出水直後には高濃度の汚濁物質を含むが、出水が継続すると急速にその水質濃度が下がると言われている。そこで、今年度調査の濁度データを元に、本集水域での状況を確認した。

この結果、図4.2に示すように、道路排水の濁度が高かったのは出水開始から $2 \sim 5 \text{ l/m}^2$ であった。

平成11～12年度の調査結果と同様に、出水開始から 2 l/m^2 の道路排水が高濃度である傾向がみられた。

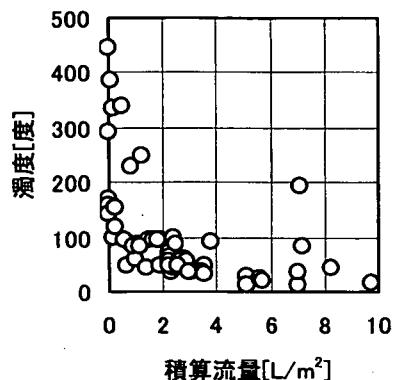


図4.2 道路排水の濁度と積算流量の関係

4.3 道路排水の有機物濃度

道路排水中には、自動車の排気ガス、タイヤ、ブレーキおよび降下煤塵などに由来する汚濁物質が含まれており、有機物も高濃度となる。

今年度調査（久野部跨線橋）および平成11～12年度調査（新葉山川橋）における道路排水中の有機物濃度（図4.3）をみると、全有機物濃度に対する粒子状有機物の割合は、道路排水の方が琵琶湖水や河川水（約15～20%）よりも高く、約30～60%を占めていた。また、1降雨で発生する全道路排水の平均有機物濃度は、琵琶湖や琵琶湖に流入する河川中の有機物濃度の2～10倍の濃度であった。

一方、初期フラッシュ水では、琵琶湖水や琵琶湖流入河川水の数倍～20数倍、初期フラッシュ後水では、同じく2～6.5倍であり、初期フラッシュ水への汚濁集中が明確であった。

これらのことから、初期フラッシュ水中の有機物濃度は公共用水域の水質より高く、同時に、有機物負荷量の削減には、道路排水中の初期フラッシュ水を処理対象にすることが効果的であると考えられた。

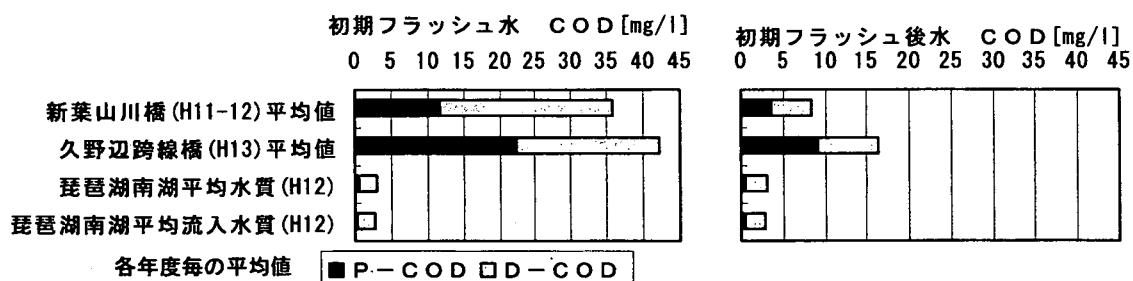


図4.3 道路排水中の平均有機物濃度

4.4 土壤浸透による水質濃度除去率

水質調査結果より、有機物に対する水質濃度除去率（次式）の経時的变化について検討を行った。

水質濃度除去率 (%)

$$= (\text{処理部に流入した水の濃度} - \text{処理水濃度}) / \text{処理部に流入した水の濃度} \times 100$$

処理部に流入した濃度

$$= \text{処理部に流入した負荷量} / \text{処理部に流入した水量}$$

$$= (\text{FF水負荷量} + \text{FF後水負荷量} - \text{余剰水負荷量}) / (\text{FF水流量} + \text{FF後水流量} - \text{余剰水流量})$$

図4.4に示すとおり、粒子状有機物（P-COD, P-TOC）に対する濃度除去率は、調査期間を通じて90%以上であった。ちなみに、処理水のP-COD平均濃度は、0.5mg/lであり、琵琶湖南湖のP-COD平均濃度0.6mg/lと同様な値となっていた。これは、本装置が粒子状有機物に対して高い除去能力があることを示している。この浄化作用は、処理部に充填した土壌によるろ過作用と考えられる。

一方、溶存態有機物（D-COD、D-TOC）に対する濃度除去率は、約30～50%、処理水の平均濃度は、D-CODが9.1mg/l、D-TOCが7.1mg/lであり、琵琶湖水や琵琶湖流入河川水の2.9～5.6倍であった。この浄化作用は、マサ土が持つ溶存態有機物（難分解性有機物を含む）に対する保留機能や、土壌微生物による分解作用が考えられる（表4.3）。

表4.3 道路排水処理装置において考えられる浄化作用

項目	考えられる浄化作用
1 ・粒子状COD (P-COD) ・粒子状TOC (P-TOC)	①土壌によるろ過作用
2 ・溶存態COD (D-COD) ・溶存態TOC (D-TOC)	①マサ土が持つ溶存有機物（難分解性有機物を含む）に対する保留機能 ②土壌微生物による分解作用

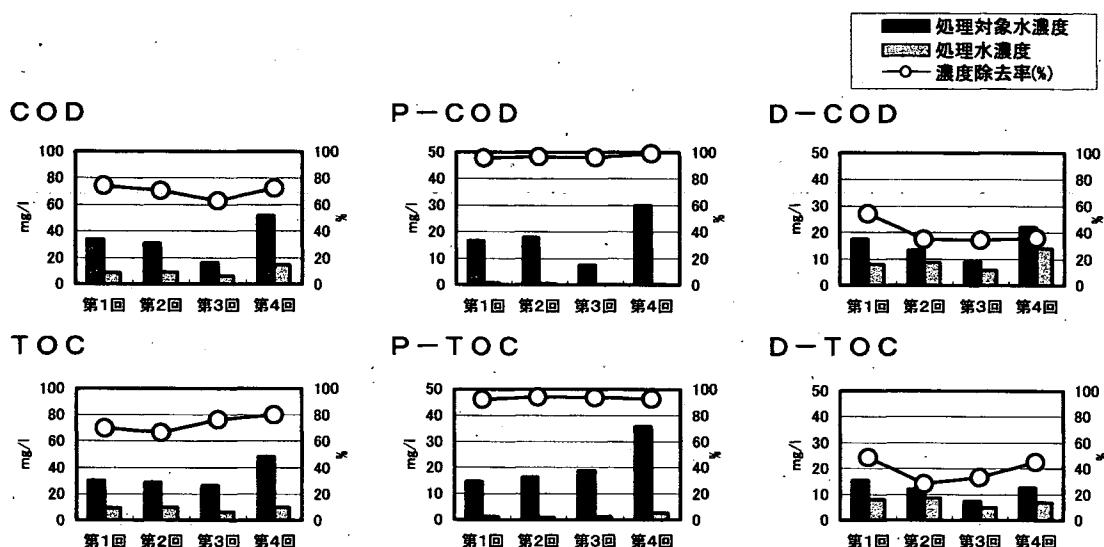


図4.4 水質濃度除去率の経時的変化

4.5 1降雨の負荷量に対する負荷量除去率

水質調査結果から1降雨で発生した全有機物負荷量に対する除去率（次式）の経時的変化を算出したものを図4.5に示す。但し、本指標は、道路排水による総負荷量を分母に置き分子に土壌によって除去された負荷量を置いたものであり、本処理装置の適用によって、降雨によって生じる道路排水負荷量の除去割合を示したものである。

1 降雨に対する負荷量除去率 (%)

$$= (\text{装置に流入した負荷量} - \text{処理水負荷量}) / 1\text{降雨で発生した全負荷量} \times 100$$

装置に流入した負荷量

$$= F_F\text{水負荷量} + F_F\text{後水負荷量} - \text{余剰水負荷量}$$

図4.5に示すとおり、負荷量除去率は、粒子状有機物（P-COD、P-TOC）に対して約50～90%、溶存態有機物（D-COD、D-TOC）に対して約30～40%であった。したがって、実験期間（4か月）中においては、水質浄化性能が維持されたと考えられる。

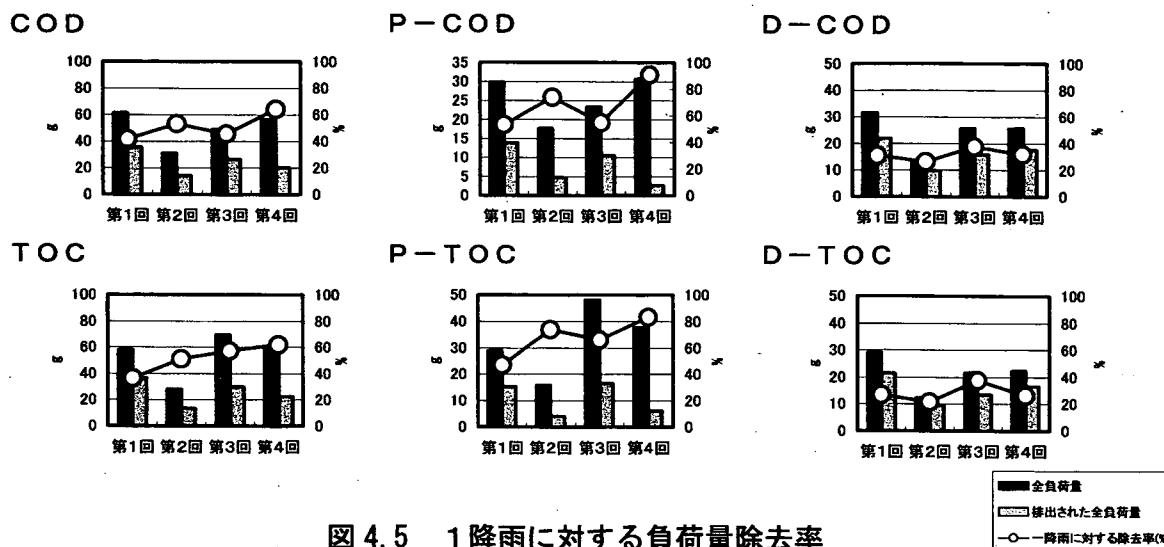
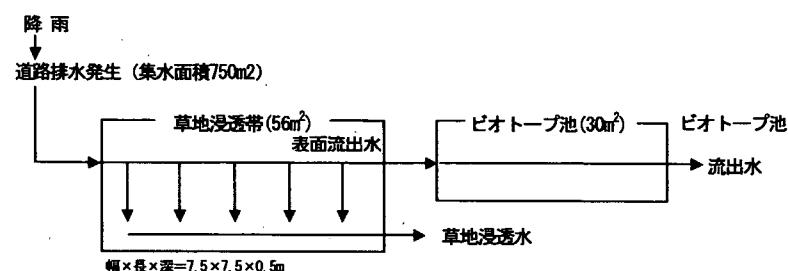


図4.5 1降雨に対する負荷量除去率

一方、平成12年度に新葉山川橋を集水域として行われた水質浄化実験結果より、処理対象とする道路排水量を降雨2mmおよび全量を想定した場合の1降雨に対する負荷量除去率（水質濃度の経時的变化より算出した値）との比較を図4.6に示す。

平成12年度実験は、右図に示すように発生した道路排水を緑地浸透帯（約56m²）に導き、その一部は緑地帯内部に自然浸透して排水し、残りを表面流出水として流出する条件で行った。



平成12年度業務での処理処理イメージ図

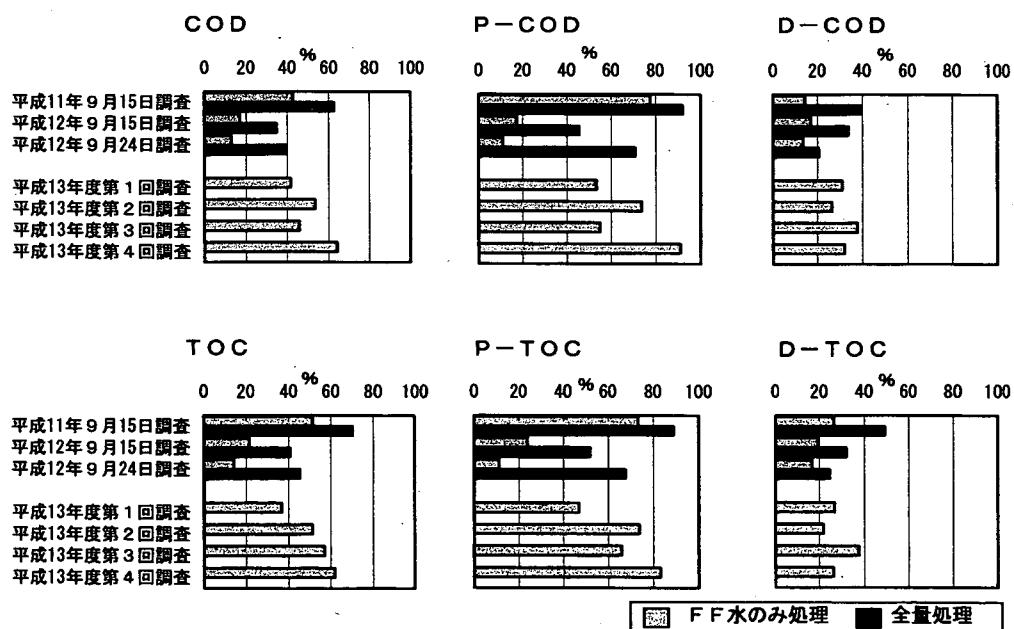


図4.6 1降雨に対する負荷量除去

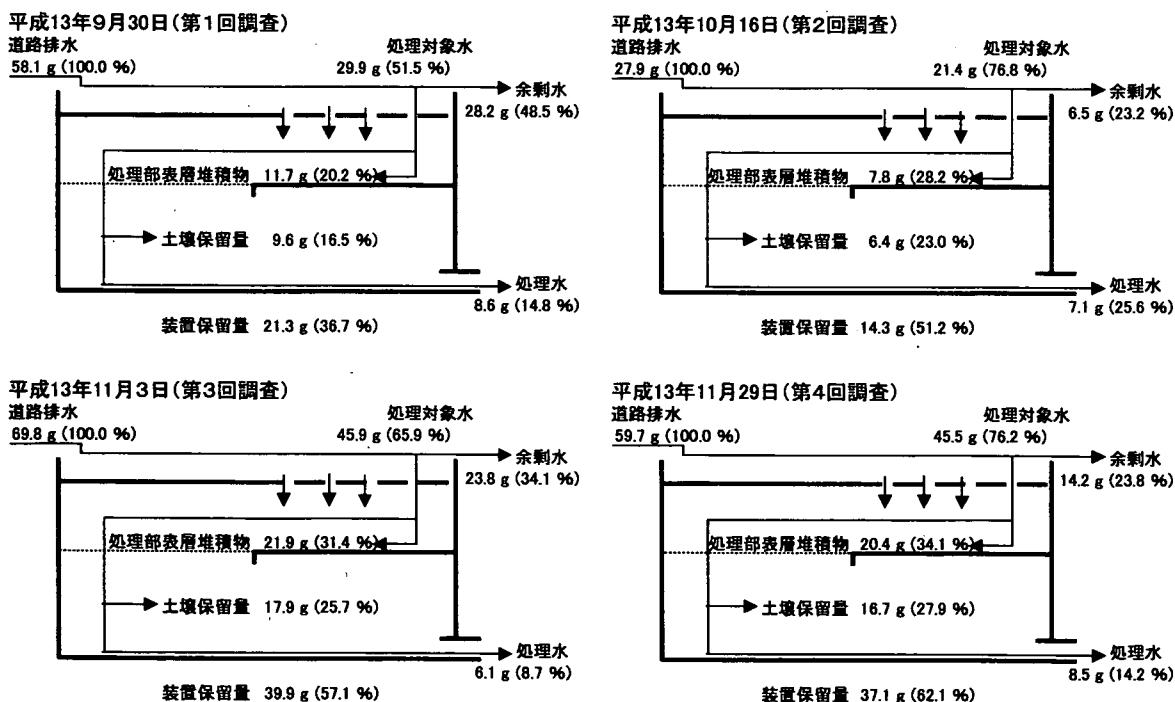
これによると、平成12年度に用いた緑地浸透帯における降雨2mm相当の初期フラッシュ水を処理したときの1降雨に対する負荷量除去率は、粒子状有機物では約20~75%、溶存態有機物では約15~25%であり、本年度実験結果より低い値であった。また、本年度浄化装置で得られた除去率は、平成12年度業務で全量を処理したときの1降雨に対する負荷量除去率と同等となっていた。

平成12年度浄化施設では、緑地に浸透しなかった水が表面流出水として緑地帯表面を流下する構造であったため、降雨量が多い時（平成12年9月15日=20.5mm、同9月24日=54.0mm）には、流下する水の巻き上げによって、1降雨に対する負荷量除去率が低下し、逆に降雨量が比較的少ない時（平成11年9月15日=5mm）には除去率が高くなる現象が見られた。これに対し、本年度施設では、スリット板を使用することで、土壌浸透部や空隙部から余剰水への巻き上げや負荷流出が無くなつたため、比較的安定した浄化性能が得られたものと考えられた。

4.6 実験装置の負荷量収支

水質調査及び流量調査結果を基に各調査回の負荷量収支を算出した（図4.7）。これによると、道路排水によってもたらされた負荷量の約52%の有機物（粒子状有機物では約67%、溶存態有機物では約28%）が装置内に保留され、余剰水として約32%、処理水として約16%が流出していたことになる。

また、水質浄化実験後の装置内において、表面堆積物として存在していた有機物量および土壌内有機物の保留量（増分）は、285gおよび230gであった。この比から、道路排水によつてもたらされた有機物の約55%が表面堆積物になり、約45%が土壌中に保留されるものと考えられた（図4.8）。



土壤分析結果より得られた、水質調査後の全表面堆積物と全土壤保留量（調査前との増分）の比（55:45）を用い、水質調査結果より得られた負荷量収支の装置保留量を分配した。

図4.7 実験装置内の負荷量収支 (T O C)

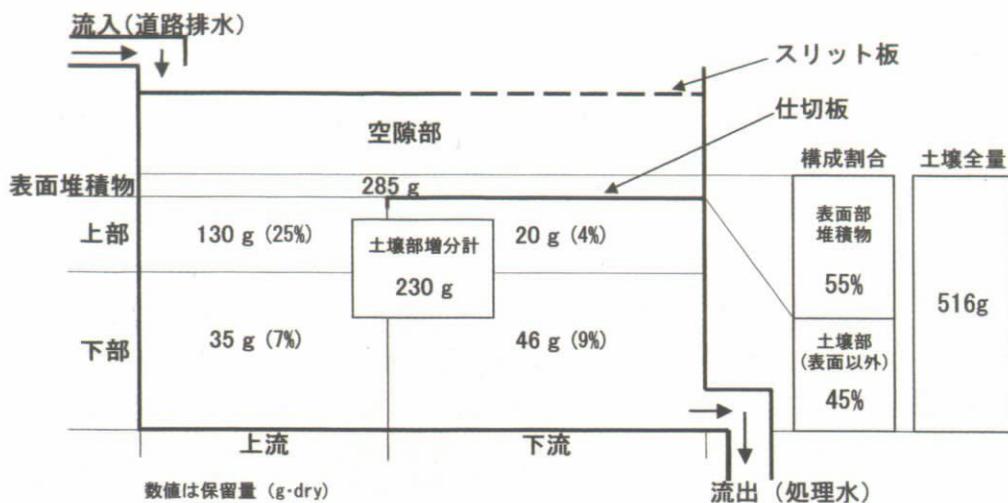


図4.8 表面堆積物と土壤部の保留量比率 (T O C、土壤分析結果より)

4.7 土壤処理による難分解性有機物浄化特性

道路排水処理施設が持つ溶存態有機物に対する浄化特性を、G P C分析に基づいて解析した。G P C分析は、過去の検討により、試料水に含まれる溶存態有機物の分子量構成が得られ、本調査の分析条件では、保持時間50分付近のピークが生分解性を持つ成分（溶存態易分解性有機物）であること、保持時間70~80分のピークがフミン質など溶存態難分解性有機物を含むこと、保持時間120分付近のピークが無機炭酸（T O CやCODには寄与しない）であることが確認されている。

分析の結果、図4.9に示すように、処理前後で全分子量帯（保持間50~120分間）におけるピーク高が低下していたことより、幅広い分子量帯での溶存有機物が除去されていたことが確認された。

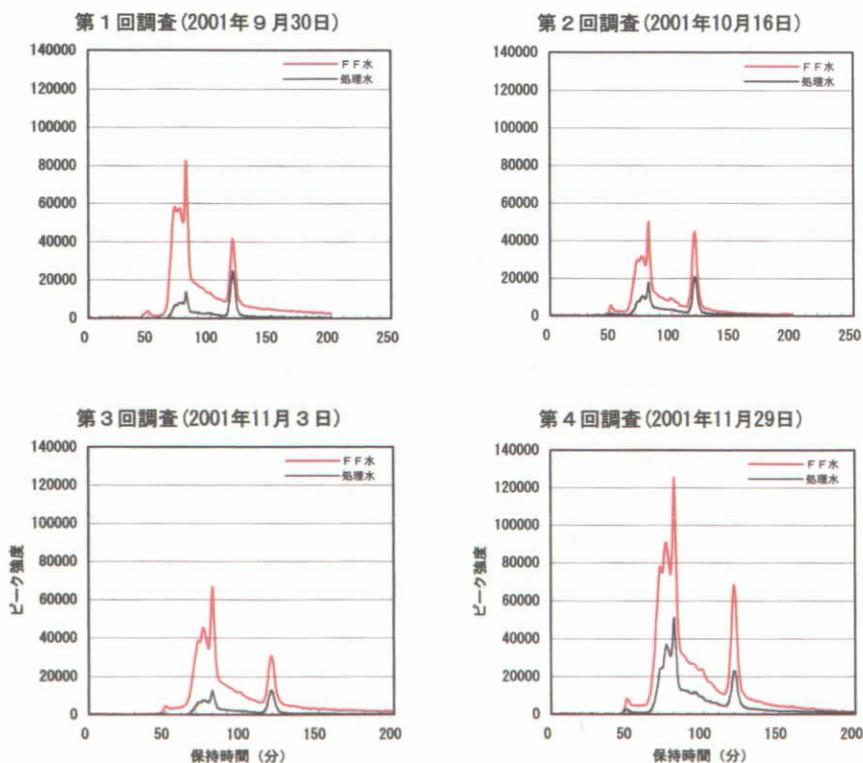


図4.9 G P C分析結果

また、ピーク強度とD-TOC濃度が正の相関を持つことから、本年度調査結果（図4.10）と、道路排水の生分解性試験結果（平成11年度実施、図4.11）を元に、難分解性有機物の除去率を算出（次式）したところ、平均除去率67.9%が得られた。

*難分解性有機物除去率(%)=(生分解性試験のピーク高減少率-本施設でのピーク除去率)/難分解性有機物率
ここで、難分解性有機物率=生分解性試験でのピーク残留率とした

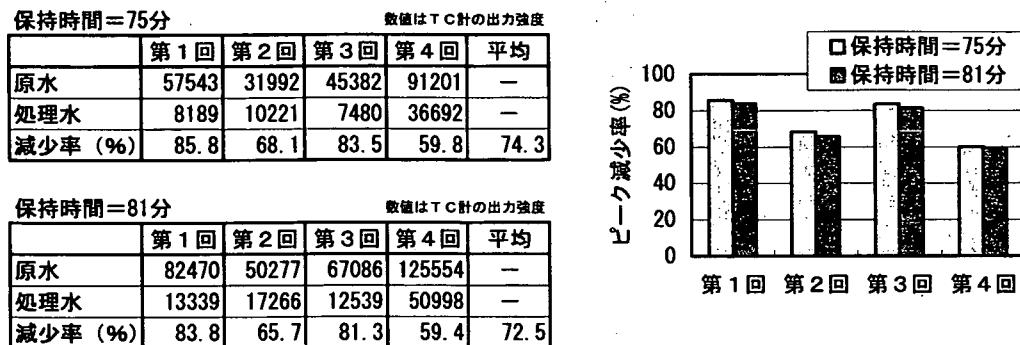
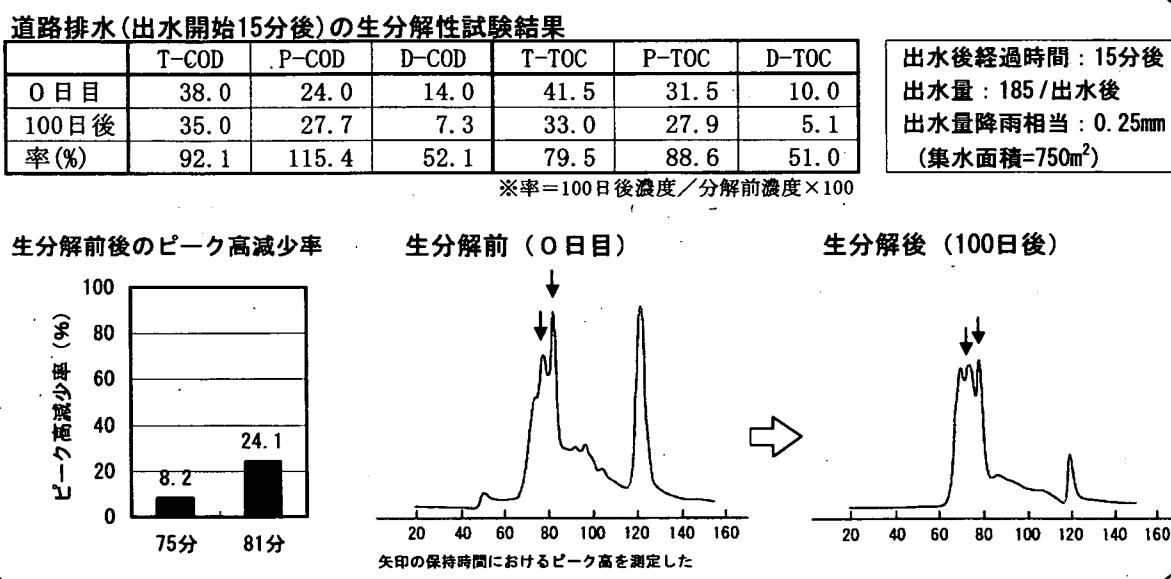


図4.10 GPC ピーク高減少率（平成13年度実験結果）



試料採取：2000年（平成12年）1月24日、新葉山川橋（Biyoセンター）

図4.11 初期フラッシュ水の生分解試験結果（平成11年度実験結果）

4.8 その他の栄養塩負荷に対する除去特性

図4.12に、窒素およびリンに対する濃度除去率を示す。これによると、有機物に対する除去特性と同様、粒子状窒素（P-N）および粒子状リン（P-P）に対する除去率は、約70～95%と高かった。また、溶存態窒素（D-N）では約15～50%、溶存態リン（D-P、DOP、PO₄-P）では約40～95%の負荷量除去率であった。溶存有機窒素（DON）では、処理対象水中のDON濃度が低い場合、除去率が負の値になった¹。

*1 一般に分析値が小さくなるに従い、分析値に対する分析誤差の割合が増加するが、特に、DONはD-NとDIN（溶存態無機窒素）の差から計算しており、さらにDINはアンモニア態窒素、亜硝酸態窒素、硝酸態窒素の和であることから、分析誤差の積み重ねが生じ易いと考えられる。

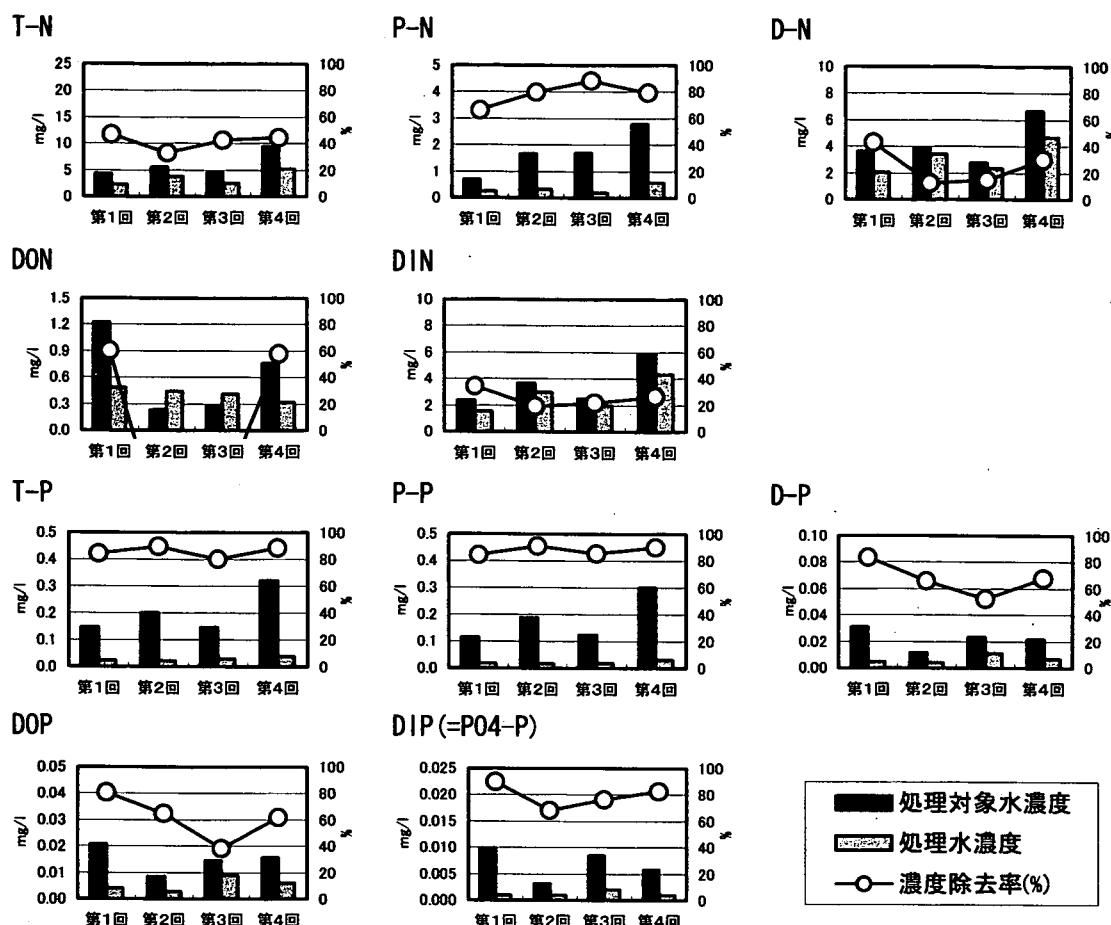


図4.12 窒素およびリンに対する濃度除去率

5. 装置の形状および管理に関する検討（透水性調査結果、土壤調査結果）

道路排水処理施設に必要な性能には次の①～④がある。ここでは、処理施設の形状および管理に関して、施設を構成する部分毎に検討を行った。

- ①路面排水の初期フラッシュ水 $2 \sim 3 l/m^2$ を選択的に集水・浄化。
- ②道路構造としての強度を持つ。
- ③道路交通安全を妨げない。
- ④低成本（建設コスト、ランニングコスト）である。

5.1 土壌充填部

一般に、土壌浸透型の水質浄化施設においては、施設の運用に伴う土壌の目詰まりが、運転管理上の問題になる。本年度（平成13年度）実験においては、道路排水の排水速度調査（透水性試験）の結果、水質浄化実験を行った4か月間に目詰まりによる透水速度の低下が全く確認されなかった（図5.1）。本年度施設における透水速度は、浄化性能を確保するために開口部面積当たり $0.8 \sim 0.1 l/min/m^2$ であったことから、土壌充填部における目詰まり物質の蓄積による透水速度の低下が、この透水速度を下回らなかったと考えられる。さらに、土壌調査の結果、目詰まり物質が土壌の表面約 $2 mm$ に集積していたこと（写真5.1）から、長期間の運転に伴い目詰まりが生じた場合、表面堆積物の除去および土壌充填部の表層数cmを交換することによって透水性が回復すると考えられた。また、その頻度は、本年度実験において、

4か月の運転では水質浄化に影響するほどの目詰まりが全く見られなかったことから、少なくとも数ヶ月間においては、土壤充填部の保守は不要と考えられた。

水質浄化実験終了後（4か月の運用後）について、溶出試験を行った結果、調査項目は全て土壤環境基準（環境基本法）を下回っていた（表5.1）。

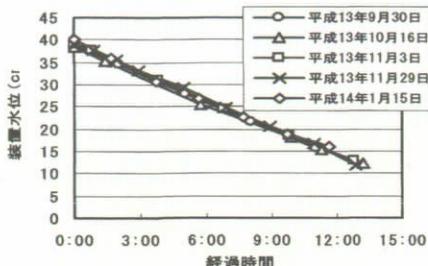


図5.1 排水速度調査結果



写真5.1 土壤表面堆積物

表5.1 土壤溶出試験結果

分析項目	単位	調査前	調査後	表面堆積物	基準値	分析方法
カドミウム又はその化合物(Cd)	mg/l	<0.001	<0.001	<0.001	0.01	JIS K 0102-55.4 ICP発光分析法
シアノ化合物(CN)	mg/l	ND	ND	ND	検出されないと	JIS K 0102-38.2 吸光光度法
鉛またはその化合物(Pb)	mg/l	<0.005	<0.005	<0.005	0.01	JIS K 0102-54.3 ICP発光分析法
六価クロム(六價VII)	mg/l	<0.02	<0.02	<0.02	0.05	JIS K 0102-65.2.1 吸光光度法
砒素(As)	mg/l	<0.005	<0.005	<0.005	0.01	JIS K 0102-61.2 HYD-AA法
純水銀(T-Hg)	mg/l	<0.0005	<0.0005	<0.0005	0.0005	環告第59号 付表1 還元気化法
アルキル水銀(R-Hg)	mg/l	ND	ND	ND	検出されないと	環告第59号 付表2 GC-ECD法
PCB	mg/l	ND	ND	ND	検出されないと	環告第59号 付表3 GC-ECD法
ベンゼン	mg/l	<0.001	<0.001	<0.001	0.01	JIS K 0125-5.2 HS-GC-MS法
セレン及びその化合物(Se)	mg/l	<0.001	<0.001	<0.001	0.01	JIS K 0102-67.2 HYD-AA法

基準値: 土壌汚染に係わる環境基準について(平10.4.24 環告21)

道路排水の処理施設において、処理媒体である土壤の最適な充填量やてん圧は重要な検討課題であるが、道路排水を用いて、土壤（マサ土）の充填量やてん圧について一連の実験系として検討した事例は現在のところみられない。

参考として、表5.2に既存の道路排水処理事例や土壤による有機物除去実験に基づいた事例を示す。

表5.2 土壤充填量・てん圧に関する既存事例

業務	検討名	実験概要	土壤種類	土壤充填部容量など	充填密度など	水質浄化性能など
A 室内カラム実験	土壤充填カラム（円筒）による有機物保留能試験	未熟土 グライ士	カラム直径：10cm カラム長さ：70cm 土壤充填量：2.8～3.5kg	0.89～1.31g/ml	0.5ml/day/cm ³ で有機物を含む溶液を通過したところ、未熟土カラムは144日経過しても保留能を維持し、グライ士カラムは、約2ヶ月で団粒構造が崩壊し閉塞した。	
B 道路排水処理施設の室内検討	道路排水処理施設の室内実験サイズの装置による浄化実験	マサ土（未熟土） 川砂 赤玉土	開口部：400cm ² 20×20cm 土壤充填部：32L 80(L)×20(W)×20(D) 土壤充填量：40～56kg	約1.25～1.75kg/L	赤玉土が最も水質浄化性能が高く、マサ土は赤玉より若干劣るが同程度、川砂がやや劣る	
C 道路排水処理施設の検討（緑地浸透帯）	緑地浸透帯による道路排水浄化実験	マサ土（未熟土）	緑地表面積（開口部）：56m ² 7.5×7.5m 緑地帶容積（土壤充填部）： 7.5(L)×7.5(W)×0.5(D)	—	緑地浸透により、粒子状物質、溶存態物質の両方に対する除去が確認された。上流部に目詰まりが生じたが、表土入れ替えにより回復した。	
D 道路排水処理施設の検討（久野辺跨線橋）	道路排水処理施設による現地浄化実験	マサ土（未熟土）	充填部開口面積：0.6m ² 50×120cm 土壤充填部：720L 1.2(L)×1.2(W)× 0.5(D) 土壤充填量：1286kg	1.8kg/L	粒子状物質、溶存態物質の両方にに対する除去が見られた。 土壤表面に黒色物質が堆積し、浸透除去量の約10倍の負荷量であった。4ヶ月の運用による目詰まりは見られない。	

業務

- A. 平成11年度 土壤がもつ難分解性有機物保留能の限界量調査委託業務（滋賀県環境政策課）
- B. 平成12年度 路面排水処理施設の検討業務（滋賀県道路課）
- C. 平成12年度 難分解性有機物浄化対策調査など（滋賀県環境政策課）
- D. 平成13年度 難分解性有機物浄化対策調査（滋賀県環境政策課）, 本業務

5.2 分水部（スリット板）

道路排水処理施設には、「④低コスト（建設コスト、ランニングコスト）である」ことや「⑤道路構造としての強度を持つ」ことが求められるため、分水部は可動部をもたない「スリット板（本年度業務で使用）」や「2重ます（図5.2）」を用いる方法がある。

また、4か月間にわたる水質浄化実験後のスリット板表面には、道路排水由来と考えられる黒色の汚れが付着していたものの、汚濁物質、土壤、あるいはゴミなどによるスリット機能の障害は全く見られなかった。このことから、スリット板の保守はほとんど不要であり、土壤充填部の保守時に清掃する程度で問題は生じないと考えられる。

5.3 ゴミフィルターなど

本年度（平成13年度）に久野部跨線橋で行った実験では、街路樹など発生源が少なかったことから、17mmの金網の上に残ったゴミ類はわずかであったが、平成12年度路面排水の処理施設の検討業務（滋賀県道路課）では、木の葉やタバコの吸い殻など大型のゴミ類が確認された（写真5.2）。これらのことから、ゴミフィルターは、路線の状況によって設置の要否を検討し、設置場所に応じた定期的なゴミの除去を行うことが必要である。

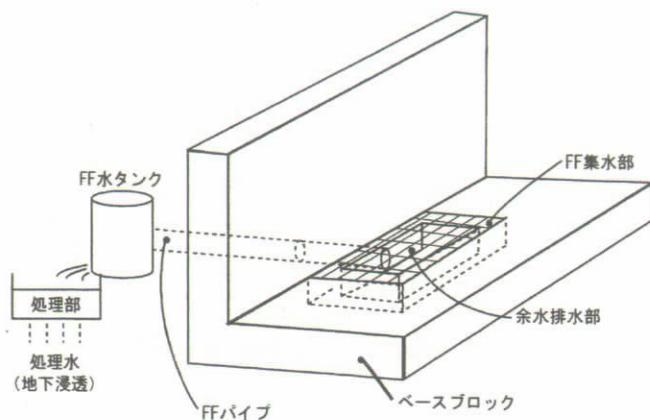
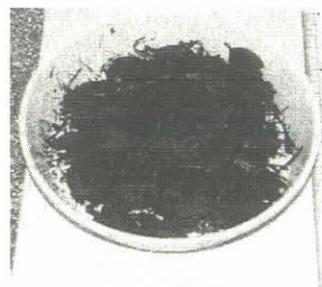
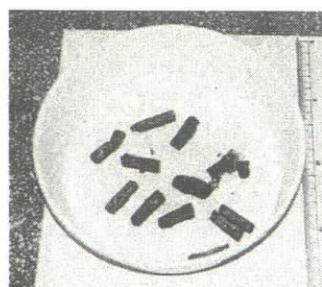


図5.2 2重ますイメージ

植物（葉など）



たばこ吸い殻



左、中：新葉山川橋近傍（平成12年度調査結果）、右：久野辺跨線橋（本年度調査）

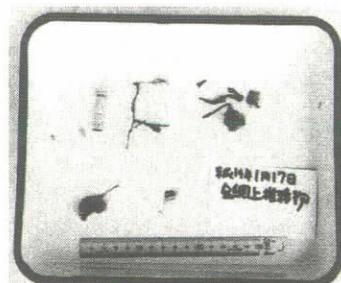


写真5.2 道路排水から金網に集積されたゴミ類

5.4 設置場所

滋賀県湖南地域振興局管内の現地踏査では、様々な排水形態や側溝ブロックのパターンが見られている（図5.3）。実際の道路では、設置のために広い用地が要求されます型処理施設よりも、側溝に埋め込む施設の方が適用範囲が広いと考えられる。側溝取り付け型処理部イメージとして、歩道上の緑地帯に処理部を配置した例を示した（図5.4）。

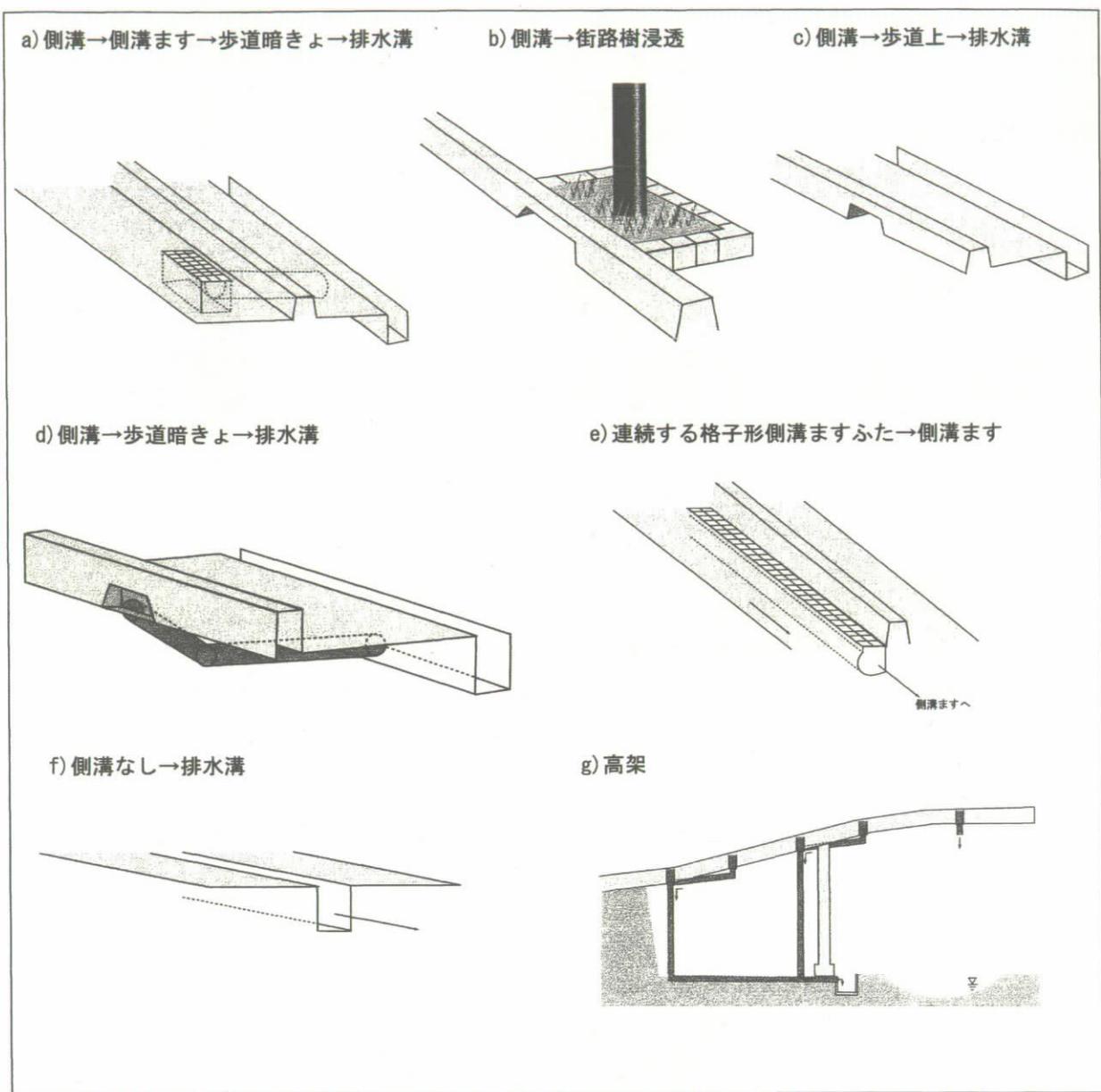


図5.3 現地でみられた排水流路パターン

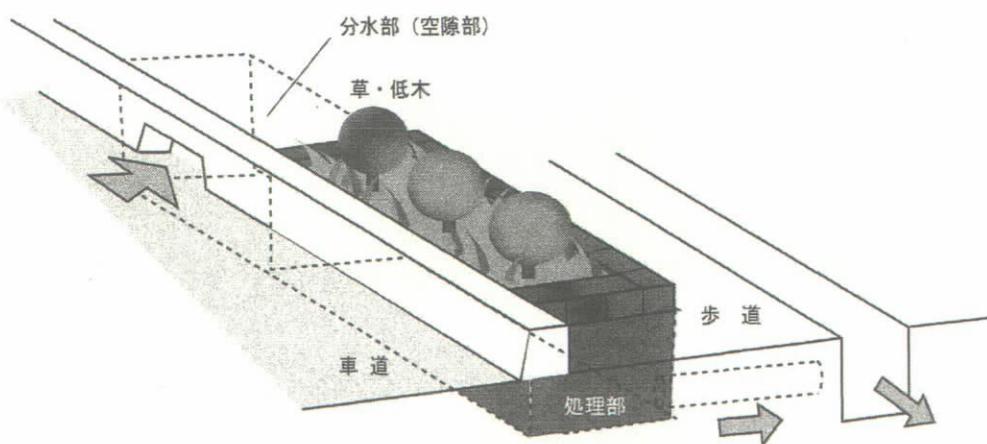


図5.4 側溝取付型処理装置イメージ

6. まとめ

降雨時における道路排水の公共用水域への流入負荷削減対策(市街地からの面源負荷対策)として、昨年度までに葉山川河川敷の道路排水浄化施設から得られた知見から、その排水の初期フラッシュ部分のみを選択的に浄化する装置(施設)の設計を試みた。今年度調査では、現地設置する路線の選定およびパイロットプラントの製作、設置後、水質浄化実験を行い、期間中の4降雨を対象に採水調査および装置の透水性調査より、水質浄化性能および目詰まりなど持続性を検討した。また、水質調査期間の前後には、装置に充填した土壌(マサ土)について、有機物、窒素、リンなどの含有量および有害物質の溶出試験を行い、土壌の持続性などを検討した。

道路排水の水質調査の結果、初期フラッシュ水継続水量は、 $2 \sim 3 l/m^2$ (道路 $1 m^2$ あたり水量、降雨量mmと同値)で、新葉山川橋での調査(平成11~12年度)と同様であり、それらの結果を基に設計したパイロットプラントが適用可能であることが判明した。

初期フラッシュ水の平均COD濃度は42mg/lで、処理水のCOD濃度は平均9.6mg/lであった。この濃度は、初期フラッシュ後水の平均COD濃度18.7mg/lを下回る値であった。初期フラッシュ水に対する各調査回の水質濃度除去率は、全有機物(COD、TOC)で約70~90%、粒子状有機物(P-COD、P-TOC)で90%以上、溶存態有機物(D-COD、D-TOC)で約40~75%であった。

また、GPC-TC分析結果より、難分解性有機物の約68%が除去されていることが示された。1降雨の全負荷量に対する負荷量除去率は、全有機物で約40~65%、粒子状有機物で50~90%、溶存態有機物で約20~40%であった。4回の水質調査の間(約2.5か月)に水質浄化性能が低下する傾向はみられなかった。

水質調査後の装置内の状況は、土壌表面(空隙部の底面)に道路排水由来と思われる黒色物質(表面堆積物)が約2mmの厚さで堆積しており、充填土壌の含有分析結果から、装置内保留量の約55%が表面堆積物として除去されていたことが判明した。このことから、長期間の運転に伴って目詰まりなど生じたときの対処として、表層堆積物を除去するのみで充分な効果が得られる可能性が考えられた。また、充填土壌及び表面堆積物の溶出試験結果では、測定した有害物質は土壌環境基準(環境基本法)を下回っていた。

以上、面源負荷対策および陸域における難分解性有機物対策のひとつとして、土壌(マサ土)を用いた道路排水の浄化対方法について検討を進めた結果、本方法に実用面での問題が少なく、処理方法として有望であることが示された。

実験担当者

滋賀県琵琶湖環境部

環境政策課参事 松井 弘吉

山中 直

環境政策課主幹 山本 雅則

財団法人琵琶湖・淀川水質保全機構

実験センター所長 田井中善雄

実験センター主任研究員 和田 桂子

10. 赤野井湾におけるヨシ群落調査（その3）

1. 目的

本実験は、1997(H9)～1998(H10)にかけて行われた滋賀県の調査により琵琶湖赤野井湾のヨシ群落が1988(S63)年頃から近年にかけて衰退傾向にあると示されたことを踏まえ、その衰退要因の一つと考えられる水の停滞に着目し、水流とヨシの生育との関連を調べることを目的として実施したものである。

図1-1に実験位置を示す。実験は赤野井湾内的一角において人工的に水流を創出し、ヨシ群落その他の植生の変化や生育環境条件（水質、底質等）の変化をモニタリングすることにより行った。

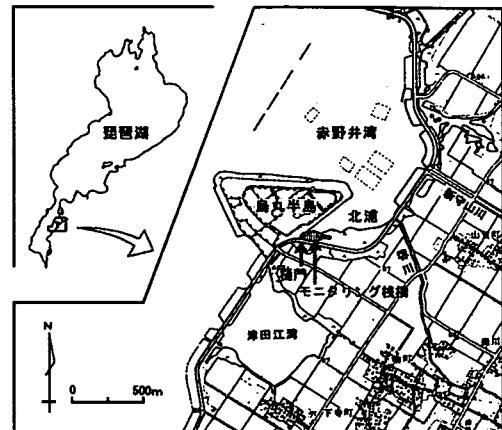


図1-1 実験位置

2. ポンプの運転状況

ポンプ能力 $4\text{ m}^3/\text{分}$ に対し、河川法による水利使用日最大取水量 $2,500\text{ m}^3/\text{日}$ 以下に抑える必要があることから、タイマーにより1日10時間の運転（揚水量 $4\text{ m}^3/\text{分} \times 60\text{ 分} \times 10\text{ 時間} = 2,400\text{ m}^3/\text{日}$ ）に調整した。図2-1に施設全体の平面図を示す。

ポンプ運転状況は以下の通りである。

- 平成11年8月4日～8月31日 : 8:00～18:00（計10時間）
- 平成11年9月1日～10月18日 : 22:00～8:00（計10間）
- 平成12年6月8日～7月19日 : 8:00～13:00, 20:00～翌1:00（計10時間）
- 平成13年1月17日～3月31日 : 8:00～13:00, 20:00～翌1:00（計10時間）
- 平成13年4月1日～6月4日 : 8:00～13:00, 20:00～翌1:00（計10時間）

3. 調査内容及び結果

3.1 植生調査

赤野井湾におけるヨシ群落、ハス群落等の抽水植物群落の分布状況の把握を目的として、平成11年度～平成13年度の3年間について、湾内の各種抽水植物群落に係る種組成調査を実施し、その結果に基づき湾内現存植生図を作成した。また、実験施設設置地域周辺におけるやや詳細な植生図の作成を実施した。

なお、現地調査を実施するに際し、事前に対象水域の航空写真撮影を実施した。

3.1.1 赤野井湾全体の植生調査結果

航空写真（撮影縮尺5,000分の1を500分の1に引き延ばして使用）の判読及び現地植生調査（種組成調査）により作成した植生図を平成11年度、12年度とあわせて図3-1に示す。

3.1.2 実験施設周辺の植生調査結果

調査区域をより細かくして、実験施設設置区域周辺について、やや詳細な群落分布を検討した。平成11年度から平成13年度の3年間における植生図を図3-2に示す。

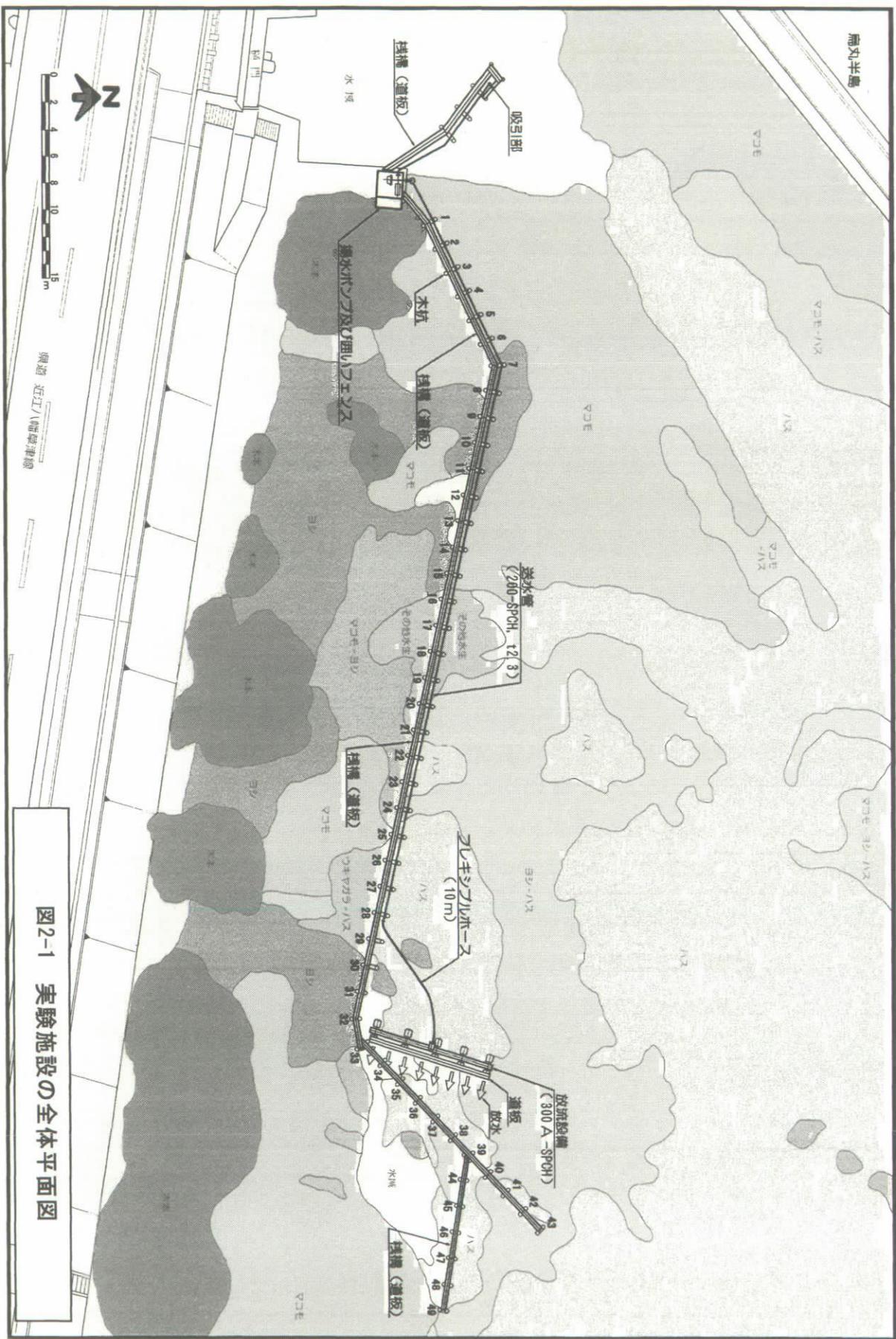


図2-1 実験施設の全体平面図

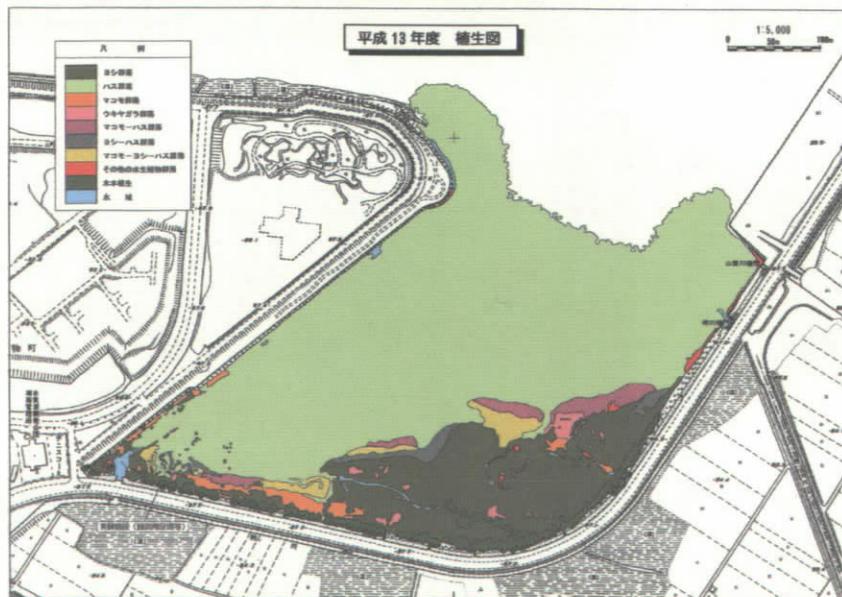
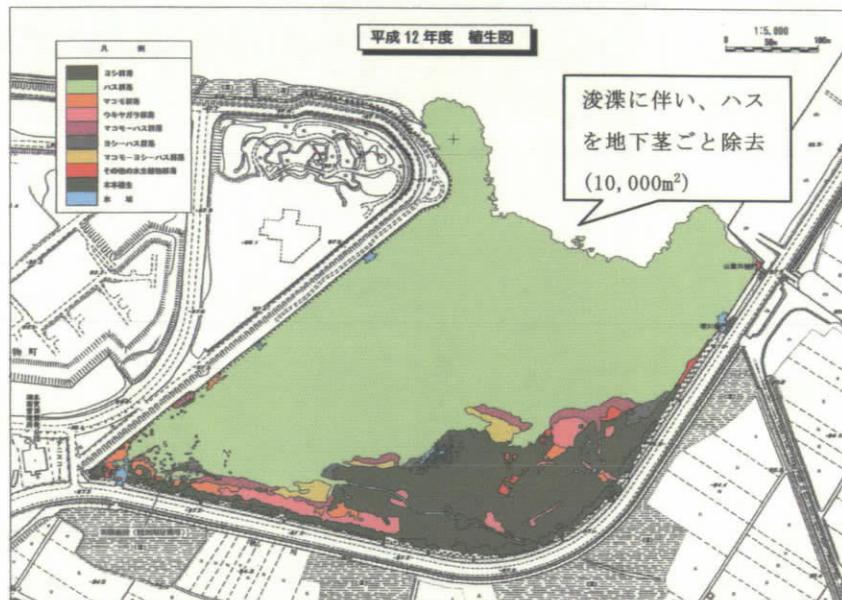
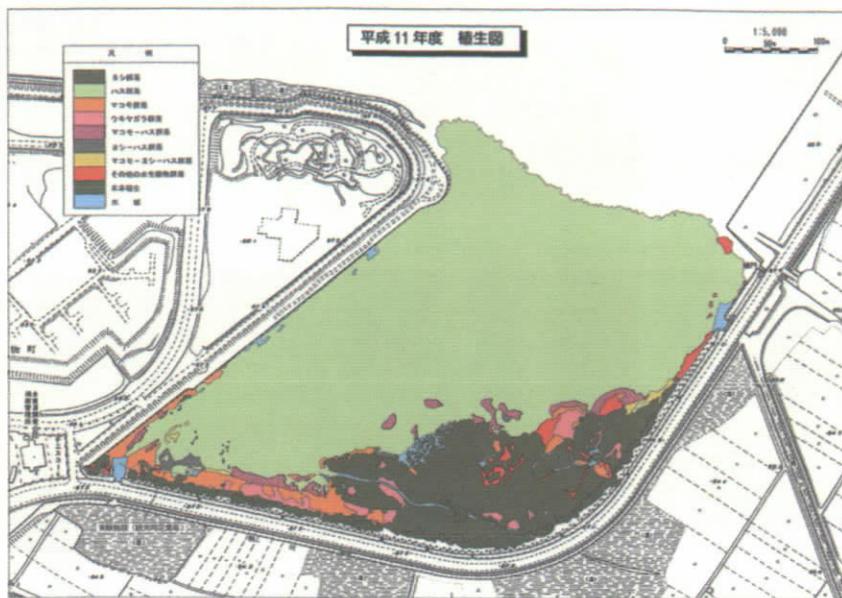


図3-1 全体植生図（平成11年度～平成13年度）

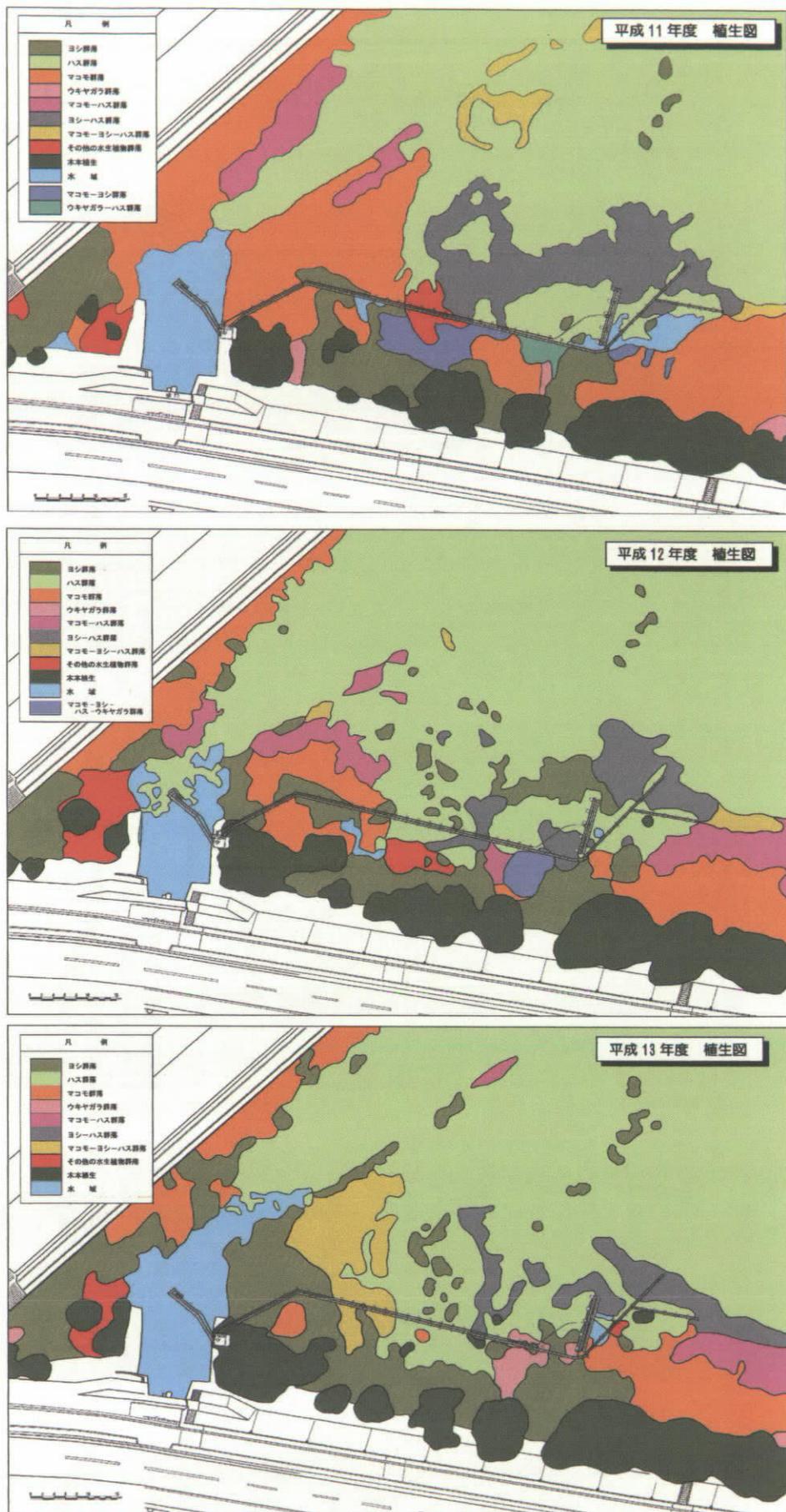
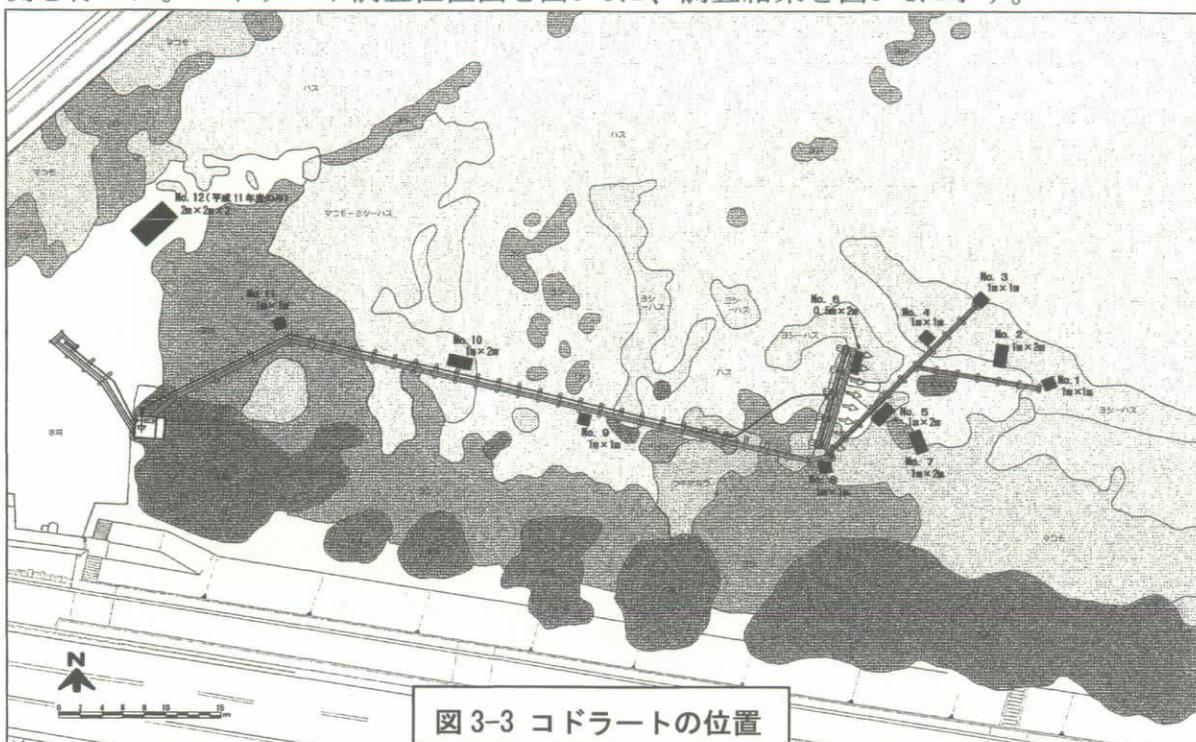


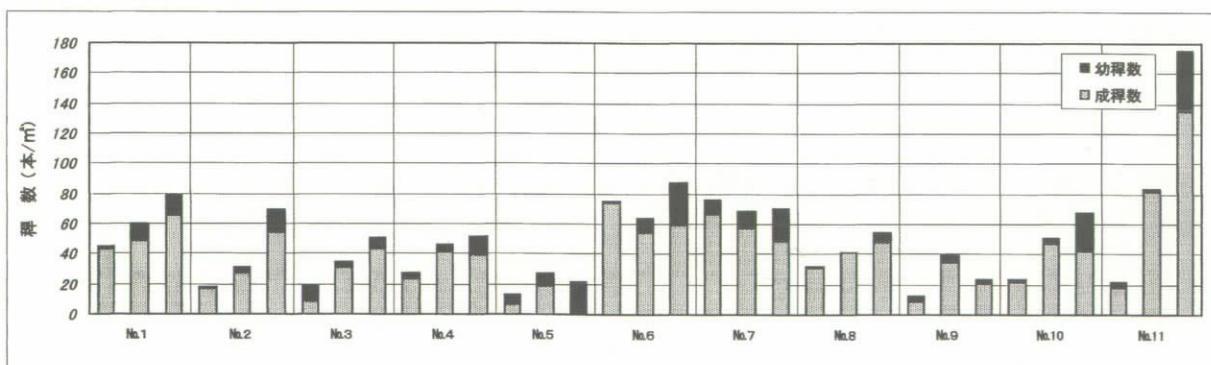
図3-2 実験施設周辺植生図（平成11年度～平成13年度）

3.2 コドラー調査

モニタリング桟橋（観測用足場）沿い等でヨシ群落・ハス群落がその他の植物群落や水域と接する境界部に設置した固定コドラーにおいて、植物密度・サイズ等の計測を行った。コドラー調査位置図を図3-3に、調査結果を図3-4に示す。



ヨシの稈数



左からH11, H12, H13の調査結果を示す

ハスの葉数

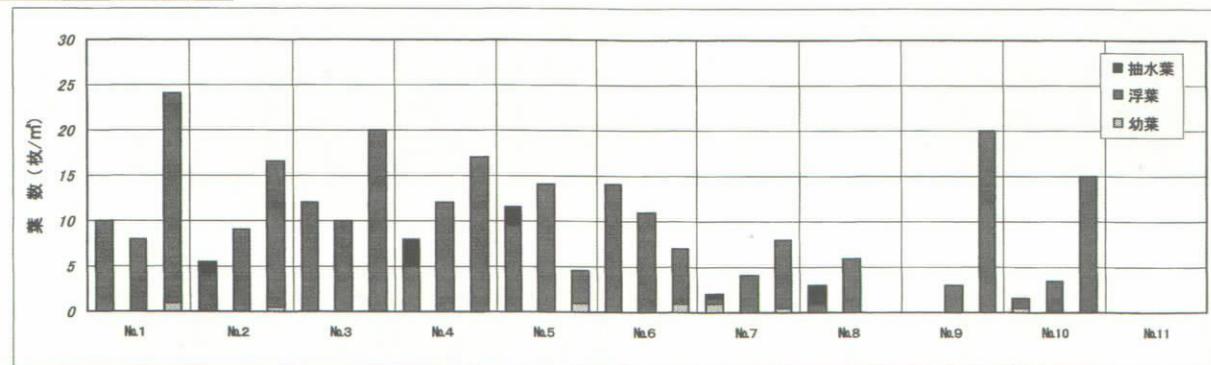


図3-4 コドラー調査結果

3.3 水質調査

本年度は水質調査は実施していないが、平成11年度及び平成12年度において、水流創出実験に伴うヨシ等抽水植物群落の変化のモニタリングと併せ、その生育環境条件との関連性を検討する際のデータを得ることを目的として、実験放水開始前と放水期間中における対象水域の水質調査を実施している。ここでは、これらについても再度とりまとめを行った。

調査項目は、pH, DO, COD, T-N, NH₄-N, T-P, PO₄-Pの7項目とし、現地で各地点の表層水を採取して持ち帰り、室内で分析した。

調査地点位置図を図3-5に示す。また調査結果を図3-6に示す。

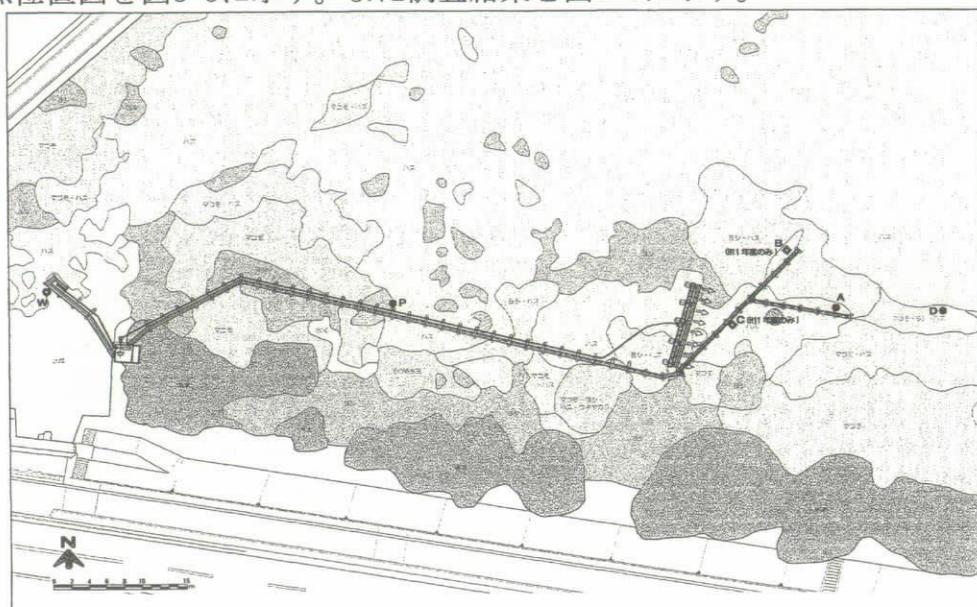


図3-5 水質調査地点位置

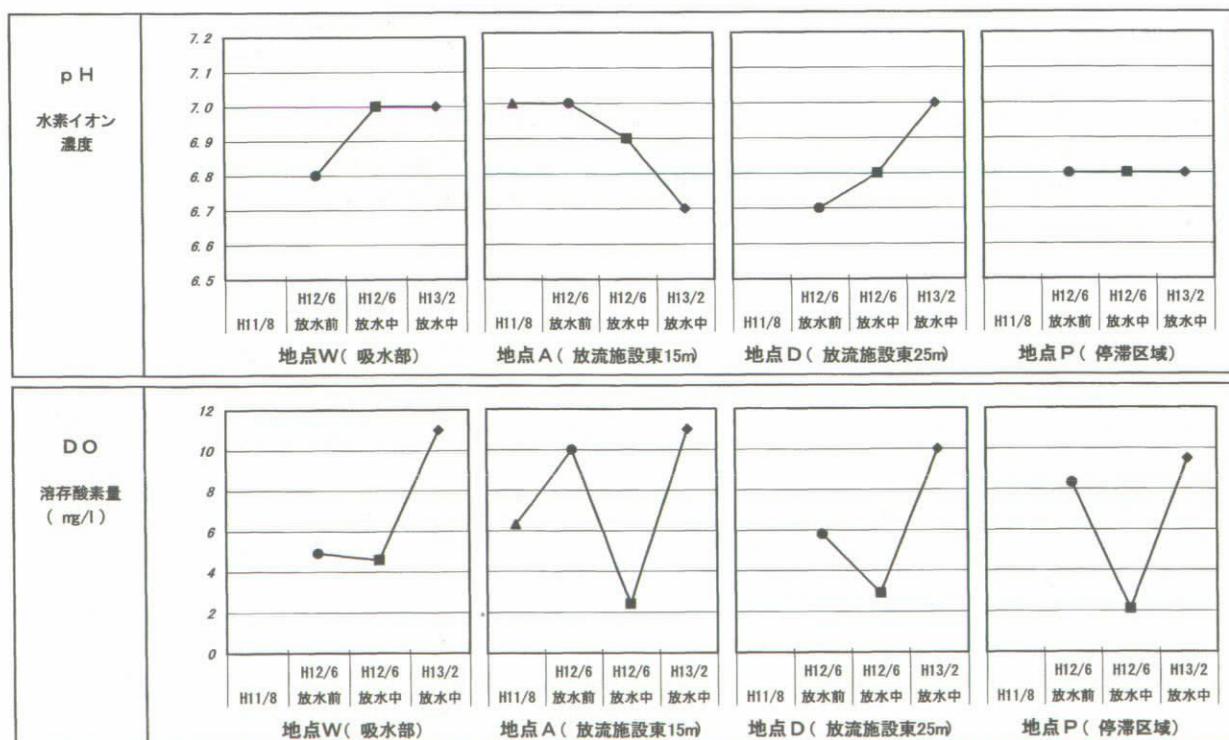


図3-6 水質調査結果（その1）

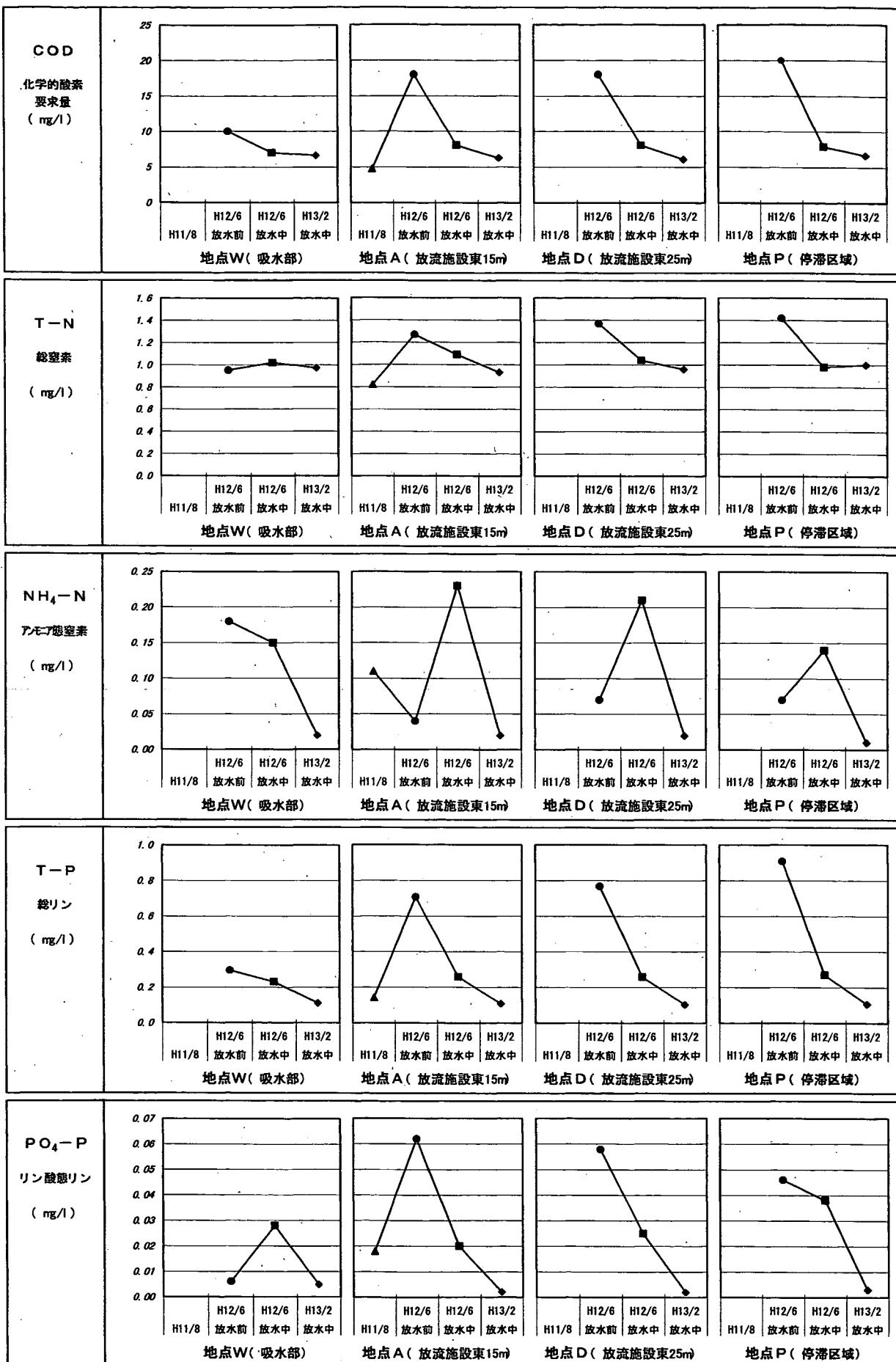


図3-6 水質調査結果（その2）

3.4 底質調査結果

水流創出実験に伴うヨシ等抽水植物群落の変化のモニタリングと併せ、その生育環境条件との関連性を検討する際のデータを得ることを目的として、実験放水開始前と放水後における対象水域の底質調査を実施した。

底質調査位置を図3-7に、調査結果を図3-8に示す。

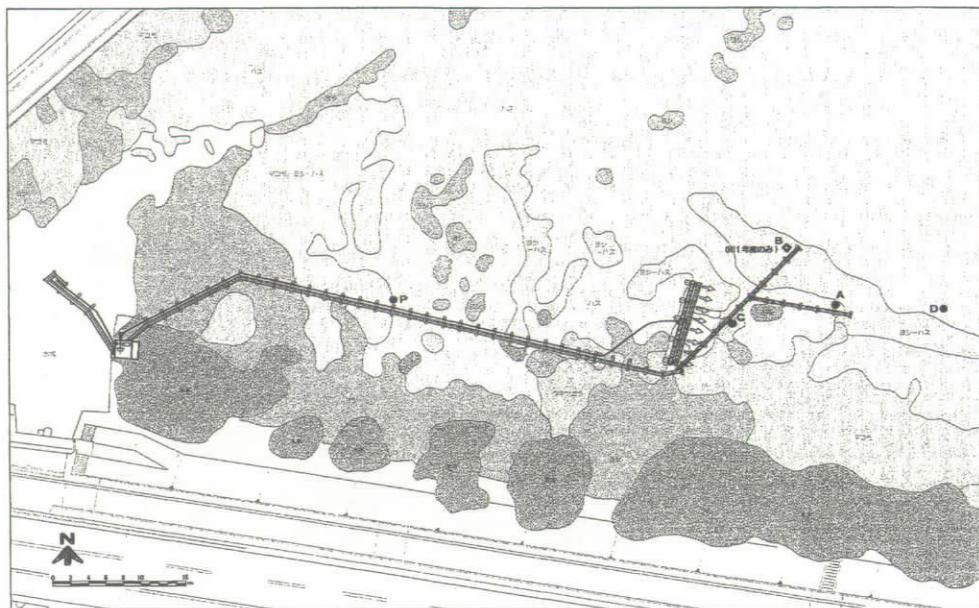


図3-7 底質調査位置

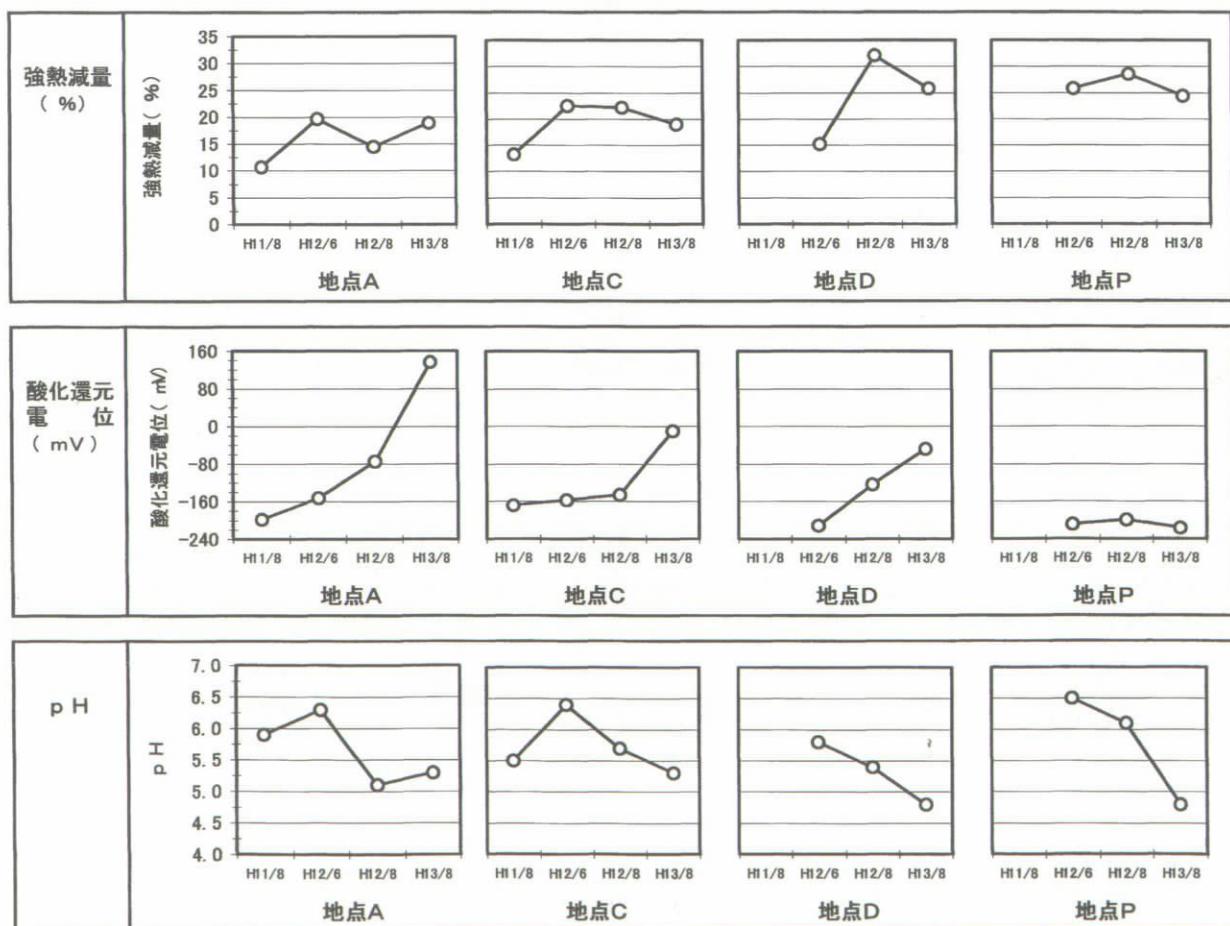


図3-8 底質調査結果（その1）

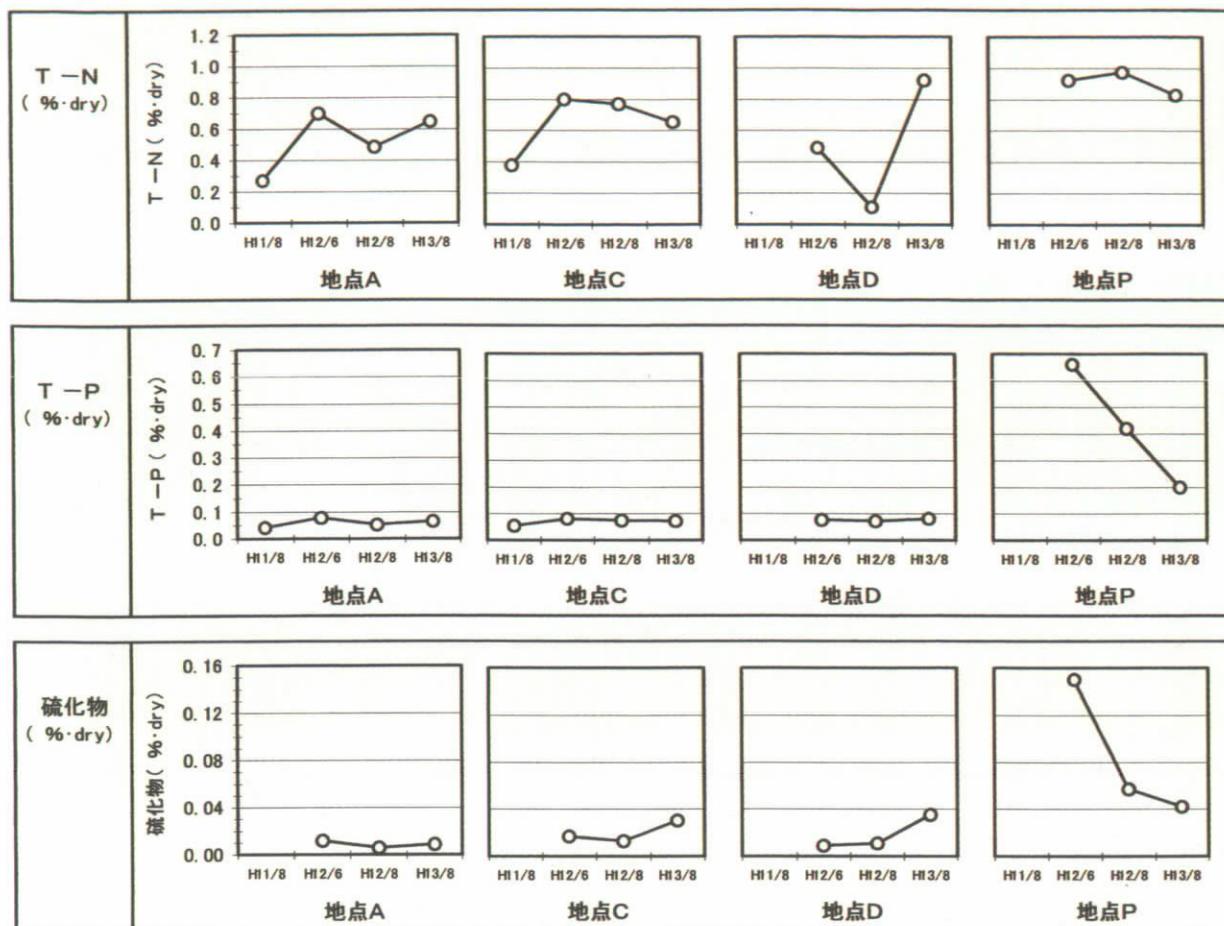


図3-8 底質調査結果（その2）

3.5 砂質コドラー調査

ヨシ・ハスの生育に関わりがあると考えられる環境条件のうち、これまででは水流の創出の効果について調査を実施したが、新たに、ここでは主要な条件として「土質」の影響に関する調査を実施することとした。

このため、平成12年度にヨシとハスがせめぎ合う境界部のハス群落内にコドラー（1.5m×2 m）を2カ所設定し、両区域とも深さ50cm程度までの底泥をバキューム及び手作業でハスの根ごと除去し、除去後の凹部に砂（川砂）を投入した。なお、コドラー周辺のヨシ群落内にあるハスについても一定範囲で取り除いた。

ア) うち、1カ所は実験放水区域とした。（コドラー名：SA-1）

イ) もう1カ所は水流の影響の及ばない区域（停滞区域）とした。（コドラー名：SA-2）



図3-9 設置状況（SA-1）



図3-9 設置状況（SA-2）

3.5.1 SA-1の調査結果

設置した砂質コドラー（SA-1, SA-2）を掘り返し、ヨシ・ハスの根茎の進入状況をモニタリングした。

SA-1(放流の影響あり)では、ヨシの進入が確認されたが、それ以上にハスがコドラー内に進入している状況が確認された。また、ショウブの進入も確認された。SA-1におけるコドラー設置前及びモニタリング調査時のヨシ・ハス等の生育状況を図3-11に示す。

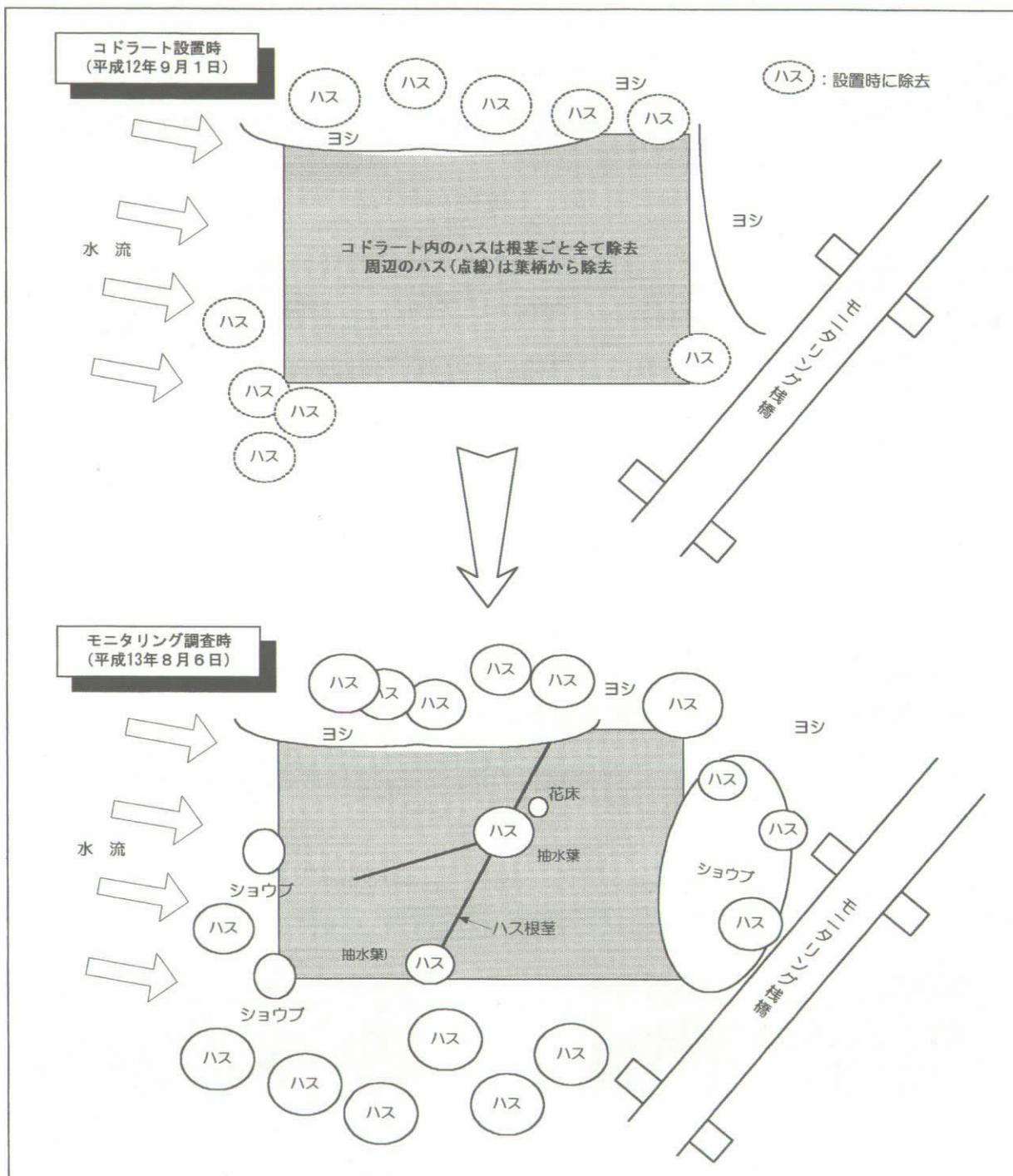


図3-11 ヨシ・ハス等の生育状況 (SA-1)

3.5.2 SA-2の調査結果

SA-2(放流の影響なし)では、ヨシの根茎が3箇所で確認されたが、それ以上にハスの進入が大きい状況であった。SA-2におけるコドラーート設置前及びモニタリング調査時のヨシ・ハス等の生育状況を図3-12に示す。

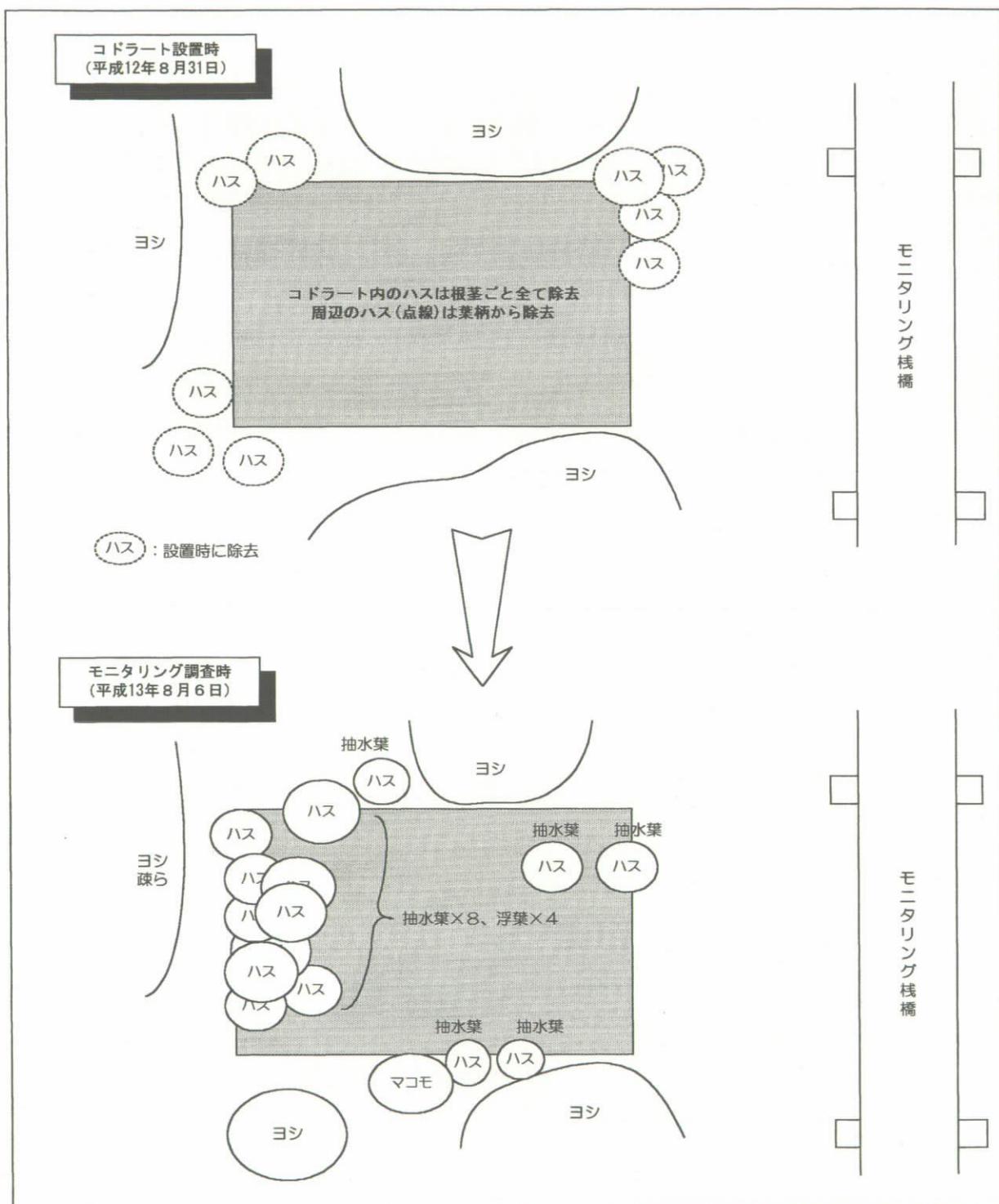


図3-12 ヨシ・ハス等の生育状況 (SA-2)

3.6 ハス刈り取りコドラー調査

ハスを地下茎ごと除去した場合には、ハス群落の冲合の状況(H12年度全体植生図)を見ても明らかのように、ハスの成長に大きな効果があるが、底泥直上部からの単なる刈り取りが、その後のハスの生育状況に与える影響の有無を調査する目的でコドラーを設置した。コドラーは平成12年度に実験区域付近において既にハスがほぼ単独に優占している区域(ハス群落内)に2ヶ所設定した。コドラーの大きさは2.5m×4mとした。

ア) うち、1カ所は、平成12年8月に刈り取った。(コドラー名: HC-1)

イ) もう1カ所は、刈り取りを行わずに比較対象区とした。(コドラー名: HC-2)

平成13年度は夏期にコドラー内のハスの状況を観察し、近接周辺区域の状況との違い、及び2カ所のコドラーの比較による刈り取り時期による違いをモニタリングした。

表3-1に調査結果を示す。

両者を比較した場合、刈取を行ったコドラー(HC-1)ではハスが71葉、刈取を行っていない比較対象コドラー(HC-2)ではハスが77葉であり、明確な差は見られなかった。また花床数についてもHC-1では6本、HC-2では5本であり、これについても差は殆ど見られなかった。

結果として、8月上旬にハスの刈り取りを行っても、翌年のハスの生育には影響を及ぼさないと考えられる。

表3-1 ハス刈り取りコドラー調査結果

地 点		刈り取り区 (HC-1)		未刈り取り区 (HC-2)	
コドラー		2.5m×4m		2.5m×4m	
水 深 cm		0		0	
葉数 枚 () ; m ² 当り	浮 葉	0	(0)	0	(0)
	抽水葉	71	(7.1)	77	(7.7)
	幼 葉	0	(0)	0	(0)
	計	71	(7.1)	77	(7.7)
葉 面 積 m ² /m ²		7.78		8.89	
葉柄地上高cm	最 大	130		136	
	最 小	42		50	
	平 均	87		88	
葉の長径cm	最 大	59		60	
	最 小	19		23	
	平 均	39		41	
葉の短径cm	最 大	56		53	
	最 小	17		14	
	平 均	34		34	
花 数		0		0	
花 床 数		6		5	

3.7 流速等測定結果の概要

平成12年度に実施した夏期放水中(6月)及び冬期放水中(2月)の流速等の測定結果を表3-2に示した。測定は夏期放水開始前にも行ったが、その際の流速はいずれの場所においても0cm/sであり、完全な停滞水域であったことから表示を省略した。

表3-2 各地点における流速・水深・泥深の状況（平成12年度調査結果より）

地点	流速(cm/s)		水深(BSL換算cm)		泥深(cm)		参照地点
	6月20日	2月8日	6月20日	2月8日	6月20日	2月8日	
コト No. 1	0.9	1.9	37	34	41	51	コト 1, 39, 46, 121
コト No. 2	3.3	2.2	33	33	59	50	コト 2, 32
コト No. 3	2.1	2.2	31	40	52	52	コト 3, 31, 115
コト No. 4	1.8	2.7	34	36	53	73	コト 4, 24, 116, 117
コト No. 5	3.8	7.6	34	38	48	66	コト 5, 19, 118, 119
コト No. 6	15.6	3.3	41	37	45	68	コト 6, 18, 101, 102
コト No. 7	7.0	2.3	33	37	44	55	コト 7, 26
コト No. 8	4.2	7.8	36	37	60	68	コト 8, 13, 106
コト No. 9	0.0	2.5	34	41	107	125	コト 9, 68, 109, 110
コト No. 10	0.0	2.2	31	35	78	75	コト 10, 112
コト No. 11	0.0	1.1	19	28	46	55	コト 11, 114
A(水質・底質)	2.4	1.8	36	35	52	55	コト 2, 39, 122
C(水質・底質)	2.7	4.1	37	38	49	70	コト 5, 118
D(水質・底質)	1.0	2.2	31	36	46	41	51, 54
P(底質)	0.0	2.3	58	50	83	110	コト 10, 111

4.まとめ

4.1 植生調査

図4-1に赤野井湾内の群落面積の経年変化を示す。

赤野井湾全体のヨシ群落は、県の調査で過去昭和63年から平成10年まで続いている減少傾向から転じ、今回調査の平成11年から平成13年には増加が認められ、湾全体の傾向としてヨシは増加・回復の方向を示した。

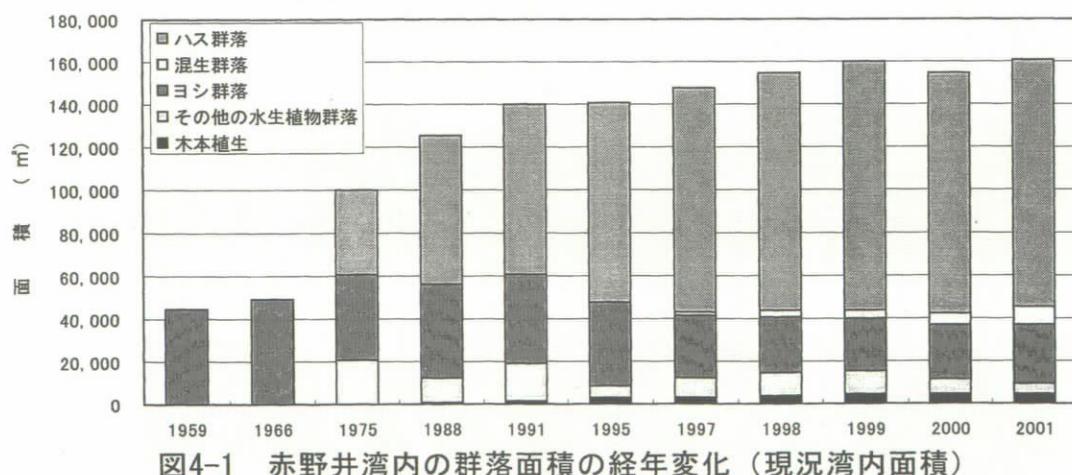


図4-1 赤野井湾内の群落面積の経年変化（現況湾内面積）

このうち実験施設周辺部では、表4-1に示すように湾全体と比較してもこれを大きく上回る割合でヨシ群落の増加が認められた。これらは琵琶湖水位の変化による陸化等の要素も大きく関係していると考えられる。また、放水口の直近では、ヨシの生育状況の良化は認められなかつたがハスも減少しており、水流の影響が必要以上に強い箇所はヨシ、ハスとともに影響（ダメージ）を受けることが示唆された。

図4-2に流速とヨシの増減との関係を示す。これを見ると、1～5 cm/sの流速ではヨシが増加しているコドラートが多く、水流の創出がヨシの生育にプラスに作用した可

能性はあると考えられた。しかし、一方で、ハスが増加している場合が多く、水流が必ずしもヨシのみにプラスに作用するとは限らないことも示唆された。

表4-1 湾全体と実験施設周辺の群落面積変化の比較

群落区分	対象範囲	群落面積変化			増加割合 H11→H13
		H11	→ H12	→ H13	
ヨシ群落	赤野井湾全体	24,770	→ 25,240	→ 27,739	1.12倍
	実験施設周辺	304	→ 546	→ 671	2.21倍
ハス群落	赤野井湾全体	116,080	→ 112,470	→ 114,979	0.99倍(注)
	実験施設周辺	603	→ 952	→ 938	1.56倍
混生群落	赤野井湾全体	4,140	→ 5,900	→ 8,183	1.98倍
	実験施設周辺	630	→ 573	→ 519	0.82倍
その他の水生植物群落	赤野井湾全体	10,340	→ 6,700	→ 4,847	0.47倍
	実験施設周辺	939	→ 438	→ 299	0.32倍
木本群落	赤野井湾全体	4,710	→ 4,660	→ 4,660	0.99倍
	実験施設周辺	155	→ 236	→ 227	1.46倍

(注) ハス群落のH11→H12の減少は約10,000m²の人為的除去によるものであり、この分を加算した場合の増加割合は1.07倍となる。

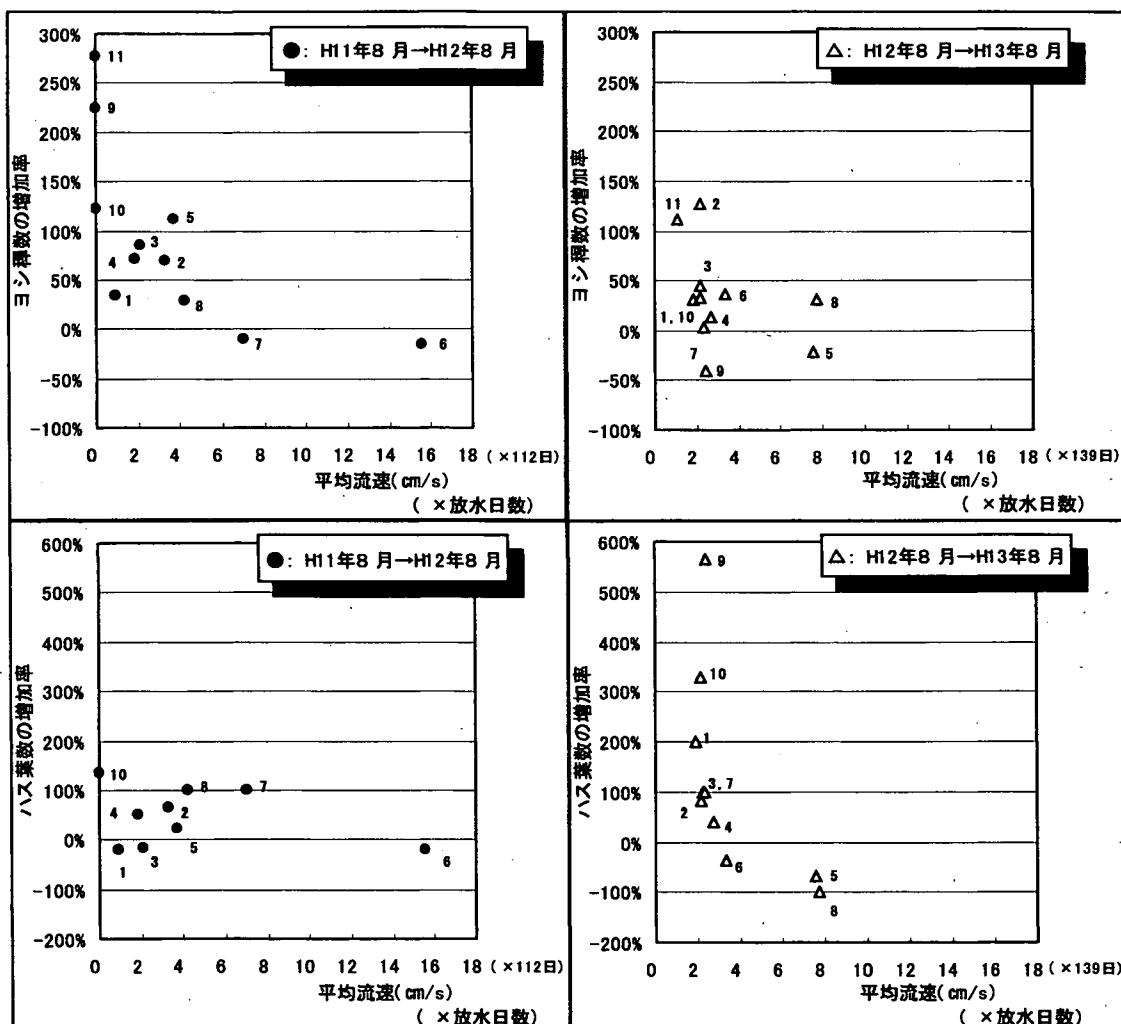


図4-2 平均流速とヨシ・ハスの増加率との関係

また、水流の影響のほとんど及ばない実験桟橋西端部付近のヨシ群落で分布範囲が拡大し、ヨシの生育密度も増加している事実を踏まえると、実験施設周辺部のヨシの増加に対する水流の寄与は必ずしも明らかではないが、大局的に琵琶湖の水位変化等の広範な要因に影響されて全般的な植生変化が及ぶ中で、スポット的に多少なりとも水流がプラス側に作用した可能性はあり得ると推察される。

4.2 水質調査

実験施設周辺部の水質は、南湖と比べて COD で約 1.9~6.5 倍、T-N で約 2.3~3.6 倍、T-P で約 5.0~50.4 倍と著しく高く、琵琶湖の他の場所のヨシの生育環境とは大きく異なる状況にあると考えられる。

本実験放水により COD、T-N、T-P の低下等、改善される方向に変化したことが確かめられた。ただし、放水による改善は、取水した水質の程度までであると考えられる。

この水質改善に対応してヨシの生育密度の増加が認められていることから、これがヨシの生育に若干なりともプラス要因として作用した可能性を考え得るが、具体的な効果の程度を明らかにするのは、今回の実験結果からは困難である。

4.3 底質調査

底質面では、水流創出に伴う水質の改善により、全体的には徐々に放水前の還元的（嫌気的）な底質環境から好気的な底質環境に変化し、有機物量や栄養塩（N、P）が減少する傾向にあることが示された。

また、水質と同様、底質の良化がヨシの生育にプラス側に作用した可能性を考え得るが、ヨシの生育には他の複数の要因が複合的に関与していると考えられることから、具体的な効果の程度を明らかにするのは、今回の実験結果からは困難である。

4.4 砂質コドラー調査

泥質を砂質に置き換えた場合、放水箇所のコドラーでヨシの若干の進入が認められるなど、ヨシの成長に一定の効果があるように見受けられたが、著しい向上は見られなかった。ただし、本調査は 1 年間のモニタリング調査であるため、この状態で数年経過した場合にはヨシの成長に効果がでる可能性は考え得る。

一方、ハスについては、砂質コドラーへの進入がヨシ以上に見られた。今回の調査では底質の硬度等のデータを得ていないことから、一概には砂質か泥質かの違いのみで論じることには無理があるが、少なくとも単に川砂を投入しただけではハスに対して進入抑制効果が得られないことが明らかとなった。

4.5 ハス刈り取りコドラー調査

平成11年～12年の冬期にかけて滋賀県により行われた赤野井湾沖合のハス除去（根茎ごと約 10,000 m² 除去）では、翌年のハス成長抑制に一定の効果が認められた。しかしながら、ヨシ帯に近接しているハスについては、底泥ごと除去することは困難である。

ハス刈り取りコドラー調査は、この点を踏まえ、底泥直上部からの刈り取りによる翌年のハスの生育抑制効果を調べることを目的として実施した。

調査は平成12年度に実験区域付近において既にハスがほぼ単独に優占している区域に 2ヶ所のコドラーを設定し、うち 1ヶ所を 8 月に刈り取り、もう 1ヶ所を比較対象区として、平成13年 8 月に両地点をモニタリング計測した。

この結果、刈り取りを行ったコドラーと刈り取りを行っていない比較対象コドラーのハスの葉数に明確な差は見られず、花床数についても差はほとんど見られなかった。

これにより、ハスの成長がほぼ終了した 8 月に底泥直上部からの刈り取りを行ったとしても、翌年のハスの生育抑制にはほとんど寄与しないことが明らかとなった。

なお、今回の調査でデータは得られていないが、ハスの成長期にあたる4～5月に底泥直上部からハスの刈り取りを行った場合には、当年及び翌年の生育に影響を生じる可能性は否定できない。ただ、赤野井湾のハス群落が広く観賞対象として親しまれている現状を勘案すると、このような時期に刈り取りを行うことについては、ヨシとハスの競合を抑制するという観点とは別の観点から、慎重な検討と配慮が必要と考えられる。

実験担当者

滋賀県琵琶湖環境部自然保護課	主幹	北澤 賢治
水資源開発公団関西支社建設部調査課		山田 邦晴
水資源開発公団琵琶湖開発総合管理所環境課	課長	大村 朋広
	環境第一係長	大島 伸介
財団法人琵琶湖・淀川水質保全機構	実験センター所長	田井中善雄
	実験センター主任研究員	掘野 善司
	実験センター研究員	寺田 剛史

11. 琵琶湖岸におけるヨシ植栽実験（その4）

1. 目的

本実験は、わんど型実験施設およびなぎさ型実験施設において、各種工法によるヨシ人工植栽を実施し、植栽工法および消波施設の違いとヨシ生育環境との関係についての知見を得ることにより、今後のヨシの保全や復元の効果的な実施に資することを目的として行った。

2. 調査内容

2.1. 調査地点

本実験では1997年にわんど北部に植栽を行ったのを最初に、1998年にはわんど南部に、1999年にはなぎさ南部に、2000年にはなぎさ中部にそれぞれヨシの植栽を行った。実験施設および植栽条件を図2-1及び表2-1に示す。

図2-1に示すように、わんど型実験施設は面積3000m²であり、消波施設として鋼矢板が両側1/3部分に打ち込まれ、中央部で外部との水交換が可能となっている。鋼矢板の天端高は、突堤南側がB. S. L. +30cm、突堤北側がB. S. L. ±0cmである。この施設は、ヨシの生育可能範囲を広げることを目的として、植栽前に基盤整形が行われた。

なぎさ型実験施設は、面積2000m²であり、わんど型実験施設の北側に位置し、コンクリートブロックを消波施設としている。消波ブロックの天端高は、施設南端より20m間隔でB. S. L. ±0cm、-30cm、-60cmの3段階に設定されており、B. S. L. -60cmの消波ブロックの北側が開放区画となっている。この施設においてもヨシの生育可能範囲を広げることを目的として、1997年10月に基盤整形が行われた。

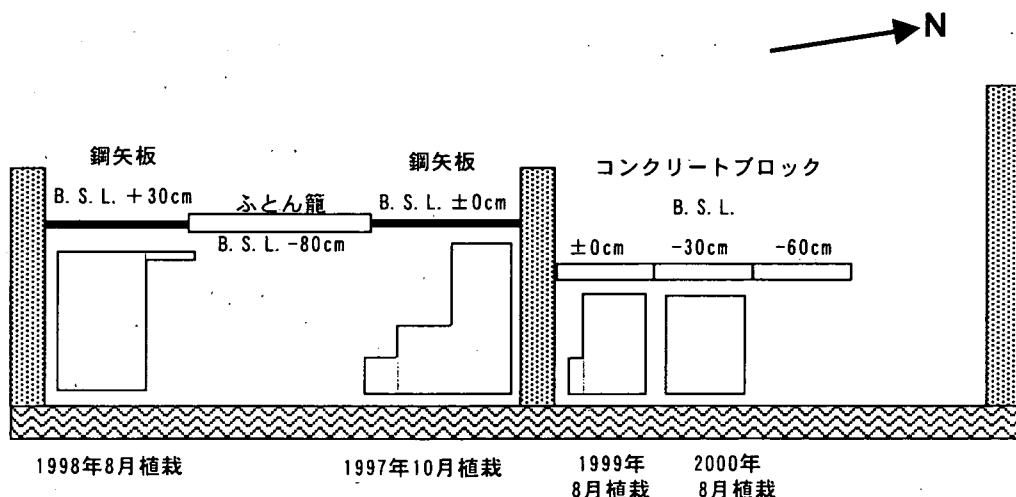


図2-1 実験施設（湖岸フィールド実験施設）

図2-2、2-3にわんど型実験施設及びなぎさ型実験施設における植栽配置図をそれぞれ示す。

表2-1 植栽条件一覧

植栽工法名		わんど 北部	わんど 南部	なぎさ 南部	なぎさ 中部	初期条件
		1997年10月	1998年8月	1999年8月	2000年8月	
	植栽密度	植栽面積 (m ²)	植栽面積 (m ²)	植栽面積 (m ²)	植栽面積 (m ²)	
ビットマン工法	5本/m ²	38	44	10	20	長さ50cm
	4本/m ²	53	0	0	0	
ポット苗移植法	4株/m ²	53	22	30	8	4年間育成苗(わんど北部)、2年間育成苗(わんど南部・なぎさ南部)
	2株/m ²	38	22	0	16	
マット植栽法	0.5枚/m ²	91	26	30	40	125cm × 80cm
大株移植法	1株/m ²	91	44	30	32	1辺50cm角
土のう工法	4株/m ²	50	22	30	8	4年間育成苗(わんど北部)、2年間育成苗(わんど南部・なぎさ南部)
	2株/m ²	41	22	0	16	
地下茎工法	10根/m ²	10	3	6	6	

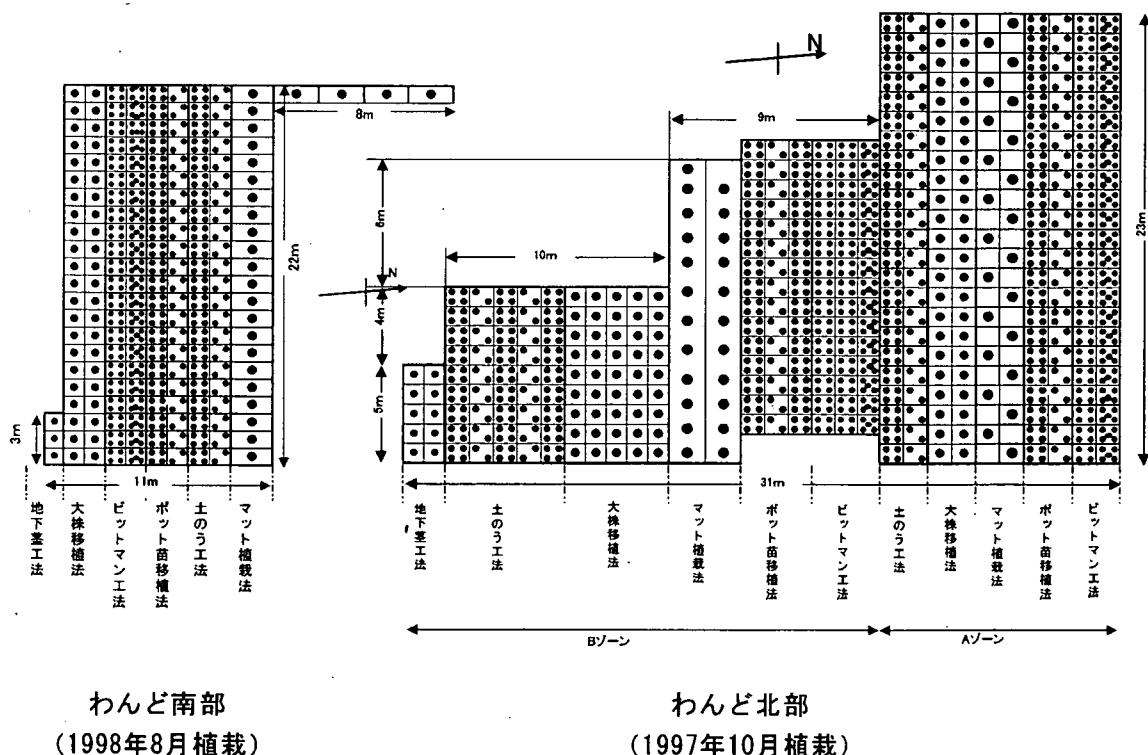


図2-2 わんど型実験施設における植栽配置図

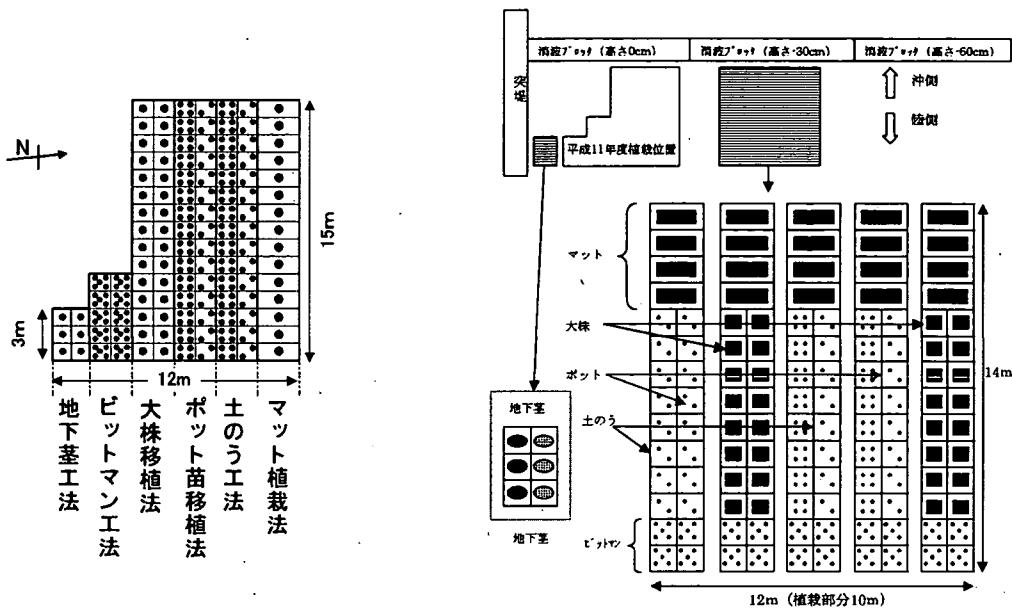


図2-3 なぎさ型実験施設における植栽配置図

2.2. 調査方法

2.2.1. 生育観察調査

表2-2に生育観察調査一覧表を示す。生育観察調査は1997～1998年に計10回、1999年に計8回、2000年に計8回、2001年に計8回実施し、各年とも調査日がほぼ同一となるように設定した。ヨシ茎個体数は、植栽以降に新たに発芽したと見られる緑色の新芽のみを測定し、旧年のヨシ茎に関しては対象外とした。最長草高、水深は測量用標尺を用いてセンチメートル単位まで測定した。

表2-2 生育観察調査一覧表

調査日	1997年	12月25日				1回	34回
	1998年	1月30日	3月2日	4月11日	4月29日		
		5月9日	5月26日	6月16日	7月16日	9回	
		8月29日					
	1999年	3月14日	4月5日	5月8日	5月29日	8回	
		6月20日	7月17日	8月28日	10月16日		
	2000年	3月2日	4月8日	5月7日	6月2日	8回	
		6月19日	7月15日	8月26日	10月14日		
	2001年	3月6日	4月7日	5月6日	5月26日	8回	
		6月16日	7月14日	8月25日	10月13日		
調査項目	各植栽株について茎個体数、最長草高、水深						
対象地域と植栽株	わんど北部(1081株)、わんど南部(535株)、なぎさ南部(331株)、なぎさ中部(328株)						

2.2.2. 地盤高調査・土質調査

植栽後のヨシ生育と地盤形状及び変化の関係を明らかにすることが、今後ヨシ植栽を効率的に進める上で重要な要素と考えられる。そこで、今後のヨシ植栽にとって重要な地盤の安定性を検討するための基礎資料を得るために、わんど・なぎさ型実験

施設において、地盤測量及び粒度試験を行った。調査は、表2-3、表2-4に示す概要で図2-4に示した測線及び地点で実施した。

表2-3 地盤高調査内容一覧

	わんど型実験施設				なぎさ型実験施設			
実施日	1996年	11月28日			1996年	11月28日		
	1997年	4月19日	10月13日	10月20日	1997年	4月19日	10月13日	10月20日
	1998年	3月11日	8月3日	8月26日	1998年	3月11日		
	1999年	3月14日	8月24日		1999年	8月24日		
	2000年	2月28日	8月11日		2000年	2月28日	8月11日	
	2001年	2月21日	8月28日		2001年	2月21日	8月28日	
	2002年	2月15日			2002年	2月15日		
	測量地点	沖合方向11ライン（各ラインで10以上の測点） (1996年11月～2000年2月)			沖合方向11ライン（各ラインで10以上の測点） (1996年11月～2000年2月)			
		沖合方向15ライン（各ラインで10以上の測点） (2000年8月～2001年2月)			沖合方向15ライン（各ラインで10以上の測点） (2000年8月～2001年2月)			

表2-4 土質調査内容一覧

	わんど型実験施設				なぎさ型実験施設			
実施日	1996年				1996年			
	1997年		10月13日	10月20日	1997年		10月13日	10月20日
	1998年	3月11日	8月3日	8月26日	1998年	3月11日		
	1999年	3月14日	8月24日		1999年	8月24日		
	2000年	2月28日	8月11日		2000年	2月28日	8月11日	
	2001年	2月19日			2001年	2月19日		
	試験個数：30検体（3検体×10回）				試験個数：21検体（3検体×7回）			

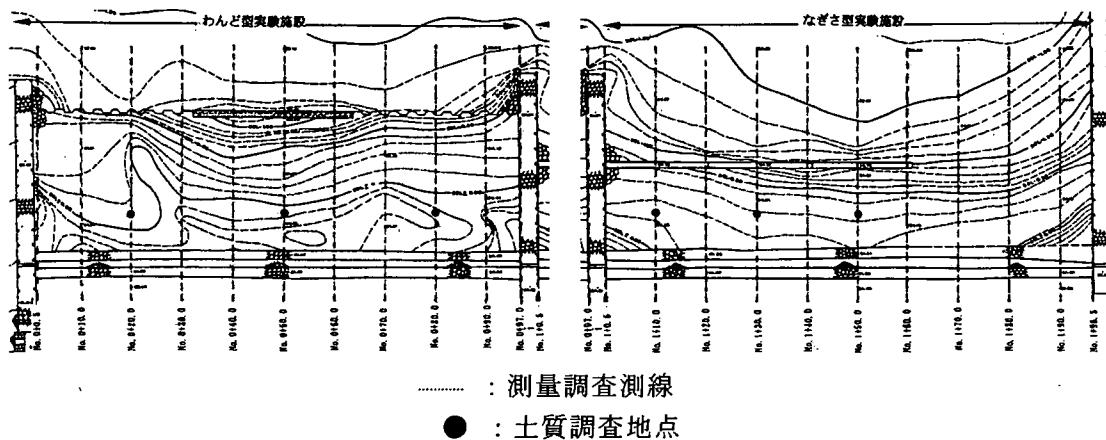


図2-4 測量調査測線および土質調査地点

3. 調査結果および考察

3.1. 地盤安定度調査結果

今年度も昨年度に引き続き、わんど型、なぎさ型実験施設各々について、地盤高調査、粒度試験をもとに、ヨシ植栽にとって最も重要であると考えられる地盤形状のあり方について検討を行った。調査解析結果を以下に示す。

3.1.1. わんど型実験施設

1) 長期的な経時変化（地盤高平均から）について

わんど型実験施設の平均地盤高の経時変化を図3-1に示す。これより1998年8月の地盤整形（2回目）以後、平均地盤高として考えた場合、わんど全体としては、ほとんど変動はない。これよりわんど開口部に設置したふとん籠により、土砂の流出は食い止められていることが確認できる。また、ヨシの植栽地であるわんど北部及び南部として検討を行うと、わんど北部、南部とともに地盤高が上昇（堆積）しており、特にわんど南部の上昇度が大きい。以上のことから、わんど型実験施設内において、ヨシ植栽地以外（中央部）から、左右に土砂が移動していると考えられ、特に南部への移動が大きい。南部への移動が大きい理由としては、水位の上がる春頃に卓越する北風の影響を受けやすいためと考えられる。

2) 測量測線ごとの変動について

わんど型施設における各測線における地盤高の経時変化を図3-2に示す。施設最奥にあたるNo. 0+10.0とNo. 0+90.0においては、わんど開口部から最も遠い位置にあることもあり、地盤整形後、どの地点においてもほとんど変動は見られない。消波施設中央部にあたる測線（No. 0+20.0とNo. 0+80.0）は、No. 0+20.0については25～30m付近において、

近年堆積傾向にあり、No. 0+80.0については20～25m付近で変動が見られている。これらの測線の特徴は、比較的鋼矢板に近い地点（沖側）において堆積が認められ、その他の地点は安定していることである。鋼矢板の開口部よりの先端付近にあたるNo. 0+30.0とNo. 0+70.0においても、No. 0+30.0では20m付近に堆積、No. 0+70.0では20

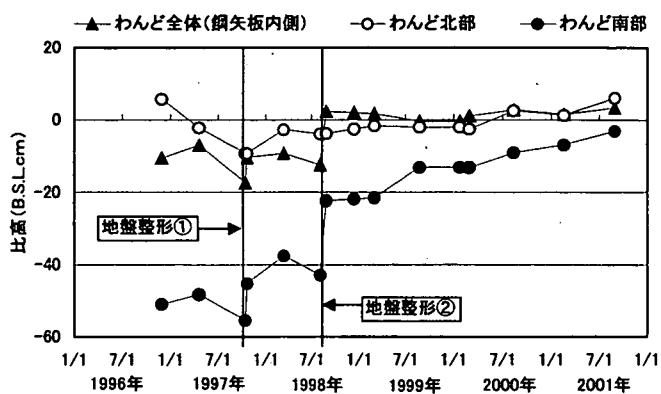


図3-1 わんど型実験施設の平均地盤高の経時変化

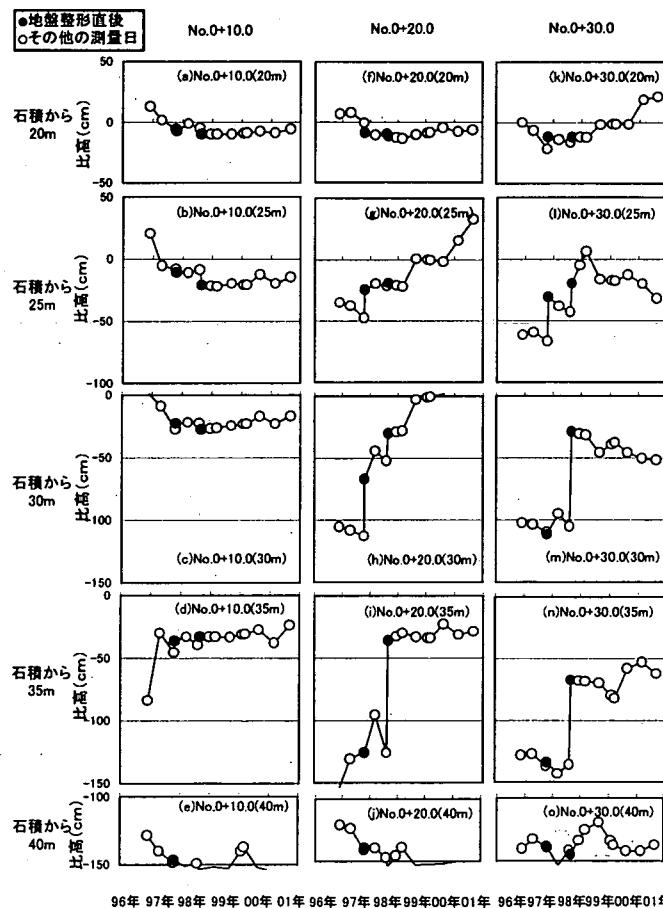


図3-2 (1) 各測線における地盤高の経時変化

(No. 0+10.0～30.0)

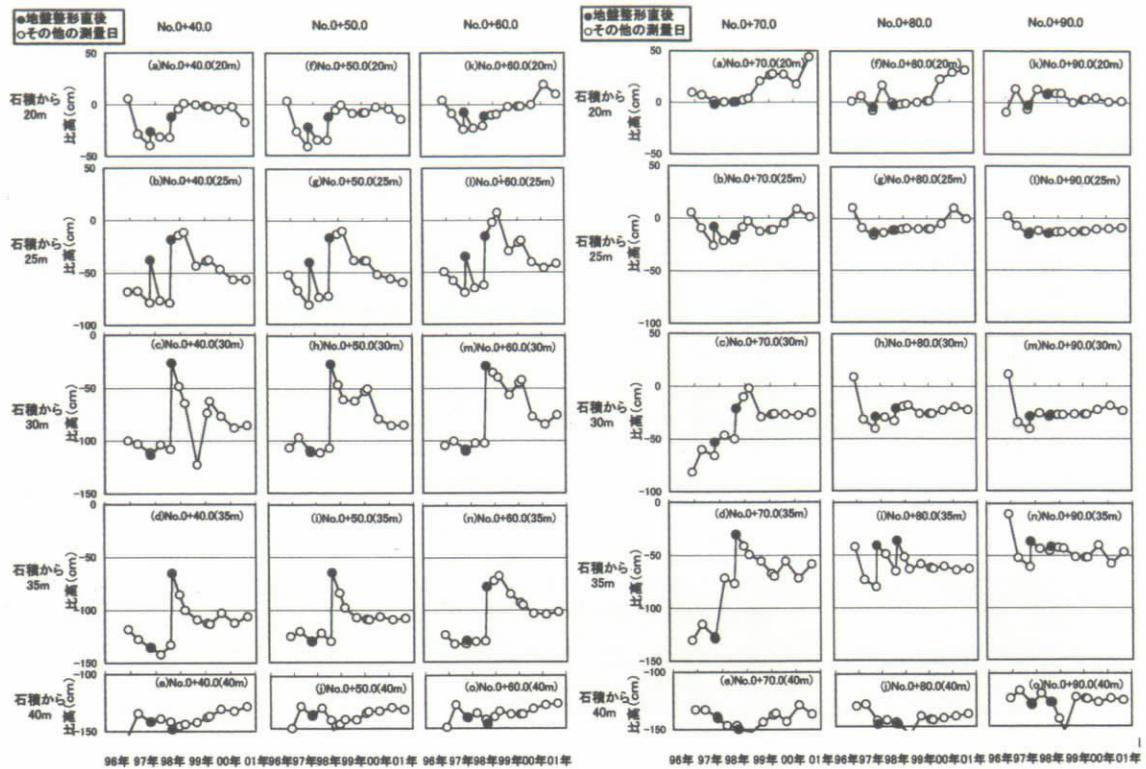


図3-2(2) 各測線における地盤高の経時変化 (No. 0+40.0~90.0)

～25m付近に堆積している。また、その地点より冲合の地点では少ないながらも浸食傾向にある。わんど開口部にあたるNo. 0+40.0、No. 0+50.0及びNo. 0+60.0の測線では、激しく浸食されている。しかしながら、最近1～2年については、浸食幅は小さくなっている。以上の結果より、わんど型施設においては開口部から侵入する波により、開口部付近の土砂が浸食され、図3-3に示すように、開口部を囲むように、半円帶状に堆積している。

3) 粒度分布について

わんど型施設における土壤粒径非超過確率の変化と頻度分布を図3-4に示す。2001年2月（冬季）と8月（夏季）の粒度分布を比較すると、わんど北部及び南部（No. 0+20.0とNo. 0+80.0）においては、両季節の粒度分布はほとんど変わらない。ま

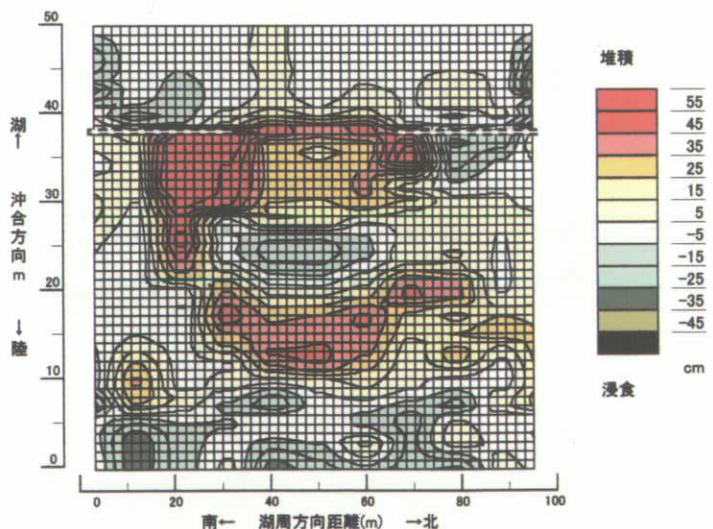


図3-3 1997年10月～2001年8月の地盤高変化

た、わんど開口部にあたる施設中央部 (No. 0+50.0)においては、冬季は粒度が細かく、夏季は荒くなる傾向が認められる。これは、冬季は水位が高く、調査地点は水没し、その際に、水中に存在するSS及び小さな土粒子が供給され、粒度が細かくなるものと考えられる。しかし、夏季に近づくにつれ、水位が低下し、汀線が沖合方向に進んでゆく。その際に、汀線で波に洗われ、細粒成分が沖方向に移動してゆくものと考えられる。また、わんど北部及び南部の粒度分布がほとんど変わらないのは、以下の理由が考えられる。

- ① 調査地点がわんど開口部ではなく、消波施設の中央内側に位置しているため、波による影響が軽減される。
- ② 調査地点がヨシ植栽地に存在するため、波のエネルギーがヨシの茎で軽減される。また、同様の理由で、ヨシの根等による細粒成分の保持効果等が考えられる。

4)まとめ

以上のことから、わんど型施設は、開口部にふとん籠を設置したことにより、施設からの土砂の流出は、ほとんど防ぐことができている。しかし、ふとん籠の天端高は、B. S. L. -80cmであり、鋼矢板（天端高：B. S. L. ±0、B. S. L. +30cm）と違い、波の影響を大きく受ける。それにより、施設内部で土砂移動が引き起こされていると考えられる。そのため、水位の変動による土砂の移動は、完全に止まることはないとと思われる。しかし、土砂移動は、かなり小さくなってきており、最終的な地形に近づいていると思われる。

3.1.2. なぎさ型実験施設

1) 長期的な経時変化（地盤高平均から）について

なぎさ型実験施設の平均地盤高の経時変化を図3-5に示す。これをみると、1997年8月の地盤整形以後、平均地盤高として考えた場合、なぎさ全体としてほとんど変動がない。また、南部・中部・北部と分けて考えた場合も、変動は認められず、ヨシ植栽地である南部・中部と植栽を行っていない北部を比較しても、違いは認められなかった。これについては、なぎさ型実験施設の地盤整形は、切土を主体として行われていることから、地盤が安定していると考えられる。

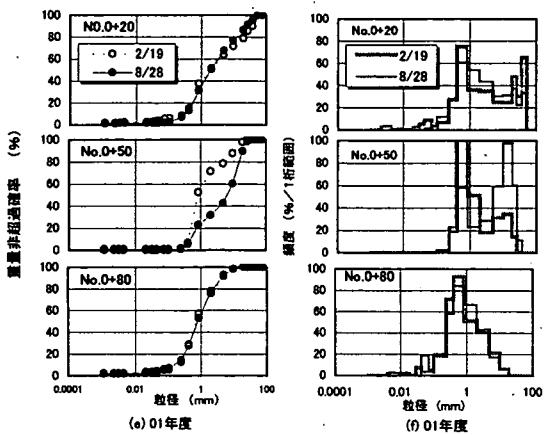


図3-4 わんど型施設における土壤粒径
非超過確率の変化と頻度分布

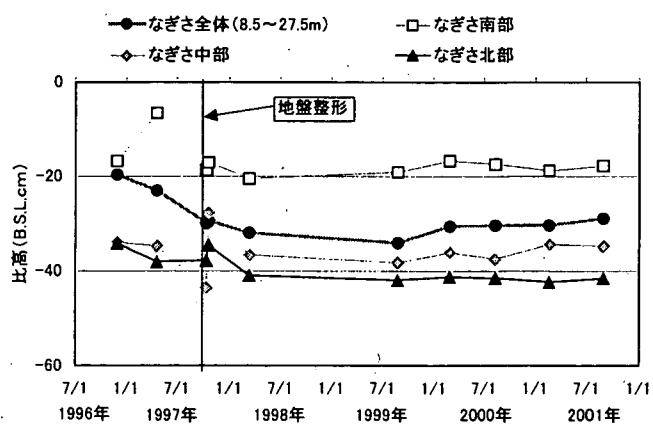


図3-5 なぎさ型実験施設の平均地盤高の経時変化

2) 測量測線ごとの変動について

なぎさ型実験施設の平均地盤高の経時変化を図3-6に示す。各測線において、一部の地域を除いて変動の形跡はほとんどない。各測線の石積みから25m付近では、地盤整形直後から変動が大きい。なぎさ型施設は、切土を中心とした地盤整形を行ったが、石積みから25m付近は、どの測線においても盛土を行っている。そのため、地盤が弱く、かつ施設構造上浸食されやすい場所と考えられる。

全体的ななぎさ型施設は、一部地域を除いて安定した地盤であった。また、地盤変動を起こしていた一部地域においても、大きな変動は地盤整形後1年から2年の間に起こっており、本年度の変動幅は小さくなっている。

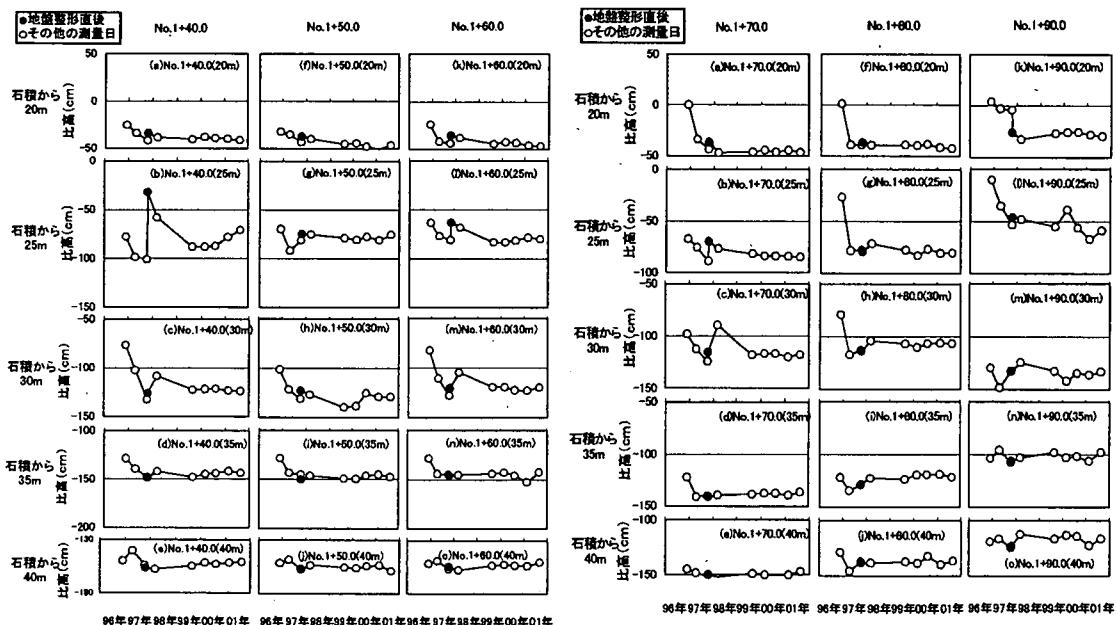
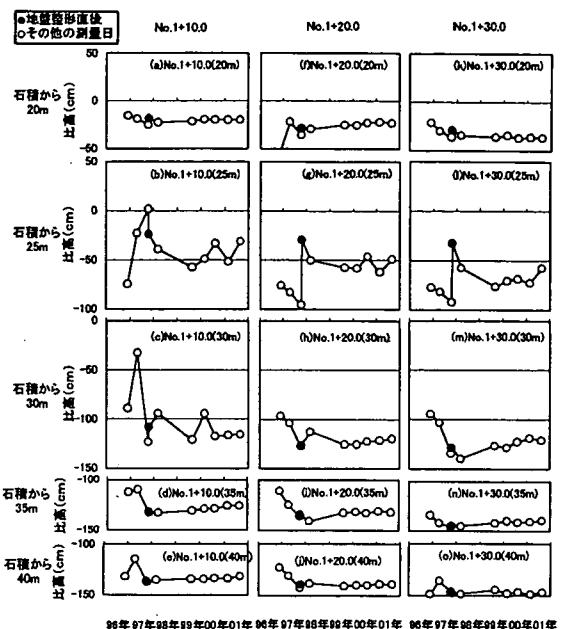


図3-6 各測線における地盤高の経時変化

3) 粒度分布について

なぎさ型実験施設の土壤粒径非超過確率および頻度分布の変化を図3-7に示す。これより、2000年8月（夏季）、2001年2月（冬季）及び8月（夏季）における1年間の粒度分布を比較すると、開口部に近いNo. 1+50.0地点においては、変動幅はわんどに比べて小さいものの、夏季には粒径は荒くなり、冬季に細かくなる傾向が認められた。

4)まとめ

なぎさ型実験施設は、切土を中心とした地盤整形を行っており、盛土を中心としたわんど型実験施設に比べ、整形当初より、地盤は安定している。一部地域においては、盛土を行ったために、浸食が引き起こされたが、整形から1～2年後には、変動幅は小さくなった。

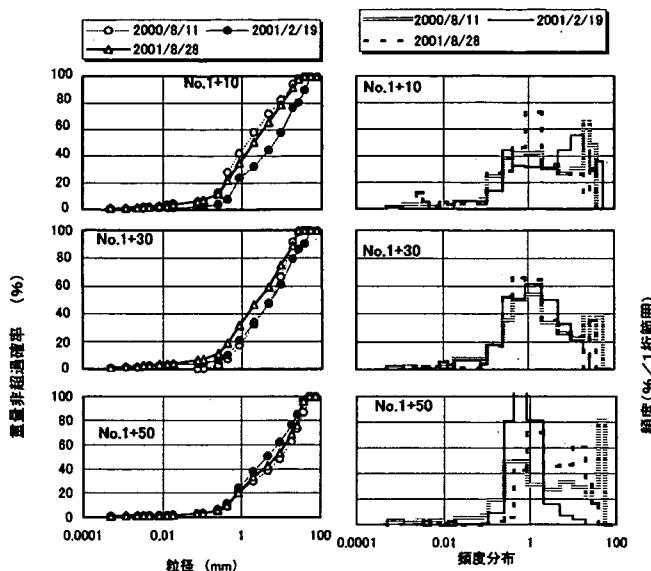


図3-7 なぎさ型実験施設の土壤粒径非超過確率および頻度分布の変化

3.2. ヨシ植栽工法検討

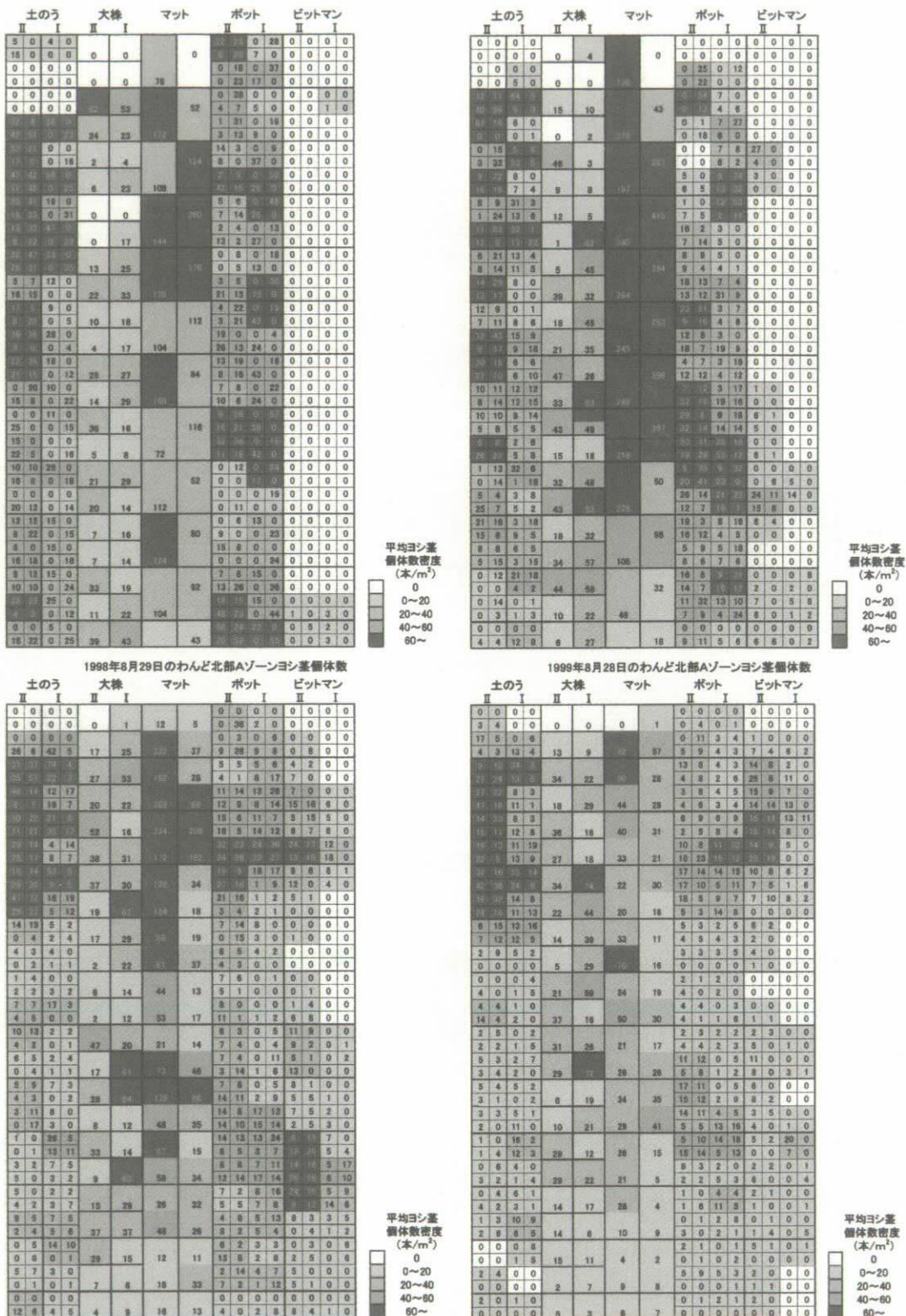
本実験では、様々な環境条件下に、6種類の異なる植栽工法によってヨシを植栽し、その後の生育過程について調査した。ヨシの生育把握のために、最小50cm×50cmの調査対象地を設定し、ほぼ月一度の頻度で、対象区画ごとのヨシ茎個体数、最長ヨシ草高、株近傍の水深の計測を行った。ここでは2001年4月から10月までの結果を中心に、1997年からの最大4年間のヨシ生育観察調査結果を植栽区域ごとにヨシ生育経過として検討を行った。特徴及び結果を以下に示す。

3.2.1. ヨシ生育概要（2001年度）

1) わんど北部ヨシ植栽地（1997年10月植栽）

わんど北部ヨシ植栽地における各年度のピーク時のヨシ茎個体数を、Aゾーンについては図3-8に、Bゾーンについては図3-9にそれぞれ示す。これより今年度は植栽後4年目となるが、全般に沖側のヨシはヨシ茎個体数が多いのに対し、陸側のヨシは過年度に比べ、減少しているのがわかる。植栽工法別ではあまり違いは見られなかつたが、沖陸別では違いがみられた。図3-9より、Bゾーンにおいては、植栽区域外に進行したヨシは、比較的植栽区域内のヨシよりも生長が良いと思われる。全体的に、過年度に比べ、ヨシ茎は全体に疎であると思われる。

次にわんど北部ヨシ植栽地Aゾーンにおける植栽後4年目の7月から8月のヨシ茎個体数の変化を図3-10に示す。これより新たに発芽したヨシが増え、密度が高くなった区域において、その次の調査では、ヨシの成長期にも関わらず、減少する傾向が見られた。



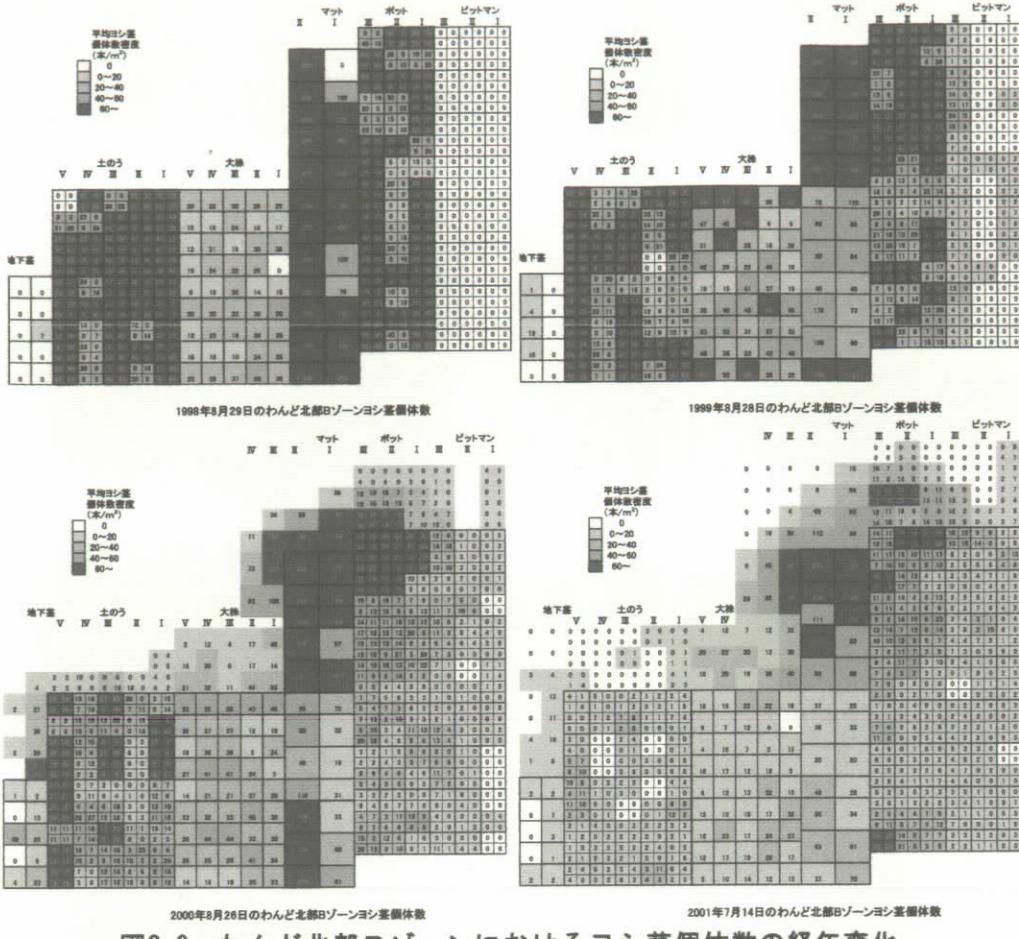


図3-9 わんど北部Bゾーンにおけるヨシ茎個体数の経年変化

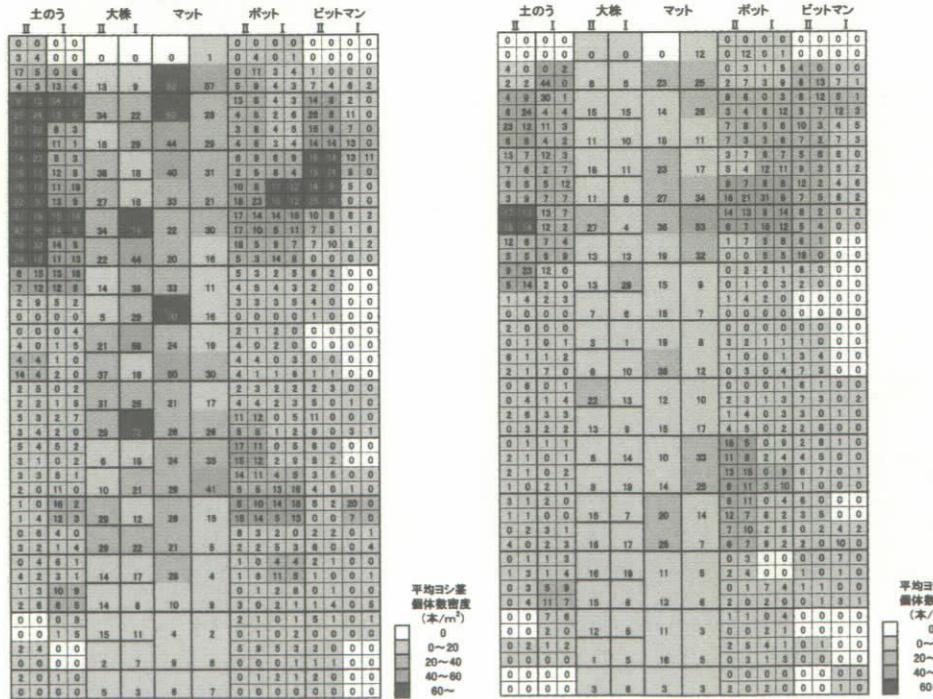


図3-10 わんど北部Aゾーンにおける2001年7月から8月にかけてのヨシ茎個体数の変化

2) わんど南部ヨシ植栽地（1998年8月植栽）

図3-11にわんど南部ヨシ植栽地における各年度のピーク時のヨシ茎個体数を示す。今年度は植栽後3年目となるが、わんど北部と同じく、全般に陸域でのヨシの生育が減少傾向にあり、工法別の差は過年度に比べ小さいと思われる。全体的にみると昨年度に比べ、ヨシ茎個体数密度60本/m²以上の区域が大きく減少了した。また、図3-12に示した2001年5月～6月のヨシ茎個体数の変化から、わんど南部ヨシ植栽地においても、高密度発芽区域において、次回調査時にヨシの成長期にも関わらず減少している傾向が見られた。特にこの傾向は陸域において顕著である。

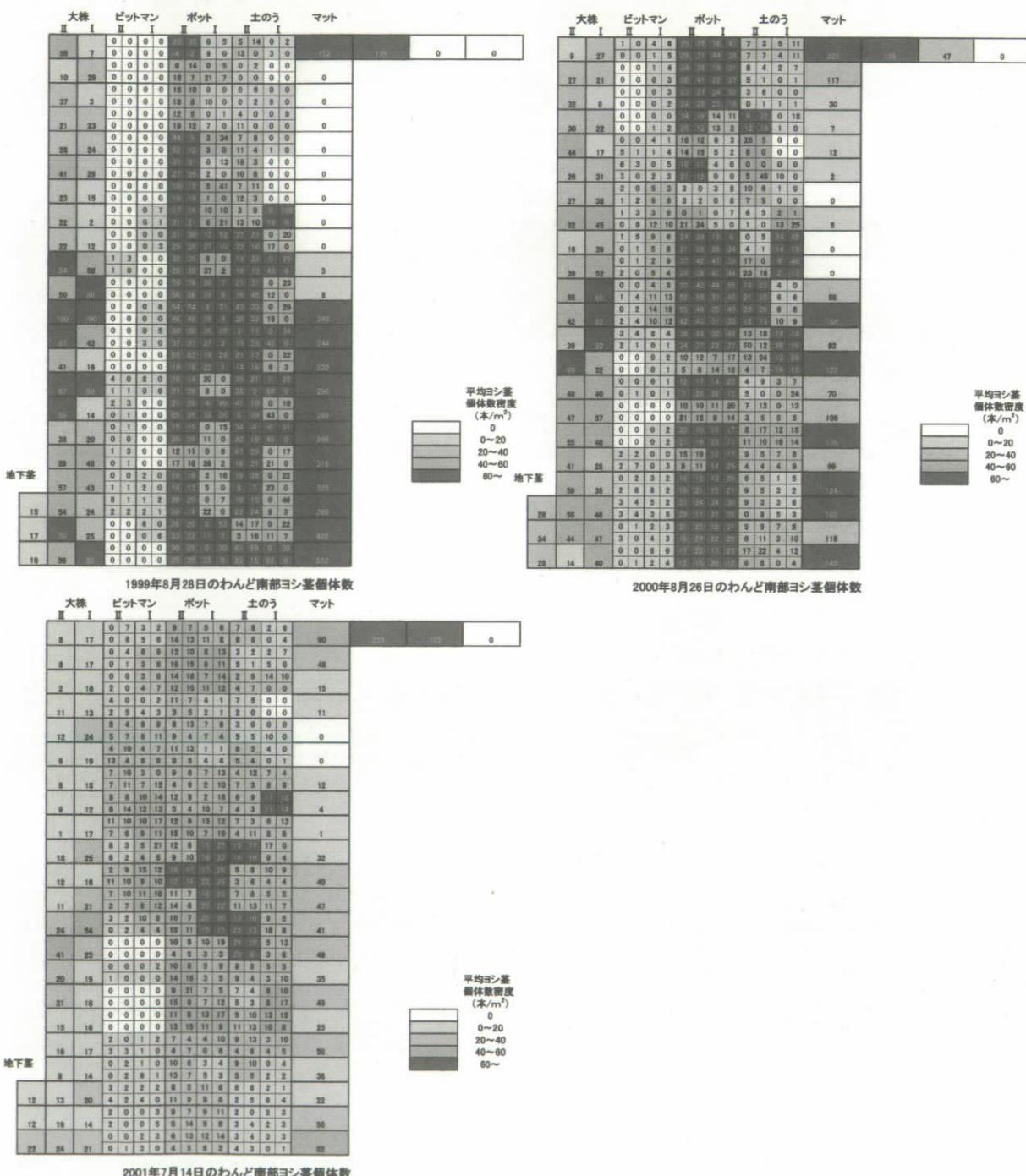


図3-11 わんど南部におけるヨシ革個体数の経年変化

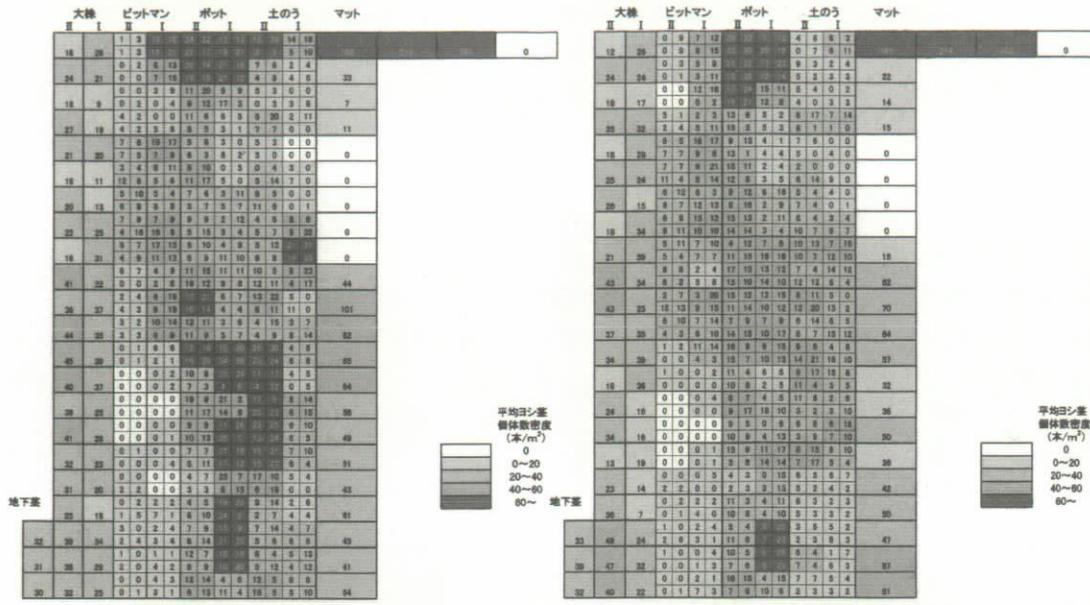


図3-12 わんど南部における2001年5月～6月のヨシ茎個体数の変化

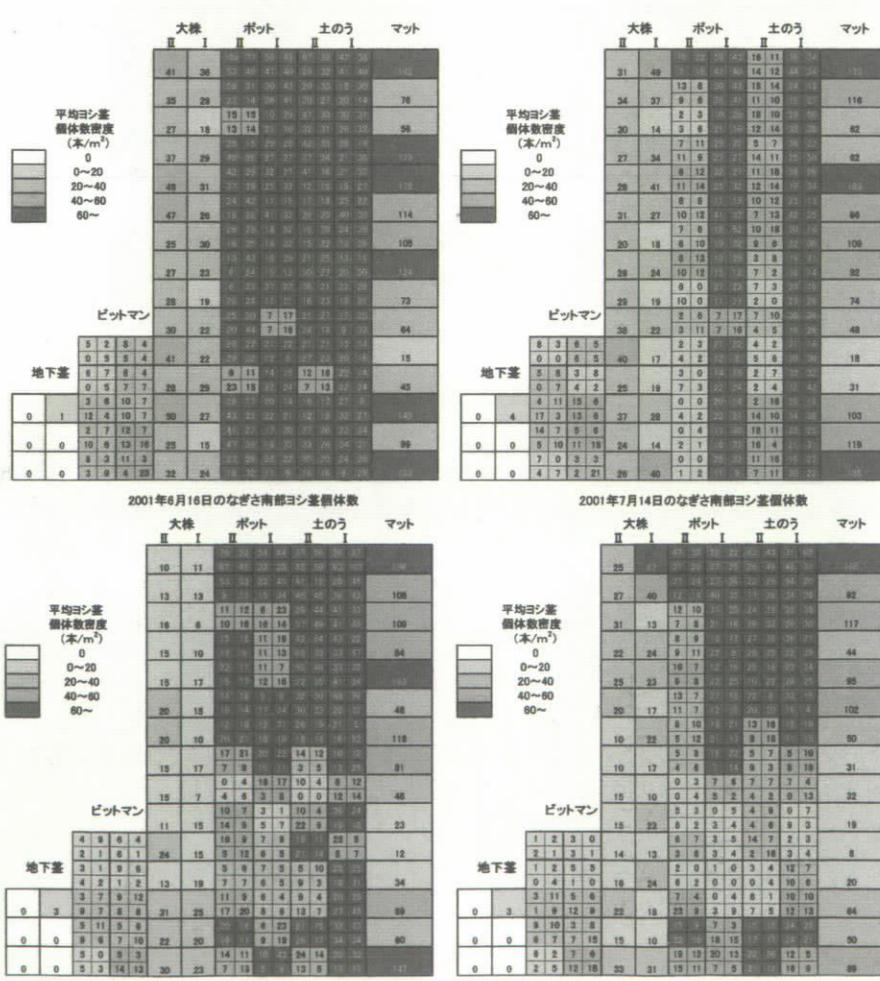


図3-13 なぎさ南部における2001年6月から10月にかけてのヨシ茎個体数の変化

3) なぎさ南部ヨシ植栽地 (1999年8月植栽)

なぎさ南部ヨシ植栽地における今年度の6月～10月にかけてのヨシ茎個体数の変化を図3-13に示した。工法別に見てみると、ポット苗移植法及び土のう工法の生育が良く、ビットマン工法においても、ヨシ茎個体数密度は少ないものの生長が見られた。また、7月までは植栽工法別の差が顕著であったが、8月以降には沖陸別に生育状況に差が出始めた。

本年度の調査では、なぎさ南部ヨシ植栽地は、すべての植栽区域の中で、最も高密度に生育していた。

4) なぎさ中部ヨシ植栽地 (2000年8月植栽)

なぎさ中部ヨシ植栽地における今年度の4月～10月にかけてのヨシ茎個体数調査結果を図3-14に示す。図から、4月の時点ではほとんど発芽しておらず、他の地域に比べ、発芽時期が大きく遅れていることがわかる。この理由としては、この区域はすべての植栽区域の中で最も低い地盤高にあたり、そのため発芽時期である春季は高水位となり、それにより発芽時期が遅れたものと推測される。ピットマン工法については、活着率の高かったなぎさ南部と同じく、波浪の影響が少ないと考えられる区域に植栽を行ったが、5月に半数弱の発芽がみられた以後はほとんど残らず、活着率は低かつた。また、成長のピークをすぎた10月の調査においても、ヨシ茎個体数の大幅な減少は見られず、マットについてはむしろ増加する傾向が見られた。

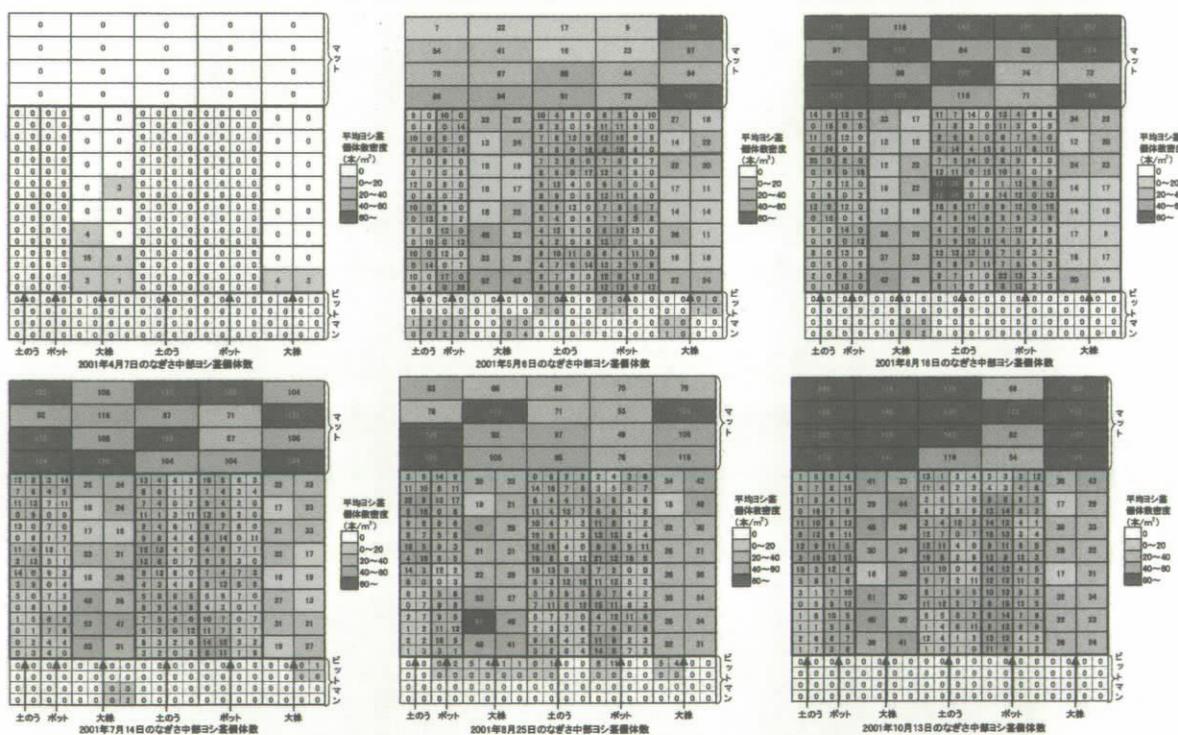


図3-14 なぎさ中部における2001年4月から10月にかけてのヨシ茎個体数調査結果

3.2.2. 植栽工法別ヨシ茎個体数密度

1) わんど北部(1997年10月植栽) 及び南部(1998年8月植栽) ヨシ植栽地

わんど北部および南部における植栽工法別ヨシ茎個体数密度の経時変化を図3-15、3-16にそれぞれ示す。植栽後1~2年目のヨシ茎個体数密度は、工法別に差が大きく、マット植栽法>ポット苗移植法>土のう工法>大株苗移植法となっていたが、植栽後3年目あたりから工法別の差は小さくなり、植栽後4年目ではさらに小さくなった。

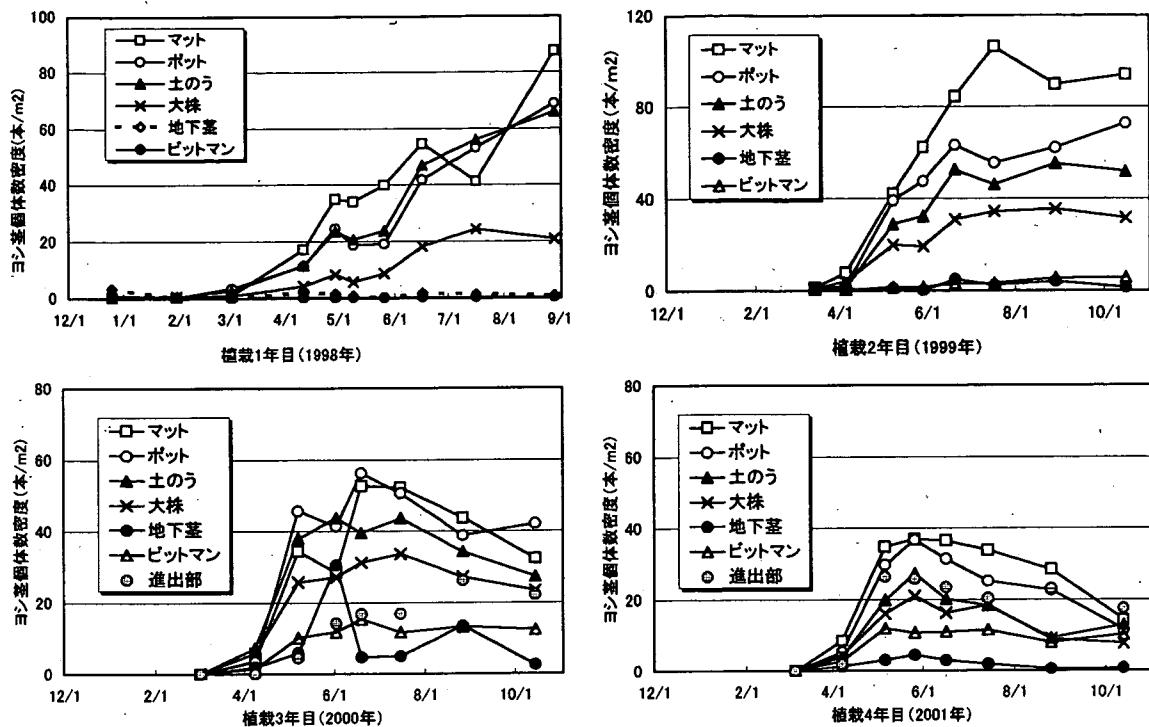


図3-15 わんど北部における植栽工法別ヨシ茎個体数密度の経時変化

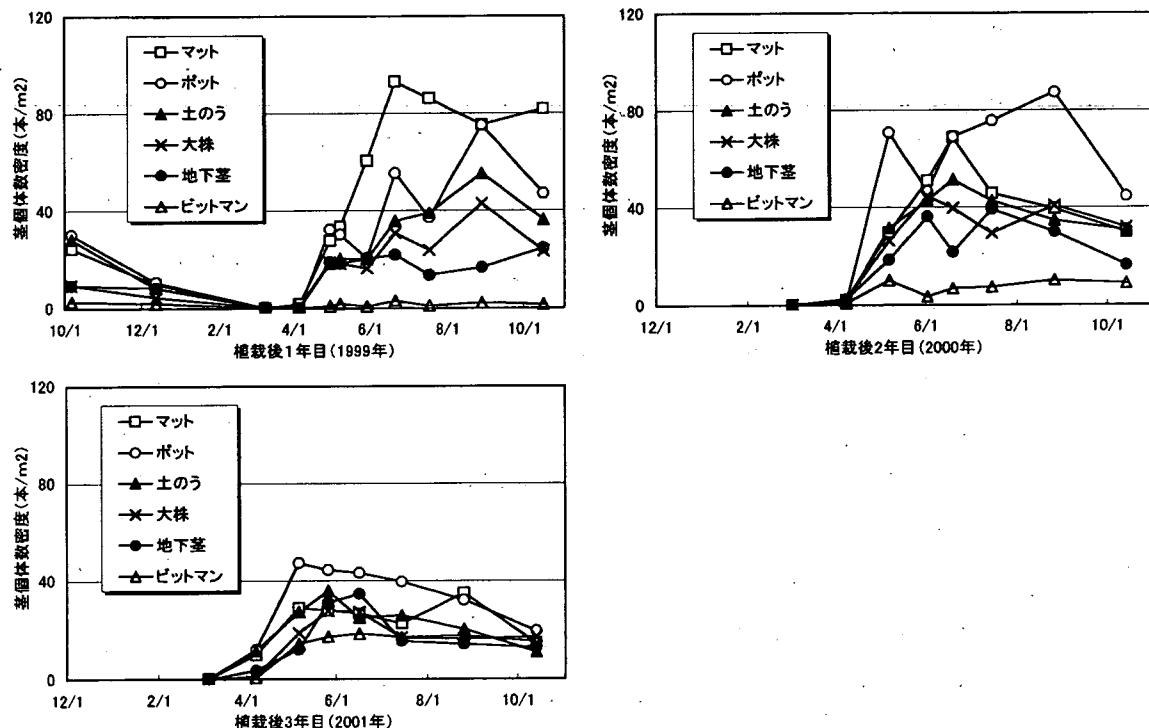


図3-16 わんど南部における植栽工法別ヨシ茎個体数密度の経時変化

また、わんど北部および南部におけるヨシ茎個体数の経時変化を図3-17に示す。これをみると植栽後1~2年目の区域内ヨシ茎個体数は、8月にピークがあったが、植栽後3年目及び4年目は6月をピークとして、徐々に減っていく傾向が見られた。また、総個体数も3年目より順に減少している。

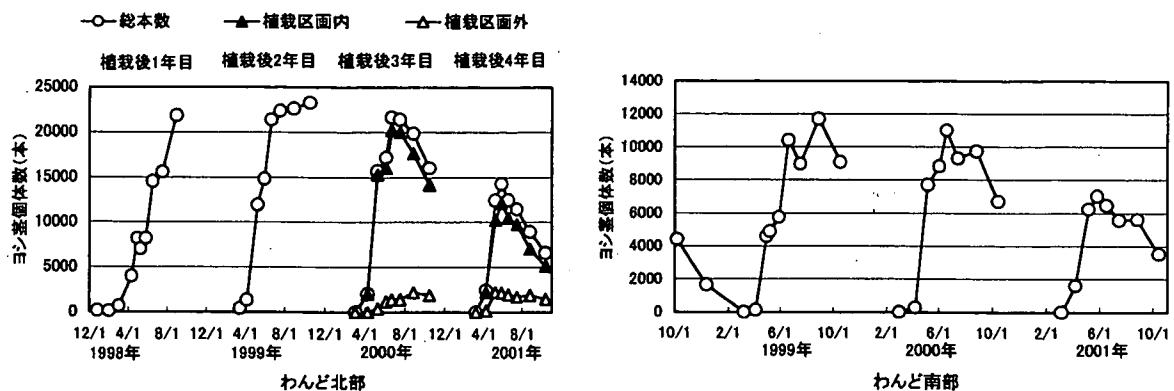


図3-17 わんど北部および南部におけるヨシ茎個体数の経時変化

2) なぎさ南部（1999年8月植栽）及び中部（2000年8月植栽）ヨシ植栽地

なぎさ南部および中部における植栽工法別ヨシ茎個体数密度の経時変化を図3-18、3-19にそれぞれ示す。ヨシ茎個体数密度は、工法別に差が大きく、南部ではポット苗移植法、土のう工法の生育が良い。また、中部ではマット植栽法の生育が良い結果となっている。昨年度は、南部のマット植栽法は、条件の厳しい場所に植栽を行ったために、生長が悪かったと考えていたが、中部ではそれよりも厳しいと考えられる条件で植栽を行ったにも関わらず、生長が良いという結果となった。

また図3-20に示すように、なぎさ南部の区域内ヨシ茎個体数は、植栽後1年目と2年目でほとんど変わらなかった。しかし、2年目の総個体数のピークは6月となった。

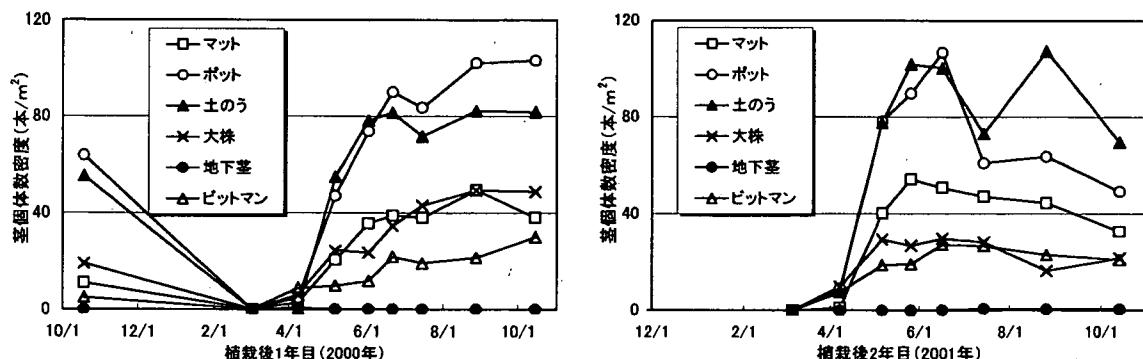


図3-18 なぎさ南部における植栽工法別ヨシ茎個体数密度の経時変化

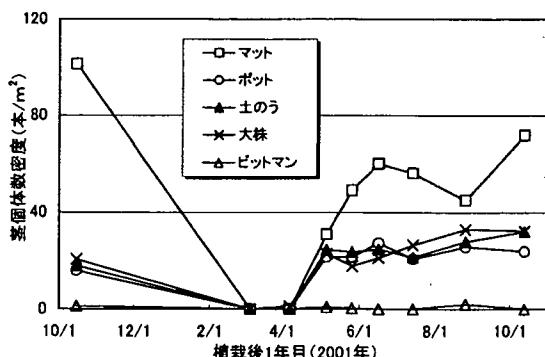


図3-19 なぎさ中部における植栽工法別ヨシ茎個体数密度の経時変化

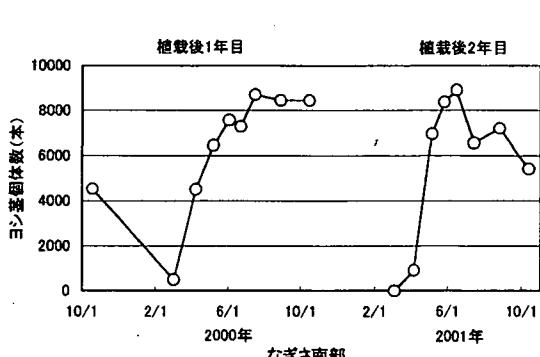


図3-20 なぎさ南部におけるヨシ茎個体数の経時変化

3.2.3. 植栽密度の影響

わんど北部及び南部ヨシ植栽地では、ポット苗移植法と土のう工法で植栽を行う場合、 $1m^2$ あたりに2株植える工法と4株植える工法を実施し、比較を行っている。

1) わんど北部ヨシ植栽地（1997年10月植栽）

わんど北部における初期植栽密度とヨシ茎個体数との関係を図3-21に示す。植栽後4年目となったが、植栽密度（2株植える工法と4株植える工法）によるヨシ茎密度は、一部の区域（Bゾーン土のう工法）の除き、ほぼ同じとなり、初期の植栽密度の差がほとんどなくなった。

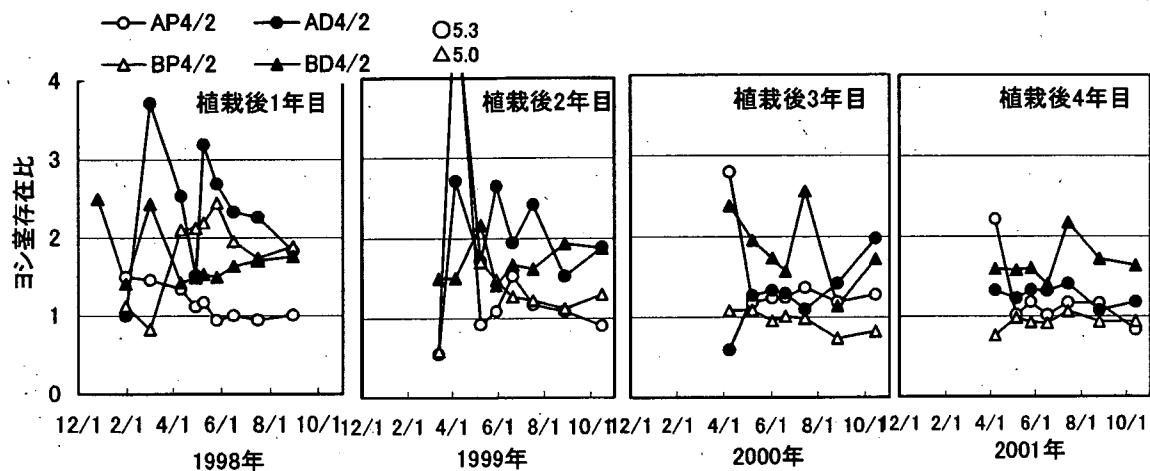


図3-21 初期植栽密度とヨシ茎個体数との関係

2) わんど南部ヨシ植栽地（1998年8月植栽）

図3-22に初期植栽密度とヨシ茎個体数との関係を示す。昨年度（植栽後2年目）の結果は、植栽後1年目に比べ、4株植栽と2株植栽のヨシ茎密度の差は見られなくなってきた。本年度（植栽後4年目）は、両工法（ポット苗移植法、土のう工法）とも2株植えと4株植えの密度の差はさらに小さくなつた。

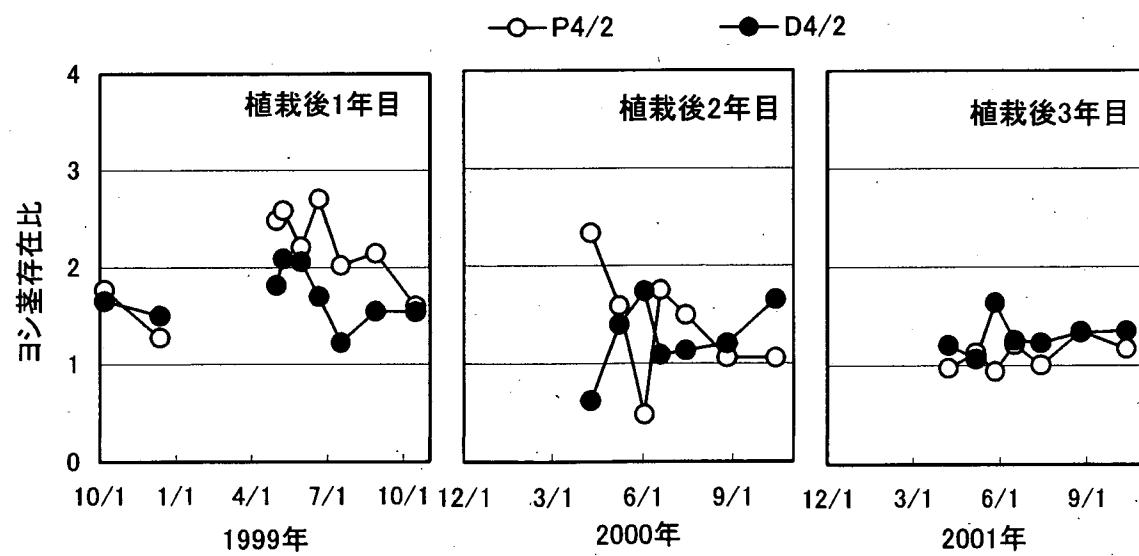


図3-22 初期植栽密度とヨシ茎個体数との関係

以上のような結果がでているが、条件等の違いも多く、現状の解析手法では、判断は難しいと思われる。今後、条件を再度、整理した上で検討を行う必要がある。

3.2.4. 植栽位置の影響

1) わんど北部（1997年10月植栽）及び南部（1998年8月植栽）ヨシ植栽地

図3-23、3-24にわんど北部および南部における植栽位置別茎個体数密度の経時変化を示す。植栽後1年目は、陸域のほうが生育は良い。しかし、2年目以降は中間域、つまりある程度冠水している区域の生育が良いという結果は、過年度において既に報告している。3年目以降もその傾向は続く。しかしながら、中間域から沖域の生長度が大きくなるのではなく、陸域のヨシ茎密度の低下傾向が大きい。

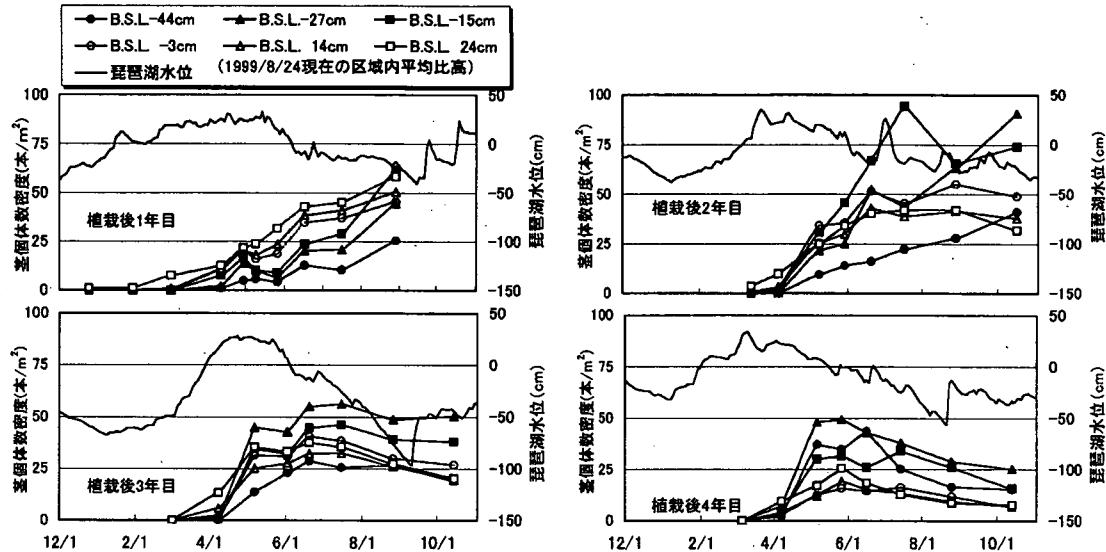


図3-23 わんど北部における植栽位置別茎個体数密度の経時変化

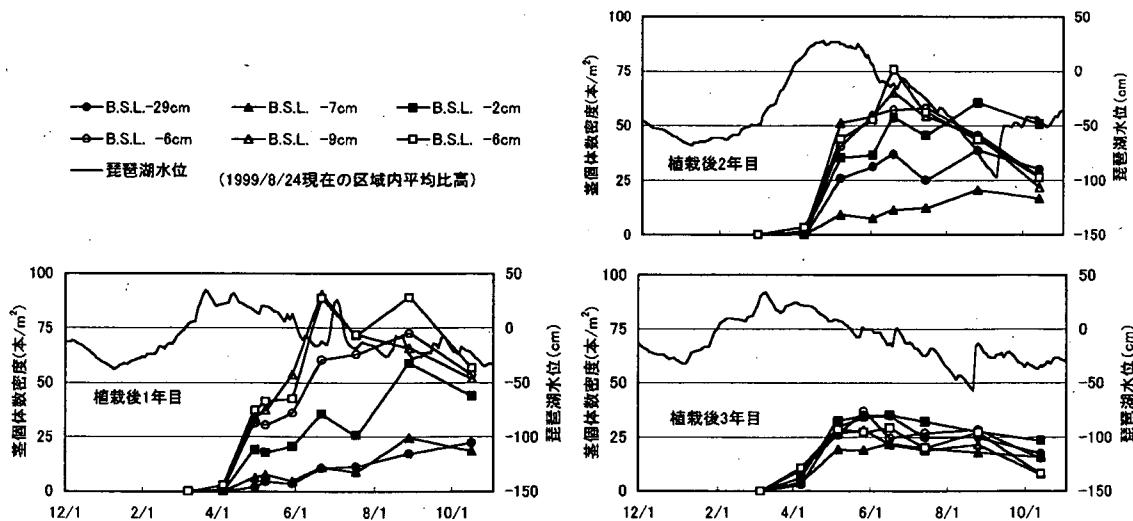


図3-24 わんど南部における植栽位置別茎個体数密度の経時変化

2) なぎさ南部（1999年8月植栽）ヨシ植栽地

なぎさ南部における植栽位置別茎個体数密度の経時変化を図3-25に示す。なぎさ南部では、植栽後1年目においても沖陸方向の差は小さく、わんどのように陸側の生育が良いという結果ではなかった。これは、植栽区域が小さく、なぎさ南部の植栽区域はわんどの沖陸方向において中間域の地盤高にあたり、沖陸方向の影響は余りないものと推測された。しかし、植栽後2年目においては、沖域と陸域で差が生じ始めた。

特に最沖域の生育が良いが、これは前述と同じ理由によるものと思われ、なぎさ南部においても、わんどと同じく、ある程度の冠水は、2年目のヨシに良い影響を与えるという結果となった。

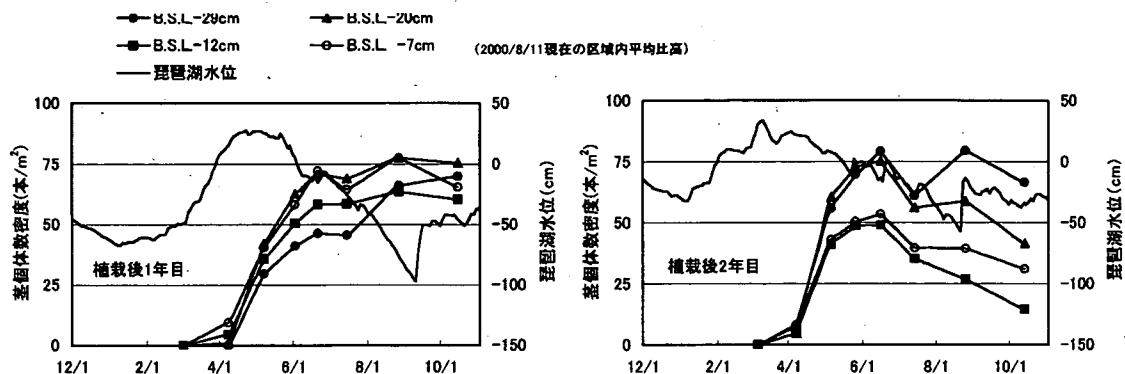


図3-25 なぎさ南部における植栽位置別茎個体数密度の経時変化

4.まとめ

湖岸フィールド実験施設において、過年度に植栽が行われたヨシの植栽地での地盤測量調査結果及び生育観察調査結果を主体に、地盤安定度やヨシ植栽工法等を検討した。

4.1. 地盤安定度検討

4.1.1. わんど型実験施設

わんど型実験施設は、施設左右に消波施設として、軽量鋼矢板を打ち込み、半閉鎖型の施設となっている。中央の開口部により、外部との水の交換が可能となり、閉鎖性水域を形成しないようになっている。当初の地盤では勾配がきつく、ヨシの植栽区域が限られるため、土入れ及び地盤整形を行った。しかし、開口部からの水の流出入による波等の影響により、土砂の流出が激しく、整形地盤は半年間さえも維持することができなかつた。そこで、開口部にフトンかごを設置し、土砂の流出を食い止め、再度地盤整形を行つた。フトンかごの土砂の流出防止効果は高く、地盤整形後、わんどの平均地盤高はほとんど変わっていない。しかし、土砂の流出は食い止めているものの、内部での土砂の移動は、現在も小さいながら、続いている。土砂の移動は、開口部付近を浸食し、それを囲むように半円帯状に堆積している。度を過ぎた浸食や堆積は、植栽直後のヨシの生長に悪影響を及ぼすことが過年度に報告されている。しかしながら、現在その付近においてもヨシの進行が認められ、植栽後数年が経過したヨシでは、地下茎が成長し、浸食・堆積等の地盤変動についても耐性がかなり高くなつてきているものと推測される。

琵琶湖の水位は、季節により変動するので、夏季と冬季では汀線が移動し、この施設においては、前述のような浸食及び堆積が起こるものと考えられる。本年度までは、夏季・冬季の地盤高データを同列で扱つてきたが、取りまとめ際には、分割して検討を行う必要が感じられる。

4.1.2. なぎさ型実験施設

なぎさ型実験施設は、消波施設として、コンクリートブロックを使用しており、過去に水資源開発公団がまれに使用した捨石タイプと比較的同等の性能を持っていると考えられ、費用についても捨石タイプに比べて安価なものと考えられる。この施設においても、施設北部に何も設置しない区域を作り、水位低下時も外部との水の交換を可能としている。地盤整形は、わんど型実験施設とは違い、切土を中心に行つた。そ

のため、整形当初より、地盤は安定し、その後の調査結果からも土砂の移動はほとんどないと考えられる。しかし、盛土を行った一部区域においては、整形直後1~2年は浸食が認められ、現在も少ないながら続いている。ヨシの植栽は、地盤整形後2~3年後に行われているためか、活着率は高かった。なぎさ型施設の特徴として、わんど型実験施設よりも地盤高が全般に低い。地盤高が低いと春先のヨシ発芽の際、水位が高いため、発芽しないか、もしくは遅れることが予想される。本年度の調査結果においても、最も地盤の低いなぎさ中部のヨシの発芽が遅れたことが確認された。しかし、調査結果のみからの判断になるが、その後の生育を見ても、問題があるとは思えない。今後、検討を行う必要があるが、地盤整形を行う際、少々地盤高が低くとも、整形後の地盤が安定する切土を中心に行う工法も考慮に入れる必要がある。

4.2. ヨシ植栽工法検討

4.2.1. わんど南部（1997年10月植栽）及び北部（1998年8月植栽）ヨシ植栽地

全般的な特徴では、わんど南部及び北部については、植栽後3年目以降、植栽工法ごとの差が小さくなり、沖陸方向の差が明確になってきた。植栽後1~2年目までは、工法別の差が大きく、マット植栽法、ポット苗移植法、土のう工法の生育が良いことが確認されている。しかし、植栽後3~4年目では、徐々に工法ごとの差が小さくなっている。取りまとめの際に、再度検討を行う必要があるが、この傾向が解析結果として、導き出されたのであれば、各工法の植栽時の注意点を検討し、工法別コストを考慮して、植栽計画を立てることが可能となる。

次に、植栽後1~2年目までは、陸側のヨシの生育が良く、植栽後3~4年目では、比較的沖側のヨシの生育が良いことが確認されている。本実験において、植栽は、琵琶湖水位の下がる8~10月頃に実施しているため、植栽年に地下茎の生長はあまり望めない。その後、年数が経つにつれ、地下茎が成長し、水位が高い沖側においても、活発な生長が望めるものと考えられ、過年度の調査結果により、2年目以降のヨシにはある程度の冠水が良い影響を及ぼすことが報告されている。さらに、わんど型実験施設における生態系調査を実施しているが、その中で特に陸域側において、スズメノヒエなどの陸生植物の侵入が顕著になりつつあることが報告されている。沖側の水深の深い区域においては、これらの植物はほとんど入り込むことができないために、陸側のヨシは衰退し、沖側のヨシは生長が良いと考えられる。

また、植栽後3年目以降にヨシ茎個体数のピークが8月から6月に変わってきたこととヨシ茎の総個体数が減少した理由としては、本実験においては、比較的植栽密度が高いと考えられ、植栽後1~2年目では、琵琶湖平均ヨシ基本数（31本/m²）を大きく上回っていた。その後、経過年数が経ち、地下茎も成長していると考えられ、春先からのヨシ茎の増加速度も早くなってきたのではないだろうか。調査結果においても、6月頃までに大きくヨシ茎数を増やした区画においては、その後の調査により、急激に減少していることも確認されている。ヨシの成長期と考えられる時期に減少していることから、ヨシ茎の密度が高すぎて、栄養条件悪化等何らかの理由により、基本数を減らしたものとも考えられる。また、北部、南部ともに発生している事例であるので、ヨシの植生とも考えられるが、以下のような例もあるので考えにくい。

水資源開発公団において、過去に植栽を行った際は、大株苗移植工法より、植栽密度を1株/4m²で実施した例がある。その際は、順調に地下茎が進行して基本数を増やし、植栽後3年目においても増加し、周辺のヨシ群落と遜色のない群落を形成した例がある。このような例を踏まえると、本事象は、過度の密度の植栽によるものと考えられるのではないだろうか。

4.2.2. なぎさ南部（1999年8月植栽）及び中部（2000年8月植栽）ヨシ植栽地

なぎさ南部においては、植栽後2年しか経過していないこともあり、依然として植栽工法別の差が大きい。また、植栽後2年目の調査では、沖側のヨシの生育が良く、わんどと同じくある程度の冠水があるほうが、生育が良いことが再確認された。

なぎさ中部においては、これまでに得た知見を基に、比較的深い水深に耐性があるマット植栽法を最前面の区域に植栽し、波に弱いと考えられたビットマン工法を最陸側に植栽した。その結果、マット植栽法については、波浪の影響が強いと考えられる区域においても、高い活着率を示した。しかしながら、ビットマン工法においては、活着率は低かった。なぎさ中部は、他の区域に比べ、地盤高が最も低く、その影響も大きな原因になったと考えられるが、ビットマン工法の取り扱いの難しさが露呈されたといえる。

以上、本年度の調査結果をもとに地盤安定度及びヨシ植栽工法の検討を行ったが、数年間にわたる調査であり、データ数也非常に多い。今後、それらのデータを再度整理し、琵琶湖におけるヨシ植栽手法について、総合的にとりまとめて行きたいと考えている。

5. 謝辞

本資料を作成するにあたり、ご協力いただいた立命館大学環境総合研究センターに対し、心より感謝の意を表します。

実験担当者

水資源開発公団関西支社

建設部調査課課長 近藤 克郎

水資源開発公団琵琶湖開発総合管理所

建設部調査課 山田 邦晴

財団法人琵琶湖・淀川水質保全機構

環境課課長 大村 明弘

環境課係長 大島 伸介

実験センター所長 田井中善雄

実験センター研究員 三井 光彦

12. 琵琶湖岸における生態系調査

1. 目的

琵琶湖岸におけるヨシ帯復元実験の一環として、琵琶湖・淀川水質浄化共同実験センター内のわんど型実験施設で行っている各種工法によるヨシ生育試験地を活用し、ヨシ帯が持つとされる生物多様性保全効果を確認するものである。

当該施設は、沿岸長約 100m の両翼にヨシ帯育成試験地があり、中央部は無植栽地である開水面が円弧状に広がった形となっており、比較的コンパクトな沿岸長の中で景観生態学的に多様な、いわゆる「エコトーン」を形成している。従来、このようなサイズのエコトーン中で、実際にどのような生物がヨシ帯およびそれにつらなる開水面に生息するかについてはデータが少なく、これから類似環境整備における期待効果を示す参考データが得られると期待される。

そこで、琵琶湖・淀川水質浄化共同実験センター内の湖岸フィールド実験施設のわんど型実験施設（以下わんど施設と記す）および守山市木浜地区ヨシ植栽地において、植物、底生動物の調査を実施し、

- a. ヨシ帯がもつ生物多様性保全効果
 - b. ヨシの保全のための消波施設が生態系に与える影響
- について参考データを取得することを目的とする。

2. 調査場所

平成 13 年度は、昨年度まで調査を実施しているわんど施設に加え、比較として、守山市木浜地区ヨシ植栽地（以下、木浜地区）においても調査を実施した。なお実験センター外のヨシ植栽地の選定に当たっては、琵琶湖南湖東側のヨシ植栽地を 7カ所調査した。その結果、最もヨシ帯の生育がよいと見られた木浜地区を調査対象地とした。

(1) わんど施設

消波施設は、鋼矢板タイプである。鋼矢板は、琵琶湖標準水位（以後 B. S. L. と記す）約 -140cm の地盤高の沖合部に、南側 B. S. L. +30cm、北側 B. S. L. ±0cm の高さに設置されている。また開口部には水深 B. S. L. -80cm となるようにフトンかごが設置されている。

なお、ヨシの植栽は、北側が 1997 年 10 月、南側が 1998 年 8 月に行われた。H13 年度は、これまでの調査範囲に加えて、琵琶湖側消波施設の前面 10m 程度の水域についても調査を行った。

(2) 守山市木浜地区

消波施設は、木柵タイプである。木柵とヨシ植栽地の間はフトンかごが設置され、ヨシの植栽基盤となる土壌の流出を防ぐ構造となっている。ヨシは湖側のフトンかごと堤防下のフトンかごの間の約 20m の幅に植栽されている。この地区のヨシの植栽は、1994 年と 1999 年に行われているが、今回の調査は 1999 年の植栽地で行った。

3. 調査項目および調査方法

調査項目は、植物と底生生物とした。

3.1 植物

3.1.1 植物相調査

わんど施設および木浜地区を踏査して、確認されたシダ植物以上の高等植物を記録した。また植生を相観的な優占種に基づき区分し、その分布状況を図化した。

3.1.2 植生断面調査

わんど施設のヨシ植栽地および非植栽地（対照区）、木浜地区のヨシ植栽地において基線を設定し、基線上に出現する植物種、高さを記録した。基線は、わんど施設では、北側ヨシ植栽地（ヨシ区北側）、南側ヨシ植栽地（ヨシ区南側）および対照区において汀線と直交する基線を各1本、北側ヨシ区から消波施設に直交する基線1本（ヨシ区）の計4本を設定した。木浜地区では、最もヨシの生育が良好な箇所において、汀線に直交する基線を1本設定した（図3-1&2）。

3.2 底生動物

3.2.1 定性調査

わんど施設および木浜地区において、目合い3mmのタモ網等などを用いて底生動物を採取した。わんど施設では、消波施設内ヨシ生育地（ヨシ区）、ヨシの生育しない中央の開放水域（対照区）、鋼矢板の湖側（消波施設外区）の3区に分類し、調査を行った（図3-3）。また、木浜地区では、消波施設内ヨシ生育地（ヨシ区）、木柵の湖側（消波施設外区）、前面に木柵のないヨシ生育地（ヨシ参考区）の3区に分けて調査を実施した（図3-4）。

底生動物の採取努力量は、各区につき、2人×30分とした。採集した底生動物は、10%ホルマリン液で固定して、顕微鏡下で種の同定を行った。

3.2.2 定量調査

わんど施設の対照区において実施した。汀線に直交する線上（固定）で水深別に底生動物を採取した。採取水深は60cm程度の水位変動を考慮して、B.S.L. = -30, -60, -90, -120cmとし、最深採取地点は消波施設外とした。

採取は、サーバーネット（方形枠25cm×25cm、目合い0.5mm）を用いた。ネットを水底に沈め、枠内の湖床材をネット内に集めた後、目合い0.5mmのふるいを用いて、ネット内に集めた湖床材の中から底生動物を選別した。この作業を採取地点毎に2回行い、採取面積を $25\text{cm} \times 25\text{cm} \times 2 = 1250\text{cm}^2$ ／採取地点とした。採集した底生動物は、10%ホルマリン液で固定して、顕微鏡下で種の同定および個体数の計数を行った。

4. 調査時期

調査は、夏季と秋季の2回行った。

夏季：平成13年8月24日、晴天

調査21日前～3日前の水位は-40cm～-57cmであったが、8月21日の雨により、水位は急速に上昇し、調査日の水位は、B.S.L.-13cmであった。

秋季：平成13年10月19日、晴天

調査21日前～3日前の水位は-33cm～-37cmであった。10月18、19日の雨により、水位はわずかに上昇し、調査日の水位は、B.S.L.-30cmであった。

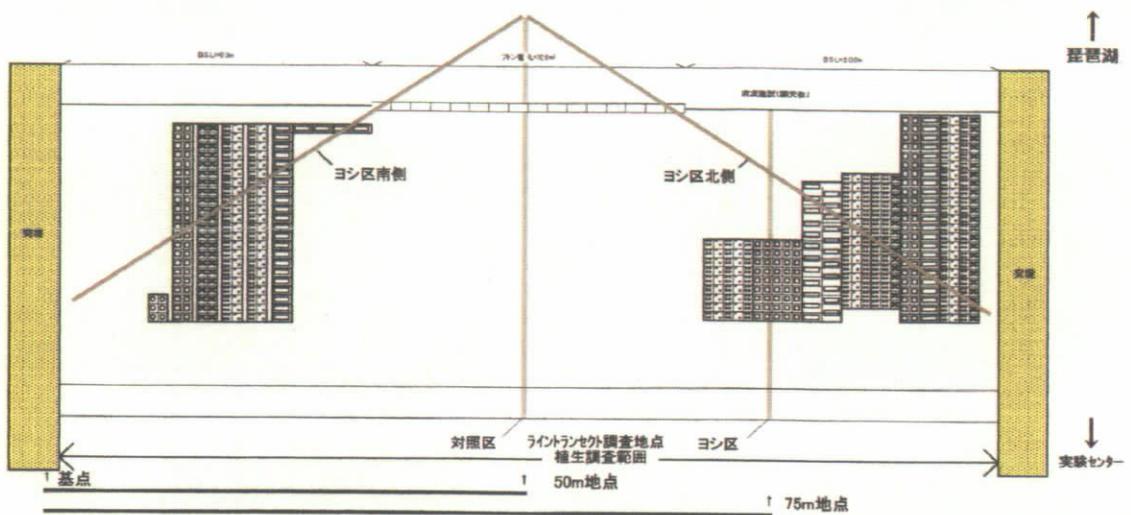


図 3-1 植物調査地点（わんど施設）

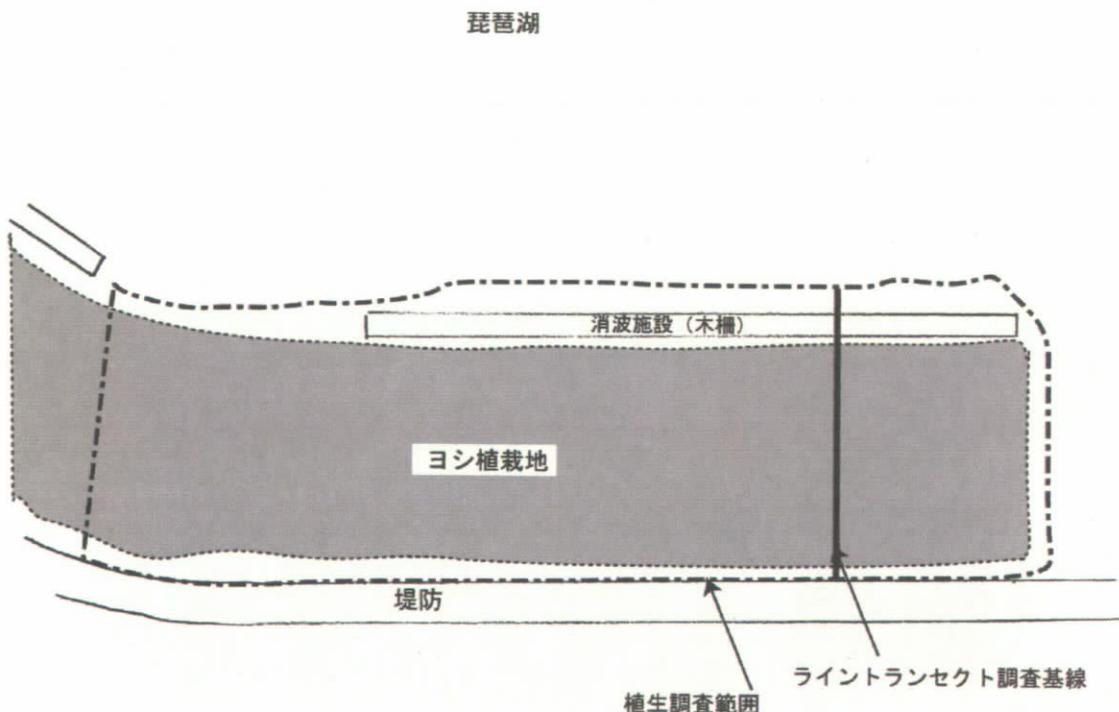


図 3-2 植物調査地点（木浜地区）

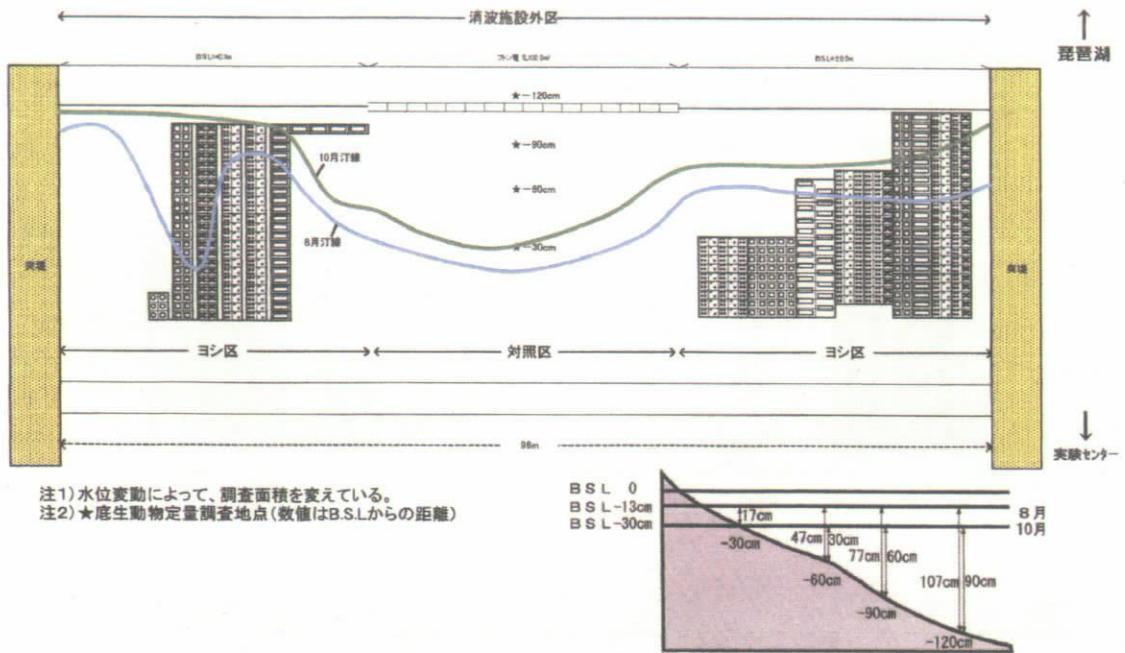


図 3-3 底生動物調査地点（わんど施設）

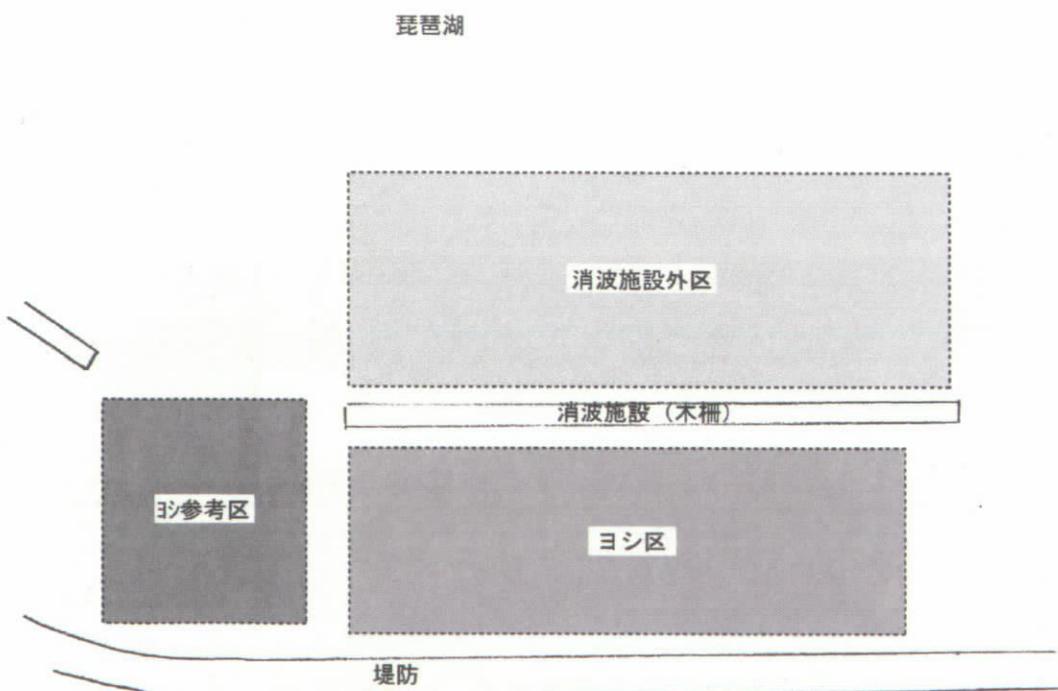


図 3-4 底生動物調査地点（木浜地区）

5. 調査結果

5.1 植物

5.1.1 植物相

(1) わんど施設

わんど施設での確認種は 93 種であった（表 5-1）。植栽種のヨシをはじめ、ウキヤガラ、シロネ等の湿生植物、ネジレモ等の水生植物、アメリカセンダングサ等の帰化植物を含めて多種が確認された。河川の帰化植物率が平均約 20% とされるが、本調査地では 29%（27 種）とやや高い傾向であった。わんど施設のヨシ植栽地では、陸側はヨシの生育が悪く、生育密度も低かった。ここではアメリカセンダングサ、ヨモギ、メヒシバなど多数の陸生植物がみられ、また、アカメヤナギ、オニグルミなどの木本類の定着もみられた。

(2) 木浜地区

木浜地区の確認種は 27 種であった（表 5-1）。ヨシ植栽地に混生する植物には、ヒメガマ、ウキヤガラ、キシュウスズメノヒエなどの湿生植物が多かった。帰化植物率は 26% とやや高めであった。木浜地区の確認種にはわんど施設と共通種が多かった。

(3) 確認種の生活型と生育環境

確認種を生活型および生育環境でみると、わんど施設では水湿植物や 1~2 年草以外にも、木本類や多年生植物が 30% ほどみられた。また、水辺や湿地、水中が主な生育地でない種も 50% 近くみられた。一方、木浜地区では水湿植物や 1~2 年草がほとんどを占め、その他の生活型をもつ植物は 20% と少なかった。また、水辺や湿地、水中を主な生育環境とする植物が 70% 以上を占めていた。わんど施設のヨシ植栽地の地形は、陸側と連続し水中も緩傾斜が続いており、また南北のヨシ植栽地の間に裸地があるなど、多様な環境である。さらに、植栽地のヨシはある程度隙間のある状態であるため、混生する植物も多いと思われる。一方、木浜地区の植栽地は、石積み護岸により陸側と隔てられ、消波施設により湖側とも隔てられている。また、ほぼ通年冠水した状態にあり、わんど施設に比べて水深も深く、植栽地中に陸地や裸地はみられないなど、一様な環境である。さらに、植栽地内はヨシが密生し、混生する植物が少ないと考えられる。このように立地環境が異なるため、確認種数やその構成種に違いが出たものと考えられる。

5.1.2 優占種分布

夏季および秋季における各調査地の優占種分布図を図 5-1~4 に示す。

(1) わんど施設

わんど施設は、ヨシ植栽地とそれ以外に分けられる。ヨシ植栽地は、水際でヨシが優占していた。陸側ほどヨシが少なく、キシュウスズメノヒエやその他の陸生植物が混生する状態であった。ヨシ植栽地以外は、キシュウスズメノヒエ群落やアカメヤナギーメヒシバ群落が広く分布していた。これらの分布状態に季節による大きな変化はみられなかった。その他、メヒシバやウキヤガラの小群落が点在していた。水際のメヒシバ群落は、秋季のほうが夏季より広がっていた。

(2) 木浜地区

木浜地区は、季節をとおしてほぼ冠水しており、全面にヨシ群落が密に広がっていた。ヨシ以外の群落としては、ヨシ群落と護岸との間にチクゴスズメノヒエ群落がやや広い範囲にみられ、ヨシ群落の周辺にキシュウスズメノヒエーウキヤガラ群落やガマ群落などが小規模な群落で点在していた。チクゴスズメノヒエはキシュウスズメノヒエよりも水深の深い場所に生育することが知られているが、今回木浜地区のみに見られた。

表 5-1 植物確認種目録（平成 13 年度）

注1) 種名、学名および種の配列は「植物目録」(環境庁、1987)に従った。

なお、これに記載のない帰化植物は「原色日本帰化植物図鑑」(長田武正, 1976) に従った。

注2) 湿生植物:○ 水生植物:◎

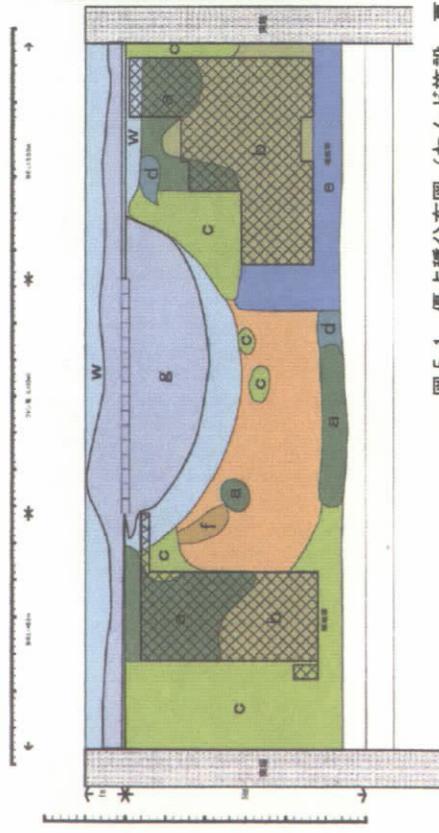


図 5-1 優占種分布図 (わんど施設 夏)

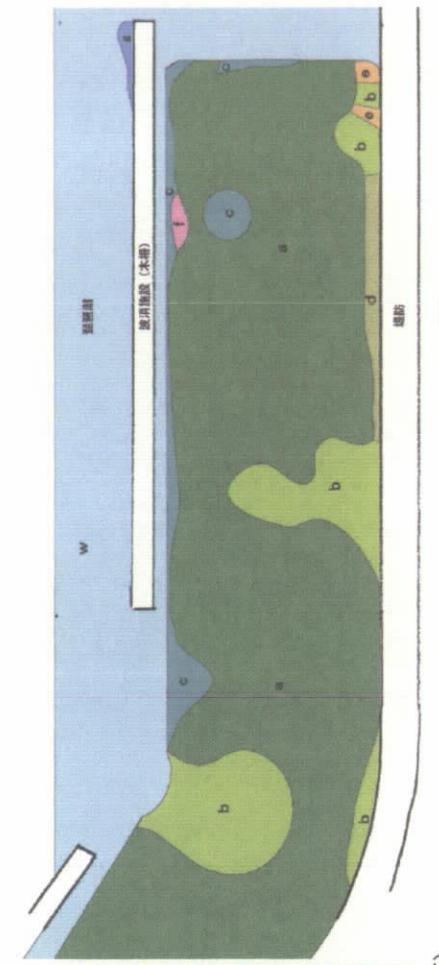


図 5-3 優占種分布図 (木浜地区 夏)

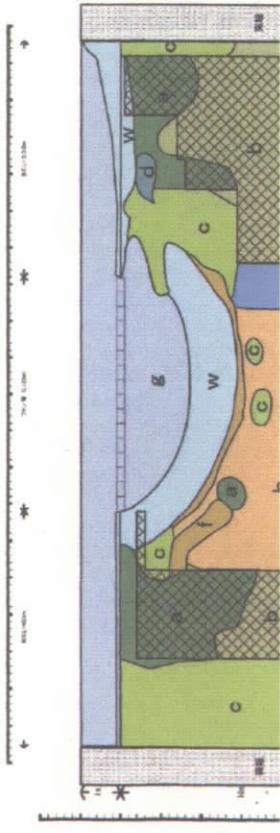


図 5-2 優占種分布図 (わんど施設秋)

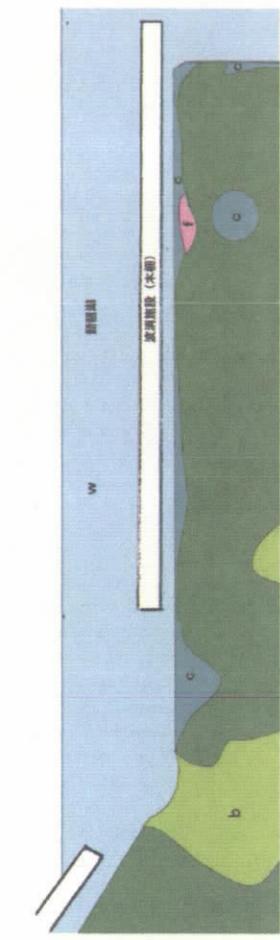


図 5-4 優占種分布図 (木浜地区 秋)

5.1.3 植生断面

(1) わんど施設

- ①ヨシ区では、水際にキシュウスズメノヒエが群落を作り、続いてヨシが密に生育しているが、水域から離れるほどヨシの生育密度が低くなり、混生する植物が多くなった。混生する植物には、木本のアカメヤナギも多くみられ、地盤の安定化が示唆された。
- ②対照区では、水際に草高の低いメヒシバやキシュウスズメノヒエなどの小群落があり、陸側奥の窪地に自生のヨシが生育しているが、陸域は裸地の部分が多い。消波施設内の水中にはネジレモやコウガイモが多く、消波施設外のやや深いところには有茎のマツモやコカナダモが多くみられた。夏季には全体的に糸状藻類が広がっていたが、秋季にはほとんど消失していた。フトンかごにより、水中での波浪の影響が軽減され、沈水植物が定着できる環境になっているものと考えられる。
- ③ヨシ区北側では、ヨシ区とほぼ同様な傾向を示した。北側植栽地の平均地盤高はB.S.L.+2.4cmとなっており、南側のB.S.L.-9.1cmと比較して11.5cm高くなっている(H13年8月測定)。後述するがヨシの生育は南側の方が良好であること、また対照区の窪地にヨシが自生していることから、わんど施設の地盤材料では地盤高がヨシの生育に影響を与えていた可能性が考えられる。
- ④ヨシ区南側では、ヨシ区北側と同様に、水際にキシュウスズメノヒエが群落を作り、それに続いてヨシが密に生育していた。ヨシの草丈や生育密度は、ヨシ区及びヨシ区北側よりも大きい傾向がみられた。また、陸側での植物の侵入も少なかった。これは、前述したように、平均地盤高がB.S.L.-9.1cmと低いことによるものと考えられる(図5-5)。

(2) 木浜地区植栽地

ヨシの生育は大形で良好であり、草丈・生育密度ともわんど施設のヨシよりも大きかった。水際にはウキヤガラ群落やガマ群落がみられたが、ヨシ植栽地内では、混生する植物は少なかった(図5-6)。これは、消波施設とフトンかごにより波浪の影響が少なく植栽地盤が安定していること、土質が粒径の細かい砂質土であること、植栽地がほぼ通年冠水していることなどの条件がヨシの生育に有利になっているためと考えられる。しかし、消波施設より湖側の水中には沈水植物はほとんどみられなかった。周囲はシルト状の底質が広がり、微小な水の動きで濁りが生じやすい状況であり、透明度が低くなり、水中の光量が不足することが植物がみられない要因のひとつと考えられる。

(3) わんど施設における経年変化

確認種数は、H13年度はH12年度に比べ、63種減少した。生活型では、1~2年草の割合が多くを占めていたが、徐々に割合が減少してきた。また、主に水辺や湿地、水中にみられる植物が半数近くみられた。

平成13年度に新たに確認された種はオニグルミやジャヤナギ、コゴメヤナギなど12種で、陸側からの侵入種が多くみられた。これは、わんど施設が開けた立地であると同時に、冠水しない場所が多く、立地が安定しているためと思われる。また、平成13年度にはじめてみられた種としては、エビモやセンニンモ、コウガイモなどの沈水植物であるが、これは、平成13年度の調査範囲が沖まで拡大し、水中の調査範囲が広がったことによる。

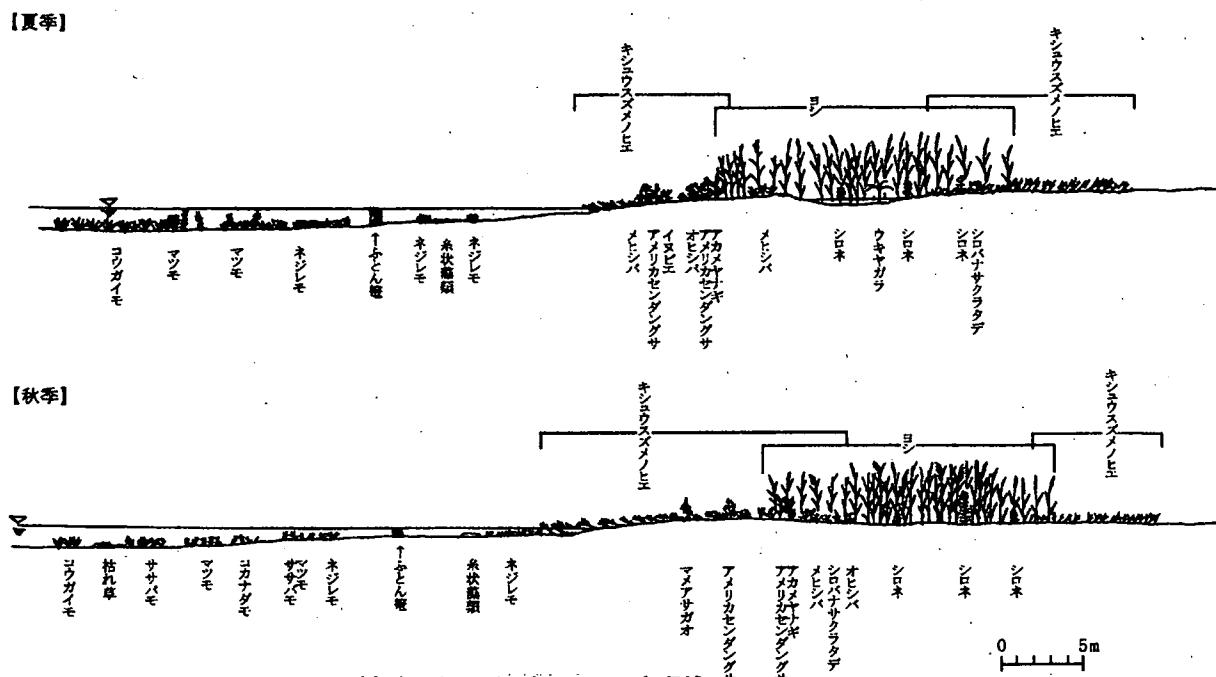


図 5-5 植生断面図 [ヨシ区南側]

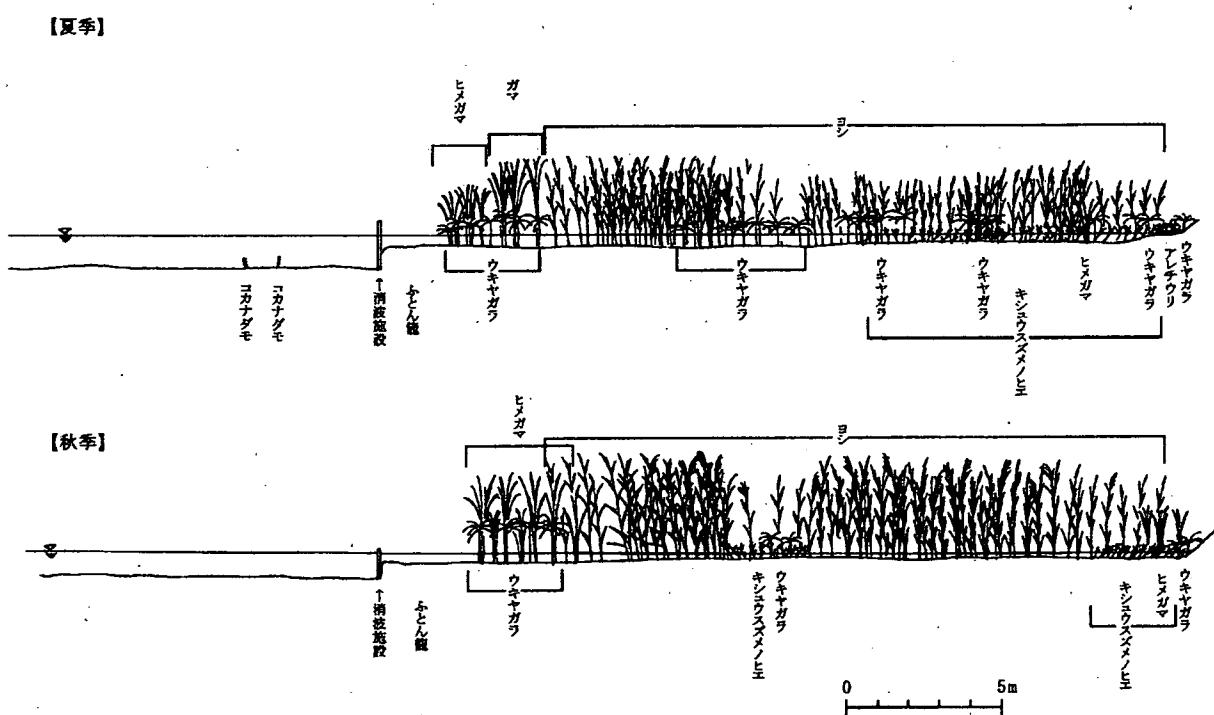


図 5-6 植生断面図 [木浜地区調査地]

5.2 底生動物

5.2.1 定性調査

(1) 確認種

わんど施設で 32 種、木浜地区で 22 種、合計 36 種の底生動物が 2 季の調査で確認された（表 5-2）。区域別の確認種数は、わんど施設では、ヨシ区（18 種）、消波施設外区（14 種）、対照区（13 種）の順に多く、木浜地区では、ヨシ参考区（16 種）、ヨシ区（14 種）、消波施設外区（10 種）の順であった。

確認種は、平地の池や沼、水田、細流等の止水域～緩流水域に生息する種が大部分を占め、琵琶湖やその周辺の河川で一般的にみられる種であったが、レッドリスト（2000. 環境省）で準絶滅危惧種として記載されているマメタニシ、カドヒラマキガイ、モノアラガイ、ナガオカモノアラガイが確認された。

確認種を分類群別にみると、昆虫綱が 15 種で最も多く、全体の約 40% を占めた。次いで、巻貝類等が属する腹足綱（9 種）、二枚貝綱（4 種）、エビ類などが属する甲殻綱（3 種）、ミミズ類等が属する貧毛綱（2 種）、蛭綱（2 種）、渦虫綱（1 種）の順であった。

(2) 地区別確認状況

2 季の調査でわんど施設 32 種、木浜地区 22 種の底生動物が確認されたが、両区域で共通に見られた種は 19 種であった。これはわんど施設のほぼ 60%、木浜地区の 86% であり、わんど施設が多様な環境であることを示唆している。しかし 10 月の調査結果では種数もほぼ同じであり、共通種も 12 種と多かったことから、水位がある程度保持されている時は両区域はほぼ同様な環境であることを示唆している。

生活型では、タニシやマキガイ等の匍匐型が各調査地点で共通的に見られた。また、ユスリカやミミズ等の掘潜型は、各地点ともほぼ同じ種数であり、いずれも泥質な環境であることを示している。昆虫綱に多い遊泳型はヨシ区、ヨシ参考区、対照区にはいるが、消波施設外ではほとんど見られなかった。固着型はカワヒバリガイだけであり、水深の深い消波施設外区で確認された。特にトンボ類は、ヨシ区、対照区、ヨシ参考区で 4 ～ 5 種が確認されたのに対し、消波施設外では、わんど施設では確認されず、木浜地区で 1 種が確認されたのみであった。確認されたトンボ類は抽水植物や水草の生育する緩流域や止水域の浅場を選好する種であるが、ヨシ帯がその生息環境を提供しているといえる。

(3) 時期別確認状況

調査直前まで水位が低下していた 8 月には、わんど施設および木浜地区とも、各地点で確認種数に顕著な差はみられず、B. S. L. - 30 ～ -37 cm の水位が保たれていた 10 月の確認種数は、わんど施設および木浜地区とも、ヨシ帯で最も多い結果となつた。

8 月は調査日の数日前まで水位が B. S. L. 約 -60 cm まで低下していたが、調査日の 3 日前の降雨によって水位が B. S. L. -13 cm まで回復した。8 月のヨシ区での確認種数が、両水域とも、消波施設外区や対照区またはヨシ参考区と比較してほぼ同程度であったのは、ヨシ区は調査日の数日前まで大部分が干出していており、調査時点では未だ底生生物相の回復が十分でなかったものと考えられる。

これに対し、10 月調査時には、わんど施設のヨシ区で 2 種（11 種 → 13 種）、木浜地区的ヨシ区およびヨシ参考区で 6 種（7 種 → 13 種）が増加した。10 月調査前の水位は、B. S. L. -30 ～ -37 cm であったが、8 月調査前に比べれば、最大で 20 cm ほど高く、その結果 8 月調査時より冠水面積が広く、冠水時間も長くなり、確認種数が増加したものと考えられる。

表 5-2 底生動物の定性調査における確認種（2季合計）

綱	目	科	種	調査地點						生活型	備考		
				わんど施設			木浜地区						
				ヨシ区	対照区	清波施設外	ヨシ区	ヨシ参考区	清波施設外				
昆虫	蜻蛉	イトトンボ	アシアイトンボ	<i>Ischnura asiatica</i>	○	○	○			泳			
			アオモントンボ	<i>Ischnura senegalensis</i>	○		○	○		泳			
			クロイトンボ	<i>Cercion calamorum</i>		○		○		泳			
			イトトンボ科の一種	<i>Agrionidae gen. sp.</i>	○	○	○	○	○	?			
		サナエトンボ	アオサナエ	<i>Nihonogomphus viridis</i>		○				潜			
			ヤンマ	<i>Aeschnophlebia longistigma</i>	○					潜			
			キンヤマ	<i>Anax parthenope</i>				○		潜			
		トンボ	コフキトンボ	<i>Deielia phaon</i>	○		○	○		潜			
		半翅	アメンボ	<i>Gerris paludum</i>	○			○		泳			
			ヒメアメンボの一種	<i>Gerris sp.</i>	○				○	泳			
		毛翅	イクトビケラ	<i>Ecnomus tenellus</i>			○			?			
		鞘翅	ガムシ	<i>Helochares pallens</i>				○		泳			
			ヒメガムシ	<i>Sternophorus rufipes</i>	○					泳			
		双翅	ユスリカ	<i>Tanyopodinae gen. sp.</i>					○	潜			
			エリユスリカ亜科の一種	<i>Orthocladiinae gen. sp.</i>		○				潜			
			ユスリカ亜科の一種	<i>Chironominae gen. sp.</i>			○	○	○	潜			
渦虫	三岐腸	プラナリア	ナミウズムシ	<i>Dugesia gonocephala</i>	○			○		匍匐			
貧毛	貧毛	ミズミズ	ミズミズ科の一種	<i>Naifidae gen. sp.</i>			○			?			
		イトミズ	エビミズの一種	<i>Branchiura sp.</i>			○	○		潜			
		イトミズ	イトミズ科の一種	<i>Tubificidae gen. sp.</i>			○	○	○	潜			
蛭	吻蛭	グロシフォニ	ヒルの一種	<i>Glossiphonia sp.</i>			○			匍匐			
	咽蛭	イビヘル	ナミイビヘル	<i>Erpobdella octoculata</i>			○			匍匐			
腹足	中腹足	カワニナ	カワニナ	<i>Semisulcospira libertina</i>	○		○			匍匐			
		チリメンカワニナ	チリメンカワニナ	<i>Semisulcospira reiniana</i>	○	○	○	○	○	匍匐			
		タニシ	ヒタニシ	<i>Sinotaia quadrata</i>	○	○	○	○	○	匍匐			
		マメタニシ	マメタニシ	<i>Parafossarulus manchouricus japonicus</i>	○					匍匐	NT		
	基眼	ヒラマキガイ	カトヒラマキガイ	<i>Choanomphalodes perstriatum</i>		○				匍匐	NT		
		サカマキガイ	サカマキガイ	<i>Physa acuta</i>	○	○		○	○	匍匐			
		モノラガイ	ヒモノラガイ	<i>Austropeplea ocella</i>			○	○	○	匍匐			
		モノラガイ	モノラガイ	<i>Radix auricularia</i>	○	○			○	匍匐	NT		
	柄眼	オカモノラガイ	ナガオカモノラガイ	<i>Oxyloma hirasei</i>	○			○		匍匐	NT		
二枚貝	翼形	イガイ	カワヒバリガイ	<i>Limnoperna fortunei</i>			○			固着			
	異歯	イカガイ	ササハガイ	<i>Lanceolaria oxyrhyncha</i>			○			潜			
		タテボシガイ	タテボシガイ	<i>Unio biwa</i>		○	○			潜			
		シジミガイ	マシジミ	<i>Corbicula leana</i>	○	○	○	○	○	潜			
甲殻	等脚	ミズムシ	ミズムシ	<i>Asellus hilgendorfii</i>	○			○	○	匍匐			
	十脚	テナガエビ	テナガエビ	<i>Macrobrachium nipponense</i>	○	○	○	○	○	匍匐			
		ザリガニ	アメリカザリガニ	<i>Procambarus clarkii</i>	○			○		匍匐			
7綱	16目	24科	36種		18種	13種	14種	14種	16種	10種	—	—	
					32種				22種				

注 1) 生活型は、「森下(1985), 生物モニタリングの考え方, 山海堂」に概ね準拠した。

泳=遊泳型、固=固着型、潜=掘潜型、匍=匍匐型、?=不明

注 2) 備考欄の NT=レッドリスト(2000, 環境省)で準絶滅危惧種に選定されている種

注 3) 種の計数方法は、「平成9年度版河川水辺の国勢調査マニュアル河川版(1997)」に従った。このため、同一分類群内に種名が特定されたものと特定されなかったものなど、両者が同一種の可能性がある場合、より下位分類群まで特定できたものを計上し、他方は計上しなかった。

5.2.2 定量調査

(1) 確認種

B. S. L. -30cm で 20 種、 -60cm で 12 種、 -90cm で 19 種、 -120cm で 20 種、 合計 34 種の底生動物が 2 季の調査で確認された。確認種の構成を分類群別にみると、昆虫綱が 13 種で最も多く、全体の約 40% を占めた。次いで、巻貝類等が属する腹足綱（10 種）、二枚貝綱（4 種）、ミミズ類等が属する貧毛綱（3 種）、蛭綱（2 種）、渦虫綱（1 種）、エビ類などが属する甲殻綱（1 種）の順であった（表 5-3）。

(2) 平成 13 年度の時期別状況

① 8 月は、4 地点で合計 10 目 17 科 23 種の底生動物が確認された。調査時の水位は B. S. L. -13cm であった。よって、採取時の実際の各水深は、17cm、47cm、77cm、107cm であった。確認種数は、B. S. L. -30cm で 5 種、 -60cm で 7 種、 -90cm で 12 種、 -120cm で 13 種であり、深部の方が種数が多かった。個体数は -30cm で 140 個体、 -60cm で 205 個体、 -90cm で 517 個体、 -120cm で 300 個体であった。浅部で少ないので、調査日の数日前まで浅部の採集地点が干出していたためと考えられる。8 月で最も個体数が多かったのは B. S. L. -90cm のマシジミであったが、ほとんどは殻長 2~5mm の稚貝であった。

② 10 月は、4 地点で合計 14 目 22 科 29 種の底生動物が確認された。調査時の水位は B. S. L. -30cm であった。よって、採取時の実際の各水深は、0cm（水際）、30cm、60cm、90cm であった。確認種数は、B. S. L. -30cm で 19 種、 -60cm と -90cm でともに 12 種、 -120cm で 17 種であり、水際部、最深部、中間部の順に多かった。個体数は -30cm で 729 個体、 -60cm で 108 個体、 -90cm で 170 個体、 -120cm で 277 個体であり、確認種数と同様に、水際部、最深部、中間部の順に多かった。水際部で個体数が多かった種は、サカマキガイ（233 個体）、ユスリカ亜科の一種（228 個体）、ミズミミズ科の一種（124 個体）の 3 種である。これら 3 種で水際部における確認個体数の約 80% を占めた。10 月の水際部には、大量のマツモ、クロモ、コカナダモ等の沈水植物やウキクサの漂着があり、水際部における底生動物の多くは、漂着した水草によってもたらされたものと推測される。

(3) 昨年度との比較

① 地点別比較（B. S. L. 基準）

平成 12 年 10 月の調査時の水位は B. S. L. 約 -40cm であった。よって、実際の底生動物の採取水深は、20cm、50cm、80cm である。この時、B. S. L. -30cm の地点は干出しており、底生動物の採取は行っていない。B. S. L. -60cm で 13 種 910 個体、 -90cm で 15 種 202 個体、 -120cm で 11 種 90 個体が確認された。平成 13 年 10 月の水位および確認種数と個体数は前述した。

両年度における確認種数は、B. S. L. -120cm で若干の違いがみられたが、顕著な差ではなかった。個体数は、B. S. L. -60cm で、平成 12 年に 910 個体が確認されたのに対し、平成 13 年には 108 個体へ大きく減少した（図 5-7）。しかし、採取水深に着目すると、個体数は、最浅部で最も多く、水際を離れると大幅に減少がみられるなど、両年度で同様な傾向を示した。以上のことから、B. S. L. -60cm における個体数の差は、底生動物の採取水深（平成 12 年度が 20cm、平成 13 年が 30cm）の違いによるものと考えられる。

② 水深別比較

確認種数は、平成 12 年度においては、水深 20cm で 13 種、50cm で 15 種、80cm で 11 種、平成 13 年度においては、0cm（水際部）で 19 種、30cm で 12 種、60cm で 12 種、90cm で 17 種となり、平成 13 年度は水際部、平成 12 年度は中間部でやや多い結果となった。個体数は、水際部で 729 個体、20cm で 910 個体が確認されたのに対し、水深 30~90cm の中間部や深部では 90~277 個体と少なく、両年度とも、ほぼ同様な傾向が見られた（図 5-8）。これは、両年とも、浅場に大量の水草が漂着していたこと、調査期前の水位変動の状況が似通っていたことなど、年度間で同様な環境変動が生じたことによると推測される。

構成種では、両年とも、浅部でユスリカ類やマキガイなど小型底生動物、中間部でヒメタニシ、チリメンカワニナなどの中型底生動物、深部でタテボシガイといった大型底生動物が出現しており、同様な出現傾向が見られた。

表 5-3 底生動物の定量調査における確認種（2季合計）

綱	目	科	種	採取地点(B.S.L基準)				生活型	備考
				-30cm	-60cm	-90cm	-120cm		
昆虫	蜻蛉	イトンボ	アオモントンボ	Ischnura senegalensis	4				泳
			クロイトンボ	Cercion calamorum		1			泳
			セスジイトンボ	Cercion hieroglyphicum	1				泳
		イトンボ科の一一種	Agrionidae gen. sp.		12	3	3	?	
毛翅	イワトビケラ	ムネカタビケラ	Ecnomus tenellus			2	11	?	
		シテイビケラ	Dipseudopsis stellata				1	固	
	ヒトビケラ	ヒトビケラの一一種	Hydroptila sp.				2	?	
鞘翅	ガムシ	キイロヒラガムシ	Enochrus simulans	1				泳	
		ルイスヒラガムシ	Helochares pallens	1				泳	
双翅	ヌカカ	ヌカカ科の一一種	Ceratopogonidae gen. sp.	12				?	
	チョウバエ	チョウバエ科の一一種	Psychodidae gen. sp.	12				?	
	ユスリカ	モシユスリカ亜科の一一種	Tanypodinae gen. sp.			1	4	潜	
		エリユスリカ亜科の一一種	Orthocladiinae gen. sp.	32	6	113	38	潜	
		ユスリカ亜科の一一種	Chironominae gen. sp.	246	4	6	10	潜	
渦虫	三岐腸	プラナリア	ナミズムシ	Dugesia gonocephala	1			匍	
貧毛	貧毛	ミズミミズ	ミズミミズ科の一一種	Naididae gen. sp.	242	139	3	?	
		イトミズ	イトミズ科の一一種	Tubificidae gen. sp.		3	11	336	潜
	新貧毛	ツリミズ	ツリミズ科の一一種	Lumbricidae gen. sp.				6	潜
蛭	吻蛭	グロンフォニ	ヒルの一一種	Glossiphonia sp.	5			匍	
	咽蛭	イシビル	ナミイシビル	Erpobdella octoculata	7		2	4	匍
腹足	中腹足	カワニナ	カワニナ	Semisulcospira libertina			5	1	匍
		チリメンカワニナ	Semisulcospira reiniana	4	21	87	15	匍	
		タニシ	ヒメタニシ	Sinotaia quadrata	26	36	120	76	匍
	基眼	マメタニシ	Parafossarulus manchouricus japonicus	1	2	1		匍	NT
		ヒラマキガイ	Cheonophalodes perstriatum	4	3	3		匍	NT
		ヒラマキガイモドキ	Polypyris hemisphaerula	2				匍	
		サカマキガイ	Physa acuta	235	51	6	3	匍	
		モノアラガイ	Austropelea ocella	32	3	1	3	匍	
		モノアラガイ	Radix auricularia				1	匍	NT
		オウミガイ	Radix onychia				1	匍	NT
二枚貝	翼形	イガイ	カワヒバリガイ	Limnoperna fortunei				1	固
	異歯	イシガイ	ササノハガイ	Lanceolaria oxyrhyncha				1	潜
		タテボシガイ	Unio biwae					14	潜
		シジミガイ	マシジミ	Corbicula leana	1	32	318	43	潜
甲殻	十脚	テナガエビ	テナガエビ	Macrobrachium nipponense			3	5	匍
7綱	14目	22科	34種	個体数	869	313	687	577	—
				種数	20	12	19	20	

注 1) 生活型は、「森下(1985), 生物モニタリングの考え方, 山海堂」に概ね準拠した。

泳=遊泳型、固=固着型、潜=掘潜型、匍=匍匐型、?=不明

注 2) 備考欄の NT=レッドリスト(2000, 環境省)で準絶滅危惧種に選定されている種。

注 3) 種の計数方法は、「平成 9 年度版河川水辺の国勢調査マニュアル河川版(1997)」に従った。このため、同一分類群内に種名が特定されたものと特定されなかったものなど、両者が同一種の可能性がある場合、より下位分類群まで特定できたものを計上し、他方は計上しなかった。

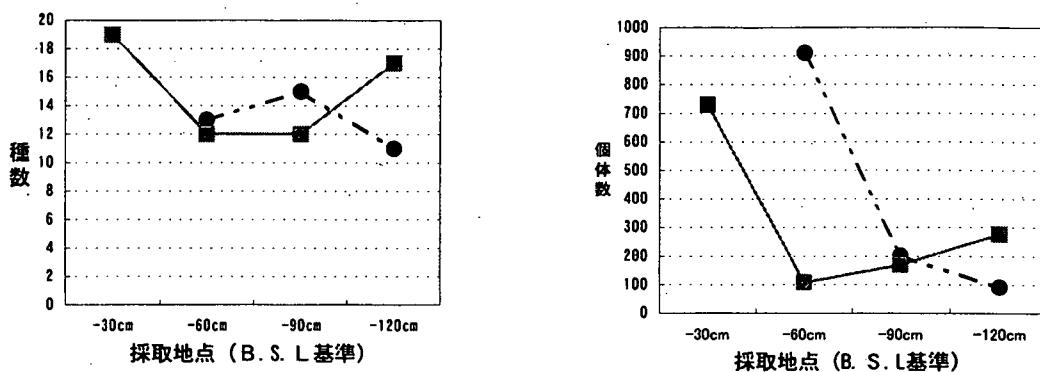


図 5-7 採取地点における確認種数および個体数

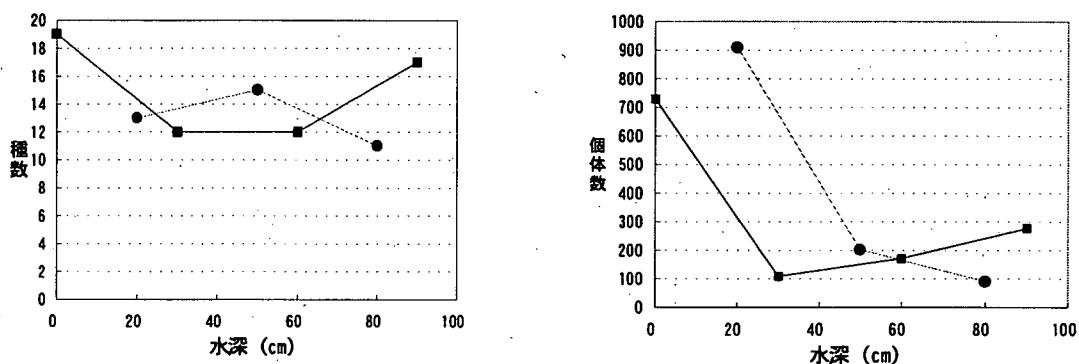


図 5-8 採取水深における確認種数および個体数

6.まとめ

琵琶湖・淀川水質浄化共同実験センター内の湖岸フィールド実験施設のわんど施設および守山市木浜地区ヨシ植栽地において、植物、底生動物の調査を8月と10月に実施した。

6.1 植物

- ①植物相調査の結果、わんど施設で92種、木浜地区で27種の植物が確認された。わんど施設では、水生湿生植物以外に多くの陸生植物が観察されたのに対し、木浜地区ではほとんどが水生湿生植物であった。わんど施設の地形が水域から陸域まで含んでいるのに対し、木浜地区植栽地はほぼ年間を通じ、冠水した状態にあるためと考えられる。
- ②木浜地区のヨシの生育状況は、草丈、生育密度ともわんど施設より良好であった。その理由として木浜地区の植栽地盤高が低いこと、植栽基盤の土質が細かい砂質土であること、波浪の影響が少ないとなどが考えられる。
- ③植生断面調査の結果、わんど施設では北側南側とともに、水際のキシュウスズメノヒ工群落に続き、ヨシ群落が成立していた。ただしヨシの草丈および生育密度は南側の方が良好であった。北側の平均地盤高はB. S. L. +2.4cm、南側B. S. L. -9.1cm(H13年8月測定)であり、地盤高がヨシの生育に影響を与えていた可能性が示唆された。
- ④消波施設外の水域では、わんど施設(鋼矢板タイプ)で多くの沈水植物が生育していたのに対し、木浜地区(木柵タイプ)では沈水植物はほとんど見られなかった。消波施設の種類では、鋼矢板タイプの方が返し波により、沈水植物の生育に影響することが考えられたが、調査においてはその影響はみられず、むしろ木柵タイプの水域で沈水植物が少なかった。このことから、沈水植物の生育に関しては、消波施設の形状以外にも、透明度や、底質など水域の環境条件が大きく影響している可能性が考えられる。

6. 2 底生動物

- ①8月にわんど施設24種、木浜地区12種、10月にわんど施設18種、木浜地区19種の底生動物が確認された。8月に木浜地区の種数が少なかったのは、植栽地が調査以前にB.S.L.約-57cmまで干出していた影響と考えられる。B.S.L.約-30cmであった10月には確認種数はほぼ同数であり、また両方に共通な種も多く、両地点はほぼ同様な環境であることが示唆された。
- ②10月はわんど施設、木浜地区ともにヨシ区の底生動物の確認種数が消波施設外の種数より多く、ヨシ区の生物多様性保全効果が示された。
- ③トンボ類はヨシ帯で4～5種が確認されたのに対し、消波施設外では木浜地区で1種類が確認されただけであった。このことから、ヨシ帯はトンボ類の生息環境として利用されていることが示された。
- ④わんど施設対照区で水深別に定量調査を行った結果、確認種数、個体数および種組成とともにH12年度とH13年度ではほぼ同様の傾向が得られた。特に水際の底生動物の個体数は深いところよりかなり多くなるが、切れ藻などの漂流物に付着してくる底生動物による影響が大きいことが分かった。

6. 3 ヨシ帯がもつ生物多様性保全効果

ヨシ帯などの大型抽水植物の群落では、カイツブリ、オオバンが営巣するほか、これらの抽水植物群落が生える浅水帯は、魚類、エビ類、両生類、トンボ類などが産卵し、その稚仔が育つ場所として極めて重要である。琵琶湖では25種を超える魚類が、生活史の一時期または全期間を通して、その生活をヨシその他の水生植物帯に依存している。

現地調査結果を、底生動物に着目してみると、8月は、わんど施設および木浜地区とも、各区で確認種数に差はみられなかつたが、10月の確認種数は、わんど施設および木浜地区とも、ヨシ帯で顕著に多い結果となった。今回のヨシ帯は水位変動の影響を受けやすい植栽地であったが、多くの種が確認され、ヨシ帯が湖岸域の生物多様性を維持するのに、重要な環境であることが示唆された。

また、植物の多様性を考えた場合も、ヨシ帯による多様性保全効果が考えられる。木浜地区のヨシ植栽地では、ヨシが密生しすぎているため他の植物が入り込めず、多様性が十分高いとはいえない。しかし、植栽後ここに至る過程において、密度の変遷と平面的な密度のバラツキがあることから、ヨシの繁茂過程で他の植物の消長もみられたと思われ、時間とともに多様性も変化してきたものと考えられる。

次年度は更に魚類の産卵調査および稚魚の利用調査を行うことで、ヨシ植栽地が提供する機能および魚類にとって望ましいヨシ帯および消波施設のありかたを示すデータを得ることが期待される。

6. 4 ヨシ保全のための消波施設が生態系に与える影響

消波施設が生態系に与える影響として、消波による植生基盤とヨシの生育への影響、消波施設による返し波が沈水植物の生育に与える影響、通水状況の変化による水質や生物移動への影響等が考えられるが、今回の調査結果から以下のようなことが分かった。

①基盤の安定とヨシの生育

両植栽地とも基盤が流されているようなことはなく、消波施設は基盤の安定に大きな効果があると考えられた。わんど施設でも、消波施設のない範囲よりも植物の生育は良好であった。ヨシ群落の状態は、わんど施設よりも木浜地区の方が、密で安定した状態を保っていたが、消波施設の違いがヨシの生育にどの程度影響を与えるかを判断するには、地盤材料、地盤高、水質等の環境要因も含めて検討する必要がある。

②沈水植物の生育に与える影響

消波施設の種類では、鋼矢板タイプのわんど施設の方が返し波などで湖底に影響が及び、沈水植物の生育に影響することが考えられるが、わんど施設の消波施設外では、沈水植物の生育が多く確認され、鋼矢板による返し波の影響はみられなかった。返し波の少ないと考えられる木柵タイプの木浜地区で沈水植物の生育はほとんどみられなかった。現地において返し波の観測は行っていないが、周辺環境を考慮すると、透明度や底質など消波施設以外の環境条件が沈水植物の生育に大きく影響していると考えられる。

③水質および生物移動への影響

一般に、消波施設はその構造によって水の流れを阻害したり、生物の移動を妨げる場合がある。消波施設がヨシ生育基盤の安定には寄与しても、水質や他の生物への弊害が認められる場合には、構造や設置場所に留意しなければならない。

鋼矢板による消波施設が設置されているわんど施設では、ヨシ区の奥部で底質に還元層がみられ、悪臭が認められた。ヨシ区奥部は通水性のない鋼矢板で消波施設外区と遮断されており、水交換が不十分な環境である。水質環境悪化の影響は、今回の底生動物の調査結果からはみられなかったが、底生動物に何らかの悪影響を及ぼすことが懸念される。一方、木浜地区に設置された木柵は通水性があり、底質や水質に異常はみられなかった。

生物移動については実際の移動状況に関する観察は行っていないが、綱矢板では不可能であるのに対し、木浜地区で用いられている木柵では目合い以下の大きさであれば可能であるため、木柵の方が望ましい形態であると言える。

7. 参考文献

- ①星野義延, 河川植生の評価, 河川環境と水辺植物, ソフトサイエンス社, 1996
- ②梅原徹, 河川の植物, 河川環境と水辺植物, ソフトサイエンス社, 1996
- ③浜端悦治, 湖沼における水草の現状と保全, 淡水生物の保全生態学, 信山社サイテック, 1999
- ④角野康郎, 日本水草図鑑, 文一総合出版, 1994
- ⑤宮脇昭, 日本植生便覧, 至文堂, 1978
- ⑥原色日本植物図鑑, 保育社, 1964
- ⑦清水矩宏・森田弘彦・廣田伸七, 帰化植物写真図鑑, 全国農村教育協会, 2001
- ⑧長田武正, 日本イネ科植物図鑑, 平凡社, 1989
- ⑨日本の野生植物, 平凡社, 1989
- ⑩環境庁自然保護局 編, 植物目録, 環境庁, 1987
- ⑪改訂・日本の絶滅のおそれのある野生生物(植物 I), 環境庁, 2000
- ⑫西野麻知子 監修, 滋賀の水生動物, (株)新学社, 1996
- ⑬谷田一三 監修, 滋賀の水生昆虫, (株)新学社, 1991
- ⑭紀平肇・松田征也, 琵琶湖淀川淡水貝類, たたら書房, 1990
- ⑮レッドリスト 甲殻類・陸淡水産貝類, 環境庁, 2000
- ⑯森下郁子, 生物モニタリングの考え方, 山海堂, 1985

実験担当者

水資源開発公団関西支社	建設部調査課	山田 邦晴
水資源開発公団琵琶湖開発総合管理所	環境課長	大村 朋広
	環境係長	大島 伸介
財団法人琵琶湖・淀川水質保全機構	実験センター所長	田井中善雄
	実験センター研究員	馬場 玲子

13. 実験センターにおける生物調査（陸域）（その4）

1. 目的

電源開発等により改変した生態系修復技術のうち陸生動植物を中心に実験池のモニタリングにより、各修復手法と生物多様性の関係を追及し、他地点にも応用できる汎用的な修復技術の開発を目指すものである。

主として琵琶湖・淀川水質浄化共同実験センター内及び隣接の公園地域における陸上動植物の生息・生育状況と周辺地域の陸上生物分布にかかる既往資料をもとに、より多様な生物環境が形成できる植栽計画や生物群集の適切な整備や管理方法について検討する。

2. 調査項目および調査期日

表 2-1 調査項目及び調査期日

調査項目\調査時期	春季	夏季	秋季	冬季
管理手法別の生態系把握調査				
植生	—	—	平成13年10月 17~19日	—
植物相 モニタリング	平成13年5月 21日~23日	平成13年8月 22~23日	平成13年10月 17~19日	—
鳥類	平成13年5月 21~22日	平成13年8月 27~28日	平成13年10月 30~31日	平成14年1月 17日
哺乳類	平成13年5月 21~22日	平成13年8月 27~28日	平成13年10月 30~31日	—
爬虫類・両生類				—
昆虫類	—	—	平成13年10月 31日	—
土壤動物				—
生物多様性の比較調査				
植物	平成13年5月 21日~23日	平成13年8月 22日~23日	平成13年10月 17日~19日	—
鳥類	平成13年5月 21~22日	平成13年8月 27~28日	平成13年10月 30~31日	平成14年1月 17日
哺乳類	平成13年5月 21~22日	平成13年8月 27~28日	平成13年10月 30~31日	—
爬虫類・両生類				—
昆虫類	—	—	平成13年10月 31日	—
土壤動物				—
土壤調査				
				平成14年1月 17日
貴重植物等のモニタリング				
	平成13年5月 21日~23日			
植栽木の生育状況調査				
		平成13年8月 22~23日 27~28日		

3. 調査範囲

3.1 管理手法別の生態系把握調査

実験センター及び外周部を調査範囲とした。調査範囲は、立地環境や管理方法の違いにより表3-1に示す区域分けを行った。区域図を図3-1に示す。

表3-1 管理区域の概要

区 域		整備・管理方法
実 験 セ ン タ ー	A (植栽区)	平成12年度に実験池や水路周辺にハンノキ、コナラ等の高木種や、ヤナギ類等の低木種を植栽した。
	B ₁ (選択刈り取り区)	ツルマメや帰化植物などを選択的に抜き取った。 6月上旬、9月中旬の2回実施。 対象種：セイタカアワダチソウ、ヒメカシヨモギ、オオアレバガシ、ツルマメ、ギシギシ類
	B ₂ (放置区)	草刈りなどの管理を全く行わず放置した。
	C (管理区)	定期的な草刈りを実施（5回／年程度）。
外 周 部	D ₁ (法面草地)	定期的な草刈りを年2回（6月、9月）実施。
	D ₂ (湖岸草地)	定期的な草刈りを実施。 繁茂期（5～10月）は月1回。 冬期に2回。
	D ₃ (湖岸)	管理はなし。

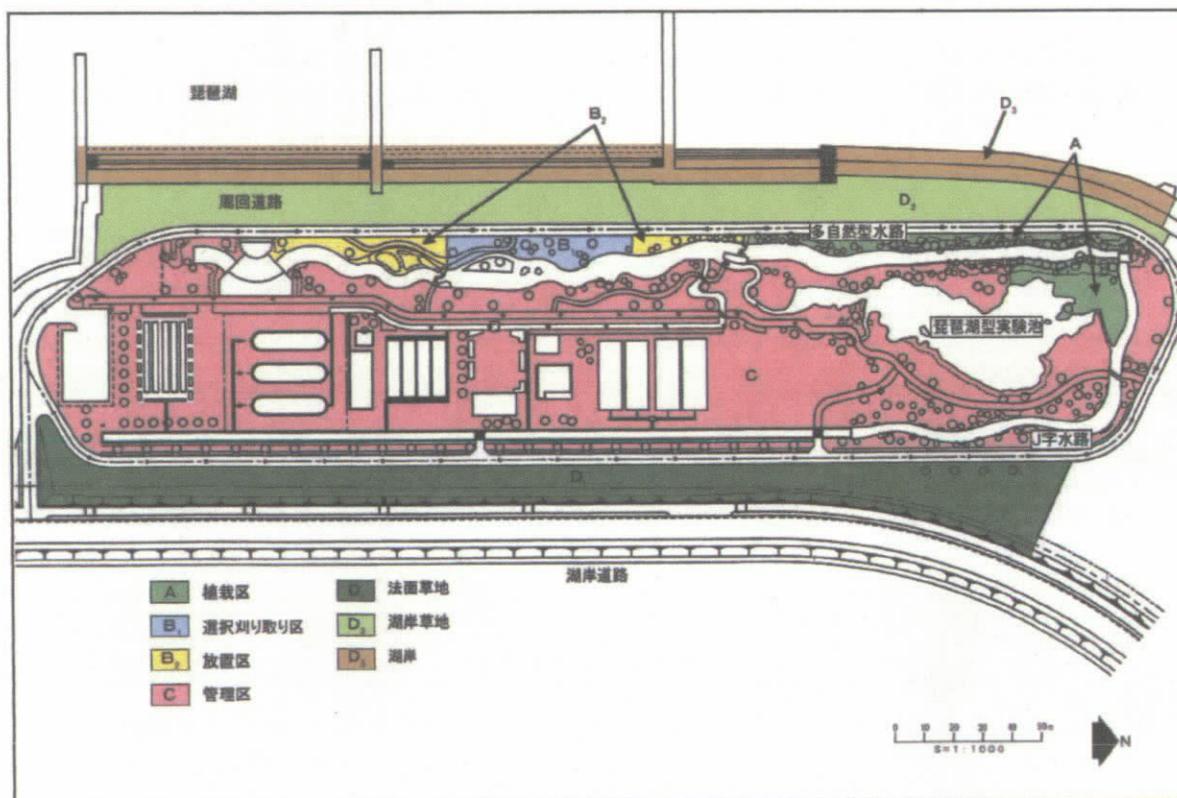


図3-1 管理手法別区域図

3.2 生物多様性の比較調査

調査は、実験センター及び隣接公園とした。調査範囲を図3-2に示す。

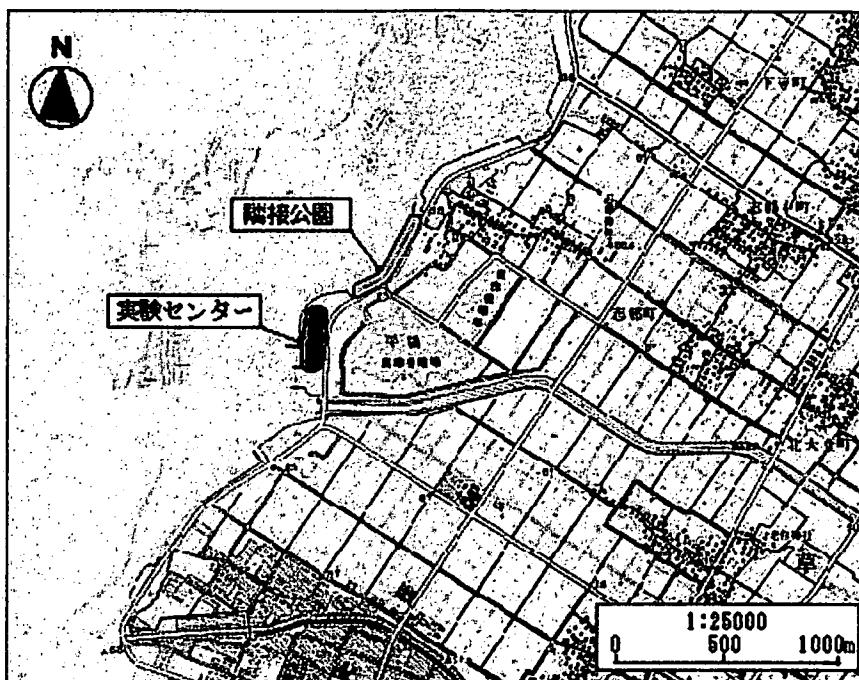


図3-2 調査範囲図

4. 調査方法

4.1 管理手法別の生態系把握調査

4.1.1 植物調査

(1) 植生調査

調査範囲内に成立する植生を相観の優占種により群落区分し、相観植生図を作成した。各群落において代表的な地点を選び、植生調査を行った。植生調査地点は図4-1に示す。

調査は各調査地点において、おおよそ群落高を一辺とするコドラートを設定して行った。コドラート内に生育する植物の草丈のまとまりにより、階層区分（高木層、亜高木層、低木層、草本層）を行い、各階層の植被率を記録した。さらに、各階層の出現種及びその種の優占度、群度を記録した。

(2) 植物相調査

調査範囲を任意に踏査し、確認された高等植物（植栽種を含む）を記録した。記録は管理区域ごとに行った。確認種は目録としてまとめた。

(3) モニタリング調査

実験センターの管理区域（植栽区・選択刈り取り区・放置区・管理区）において、平成11年度に設置した定置枠（以下、試験区とする）を用い、枠内に生育する植物の種組成を継続的に調査した。調査地点は図4-1に示す。

調査では、試験区内に生育する、すべての植物の種名及び種ごとの平均高、被度を記録した。これらのデータをもとに積算優占度を算出し、各構成種の量的な把握を行った。なお、積算優占度の算出は次式による。

$$\text{積算優占度 (SDR}_2\text{)} = \{(\text{高さ比数}^*) + (\text{被度比数})\} / 2$$

*) 比数とは、試験区内の測定値の最大値を100とし、各出現種の値を換算したもの。

出典) 「草地調査法ハンドブック」(沼田編, 1978)

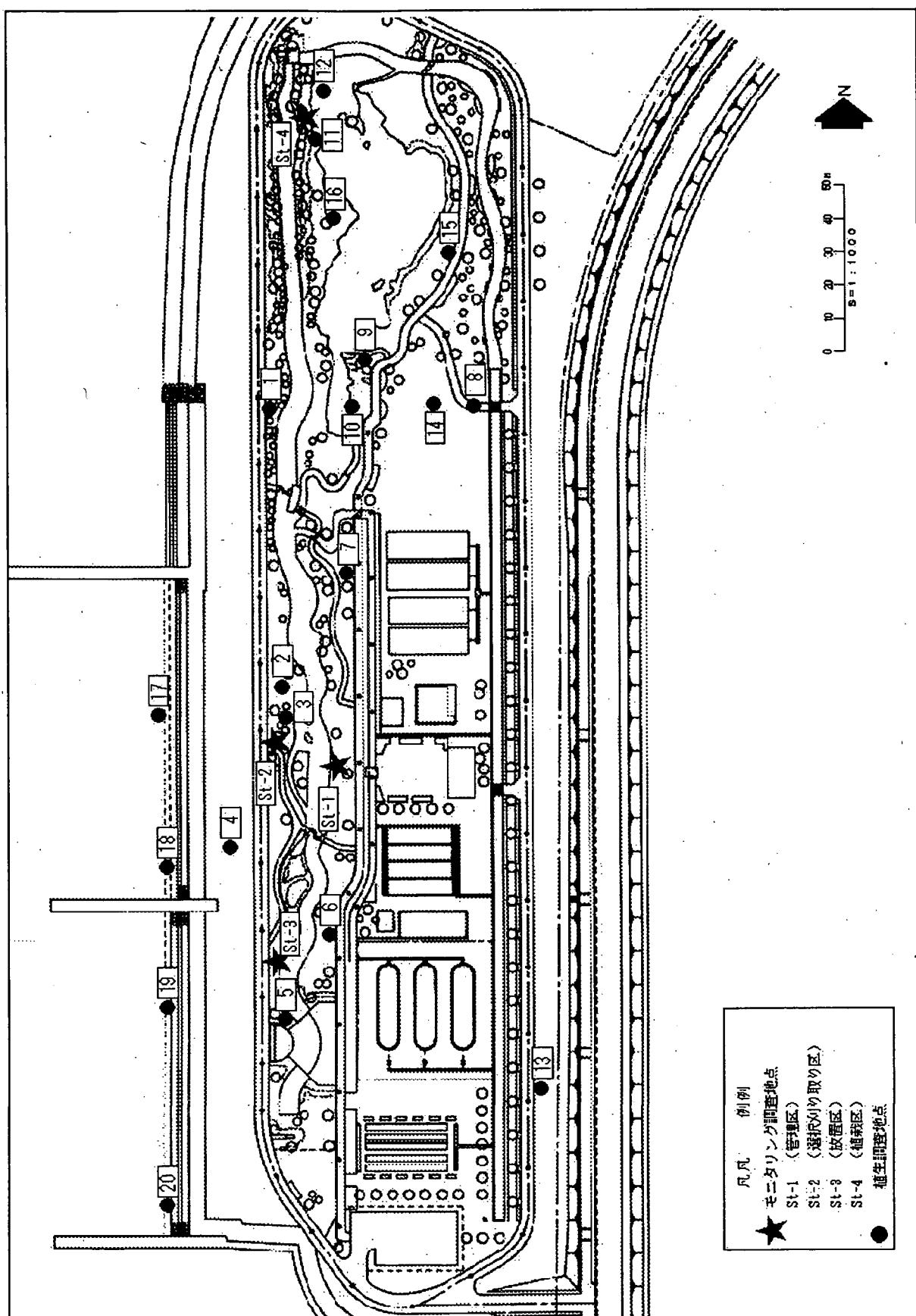


図 4-1 植物調査地点図

4.1.2 動物調査

(1) 哺乳類

実験センター及び外周部を任意に踏査し、哺乳類の足跡、糞等のフィールドサインを確認した。

(2) 鳥類

実験センター及び外周部を任意に踏査し、センター周辺を利用している鳥類相の把握を行った。

(3) 爬虫類・両生類

実験センター及び外周部を任意に踏査し、目視観察による生息種の確認を行った。

(4) 昆虫類

A. 任意採集

実験センター及び内周部を踏査し、目視観察及びビーティング、スウェーピング法などによる採集を行い、生息種を確認した。

B. ベイトトラップ法

実験センター内の4ヶ所及び外周部の1ヶ所においてベイトトラップを設置して地表徘徊性昆虫等を採集した。(実験センター内の4地点については、モニタリング調査のSt-1～St-4の結果を反映させることとする)

トラップはプラスチックコップ(口径6cm、深さ9cm)を用い、ビールとカルピスの混合液を入れたものを1地点15個埋没し、一昼夜放置のうえ翌朝回収した。調査地点を図4-2に示す。

C. ライトトラップ法

実験センター内1ヶ所にライトトラップを設置し、蛾類等の走光性昆虫等を採集した。トラップはボックス式を用い一晩設置して翌朝回収した。調査地点を図4-2に示す。

(5) 土壌動物

実験センター内の4ヶ所および外周部の1ヶ所において25cm四方の地表土壌を採取し、ツルグレン法による分析を行った。調査地点を図4-2に示す。

4.2 生物多様性の比較調査

多自然型水路を整備した実験センターに成立する生態系の生物多様性を評価するため、比較対照として、隣接する公園内に生育する植物の現況を把握した。

4.2.1 植物調査

隣接公園を任意に踏査し、確認された高等植物(植栽種を含む)を記録した。確認種は目録としてまとめた。

4.2.2 動物調査

(1) 哺乳類

隣接公園内を任意に踏査し、哺乳類の足跡、糞等のフィールドサインを確認した。

(2) 鳥類

隣接公園を見渡せる場所での観察や任意踏査により、隣接公園を利用している鳥類相の把握を行った。

(3) 爬虫類・両生類

隣接公園内を任意に踏査し、目視観察による生息種の確認を行った。

(4) 昆虫類

A. 任意採集

隣接公園内を踏査し、目視観察及びビーティング、スウェーピング法などによる採集を行い、生息種を確認した。

B. ベイトトラップ法

隣接公園内の1ヶ所においてベイトトラップを設置して地表徘徊性昆虫等を採集した。

トラップはプラスチックコップ（口径6cm、深さ9cm）を用い、ビールとカルピスの混合液を入れたものを30個埋没し、一昼夜放置のうえ翌朝回収した。

C. ライトトラップ法

隣接公園内1ヶ所にライトトラップを設置し、蛾類等の走光性昆虫等を採集した。トラップはボックス式を用い一晩設置して翌朝回収した。

(5) 土壌動物

隣接公園内の1ヶ所において25cm四方の地表土壌を採取し、ツルグレン法による分析を行った。

4.3 土壌調査

実験センター内における管理頻度の異なる4地点（St-1～St-4）、及び隣接公園の代表となる1地点において、10cm四方の表層土壌を採取し、C/Nコーダーにより全炭素・全窒素の測定を行った。

4.4 貴重植物等のモニタリング

実験センター内で確認された種のうち貴重種として抽出された種について、生育状況のモニタリングを実施した。モニタリングは観察適季に実施し、生育状況、開花・結実の有無、個体数の増減、分布状況等を確認した。

4.5 植栽木の生育状況調査

植栽計画を検討するために、実験センター開設当時に植栽された木、および平成12年度に植栽した木について生育状況を記録し、5段階で評価した。

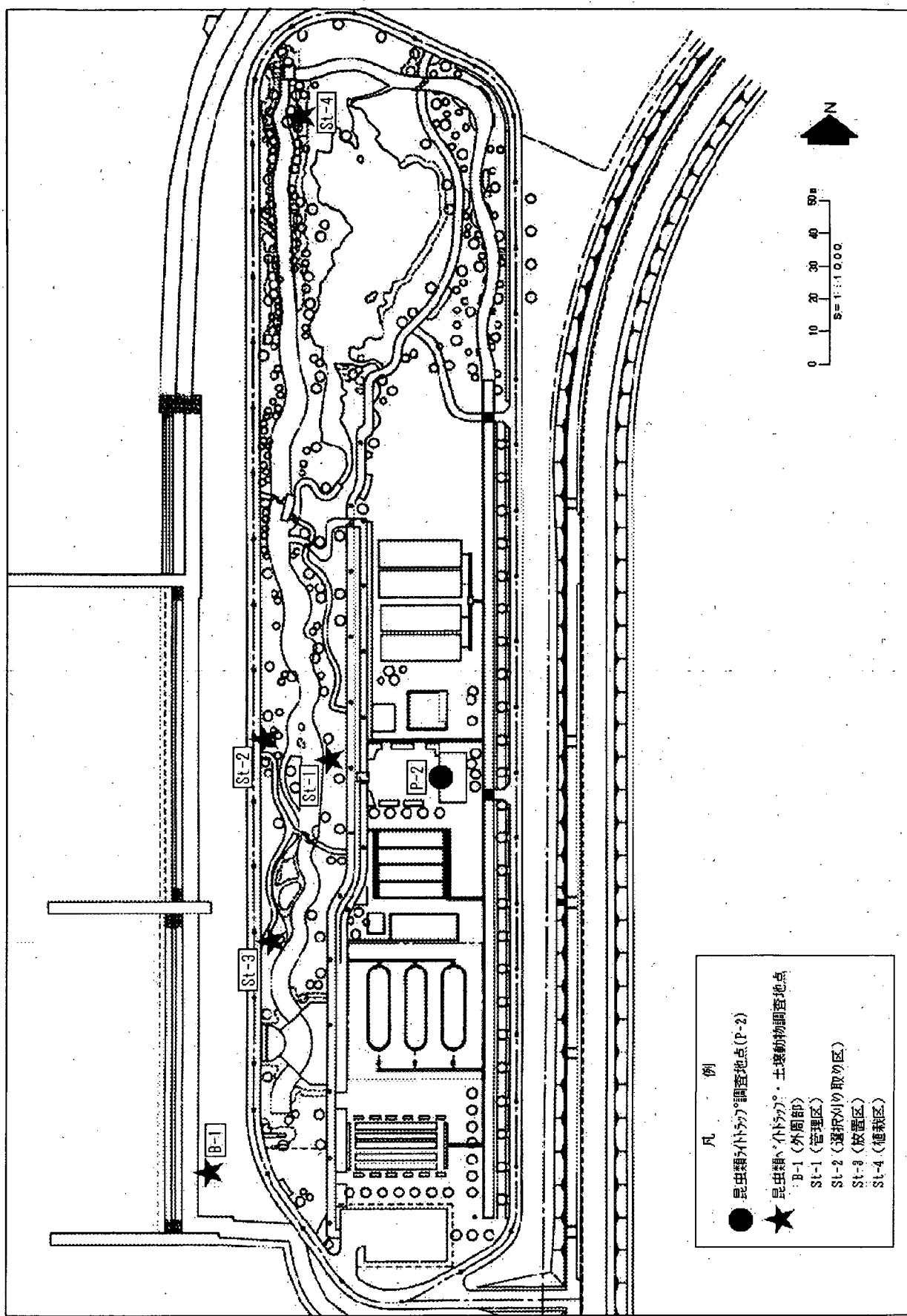


図 4-2 動物調査地点図

5. 調査結果

5.1 管理手法別の生態系把握調査

5.1.1 植物調査

(1) 植生調査

a. 現況

調査範囲に成立する植物群落の一覧を表 5-1 に、分布状況を図 5-1 に示す。実験センターは、平成 9 年度に琵琶湖岸の埋め立て地に開設された施設である。周囲からの植物の侵入、埋土種子の発芽などにより、植生は徐々に回復しつつある。今年は造成 5 年目であるが、多自然型水路や丁字水路を中心に植物の生育量が大きく増加した。

実験センター内はほぼ全域が草地環境によって占められていた。樹木が多数植栽されているものの、単木状に配置されており、植栽後 5 年を経過した現在でも樹林といえるような環境はみられなかった。ただし、多自然型水路沿いでは植栽種のイヌコリヤナギが生長し、まとまった面積を占めるようになった。

実験センターは管理内容が異なる区域に分けられる。それぞれの区域は管理程度を反映して、異なる植物群落が成立していた。さらに同一区域内でも、水路や池からの距離・高低差などにより土壤の水分条件が異なり、それぞれの条件に対応した、小規模な群落が成立していた。このような立地環境を反映した群落の分化は平成 12 年度よりも進み、実験センター内に成立する群落の種類数は増加した。群落そのものの構造はどれも単純であるが、様々な種類の群落が成立することで、実験センター内の植生環境は多様になりつつあるといえる。

外周部の大部分は、定期的草刈りのため、実験センターの大部分と同じキンエノコローアキメヒシバ群落が成立していた。平成 12 年度には法面草地の一部に刈り残し部分があり、ヨシ群落の再生がみられたが、平成 13 年度には全面草刈りが実施され、消滅した。なお、湖岸道路法面は草刈りが行われた直後に調査を行ったため、成立する群落は確認できなかった。

表 5-1 植物群落一覧

群落名	分布状況		調査地点
	センター内	外周部	
イヌコリヤナギ群落	○	—	—
ヨシ群落	○	—	16
オギ群落	○	—	3
ミゾソバ群落	○	—	—
イーウキヤガラ群落	○	—	10
シロネ群落	○	○	2, 19
キシュウスズメノヒエ群落	○	○	12, 17
ギシギシ群落	○	—	8, 15
セイタカアワダチソウ群落	○	—	1, 5, 11
キンエノコローアキメヒシバ群落	○	○	4, 6, 7, 13, 14
ツルマメ群落	○	—	9
メヒシバ群落	—	○	20
ヌカキビ群落	—	○	18
シバ群落	—	○	—

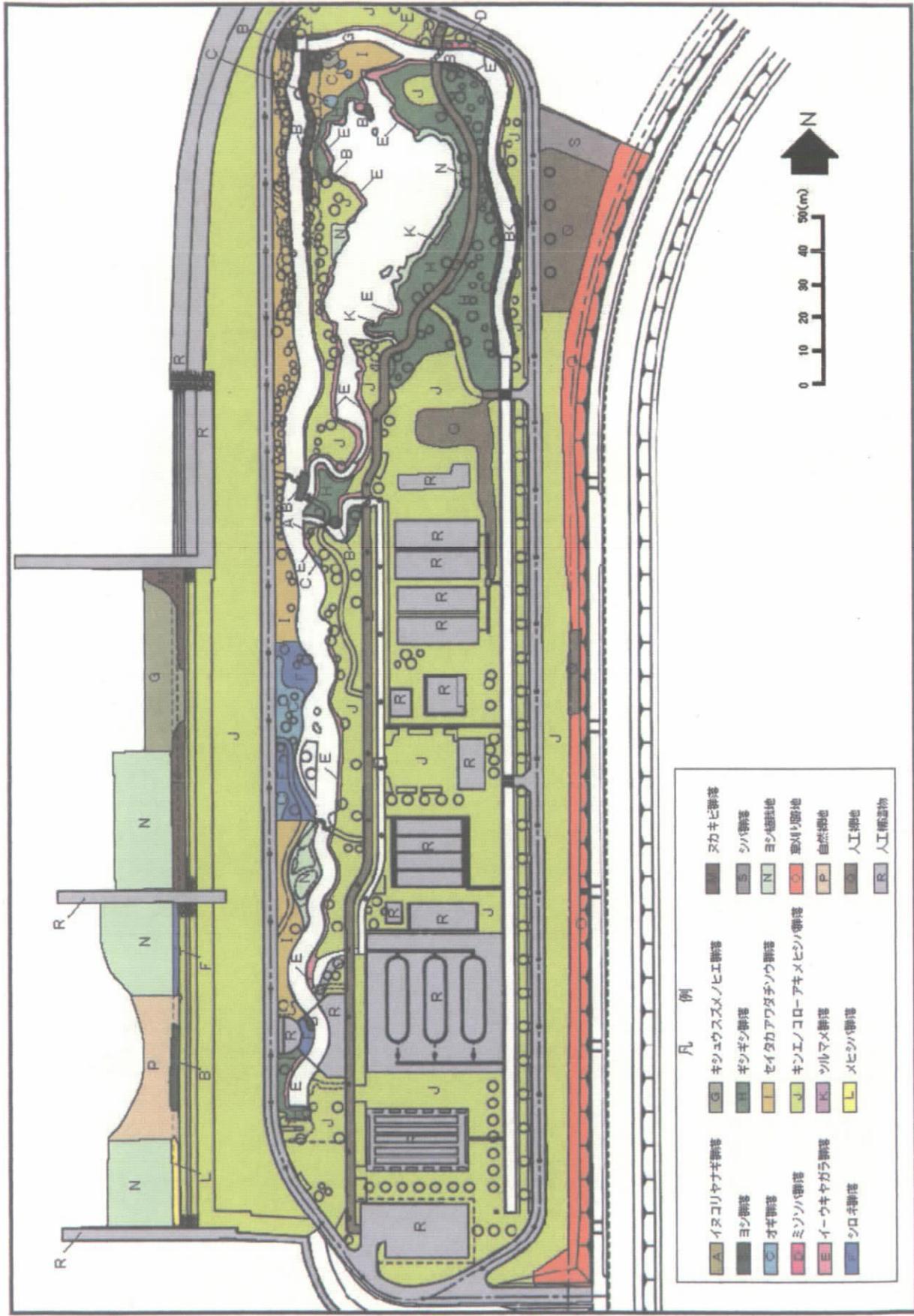


図 5-1 植生図

(2) 植物相調査

a. 確認種

現地調査により、実験センター内では 59 科 207 種、外周部では 44 科 172 種のシダ植物以上の高等植物が確認された（表 5-2）。

確認種は、草本類が大部分を占めていた。木本類は植栽種がほとんどで、新たに侵入した種としては、実験センターのアカメヤナギやタチヤナギ程度であった。また、今回初めてシャリンバイの実生が確認されたが、植栽木からの逸出であり、在来種の木本類の侵入はまだ難しいといえる。

表 5-2 植生管理手法別の確認種数と在来種、植栽種、帰化植物の割合

区域 分類群	実験センター								外周部				
	植栽区		選択刈り取り区		放置区		管理区		法面草地		湖岸草地		
	科数	種数											
在来種（割合%）	52 (47.7)		33 (61.1)		43 (49.4)		91 (50.6)		72 (64.9)		43 (53.1)		70 (64.8)
植栽種（割合%）	34 (31.2)		4 (7.4)		21 (24.1)		46 (25.6)		2 (1.8)		2 (2.5)		1 (0.9)
帰化植物（割合%）	23 (21.1)		17 (31.5)		23 (26.4)		43 (23.9)		37 (33.3)		36 (44.4)		37 (34.3)
合計	59科207種								44科172種				

各区域における確認状況を以下にまとめた。

○植栽区

- ・多自然型水路沿いは水面からの高低差があり土壌が乾燥気味なため、セイタカアワダチソウ、カモジグサなどの乾性草本が多くかった。
- ・実験池沿いは土地が低く土壌が湿潤なため、セイタカアワダチソウの他にオギ、キシュウスズメノヒエなどの湿生植物が多く見られた。
- ・ヤブガラシが群生し植栽木を覆っていた。
- ・植栽木の逸出種であるシャリンバイの実生が多数確認されたが、在来の木本種の侵入はなかった。

○選択刈り取り区

- ・周回道路沿いのやや乾燥した場所には、セイタカアワダチソウ・ヨモギなどの乾性草本が多くかったが、全体ではシロネ・オギ・イ・アゼナルコ・キシュウスズメノヒエなどの湿生植物が多く見られた。
- ・面積が狭く立地環境も単調であることから、確認種数は少なかった。

○放置区

- ・セイタカアワダチソウが優占し、ヨモギ・オオアレチノギクなどの乾性草本が多く混生していた。
- ・水路沿いでは、土壌が湿潤でオギ・ヨシ・シロネ・ウキヤガラなどの混生する場所も見られ、オギは平成 12 年よりも大幅に増加した。
- ・氾濫原の植物であるサデクサが確認された。

○管理区

- ・ギョウギシバ・キンエノコロ・メヒシバなど、草刈りに強いイネ科の草本類が多く、踏み圧に強いオオバコ、植栽起源のシロツメクサも多くみられた。
- ・多自然型水路沿いの湿潤な場所では、ノチドメ・ムラサキサギゴケなどが一面を覆い、ヤナギタデ・ボンドクタデなどの湿生植物も生育していた。

○外周部

- ・法面草地は、湖岸道路法面とそれに続く平坦地からなり、帰化植物の占める割合が高かった。法面沿いには雨水の耐水による湿地が成立しており、ヨシをはじめ湿生植物が多くみられた。
- ・湖岸草地では、年7回の草刈りが実施され人为的擾乱が強いため、帰化植物が占める割合が高かった。氾濫原に生育するミコシガヤが多く出現した。
- ・湖岸のうち北側は、石積み護岸となっており植物の生育環境は限られていたが、オオマルバノホロシ・ドクゼリ・ゴキヅルなどの氾濫原に生育する植物が確認された。

b. 貴重種

確認された植物のうち以下に示す基準に該当する種を貴重種として選定した。この結果、を表5-3に示す。確認位置を図5-2に示す。

サデクサ・ドクゼリ・オオマルバノホロシ・ミコシガヤの4種は、藤井(1994)^{*1}により、琵琶湖湖岸の原野環境を象徴する植物(原野の植物)とされているものである。これらの植物は、河川改修や護岸建設などにより急速に消滅しつつあるとされている。

ドクゼリとオオマルバノホロシは外周部の湖岸に生育していた。周辺の琵琶湖湖岸では、これらの生育地が残存していると考えられる。このように、周囲からの供給は十分にあるが、実験センターは管理草地により湖岸と分離されており、施設内への侵入、定着は難しいといえる。一方、カワヂシャとミコシガヤは主に管理区で確認されたものである。定期的に草刈りをすることで、これら先駆的な種の生育場所が作られたといえる。

- | |
|--|
| a : 国・県指定の天然記念物. |
| b : 「絶滅のおそれのある野生動植物の種の保存に関する法律
施行令」(総理府, 1993) 国内希少野生動植物等に記載されている種. |
| c : 「改訂・日本の絶滅のおそれのある野生生物一レッドデータブックー8
植物I(維管束植物)」(環境庁, 2000) 記載種. |
| d : 「改訂・近畿地方の保護上重要な植物一レッドデータブック近畿2001ー」
(レッドデータブック近畿研究会, 2001) |
| e : 「滋賀県における環境影響評価の手引き」(滋賀県, 1993) 記載種. |
| f : 「滋賀県で大切にすべき野生生物(2000年版)種数一覧表」(滋賀県, 2000)
記載種 |

表 5-3 貴重種確認種目録

科	種	確認場所				選定基準	
		実験センター			外周部		
		A	B1	B2			
タケ科	サテクサ			○		d : 絶滅危惧種C	
セリ科	ドクゼリ				○	d : 絶滅危惧種C	
ナス科	オオマルバノホロシ				○	d : 絶滅危惧種C f : その他重要種	
ゴマノハグサ科	カワヂシャ	○			○	f : 準絶滅危惧種 e : 準絶滅危惧	
カツリクサ科	ミコシガヤ				○	d : 絶滅危惧種C f : 絶滅危機增大種	
5科	5種	1	0	1	2	4	

注1) 確認場所の略号は次のとおり。

A : 植栽区 B1 : 選択刈り取り区 B2 : 放置区 C : 管理区

注2) 選定基準の略号は上記文献を示す。

5.1.2 動物調査

(1) 哺乳類

現地調査の結果、表5-4に示す2種の哺乳類の生息が確認された。多自然型水路に隣接した植物帶でカヤネズミの比較的新しい巣が確認され、前年度同様にセンター内で繁殖したものと考えられる。本種は低地のイネ科植物の密生した水気のある場所に生息する種であり、高茎植物が生育することによりカヤネズミの生息に適したものと考えられる。前年度は、選択刈り取り区でのみ生息が確認されたが、今年度は選択刈り取り区、放置区、管理区に生息範囲を広げていた。

また、多自然型水路の水際ではイタチ属（イタチまたはチョウセンイタチ）の糞が確認され、センター内を生息場所の一部として利用していることが推測される。

表5-4 哺乳類確認種目録

目	科	種	平成 12年 度	平成13年度					
				センター内			センター周辺		
				植栽区	選択刈り取り区	放置区	管理区	外周部	琵琶湖面
ネコ	イタチ	イタチ属の一種	○	○					
ネズミ	ネズミ	カヤネズミ	○		○	○	○		
1目	2科	2種	2	1	1	1	1	0	0

注)種の配列は「日本産野生生物目録－脊椎動物編－」(1993年、環境庁)に従った。

(2) 鳥類

現地調査の結果、平成13年度は10目21科48種の鳥類が確認された。このうち実験センター内では30種が確認され、サギ類、カモ類、セキレイ類など水辺に依存する種やスズメ、ドバト、ムクドリなど市街地近くで見られる種が大半を占めた。森林依存度の高い種はほとんど確認されず、センター内や周辺地域にまとまった規模の樹林が存在していない立地環境を反映した結果となった。

実験センター内ではサギ類、セキレイ類が実験池や多自然型水路近くで小魚、小動物を捕食し、芝地や開けた場所ではスズメやムクドリが採餌活動を行っていた。また、サギ類、カモ類が植物の茂みで休息する様子が確認された。

今年度センター内で繁殖が確認された種はカルガモ、キジバト、スズメであり、カルガモ、キジバトについては新たに確認された種である。特にカルガモについては多自然型水路に隣接した植物帶が発達し、ブラインド的な要素や餌環境が整ってきたことが繁殖につながったと考えられる。オオヨシキリについては巣の確認には至っていないものの、前年同様に植栽木の樹頂や高茎草地で盛んに喰っており、繁殖した可能性が高いと考えられる。

センター内で繁殖する種類は増えており、センター設立後の時間経過とともに、採餌場や休息場、繁殖場所としての環境が整ってきていることがうかがえる。

(3) 爬虫類・両生類

現地調査の結果、実験センター内では表5-5に示す2種が確認された。

シマヘビについては平成10、11年度と確認されており、センター内を生息域の一部として利用していると考えられる。また、ウシガエルについては前年度同様にセンター内で優占的に発生、生息している。水辺に草の茂った止水域や餌動物となるアメリカザリガニ、昆虫類が豊富なこと、幼生越冬期間の水域安定等はウシガエルの生息に有利な条件であると考えられる。外来種であるウシガエルはすでに全国の平地の池や沼に分布を広げており、幼生が越冬する勢力の強い種である。

表5-5 爬虫類・両生類確認種目録

目	科	種	平成 10年度	平成 11年度	平成 12年度	平成13年度					
						センター内			センター周辺		
						植栽区	選択刈り取り区	放置区	管理区	外周部	琵琶湖面
爬虫類											
カメ	イシガメ	イシガメ		○							
		アカミミガメ	○	○							
		クサガメ	○								
トカゲ	ヘビ	シマヘビ	○	○					○		
2目	2科	4種	3	3	0				1		
両生類											
カエル	アマガエル	アマガエル	○	○							○
	アカガエル	ウシガエル	○	○	○		○	○	○		○
1目	2科	2種	2	2	1		1	1	1		2

注)種の配列は「日本産野生生物目録—脊椎動物編一」(1993年、環境庁)に従った。

(4) 昆虫類

現地調査の結果、センター内では12目91科260種が確認された。表5-6に目別種数を示す。

最も多くの種類が確認された分類群はコウチュウ目であり3季を通して16科62種が確認されている。次いでチョウ目(13科54種)、ハエ目(17科43種)、カメムシ目(14科26種)、バッタ目(8科26種)、ハチ目(9科21種)となった。コウチュウ目ではほとんどが草地性の種で構成されており、カメムシ目、バッタ目においても同様の種構成となった。多自然型水路や実験池の周辺ではトンボ類が多く見られたが、これらはいずれも平地の池や川で普通に見られる種である。全体に樹林性の種はほとんど出現しておらず、センター内の植生や周辺環境を反映した結果となった。

ミイデラゴミムシは単調な水辺や草地に多く、広域分布でありながら生息環境に偏りのある種である。ツシマヒラタシデムシは大阪平野周辺と対馬に局地分布する河川環境特有の種である。ミズギワアトキリゴミムシは成虫、幼虫ともにヨシ、オギ等の葉梢部分に生息する種である。これらはセンター内や周辺の環境を象徴している種としてあげられる。

また、やや注目すべき事項として、近年都市域に分布を広げている外来種のブタクサハムシ、市街地で多く見られる広食性のヒロヘリアオイラガ、水質悪化を示す指標としてアカムシユスリカやオオユスリカが出現していることがあげられる。

センター周辺部の昆虫相はセンター内に比べ種数が少なく、一様な草地、荒地、芝地を反映した結果となった。特にセンターと琵琶湖岸の中間に位置する芝地では、芝生にヤナギ類がまばらに存在しているのみであり、草地性の昆虫類もほとんど見られなかった。

平成10年度から確認種数はほとんど変化がなく、特に前年度とは目別の種数も非常に似通っていた。

表 5-6 昆虫類確認種目録

調査時期	平成10年度			平成11年度			平成12年度			平成13年度		
	8月	10月	1月	5月	8月	10月	5月	8月	10月	5月	8月	10月
トビムシ目	3		3				2			2	2	1
トンボ目	4	7		2	10	9	6	5	7	4	4	3
カマリ目								1	1		1	
バッタ目	17	14		2	11	17	6	14	16	3	20	12
ハサミムシ目	1	2		3	3	4	2	2	2	3	2	
カムシ目	20	4	1	4	9	7	13	21	6	9	14	8
アミメカゲ'ウ目					1		2	2	1	1	2	2
コウチュウ目	39	16		19	45	28	24	39	8	21	37	27
ハチ目	13	12	2	6	9	14	13	17	10	9	14	11
ハエ目	17	25	14	9	1	24	35	26	17	21	5	25
トビケラ目	4	2		2	1	1	5	4	1	4	2	2
チョウ目	49	19		17	24	40	26	36	15	26	26	15
合計	167	101	20	64	114	144	134	167	85	103	129	106
年度別種数	10目91科240種			10目85科234種			12目107科286種			12目91科260種		

(5) 土壤動物

現地調査の結果、14目46科50種が確認された。

土壤動物の中で落ち葉などの腐植質を分解し、土壤形成に関与するグループに注目すると、ここではトビムシ類、ミミズ類、ササラダニ類（ササラダニ亜目）、等脚類等が確認されている。これらは一般の森林土壤と比較して相対的に種数、個体数とも少なく、センター内土壤の腐植質が少ないと起因していると考えられる。

特徴的事項としてダニ目のトゲダニ類（トゲダニ亜目）が多く確認されているが、この仲間はササラダニ類や他のダニ類、トビムシ類、双翅目等を捕食する肉食性のダニであり、土壤生態系の食物連鎖では2次消費者的な存在である。場所によっては腐植質やササラダニ類の少ない場所でも多く出ることがあり、ここではトビムシ類を主に捕食していると考えられる。

植生管理区別の比較では、腐植質の増加度合い以上に土壤水分状態に大きく影響し、過湿な選択刈り取り区や乾燥した植栽区では確認種数が少なく、適度な水分条件を保持していた放置区で確認種数が多かった。

過年度の調査結果からは、種数に若干の変動があるものの目立った増加は認められず、土壤の腐植質の増加が緩やかであることがうかがえる。ササラダニ類の種数もわずかに増加しているのみである。また、一部のトビムシ類やダンゴムシ類が多く出現し、種構成も極端に変化している状況は、土壤水分の不安定さに起因するものと考えられる。

(6) 貴重種

確認された動物のうち以下に示す基準に該当する種を貴重種として選定した。

- a : 国・県指定の天然記念物
- b : 「絶滅のおそれのある野生動植物の種の保存に関する法律施行令」
国内希少野生動植物等に記載されている種（平成4年、法律第75号）
- c : 「レッドリスト（日本の絶滅のおそれのある野生生物の種のリスト）」（両生類・爬虫類、平成9年）、（ほ乳類、鳥類、平成10年）（汽水・淡水魚類、平成11年）、（昆虫類、平成12年）記載種
- d : 「滋賀県で大切にすべき野生生物（2000年版）」（平成12年、滋賀県）記載種

調査の結果確認された貴重種は、表5-7のとおり哺乳類1種、鳥類12種、昆虫類1種であった。哺乳類のカヤネズミはセンター内の高茎草地内で比較的新しい巣が発見され、今年度も繁殖したものと考えられる。鳥類はセンター内及び周辺地域にて12種確認されたが、このうち実験センター内ではイソシギ、カワセミ、オオヨシキリ、セッカの4種が確認された。さらに、オオヨシキリは今年度も繁殖したと考えられる。

表 5-7 確認された貴重種一覧（動物）

分類	科	種	確認場所			選定基準
			実験センター	外周部	琵琶湖面	
哺乳類	ネズミ	カヤネズミ	○			d : 希少種
鳥類	カツアラ	カツアラ			○	d : その他重要種
		カンムリカツアラ			○	d : 希少種
	カモ	コハクチウ			○	d : 希少種
		ヨシガモ			○	d : 希少種
		アメリカヒドリ			○	d : 希少種
	クイナ	バン			○	d : 希少種
	オオハクチョウ	イツキ	○		○	d : 希少種
	カモメ	コアジサシ			○	c : 絶滅危惧 II 類 d : 希少種
	カワセミ	カワセミ	○			d : 希少種
	ヒタチ	オオヨシキリ	○	○		d : 希少種
		セッカ	○	○		d : 希少種
	アトリ	ベニマシコ		○		d : 希少種
昆虫類	スズメバチ	オオスズメバチ	○			d : その他重要種
計	10科	14種	6	3	8	

5.1.3 モニタリング調査

(1) 植物

○St-1 (管理区)

年数回の定期的な草刈りのため、草丈は他の試験区に比べ年間を通して低かった。

昨年度と同様に5月にはシロツメクサが優占した。8月以降、夏季の小雨による乾燥と度重なる草刈りのため植被率は低下し、イネ科植物が積算優占度の上位を占めた。平成12年では、8月以降シマスマメノヒエが高い優占度を示したが、平成13年では立地環境悪化のため単一種が優占する状況はみられなかった。

○St-2 (選択刈り取り区)

伐根の効果は大きく、放置区とは異なった植生が成立していた。試験区は水路との高低差があまりないことから、土壤は湿潤で、湿生植物のシロネ・クサヨシが高い優占度を示した。

5月には、前年刈り残したセイタカラワダチソウがやや多くみられたものの、草丈は低かった。さらに6月・9月に実施された伐根により、徐々に減少した。試験区内でツルマメは確認されなかつたが、周辺では若干みられた。

このように選択刈り取り2年目では、ツルマメやセイタカラワダチソウの量はかなり減少した。ただし、完全にはなくなつておらず、現在の植生を維持するためには、継続的な管理が必要であると考えられる。

○St-3 (放置区)

前年に引き続き、セイタカアワダチソウが年間を通して高い優占度を示した。セイタカアワダチソウは草丈も高く、前年に根茎に蓄えた養分で生長している状況がうかがわれる。

セイタカアワダチソウの密生のため、構成種数は少なかった。試験区は水路に近いことから、ヨシ・シロネ・ウキヤガラ・ウシノシッペイなど湿生植物も混生したが、いずれも量は少なかった。オギは平成12年から被度が大きく増加した。

○St-4 (植栽区)

試験区は植栽されたコナラの下に位置する。上方を樹木に被われ、やや暗い。コナラの下層は、アジサイ・コムラサキなどの植栽低木が密生するため、周囲から植物が侵入しにくい環境である。このため、構成種数は年間を通して少なかった。

5月にはカモジグサが優占した。試験区は水路からの高低差があり、土壌は乾燥気味である。このため、8月には試験区内の草本類はほとんど枯れていた。多自然型水路側からヨシが侵入してきていたが、量は少なかった。

(2) 昆虫

現地調査の結果、ベイトトラップ、任意採集により11目75科195種が確認された。各区域の特徴を以下にまとめた。

○管理区 (St-1)

種数、個体数が最も多く確認され、規模の大きさや様々な植物帯が混在していることによると考えられる。しかし、出現種はほとんどが草地性の種で構成されており、都市近郊や農耕地で見られる種がほとんどであった。

○選択刈り取り区 (St-2)、放置区 (St-3)

出現種は草地性の種で構成されているが、高茎草地となっているためバッタ目のカンタンやホシササキリなどが出現している。また、選択刈り取り区 (St-2) と放置区 (St-3) では、植生管理により草丈がやや異なっていたものの、種構成に大きな違いは見られなかった。放置区ではセイタカアワダチソウにセイヨウミツバチ、ハナアブ類、ツマクロキンバエ等多くの昆虫類が吸蜜に訪れていたのが特徴的である。

○植栽区 (St-4)

選択刈り取り区、放置区と同様に高茎草地に生息する種類が出現している。特にカネタタキは樹上に生息する種であり、植栽の効果によるものと考えられる。セイタカアワダチソウに吸蜜に訪れていた昆虫類は多く、放置区の状況と同様であった。

5.2 生物多様性の比較調査

5.2.1 植物

現地調査の結果、実験センターでは59科207種、隣接公園では44科138種の高等植物が確認された(表5-8)。また、表5-9に示したように隣接公園でのみ確認された種には帰化植物が多くかった。

表5-8 植物確認種の内訳

	実験センター		隣接公園	
	種数	割合 (%)	種数	割合 (%)
在来種	105	50.7	75	54.3
植栽種	54	26.1	22	15.9
帰化植物	48	23.1	41	29.7
合 計	207	—	138	—

表 5-9 確認種の帰化植物による質的特徴

	種数	帰化植物数	帰化植物率
実験センターでのみ確認された種	57	5	8.8%
隣接公園でのみ確認された種	21	11	52.4%

5.2.2 動物

動物確認種数の実験センターと隣接公園の比較を表 5-10 に示した。各項目において、隣接公園に比べて実験センターが多くの種が確認された。

表 5-10 動物確認種数の比較

項目	実験センター	隣接公園
哺乳類	1目 2科 2種	0
鳥類	7目 17科 30種	4目 13科 17種
両生・爬虫類	2目 2科 2種	0
昆虫類	12目 93科 272種	12目 69科 160種

5.3 土壤調査

土壤分析結果を表5-11に示した。

各植生管理区は設置から、管理区で4年、放置区で3年、選択刈り取り区で2年しか経過していないため、全窒素、全炭素、C/N率とともに区域ごとの差はほとんどなかった。土壤養分の供給源は主に動植物の枯死体であることから、植生による差を確認するには長期間経過してからの測定が必要であると考えられる。

さらに、実験センター内と隣接公園の分析結果を比較すると、全炭素、全窒素の値はともに隣接公園の方が実験センターより低い結果となった。管理頻度が高く、また人の踏みづめによる影響が高い隣接公園では、動植物の枯死体の蓄積度合いが低いものと考えられる。

表 5-11 土壤分析結果

	実験センター				隣接公園
	管理区	選択刈り取り区	放置区	植栽区	
全炭素 (%)	3.053	2.847	3.303	3.096	2.143
全窒素 (%)	0.249	0.246	0.257	0.260	0.184
C/N率	12.26	11.56	12.85	11.91	11.63

5.4 貴重植物等のモニタリング

貴重種として選定された植物について生育状況のモニタリングを実施した。調査結果を表 5-12 に示した。タコノアシが平成 12 年度に消失したが、その他の種については維持、増加していた。

表 5-12 植物貴重種一覧

科名	種名	選定基準	生活型	平成 11年度	平成 12年度	平成 13年度
タデ	サデクサ	d:絶滅危惧種 C	一年草	○	1個体	1個体
ユキノシタ	タコノアシ	c:絶滅危惧Ⅱ類 d:絶滅危惧種 C e:その他重要種	多年草	1個体	—	—
セリ	ドクゼリ	d:絶滅危惧種 C	多年草	—	1個体	1個体
ナス	オオマルバノホロシ	d:絶滅危惧 C e:その他重要種	多年草	—	2個体	1個体
ゴマノハグサ	カワヂシャ	e:準絶滅危惧種	越年層	○	84個体	102個体
カヤツリグサ	ミコシガヤ	d:絶滅危惧種 C e:絶滅危機增大種	多年草	—	○	214個体

※) —:未確認種、○:センター内で確認された種

5.5 植栽木の生育状況調査

平成9年度から平成12年度までに植栽された樹木について活着・生育状況の調査を行った。

植栽木は全体的に生育がよくなかったが、特に生育が良好でなかった種は、ハンノキ、アブラチャン、タブノキ、ウメモドキ、イソノキ、エゴノキなどである。ヤナギ類の活着・生育状況は良好であった。

生育が良好でなかった要因として考えられるのは、実験センターの土壌は保水性が不良で琵琶湖水位が上がると過湿状態になり、水位が下がると乾燥状態になっていることが予想される。そのため、過湿に弱いタブノキ、エゴノキや、逆に乾燥に弱いハンノキ等の生育が阻害されたと考えられる。乾湿に耐えられるヤナギ類の生育は良好であった。

琵琶湖湖岸の造成地の土壌は砂質で透水性がよいので、上記のような植栽木への悪影響が見られる場合がある。琵琶湖湖岸において湖畔林の復元、緑地公園の整備等を実施する際には、基盤整備や土壌改良等を実施する必要がある。

5.6 調査結果の検討・とりまとめ

(1) 管理手法別の生態系把握

A. 植生

実験センターの管理について、具体的な手法と現在までの経過を表5-13に示す。

表 5-13 植生管理区毎の植生管理手法と成立群落の推移

場所		成立群落			
		平成10年度	平成11年度	平成12年度	平成13年度
施設周辺	シロツメケサ群落	シロツメケサ群落	ヒバ群落	キンエノコローアキメヒバ群落 ギンギシ群落	イヌリヤナギ群落 ヨン群落 オキ群落 ミツリバ群落 イワキヤガラ群落
管理区	水路沿い				
植栽区		ヒロハホウキギク オオアレチノギク群落	セイタカアワダチソウ群落 ヨシ群落 キシュウスズメヒビ群落	セイタカアワダチソウ群落 ギンギシ群落 ヨン群落 オキ群落 キシュウスズメヒビ群落	
放置区				セイタカアワダチソウ群落	セイタカアワダチソウ群落
選択刈り取り区	ツルマメ群落	ツルマメ群落	ツルマメ群落 シロネ群落	オキ群落 イワキヤガラ群落 シロネ群落	

: 定期的な草刈を実施（年5回程度）

: 草刈などの管理を全く行わず放置

: 帰化植物やツルマメなどを選択的に刈り取り

: 木本を植栽し管理方法は放置

定期的草刈りを行っている管理区では、草刈りに強い種からなる低茎草本群落が成立し、植生は単調化した。周囲からの植物の侵入が容易であるため、生育する植物の種類数は多かったが、帰化植物を多く含み、質的には良好とはいえない。

放置区のように草刈りを中止すると、低茎草本群落にかわってセイタカアワダチソウ群落が一面被い、同様に単調な植生となった。在来種のオギも多く混生したが、セイタカアワダチソウが優勢なため、オギの群落形成には時間がかかるものとみられた。

選択刈り取り区では、伐根することでツル植物や帰化植物が減少し、これによりシロネ群落やオギ群落など、在来種が優占する群落の成立が可能となった。ただし、これらの群落一つ一つは単純な種構成となっていた。

このように、各管理手法により成立した群落自体はいずれも単調なものであるが、これら様々な群落が混在することにより、実験センター全体での生物環境の多様性が形成されると考えられる。

B. 動物

管理手法別による動物への影響は、哺乳類や鳥類など移動力の大きなものに関しては、各区域での生息状況を言及するに至る情報は得られなかった。

しかし、昆虫類については、種構成として大きな変化はなかったが、出現種に若干影響が見られた。また、放置や選択刈り取りにより高茎草本群落が出現したことで、哺乳類や鳥類に実験センター内で繁殖する種が増加している。今後の時間経過とともに昆虫類をはじめとする餌動物は徐々に増加していくことが予測され、環境の変化と共に間接的に哺乳類や鳥類、その他の動物に変化を及ぼす可能性も考えられる。

(2) 実験センターにおける生物多様性の評価

実験センターと隣接公園を比較した場合、実験センターの方が植物の確認種数は多かった。多自然型水路を作ることにより、水路からの距離や高低差に応じて、様々な土壤水分条件の立地環境が創られたことによると考えられる。また、実験センターでは場所によって管理頻度を変えることにより、さらに多様な植生が形成され、湖岸や河川の氾濫現に発達する草原植生に分布するといわれる原野の植物などが多数確認されるようになった。実験センターのような人工的な施設でも、土壤水分の確保と管理手法の選択により、比較的豊富な植物相の再現が可能であるといえる。ただし、確認種数に占める帰化植物の割合は依然高く、植物相の質的評価を検討する必要があると考えられる。

そのような植生環境において、動物の出現種数も隣接公園に比べて多く確認され、利用状況も多様であった。高茎草地で繁殖するようになったカヤネズミやオオヨシキリ、多自然型水路で繁殖するようになったカルガモなど、センター内を利用する動物は徐々に増加している。ただし、センター内の水位変動が少ないことが一因となり、ウシガエルが優占し、爬虫類・両生類の多様性を低くしている。今後の動向を把握するとともに、対策を検討する必要性があげられる。

(3) 実験センターにおける適切な植生管理手法の検討

実験センター内でも確認された湖岸植生や湖岸に生息する動植物種は、湖岸整備や河川改修などにより減少しているといわれており、今後も動植物の生息環境としての実験センターの環境を維持・向上させていく必要がある。ヨシ群落やオギ群落、原野の植物などが見られた区域においては、今後も植生管理手法を継続し、植生管理の検討・改善が必要な区域について以下に述べた。

A. セイタカアワダチソウ群落

現状の植生において、セイタカアワダチソウ群落は昆虫類の吸蜜源となり鳥類・哺乳類にとってはブラインド的要素となっている。しかし、湖岸植生としては望ましくなく、湖岸に見られる在来植物が生育しにくい状況であるため、今後湖岸の原生的自然を復元するためにはセイタカアワダチソウが群落を形成している場所について、管理手法の再検討を行う必要がある。

セイタカアワダチソウの管理について、服部（1993）^{※2}は、セイタカアワダチソウは年2回の刈り取りでセイタカアワダチソウ以外の草本種の生育が可能となり、年3回の刈り取りで景観的にほとんど目立たない状態になり、3回以上行えば撲滅も可能であると報告している。実験センターでは、年5回の刈り取りで低茎草本群落となるため、年2・3回刈り取りが高茎草本群落の育成には適当であると考えられる。

B. ヨシ群落

また、ヨシ群落は放置を続けると枯れたヨシが堆積し、春の芽出しが阻害されることによるヨシ群落の衰退や、枯れたヨシが腐食することによる水質汚染などが起こることから、年1回（冬季）から2年に1回程度の刈り取りが必要であると考えられる。

C. 植栽地

植栽木については、植栽木の生育状況も良好でなく植栽後間もないことから樹林としての効果は得られていない。今後も、ヤナギ類、ハンノキなど琵琶湖湖岸に見られる樹種を補植しながら、生育状況を監視する必要がある。

実験センターのような人工的施設において、多様な生物環境の形成を目指す場合には、一つには、定期的草刈り・草刈りの中止・選択的刈り取りなどの管理手法を併用する方法が想定される。ただし、これらの管理手法により成立した植生はいずれも遷移の途中であり、今後さらに変化する可能性も考えられることから、これらの管理手法の効果を見極めるためにも、継続して調査を行い、その都度、適切な管理・整備方法を検討する必要があると考えられる。

(4) まとめ

実験センターは、多自然型水路により水辺環境を整備し、植生管理手法により高低差のある植生を成立させることで、湖岸の生息する植物だけでなく動物にとっても繁殖、採餌を行う生息の場として重要な場所となりつつあり、水辺環境がなく単一な植生管理を行っている隣接公園の動植物相と比較してもその効果は明らかであった。水辺環境の整備・管理手法においては、琵琶湖湖岸沿いの緑地に応用できる技術を有したと言える。

しかし、動植物の生育状況はまだ安定したとは言えず、既述のようにヨシ、セイタカアワダチソウ、植栽地の管理手法などにも課題が残っている。また、孤立した環境ではさらに環境を向上させるには限界がある。

そのため、今後もモニタリング実施することで、継続的に実験センターの環境を評価するとともに、本研究で得られた整備・管理手法を琵琶湖湖岸沿いに広げることで、動植物の生息環境を線的に結ぶ試みを実施することが望まれる。

6. 参考文献

- *¹ 藤井伸二, 1994, 琵琶湖湖岸の「原野の植物」とその現状(1), *Nature Study* 40(9)
- 藤井伸二, 1994, 琵琶湖湖岸の「原野の植物」とその現状(2), *Nature Study* 40(11)
- *² 服部保・赤松弘治・浅見佳世・武田義明, 1993, 河川草地群落の生態学的研究Ⅰ. セイタアワダチソウ群落の発達および種類組成におよぼす刈り取りの影響, *人と自然* (2), 105-118

実験担当者

関西電力株式会社

財団法人琵琶湖・淀川水質保全機構

総合技術研究所主任研究員

大西 正記

実験センター所長

田井中善雄

実験センター研究員

馬場 玲子