

R-03-2001

YIES Research Report

# 山梨県環境科学研究所研究報告書

第4号

特定研究

「河川の水質浄化及び自然再生手法に関する研究」

平成12年度

山梨県環境科学研究所



YIES Research Report

# 山梨県環境科学研究所研究報告書

第4号

特定研究

「河川の水質浄化及び自然再生手法に関する研究」

平成12年度

山梨県環境科学研究所





## はじめに

近年、県内の一部の河川では水質の悪化が進行し、同時に河川の形態も洪水対策等のため人工的な護岸などが整備された結果、自然の姿を失いつつある。こうしたことから、河川の水質を浄化するとともに、豊かで潤いのある、多様な生き物が生息できる河川環境の復元は喫緊の課題であると思われる。

地域にとって、そして下流域の人々にとっても大事な川の水を清浄に保つためには、第一義的には、川に放流する前に排水を浄化する事が必要である。下水道や浄化槽での浄化はバクテリアの力に依存している。自然に近い姿の河川には、バクテリア以外にもヨシやマコモなどの高等植物、藻類、昆虫、魚類、両生類、は虫類などなど、多くの種類の生物が棲み、それぞれ水中の汚れの分解や吸収に寄与している。一方で都市を流れる河川を見れば、人口が集中すれば、たとえ廃水処理が普及してもある程度の汚れが川に流れ込むことは避けられないことが明らかである。従って、都市部の河川には少なくともある程度の水質浄化能力を保つ必要があると言えるだろう。

この研究は、河川に備わった生物による浄化能力、特にヨシやマコモなどの植物群落の能力を検証し、水質汚濁の著しい河川においていかにして浄化能力を高めうるか、また、河川の浄化能力が汚濁の流入にどの程度対応できるか、同時に種々の生き物の生息場所としての水辺空間について調査し、実験し、検討したものである。

この研究の成果が、河川の持つ水質浄化能力を適切に活かし、県民に豊かな水の恵みを持たらし続けることに繋がることを心より祈念している。

平成13年 3 月

山梨県環境科学研究所

所長 入 来 正 躬



# 目 次

## はじめに

概 要 編 ..... 1

## 本 編

第 1 章 研究の背景と目的 ..... 5

第 2 章 既往研究の成果 ..... 6

第 3 章 濁川を対象とした自然浄化工法の検討 .....10

第 4 章 抽水植物による浄化能の検証調査 .....13

第 5 章 低汚濁負荷条件下における抽水植物の吸収能の検証調査 .....21

第 6 章 濁川水質浄化試験区の調査結果 .....26

第 7 章 おわりに .....28

引用文献 .....30

図表リスト .....34



# 概 要 編





## 1. 研究の目的

本研究は山梨県土木部の依頼による「特定研究」である。

現在、山梨県の一部の河川では水質の悪化が進行し、同時に自然の姿を失いつつある。「県内の河川において水質を浄化するとともに、豊かで潤いのある、多様な生き物が生息できる河川環境の復元手法を探ること」を課題とする本研究では、①「河川敷に分布する水生植物群集（ヨシ群落、マコモ群落等）の浄化機能による水質改善の可能性を検証」し、加えて、②「生物による浄化機能を高め、同時に種々の生き物の生息場所（ビオトープ機能）を持つ水辺空間をデザイン」した。

## 2. 研究の流れ

試験地として指定を受けた濁川の概況調査の結果、現地は、「植物群落による浄化機能の向上のみでは汚濁負荷への対応が困難であること」、「水質浄化に向け流域内の廃水処理の普及が進められつつあること」、「洪水対策のため人工的な護岸などが整備され自然の河川とは言えないが、高水敷が一般的な都市河川に比べて比較的に広く、自然的要素の導入を図り得ること」などが明らかになった。自然浄化能の検証は、まず第1に「高汚濁条件下における植物群落の栄養吸収による水質改善の可能性」を知るため、濁川水系十郎川において、「表流水、土壌間隙水の水質と植物群落の関係」及び「植物群落の成長・吸収に伴う栄養塩の除去能」について調査研究を行った。次いで、低汚濁条件下における植物群落の浄化能を検証するため、南都留郡忍野村内の新名庄川において同様の調査研究を行った。

これと平行して文献調査、現地調査を元に、現地において実現可能な「浄化と生物生息のための空間構成」を調査研究の成果を活かしつつデザインした。最終年度には約300mの試験区間が竣工し、施工方法の評価を開始できた。

## 3. 各論

### (1) 高汚濁条件下における植物群落の浄化機能の検証

高汚濁河川における検証では、一般的な污水处理手法によって除去することが困難な栄養塩類の

植物群落による吸収能を中心に調査研究を行った。結果として得られた知見は、「流路のうち、流速が低く汚濁物質が沈殿しやすい条件を持つ低流速部分に、集中してマコモ群落が分布すること」、「低流速部分のうち、マコモ群落が存在する地点と、しない地点を比較すると、マコモ群落が存在する地点で夏期に土壌間隙水中の栄養塩濃度が統計的に有意に低下すること」、「群落全体の栄養塩類除去量を計測することは困難であるが、植物体の刈り取り除去によって、窒素で21～72 g / m<sup>2</sup>・yearリンで5～23 g / m<sup>2</sup>・year程度の栄養塩類が除去できること」などである。以上の知見から植物体地上部の刈り取り除去によって水系外に持ち出し可能な栄養塩類は、十郎川の河川敷全体で、調査地点と同様の吸収が行われ、植物体の除去を行った場合で、窒素0.14 t、リン0.04 t程度であると見積もられた。十郎川の流域人口は約6,500人であるので、生活雑排水への栄養塩汚濁負荷は窒素2.3～7.2 t、リン0.2～1.2 tと想定され、植物体の刈り取りによる除去可能割合は、窒素で2%～6%、リンで3%～20%程度存在することになる。窒素については植物体による除去に群落内での脱窒の効果を加えたものが実際の浄化能となると考えられる。

### (2) 低汚濁条件下における植物群落の浄化機能の検証

低汚濁負荷条件下の調査研究では、廃水処理の普及などによって「汚濁負荷が低下した場合でも植物群落による栄養塩類の吸収能が維持されるか」を検証することを目的とした。結果として「ヨシ・クサヨシ植物体の地上部の刈り取りによって除去できる栄養塩類は窒素2.3 g / m<sup>2</sup>・year、リン0.03 g / m<sup>2</sup>・year程度あること」、「放置された植物体が二次的に栄養塩や有機物を放出し汚濁の原因となり得ること」、「有機汚濁が少ない状況下では嫌気的条件と好気的条件の変化によって脱窒による窒素分除去が促進される可能性があること」などの知見を得た。これらの知見を元に、十郎川と同様に流域の栄養塩汚濁負荷に対する植物体の刈り取りによる除去可能割合を求めたところ、窒素については、ほぼ全量の除去が可能であると見積もられた。一方、リンについては、想定

される汚濁負荷に比べ河川水に含まれるリンの量が少なく、河床を構成する砂・泥などにリンが吸着され、リンの濃度が低く抑えられていることが推測された。

### (3) 試験地における水質浄化と生物生息空間の確保を目指したデザイン

試験地に築造する工法の提案に当たっては、検証された植物群落の浄化機能を充分活かし、有効に浄化に寄与することだけでなく、以下のような諸条件を制限としてデザインした。

- ・高水時の流路断面積に与える影響が充分小さいこと。
- ・エネルギー投入のない、または非常に少ないものであること。
- ・生物の生息空間の確保に繋がるものであること。
- ・都市から大河川へと繋がる線的な空間にふさわしい外観であること。
- ・メンテナンスコストの低減に繋がり得ること。
- ・単一機能を一様に河川敷に持たせるのではなく、部分毎に機能を与え、その組み合わせによる浄化機能の向上を期待できるものであること。
- ・現地及び近傍に生息する生物相を利用し、汚濁分解機能を高めること。

これらの条件を満たすため、既往研究と本研究の成果を用いて、キーコンセプトを以下のようにまとめた。

#### ・水際線の緩斜面化

流路と陸域の間のエコトーンを創出し、水位変動時のバッファゾーンとしての機能を持たせると同時に、陸上からの抽水植物の進入を促す。

#### ・滞留部の設定

流速を抑える部分を設定し、滞留時間を保持して水生植物による栄養塩吸収を助成する。

#### ・水際表面積の拡大（接触酸化法の利用）

表面積の大きい構造を水面に設置し、付着微生物の活動を促進する。

#### ・流速の加速（薄層流法の利用）

瀬（流速の速い部分）を作り出し、酸素取り込み量を増加させる。

#### ・水質の均質化（希釈法の利用）

汚濁負荷の流入が左岸に集中しているため、汚濁負荷を流路全体に均質化する。

#### ・堆積物質の集中除去（浚渫法の低コスト化）

汚濁負荷と堆積物を流速の遅い滞留部に集中させ、部分的かつ効果的な浚渫作業を可能にする。

#### ・高水敷と流路の物質交換の促進

汚濁物質を含む表流水と高水敷の物質交換を促進することにより、高水敷のより広い面積の植物群落を、表流水中の栄養塩の除去に寄与させる。

上記のコンセプトを盛り込んで実験区の設計を行った。当初設計では、フトンカゴの流れに対して垂直に両岸から交互に突き出した形状を提案したが、土木部の意見により高水時の水勢に与える影響を考慮して、流れに対して角度を持たせたデザインに変更した。

このデザインは、以下のような特徴を持つ。

定常的な流量の場合、両岸から内部に広い表面積を持つフトンカゴが突き出して、水勢を制御して蛇行を作り出し、瀬・淵の構成を促して流路の環境を多様化し、同時に汚濁物質を多く含む支流からの流入水と本流の水を攪拌して、水質を均質化する。フトンカゴの下流側には、汚濁物質の沈殿・分解が進行する機能を持つ部分としての滞留部ができる。滞留部・瀬・淵などの構成によって、好氣的・嫌氣的な条件の変化に富む環境が組み合わせられ、それぞれの環境に適応できる生物が侵入・生息することによって、豊かな生物相が成立し得る。定常的な水面からのフトンカゴの突き出しを抑えていることにより、風景に与える人工構造物の影響が抑えられる。また、フトンカゴを通じて表流水と高水敷の間の浸透・物質交換が促進される。

### (4) 実地調査に基づく試験地の評価

#### ・有機汚濁に対する浄化機能

試験区間の上流、下流それぞれの流心において、竣工直後の平成11年6月より平成11年11月までB



OD（生物的酸素要求量）、SS（浮遊微粒子）、EC（電気伝導度）の3項目を測定した。その結果を表「流心部における水質項目測定値」にまとめ、それぞれの項目別に測定値の推移をグラフ化した。

試験区間の有機汚濁の浄化機能を評価するため、各項目の上流側での測定値を汚濁負荷の入力、下流側の定値を処理後の出力とし、[下流での測定値÷上流での測定値]によって入出力比を求めた。この試験区が浄化に役立っている場合、入出力比は、小さい値を取るほど試験区の浄化能力が高いことを示す。

その結果、有機汚濁に強く関連すると思われるBOD及びSSの入出力比は竣工後数ヶ月間、1よりも大きい値を示し、流入水の汚濁を超えて流出する水の有機汚濁濃度が高まる現象が見られた。その後9月以降、入出力比は1未満に変化し、試験区間の浄化機能が確認されるようになった。電気伝導度にはほとんど変化が見られなかった。

例えば11月において、入出力比はBODで0.54、SSで0.70と、流入した有機汚濁の46%、浮遊粒子の30%が試験区間で浄化されていることになる。これが最も好条件下の一過性の浄化能力だとしても、注目に値する効果が現れている。

施工後、一時的に下流側の汚濁が上流側より大きくなるのは、本工法がフトンカゴによって川の流れ方を変化させ、流水の力による自然な河床の形成を促すものであり、施工直後には流水が河床に堆積したヘドロ等を流水が流し去る現象が継続したためと考えられる。

#### ・栄養塩類に対する浄化機能

栄養塩類については、窒素及びリンの植物体内への固定量を測定した。本工法では窒素について、植物による固定の他、バクテリアの脱窒による除去量を増大させることが期待できるが、その除去量を計測することが困難であるため検証の対象とはしなかった。

試験区間で施工後に成長したヨシの地上部を7月と11月に刈り取り、その含有する窒素及びリンの含有量を測定した。併せて、河川敷におけるヨシの生育密度を計測した。

河川敷におけるヨシ地上部の窒素、リンの含有

量の分析結果から、河川敷内での位置によるヨシ地上部の窒素、リンの含有率に差異は見られず、窒素・リンの含有率はほぼ均等であった。刈り取り時期による違いは顕著であり、11月に刈り取ったサンプルは7月に採取したサンプルに比べ窒素含有率で40%の減少、リンは44%の減少となった。このことから、11月の時点ではすでに地上部から根茎への栄養塩の転流がなされていると考えられる。

試験区間でのヨシの生育密度は1㎡当たり120本であり、7月の1本当たりの草丈は130cm、重量は6.78g、11月の草丈は180cm、重量は12.35gであった。

含有率と生育密度から計算される調査区間全体でのヨシによる栄養塩の除去可能量は、7月に刈り取った場合、窒素：112.5kg、リン：9.7kg、11月に刈り取った場合、窒素：120.3kg、リン：9.8kgと推定できる。7月の刈り取りの後、ヨシの再萌芽と成長が見られたことから、栄養塩除去量を最大にするためには、7月に刈り取りを行い、さらに地上部の枯死の始まる11月に二回目の刈り取りを行うことが適当と考えられる。

一方で、濁川支流の十郎川だけで窒素2～8t、リン0.2～1.2tの汚濁負荷が想定される。従って、この栄養塩類の除去量（窒素0.1t、リン0.01t）は、流域人口から想定される負荷量に対して大きいものとは言えない。しかし、各排出元に対する対策の難しい栄養塩類に対しては、地域全体で吸収・固定の機能を担っていく必要があり、少なくともその一部分として捉え、評価していく必要があるだろう。

これらとは別に水深計測により、瀬や淵の構成が進行していること、目視観測により、フトンカゴ周辺に小魚が群れ、流心付近には比較的大型の魚類やカメ類が泳ぎ、瀬においてはサギ類の採餌行動が集中していることが観測されている。

#### 4. まとめ

本研究による検証を通じて、水生植物群落を利用した水質の向上の可能性と限界が評価可能になり、「廃水処理の不完全性を補う補助手段」と位置づけて利用していくことが適切であることが判明した。さらに、人工構造物と自然的な要素を組

み合わせ、多様な生物の生息と水質浄化のためのデザインを工夫することにより、浄化機能の向上が図れるなど多くの有用性が検証された。今後の課題としては、本研究で明らかになった河川の浄化機能を向上していくために、行政はもとより、地域住民が一体となって努力していくことが大切ではないかと考える。

## 5. 研究体制

### 研究担当者

藤咲雅明・池口 仁・白鳥桂子

（山梨県環境科学研究所地域環境政策研究部緑地計画学研究室）

### 共同研究者

三瓶由紀（東京大学大学院農学生命科学研究科  
緑地学研究室）

今野智介（東京大学大学院農学生命科学研究科  
環境資源創成学研究室）

### 研究協力機関

山梨県薬剤師会

# 本編





## 第1章 研究の背景と目的

### 1-1 背景

1970年代の公害による水質汚濁の進行以来、河川環境の見直し及び改善が図られてきた。しかし近年では、多自然型川づくりにも見られるように、水質面だけでなく、より生態学的な意味においても「河川再生」が行われるようになってきている。現在では豊かで潤いのある水辺環境への希求の下、水質を浄化するとともに、多様な生き物が生息できる河川環境をいかに復元していくのかということが、非常に大きな課題とされている。この中で水生植物は、生態学的な機能、浄化機能の両者を有し、重要な役割を担うものであるとして注目を集め、各地で河川整備の際に積極的な導入が行われつつある。このような流れを受けて、1997年度から本県において、河川内に生育する水生植物群落の浄化機能による水質浄化の可能性の検証及び都市域での住環境の充足や生態系保全に向けた水辺空間や河川を創出する手法の探究を目的とした「特定研究」を実施することとした。

河川は人々の生活に大きく係わるものであり、現在までに集中的な整備が行われてきた。しかし、水害を防ぐための治水事業、用水を得るための利水事業が、河川空間における生態系や地域住民にとっての潤いなどへの配慮に欠けたものとなっているケースも多い。また生活排水等の流入による河川水質の悪化も、地域住民の生活の質を損なう要因となっている。現在の社会状況において「水辺の生態系」、「住民が潤いを感じる場」として河川が果たす役割は相対的に高まっており、それらの役割を果たせる河川環境整備のあり方が問われている。

水生植物は河川にごく普通に見られた。しかし、今日までの治水・利水を目的とした河川事業においてその存在を考慮されることは少なく、水生植物が排除された河川環境が都市部では一般的となった。水生植物は水辺の生態系における生産者であり、その群落は多数の生物にとって休息や繁殖、生育の場となる。水生植物群落がなければ水辺の生態系は貧弱となる。従って、水生植物の保全は地域生態系の維持のために欠かすことができない。また、水生植物の存在する水辺は、水と緑の複合した潤いある景観を構成するため、自然的景

観に触れる機会の少ない地域の住民にとっての貴重なアメニティ資源であり、その社会的価値は高い。さらに、豊かな水辺の生態系は、水中の懸濁物質や栄養塩量の動向に関与し、水系における物質循環の一部を担っている。

このように、水辺の生態系において水生植物は河川環境に複合的な係わりを持っており、今後の河川整備の際にその存在価値の評価と、積極的導入が検討されるべきものであると言える。しかし、水生植物が良好な水質環境の形成にどの程度寄与するのか、定量的な評価は充分に進んでいない。

今日では多くの河川において工業・農業・生活排水の流入による汚濁が進行し、生物の生息環境に変化をもたらしている。水生植物については、植生・分布の変化 (Mesters, 1995) や植物量の増加等が報告されている。また富栄養の負荷によって藻類が大量に増殖すると、水中を透過する光量が減少し、沈水植物の生育が抑制されるほか、様々な生物の生息に支障を来す。藻類や水生植物の個体量は河川の生物相に大きな影響を与えるが、水中の栄養塩、特に窒素やリンの量が制限要因となっている場合が多い。これらの生物の個体量を適切に維持できる濃度の保持が重要である。

一方で水生植物も水中の栄養塩の動向に関与する。水生植物は生育に必要な栄養塩を流水あるいは河床から取り込み (Chambers et al., 1989)、根・地下茎を通じた周囲の土壌への酸素の供給が硝化・脱窒を促進する (e.g. Caffrey & Kemp, 1992; Risgaard-Petersen & Jensen, 1997) ことは、窒素やリンを水中から除去する方向に働く。また植物体内に取りこまれた栄養塩は、枯死などに伴う分解が起これば再び水中に溶出するが、一部は動物に摂取されて局所的な水系から離れた環境中へと移行する。従って水生植物植生の存否やその人為的な管理の有無によって、河川環境における栄養塩の現存量や動向は違ったものになるだろう。

栄養塩の吸収に関する水生植物群落の機構を水質浄化のために積極的に利用しようとする動きは世界各地で起きており、日本国内にも導入され始めている。例えば、水生植物 (主に抽水植物) 植生を備えた湿地等を造成し、そこに排水を通過させることで水質浄化を行う試みがなされている

(e.g. Mander & Mairing, 1997; 本間, 1997)。また自然の河川や湖沼・湿地を対象に、そこにある水生植物を回収することで栄養塩の除去を行おうとする試みもなされている (e.g. Hoshi et al., 1998)。

各種の排水は河川に放流される前に処理施設を用いた浄化処理が行われているが、含まれている窒素・リンを完全に除去することは難しい。さらに、農地や山林等の非特定汚染源からの栄養塩類や、処理施設が整備されていない地域の生活雑排水は河川に直接流れ込む。従って湖沼や河川における直接浄化対策も必要となり、そのための水生植物による水質改善機能の可能性を探ることは重要である。

## 1-2 目的

都市域において生活雑排水による河川の水質悪化が進む中、水質を浄化するとともに、豊かで潤いのある水辺環境への希求の下、多様な生き物が生息できる河川環境の復元が大きな課題となっている。この課題に取り組むべく、本研究では主に河川内に生息する水生植物帯（ヨシ、マコモ等）の持つ自然浄化機能（成長に伴う窒素・リンの吸収）による水質改善の可能性を検証する。加えて、水域と陸域とを繋ぐエコトーン（推移帯）として、種々の生き物の生息にとっての重要な生活空間として位置づけ、水辺ビオトープの創出を検討する。

## 第2章 既往研究の成果

### 2-1 水生植物を中心とした窒素・リンの動向

#### 2-1-1 窒素

生物を構成する元素の一つである窒素は、炭素や酸素などと同様に生態的な循環を行っている。水中の窒素は、水中に溶けている窒素分子を除いて、有機態窒素と無機態窒素に分類される。有機態窒素はアミノ酸などの有機物に含まれるもので、生物体の分解によって生じる。無機態窒素にはアンモニア態窒素 ( $\text{NH}_4^+-\text{N}$ )、硝酸態窒素 ( $\text{NO}_3^--\text{N}$ )、亜硝酸態窒素 ( $\text{NO}_2^--\text{N}$ ) がある。動植物の細かな遺骸は微生物により分解され、タンパク質やアミノ酸などの比較的分子量の大きな化合物として水中に溶出する。その他を含む生活雑排水にも同様の化合物が多く含まれる。これらはやがて微生物の代謝を受け、アンモニア態窒素、

亜硝酸態窒素、硝酸態窒素、窒素分子となる。このうち  $\text{N}_2$  (窒素分子) を除く物質は植物に同化され得る。窒素分子となって大気中に放出される。このうち、微生物の代謝を次の (1) から (3) にまとめる。

#### (1) 硝化

好気性細菌である「アンモニア酸化菌」（「亜硝酸菌」と呼ばれることもある）は、呼吸によりアンモニアを酸化し、亜硝酸イオンを生成する。同じく「亜硝酸酸化菌」（「硝酸菌」と呼ばれることもある）は、亜硝酸イオンを酸化して硝酸イオンを生成する。双方は共生に近い形で繁殖し、結果としてアンモニアを硝酸イオンに変えることから、総称して「硝化菌」と呼ばれる。

#### (2) アンモニア酸化

ニトロソモナス属を代表とするアンモニア酸化菌は、呼吸基質としてアンモニアを取り込む。アンモニアはアンモニア酸化酵素によって酸化され、ヒドロキシルアミン ( $\text{NH}_2\text{OH}$ ) を経由して亜硝酸イオンになる。

#### (3) 脱窒

通性嫌気性呼吸菌は、酸素があればこれを最終電子受容体とする好氣的呼吸を行う。しかし酸素が欠乏した状態（嫌氣的条件下）においては、硝酸イオン中の結合酸素を最終電子受容体とする嫌氣的呼吸を行う。嫌氣的呼吸では硝酸イオンが還元され、一酸化二窒素 ( $\text{N}_2\text{O}$ ) 及び窒素分子 ( $\text{N}_2$ ) が生成される。この過程を脱窒あるいは異化型硝酸還元と呼び、このような脱窒を行える細菌を脱窒菌と呼ぶ。

「硝酸（塩）呼吸」をする細菌は、硝酸イオンを窒素ガスにまで還元するものばかりではない。硝酸イオンから亜硝酸イオンまでしか還元しないもの（大腸菌など）あるいは亜硝酸イオンを経由してアンモニウムイオンを生成する方向に還元するもの（一部の硫酸還元菌など）が含まれる。広義的にはこれらを総称して脱窒菌としている。

狭義の脱窒菌による脱窒においても、水素供与体の不足や嫌氣的条件の不完全さなどがあつた場合には、硝酸イオンが窒素ガスにまで還元されず、

一酸化二窒素 ( $\text{N}_2\text{O}$ ) の段階で還元反応が終了し、そのまま放出される場合がある。

脱窒菌は主として有機酸化従属栄養性細菌である。エネルギー源として単純な有機物が必要である。

## 2-1-2 リン

水中のリン化合物は無機態と有機態、溶解性と粒子性に区別される。無機態リンはさらにオルトリン酸塩とポリリン酸塩に分けられる。なお、単にリン酸という場合にはオルトリン酸をさすことが多く、本論文中においてもリン酸はオルトリン酸をさすものとする。

オルトリン酸 ( $\text{PO}_4^{3-}-\text{P}$ ) は  $\text{PO}_4^{3-}$ 、 $\text{HPO}_4^{2-}$ 、 $\text{H}_2\text{PO}_4^-$ 、 $\text{H}_3\text{PO}_4$  の 4 つの形態をとる。ポリリン酸や有機態リンも、生物学的あるいは化学的に次第に分解され、最終的にはオルトリン酸態リンになる。ポリリン酸にはメタリン酸 ( $(\text{PO}_3^-)_n$ )、ピロリン酸 ( $\text{P}_2\text{O}_7^{4-}$ )、トリポリリン酸 ( $\text{P}_3\text{O}_{10}^{5-}$ ) などがある。ポリリン酸は自然水中には存在せず、合成洗剤や水処理剤、工場排水、食品添加物などに由来する。水中の無機態リンの大部分はオルトリン酸態である。

リン酸塩の一部は岩石中に  $\text{P}_2\text{O}_5$  として含まれる岩石起源のものである。かつては合成洗剤中に助剤として含まれていたトリポリリン酸塩も水中のリンの大きな起源となっていたが、無リン洗剤の普及によりその割合は小さくなった。

リンは植物の生長にとって重要な栄養塩類だが、通常の水中に含まれる量はわずかである。しかし、生活排水の影響を受けると、河川のリンの濃度は上昇する。リンは窒素とともに水域の富栄養化の原因物質となり、藻類の成長を左右する制限因子となる。

## 2-1-3 人為的な栄養塩の供給源による水質の悪化

栄養塩は様々な経路をたどって水中に供給される。

主なものとしては、①動植物の死骸または排泄物の分解 (窒素、リン) ②岩石や土壌からの溶出 (リン) ③降雨 (窒素) がある。これらの栄養塩が自然界において循環している限りでは、流水域

における富栄養化が進行することはない。湖沼などの静水域では栄養塩の蓄積が起きるが、極めて長期間に亘る緩やかな推移である。

上で述べたような自然的な起源に対し、人為的起源と呼べるリン化合物が存在する。例えば、家庭からの生活雑排水や工場排水・畜産排水の流入、農地に散布された肥料の溶脱によるものである。

下水道の整備されていない地域においては個々の家屋に単独若くは合併処理浄化槽が設置され、し尿や生活雑排水の処理を行った後河川に放流される。しかし、通常の合併処理浄化槽では、BOD (有機汚濁) は大部分が浄化されるものの窒素やリンの除去はほとんどなされない。また、し尿処理場や下水処理場での通常の排水処理 (二次処理まで) においても、リンはほとんど除去されない。近年は凝集沈澱などの三次処理や特殊な生物処理が導入されつつあるが、これらの処理を行っても全てのリンを除去することは不可能である。元来、水中に含まれるリンは微量 (1~100ppb) であるため、わずかな濃度の変動が藻類の消長を左右する。従って、処理場からの多量の放流水は大きな負荷となっている。

## 2-2 抽水植物による浄化機構

抽水植物による浄化機構に関しては、詳細に亘る研究が行われてきており、これまでにかなりの範囲に亘って明らかになってきている。窒素及びリンに関する抽水植物の浄化機構を図 2-1 にまとめた。窒素に関しては、沈殿及び土壌への吸着、土壌からの溶出、微生物による有機物の分解や硝化・脱窒反応があげられる。リンに関してもほぼ同様で、硝化・脱窒以外の作用があげられる。

さらに、抽水植物の場合、一般的に通気組織がよく発達していることから、根圏にまで酸素が供給されることが多い。そのため、本来ならば嫌気状態になる底泥であっても根のごく近傍であれば、好気的狀態になり硝化反応が起こり得る。また硝化によりつくられた硝酸態窒素も、そのすぐ外側は嫌氣的になっていることから有機物が水素供与体として効率的に利用され、脱窒されて窒素ガスになるという反応が起こりやすいと言われている (図 2-2)。



以上のように抽水植物に関しては多くの研究がなされており、高い浄化効率が認められることや、浄化のメカニズムについても明らかにされてきている。しかし、自然条件下、特に河川における浄化機能に関しては明らかにされていない点が多い。現在、水生植物による浄化が過大に評価され過ぎている、という問題点も指摘されており、自然条件下における抽水植物の浄化機能に関する適正な把握が求められている。

### 2-2-1 水生植物による浄化機能に関する 既往研究の流れ

自然の有する浄化機能は20世紀初めから知られており、数多くの研究がなされてきた。一般的にこの機能は自浄作用と呼ばれており、主に有機物を中心とした汚濁物質が自然の各種作用によって減少する作用と解釈されることが多い(宗宮, 1990)。水生植物による水質浄化もこの一つにあげられている。

水生植物は、その形態と生活型により、抽水植物、浮葉植物、沈水植物、浮漂植物に分けられることが多い(表2-1)。このうち、浮漂植物であるホテイアオイは最もよく研究されている。米国では1970年代からホテイアオイの繁殖力が注目され、NASAを中心に水質浄化の研究が行われ、現在では実際に排水処理にも利用されている。国内においても、湖沼などで繁殖させたホテイアオイの窒素及びリンの吸収量などが研究されている。

しかし、橋本(1998)が指摘しているように、抽水植物のヨシやマコモといった在来種は、地域の生態系になじみ、他の動植物に対する貢献が大きい等の生態学的な側面や、体内に含まれる栄養塩量が他の植物と比べ比較的高いことなどから注目されるようになってきた。

### 2-2-2 抽水植物の浄化効果に関する既往 研究

抽水植物に関しては、古くはドイツのSeidelが1950年代に湿地を利用した浄化に関する研究を行っており、利用可能な植物種と、その特性や有用性についてを示している。そのなかで、ヨシ及びヨシに付着する微生物に関して、1) 水中のコロ

イド状物質の凝固と分離、2) 有機物を多く含むヘドロなどの無機化、3) 生育環境における水の中和、4) 汚泥中における物質の無害化、5) 土壌及び土壌間隙水からの栄養塩の吸収、6) 水分の多い土壌からの水分の蒸散、の6点を作用としてあげている。またDe Jong(1976)はヨシを植えた池を用いて汚水の浄化を行っており、その結果、BOD、CODに関しては、除去率がそれぞれ96%、87%と、非常に高い浄化効果が示されている。また、ヨシを植えた水路で汚水(流入濃度; 全窒素: 70mg/L、全リン: 11mg/L)を浄化する調査では、全窒素及び全リンの除去率がそれぞれ62%、74%とこれもまた高い値が示されている(Perfler & Haberl, 1994)。

国内においては、1980年代に国立環境研究所において、自然浄化機能に関する一連の研究が行われている。その中で、細見らは、休耕田にヨシやガマなどが繁茂した湿地に生活雑排水が流入している地域を対象として4年間にわたって、水質浄化の効果を調査している。その結果、平均流入濃度が全窒素で6.2mg/L、全リンで0.97mg/Lという条件において、全窒素: 67%、全リン: 77%という非常に高い除去率が得られている。また、抽水植物の代表的な種であるヨシ、マコモ、キショウブの3種を水路に植栽し水質浄化実験を行った実験では、全窒素、全リンの除去率がそれぞれ、ヨシに関しては8~19%、10~34%、マコモに関しては6~60%、27~68%、キショウブに関しては42~71%、41~79%という結果が出ている(横浜市環境科学研究所, 1994)。

これら、国内外における高い評価をもとに、現在各地で実際に抽水植物を利用した水質浄化が行われている。渡良瀬遊水池では、自生するヨシ原に湖沼水を導入し、浄化したところ、窒素を35%、リンを50%除去できたとしている。また、霞ヶ浦に流入する山王川河口において、マコモ(優占種)及びヨシを植栽した施設面積約5600m<sup>2</sup>の実験施設において行った実験では、平均除去率が、全窒素で約30%、全リンで約40%という結果が出ている(竹倉, 1991)。



### 2-2-3 水生植物による栄養塩の除去に関する既往の実験

#### (1) 小規模な施設における実験

実験的な環境において、間隙水の栄養塩濃度は植物の根の近傍において周辺よりも低下することが確認されている (Chen & Barko, 1988)。そしてこれは、植物による吸収と微生物による硝化・脱窒の作用によるものである。

微生物の作用については多くの研究がなされている。Bodelier *et al.* (1997) は、抽水植物 *Glyceria maxima* の根圏において、植物のない土壤中よりも脱窒菌の数が19~32倍多く、水中の栄養塩を著しく減少させる作用を持っていると報告している。また、Risgaard-Petersen & Jensen (1997) は、沈水植物 *Lobelia dortmanna* L. の根圏においても、硝化並びに脱窒作用は植生のない部分よりも6倍程度高いと報告している。

この要因として、植物の地下茎から酸素が供給され、硝化が行われやすくなっていることが考えられる。Chen & Barko (1988) は、植生のない底質においては、深くなるにつれ直ちに酸化還元電位が低下するのに対し、抽水植物 *Sagittaria latifolia* の地下茎の近傍では酸化還元電位が高いまま保たれる例を報告している。

Adler *et al.* (1996) は、珪砂を敷き詰めた3.7 m (12 ft) の水路に抽水植物を移植し、流入部から0.61 m (2 ft) ごとに、河床の深さ 2.54 cm (1 inch) における硝酸態窒素とリン酸態リンを測定した。その結果、流入部と流出部における濃度は、硝酸態窒素についてはそれぞれ22 mg/L、13 (±7) mg/L、またリン酸態リンについては0.48 mg/L、0.025 (±0.009) mg/Lで、流入部から流出部に向かうにつれ、どちらの濃度も減少する傾向が観察された。

このような実験結果をもとに、植生を用いた水質改善について、より大きな規模においてその効果を実証するための研究が行われている。

#### (2) 大規模な施設における実験

水生植物群落を用いて、実際に排水の処理を行っている例は世界各地に見られる。

イギリスでは、簡便で維持費がかからず、なおかつ信頼できる排水処理法としてヨシ植生を用い

た二次排水の処理を行っている (Green, 1997)。小人数の地域社会における排水処理法として、1987年に使用が開始され、1995年末までに約140ヶ所で稼働している。そして、BOD、全SS、アンモニア態窒素について、良好な除去率を示す実績をあげている。

エストニアにおいては、他の排水処理システムと組み合わせて、植生による手法が用いられている (Mander and Mauring, 1997)。二次処理水をクサヨシやガマの植生がある土地の地中に通すことで、BOD、全窒素、全リンに対する高い除去率 (60~80%程度) が示されている。

上記のように人工的な湿地を新たに造成するほかに、稲作放棄後の休耕田を湿地として利用し、農業排水を引込んで処理を行っている例もある (Comin *et al.* 1997)。

これらの調査は、流入水と流出水の水質の差異によって、水質改善の効果を論じているものが多い。しかし、このような場所において、間隙水の水質を調査するなど、詳細な作用の過程を解析している例は少ない。懸濁態と溶存態の合計である全窒素、全リンの減少についても、懸濁態のものが土壤に補足されたことにより、流出水に含まれる量が減少することによる可能性がある。すなわち、植生の作用によって窒素が循環された訳ではなく、土壤中に残存したままである。この場合は、一次的な蓄積であって窒素の除去とは言えないものである。

### 2-3 小括

ヨシやマコモ等の抽水植物に関しては、その浄化機能が古くから知られており、国内外において、数多くの研究がなされてきた (Cooper *et al.*, 1989; Green & Martin, 1996; Haberl & Perfler 1991; Wathugala *et al.*, 1987; 細見ら, 1988; 細見・須藤, 1991)。その結果、栄養塩 (窒素・リン) に関しては、条件によっては70~80%もの浄化率も確認されており、水質浄化対策に効果があるものとして期待が寄せられ、海外においては実際に浄化施設としての利用も行われている (Green & Upton, 1994; Prefler & Haberl., 1993)。

しかし、これらの多くは、湖沼や人工施設といった、静水域あるいは滞留時間を長く保持できる

場所での研究である。抽水植物による水質浄化は、一般的に浄化速度が小さいため、浄化効果を上げるためには滞留時間を長くとる必要があることが知られている。そのため、抽水植物の浄化機能に関しては、流量が多く処理量が大量となる河川においては、あまり期待出来ないとされ、これまでほとんど研究がなされてこなかった。

河川における抽水植物の浄化機能としては、根からの栄養塩の直接吸収、根や茎による水中の懸濁物質の除去 (Watson & Fred, 1982)、根や茎の表面に付着した微生物による有機物の分解があげられている (細見, 1998)。また、河川においては、抽水植物の浄化機能としてこの他に、根圏に酸素を供給することによる、微生物反応の活性化も重要であると言われている (細見, 1994)。

それぞれ個々の作用について、特に底泥における硝化や脱窒といった微生物による反応や付着微生物の増殖過程等については、これまでに詳細な研究がなされおり、多くの機構が解明されてきた (宗宮, 1990)。

しかし、実際の河川中ではこれらの反応が、それぞれ相互に影響を与えあっており、実験室と比較して、より複雑な反応が起こっていると考えられる。そのため、実験室で測定された純粋な反応速度だけでは測りきれないと推測される。だが実際の河川において、流水中に生育する抽水植物の浄化機能を、植物の土壤への負荷、そこに生息する生態系までを含めて研究した事例はまだ少なく、それも表流水にみられる浄化効果を取り扱ったものがほとんどである。抽水植物は、土壤中から吸収を行っていること、硝化・脱窒等の各反応に影響を与えていることを考慮すると、表流水だけでなく、土壤中の栄養塩の動向も調査する必要があると考えられた。

### 第3章 濁川を対象とした自然浄化工法の検討

#### 3-1 研究対象地

甲府土木事務所からの要望により、甲府市内に源をもつ一級河川濁川とし、その流程のうち大円川流入付近から十郎川流入直後の約300m区間とした。また支川である十郎川において浄化能を検証する調査を行った (図3-1)。

#### 3-2 濁川の水質の概況

濁川は県下で最も水質の汚濁が激しい河川である。汚染の原因は、流域の上部、すなわち甲府市による負荷が自然流量に対して過重であることと考えられる。

現在、甲府市の市街化区域における都市下水道の整備率は、人口当たり80%、このうち水洗化済み人口は76%である (平成8年度末)。その一方で、市街化調整区域においては下水道はほぼ未整備であり、多量の汚水が流入する状況にある。

濁川の流域においては、その支流である高倉川、大円川の上流域は下水道未整備区域であり、また十郎川流域はその殆どが市街化調整区域であるため都市下水道は普及していない。

公共下水道が普及されていない区域では、各家庭及び事業所における尿尿の単独浄化槽処理が一般的であり、雑排水は直接放流されていると考えられ、これらの排水が汚濁源となっていることが考えられる。

甲府市では平成22年までに市街化調整区域に都市下水道を配管する計画となっている。しかし、下水道の完成までに長期間を要し、整備者側のコストが高いため、人口が分散している市街化調整区域に都市下水道を配管する計画には問題が多いと考えられており、現在、合併浄化槽の普及による汚水処理へ、計画の見直しが計られている。

#### 3-3 濁川流域の自然環境の概況

濁川の源流部は甲府市中心市街地に含まれ、上流部の概観は鉄とコンクリートに被覆された典型的な都市河川である。これに対し笛吹川との合流点付近では、高水敷や中洲などにヤナギなどの木本が進入し、都市近郊としては自然景観を実感できる貴重な場となっている。現在、人工化の著しかった上流部に対しても、鋼矢板を除去し植栽コンクリートブロックに変更されるなど、より自然な河川環境を復元していく過程にある。

現在、濁川に生息が確認できる生き物は、魚類ではコイ、カダヤシ、テラピア等、環境への適応能力が高い魚種や高水温を好み、水質の悪化に鈍感な種が多い。鳥類ではゴイサギ、コサギ、カルガモなどの水鳥が確認でき、大型のアオサギも見られることからこれら鳥類の餌場としての役割を持っている。植物では、中流部の法面におけるヨ

シの積極的な植栽により植被の量的な回復が見られるが、一度人工化されていることから、多様な植生の復元には至っていない。

### 3-4 濁川の問題点の整理

(1) 濁川は富栄養化河川ではなく、有機物による著しい汚染河川と位置づけることができる。河川敷内の生物群集による浄化効果のみによって、河川として望ましい水質基準を達成することは不可能である。水質の浄化を主目的とする場合、浄化槽、下水道などによる廃水処理が最も有効な方策と言える。

(2) 大円川、十郎川などの支流からの汚濁負荷を減じるために市街化調整区域を含む地域での排出源対策を徹底する必要がある。

(3) 河川の環境維持に十分な流量の確保が必要である。典型的な実現方法は戸別に設置された合併処理槽により、尿尿及び雑排水を浄化し、河川へ流入させる事である。「下水処理装置はできるだけ小規模か、または戸別の装置とし処理水を小水路を通じて河川への多地点流入とすることが、水環境を中心に環境を保全するための近道である。」一楠本正康と言われるように、小規模個別的な排水対策が望ましい。

(4) 濁川の通常の流量は  $1 \text{ m}^3/\text{秒}$  弱であるが、洪水時には  $360 \text{ m}^3/\text{秒}$  もの流量が見込まれ、かつ流路の大部分の河床勾配が  $1/1400 \sim 1/2000$  と緩やかなため、洪水時は笛吹川からの背水が生じ、河床への堆積が進行しやすい。

(5) 現在、浚渫によるヘドロの除去が行われているが、特定場所で一度ヘドロを除去したとしても、流域全体の対策が講じられない限り再びヘドロが堆積する。持続的な浄化効果を期待できる浄化方法を流域全体を視野に入れて講じる必要がある。

(6) 自然浄化を第一とした場合、全体的には滞留時間が長く必要である。しかし、部分的に流速が低下するために、基礎的な汚濁負荷が高ければ悪臭が発生する。

以上をまとめると、濁川に対しては総合的な下水処理対策を講じることを前提に、河川自身による浄化機能を強化していくための自然浄化手法を検討すべきである。ただし、地形要因から濁川へ

の物質の堆積は避け得ないため、堆積物の除去手法に配慮する必要がある。

### 3-5 モデル実験地域の位置付け

実験予定地区は、大円川流入付近から十郎川流入直後の約  $300 \text{ m}$  区間である (図 3-2)。

当地区における濁川の水質は、流入河川である大円川、十郎川の汚濁負荷に強く影響を受けている。特に十郎川からの負荷が大きい (表 3-1)。

流量に着目してみると砂田橋で  $0.10 \text{ m}^3/\text{秒}$  弱の流量が、十郎川との合流点の下流側では 3 倍程度に増えている。このことは都市下水道の普及した市街地からの流入水量が少なく、未整備地域を多く含む十郎川流域からの流入が多いこの地点の特性をよく表している。

また予定地区では、浚渫により流路を掘り下げたため河道は直線的かつ、植被が貧相であり、高水敷と流路の境界が明瞭で、水際の推移帯 (エコトーン) の連続性はない。そのため、高水敷の水生植物 (ヨシ等) の水域への進入はさえぎられている。

### 3-6 濁川の水質浄化・自然再生を考えると きの留意点

(1) 水質のみを捉え、対症療法的に短期的なスケジュールで浄化を目指しても十分な効果は見込めない。長期的なプランに立ち、住民の意識や行動を含めて流域環境自体の修復を目指すべきである。

(2) 特に河川流量を低下させ過ぎないように留意する事は重要であり、その一つの実現方法として、流域内に合併浄化槽を普及させ、処理水を河川へ還元することにより、河川の維持流量を保つ施策を推進すべきである。

(3) 降雨時の雨水の集中による地表面からの粉塵等を含む濁水の流入負荷を押さえ、かつ河川自流量を増加させるため、各家庭での浸透枳の設置や緑地の造成、市内の透水性舗装化を進める。

(4) 河川形態の改変により、水生植物群落の自然浄化能を維持するためには、定期的に河川内に蓄積したバイオマスを除去する必要がある。この問題を解決しなくては効果が持続しないばかりか逆に自濁作用を引き起こしかねない。住民による

ボランティア活動などを取り込み、効率的なメンテナンスを軌道に乗せる必要がある。

### 3-7 水質浄化技術の比較

河川・水路における水質浄化技術は河道外に施設や水路を設けて浄化し、処理水を河川へ返す分離タイプと、河道内に何らかの処置や施工をし、直接本川を利用し浄化を促す直接タイプとに大別される。これらはさらに礫や木炭等を利用し多孔質な空間を創り出し、そこに生息する微生物に浄化させる接触酸化法、水深を浅くし流速を速める事によって、酸素を多く取り込み微生物の活性を高め浄化を促す薄層流法、他水系から清澄な水を導水したり地下水の汲み上げにより汚濁を希釈する希釈法、ヨシ・ホテイアオイ等の水生植物群落の成長過程における栄養塩の吸収や植物体表面への有機物の捕捉により浄化を促す水生植物利用、落差の設置や羽根車を稼働させる事により空気中の酸素を取り込み、溶存酸素を高めて微生物による浄化を促す曝気循環法、悪臭対策に用いられ、底泥に堆積した嫌気性層であるヘドロを系外に除去する浚渫等に分類できる。各々浄化法の適用段階、効果を表3-2に、内容及び利点・欠点を表3-3に示す。

上述した水質浄化工法は、実験、構想段階のものが多く、現在実用化されている工法は接触酸化法、曝気循環法、希釈法等の僅かに過ぎない。また、接触酸化法と曝気を組み合わせて使用しているケースも見られる。表3-4に実際の現場における浄化効果の事例を紹介する。

自然の河川は、瀬一淵の連続構造に見られるような流速の緩急と底質の変化の組み合わせにより、複雑な環境の複合体として成立している。その中で多種の生物の生息が保証され、物質の循環が保たれることにより、高い浄化能を発揮する。

故に河川のもたらす潤いと浄化能の両者を高める必要があり、自然河川に学んで複合的な浄化手法を組み合わせるべきと考える。

### 3-8 実験目標の設定

ここまで述べてきたように、濁川の水質と生態系には様々な要因が関連しており、水質浄化のための総合的な対策が不可欠である。従って、本

研究では、汚水処理の普及と河川流量の維持を前提とし、これらの対策がなされた上で、長期的な視野に立って河川の持つ自浄作用を利用した水質の浄化、さらには良好な水質の維持を考え、河川環境が持つ多様な生物空間の復元や創出を目標とする実験を行う事とした。

濁川は高密な都市から農村地域を経て、自然豊かな笛吹川へと流れ込んでおり、甲府市の都市域の人工的な環境を緩和し、農村の豊かさや笛吹川の自然の要素を持ち込む経路として、この地域の環境の質を考えた場合、非常に高い潜在的価値を持っていると言え、この河川において自然的な生態系を利用した浄化手法を試みる価値は高い。

本報告では、抽水植物群落を利用した浄化作用に重点を置く。抽水植物群落を選択した理由は、①笛吹川より濁川に連続してヨシ・マコモなどの在来種が分布し、古くからヨシ細工等で人々の利用が為され、ヒトとの関わりが深く、河川の原因風景を意識させる。②抽水植物は湿地環境を構成することが多く、コイ科魚類等の産卵場として重要である。③水鳥のコロニーなど自然的な環境の形成が期待できることにより、周辺住民の意識を河川へ喚起し、住民が積極的に守るべき河川として意識を変化させる手段として効果的である。

抽水植物群落にはバクテリア、底生動物、魚類や昆虫類など他の水生生物の住处や繁殖場所を提供し、河川生態系食物連鎖を広げ、より豊かな水生生物群集が成立する事により、抽水植物そのものによる以上の浄化機能を期待できるという二次的な効果がある。我が国においてこれら微生物や貝類、魚類による栄養塩の吸収や摂餌の水質改善への効果については、琵琶湖における報告が在り、その中で窒素の吸収量として植物体による吸収38%、付着珪藻26.8%、微生物及びヒメタニシの摂餌12.3%、魚類による摂餌16.6%、微生物による脱窒8.1%と除去効果が計算されている。

このことから、生物群集による除去効果は無視できないものであり、これらの生物を育む水生植物帯の存在は重要な役割を持つことがわかる。

以上のような諸条件から、最終目標として次の2つを設定する。

(1) 濁川河川敷内において、生物的多様性を向上させ、水質の浄化効果を高める。

(2) 自然的要素の復元を促し、都市に自然的な潤いをもたらし、流域住民が自らの手で河川環境を守っていく意義を実感できる河川を目指す。

### 3-9 実験計画

実験では複合的な工法として、複雑な河川形態、ヨシによる吸収と捕捉、ヨシを生息や繁殖の場としている水生生物による採餌、フトンカゴによるろ過を組み合わせ多様な生物相を育む河川環境の創出と、生態系を通した水質浄化を試み、環境修復の影響評価と追跡調査による知見を蓄積する。

(1) 緩やかな水際線の形成により水域と陸域との連続性を持たせる。このことにより流路と陸域の間のエコトーンを創出し、陸上からのヨシの進入を促し生物相を多様化させる。

(2) 河岸に千鳥状にフトンカゴを設置する等、流路を蛇行させることにより、滞留時間を保持し水生植物による吸収を助成する。

(3) 体積当たりの表面積の大きいフトンカゴを定常的な水面に設置し、微生物の活動を促進する。(接触酸化法)

(4) 流路の多様化によって瀬を作り出し、瀬における酸素取り込み量を増加させる。(薄層流法)

(5) 汚濁負荷の流入が左岸に集中しているため、蛇行を作り出すことにより汚濁負荷を流路全体に均質化する。(希釈法)

(6) 汚濁負荷と堆積物を流速の遅い滞留部に集中させ、部分的かつ効果的な浚渫作業を可能にする。(浚渫法)

### 3-10 期待される効果

(1) 多様な生物相の複合体である流域環境の回復と自然浄化機能の助成へ向けたりハビリテーションの実施、及び豊かな都市近郊の河川環境の復元。

(2) 豊かな生態系や潤いのある水辺を復元する事により、流域住民の身近な河川に対する意識の喚起と高揚による河川環境の維持管理活動、及び積極的な利活用の促進。

(3) ヨシ群落の単位面積当たりの浄化能は、BOD:  $2.3 \text{ g/m}^2 \text{ 日}$ 、COD:  $0.85 \text{ g/m}^2 \text{ 日}$ 、全炭素:  $1.1 \text{ g/m}^2 \text{ 日}$ 、全窒素:  $0.13 \text{ g/m}^2 \text{ 日}$ 、全リン:  $0.024 \text{ g/m}^2 \text{ 日}$  (年平均) と計算されており、

これを当地域の蓬橋付近の水質にあてはめると、現在の直線流路で計画区間 1 km 内に幅 5 m のヨシ群落を形成しても BOD で 5 %、全リンで 0.5 % の浄化となる。しかしこれを蛇行させ、群落面積を広げて滞留時間を多くとる事によって浄化効果を高める事ができる。

考慮すべき点

- 1) 流入における基礎的な汚濁負荷が増えるほど悪臭を発生し易くなる。浚渫の継続の必要がある。
- 2) 定期的なヨシの刈り取りやフトンカゴ周辺の泥上げ等の維持管理活動により、河川内に蓄積した有機物を多く含む堆積物を除去する必要がある。

## 第4章 抽水植物による浄化能の検証調査

### 4-1 検証の目標設定

濁川流域の十郎川において、表流水及び土壌間隙水中の栄養塩量の変化を測定し、河川における抽水植物の浄化機能を把握すること、その刈り取りによる栄養塩の除去量の推定を行い、今後の河川整備における浄化対策の可能性について考察を行うことを目的とした。

抽水植物としてはマコモ (*Zizania latifolia*) を選択した。マコモはヨシと並び抽水植物の代表的な種であり、我が国においても全国的に広く分布がみられる。また、他の抽水植物と比較して、生長量が大きいこと、地下部に対する地上部の栄養塩量の割合が高いことから、(Yamasaki, 1981)、地上部のみ刈り取りを行うという管理面を考慮に入れた場合、非常に浄化効果の高い植物であると考えられる。

またマコモはハクチョウやヒシクイ等の水鳥の餌にもなり得ること、景観の構成要素となり得ることなどから、ヨシと並び、生態学的にも重要な植物であると言われている (江成・鈴木, 1994)。以上の理由により、この調査地においては抽水植物としてマコモを選択した。

### 4-2 検証の方法

ここでは、抽水植物であるマコモの濁川流域における浄化効果を明らかにすることを目的とするものである。以下の二つの点に注目して調査を行

った。

第一に、マコモの浄化機能の把握を目的として調査を行った。抽水植物は表流水と土壌間隙水の両方に対して浄化機能を有し得ることが知られている。そこで、表流水と土壌間隙水の両面から調査を行った。

表流水に対する浄化機能については、抽水植物は流速を低減させ沈殿を促進することにより、水中から栄養塩を除去することが既往研究により示されている。そこで、実際の表流水にどの程度の効果があるのかを明らかにするため、河川のマコモが生育している区間の、上流、中央部、下流で採水を行い、流下による水質の変化について測定を行った。

土壌間隙水に関しては、マコモは、それ自身の吸収だけでなく、沈殿や硝化・脱窒といった各反応の効果を含めた、河床における浄化効果を促進することが知られている。そこで、マコモの存在する場所と存在しない場所との土壌間隙水の水質を測定し、比較を行った。その際、マコモはその吸収や微生物を活性化させることで、同程度の沈殿が想定される場所と比較して土壌中の栄養塩濃度を低めるといふ仮説を立て、その検証を行った。

第二に、マコモは刈り取りにより、水域内からの栄養塩除去を行うことが出来ることから、実際にどの程度の栄養塩除去が期待されるかを明らかにするため、マコモ体内の栄養塩含有量と1㎡当たりの現存量を測定し除去量の推定を行った。

最終的には、以上の調査から得られた結果を元に、今後の河川整備においてマコモをいかに利用していくのかについての検討を行った。

#### 4-3 マコモについて

マコモ(図4-1)は、東アジアと北アメリカを自然分布域とする1年生あるいは多年生のイネ科植物である。河川や湖沼に大きな群落を形成して生活しており、葉は直立する長い線状で幅が2～3cmになり、基部は淡水中に沈み太くて長い根茎を引く。草丈は約1～3mにまで成長し、種子または根茎で越冬する。その茎は直立して堅く、中空で成長して桿状になる。根茎は株の根元から40～50cmまでの浅い泥中を走り、円筒形、多節という特徴がある。また、根茎の各節よりひげ根を

輪生する。花期は8～10月で、冬期に地上部は枯死するが、翌年の5～6月頃根茎先端の越冬芽より新芽を出す。

生活適性条件は、止水性でヘドロ状の環境を好み、水深0.2～0.5mが良好であるとされている。同様の環境に生育する他の大型抽水植物に、ガマ、フトイ、ヨシなどがあるが、ガマやフトイよりも物質生産量が多いと言われている。

またマコモはヨシと並び生活に取り込まれてきた植物であることも知られている。古くから「聖なる植物」と呼ばれ、伊勢神宮や出雲大社などの神具や、各地に魔除、厄除行事として残っている「芽の輪」等、神仏の祭事に使われてきており、現在でもその風習は見られる。

またマコモにつく菌(黒穂菌)が胞子をつくり黒粉状になったものは「マコモズミ」と呼ばれ、乾燥して薬用、顔料として古くから利用されてきており、現在でも商品として出荷されている。食用としては、早春に地下茎から伸びる新芽を「まこもたけ」とよび食料としていたという記述も一部に見られるが(岡, 1979)、それ以外には救荒植物として使用された他はほとんど利用されてこなかったと言われている。現在でも幼苗がアスパラガスの代用として食用に利用され、国内各地で栽培が試みられている。

#### 4-4 調査手法

##### 4-4-1 調査地の概要

十郎川は笛吹川水系濁川の支流にあたる流路延長約5.2km、集水域面積約6km<sup>2</sup>の小河川である(図4-2, 表4-1)。

集水域は甲府市と石和町の境界部分に当たり、60%が山地、25%が一般市街地、残りの15%が畑地となっている。畑地のほとんどはブドウ等の果樹園で、山地に近い部分には大規模な果樹園が営まれている(図4-3)。平地は農地の宅地化が進んでいるため、宅地の割合が高くなってきているものの、大規模な果樹園も残っているほか(図4-4)、住宅地の庭での栽培も多くなされており、住・農の混在する都市と農村の中間的な性質を持った地域である(図4-5)。

集水域の人口は約6,500人、世帯数は約2,800世帯であり、そのうち下水道が整備されているのは、

市街化区域である酒折地区のみである。集水域のそれ以外の区域は市街化調整区域に当たり、当面、下水道整備の予定は立てられていない。浄化槽はほぼ100%の確率で普及しているが合併浄化槽の使用は2、3件のみであることを自治体を確認している。

水質及びマコモの調査は、中流部に当たる他からの流入や流出が存在しない十郎大橋から四之橋までの区間において流下方向に56m、流下方向に垂直に7mの調査区を設置して行った(図4-6)。ここは20年程前に伝統的河川工法の一つである「蛇籠」(図4-7)を使用した河川整備がなされており、今日でいう近自然型河川工法に近い整備が行われた例であるといえることができる。河川の幅は約2～5mで、水深は深いところでも約0.6m、平均で約0.3m、流速も最も速い地点で約0.4m/秒、平均で約0.15m/秒であった。

流水中には抽水植物としてマコモ、クサヨシ、ヨシの生育が確認されたほか多くの植物が生育している。調査区中で現存量が最大であったのはマコモであり、他はマコモと比較して現存量が非常に少なかった。そこで、マコモが調査区内においては、最大の浄化効果を有するものであると判断した。

マコモは調査区内のほぼ全域に生育が確認されたが、調査区の上流部側と比較して下流部側の方が高い植被密度を示した。そのほか生物に関しても、コイやオイカワなどの魚類や、ウシガエル等の両生類の生息も確認されている。

#### 4-4-3 マコモの浄化機能の把握調査

マコモは、表流水中及び土壌中の両者の浄化機能に影響を与えることが明らかになっていることから、表流水と土壌間隙水の両面からの調査を行った。

##### (1) 表流水に関する調査方法

表流水に対する浄化機能としては、流速の低減によるSSの沈殿の促進があげられる。マコモの生育する区間を流下することによる、表流水の水質変化について1997年9月から1998年8月まで、月に一回調査を行った。ただし、1998年1月に関しては積雪の影響により、調査を行うことができなかった。

採水は、調査区の上流部側の端をst.1、中央部をst.2、下流部側の端をst.3とし、それぞれほぼ流心である地点で行った(図4-8)。分析はSSに関連する項目を中心とした、pH、EC、DO、SS、COD、アンモニア態窒素濃度、全窒素濃度、全リン濃度の8項目について行った。

#### (2) 土壌間隙水に関する調査方法

土壌間隙水に対する浄化機能としては、

- ・マコモ自身による吸収
- ・硝化・脱窒などの反応を行う微生物の活性化があげられる。

しかし、抽水植物であるマコモは沈殿を促進する機能を有すると考えられているため、その影響により土壌間隙水濃度が高くなる可能性がある。この調査地においては、マコモが生育する場所と類似した環境でマコモが存在しない場合と比較して土壌中の間隙水濃度を低減させるという作業仮説を立て、その検証を行った。そのためには、1) マコモの生育環境の把握、2) 土壌間隙水中の栄養塩濃度測定、の2点について調査が必要であると考えられた。

#### 4-4-4 マコモの生育環境の把握調査

第一に、マコモの生育する環境を把握するための調査を行った。マコモが新芽成長を始める前の、1998年3月に、調査区内を1mメッシュに区切り、各交点における水深及び流速について調査を行った。流速は水表面から水深の6割の深さにおいて測定した。また7月に同じ地点におけるマコモの生育の有無を調査した。以上の結果を図4-9に示した。得られたデータを元に、ロジスティック回帰モデルにより、水深と流速の条件による、マコモが生育する確率の推定値を求めた。Cox&Snellの $R^2$ 値が0.510であったことから、他にも強い要因がある可能性もあるが、少なくとも水深及び流速がマコモの生育に強い影響を与えていることが明らかであり、ロジスティック回帰モデルとして解析を行うことについての危険率は低く、十分に適合性が認められるものと判断した。

解析にはステップワイズ法を使用した。マコモの生育は十分に起こり得る事象であると判断し、定数項はモデル式に含めなかった。その結果、水

深と流速は、有意性の検定において危険率がそれぞれ0.004、0.000となり十分に小さい値であることから、両者共に変数として採用した。

最終的に得られたモデル式の本調査地データに対する適合率は84.5%であり、5%水準で統計的に有意であった。

モデルによる解析の結果調査区内でマコモが生育する確率の推定値が0.5以上の地点は、水深が約0.45 m未満、流速が約0.5 m・sec<sup>-1</sup>未満の地点となり、マコモは流速が遅く水深が浅い環境に生育しやすいことが予測された。この結果は、マコモが止水域及び水深が0.2から0.5 mの場所を好むというこれまでの報告とほぼ一致している。

結果を元に、マコモが生育する確率の推定値が0.5以上の地点を、潜在的にマコモが生育し得る環境であると考えグループ1、0.5未満の地点を生育しえない環境であると考えグループ2とした。さらに、グループ1に属する地点で、実際にマコモが生育していなかった地点をグループ1-a、マコモが生育していた地点についてはグループ1-bに分類した。各グループの水深及び流速は図4-10のとおりである。なお、水深及び流速、それぞれの条件による、マコモの生育する確率の推定値に関して、図4-11、12に示した。グループ1が全体に占める割合は33.5%、グループ2が占める割合は66.5%であった。またグループ1-aは全体の9.7%、1-bは23.9%であった。またグループを問わずマコモの生育していた地点は全体の29.7%であった。

#### 4-4-5 土壌間隙水の栄養塩濃度調査

土壌間隙水に関しては、マコモの生育環境調査によって分類された3グループに属する地点で採水し、栄養塩濃度の比較を行った。ただし、マコモが生育することで流速が更に低減される可能性があること、また観測されたグループ1-bの全ての地点において流速がほぼ0 m/secであったこと、を考慮し、グループ1-aは流速が0 m/secである地点を選択した。

採水は河床からの深さ10cm地点からポーラスカップ(図4-13)を使用して行った。土壌間隙水の採水は約3時間をかけて行った。

調査は夏期(7月末から8月にかけて)と秋期

(11月)の2回行った。分析は、アンモニア態窒素、亜硝酸態窒素、硝酸態窒素、リン酸の4項目について行った。採水は夏期に32地点、秋期には23地点について行った。同時に各地点の水深、流速及びマコモの生育の有無についても調査を行った。流速の測定方法はマコモの生育環境の調査と同様の手法で行った。

#### 4-4-6 マコモの刈り取りによる栄養塩除去量推定調査方法

マコモを管理することによって可能になり得る浄化量を推定するため、マコモを刈り取るにより河川環境から除去される栄養塩量の推定を行った。

1998年8月に1 m<sup>2</sup>当たりのマコモの現存量とマコモ体内の栄養塩含有率とを測定した。その際、調査区内において場所によりマコモの生育に違いがあることが目視で観察された。そこで、代表的な4地点を採取地点として選定し、水際または地際から植物体地上部を採取し試料とした。また、これらの調査結果と、1998年7月に行っていた調査区内において1 mメッシュ毎に行ったマコモの植被密度調査の結果を元に、調査区内全体のマコモによる除去量の推定を行った。

これらの調査においては、植生管理上の労力を考慮すると地上部だけの刈り取りが望ましいことを考慮し、地上部についてのみ分析を行った。

#### 4-4-7 分析方法

採水に際しては、サンプリングを行うと共に水温、pH、DO、ECの測定も行った。サンプルは、採水した直後に水を入れたクーラーボックスに保管し、山梨県環境科学研究所まで運び、分析までの間は摂氏4度で保管した。COD、全窒素、全リンの項目に関しては、水の分析(日本分析化学会北海道支部第4版, 1994)を参考にした。

CODの測定には、現在広く用いられている過マンガン酸カリウム酸性法を選択した。全窒素の測定には、今日、最も広く採用されているアルカリ性ペルオキシ二硫酸カリウム分解-紫外線吸光度法を選択した。全リンの測定にはペルオキシ二硫酸カリウムにより、全てのリンをリン酸とした後、モリブデン青法によって吸光度を測定した。



その際、還元剤にはアスコルビン酸を使用した。SSはWhatman のGF/Cフィルター（44mm φ）によって捕捉し、摂氏100度で数時間乾燥させた後、デシケーターで冷却し重量を測定した。亜硝酸態窒素、硝酸態窒素、リン酸の測定は、イオンクロマトグラフ測定法を選択した（IonPac AS12A/AG12A）。

マコモは、採取した当日に、水で洗い泥などを落として、乾燥機を用いて摂氏70～80度で約1週間乾燥させた後、乾燥重量を測定した。その後、グラインダーによって粉碎を行いサンプル瓶に詰め、分析まではデシケーターで保管した。

栄養塩含有率の測定のうち、炭素（有機物）及び窒素の分析に関しては、C/Nコーダー（NC-900）を使用して行った。サンプルの助燃剤には細粒状の酸化銅を用い、標準試料としてはアセトアニリド（C=71.09%、N=10.36%）を使用した。リンについては、植物栄養学実験法（植物栄養学実験法編集委員会、1990）に準じ乾式灰化法を用いて測定を行った。粉碎後の植物体を電気炉（FP-32）を使用して摂氏530度で3時間燃焼させ、灰化してから硝酸によって溶解し、モリブデン青法に基づきその濃度を測定した。

## 4-5 調査結果

### 4-5-1 表流水に関する調査

各水質項目についてst.1、st.2、st.3の3地点における値と、st.1からst.2、st.2からst.3の値の変動率をそれぞれ図4-14、4-15に示した。

その結果、流下による変動率が最も大きかったのはSSであった。SSは、特に夏期において測定値、変動率ともに大きくなる傾向を示した。しかし、安定してst.1からst.2、st.3にかけて減少するわけではないことも同時に明らかになった。

次に変動率が大きかったのはCODとアンモニア態窒素であった。CODはSSに有機物が含まれている場合その値に影響を受ける可能性があることから、比較的沈殿による影響を受けやすい項目の一つであると考えられた。しかし、調査結果からは測定値、変動率ともにSSとの関係は見られなかった。

また、同様に沈殿に影響を受け易いと考えられた項目としては全窒素、全リンがあげられる。全

窒素については比較的変動率は大きかったものの、全リンに関しては非常に変動が小さいという結果になった。これらについても流下による減少傾向は確認できなかった。それ以外の項目、特にSSの影響を受けにくいと考えられる溶存態の亜硝酸態窒素や硝酸態窒素、リン酸イオン、及び物理的性質に関するpH、ECについては地点による値の差はほとんど見られなかった。pH、ECに関しては測定値についても年間を通じてほぼ同程度の値を示した。

溶存酸素量は、測定値に関しては夏期に低く、秋期に高くなる傾向を示した。特に夏期には4 mg O<sub>2</sub>/L以下にまで低下している。これは夏期に河川中の溶存酸素が消費されており、非常に有機汚濁が進んでいることを示している。流下による変動率はわずかに確認されたのみであった。

### 4-5-2 マコモの生育と土壌間隙水に関する調査

測定した項目について各グループごとにまとめたものが図4-16、4-17である。土壌中では、微生物の有機物分解によるアンモニア態窒素の増加、硝化による硝酸態窒素の増加、脱窒等による窒素の空気中への放出、表流水中への溶出等、様々な反応があり得る。また時期によって異なるとも言われているが、イネ科植物の窒素に関する可給態はアンモニア態と硝酸態の両方であり（山岸、1994）、窒素の流れに関してはアンモニア態と亜硝酸態、硝酸態の全てが、これらの反応に関わっていると考えられた。そこで、アンモニア態、亜硝酸態、硝酸態の各窒素の合計値が重要であると考えられたため、単にそれぞれの値を比較するだけではなく、合計値についても分析を行った。

#### (1) グループ1とグループ2の比較

アンモニア態窒素及び亜硝酸態、硝酸態の各窒素の合計値（以後全窒素と記載）に関しては、夏期、秋期ともに、グループ1と比較してグループ2の方が土壌間隙水中の栄養塩濃度が低くなる傾向が見られた。しかし検定の結果、2グループ間には有意な差はみられなかった（Mann-Whitney検定；P>0.1）。

また、亜硝酸態窒素は夏期、秋期共にグループ1が高い値を示す傾向が確認された。硝酸態に関

しては夏期にはグループ 1 が高い値を示す傾向にあったが、秋期にはグループ 1 とグループ 2 の間にはほとんど差が見られなかった。検定の結果、亜硝酸態、硝酸態の両方について、夏期秋期共にグループ 1 とグループ 2 の間に有意な差は確認されなかった (Mann-Whitney検定;  $P>0.1$ )。

リン酸については、夏期はグループ 1 が低くなる傾向を示したが、秋期はほとんど差がみられなかった。これも 2 グループ間に有意な差は見られなかった (Mann-Whitney検定;  $P>0.1$ )。

夏期と秋期での値の違いについては、アンモニア態窒素とリン酸、全窒素に関しては、夏期と秋期で値に大きな差は見られなかった。亜硝酸態、硝酸態窒素に関しては、全体としてはほぼ同程度の値を示したが、夏期により大きい値を取り得ることが明らかになった。

## (2) グループ 1-a とグループ 1-b の比較

次にグループ 1-a とグループ 1-b との比較を行った。なお、平均値の結果は  $\text{mean} \pm \text{S.D.}$  の形で表記した。

アンモニア態窒素について、夏期は 1-a と比較して、1%水準で有意に 1-b の値が低くなる傾向が見られた (Mann-Whitney検定;  $P<0.001$ )。1-a の平均値は  $6.70 \pm 0.98 \text{ mgN/L}$ 、1-b は  $1.84 \pm 0.31 \text{ mgN/L}$  となった。しかし、秋期には、平均値については 1-a が  $4.99 \pm 1.56 \text{ mgN/L}$ 、1-b が  $3.25 \pm 1.05 \text{ mgN/L}$  となり、全体として 1-b は値が低い方に偏ってはいたものの、2 グループ間には統計的に有意な差は確認されなかった (Mann-Whitney検定;  $P>0.1$ )。

全窒素に関しても同様の結果となり、夏期は 1-a に比較して 1-b は 5%水準で有意に低い値を示すことが明らかになった (Mann-Whitney検定;  $P=0.017$ )。グループの平均値は、1-a が  $8.05 \pm 1.07 \text{ mgN/L}$ 、1-b が  $4.26 \pm 1.06 \text{ mgN/L}$  であった。秋期については、これも 1-b が低い値をとる傾向にあり、平均値は 1-a が  $7.16 \pm 1.87 \text{ mgN/L}$ 、1-b が  $3.93 \pm 1.14 \text{ mgN/L}$  となったが、2 グループ間に有意な差はみられなかった (Mann-Whitney検定;  $P>0.1$ )。

亜硝酸態窒素濃度については、夏期に 1-b が高い値をとり得ることが明らかになった。ただし

1-b に関しても 1-a と同様に測定値が 0 を示す地点が多かった。秋期は逆に 1-a が高い値をとる傾向を示した。これに関しても測定値が 0 を示す地点が多く、全ての値が 0 を示した 1-b との差はほとんどないと考えられた。1-a と 1-b の間には夏期秋期共に有意な差はみられなかった (Mann-Whitney検定;  $P>0.1$ )。

硝酸態窒素についても、亜硝酸態窒素と類似した結果が確認された。硝酸態窒素濃度も夏期に 1-b、秋期に 1-a で高い値を示す傾向が確認された。夏期はグループの平均値は 1-a で  $1.33 \pm 0.41 \text{ mgN/L}$ 、1-b で  $2.29 \pm 0.90 \text{ mgN/L}$ 、秋期は 1-a が  $2.11 \pm 0.76 \text{ mgN/L}$ 、1-b が  $0.68 \pm 0.15 \text{ mgN/L}$  であった。夏期秋期共に 2 グループ間に有意な差は見られなかった (Mann-Whitney検定;  $P>0.1$ )。

リン酸濃度については、夏期の調査では、グループの平均が 1-a で  $2.71 \pm 0.77 \text{ mgP/L}$ 、1-b で  $1.36 \pm 0.36 \text{ mgP/L}$  となり、1-b で値が低くなる傾向が見られたが、2 グループ間に有意な差は見られなかった (Mann-Whitney検定;  $P>0.1$ )。秋期は 1-a のほうがやや測定値の範囲が広いものの、1-b とほとんど同程度の値を示した。

以上の調査結果より、マコモの浄化機能は表流水中にはほとんど確認されず、土壌間隙水中において顕著に現れること、マコモの生育する確率が高い場所は、流速が遅い場所であり、土壌間隙水中の栄養塩濃度が高い場所であること、また、マコモの浄化機能は夏期に見られ、秋期にはほとんど確認されないことが明らかになった。

## 4-5-3 マコモの刈り取りによる栄養塩除去量の推定

マコモに関する分析の結果、採取地点毎の現存量及び栄養塩含有率は大きく異なった (表 4-2)。また吸収推定量も地点ごとに数倍異なることが明らかになった。またマコモの 1  $\text{m}^2$  当たりの吸収量は、含有率よりも 1  $\text{m}^2$  当たりの現存量に強く影響を受けており、その現存量も一団体の現存量よりも、植被率 (植被密度) により大きく影響を受けていると考えられた。平均では栄養塩の含有率は炭素が約 39.8%、窒素が約 1.6%、リンが約 0.5% であった。窒素及びリンの除去量は年間でそれぞれ、 $21 \sim 72 \text{ g N/m}^2$ 、 $5 \sim 23 \text{ g P/m}^2$  となり、調

査区内全体としては、窒素が3.7kg、リンが1.2kgと推測された。

#### 4-6 浄化能についての考察

##### 4-6-1 表流水に関する調査結果について

今回の表流水に関する調査の結果、沈殿の影響を最も受ける項目であると考えられたSSについては、変動は多少認められたものの、マコモの生育区間を流下することによる減少傾向は確認されなかった。これは、既往研究で抽水植物の機能として沈殿の促進が挙げられていることに対して、異なる結果が示されたように見られる。しかし、既往研究では表流水中のSSの量ではなく、河床への沈殿物の量を測定している。土壌の面から見た場合は、長期的な蓄積が反映されるため沈殿を促進するという傾向が強く見られるが、表流水の面から見た場合は、沈殿は短時間かつ局所的な変化である。微細な影響としてSSが沈殿しているとしても、水量のほとんどは流速が速く、沈殿の起こりにくい場所を流下していくこと、またその流心部分にはマコモの生育はほとんど見られず、表流水のほとんどがマコモの生育しない箇所を通過していくことから、マコモが生育している区間を流下するとしても、全体としては、明らかにSSを減少させるほどの効果が期待できないと考えられた。

このことは、関根ら（1994）による表流水中の水質に関して実河川で行った調査において示された抽水植物は、平水時には水質浄化には寄与していないという結果とも一致している。

また、特に夏期において、流下後にSSが増加する現象が確認されたが、これは微生物等を含めてSSとして測定したため、微生物の増加の影響がより強く反映されたことによると考えられた。夏期と比較して秋期はSSの流下による変動が小さいこと、秋期はDOの値が低下することから、微生物の活性が低下し、分解反応等の停止が推測されることから、これは推測される。

表流水に関する調査から、少なくとも本調査区のような短い区間を流下するだけでは水質の変化はほとんど生じないこと、マコモが生育することでの沈殿の促進は表流水の面からはほとんど確認されない現象であることが明らかになった。

##### 4-6-2 土壌間隙水に関する調査結果につ

いて

#### (1) グループ1とグループ2の比較

全体としてグループ1が、グループ2と比較して夏期、秋期を通じて栄養塩濃度が高くなる傾向が確認された。Chamber & Prepas（1994）の研究により河床への沈殿物中の栄養塩量と土壌間隙水中の栄養塩濃度との関係には強い相関が見られることが明らかになっている。これによりグループ1はグループ2と比較して沈殿物の栄養塩量が多いと考えられ、流速が遅いことにより沈殿が促進され土壌への栄養塩の蓄積が起こるという一連の流れが推測された。ただし、秋期調査のリン酸濃度に関してはグループ1よりもより高い値を取り得るという結果が示されたが、全体としてはグループ1よりも低い値を示す傾向にあること、平均値も低いことから、既往研究との大きな矛盾はないと考えられた。

#### (2) グループ1-aとグループ1-bの比較

今回の調査の結果、グループ1-aと比較してグループ1-bは夏期に栄養塩濃度の値が減少することが顕著に確認された。杉山・江成（1995）は、マコモによる栄養塩除去量の測定実験を行っており、土壌間隙水中で窒素濃度が低下する原因としては、マコモによる吸収、土壌への吸着、根圏での硝化・脱窒を、リンの減少の原因としては、土壌への吸着とマコモによる吸収を挙げている。またこの調査ではリンの減少の約58%がマコモによる吸収であることが示されており、マコモによる吸収は十分に土壌間隙水中の栄養塩濃度の減少に影響を与える可能性を有すると考えられた。

今回の調査結果では、リンに関しては、2グループ間に顕著な違いが見られなかったものの全体としては1-bが低い値をとる傾向が確認された。これは、マコモによる吸収の影響と考えられ、2グループ間に明確な差が確認されなかった理由としては、夏期調査を行った7、8月は、マコモの最大成長期であること、最大成長期には多くの個体が土壌からの吸収が停止していることから、場所によって吸収の個体差が生じていたためと推測された。

これに対し、窒素に関する項目は、リンと比較して1-bの値が1-aの値よりも顕著に低くなる

傾向が見られた。特にアンモニア態窒素濃度、全窒素は2グループ間に有意な差が確認されている。リンの減少傾向が小さかったことを考慮すると、マコモによる吸収だけでなく、硝化・脱窒等の微生物活動の活性化が生じていたことが示唆される。実際にこれまでの研究により、抽水植物であるマコモは、根圏に通気根を有していることから、河床土壤中に十分に酸素を供給できることが明らかにされている(Reed *et al.*, 1987)。このため、硝化反応が起こりやすく、アンモニア態窒素濃度が低下し、亜硝酸態窒素、硝酸態窒素濃度が増加すると考えられている(細見, 1994)。

今回の調査では実際に、平均値ではそれほど大きな違いは生じなかったが、亜硝酸態及び硝酸態窒素濃度がグループ1-bにおいて高い値を取り得ることが確認された。平均値に違いが生じなかったことに関しては、亜硝酸イオンは非常に不安定なイオン形態であることからほとんどの場所で濃度が0になり、局部的にしか高い値が観測されなかったことに強く影響を受けたためと考えられる。

ただし、これは秋期にグループ1で亜硝酸態窒素濃度が夏期に比べ高い値を示していることに関しては説明が出来ない。水温から、脱窒、硝化、植物による吸収等の生物活性はほぼ停止していると考えられるため、原因は不明である。今後の調査が必要であると考えられた。以上、土壌間隙水に関する調査から、全体としてマコモが生育し得ると考えられる地点(グループ1)は流速が遅い場所であり、沈殿が起こり易く、その結果土壌間隙水濃度が高い場所であることが予測された。このことは、マコモが河川の中でも栄養塩濃度が高い地点に生育することを示唆している。

また、夏期にマコモの生育している地点において土壌間隙水濃度が明らかに低下することも確認された。秋期に1-aと1-bがほぼ同じ値を示すことから、土壌中の栄養塩量に関しては、この2グループの間に大きな差はないと考えられた。これにより、原因は特定できないものの、実際の河川環境においてマコモが生育することで、河川土壌中の栄養塩が除去されており、マコモを刈り取ることにより、河川環境からの栄養塩の回収も行われることが推測された。また秋期こそ、その効

果はあまり確認されないものの、夏期においては比較的高い数値で違いが生じていること、さらにマコモは土壌間隙水中の栄養塩濃度が高いところに生育することを考慮すると比較的効率的に栄養塩除去が行われることが示唆された。

#### 4-6-3 マコモの栄養塩除去量推定に関する調査結果について

今回測定されたマコモの栄養塩含有率と、既往研究で報告されている値とで比較したところ、窒素ではほぼ同程度の値を示したのに対し、リンでは既往研究で示されている値から極端にはずれた値をとる訳ではないが、全体的に非常に高い値をとる傾向を示した(図4-16)。調査地は土壌間隙水中のリン濃度が非常に高いことから、土壌間隙水中のリン濃度が高いほど、マコモのリン含有率も高くなる可能性が示唆された。今後マコモによる浄化を適性に計画していくためには、既往研究を参考とするだけでなく様々な環境条件を考慮する必要性が認められた。

また、マコモの刈り取りによる栄養塩除去量は窒素が $42 \text{ g N/m}^2 \cdot \text{year}$ 、リンが $13 \text{ g P/m}^2 \cdot \text{year}$ と推定された。この値と、降雨及び生活雑排水による栄養塩負荷の値を比較した(表4-2)。その結果、降雨中に含まれる栄養塩量はマコモによる対応の可能性が認められた。

それに対して、生活雑排水からの栄養塩負荷量から、人間一人当たりの排出する栄養塩負荷の処理に必要な面積を推定したところ、約100~1000  $\text{m}^2$ と非常に広大な面積のマコモ植生が必要となり、マコモによる対応は難しいことが予測された。さらに、本調査地から排出される生活雑排水由来の栄養塩負荷量を集水域の人口(約6,500人)から推定したところ、窒素が約2.3~7.2 t、リンが約0.2~1.2 tと予測された。

しかし、十郎川の平地部の流路面積(約10,000  $\text{m}^2$ )及び本調査区におけるマコモの植被率(約23%)から推測される、十郎川におけるマコモの窒素・リン除去量は窒素が約0.1 t、リンが約0.03 tであり、仮に調査区と同程度グループ1に属する地点が存在し、その全てにマコモが生育した場合を想定してもそれぞれ0.14 t、0.04 tである。関根ら(1994)の研究では、栄養塩の15%が河床

に蓄積されているという報告がなされている。水深や流速等諸条件によって異なるものの、マコモによる除去量が排出量の 1 / 100 にも満たない値であることは、本調査地においてマコモによる栄養塩除去が難しいことを示唆していると考えられた。

しかし、これは本調査地においては既に住・農混在化及び人口増加が進行しており、同時に河川の汚濁化も激しくなっていることにも大きく起因していると考えられる。河川の汚濁の進行していない、更に小規模な集落、特に河川の流路面積に対して非常に人口が少ない過疎域の農村等であれば、少なくとも河川環境への栄養塩の蓄積による汚濁を防止するのは可能であると考えられる。特に人口が少なく住宅が広い地域に散在しているような農村地においては、コスト面において下水道のような整備は困難であることを考慮すると、過度の期待は出来ないものの、ある程度の浄化能力を河川が有し得る、という今回の調査結果は、今後農村計画をしていくに当たり、河川整備の一つの可能性を示唆したと言える。しかし、水生植物による浄化は管理を伴うものであり、これもまた一体的に取り扱っていくことが必要である。

#### 4-7 小括 一抽水植物による浄化の適用可能性について一

以上をまとめると、この調査により、河川における抽水植物の浄化機能は、表流水中より土壌において顕著に現れることが明らかとなった。今後、河川において抽水植物の浄化機能を評価していくためには、土壌の面からの評価が必要であると考えられる。また、河川において浄化機能は一様に存在するのではなく、水深が浅く、植物が生育している場所に集中していることも明らかになった。

止水条件下にあり滞留時間の長い湖沼や人工処理施設においては、抽水植物の浄化機能は高く評価されているが、近自然小河川における抽水植物の浄化機能を定量的に把握、検討した結果、湖沼や人工施設等で期待されるほどには大きな期待はできないことが推測された。現在、汚濁が進んだ河川では、浄化容量を大きく逸脱した負荷の流入が行われており、抽水植物のみで全ての汚濁を除

去することはできないと推測される。ただし、浄化処理の普及した地域や農村域のような、汚濁負荷の低い地域における活用に関しては可能性が示唆された。このような汚濁負荷の低い小河川における浄化容量を把握していくことで、実際の活用が期待されるものと考えられる。

### 第5章 低汚濁負荷条件下における抽水植物の吸収能の検証調査

#### 5-1 調査目的

十郎川における実地調査により、強汚濁河川における抽水植物群落の栄養塩類の吸収能について、一定の汚濁吸収能力が評価された。しかし、廃水処理の普及した状態や、居住密度の低い状態などの低汚濁負荷条件下での植物群落の吸収能については既往の知見が乏しかった。このため、居住密度が低く、水質の悪化が進行していない調査地を設定し、低汚濁負荷条件下での抽水植物群落の栄養塩吸収能を検証した。

#### 5-2 研究手法

##### 5-2-1 調査対象地

山梨県忍野村（人口8,511人：平成11年10月時点）を流れる新名庄川を対象として調査を行った（図5-1）。本河川は、山中湖から流れ出る桂川の支流にあたる小河川である。この小河川の、途中に生活排水の流出入口が存在しない90mの区間を調査対象地とした。

調査対象地における川幅は最大で約8m、水深は最深で約1mである。河川の右岸側にはおもにクサヨシの植生、左岸側には主にヨシの植生が存在する。他の植物の生育も確認されたが、現存量はクサヨシまたはヨシが圧倒的に多かった。

調査対象地内の河床はやや粗い砂礫質で、流速の緩やかな地点にはシルト質が2～3cm堆積している。クサヨシ植生の河床には、多量のクサヨシの枯死体が土砂に混在して堆積しているのが確認された。また、ヨシ植生の河床にも、所々ヨシの枯死体が混在していた。

調査対象地の周囲は主に水田が広がっており、住宅が点在している。河川には、生活排水の流入口が所々に見られる。生活排水の流入や肥料の溶脱による栄養塩の流入の影響を受けている区域で

ある。

## 5-2-2 調査群の設定

一般的に植生のある地点では流速が遅く水深も浅いため、懸濁態有機物の沈澱する量が多い。それらが微生物によって分解されると、間隙水の窒素・リンの濃度の上昇を招く。また、特に夏期においては、流速・水深により水温や溶存酸素量の傾向に差が生じると考えられる。栄養塩の濃度から植生による水質浄化の効果を検証する際は、これらの環境条件を揃えて比較を行う必要がある。比較に先立ち、十郎川における調査を参考に以下のようにして実験群を設定した。

調査開始時（1999年6月）の平水時に調査対象地内を1m四方の格子に区切り、各格子の植生状況（植生の有無、ある場合には優占種とその植被率）及び中心地点の水深・流速を調査した。次に、調査結果を元に、水深・流速による植生の有無についてのロジスティック回帰式を立てた。この回帰式を用いた累積分布関数が1/2以上のとき、その地点の水深・流速は、本調査地における植生のある地点の一般的な環境に属するもの、また1/2よりも小さなきは、植生のない地点の環境の属するものとして分類した。このようにして、全調査地点の環境条件を「植生あり」のものか「植生なし」のものかに判別した。

調査対象地内の全485地点は、調査による実際の植生の有無と、回帰分析による環境条件の判別との組み合わせによって、以下の4つのグループに分類された（図5-2）。

（ ）内の数字はそれぞれの地点数である。

グループA：植生なし、環境条件も「植生なし」の地点（151）

グループB：植生なし、環境条件は「植生あり」の地点（74）

グループC：植生あり、環境条件は「植生なし」の地点（33）

グループD：植生あり、環境条件も「植生あり」の地点（227）

全体の適合率は77.9%で、求めたモデルはデータに良く適合している（Hosmer and Lemeshowの適合度検定）。水深、流速とも植生の有無に関連があり、特に流速は強い関連を示した。

「植生あり」の地点にはヨシまたはクサヨシのどちらかが単一的に存在し、両者の間に水深・流速の傾向の差異は見られなかった。しかし植生の植物種が異なると、浄化作用に差異が生じる可能性があるため、クサヨシ植生とヨシ植生の群を区別した。

また、グループCについては、地点数が少なく、河川において均質なまとまりをもって存在していなかったため、調査対象とすることはできなかった。

以上の事から、下記の4群を設定して水質の比較を行った（図5-3）。

I群：環境条件が植生のない地点に属し、実際に植生の存在する地点（151）

II群：環境条件が植生のある地点に属するが、実際の植生は存在しない地点（74）

III群：環境条件が植生のある地点に属し、クサヨシ植生のある地点（209）

IV群：環境条件が植生のある地点に属し、ヨシ植生のある地点（18）

なお、組み合わせ上、植生のない環境に属するが実際には植生のある地点というものも存在したが、地点数は少なく、河川においては均質なまとまりをもって存在していなかったため、調査の対象とはしなかった

## 5-2-3 採水手法

1999年6月から11月にかけて毎月一回、各群毎に数地点を選定して間隙水を採取した。間隙水の採取にはポーラスカップと真空バイアルを用いた。これらの試料はアイスボックスに入れて持ち帰り、水質測定までの間は約4℃の冷蔵庫内に保管した。

## 5-2-4 水質測定手法

間隙水は採取する際に多孔質の部分を通じたものなので、試料中に懸濁態の物質は含まれていない。測定した水質項目と、その測定手法は以下の通りである。

- ・アンモニア態窒素（ $\text{NH}_4^+-\text{N}$ ）：インドフェノールブルー法による吸光度測定を用いて定量した。
- ・硝酸窒素（ $\text{NO}_3^--\text{N}$ ）：イオンクロマトグラフ

分析法（日本ダイオネクス社, AS3500）で濃度を測定した。

- ・亜硝酸窒素（ $\text{NO}_2^- - \text{N}$ ）：イオンクロマトグラフ分析法（日本ダイオネクス社, AS3500）で濃度を測定した。
- ・リン酸態リン（ $\text{PO}_4^{3-} - \text{P}$ ）：イオンクロマトグラフ分析法（日本ダイオネクス社, AS3500）で濃度を測定した。
- ・溶存態全窒素（TDN）：酸化法により試料に含まれる窒素化合物を硝酸イオンにし吸光度測定を用いて定量した。
- ・溶存態全リン（TDP）：酸化法により試料に含まれるリン化合物をリン酸イオンにし、さらにリンモリブデン酸錯体化、アスコルビン酸還元処理し青色を発色させ吸光度測定を用いて定量した。

#### 5-2-5 水質の比較

ヨシやクサヨシなど抽水植物の生長の様相が異なると、植物の栄養塩類の取り込み量や根圏への酸素の供給量など、間隙水の栄養塩類濃度に与える影響も変化すると考えられる。そこで、6～8月を夏期、9～11月を秋期として扱い、同一季節における群間の比較と、同一群における季節間の比較を行った。

比較においては、得られた測定データの正規性は仮定されていないこと、また標本数はさほど多くないことから、ノンパラメトリックの順位和検定（Mann-Whitney検定、Kruskal-Wallis検定）を用いた。この検定によって地点間に有意な差があった場合には、さらにScheffeの方法で多重比較を行った。統計分析にはSPSS for Windows 9.0.1J（SPSS Inc.）を使用した。

#### 5-2-6 植物の現存量並びに栄養塩含有量

水質の比較とは別に、植物体の刈り取り除去によって期待できる栄養塩除去量を評価するために、植物の現存量並びに栄養塩含有量の測定を行った。

1999年7月、9月、11月にヨシ・クサヨシの採取を行った。ヨシ・クサヨシともに中庸な10個体を選び、水際または地際で、地上部のみを刈り取り、泥などの付着物を水でよく洗い流した。80℃

の乾燥機内で3日間乾燥させたものの乾燥重量を測定し、部位毎には分けず植物体全体をグラインダーで粉碎した。

窒素の含有率は、オートアナライザーで測定した。リンの含有率は、植物体を乾式灰化した後モリブデンブルー法による吸光度の測定から求めた。

また1999年11月時点での、ヨシ、クサヨシの地上部の植物体量を測定した。調査区域内において、1 m当たりの植物個体数をそれぞれ三地点で計測した。その本数と、10個体当たりの乾燥重量から、1 m当たりの植物現存量（乾燥重量）を求めた。また、その結果と窒素・リンの含有率とから、1 m当たりの植物中の栄養塩量を求めた。

### 5-3 調査結果

#### 5-3-1 間隙水の水質

##### (1) 各水質項目の濃度

アンモニア態窒素濃度は夏期の群間に有意な差が見られた（ $P < 0.01$ ）。二群間の比較では、Ⅲと全ての他群の間に有意差があった（Ⅰ、Ⅱと $P < 0.05$ 、Ⅳと $P < 0.01$ ）。その他の群間における有意差はなかった。秋期のアンモニア態窒素濃度も群間に有意な差が見られた（ $P < 0.05$ ）。二群間の比較では、ⅠとⅢの間にのみ有意差があった（ $P < 0.05$ ）。季節間の比較では、Ⅰ、Ⅲ、Ⅳにおいて有意差があった（いずれも $P < 0.05$ ）。全般に、秋期は夏期よりも濃度の低い傾向が見られる。

硝酸態窒素濃度は夏期の群間に有意な差が見られた（ $P < 0.01$ ）。二群間の比較では、Ⅰと全ての他群の間に有意差があった（いずれも $P < 0.05$ ）。Ⅱ、Ⅲ、Ⅳにおける濃度はいずれもⅠの1/10程度と極めて低く、それらの群間に有意な差は見られなかった。秋期の硝酸態窒素濃度はⅠとⅡ、ⅠとⅣの間に有意差があった（ともに $P < 0.01$ ）。季節間の比較では、Ⅲにおいて有意差があった（ $P < 0.01$ ）。秋期は夏期に比べ濃度が著しく高い。Ⅱ、Ⅳにおいても、秋期は濃度のやや高い地点が見られた。

全窒素濃度は夏期、秋期ともに群間における有意な差は見られなかった。しかしⅢのいくつかの地点では、他の群より濃度がかなり高かった。季節間の比較では、Ⅳにおいて有意差があった

( $P < 0.01$ )。秋期は夏期に比べ濃度が低い傾向にある。しかし、その他の群においては夏期と秋期の濃度に有意な差は見られなかった。

全リン濃度は夏期、秋期ともに群間における有意な差は見られなかった。窒素に係わる三項目と異なり、特徴的な傾向を示す群は見られなかった。季節間の比較では、Ⅰにおいて有意差があった( $P < 0.05$ )。秋期は夏期に比べ濃度が高い傾向にある。しかし、その他の群においては夏期と秋期の濃度に有意な差は見られなかった。

## (2) 窒素に関する項目の内訳

溶存態全窒素はアンモニア態窒素、硝酸態窒素、亜硝酸態窒素と溶存有機態窒素の総和である。

図は、溶存態全窒素、アンモニア態窒素、硝酸態窒素の各濃度の中央値を用いて、溶存態全窒素に占めるアンモニア態窒素、硝酸態窒素ならびに溶存有機態窒素の割合を示したものである。溶存態全窒素からアンモニア態窒素と硝酸態窒素の和を引いたものを溶存有機態窒素としている。

溶存態全窒素に占める硝酸態窒素の割合は大変小さい。夏期のⅡ、Ⅲ、Ⅳにおいては、その割合は1%以下でしかない。それに対して、Ⅰにおいては10%近くに達している。またアンモニア態窒素よりも溶存有機態窒素が大きな割合を占めている場合が多い。

また、溶存有機態窒素が溶存態全窒素の大部分を占めていることが示されている。しかしⅢにおいては、アンモニア態窒素が溶存有機態窒素に迫る割合を占めている。

## 5-3-2 植物の現存量及び栄養塩含有量

1999年11月時点における、ヨシ並びにクサヨシの窒素・リンの含有率は以下の通りである。また、同時点における一平方メートル当たりの個体数並びに乾燥重から、一平方メートル当たりの植物体中に存在する栄養塩の量を求めた。

6月時点の調査によると、対象区間内のクサヨシ植生の面積は約18㎡、ヨシ植生の面積は約209㎡である。従って、11月の時点で全植生の刈り取りを行った場合、約5.8kgの窒素と0.07kgのリンを水系から除去することができると推定された。

## 5-4 考察

### 5-4-1 窒素の動向について

硝酸態窒素に関して、①夏期のⅡ、Ⅲ、Ⅳの硝酸態窒素はいずれもⅠに比べ著しく低い、②Ⅲのアンモニア態窒素はⅡ、Ⅳに比べ著しく高いが、硝酸態窒素はⅡ、Ⅳと同程度に低いままである、という二点の特徴が見られる。

ⅠとⅡは水深・流速の条件が異なっているが、ともに植生のない地点である。両群の間隙水の栄養塩濃度は植生による影響を受けていない。ⅠとⅡのアンモニア態窒素に有意な差は見られないが、硝酸態窒素には大きな差が見られる。従って、この硝酸態窒素の低さは、植生によってもたらされているのではなく、環境の違いによってもたらされているものと言える。

また、Ⅲはアンモニア態窒素がほかの地点に比べ著しく高いにもかかわらず、硝酸態窒素濃度はⅡ、Ⅳと同程度に低くなっている。アンモニア態窒素は好気的な条件の場合、微生物によって比較的速やかに硝酸態窒素へと酸化される。逆に、嫌気的な条件下では硝化は進まない。溶存酸素量とアンモニア態窒素には負の相関があるとの報告もある(Chambers et al., 1992)。従って、硝酸態窒素が低い原因について、河床が嫌気的な状態にあること、すなわち河床において酸素が充分でないため、硝化が妨げられており、硝酸態窒素の生成量が少なくなっていることが指摘される。

夏期において、硝化菌による硝化が妨げられるのは、そのために必要な酸素が不足していることによると考えられる。酸素が不足する原因としては、①Ⅲの河床に堆積する多量のクサヨシが分解されるのに伴って多くの酸素が消費されること、②水深が浅く、流れの緩やかな環境にあるため、水中の溶存酸素量が欠乏し易いこと、の二点が考えられる。

植物の枯死体に含まれる有機物は様々な微生物の代謝基質となる。例えば枯草菌はセルロースを基質とする。このような有機物が好気性微生物によって代謝されるとき、酸素が用いられる。従って代謝が活発な場合、水中の溶存酸素は多量に消費される。有意な差ではないが、Ⅲにおいて所々全窒素濃度やアンモニア態窒素濃度に大きな値が見られたのは、微生物による分解が盛んに行われていることを示す物だと考えられる。



上記②はⅡ、Ⅲ、Ⅳに共通する原因である。Ⅰ群に含まれる地点の大部分は、水深60cm以上、流速10cm/sec以上の環境にある。流心部分に近く、溶存酸素量の多い水が上流から供給され続ける。一方、Ⅱ、Ⅲ、Ⅳ群に含まれる地点は全体的にⅠよりも水深が浅く、ほとんど水の流れが測定できないような環境のことが多い。従って、新たに流入する水を通じての溶存酸素の供給が行われにくい。また、そのような環境では夏期の日中は水温が上昇し易く、酸素は水に溶解しにくくなる。このようなことから、Ⅱ、Ⅲ、ⅣはⅠに比べ、溶存酸素が欠乏し易い環境にあると言える。

以上のような原因から、Ⅱ、Ⅳ、そして特にⅢにおいて著しく酸素が不足していると考えられる。そして、硝酸菌が酸素を利用しにくくなるために硝化が妨げられ、アンモニア態窒素から生成する硝酸態窒素の量は少なくなっている。

この調査地での水質調査の結果からは、夏期において溶存酸素が不足していた状況は秋期になると改善され、硝酸の生成量が増加する可能性が示されている。しかし、秋期になると植物や微生物の活動が低下し、栄養塩除去作用が弱まると考えられている(杉山ら, 1997; 本間, 1997)。従って、夏期において溶存酸素を確保することが重要になる。

水中の窒素化合物は多様な形態をとっている。動植物の細かな遺骸のような浮遊物、タンパク質やアミノ酸のように比較的分子量の大きな有機物、そして尿酸、アンモニア、硝酸などの低分子化合物に窒素は含まれている。

しかし、植物による吸収や微生物による脱窒は、主として硝酸態窒素を通じて行われる。微生物の代謝により高分子の有機物からアンモニアを経て生成した硝酸態窒素が、植物や脱窒菌の生育に用いられる。従って、植物や脱窒菌の作用により水中から窒素を除去するためには、水中に流入した窒素化合物が微生物の代謝を受けて硝酸態窒素となる必要がある。このような作用では、酸化の途中の段階にある化合物に含まれる窒素を除去することはできない。

Ⅲ、Ⅳの地点には植生が存在する。しかし、その河床においては硝化が妨げられ、硝酸態窒素の状態にある窒素は極めて少ない。硝酸態窒素の濃

度が低い場合は、脱窒並びに植物による吸収が効率的に行われにくい。新名庄川の現状においては、植物や脱窒菌の作用によって除去される窒素の量が制限されており、水質改善の効果に結びついていない状態にあると考えられる。Adler *et al.* (1996) によって報告されている、実験的水路における植物の吸収や脱窒による硝酸態窒素の除去の効果は、硝酸態窒素が22mg/Lの水を対象としたものである。新名庄川における濃度はそれよりも遥かに低い状況におけるものである。

硝化はアンモニア酸化菌、亜硝酸酸化菌の好氣的呼吸による代謝である。一方、脱窒は脱窒菌の硝酸態窒素を電子受容態とした嫌氣的呼吸による代謝である。窒素の除去には、両方の代謝を進行させなくてはならない。河床には好氣的環境と嫌氣的環境の両方が必要である。

抽水植物の地下茎からは酸素が漏れ出るため、その周囲は好氣的な環境にある。さらにその外部は全体的に嫌氣的な環境である。好氣的環境において生成した硝酸態窒素が外部の嫌氣的環境に移行すると、速やかに脱窒が行われる。このようなことから、地下茎の周囲は硝化・脱窒による栄養塩の除去が進行し易いと言われている。

しかし、この調査地においては、地下茎の周辺が好氣的な環境になっているために硝酸の生成が盛んに行われているという明確な事象を確認することができなかった。地下茎からの酸素の供給については、その影響の大小に関する議論が続いている。硝酸の生成量は大変少ないという結果から、河床における嫌氣的な条件を大幅に改善する程度には達しないものと考えられる。

微生物による窒素の除去量は決して小さなものではない。Caffrey & Kemp (1992) は、植生が存在する場合の河床から失われる窒素の約3/4が脱窒によるもの、約1/4が水生植物による取り込みと推定している。十分な酸素の供給があれば、栄養塩の除去にとっての主要な作用となり、非常に重要なものと考えられる。

水生植物の刈り取りにより、そこに含まれている栄養塩を水系から除去することの効果については、これまで多数の研究が行われている。水質浄化のために植物の刈り取りの必要性を指摘する研究は多い一方で、刈り取った植物に含まれる栄養

塩の量が、全負荷量に対しては小さな割合にしかないことから、刈り取りによる栄養塩の除去の効果を疑問視する声もある。

このような従来からの観点に対し、ここで刈り取りに対する新たな意義が示唆される。すなわち、植物の刈り取りを行うことによって堆積物を減らすことが、河床をより好氣的にするために有効な手段となり得るということである。刈り取りによって、①堆積物が微生物に分解される際に消費される酸素の量を減少させること、②水の流れを確保することで、表流水からの酸素が供給され易くすること、の二つの機能が期待できる。

#### 5-4-2 リンの動向について

リンについては、植生による除去の効果が確認されなかった。予備的な調査では、本対象地の間隙水のリン酸濃度は0.01—0.03mg/Lと大変低かった。これは間隙水の全リン濃度の1/10程度に過ぎない。従って、植物の吸収があっても、全リン濃度の差として検出する程度に達しないためと考えられる。

また、十郎川とは異なり新名庄川では河床が火山由来のスコリアで構成されており、「河床に含まれる鉄・アルミニウムイオンなどが、表流水中のSRP濃度に緩衝的な役割を果たす」(Klotz, 1988)との報告と併せて考えると、窒素に比べて濃度差が生じにくくなっていることが推測される。

#### 5-5 負荷に対する面積当たり吸収量の計算 浄化能の可能性

新名庄川に排水する忍野村内野地区の人口3,459人(2000年1月現在)から生活雑排水由来の栄養塩負荷量を推定した。

忍野村では富士北麓流域下水道の計画地域に入っており、現在(1999年12月)の下水道普及率が53.1%であることを勘案すると、窒素は0.6—1.8 t/year、リンは0.06—0.3 t/yearと推測できる。

これを新名庄川流域面積で除去し得る水生植物体の浄化能と比較した。その際、現地調査の結果を反映して、平野部の流路面積(流路長4770m×流路幅5m)のみに水生植物が生育し、そのうちヨシの植被率は43%、クサヨシの被覆率は4%であると仮定した。

その結果、水生植物による除去能は窒素：0.59 t/year、リン：0.001 t/yearとなった。これより、この地域においては河川敷に生育する水生植物の栄養塩吸収能によって、窒素においては除去し得る可能性が示唆された。

#### 5-6 小括

対象地の河床においては、好気条件下での硝酸の生成量が少なく、窒素の循環の流れが妨げられていることが示唆された。

この現状の改善のためには、河床をより好氣的にする必要がある。そのために、植物の刈り取りを行うことによって堆積物を減らすことが、有効な手段となると考えられる。その意義は、①堆積物が微生物に分解される際に消費される酸素の量を減少させること、②水の流れを確保することで、表流水からの酸素が供給され易くなること、の二点がある。

植物の刈り取りについては従来、そこに含まれている栄養塩の水系からの除去という点から説明されることが多かったが、この調査地において、このような新たな意義が示唆された。

定期的に刈り取りを行いながら、植生のある河川環境を保全することが、水質改善に繋がると期待される。

### 第6章 濁川水質浄化試験区の調査結果

#### 6-1 目的及び方法

1999年6月に完成した濁川における水質浄化試験区の事後調査の結果を報告する。試験区間は大円川流入から十郎川流入までの約300mの河道であり、フトンカゴを使って流速や河床断面の多様化を図ると共に、抽水植物による栄養塩の吸収能を活用することを目的とした。調査は表流水及び土壌間隙水の水質調査及び、ヨシ体内の栄養塩含有量調査を行った。水質調査は6、7、8、9、11月の5回、栄養塩含有量調査は7、11月の2回実施し、共に晴天時に行った。

1) 水質調査：表流水は試験区の上流端及び下流端の左岸、中央、右岸の2断面6カ所において採水し、土壌間隙水はこれに試験区中間点(100m、200m)の2断面の左・右岸2カ所を加えて、4断面10カ所において採水した。採水

後の水質測定は山梨県薬剤師会検査センターに依頼した。

- 2) 栄養塩含有量調査：試験区の上流側と下流側、各々の横断方向に断面を設定して、左岸から水際まで3カ所、右岸から水際まで3カ所の1断面6カ所においてヨシの刈り取りを行った。8月は1カ所につき10本、11月は1カ所につき20本採集した。採集したヨシは研究所にて洗浄、乾燥、粉碎を行い、栄養塩含有量の測定は山梨県薬剤師会検査センターに依頼した。

## 6-2 結果及び考察

濁川の流路変更の結果、流心部分とフトンカゴ裏側の滞留部分で土壌間隙水中の窒素濃度や表流水のBOD濃度に違いが現れ、滞留部では流心部に比べ高い濃度が観測された。このことは、当初の想定通り、流心部が酸素の取り込みを行い生物活性の維持機能を担い、滞留部がバクテリアの活動などにより酸素を消費し汚濁を集中的に分解する機能を担うという機能分担が成功したと考えられる。また、流心部での好気条件創出の試みは、土壌間隙水中のアンモニア態窒素が夏期に流心部において流下に伴う顕著な濃度の低下が確認されたことから裏付けられた。

試験区間の有機汚濁の浄化機能を評価するため、各項目の上流側での測定値を汚濁負荷の入力、下流側の定値を処理後の出力とし、[下流での測定値÷上流での測定値]によって入出力比を求めた。その結果を表「調査区間における測定項目の入出力比」にまとめ、調査項目別にその推移をグラフ化した。この試験区が浄化に役立っている場合、入出力比は、小さい値を取るほど試験区の浄化能力が高いことを示す。

その結果、有機汚濁に強く関連すると思われるBOD及びSSの入出力比は竣工後数ヶ月間1よりも大きい値を示し、流入水の汚濁を超えて流出する水の有機汚濁濃度が高まる現象が見られた。その後9月以降、入出力比は1未満に変化し試験区間の浄化機能が確認されるようになった。電気伝導度にはほとんど変化が見られなかった。

例えば11月において、入出力比はBODで0.54、SSで0.70と流入した有機汚濁の46%、浮遊粒子の30%が試験区間で浄化されていることになる。

これが最も好条件下の一過性の浄化能力だとしても、注目に値する効果が現れている。

施工後、一時的に下流側の汚濁が上流側より大きくなるのは、川の流れ方が変化し、流水の力による自然な河床の形成が進んだ結果、流水が河床に堆積したヘドロ等を流水が流し去る現象が継続したためと考えられる。

BOD濃度は水質試験当初において、左岸で高濃度に検出された。このことは濁川の主要な汚濁源となっている支流の大円川やその上流の藤川などが全て左岸側から流入してくることに対応していると考えられる。しかし、施工後、月を経るに連れて横断面の濃度の差は小さくなっている。これは、流れがフトンカゴに衝突することで攪拌され、流水中の汚濁物質濃度が当初期待した希釈効果によって均質になり、その後、間隙水や土壌中の蓄積汚濁物質の均質化も進行しているものと考えられ、9月以降は流下に伴う濃度の低下が安定している。

流路変更に伴う水生生物への影響では、目視とトラップによる調査から、フトンカゴ周辺で多くの小型魚類を確認し、また、流心での比較的大型の魚類やカメ類の生息、瀬におけるサギ類の集中的な摂食行動などが見られ、流路における生物生息環境の多様化に対しても効果が確認された。

刈り取り調査の結果、河川敷におけるヨシ体内の窒素、リンの含有濃度の測定から、窒素は11月では7月に比べて40%の減少、同様にリンは44%の減少となった。すなわち、11月の時点では既に、翌年の成長に向けた栄養塩の根茎への転流がなされていると考えられる。さらに植え込みから一ヶ月程度で盛んに成長することが明らかになった。また、上流と下流といった流下方向、左岸から右岸までといった横断方向及び、河川敷での護岸から水際までにおける窒素含有率では、大きな値の変化は見られず、試験区に生育するヨシ体内の含有量の局所的な差は小さいと考えられる。さらに試験区の河川敷内におけるヨシの生育密度は1㎡当たり120本であり、7月の1本当たりの草丈は130cm、重量は6.78g、11月の草丈は180cm、重量は12.35gであることから、試験区全体でのヨシによる栄養塩の除去可能量は、7月に刈り取った場合、窒素：112.5kg、リン：9.7kg、11月に刈り

取った場合窒素：120.3kg、リン：9.8kgと推定できる。7月の刈り取りの後、ヨシの再萌芽と成長が見られたことから、栄養塩除去量を最大にするためには、7月に刈り取りを行い、さらに地上部の枯死の始まる11月に二回目の刈り取りを行うことが適当と考えられる。

### 6-3 今後継続すべき検証事項と評価項目

施工直後の攪乱要因排除のため、浄化能の見積もりのために夏期の水質調査の継続が必要である。

また、当試験区では河床勾配が1/1200程度であり、掃流力が小さいことや、洪水時のバックウォーターの発生などから、堆積物質の除去は常に考慮しなければならない。そのため試験区の汚濁・堆積物処理の考え方として、フトンカゴ裏側に汚濁を集中させて部分的な浚渫が行えるよう意図した。このことから従来行ってきた河道の全面浚渫と部分浚渫におけるコスト比較のため、部分浚渫を試行することが必要である。

また、水質項目では、表流水では有機物の指標であるBOD、土壌間隙水ではヨシ（イネ科植物）の可吸態であり、窒素・リン全体に占める割合も大きいアンモニア態窒素とリン酸を測定することで、当地区におけるヨシによる栄養塩の吸収量を推量するために有効であることが考えられる。

植生の管理方法に関しては、栄養塩類除去量を最大にするためには、刈り取り時期はヨシの成長が緩やかになる7月に行い、さらに再度萌芽した地上部の枯死の始まる11月に2回目の刈り取りを行うことが適当と考えられる。しかし、ヨシ群落は鳥類をはじめとする河川生物の生息・繁殖の場となっており、同時に河川の景観の構成要素でもある。そのため、浚渫作業と同時に左岸・右岸それぞれ数区画に分けた4～6区画を設定し順次刈り取るといった配慮が必要である。また、長期的な刈り取りの継続に対して群落の衰退の可能性もあり、刈り取り・浚渫の間隔の設定は、長期的に生物の生息状況や周辺住民の意向なども踏まえた上で設定する必要がある。

試験区の延長に当たっては部分浚渫のコストや、今年度同様の水質・栄養塩含有量測定などの調査費などを勘案するとともに、大学機関などの

第三者による工法の評価を委員会形式によって討議する場を設けることが必要であると共に、住民の意向を吸収する仕組み、河川環境の維持作業への積極的住民参加の仕組みなども構築する必要がある。

## 第7章 おわりに

十郎川と新名庄川の調査結果から、農村部などの人口密度が低い、あるいは廃水処理の普及した地域においては、水生植物による栄養塩吸収能を活用した水質維持の有用性が示された。また、両河川の間では、土壌間隙水中のリン濃度（ $\text{PO}_4$ ）に大きな違いが見られ（十郎川：1～3 mg/L、新名庄川：0.01～0.03 mg/L）、リン濃度の高さに応じて、植物体のリン含有量が多くなる傾向を確認した（十郎川13 g/㎡年、新名庄川：0.09 g/㎡年）ことにより、人工的には除去の難しい排水中のリンの除去に対する植物体刈り取りによる除去という一つの可能性を示した。

下水道の敷設に伴い汚濁負荷を制限して河川に排出すれば、自然浄化能によって充分対応できる事が確認された。しかし、新名庄川のように背後に山地を抱える河川であれば、流域下水道による一括処理が行われたとしても、河川に流量を維持し得ることができると考えられるが、都市域に隣接する十郎川では、水源に乏しく都市下水道といった集中処理が行われてしまうと、河川として正常な流量を維持し得なくなる可能性がある。

本来、下水道の考え方は小規模個別的が基本であり、地域用水や環境維持用水としての利用を見据えて、地域に排水を還元するといった河川環境の保全が第一に考えられるべきである。そのためには、合併浄化槽の普及による生活雑排水の処理対策のほかに、各家庭における雨水浸透用の集水枡の設置や道路の透水性舗装といった流域における水循環に関わる施策に対して、積極的な行政支援が必要と考えられる。

また、本研究によって示唆された水生植物による栄養塩の除去能は、水生植物の刈り取りが行われる前提で算出されるものである。バイオマスとしての刈り取り後の処理が大きな課題となっている昨今においては、メタノールの生成などといったバイオマスエネルギーとしての循環的な利用方

法を確立する事が重要である。

一方、直線的な流路に対して、人工構造物を用いた流れの緩急の創出は、一定の効果を示すことも確認された。濁川への自然浄化を意図した工法には、接触酸化・薄層流・希釈といった既存の浄化方法を総合的に発揮させることに主眼を置いた。自然界は様々な要因が複合的に相互関与しながら成立しているものと考えられるため、自然浄化機能を発現させるためにも、目的を特化せずに総合的な視野に立って、河川環境を考えなければならない。また、豊かな水辺生態系の形成が、流域としての健全性への道標となると考えられる。濁川においてもフトンカゴの影響による流速や水深の異なる環境の創出が、様々な生き物に生息場となる空間を提供するものと期待できる。

対症療法的な立場での事業から視野を広げ、長期的、広域的に流域からの面源、点源の汚濁負荷を処理して、濁川を河川として機能させていくことが、大河川である笛吹川からの生物の移入、移住を可能とし、地域住民にとって潤いのある都市に向かう生物の回廊としての水辺環境の形成に繋がると考えられる。

## 謝辞

特定研究「河川の水質浄化及び自然再生手法に関する研究」をまとめるに当たっては、非常に多くの方々のお世話になった。特に、研究当初から2年間に亘り共同研究者として携わっていただいた、東京大学農学生命科学研究科、三瓶由紀氏（現：兵庫県庁）及び、最終年度に共同研究者として携わっていただいた、東京大学農学生命科学研究科、今野智介氏には、調査・分析に際して多岐に亘り御協力いただいた。両氏との共同研究無くしては、本報告も完成を見なかったといっても過言ではない。

また、山梨県環境科学研究所客員研究員である東京大学農学生命科学研究科教授武内和彦氏においては研究の遂行に当たり多くの助力を頂いた。

この研究を円滑に進めるために、河川課、甲府土木事務所及び、環境総務課の諸氏には、資料の提供並びに調査に関する様々な便宜を図っていただいた。

これらの方々の御協力により、滞りなく研究を

進めることができたことを心より感謝するとともに、厚く御礼申し上げる次第である。

## 引用文献

(欧文についてはアルファベット順、和文については50音順)

Adler, P.R., Summerfelt, S.T., Glenn, D.M. and Takeda, F. (1996) : Evaluation of a Wetland System Designed to Meet Stringent Phosphorus Discharge Requirements., *Water Environment Research* 68, 836-840.

Bernard, J.M. and Lauve, T.E. (1995) : A Comparison of Growth and Nutrient Uptake in *Phalaris arundinacea* L. Growing in a Wetland and Constructed Bed Receiving Landfill Leachate., *Wetlands* 15, 176-182.

Bodelier, P.L.E., Wijnhuizen, A.G., Blom, C.W.P.M. and Laanbroek, H.J. (1997) : Effects of Photoperiod on Growth and Denitrification by *Pseudomonas chlororaphis* in the Root Zone of *Glyceria maxima*, Studied in a Photobiotic Microcosm., *Plant and Soil* 190, 91-103.

Brix, H. (1997) : Do Macrophytes Play a Role in Constructed Treatment Wetlands?, *Water Research* 35, 11-17.

Caffrey, J.M. and Kemp, W.M. (1992) : Influence of the Submerged Plant, *Potamogeton perfoliatus*, on Nitrogen Cycling in Estuarine Sediments., *Limnology and Oceanography* 37, 1483-1495.

Carr, G.M. and Chambers, P.A. (1998) : Macrophyte Growth and Sediment Phosphorus and Nitrogen in a Canadian Prairie River., *Freshwater Biology* 39, 525-536.

Chambers, P.A. and Prepas, E.E. (1994) : Nutrient Dynamics in Riverbeds: The Impact of Sewage Effluent and Aquatic Macrophytes., *Water Research* 28, 453-464.

Chambers, P.A., Prepas, E.E. and Gibson, K. (1992) : Temporal and Spatial Dynamics in Riverbed Chemistry: The Influence of Flow and Sediment Composition., *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Science* 49, 2128-2140.

Chambers, P.A., Prepas, E.E., Bothwell, M.L. and Hamilton, H.R. (1989) : Roots Versus Shoots in Nutrient Uptake by Aquatic Macrophytes in

Flowing Waters., *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Science* 46, 435-439.

Chen, R.L. and Barko, J.W. (1988) : Effects of Macrophytes on Sediment Chemistry., *Journal of Freshwater Ecology* 4, 279-289.

Comin, F.A., Romero, J.A., Astorga, V. and Garcia, C. (1997) : Nitrogen Removal and Cycling in Restored Wetland Used as Filters of Nutrients for Agriculture Runoff., *Water Science and Technology* 35, 255-261.

Conchou, O. and Fustec, E. (1988) : Influence of Hydrological Fluctuations on the Growth and Nutrient Dynamics of *Phalaris arundinacea* L. in a Riparian Environment., *Plant and Soil* 112, 53-60.

De-Jong, J. (1976) : Purification of Wastewater with the Aid of Rush or Reed Ponds. *Biological Control of Water Pollution*., University of Pennsylvania Press, Philadelphia.

Dodds, W.K., Smith, V.H. and Zander, B. (1997) : Developing Nutrient Targets to Control Benthic Chlorophyll Levels in Streams: A Case Study of the Clark Fork River., *Water Research* 31, 1738-1750.

Dubois, J.P. (1994) : Uptake of Macrophytes by the Helophyte *Pharals arundinacea* L., *Aquatic Science* 56, 70-79.

Ennabili, A., Ater, M., and Radoux, M. (1998) : Biomass Production and NPK Retention in Macrophytes from Wetlands of the Tingitan Peninsula., *Aquatic Botany* 62, 45-56.

Gersberg, R.M., Elkins, B.V. and Goldman, C.R. (1983) : Nitrogen Removal in Artificial Wetlands., *Water Research* 17, 1009-1014.

Green, M.B. (1997) : Experience with Establishment and Operation of Reed Bed Treatment for Small Communities in the UK., *Wetlands Ecology and Management* 4, 147-158.

Green, M.B. and Martin, J.R. (1996) : Constructed Reed Beds Clean up Storm Overflows on Small Wastewater Treatment Works., *Water Environment Research*, Vol. 68, 1054-1060.

Green, M.B. and Upton, J. (1994) : Constructed Reed Beds : a Cost-effective Way to Polish Wastewater Effluents for Small Communities.,



Water Environment Research 66,189- 192.

Greenway,M. (1997) : Nutrient Content of Wetland Plants in Constructed Wetlands Receiving Municipal Effluent in Tropical Australia., Water Science and Technology 35, 135-142.

Gregg,W.W. and Rose,F.L. (1982) : The Effects of Aquatic Macrophytes on the Stream Microenvironment., Aquatic Botany 14, 309-324.

Haberl,R. and Perfler,R. (1991) : Nutrient Removal in a Reed Bed System., Water Science and Technology 23, 729-737.

Hoshi,Y., Kido,Y., Miki,M. and Sumida,M. (1998) : Field Examination on Reed Growth, Harvest and Regeneration for Nutrient Removal., Water Science and Technology 38, 351-359.

Katterer,T., Andren,O. and Pettersson,R. (1998) : Growth and Nitrogen Dynamics of Reed Canarygrass (*Phalaris arundinacea L.*) Subjected to Daily Fertilization and Irrigation in the Field., Field Crops Research 55, 153-164.

Kemp,M.C. and George,D.B. ( 1997) : Subsurface Flow Constructed Wetlands Treating Municipal Wastewater for Nitrogen Transformation and Removal., Water Environment Research 69, 1254-1262.

Klotz,R.L. (1988) : Sediment Control of Soluble Reactive Phosphorus in Hoxie Gorge Creek, New York., Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Science 45, 2026-2034.

Lakatos,G., Kiss,M.K., Kiss,M. and Juhasz,P. (1997) : Application of Constructed Wetlands for Wastewater Treatment in Hungary. Water Science and Technology 35, 331-336.

Mander,U. and Mauring,T. ( 1997) : Constructed Wetlands for Wastewater Treatment in Estonia., Water Science and Technology 35, 323-330.

Mandi,L., Houhoum,B., Asmama,S., and Schwartzbrod,J. (1996) : Wastewater Treatment by Reed Beds - An Experimental Approach., Water Research 30, 2009-2016.

Mesters,C.M.L. (1995) : Shifts in Macrophyte Species Composition as a Result of Eutrophication

and Pollution in Dutch Transboundary Streams over the Past Decades., Journal of Aquatic Ecosystem Health 4, 295-305.

Morris,J.T. and Lajtha,K. ( 1986) : Decomposition and Nutrient Dynamics of Litter from Species of Freshwater Emergent Macrophytes., Hydrobiologia 131, 215-223.

Munn,N.L. and Meyer,J.L. (1988) : Rapid Flow through the Sediments of a Headwater Stream in the Southern Appalachians., Freshwater Biology 20, 235-240.

Perfler,R. and Haberl,R ( 1994) :Actual Experiences with the Use of Reed Bed Systems for Wastewater Treatment in Single Households., Water Science and Technology 28,141- 148.

Peverly,J.H. (1985) : Element Accumulation and Release by Macrophytes in a Wetland System., Journal of Environmental Quality 14, 137-143.

Reddy,K.R., Patrick,W.H. and Lindaw,C.W. (1989) : Nitrification-Denitrification at the Plant Root-Sediment Interface in Wetlands., Limnology and Oceanography 34, 1004-1013.

Reed,S.C., Middlebrooks,E.J. and Crites,R.W. (1987) :Natural Systems for Waste Management &Treatment., McGraw- Hill, New York,308.

Rejmankova,E. (1992) : Ecology of Creeping Macrophytes with Special Reference to *Ludwigia peploides* Raven., Aquatic Botany 43, 283-299.

Risgaard-Petersen,N. and Jensen,K. (1997) : Nitrification and Denitrification in the Rhizosphere of the Aquatic Macrophyte *Lobelia dortmanna L.*, Limnology and Oceanography 42, 529-537.

Schreijer, N., Kampf, R., Toet, S. and Verhoeven, J (1997) : The Use of Constructed Wetlands to Upgrade Treated Sewage Effluents before Discharge to Natural Surface Water in Texel Island, The Netherlands - Pilot Study., Water Science and Technology 35, 231-237.

Reed,S.C. and Brown,D.S. ( 1992) : Constructed Wetland Design— the First Generation., Water Environment Research, Vol.64, 776-781

Seidel,K. (1975) :Macrophytes and Water

Purification, Biological Control of Water Pollution.,  
Macrophytes and Water Purification, 109-121.

Stober, J.T., O'Connor, J.T. and Brazos, B.J.  
(1997) : Winter and Spring Evaluations of a  
Wetland for Tertiary Wastewater Treatment., *Water  
Environment Research* 69, 961-968.

Sundblad, K. and Robertson, K. (1988) :  
Harvesting Reed Sweetgrass (*Glyceria maxima*,  
Poacea) : Effects on Growth and Rhizome Storage  
of Carbohydrates., *Economic Botany* 42, 495-502.

Twilley, R.R., Blanton, L.R., Brinson, M.M. and  
Davis, G.J. (1985) : Biomass Production and  
Nutrient Cycling in Aquatic Macrophyte  
Communities of the Chowan River, North Carolina.,  
*Aquatic Botany* 22, 231-252.

Wathugala, A.G., Suzuki, T. and Kurihara, Y.  
(1987) : Removal of Nitrogen, Phosphorus and  
COD from Waste Water Using Sand Filtration  
System with *Phragmites Australis*., *Water Research*  
21, 1217-1224.

Watson, W.G. and Fred, L.R. (1982) : The Effects  
of Aquatic Macrophytes on the Stream  
Microenvironment., *Aquatic Botany* 14, 309-324.

Wolverton, B.C., McDonald, R.C. and Duffer, W.R.  
(1983) : Microorganisms and Higher Plants for  
Wastewater Treatment., *Journal of Environmental  
Quality* 12, 236-242.

Yamasaki, S. (1981) : Growth Responses of  
*Zizania latifolia*, *Phragmites australis*, and  
*Miscanthus sacchariflorus* to Varying Inundation.,  
*Aquatic Botany* 10, 229-239.

石井龍一 (1993) : 生理. In: 植物生産学概論 (星  
川清親編著), 文永堂出版, 東京, 128-129.

石崎正和 (1993) : 見直される伝統的河川工法.  
にほんのかわ, 60, 44-55.

江成敬次郎, 鈴木淳 (1994) : 植物を利用した  
水質浄化に関する基礎的考察., *環境システム研究*  
22, 188-192.

江成敬二郎・鈴木淳・杉山智洋・柴崎徹・佐々  
木久雄 (1996) : 水生植物 (マコモ) を利用した  
水質改善の試みー伊豆沼の事例ー., *用水と廃水*  
38, 647-655.

奥田重俊・佐々木寧編 (1996) : 河川環境と水  
辺植物- 植生の保全と管理-, ソフトサイエンス社,  
東京, 261.

尾崎保夫・阿部薫 (1993) : 植物を活用した資  
源循環型水質浄化技術の課題と展望ー潤いのある  
農村景観の創出を目指してー., *用水と廃水* 35, 771-  
783.

尾崎保夫・尾崎秀子・阿部薫・雨谷恵夫  
(1995) : 資源植物, 花卉等を利用した生活排水  
の高度処理ー潤いある水質浄化システムの開発を  
目指してー., *用水と廃水* 37, 111-118.

角野康朗 (1994) : 日本水草図鑑., 文一総合出  
版, 東京, 69.

環境庁水質保全局 (1988) : 生活排水対策推進  
指導指針., ぎょうせい, 東京, 239.

久野武 (1992) : 生活排水対策の推進につい  
て., *用水と廃水* 34, 7-11.

甲府市環境保全課・山梨大学工学部 (1996) :  
甲府市内河川の水質汚濁状況調査と考察 (平成7  
年度) .

桜井善雄 (1988) : 水辺の緑化による水質浄化.,  
*公害と対策* 24, 899-909.

桜井善雄 (1990) : 水生植物による水質浄化., *環  
境科学シンポジウム講演要旨集*.

滋賀県水産試験場 (1994) : 平成6年度赤潮対策  
技術開発試験報告書.

日本土壌肥料学会植物栄養実験法編集委員会  
(1990) : 植物栄養実験法., 博友社, 東京, 127-128.

杉山智洋・江成敬次郎 (1995) : 植物 (マコモ)  
を利用した水質浄化における窒素・リンの物質収  
支., *環境システム研究* 23, 483-487.

関根雅彦・浮田正夫・中西弘・城田久岳  
(1994) : 抽水植物, 沈水植物が河川水質に与え  
る影響., *土木学会論文集*, No.485/II-26, 131-139.

高橋強 (1995) : 農村地域における水質環境の  
現状と対策の必要性., *用水と廃水* 37, 12-16.

竹倉新吉 (1991) : 霞ヶ浦の水質浄化対策., *河川*  
539, 37-44.

日本分析化学会北海道支部 (1994) : 水の分析  
第4版., 化学同人, 東京.

(社) 農村環境整備センター (1995) : 農村  
に適した水質改善手法., 農村環境整備センター, 東  
京.

蓮尾純子（1990）：水鳥が戻ってきた., NTT出版, 東京.

梶田聖孝・岡本智伸（1996）：水生植物及び微細藻類による水質浄化とそのバイオマス利用, 用水と廃水38, 465-470.

橋本敏子（1998）：植物による水質浄化能の評価. 稲垣徹・新関俊和編, 河川・湖沼の水質浄化技術の開発と汚染対策, 工業技術会, 東京, 128-141.

細見正明（1994）：内陸湿地における自然浄化のメカニズムと浄化機能の積極的利用., 水環境学会誌17, 149-153.

細見正明（1998）：湿地による生活排水の浄化技術., In: 稲垣徹・新関俊和編, 河川・湖沼の水質浄化技術の開発と汚染対策., 工業技術会, 東京, 128-141.

本間新哉（1997）：湖沼における生態系を活用した水質浄化例. 水環境学会誌20, 501-505.

横浜市環境科学研究所（1994）：キショウブによる水質浄化法-実験報告書-, 横浜市環境科学研究所, 121.

渡辺義人・桜井善雄（1988）：抽水植物の成長・枯死過程における植物体中 N・P 含量の変動とその現存量, 環境科学研究報告書「閉鎖静水域の浄化容量」（沿岸域の生態系の構造と機能ならびに環境保全）, 26-37.

## 図表リスト

- 図 1－1 研究の流れ
- 図 2－1 抽水植物による浄化に関する窒素・リンの反応
- 図 2－2 根茎における反応
- 図 3－1 調査対象地
- 図 4－1 マコモの形態的特徴と生育場所の特性
- 図 4－2 調査地位置図
- 図 4－3 調査地概要（山地）
- 図 4－4 調査地概要（果樹園地域）
- 図 4－5 調査地概要（農・住混在地域）
- 図 4－6 調査区位置図
- 図 4－7 蛇籠護岸（十郎川）
- 図 4－8 バルーン撮影による調査区の空中写真
- 図 4－9 水深および流速条件とマコモの生育場所の特性
- 図 4－10 ロジスティック回帰モデルによる分類結果
- 図 4－11 水深によるマコモの生育確率の推定値
- 図 4－12 流速によるマコモの生育確率の推定値
- 図 4－13 土壌間隙水採水（ポーラスカップ）
- 図 4－14 各地点における水質測定値
- 図 4－15 各地点間における水質の変動率
- 図 4－16 土壌間隙水中の栄養塩濃度（group1, group2）
- 図 4－17 土壌間隙水中の栄養塩濃度（group1-a, 1-b）
- 図 5－1 調査対象地域の集水域
- 図 5－2 対象地区のメッシュの分類
- 図 5－3 調査対象地の分類
- 図 5－4 アンモニア態窒素濃度
- 図 5－5 硝酸態窒素濃度
- 図 5－6 溶存態全窒素濃度
- 図 5－7 溶存態全リン濃度
- 図 6－1 調査地点模式図（300m 区間）
- 図 6－2 流心部の土壌間隙水のアンモニア態濃度
- 図 6－3 左岸の土壌間隙水のアンモニア態濃度
- 図 6－4 右岸の土壌間隙水のアンモニア態濃度
- 図 6－5 流心部の土壌間隙水のリン酸濃度
- 図 6－6 左岸の土壌間隙水のリン酸濃度
- 図 6－7 右岸の土壌間隙水のリン酸濃度
- 図 6－8 BOD入出力比の変化
- 図 6－9 SS入出力比の変化
- 表 2－1 水生植物の分類
- 表 3－1 水質調査結果
- 表 3－2 各浄化手法の適用段階・効果
- 表 3－3 各浄化工法の内容及び利点・欠点
- 表 3－4 各事例地区における水質浄化工法の効果
- 表 4－1 十郎川各データ（図 4－2 に付属）
- 表 4－2 マコモの栄養塩含有率と吸収推定量
- 表 5－1 植物地上部の分析
- 表 6－1 濁川（試験区上流部）における流量および水質の変動
- 表 6－2 アンモニア態窒素濃度（土壌間隙水）
- 表 6－3 全窒素濃度（土壌間隙水）
- 表 6－4 リン酸濃度（土壌間隙水）
- 表 6－5 全リン濃度（土壌間隙水）
- 表 6－6 pH（表流水）
- 表 6－7 EC（表流水）
- 表 6－8 BOD（表流水）
- 表 6－9 SS（表流水）
- 表 6－10 水温（表流水）
- 表 6－11 気温（表流水）
- 表 6－12 調査区間における測定項目の入出力比（下流測定値/上流測定値）

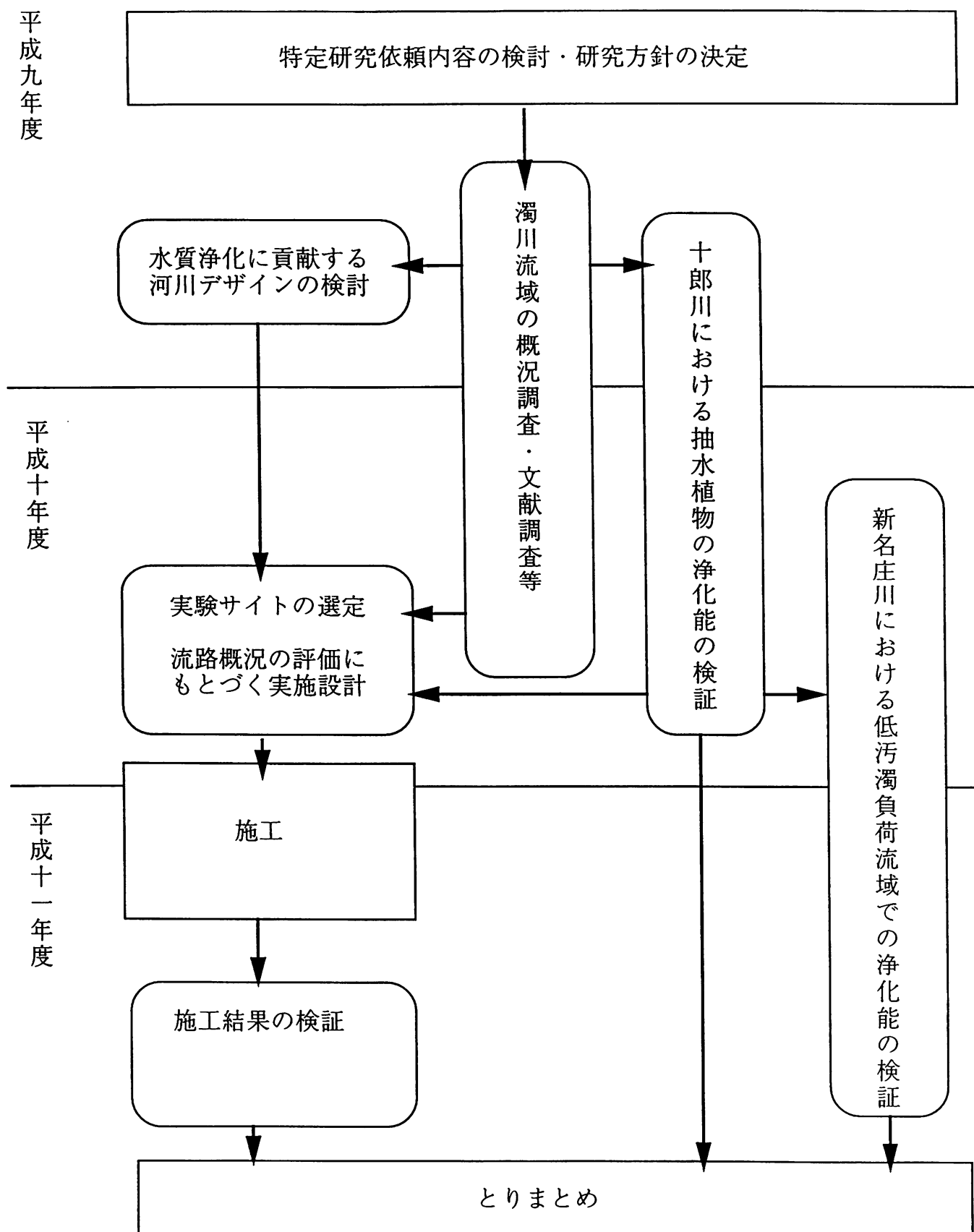


図 1－1 研究の流れ

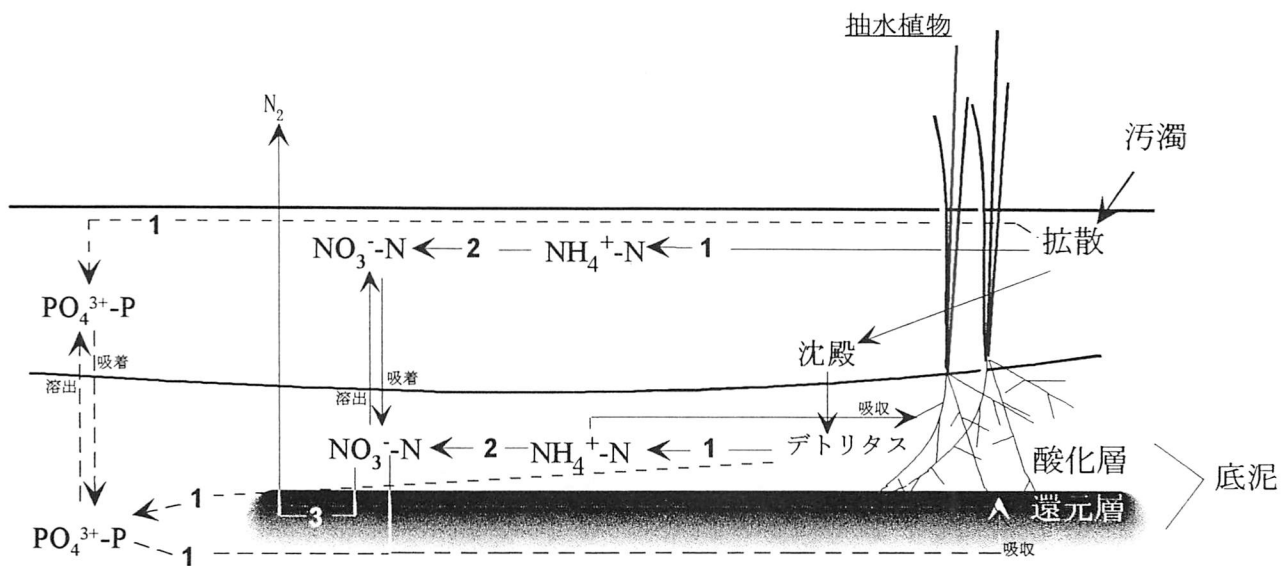


図 2 - 1 抽水植物による浄化に関する N・P の反応

各反応例

- 1・・・生物による分解 ( $\text{RNH}_2 + \text{O}_2 \rightarrow \text{CO}_2 + \text{H}_2\text{O} + \text{NH}_4^+$ )
- 2・・・硝化 ( $\text{NH}_4^+ + \text{O}_2 \rightarrow \text{H}_2\text{O} + \text{NO}_2^-$ )
- 3・・・脱窒 ( $\text{NO}_3^- + [\text{HCHO}] \rightarrow \text{CO}_2 + \text{H}_2\text{O} + \text{N}_2$ )

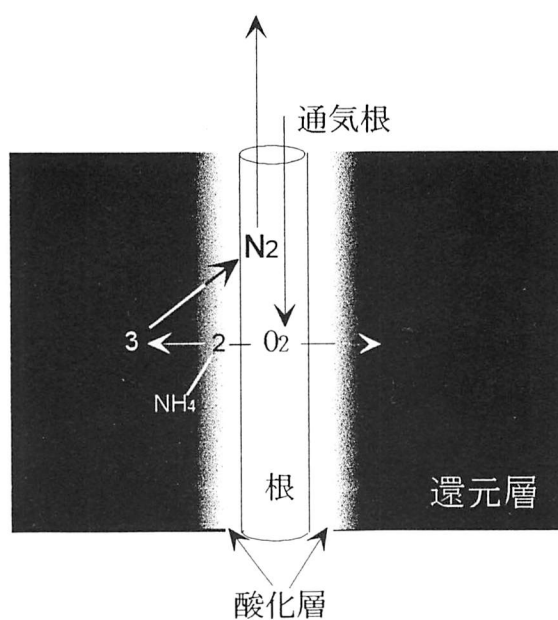


図 2 - 2 根茎における反応



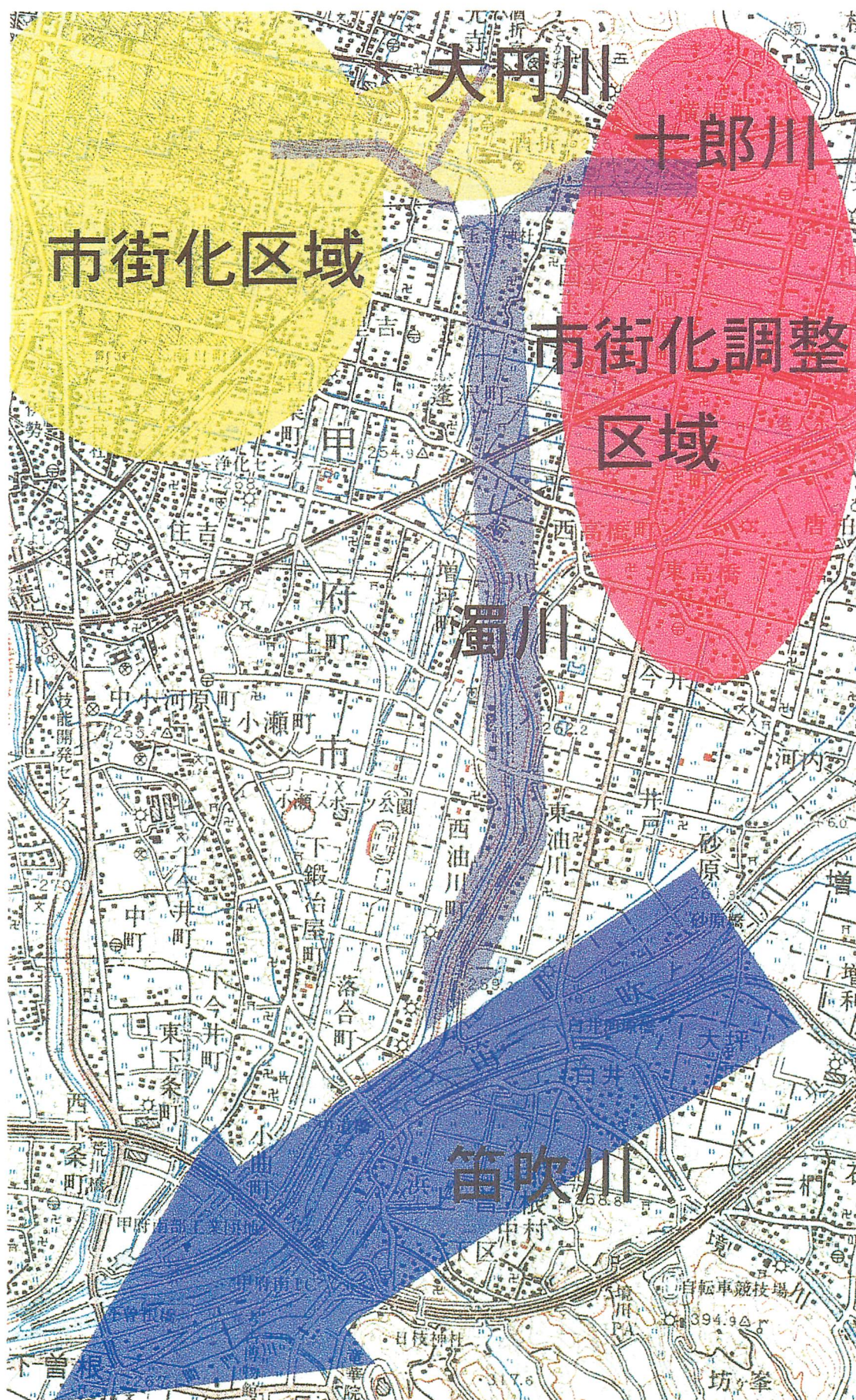
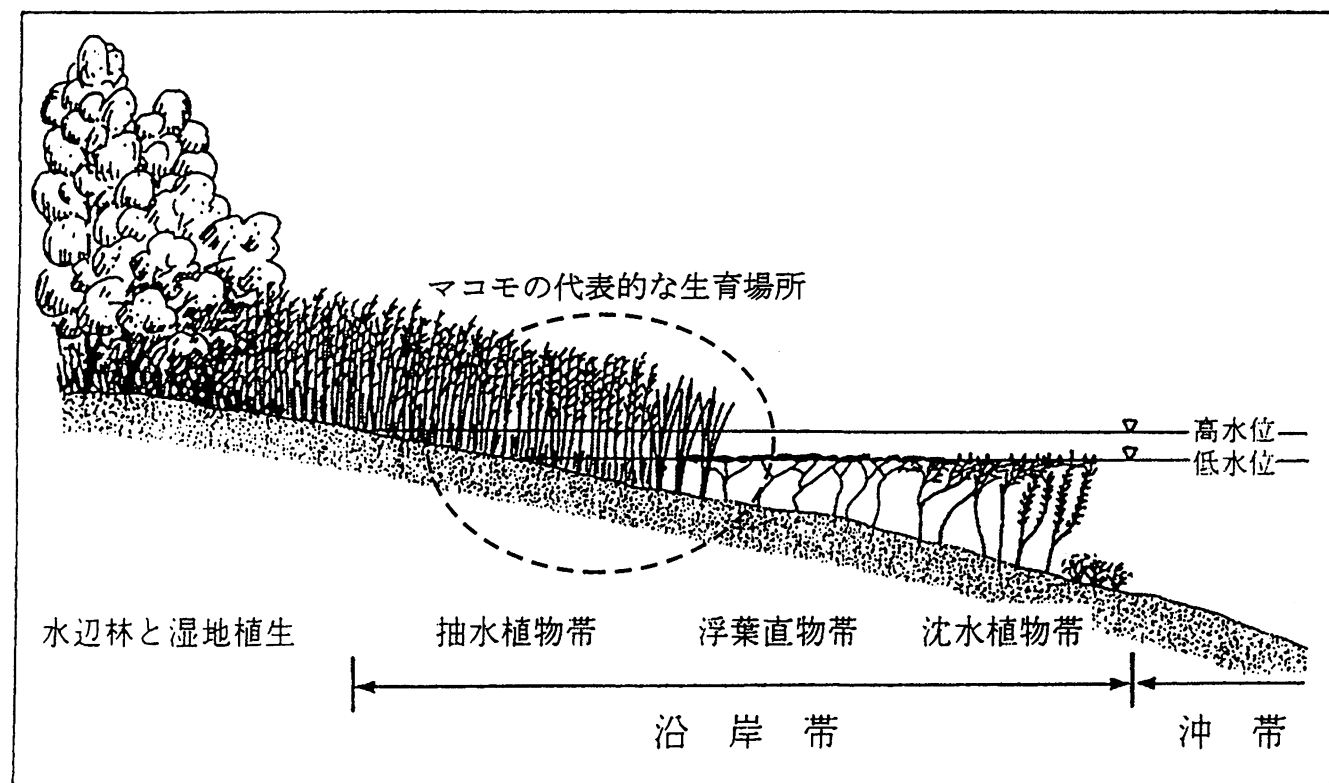


図3-1 調査対象地





桜井（1995）より抜粋



日本イネ科植物図鑑より抜粋

マコモ (*Zizania latifolia*)

図4-1 マコモの形態的特徴と生育場所の特性

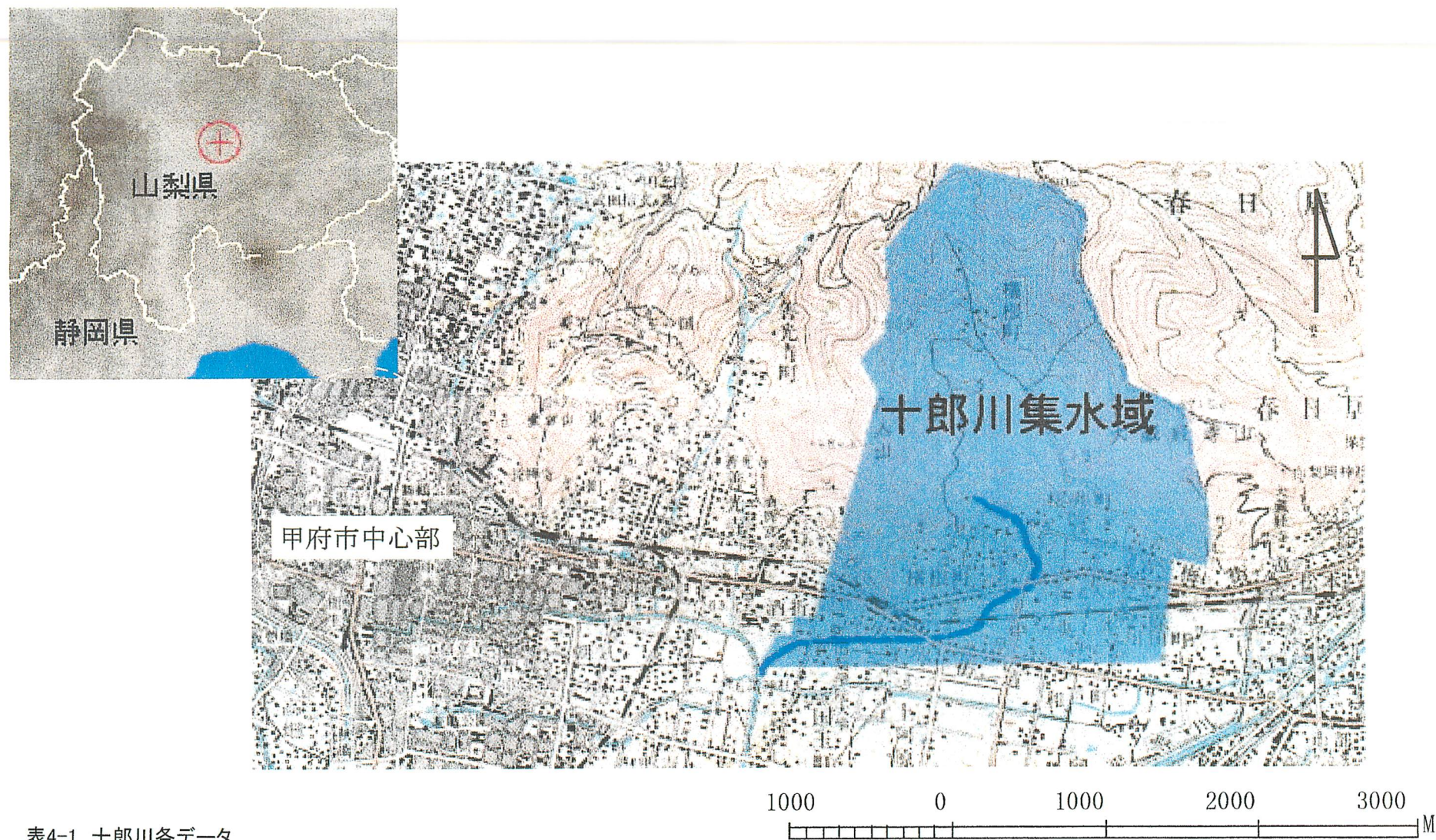


表4-1 十郎川各データ

山梨県 甲府市 笛吹川水系	
河川延長	5.2 km
流域面積	6 km <sup>2</sup>
流域人口	6500 人
流域世帯数	2800 世帯

図4-2 調査位置図





図 4 - 3 調査地概要 (山地)



図 4 - 4 調査地概要 (果樹園地域)



図 4 - 5 調査地概要 (農・住混在地域)

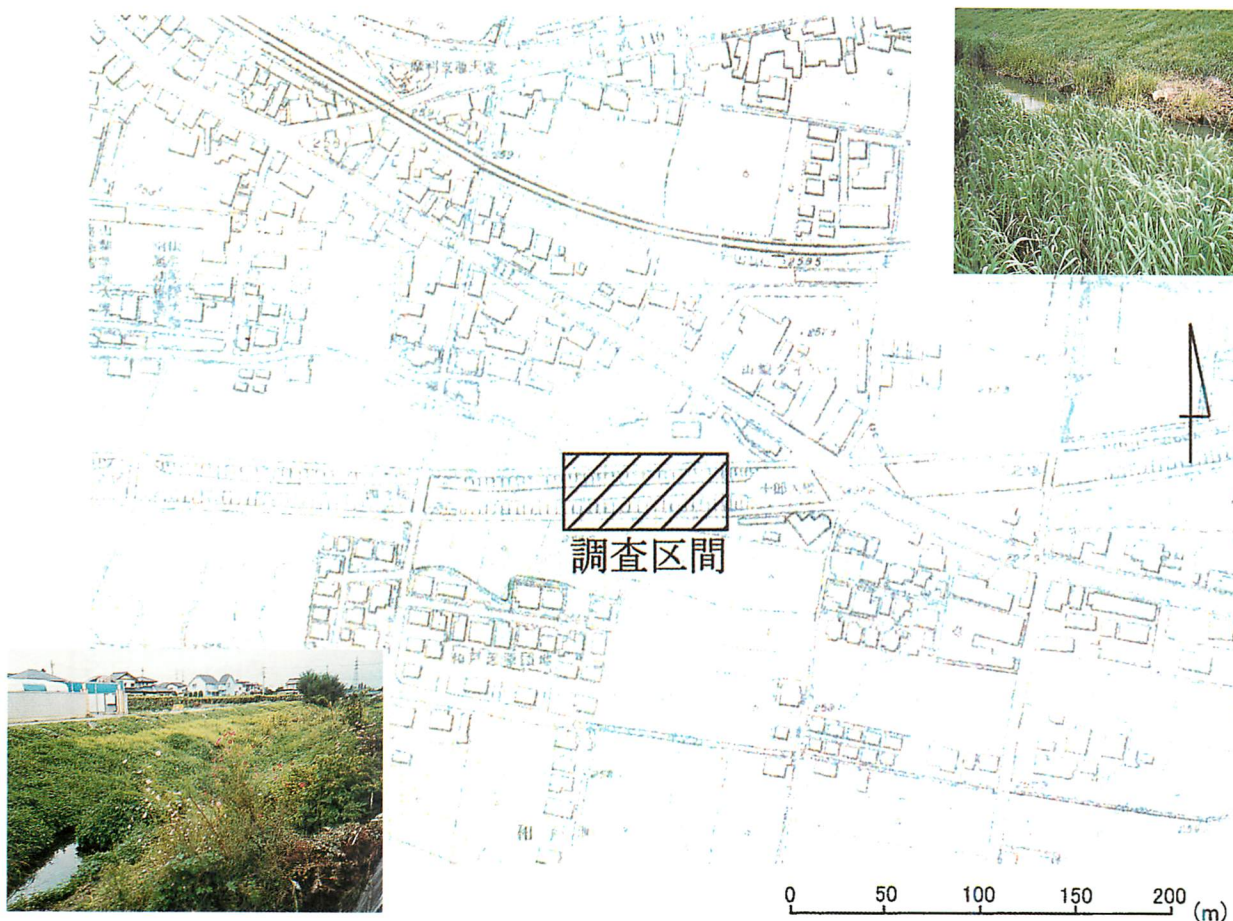


図 4 - 6 調査区位置図



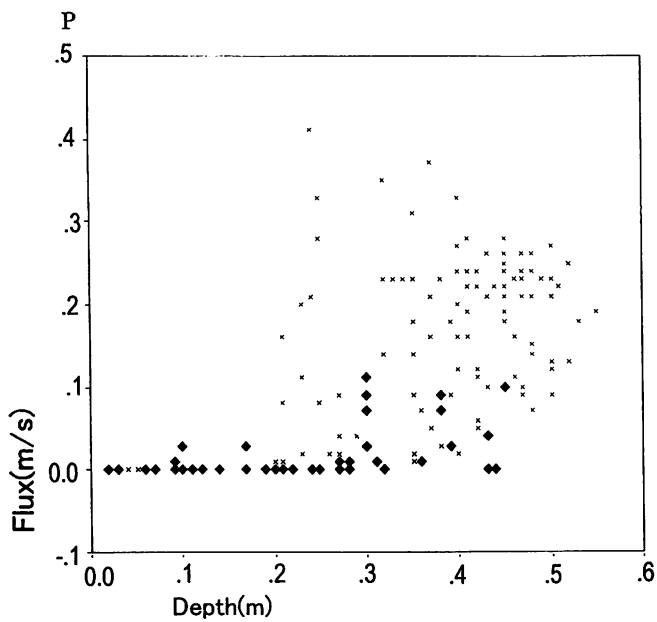


図4-7 蛇籠護岸（十郎川）



図4-8 バルーン撮影による調査区の空中写真

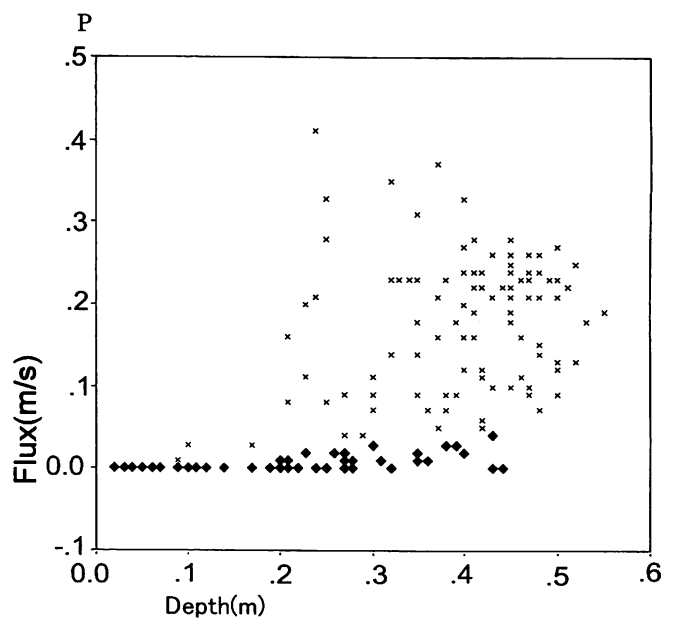




調査結果

◆ マコモ生育あり  
× マコモ生育なし

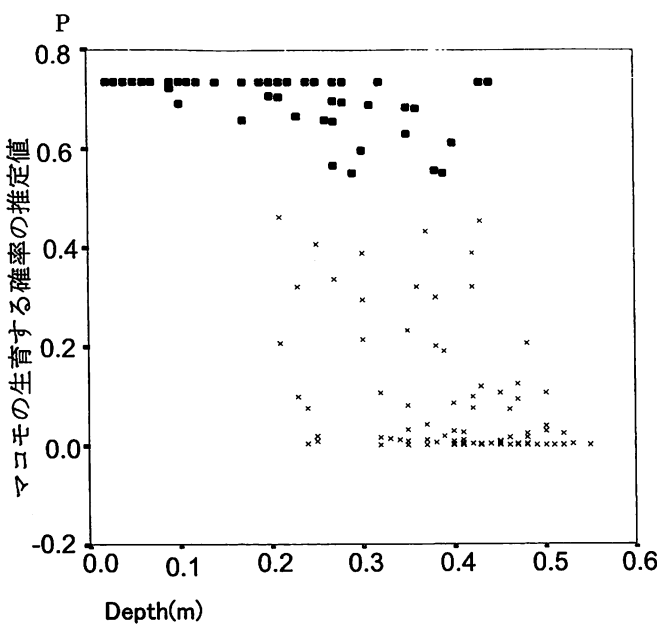
図4-9 水深および流速条件と  
マコモの生育の有無



モデルによる分類結果

◆ group1 ※) マコモの生育する確率の推定値  
× group2 0.5以上...group1  
0.5未満...group2

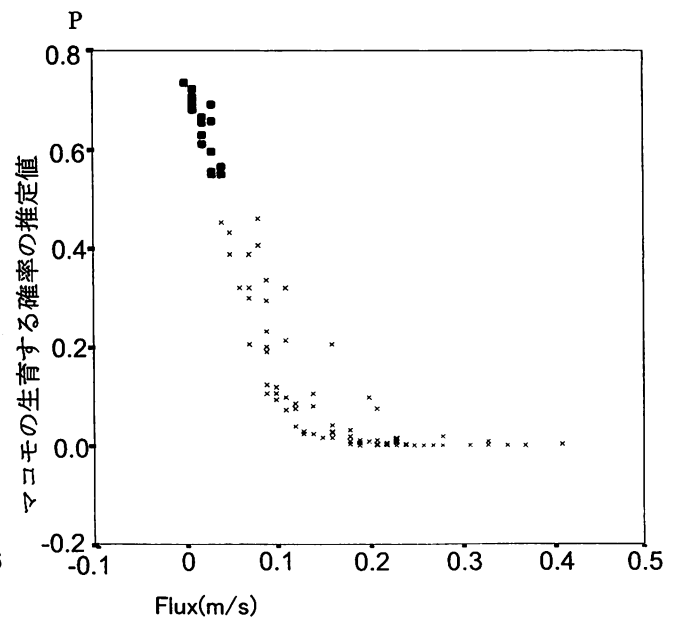
図4-10 ロジスティック回帰モデルに  
よる分類結果※)



解析による分類

■ group1  
× group2

図4-11 水深によるマコモの生育確率の推定値



解析による分類

■ group1  
× group2

図4-12 流速によるマコモの生育確率の推定値



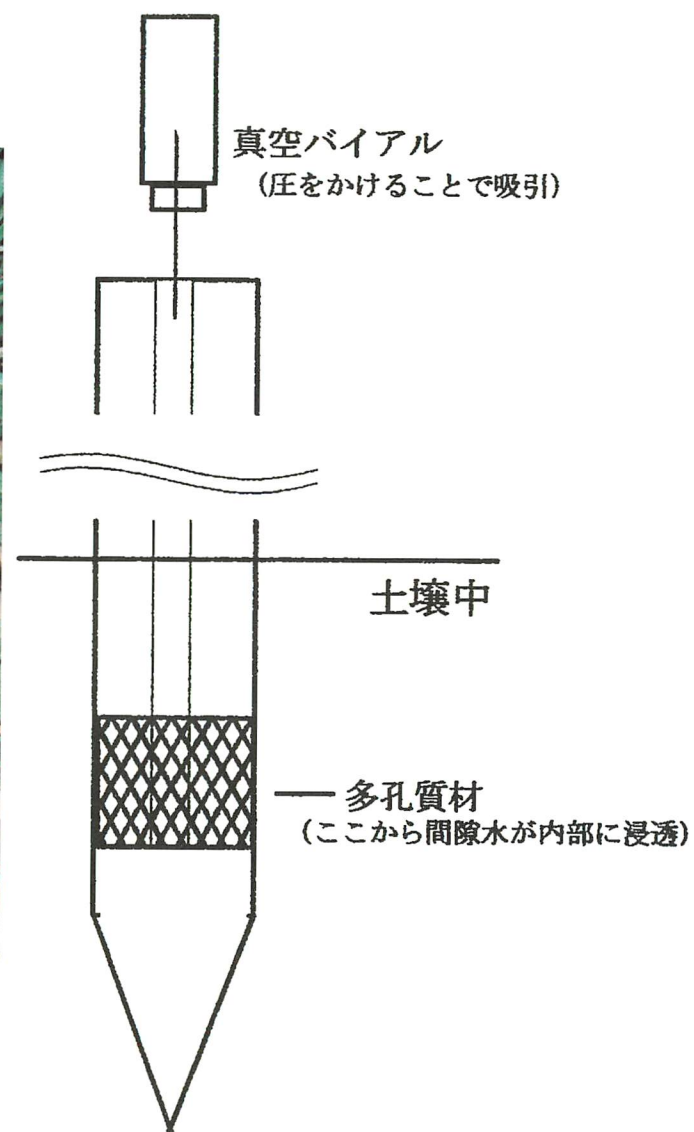
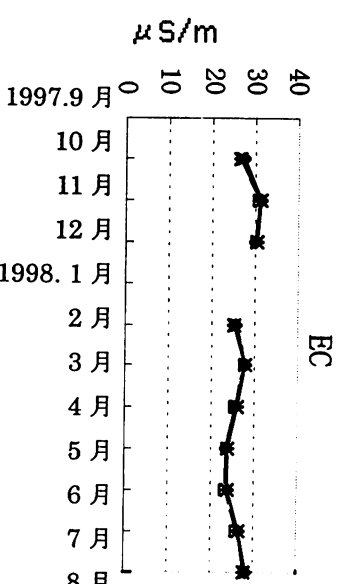
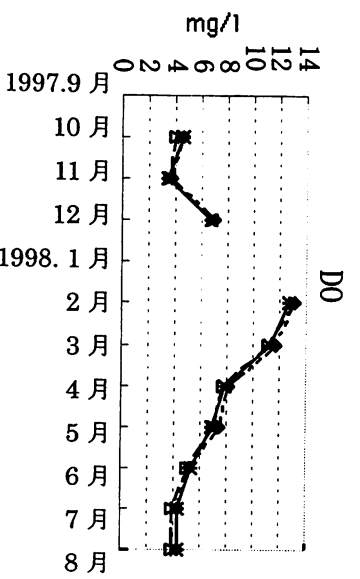
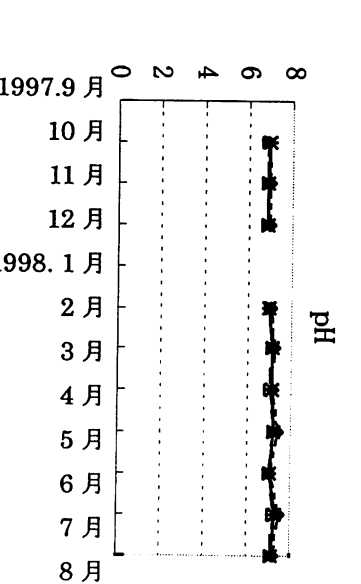
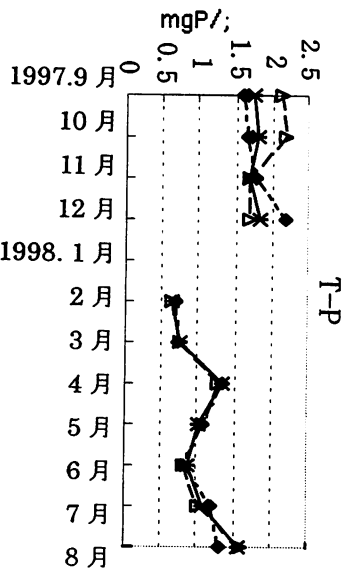
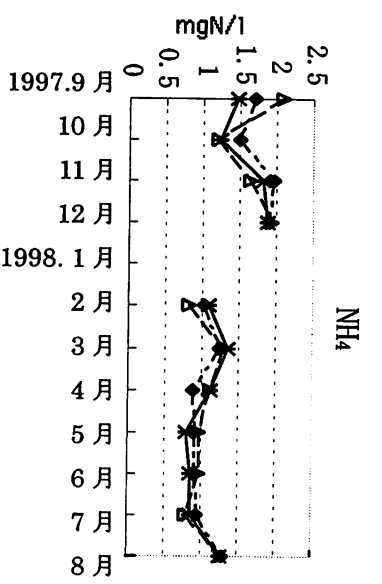
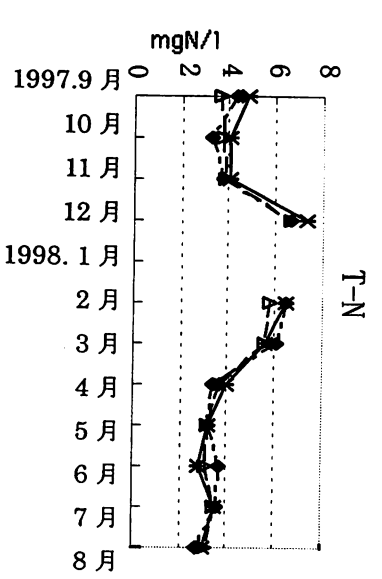
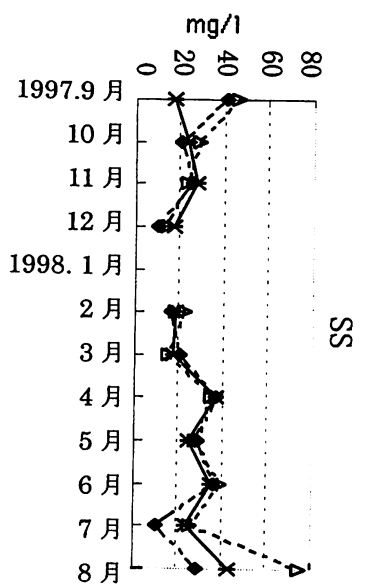
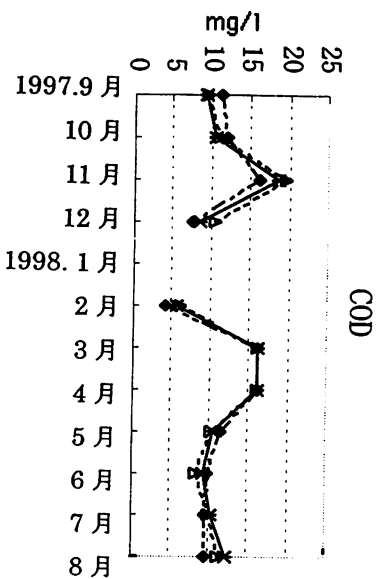
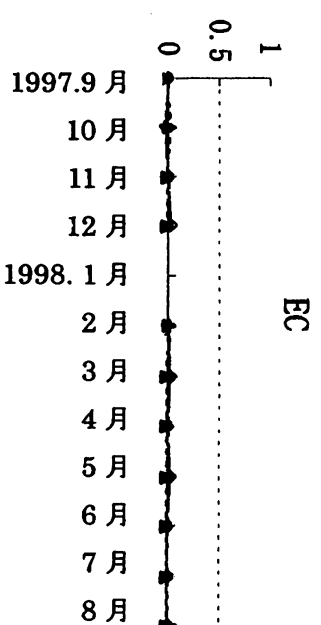
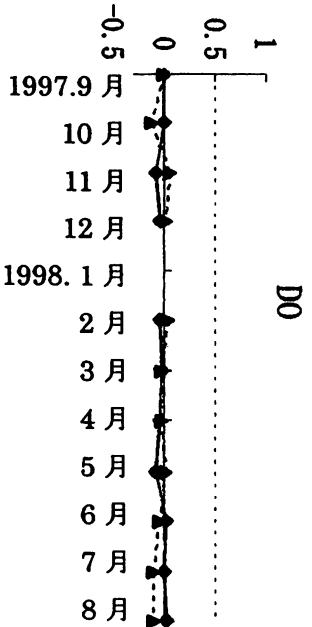
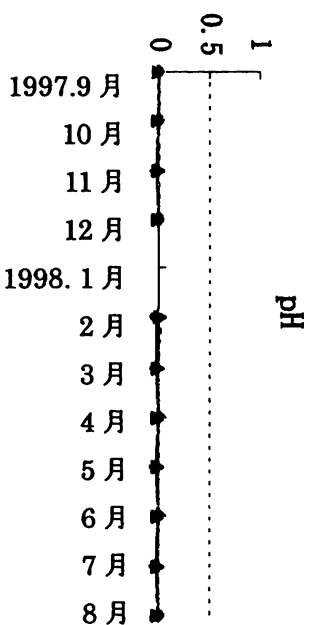
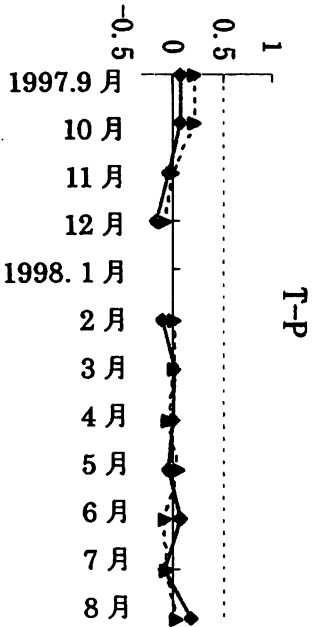
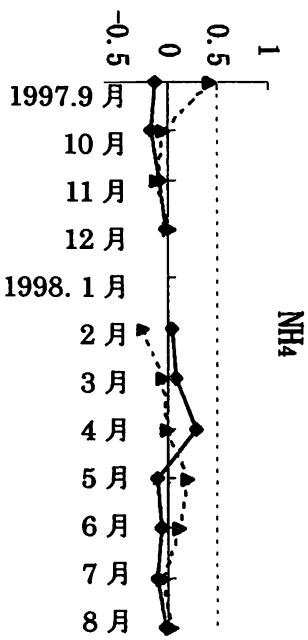
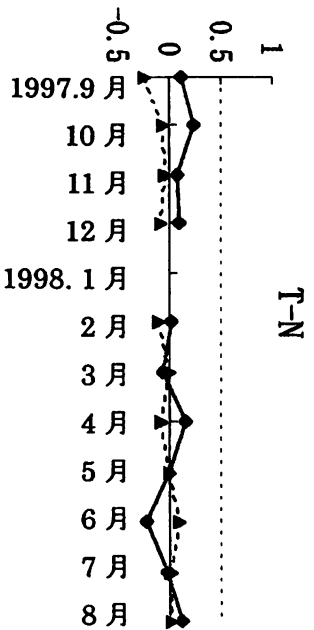
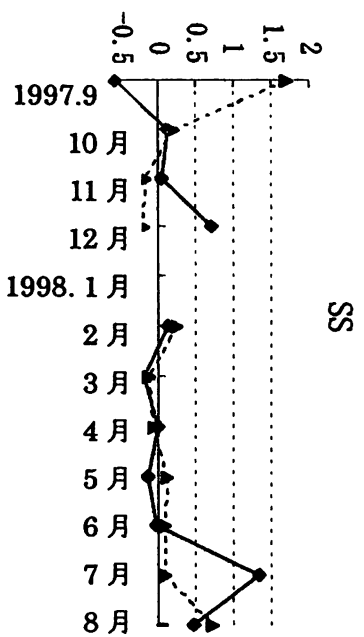
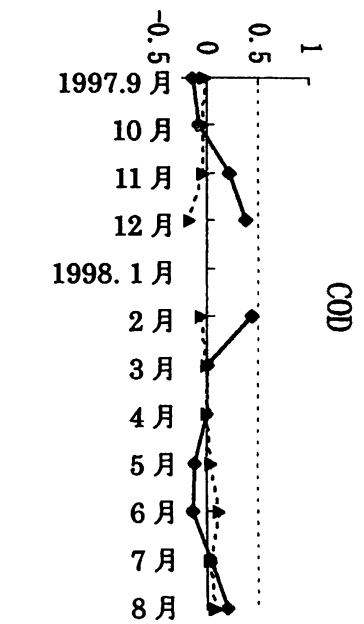


図4-13 土壌間隙水採水（ポーラスカップ）



凡例  
 ---◆--- st.1  
 ---\*--- st.2  
 ---△--- st.3

図 4-14 各地点における水質測定値



COD:化学的酸素要求量,SS:浮遊粒子,T-N:全窒素  
 NH<sub>4</sub>:アンモニア態窒素,T-P:全リン,DO:溶存酸素  
 EC:電気伝導度

凡例  
 ◆ (st2-st1) / st1  
 ▲ (st3-st2) / st2

図 4-15 各地点間における水質の変動率

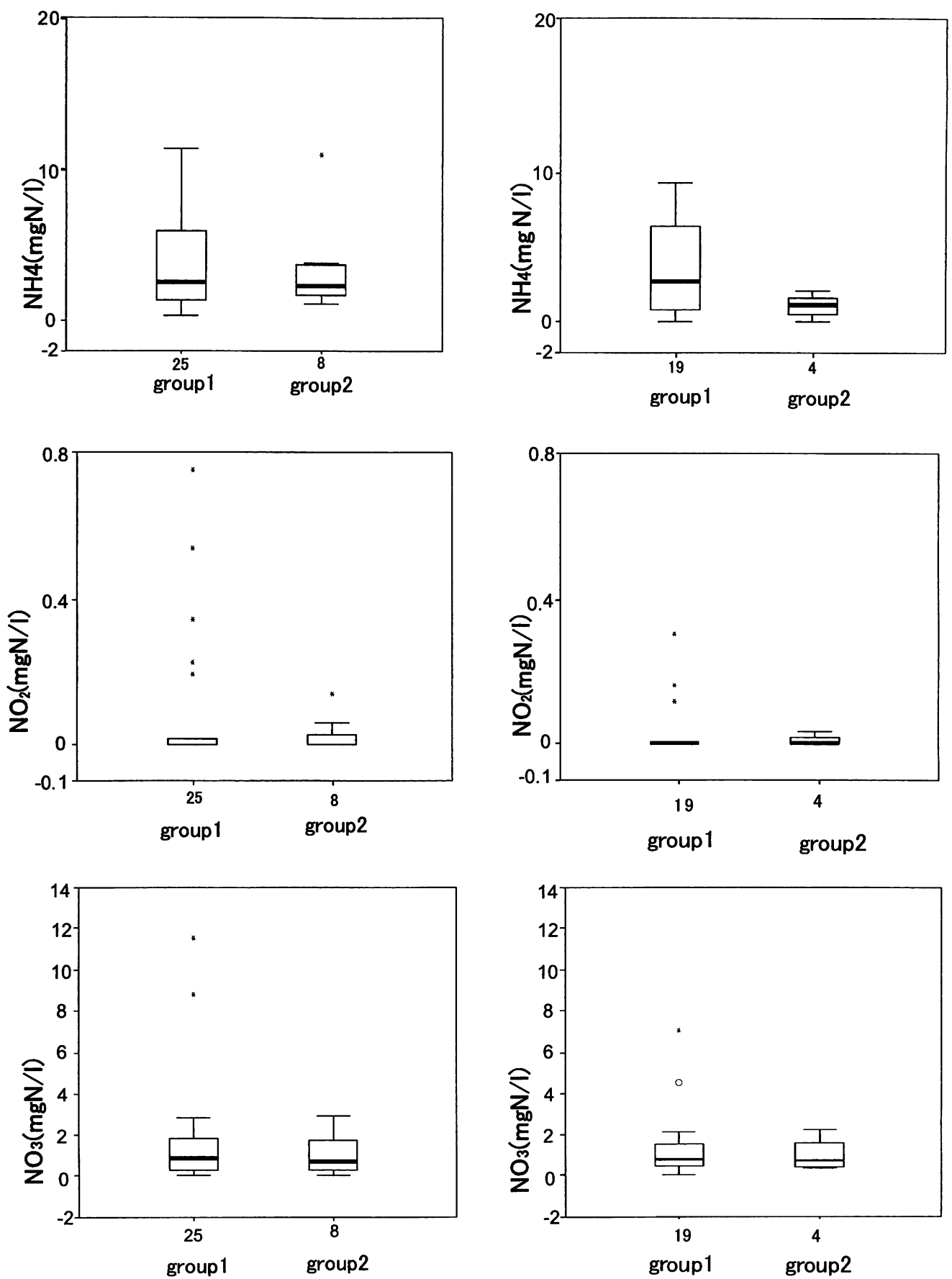
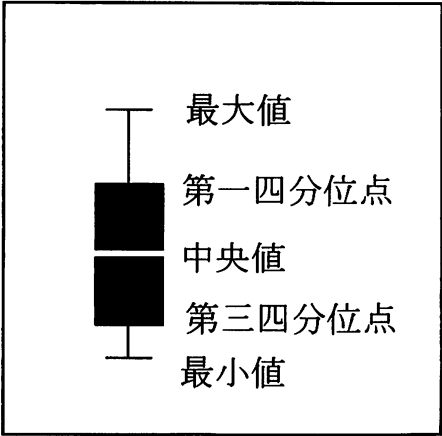
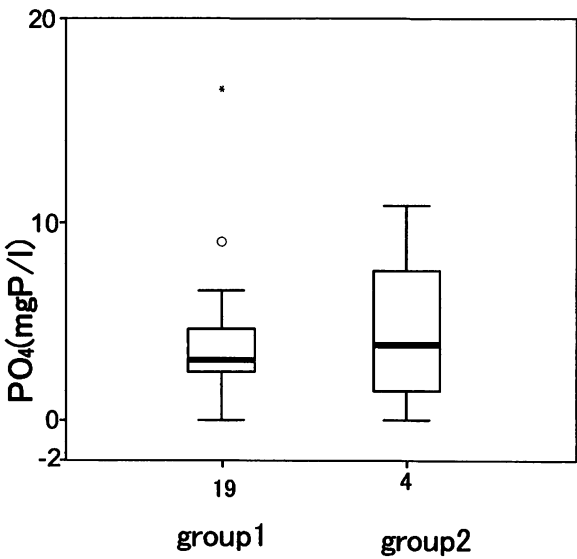
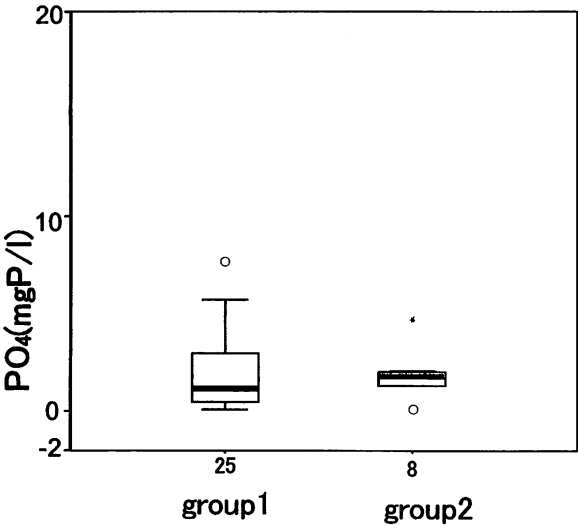
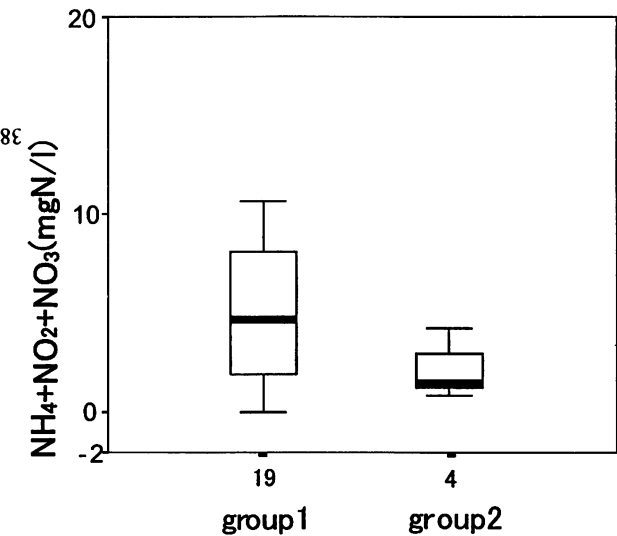
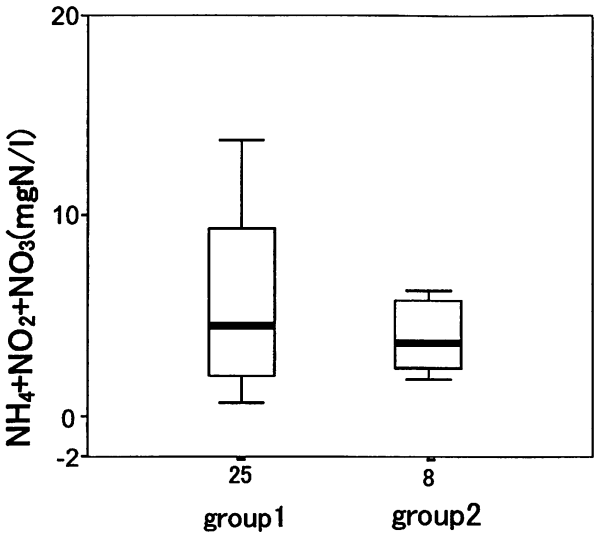


図 4 - 16 土壌間隙水中の栄養塩濃度 (group1, group2)



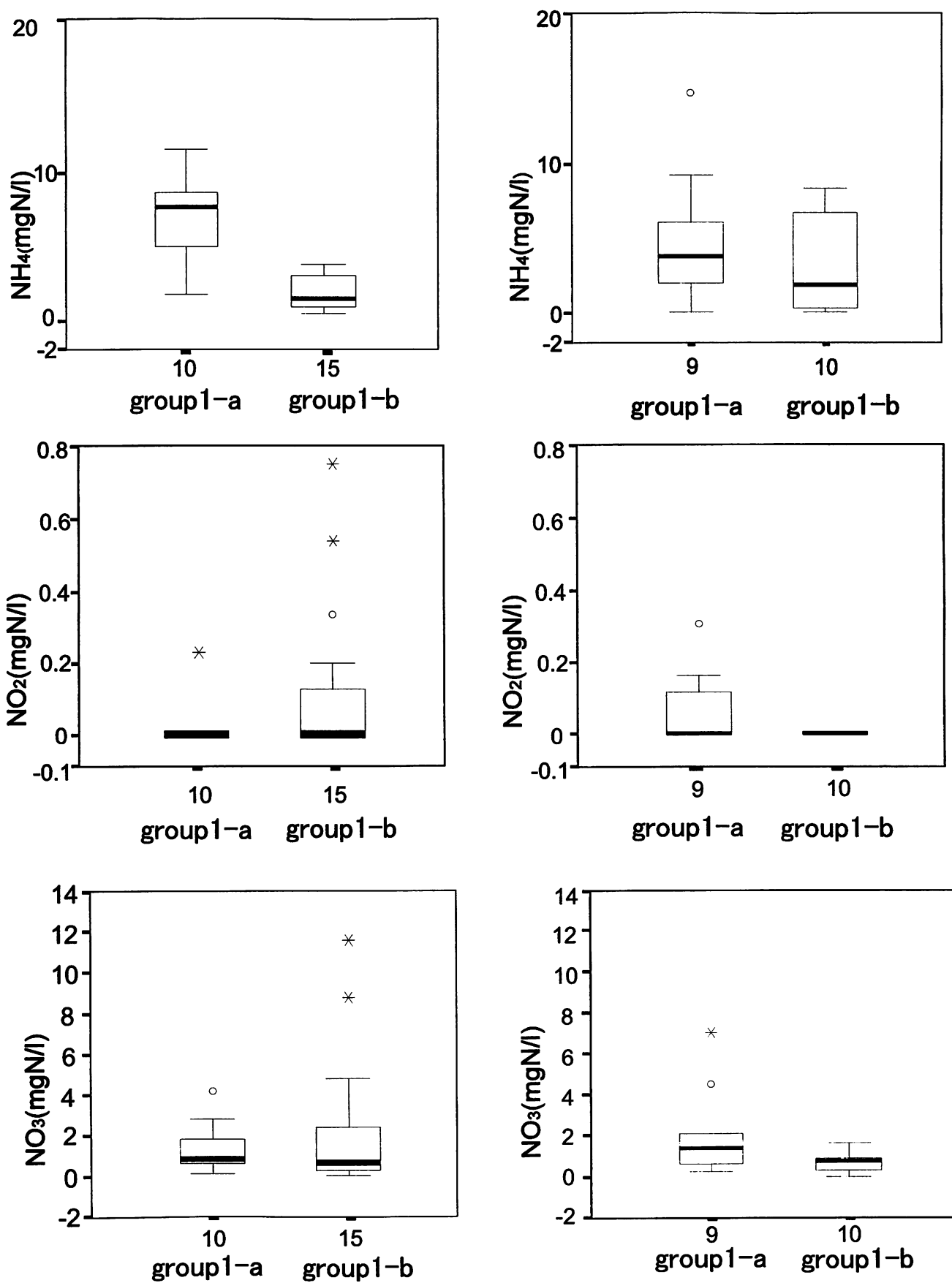
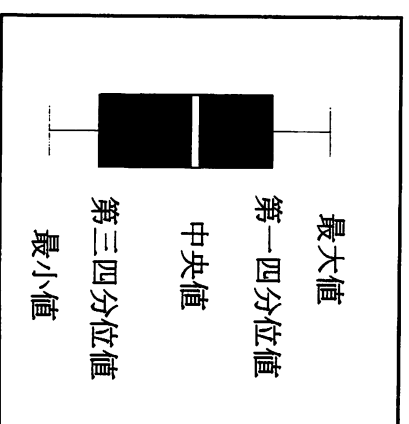
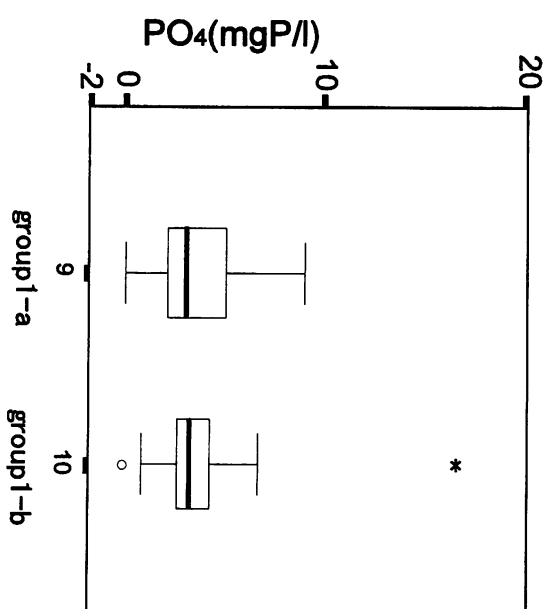
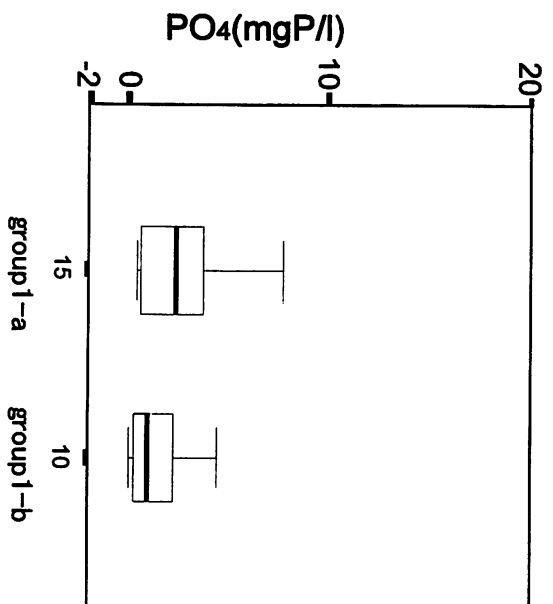
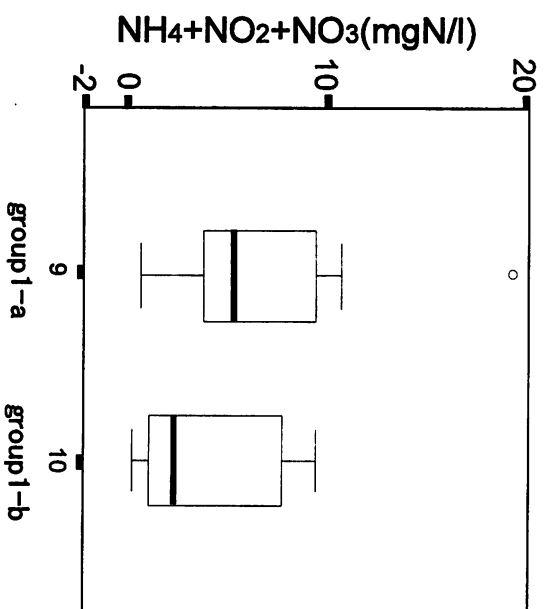
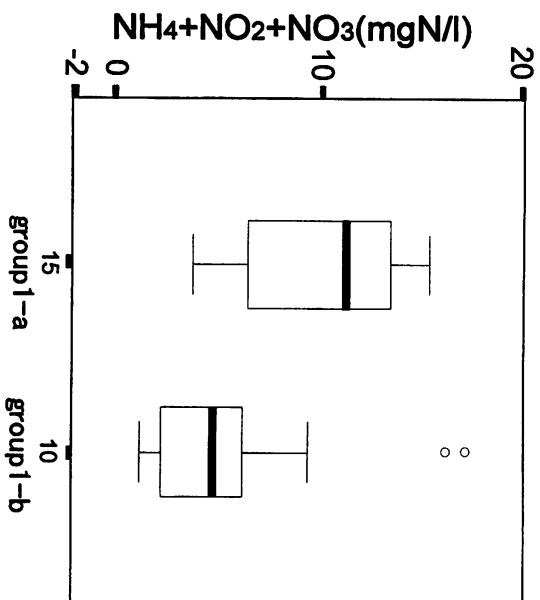


図 4 - 17 土壌間隙水中の栄養塩濃度 (group1-a, 1-b)







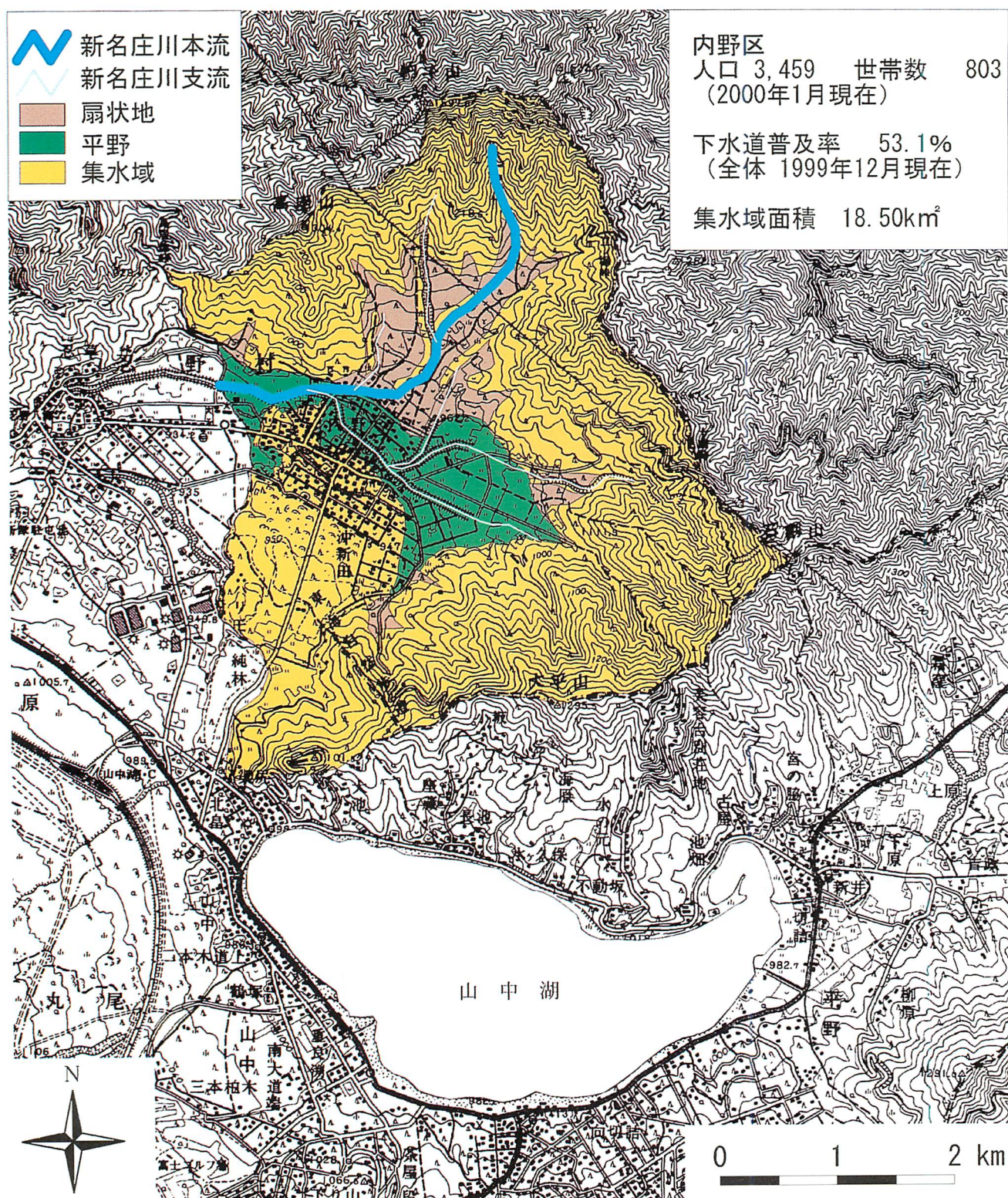


図5-1 調査対象地域の集水域



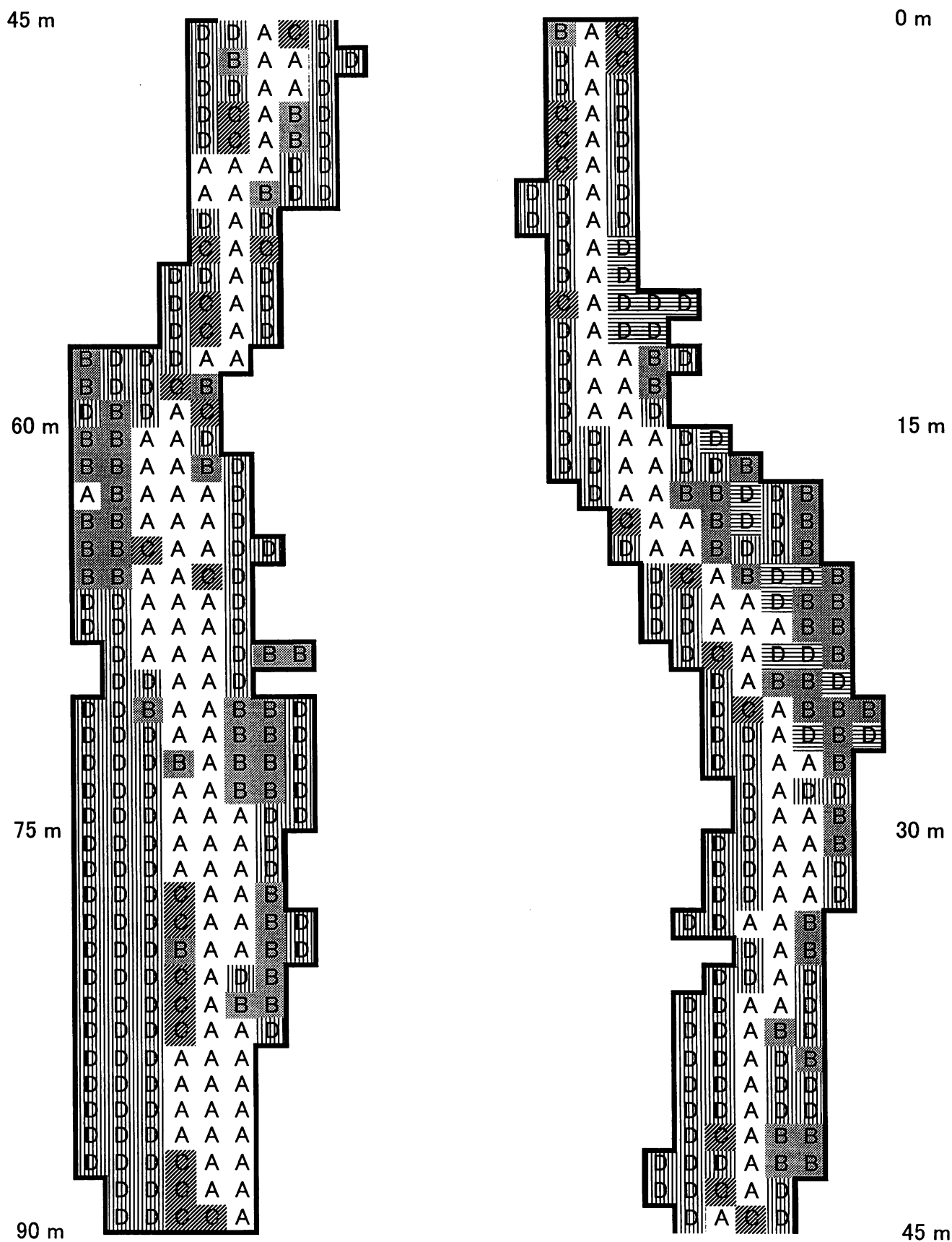
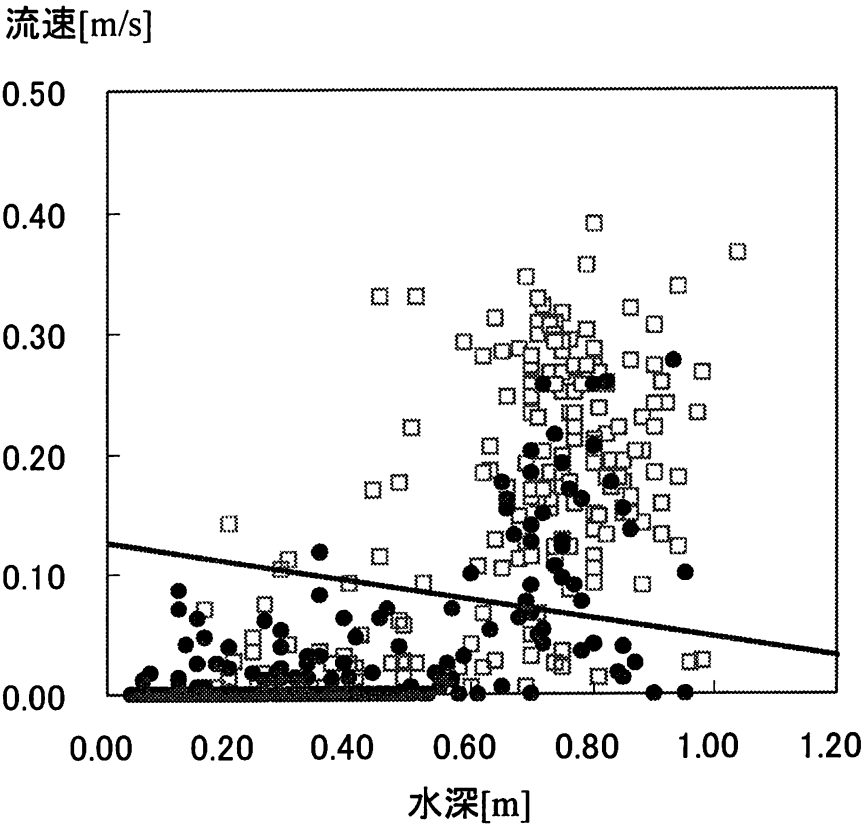


図 5-2 対象地区のメッシュの分類



●植生有 □植生無

$Z = 1.7075 - 1.0654(\text{水深}) - 13.4061(\text{流速})$

—— 直線  $Z=0$

		環境条件	
		$Z < 0$	$Z \geq 0$
植生	有	I 群(151)	II 群(74)
	無	(33)	III 群:クサヨシ(209) IV 群:ヨシ(18)

( )は地点数

直線下部:  $Z \geq 0 \quad \exp Z / (1 + \exp Z) \geq 1/2$   
: 環境条件が植生のある地点のものに属する

直線上部:  $Z < 0 \quad \exp Z / (1 + \exp Z) < 1/2$   
: 環境条件が植生のない地点のものに属する

図 5 - 3 調査対象地の分類

\*  $p < 0.05$   
 \*\*  $p < 0.01$

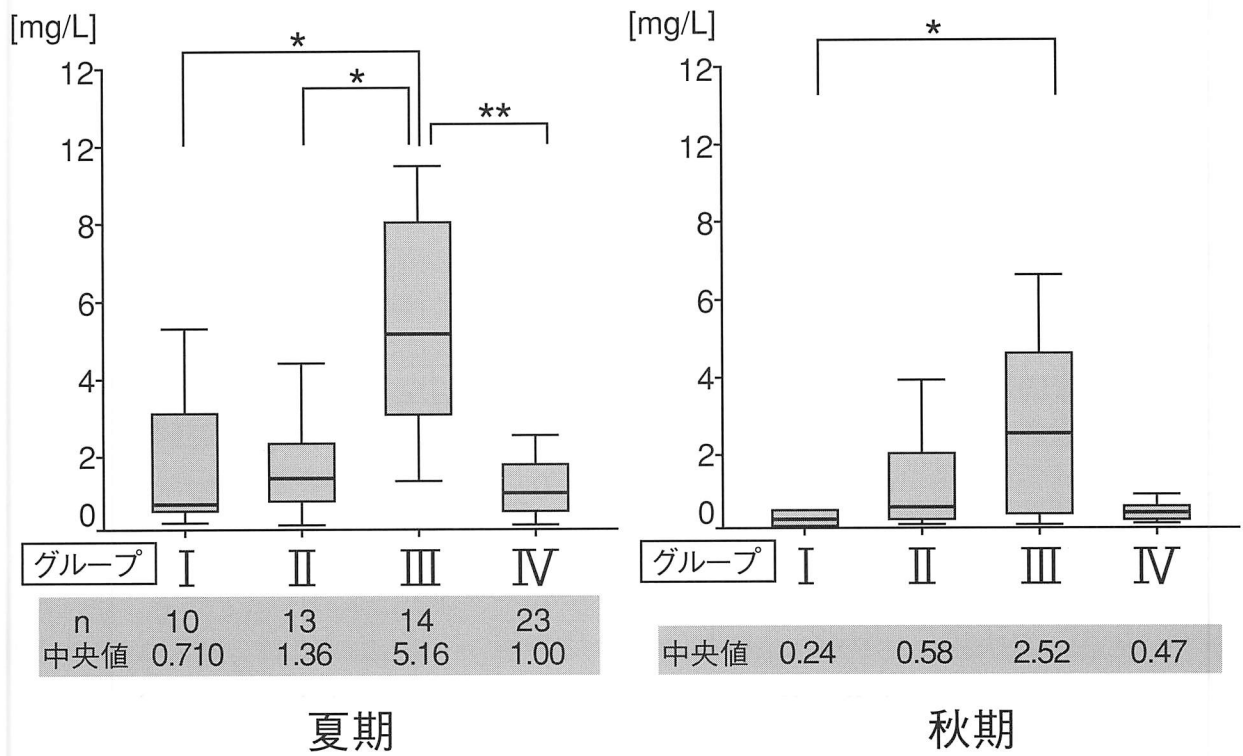


図 5 - 4 アンモニア態窒素濃度

\*  $p < 0.05$   
 \*\*  $p < 0.01$

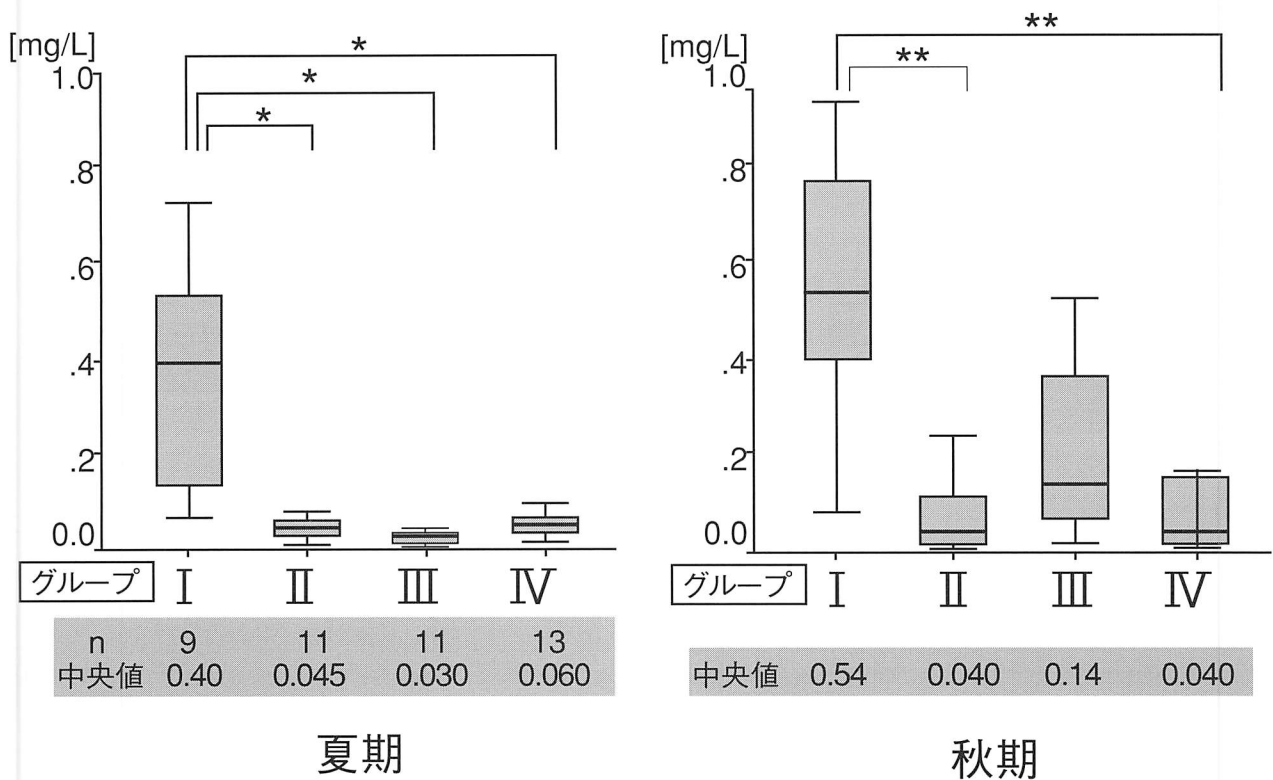


図 5 - 5 硝酸態窒素濃度

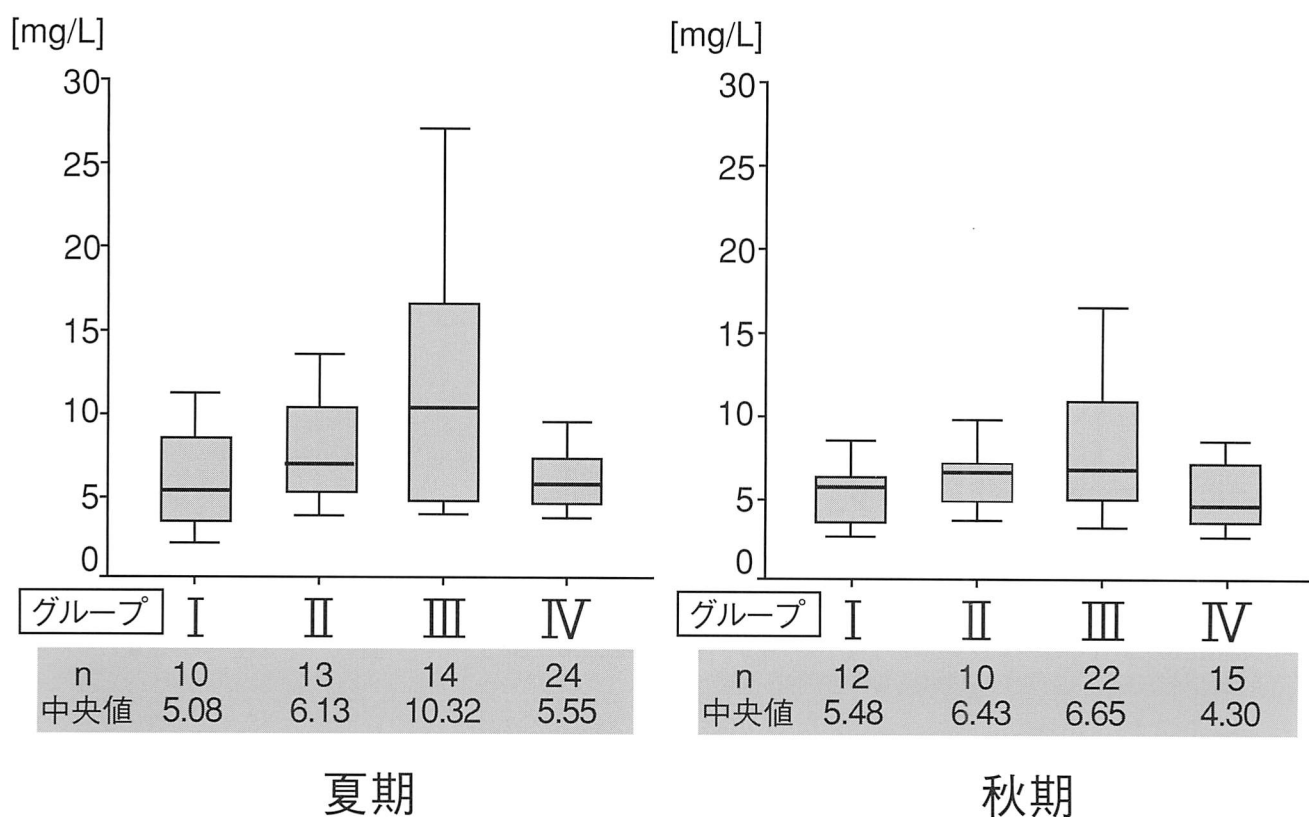


図 5 - 6 溶存態全窒素濃度

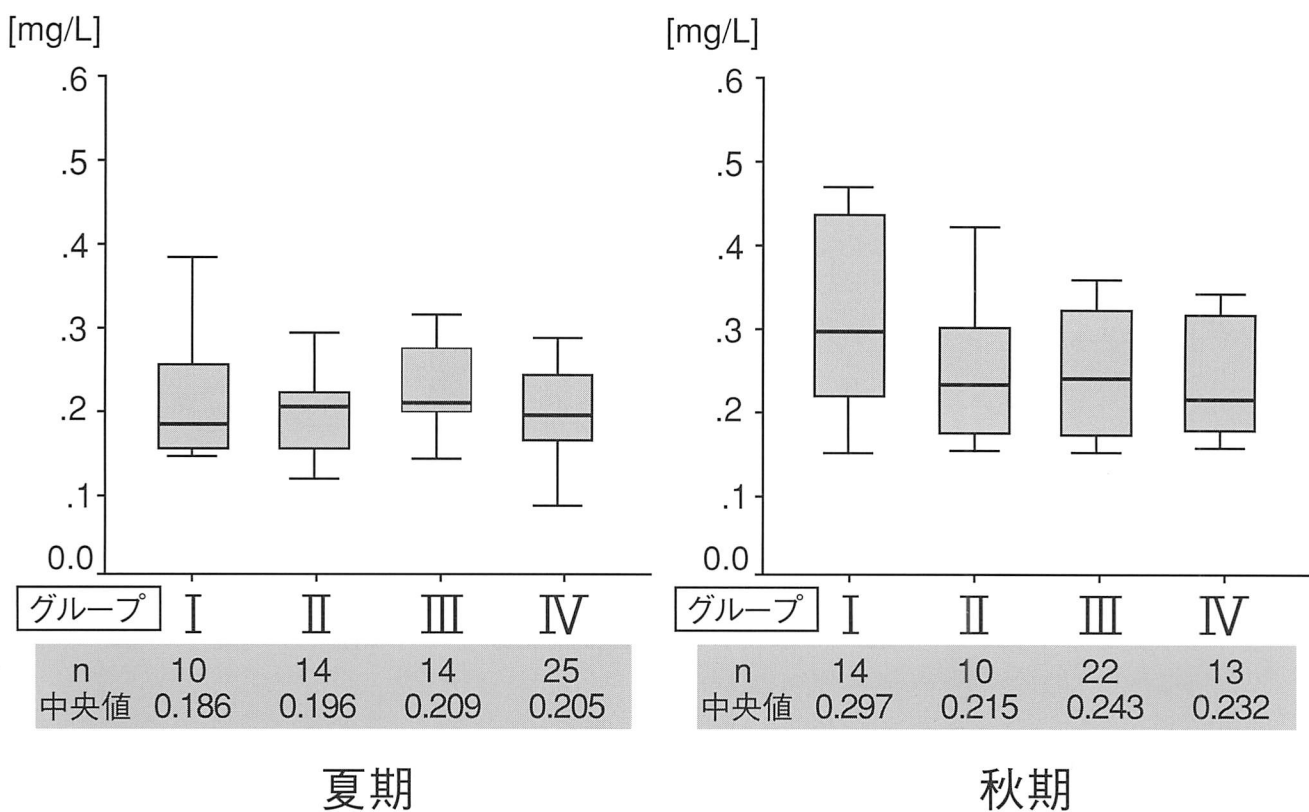


図 5 - 7 溶存態全リン濃度

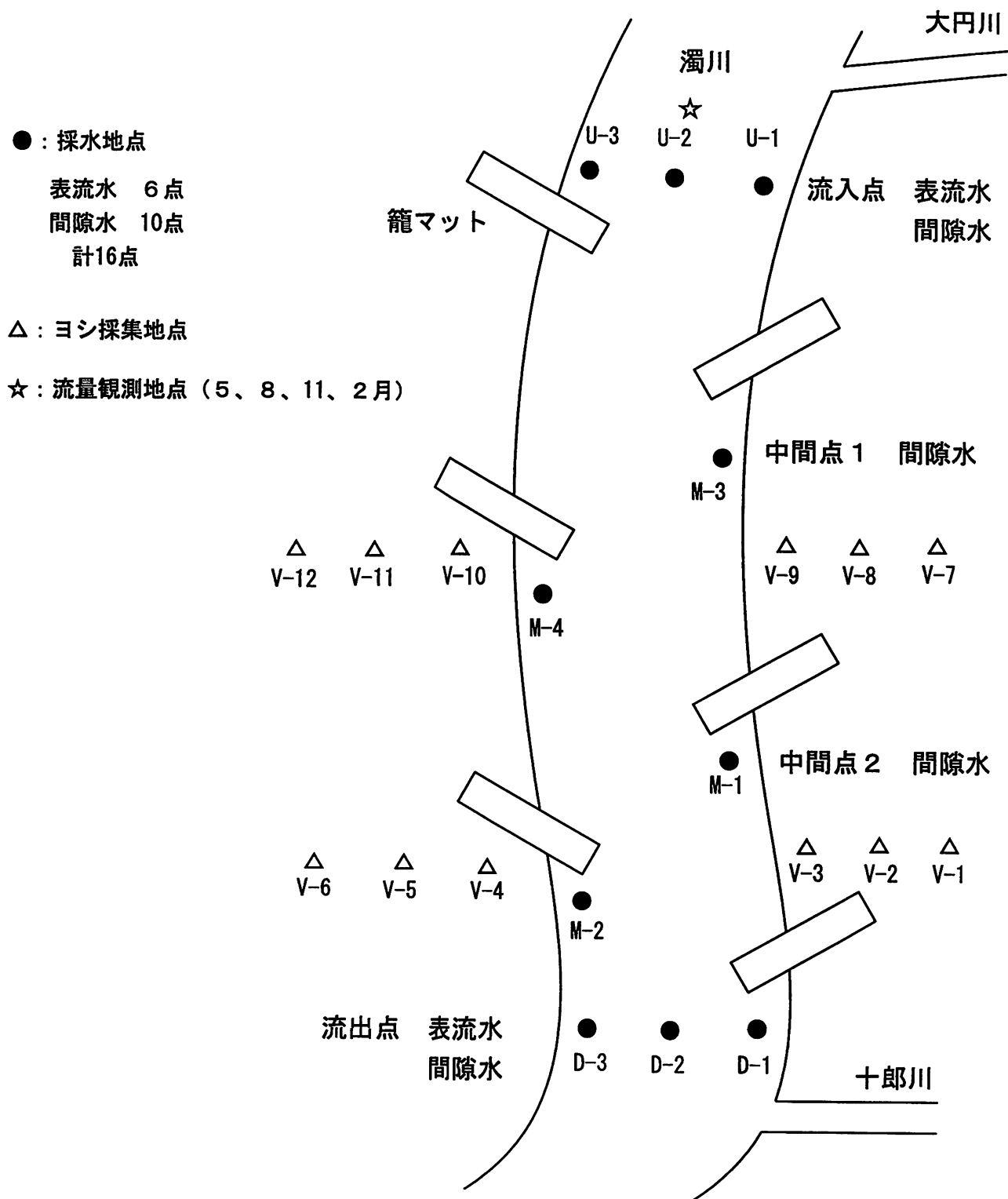


図 6 - 1 調査地点模式図 (300 m 区間)



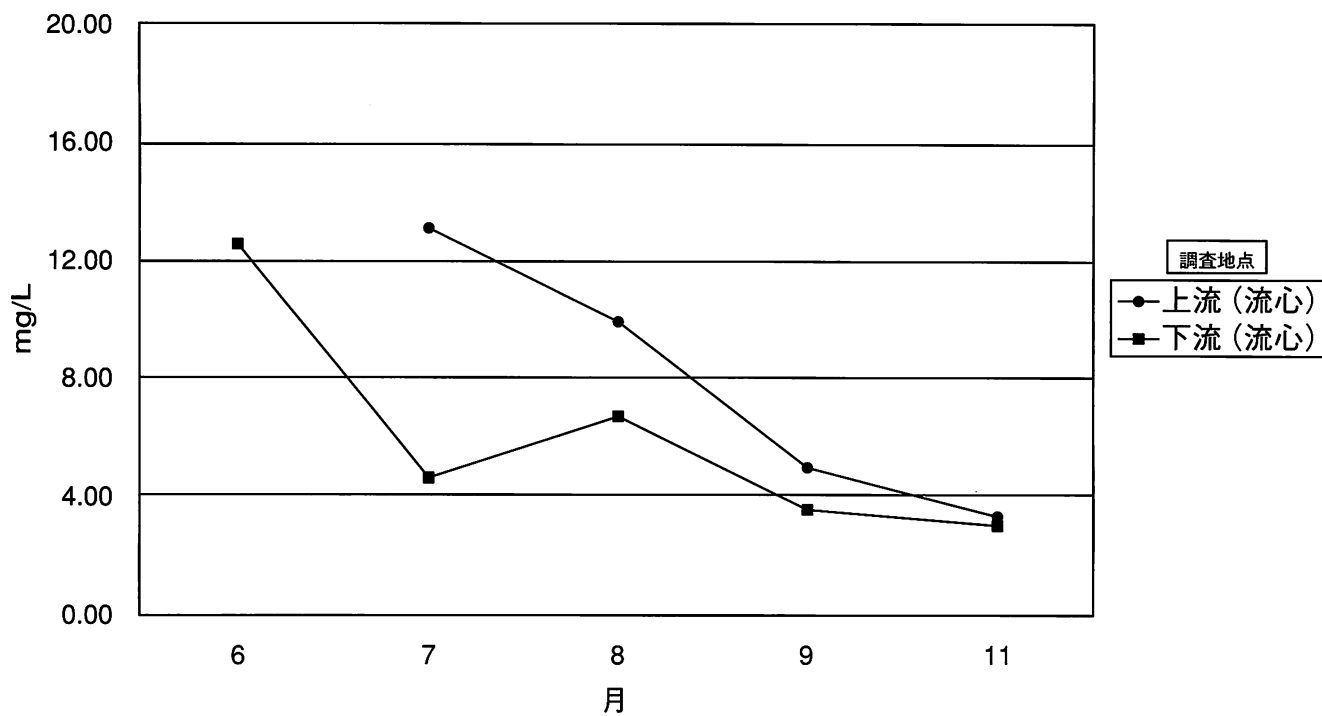


図 6 - 2 流心部の土壤間隙水のアンモニア態濃度

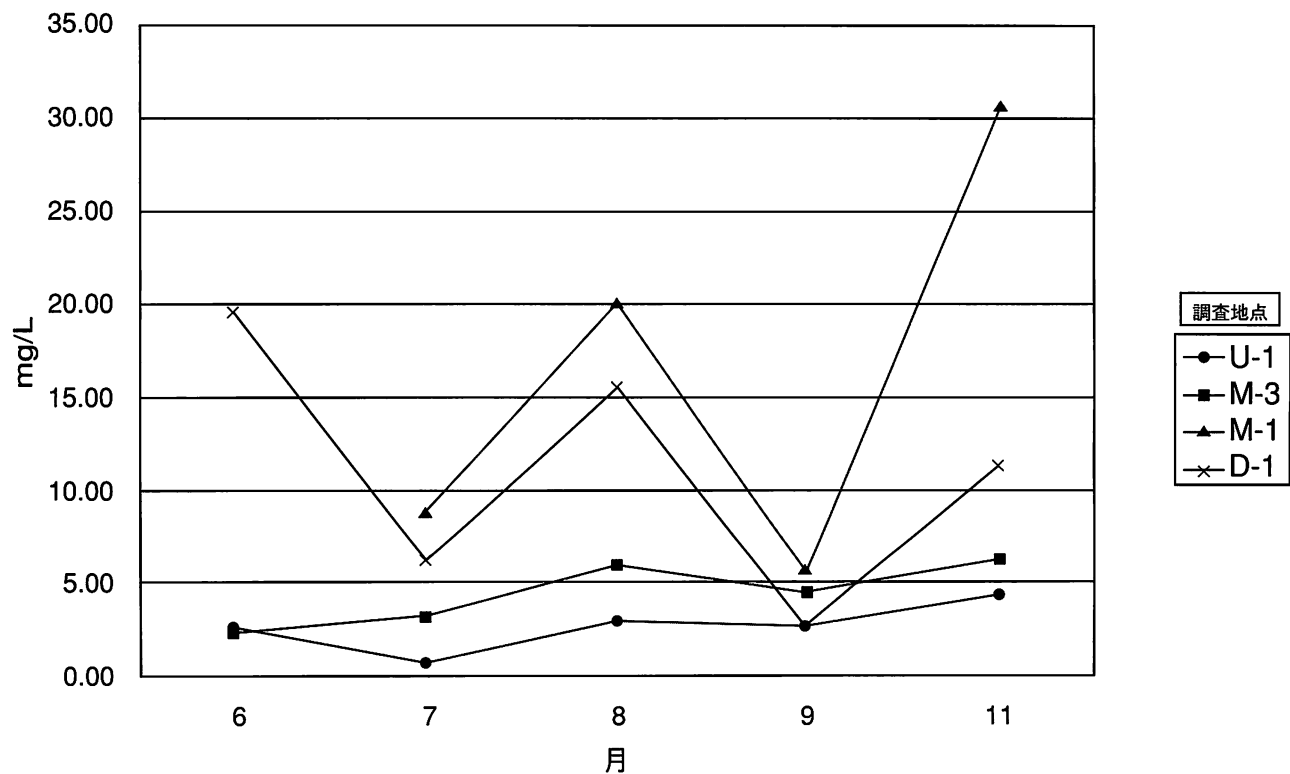


図 6 - 3 左岸の土壤間隙水中のアンモニア態窒素濃度

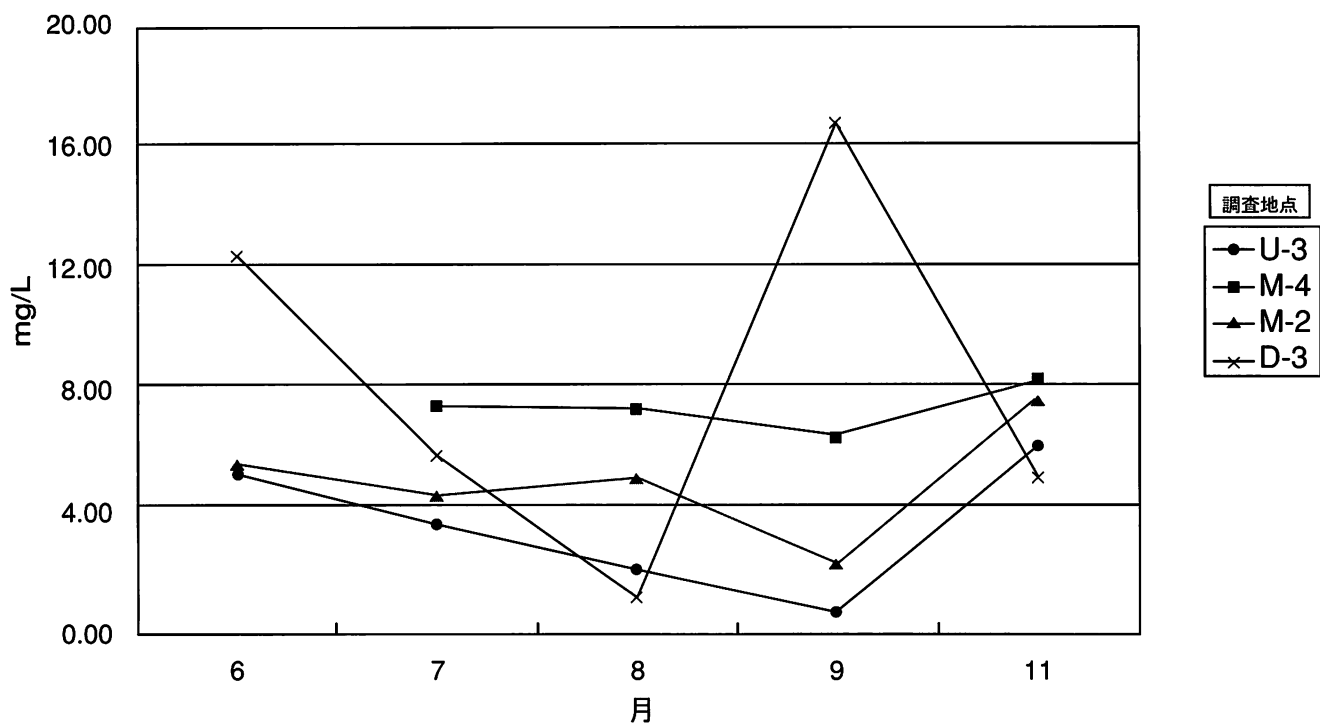


図 6－4 右岸の土壌間隙水中のアンモニア態窒素濃度

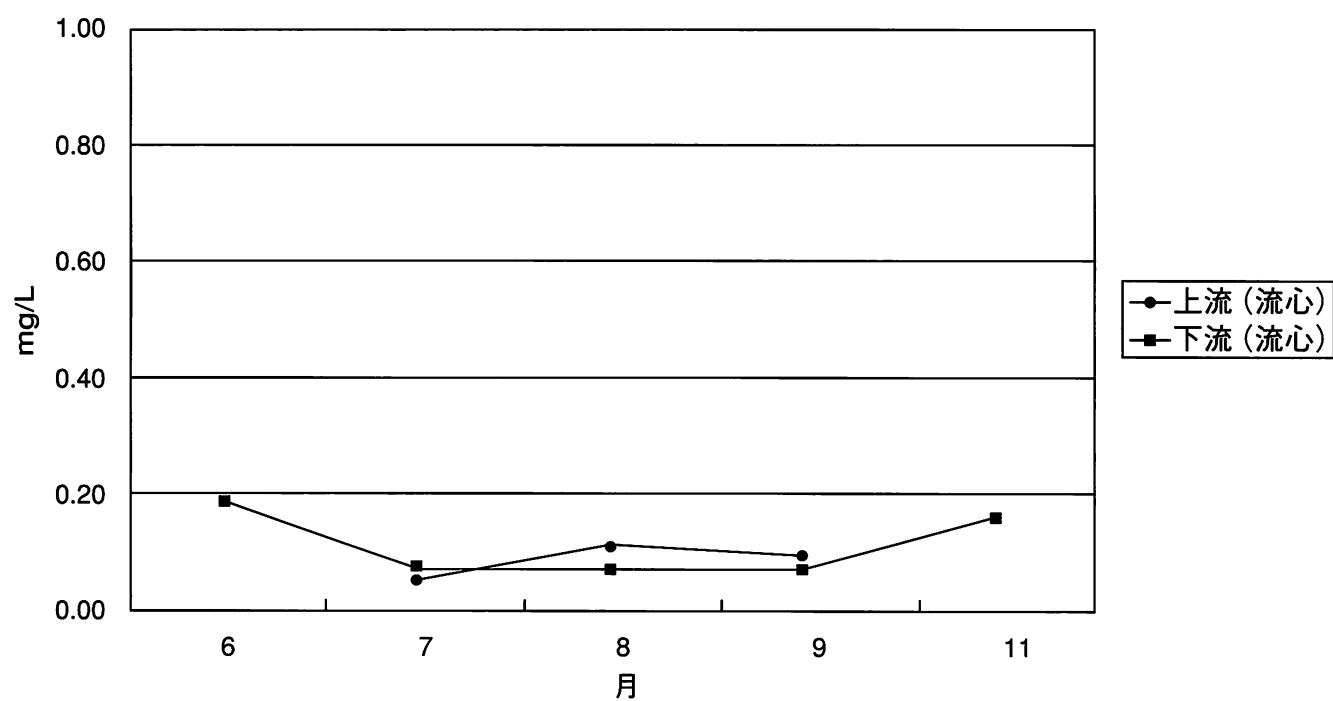


図 6－5 流心部の土壌間隙水のリン酸濃度

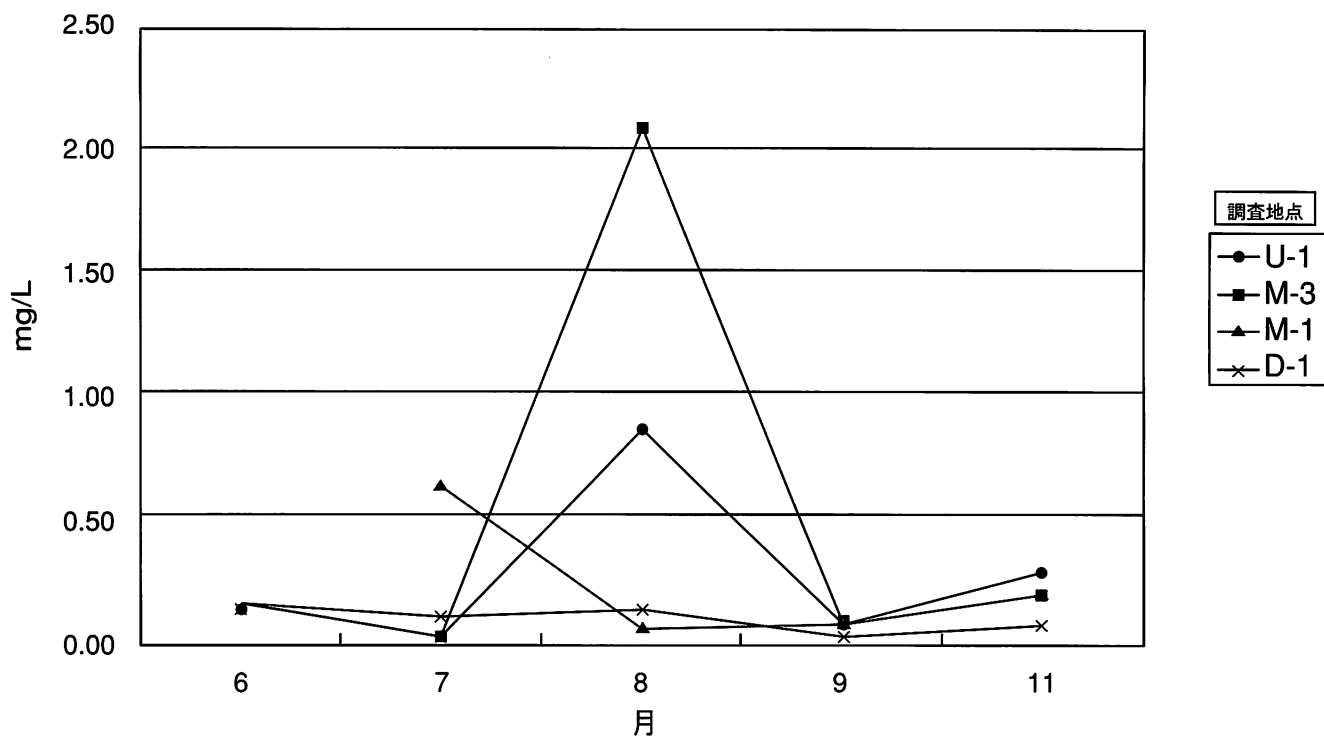


図 6 - 6 左岸の土壌間隙水中のリン酸濃度

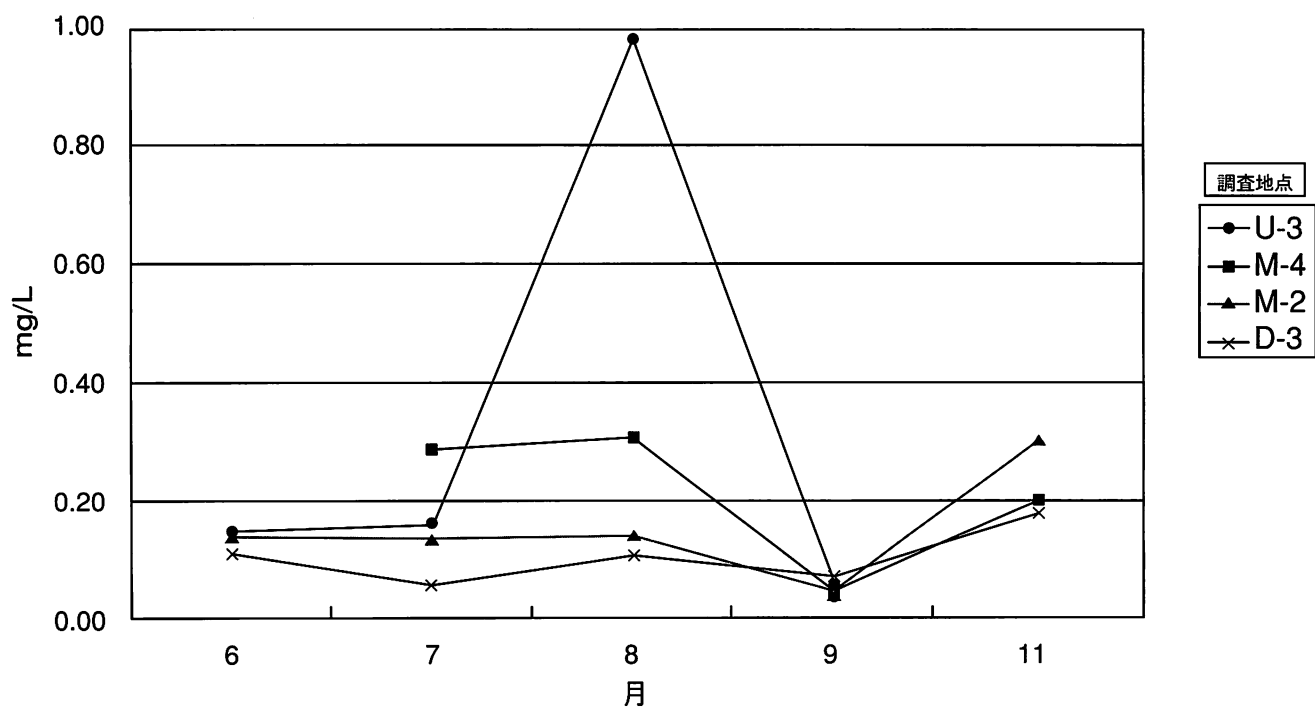


図 6 - 7 右岸の土壌間隙水中のリン酸濃度

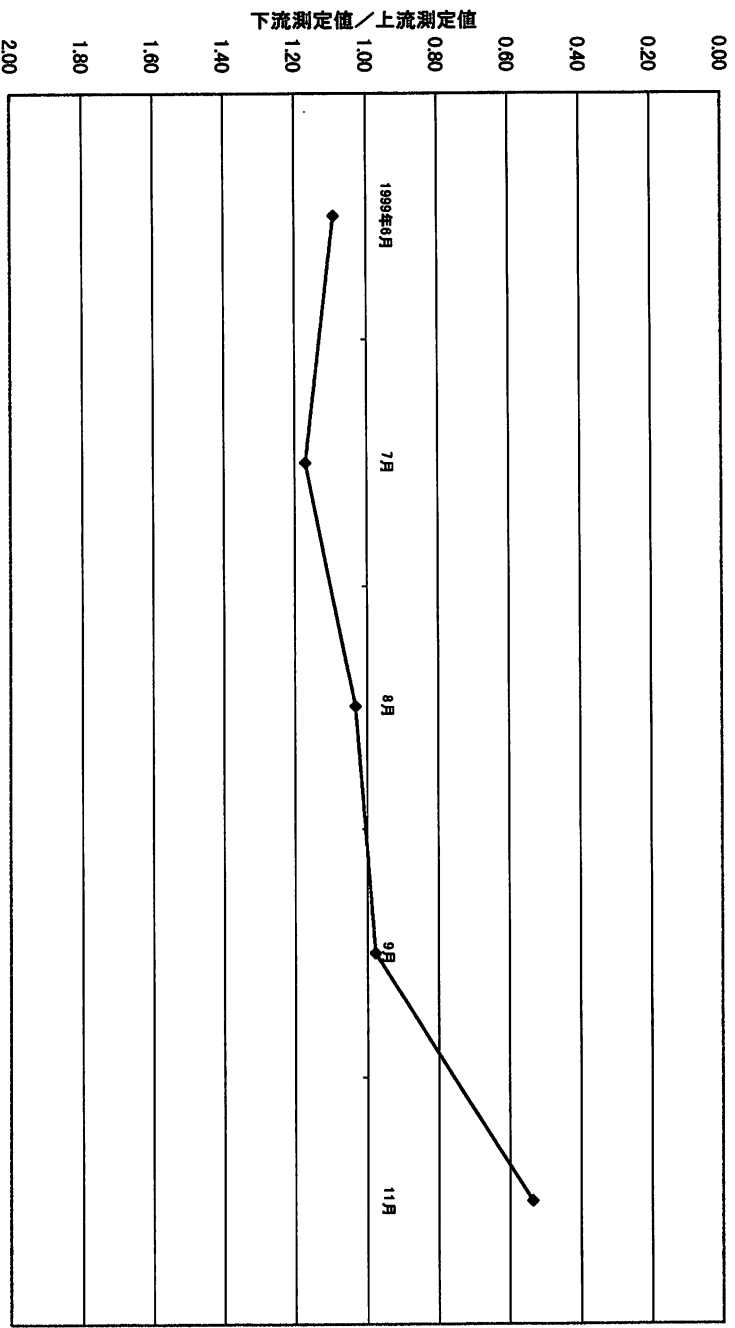


図 6－8 BOD入出力比の変化

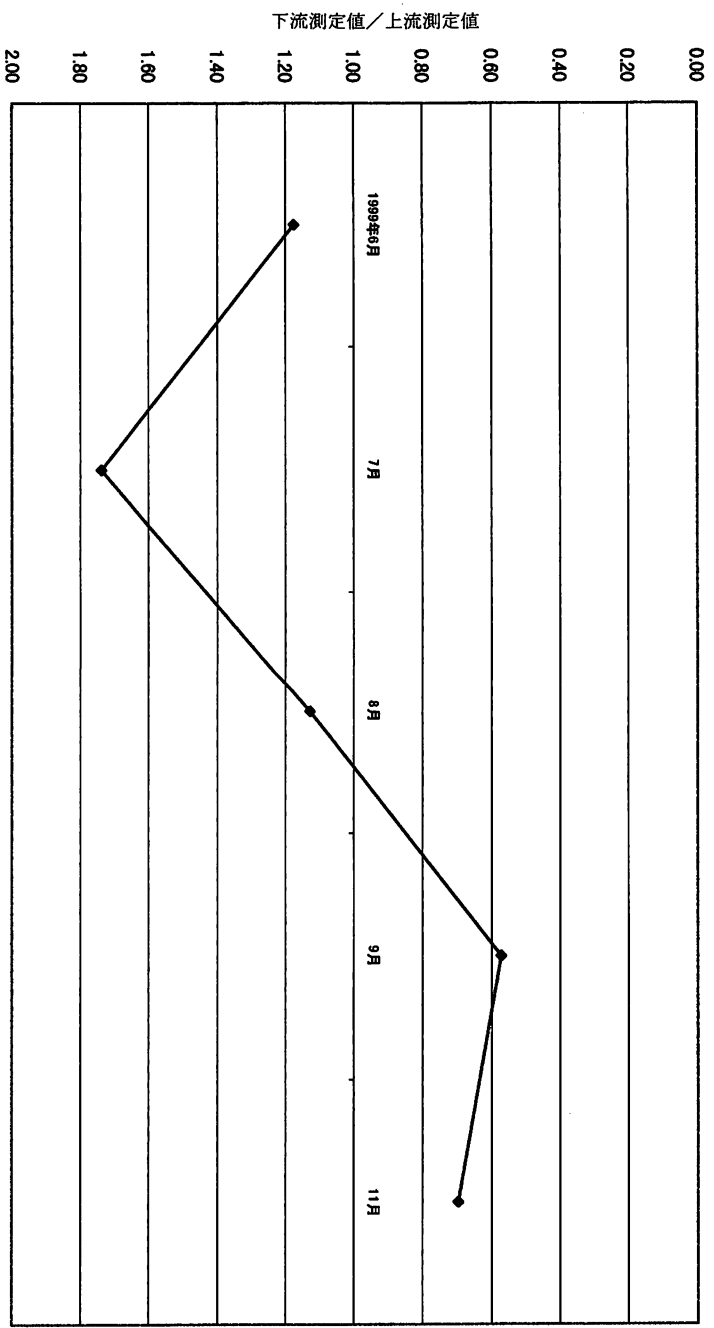


図 6－9 SS入出力比の変化

表 2－1 水生植物の分類

分類	特 性	代表的な種
抽水植物	冠水立地に生育する植物で、一般に通気組織の多い植物体と地下茎を発達させ地下部に酸素を供給している	アシ、マコモ、ガマ、オモダカ、フトイ
浮葉植物	葉は浮き袋の役目を担い水面に浮かび、根は水底の土中に固定されている植物で葉は撥水性を有する	ヒシ、スイレン、ガガブタ、ヒツジクサ、ヒルムシロ
沈水植物	植物体が水面には現れず水中にあることから茎、葉、根の分離が不明瞭で植物体が軟弱である	クロモ、フサモ、エビモ、オオカナダモ、コカナダモ
浮遊植物	植物全体が水面に浮いて風や水流によって移動する水生植物	ホテイアオイ、ウキクサ、サンショウモ、マツモ、タヌキモ

表 3－1 水質調査結果 (1997/5/29～10/7)

mg/L：DO,COD,SS,T-N,T-P,NH4

ms/m:EC,℃：水温

		5 月29日	6 月19日	8 月 7 日	9 月10日	10月 7 日	11月16日	12月15日	2 月15日
砂田橋	水温	23.7	24.7	26.4	27.3	21.8	14.5	9.1	8.4
	DO	8.54	8.04	7.76	5.44	6.65	6.51	10.77	16.87
	pH	7.58	7.58	7.19	7.32	6.92	7.28	7.07	7.32
	EC	32.3	25.7	30.0	33.2	33.8	29.8	33.1	27.9
	COD				13.0	14.7	11.88	23.75	7.14
	SS				17	10	33	11	23
	T-N			0.96	1.97	1.45	3.18	7.92	5.75
	T-P		1.66	1.17	2.43	1.97	1.35	1.15	0.67
	NH4				0.32	0.26	1.32	2.47	0.93
大円川	水温	27.3	29.1	30.2	31.2	24.8	16.1	20.5	
	DO	17.48	11.17	13.40	10.58	8.97	7.11	8.65	
	pH	8.14	8.10	7.94	7.79	7.57	7.37	7.27	
	EC	30.7	35.5	37.2	32.5	40.8	33	56.3	
	COD				16.1	18.5	15.2	14.25	
	SS				24	52	10	16	
	T-N			1.39	1.55	1.66	2.5	3.63	
	T-P		6.26	2.03	4.29	5.23	2.12	2.99	
	NH4				0.60	0.65	3.02	1.29	
合流地点	水温	25.0	26.3	28.1	28.9	22.9	15.1	10.2	
	DO	8.81	8.06	8.35	5.36	5.87	6.56	9.98	
	pH	7.49	7.46	7.59	7.36	7.13	7.15	7.71	
	EC	36.1	27.4	31.4	32.7	35.7	32.2	34.1	
	COD				12.1	7.6	10.45	9.5	
	SS				29	12	18.5	8	
	T-N			0.76	1.08	1.08	4.63	5.12	
	T-P		3.69	1.21	2.53	2.57	1.67	1.51	
	NH4				0.28	0.28	1.56	2.44	
十郎川	水温	20.8	23.4	26.0	26.8	20.7	14.8	9.9	8.8
	DO	4.87	4.48	4.38	3.48	4.15	3.44	7.27	13.44
	pH	6.95	6.89	7.10	6.99	6.94	6.87	7.64	7.08
	EC	25.9	26.1	25.5	28.7	26.5	29.9	28.7	27.4
	COD				9.0	9.0	11.9	11.4	5.90
	SS				60	23	17.5	14	22.67
	T-N			1.74	2.71	2.10	5.71	5.99	7.48
	T-P		3.20	1.02	2.46	2.32	1.75	1.66	0.89
	NH4				0.42	0.22	1.47	2.1	1.1
合流部最後	水温	23.8	25.2	27.3	29.3	22.1	15.2	10.5	
	DO	7.04	6.47	6.18	4.83	4.52	4.96	8.66	
	pH	7.08	7.10	7.30	7.28	6.99	6.99	7.17	
	EC	31.8	27.7	29.9	32.7	30.4	31.3	31.6	
	COD				11.9	9.5	23.28	9.5	
	SS				30	22	80	13	
	T-N			1.67	2.72	1.01	5.49	5.02	
	T-P		3.11	0.93	2.45	1.91	3.03	2.46	
	NH4				0.33	0.24	1.51	2.06	

表 3－2 各浄化手法の適用段階・効果

区 分		適用段階			対象 水量	浄化効率				費用	
		実用	実験	構想		SS	BOD	T-N	T-P	建設費	維 持 管理費
改善手法（名称）											
1. 接触酸化法	（礫間接触酸化方式）	○			△	◎	◎	×	×	×	○
	（曝気付礫間接触酸化方式）		○		○	◎	◎	△	×	×	×
	（浮遊式礫間接触酸化方式）	○			○	◎	◎	△	△	×	×
	（ひも状接触酸化方式）		○		×	◎	◎	×	×	△	○
	（河床材料の変更による方式）		○		△	◎	◎	×	×	×	○
	（波板接触酸化方式）		○		○	◎	◎	×	×	△	○
2. 薄層流法				○	○	○	○	×	×	△	○
3. 川床形態変更による方法				○	○	○	○	×	×	△	○
4. 土壌浄化法	（トレンチ方式）	○			×	◎	◎	△	◎	×	×
	（表面浸透方式-沈澱水路）		○		△	◎	◎	△	◎	△	×
	（かんがい方式-農地還元）	○			×	◎	◎	△	◎	×	×
	（土壌浸透方式）		○		×	◎	◎	△	◎	○	×
5. 希釈法	伏流浄化法		○		×	◎	◎	△	◎	×	×
	導水法（潮汐利用による方法を含む）	○			○	○	○	○	○	×	×
6. 生物体置換法	リビング・フィルター法		○		×	◎	◎	△	◎	○	×
	水生植物（ホテイアオイ利用による方法）		○		×	△	△	◎	◎	△	×
	魚類の捕食による方法			○	×	○	○	○	○	△	×
7. 曝気・循環法	機械式曝気	○			○	×	×	×	×	×	×
	堰による方法		○		○	○	○	○	○	×	○
8. ろ過法	機械式ろ過（マイクロストレーナー法）	○			△	◎	○	○	○	×	×
	DCF法		○		○	○	○	○	○	△	×
9. 流路転換法（二層式水路法）		○			○					×	×
					流量	◎	あり			×高	×高
					○大	○	↓			△↓	↓
					△中	△	↓			○安	○安
					×小	×	なし				

谷山重孝編著：「農村地域の水質保全」

表 3－3 各浄化工法の内容および利点・欠点

	内容	利点	欠点
接触酸化法	礫・木炭等の接触材の利用	SS、BODの除去に効果大 維持管理費が安い	水温低下に伴う除去率の低下 目詰まりを起こしやすい 汚泥の除去必要性 建設費が高い
薄層流法	川幅を広くし、水深を浅くしてDOの供給	瀬と淵を組み合わせると河川本来の浄化能が増加 DOの供給による水生生物の活性の増大	浄化効果が不安定 N、Pが多いと付着藻類が大量発生し、新たな汚染源になる 流下距離に数kmを必要とする
希釈	伏流水の汲み上げ、浄化水の導水	導水によるBOD、SS、T-Pの低減	清澄な水が必要 導水する河川に余剰水が必要 維持管理費が高い
水生生物の利用	植生帯による分解・吸収・沈澱作用の利用	T-P、T-Nの除去が可能 生物のもつ分解・吸収・沈澱作用の利用 建設費が安い	回収・除去の必要 植物の生育期間に左右される 広用地が必要 維持管理費が高い
曝気循環	曝気装置または堰によるDOの供給	DOの供給による水生生物の活性の増大 堰の場合、建設費が安い	曝気による臭気の拡大の恐れあり
浚渫	底泥の除去	汚泥除去による臭気の軽減	攪拌による栄養塩濃度の上昇 川底の生態系の破壊

(社) 農村環境整備センター：農村に適した水質改善手法

表 3－4 各事例地区における水質浄化工法の効果

地区名	事業費 (千円)	維持管理費	規模	工法	浄化率	処理水量	滞留時間	備考
宮城県伊豆野地区	20,000	4,500	192×1.2 m	礫+曝気			75min	
滋賀県西内沼排水路	34,229	100	231 m	礫+遊水池	BOD	30～50%	2000 m <sup>3</sup> /day	
滋賀県樋ノ口川	22,838	988	36×2 m	礫			1000 m <sup>3</sup> /day	46min
岐阜県鏡島市場地内	6,000	750		木炭	BOD	18	20min	3ヶ月毎交換
					COD	14		
					SS	43		
					T-N	12		
					T-P	11		
岐阜県中川	3,457	108	20×1.5 m	木炭	BOD	42		
					COD	40		
					SS	36		
岐阜県諏訪谷	2,183	822	13×0.8 m	木炭	BOD	24.1		
					COD	26.7		
					SS	53.2		
滋賀県旧茶釜川	36,000	4,239	30×2.4 m	木炭	BOD	37	3000～5000 m <sup>3</sup> /day	流長2.6km、 流域面積3.02km <sup>2</sup> 3ヶ月毎交換
					COD	12		
					SS	0.6		
					T-N	10		
					T-P	14		
富山県流杉地区	9,450	500	30×1.5 m	植物				
岡山県日生町	500		30×1.5 m	植物+カキ殻	BOD	88		
					COD	72		
					SS	97		
					T-N	39		
					T-P	53		

(社) 農村環境整備センター：農村に適した水質改善手法



表 4－2 マコモの栄養塩含有率と吸収推定量

	C含有率 (%)	N含有率 (%)	P含有率 (%)	現存量 ( g /㎡)	N吸収量 ( g N/㎡)	P吸収量 ( g P/㎡)
採取地点 1	40.4	1.97	0.491	1050	21	5
採取地点 2	38.6	1.45	0.607	3030	44	18
採取地点 3	40.5	1.58	0.494	1360	21	7
採取地点 4	39.6	1.42	0.462	5040	72	23
平均	39.8	1.61	0.513	2620	42	13

表 5－1 植物地上部の分析

	乾燥重	個体数	乾燥重	N	P	N	P
	[ g /本]	[本/㎡]	[ g /㎡]	[%]	[%]	[ g /㎡]	[ g /㎡]
ヨ シ	16.74	140.4	2350.8	2.36	0.004	55.50	0.09
クサヨシ	2.05	1340	2745.0	0.84	0.012	22.96	0.33

表 6－1 濁川（試験区上流部）における流量および水質の変動

	pH	BOD	COD	SS	DO	T-N	T-P	NH4	陰イオン 界面活性剤	流量	EC	気温	水温	採水時間	天候
		mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	m <sup>3</sup> /d	μS/d	℃	℃		
1999.5.21	7.9	6.9	9.8	37.6	8.1	2.48	0.390	1.17	0.16	7800	340	27.0	26.1	12：30	晴
1999.6.9	7.8	8.4	11.1	67.1	7.1						330	30.5	29.5	13：00	晴
1999.7.19	7.8	3.5	6.3	24.7	7.5						293	29.8	26.1	10：00	晴
1999.8.11	7.8	3.9	6.9	15.6	6.7	1.84	0.278	0.27	0.11	18000	279	27.6	27.3	10：50	晴
1999.9.8	7.4	3.9	7.4	25.6	4.4						294	28.5	22.0	10：32	晴
1999.10.13	7.6	2.2	5.5	14.8	7.3						299	26.3	16.0	10：25	晴
1999.11.15	7.7	2.8	4.8	10.8	8.5	1.91	0.220	0.61	0.20	13000	315	14.0	7.5	11：05	くもり
1999.12.8	7.6	3.4	5	5.8	10.7						332	6.9	8.0	10：15	晴
2000.1.12	7.7	5.4	5.4	10.6	7.6						343	5.0		10：45	くもり
2000.2.14	7.9	9.5	10.3	60.0	12.6	3.02	0.419	1.56	0.50	4300	334	11.0	10.5	12：40	くもり
2000.3.1	7.7	3.9	5.6	7.6	12.2						336	6.0	6.3	10：25	晴
Ave	7.7	4.9	7.1	25.5	8.4	2.31	0.327	0.90	0.24	10775	318	19.3	17.9		

表 6－2 アンモニア態窒素濃度（土壌間隙水）

		6/21	7/22	7/26	8/19	9/17	9/29	11/10	11/16
U-1	上流左岸	2.65	0.79		3.01		2.65	4.43	
U-2	上流流心			13.04	9.92	0.59	6.45	3.21	
U-3	上流右岸	5.22	5.22	1.83	1.99	0.61		6.07	
M-1			9.00		20.00	5.59		30.65	
M-2		5.36	1.75	7.04	4.99	2.15		7.66	
M-3		2.34	3.24		5.98	3.80	5.26	6.34	
M-4			7.42		7.28	6.38		8.31	
D-1	下流左岸	19.60		6.27	15.60	2.73		11.44	
D-2	下流流心	12.50	4.72	4.51	6.71	3.48		2.96	
D-3	下流右岸	12.40	5.71		1.15	16.20		5.00	

表 6－3 全窒素濃度（土壌間隙水）

		6/21	7/22	7/26	8/19	9/17	9/29	11/10	11/16
U-1	上流左岸	2.45	1.50		13.20		3.37	4.35	
U-2	上流流心			21.10	18.70	1.17	6.42		
U-3	上流右岸		5.81	2.86	14.60	1.53		3.71	
M-1			8.39		56.80	5.21		33.50	
M-2		4.73		6.67	14.30	2.68		5.84	
M-3		2.78	4.26		13.50		6.54	6.60	
M-4			6.72		46.10	15.57			
D-1	下流左岸	17.00		20.10	52.40	10.21		22.10	
D-2	下流流心			4.33	16.10	3.01		2.73	
D-3	下流右岸	13.40	24.20		43.00	30.41		21.50	

表 6－4 リン酸濃度（土壌間隙水）

		6/21	7/22	7/26	8/19	9/17	9/29	11/10	11/16
U-1	上流左岸	0.17	0.07		0.89		0.09	0.32	
U-2	上流流心		<0.05	<0.05	0.11	0.14	0.05		
U-3	上流右岸	0.14	<0.05	0.27	0.98	0.06			
M-1			0.66		0.09	0.10		0.20	
M-2		0.15	0.22	<0.05	0.14	0.05		0.30	
M-3		0.18	0.06	<0.05	2.10	0.07	0.15	0.22	
M-4			0.29		0.31	<0.05		0.20	
D-1	下流左岸	0.19		0.14	0.16	<0.05		0.10	
D-2	下流流心	0.19	0.10	<0.05	0.07	0.07		0.16	
D-3	下流右岸	0.11	0.06		0.11	0.07		0.18	

表 6－5 全リン濃度（土壌間隙水）

		6/21	7/22	7/26	8/19	9/17	9/29	11/10	11/16
U-1	上流左岸	0.04	0.02		0.16		0.04	0.17	
U-2	上流流心			0.07	0.05	0.09	<0.01		
U-3	上流右岸		0.06	0.11	0.37	0.07			0.08
M-1			0.19		0.11	0.12		0.09	
M-2		0.17		0.11	0.06	0.05		0.12	
M-3		0.08	0.02		0.78		0.07		0.03
M-4			0.13		0.13	0.03			
D-1	下流左岸	0.04		0.11	0.05	0.02		0.04	
D-2	下流流心			0.02	0.14	0.04		0.08	
D-3	下流右岸	0.03	0.08		0.03	0.03		<0.01	

表 6－6 pH（表流水中）

		6/21	7/22	8/19	9/17	11/10
U-1	上流左岸	7.8	8.2	7.8	7.5	7.7
U-2	上流流心	8.0	8.6	8.1	7.5	7.8
U-3	上流右岸	7.9	8.3	7.8	7.5	7.8
D-1	下流左岸	7.8	8.0	7.8	7.4	7.7
D-2	下流流心	7.8	8.2	7.8	7.5	7.7
D-3	下流右岸	7.7	8.1	7.5	7.4	7.5

表 6－7 EC（表流水中）

		6/21	7/22	8/19	9/17	11/10
U-1	上流左岸	281	281	224	248	321
U-2	上流流心	294	269	224	240	295
U-3	上流右岸	295	276	228	264	314
D-1	下流左岸	299	284	224	265	328
D-2	下流流心	296	283	224	259	317
D-3	下流右岸	303	286	234	261	325

表 6－8 BOD（表流水中）

		6/21	7/22	8/19	9/17	11/10
U-1	上流左岸	4.8	4.5	3.3	4.8	5.3
U-2	上流流心	4.4	4.1	3.1	4.6	5.6
U-3	上流右岸	8.2	4.8	3.0	4.9	2.2
D-1	下流左岸	4.4	9.2	3.2	3.3	2.2
D-2	下流流心	4.8	4.8	3.2	4.5	3.0
D-3	下流右岸	7.4	4.6	3.4	3.7	2.0

表 6－9 SS（表流水中）

		6/21	7/22	8/19	9/17	11/10
U-1	上流左岸	12.0	20.5	41.0	9.6	34.3
U-2	上流流心	9.2	8.0	17.3	27.6	9.9
U-3	上流右岸	11.8	30.2	22.9	13.8	8.0
D-1	下流左岸	11.4	45.2	20.3	28.2	12.4
D-2	下流流心	10.8	13.9	19.5	15.8	6.9
D-3	下流右岸	15.7	18.4	21.3	63.2	9.6

表 6－10 水温（表流水中）

		6/21	7/22	8/19	9/17	11/10
U-1	上流左岸	31.0	34.0	27.8	24.6	16.8
U-2	上流流心	31.0	33.0	28.0	24.8	16.5
U-3	上流右岸	31.9	34.0	28.0	24.6	17.3
D-1	下流左岸	31.2	34.0	28.8	24.6	16.8
D-2	下流流心	31.1	33.5	28.2	24.5	16.8
D-3	下流右岸	30.8	33.5	28.8	24.4	16.8

表 6－11 气温（表流水中）

		6/21	7/22	8/19	9/17	11/10
U-1	上流左岸	30.7	34.0	31.6	28.2	19.8
U-2	上流流心	30.7	34.0	31.6	28.2	19.5
U-3	上流右岸	30.7	34.0	31.6	28.2	19.5
D-1	下流左岸	30.4	34.0	32.2	29.6	19.1
D-2	下流流心	30.4	34.0	32.2	29.6	19.1
D-3	下流右岸	30.4	34.0	32.2	29.6	19.1

表 6－12 調査区間における測定項目の入出力比（下流測定値/上流測定値）

調査月	評価項目		
	BOD（有機汚濁）	SS（浮遊粒子）	EC（電気伝導度）
1999年 6 月	1.09	1.17	1.01
7 月	1.17	1.74	1.05
8 月	1.03	1.13	1.00
9 月	0.98	0.57	1.08
11月	0.54	0.70	1.07

R-03-2001

平成12年度  
山梨県環境科学研究所研究報告書  
第4号

YIES Research Report

---

2001年12月発行

編集・発行  
山梨県環境科学研究所

〒403-0005 山梨県富士吉田市上吉田字剣丸尾5597-1

電話：0555-72-6211

FAX：0555-72-6204

<http://www.yies.pref.yamanashi.jp/>

---

印刷 株式会社ヨネヤ







