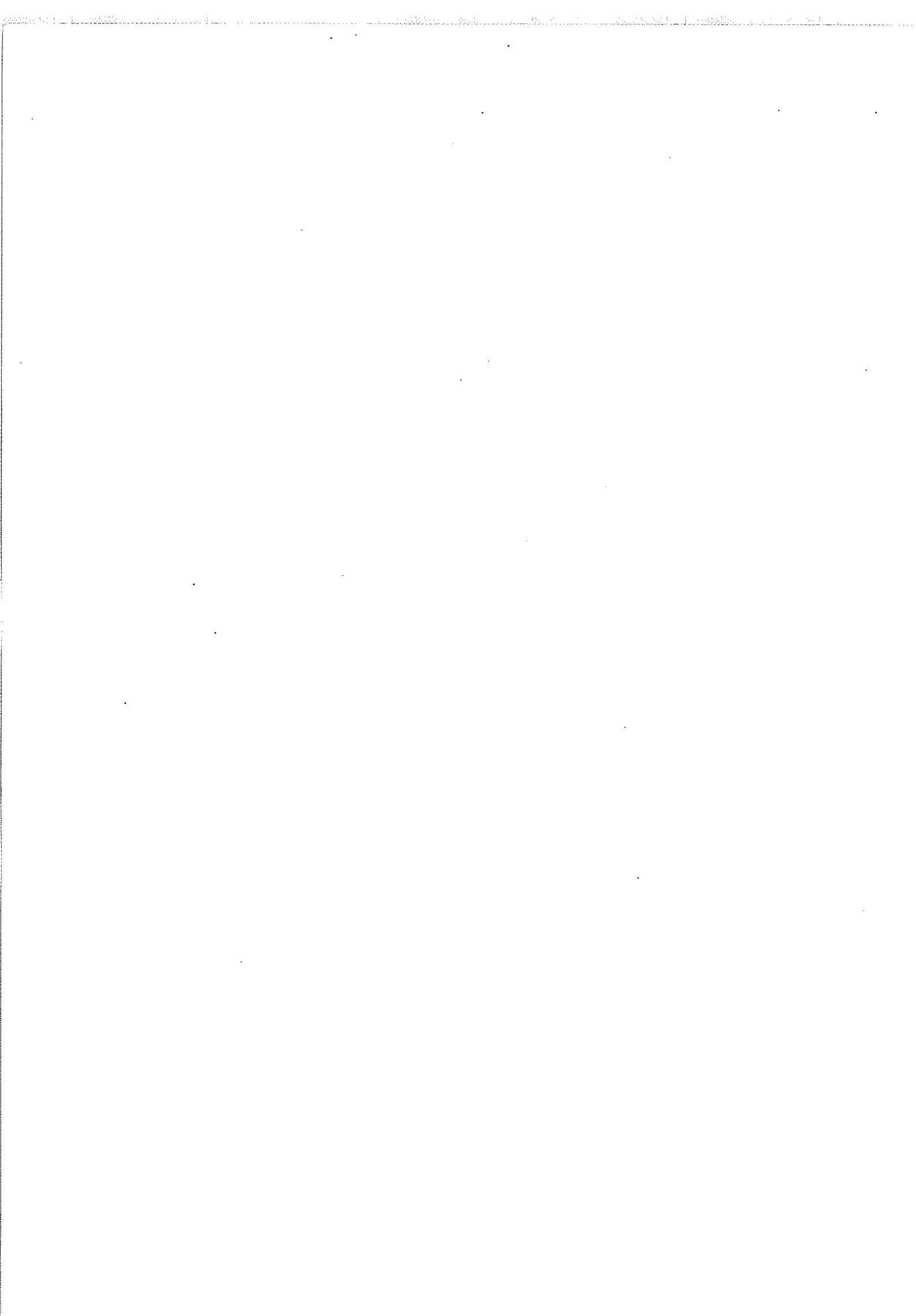


河川整備基金事業

河川における水質環境向上のための
総合対策に関する研究

平成13年11月

財団法人 河川環境管理財団



まえがき

(財) 河川環境管理財団では、河川整備基金により実施する基金事業として、平成 11 年度から 2 カ年にわたり「河川における水質環境向上のための総合対策に関する研究」を実施し、ここにその研究成果をとりまとめた。

わが国の水質汚濁の現況は全般的には改善されつつあるものの、都市域の河川水質汚濁や富栄養化問題、さらには環境ホルモン等の微量物質による生態系への影響等が見られる中で、水道水源としての「安全でおいしい水」、都市内の「親しめる良好な水辺空間」に対する社会的要望が強まっており、さらなる河川水質の向上が必要となってきた。このような河川水質環境に対しては流域と一体となった総合的なシステムを構築するする必要があり、本研究はこのような水質環境問題への総合的対策のあり方について取りまとめたものである。今後の河川水質環境保全への取り組みの一助となれば幸いである。

最後に研究会に積極的に参加され、研究を推進し、かつ成果報告書を執筆していただいた座長の大垣眞一郎先生をはじめ各委員の先生方に対し、ここに深甚なる謝意を表する次第である。

平成 13 年 11 月

河川環境管理財団

理事長 和里田 義雄

研究委員

本研究会の委員は以下のとおりである（研究会開始時）

座 長	大垣 真一郎	東京大学大学院工学系研究科教授
	古米 弘明	東京大学大学院工学系研究科教授
	浅枝 隆	埼玉大学大学院理工学研究科助教授
	大石 京子	九州大学大学院工学研究院助手
	岡部 聰	北海道大学大学院工学研究科助手
	関根 雅彦	山口大学工学部助教授
	長岡 裕	武藏工業大学工学部助教授
	西村 修	東北大学大学院工学研究科助教授
	藤井 滋穂	京都大学大学院工学研究科助教授
	水野 修	東北大学大学院工学研究科助手
	是澤裕二	建設省河川局河川環境課課長補佐
	加藤裕之	建設省都市局下水道部流域下水道課課長補佐
	吉川秀夫	河川環境管理財団河川環境総合研究所所長
	安中徳二	河川環境管理財団技術参与
事務局		河川環境管理財団河川環境総合研究所研究第二部



一 目 次 一

序論「河川の水質環境の向上のための総合的対策に関する研究会」について	大垣 真一郎	1
第1節 研究目的		1
第2節 本報告書の構成		2
 1. 水質環境管理の現状と課題		3
1.1 我が国の水質環境問題の変遷	大垣 真一郎・事務局	3
1.1.1 昭和40年代以前（1975年以前）		3
1.1.2 昭和50～60年代（1975年～1988年代）		5
1.1.3 平成以降（1988年以降）		6
1.1.4 近年問題となっている水質環境問題		7
1.2 我が国の水環境保全行政	大垣 真一郎・事務局	11
1.2.1 水質汚濁防止法		11
1.2.2 水質環境基準		11
1.2.3 排水規制		14
1.2.4 水質保全対策		16
1.2.5 湖沼水質保全特別措置法		18
1.2.6 水質総量規制		20
1.2.7 地下水汚染対策		22
1.2.8 水道水源対策		24
1.2.9 水環境保全行政の対応と課題		25
1.3 諸外国の水質環境管理	古米 弘明	27
1.3.1 米国の水質環境管理		27
1.3.1.1 水域保全に関する法律の歴史的な流れ		27
1.3.1.2 Clean Water Action Planの概要		27
1.3.1.3 Watershed Approachについて		28
1.3.1.4 モニタリングに基づく流域汚染の把握		28
1.3.1.5 排水規制とTMDLプログラムについて		30
1.3.2 ヨーロッパにおける水質環境管理の視点		31
1.3.2.1 水質汚濁問題とその対策の歴史的流れ		31
1.3.2.2 Water Frame Directiveについて		31
1.3.2.3 EUにおける新たな水政策の重要な視点		32
1.3.2.4 具体的な管理方法、制度を含めた対策方針		34
1.3.2.5 下水道整備状況やリン除去対策の現況報告		35
1.3.2.6 ヨーロッパの水質現況		36
1.3.3 河川流域の国際比較研究事例の紹介		39
1.3.4 諸外国と我が国における水質環境管理の相違点と今後の課題		44
1.3.4.1 水質環境管理における相違点		44
1.3.4.2 我が国の水質環境管理の課題		45
 2. 水質環境保全のための管理及び技術		48
2.1 概説	大垣 真一郎	48
2.2 生活系汚濁源からの負荷と対策	藤井 滋穂	50
2.2.1 はじめに		50
2.2.2 生活系汚濁廃水による河川への影響		50
2.2.3 各種生活系汚濁物処理方法とその効果		51

2.3 工場・事業所等汚濁源の対策-----	岡部 聰	60
2.3.1 工場排水対策-----		60
2.3.1.1 工業排水対策の現状-----		60
2.3.1.2 業種別の回収水利用率の現状-----		64
2.3.1.3 今後の工場・事業所等汚濁源の対策-----		64
2.3.2 畜産系排水-----		65
2.3.2.1 畜産系排水対策の現状-----		65
2.3.2.2 リスク：クリプトスプリジウム対策-----		66
2.3.2.3 今後の畜産系排水対策-----		66
2.3.3 その他ごみ処分場等排水対策-----		67
2.3.3.1 廃棄物最終処分場対策-----		68
2.3.3.2 今後の課題と対策-----		69
2.4 面源の対策-----	水野 修	72
2.4.1 面源負荷-----		72
2.4.2 山林、自然負荷対策-----		72
2.4.2.1 山林、自然負荷対策の現状-----		72
2.4.2.2 今後の山林、自然負荷対策-----		75
2.4.3 農耕地負荷対策-----		76
2.4.3.1 農耕地負荷対策の現状-----		76
2.4.3.2 今後の農耕地負荷対策-----		80
2.4.4 市街地負荷対策-----		80
2.4.4.1 市街地負荷対策の現状-----		80
2.4.4.2 今後の市街地負荷対策-----		83
2.5 河川水の直接浄化対策-----	西村 修	85
2.5.1 直接浄化対策の現状-----		85
2.5.1.1 直接浄化の必要性-----		85
2.5.1.2 直接浄化対策の現状-----		87
2.5.1.3 凈化技術の種類と方法-----		88
2.5.2 直接浄化技術の評価-----		95
2.5.3 今後の直接浄化対策-----		96
2.5.3.1 直接浄化対策の課題-----		96
2.5.3.2 水域における対策のあり方-----		97
2.6 流域住民による対策-----	大石 京子	99
2.6.1 流域住民による実施対策-----		99
2.6.1.1 生活排水対策-----		99
2.6.1.2 雨水対策設備の推進-----		99
2.6.1.3 水辺環境の美化対策-----		101
2.6.1.4 環境倫理の啓蒙-----		102
2.6.2 流域住民による今後の対策の在り方-----		105
2.6.2.1 各地の環境NPOの活動状況-----		105
2.6.2.2 NPO活動の課題と住民参加の在り方-----		106
2.7 情報技術を活用した河川管理手法-----	藤井 滋穂	110
2.7.1 はじめに-----		110
2.7.2 河川環境モニタリング-----		110
2.7.3 G I S の活用による河川環境総合管理-----		115
2.7.4 おわりに-----		119

3. 理想的な水質環境創出に当たっての主要課題	121
3.1 概説	大垣 真一郎 121
3.2 水遊びのできる河川の創出	長岡 裕 123
3.2.1 河川水質の視点から見た水遊びの種類	123
3.2.2 水遊びができる河川の要件	124
3.2.3 関連する水質項目	124
3.2.4 対策の提案と課題	127
3.3 クリプトスボリジウムなどへの対策	水野 修 131
3.3.1 クリプトスボリジウム症およびジアルジア症の概要	131
3.3.2 クリプトスボリジウムによる河川水汚染	136
3.3.3 河川水に関する対策	136
3.4 多種多様な生物が生息できる河川の創出	140
3.4.1 河川、湖沼の生態系と水質の関係	浅枝 隆 140
3.4.1.1 自然河川における水質、生物環境	140
3.4.1.2 河川の連続性と栄養塩、エネルギー流れと生態系	144
3.4.1.3 湖沼、ウェットランドの生物群集と水質との関わり	144
3.4.2 多種多様な生物が生息できる河川の創出	149
3.4.2.1 魚類	149
3.4.2.2 ゲンジボタル	158
3.4.2.3 ヒヌマイトンボ	158
3.4.2.4 回遊する動物たち	158
3.4.2.5 洪水が必要な動物・植物	160
3.4.2.6 今後の課題	161
3.5 新しい手法の河川管理への適用	162
3.5.1 好酸性のコケによる酸性河川からの金属除去	水野 修 164
3.5.1.1 日本における酸性河川の問題	164
3.5.1.2 酸性河川の中和	164
3.5.1.3 好酸性コケの特性	165
3.5.1.4 酸性河川の調査	165
3.5.1.5 チャツボミゴケによる金属除去	166
3.5.2 貯水池における水質評価及び水質保全・管理	古米 弘明 169
3.5.2.1 研究の背景と目的	169
3.5.2.2 自然水中の溶存有機物の評価手法	169
3.5.2.3 貯水池水中の溶存有機物組成の評価	170
3.5.2.4 藻類產生有機物の特性評価	171
3.5.2.5 貯水池の微生物群集構造のPCR-DGGE法による解析	173
3.5.2.6 今後の課題	175
3.5.3 都市内中小河川の水質形成過程の解析とモデル化	藤井 滋穂 176
3.5.3.1 はじめに	176
3.5.3.2 鴨川流域情報とその統合	176
3.5.3.3 流域水質の特徴	177
3.5.3.4 流域情報の水質解析への活用	179
3.5.3.5 おわりに	180
3.5.4 分子生物学的手法および微小電極を用いた都市河川の自浄作用（窒素除去機能）の解析	岡部 聰 181
3.5.4.1 はじめに	181
3.5.4.2 16S rRNAアプローチによる河床生物膜内の微生物群集構造の解析	182
3.5.4.3 微小電極による河床生物膜内の微生物群集機能の解析	185
3.5.4.4 今後の課題	186

3.5.5 河川・湖沼（小水域）の直接浄化手法の構築-----	西村 修	189
3.5.6 水質と生物相からみたワンドと河川本流との関係-----	長岡 裕	194
3.5.6.1 はじめに-----		194
3.5.6.2 調査場所の概要-----		194
3.5.6.3 調査期間-----		195
3.5.6.4 調査方法-----		195
3.5.6.5 調査結果-----		195
3.5.6.6 結論-----		197
3.5.7 大型水生植物による水質浄化の定量的評価法-----	浅枝 隆	198
3.5.7.1 ヨシの生活史-----		198
3.5.7.2 ヨシの生長解析-----		198
3.5.7.3 分解の解析-----		198
3.5.7.4 適用の例-----		199
3.5.7.5 他の種の植物群落における栄養塩除去効率-----		200
3.5.8 水質汚濁が魚に与える影響に関する実験的研究-----	関根 雅彦	203
3.5.8.1 研究背景-----		203
3.5.8.2 実験方法-----		204
3.5.8.3 水温-----		204
3.5.8.4 濁度-----		204
3.5.8.5 アンモニア-----		205
3.5.8.6 その他の有害化学物質-----		206
3.5.8.7 結論-----		207
3.5.9 転炉スラグの還元機能を利用した水域での生物学的・化学的窒素除去促進技術の開発-----	大石 京子	208
3.5.9.1 はじめに-----		208
3.5.9.2 スラグの構成成分と溶出特性-----		208
3.5.9.3 生物膜付着担体としての機能-----		208
3.5.9.4 スラグによる硝酸塩の化学的還元-----		209
3.5.9.5 生物学的窒素変換に与えるスラグの影響-----		210
3.5.9.6 底泥の窒素変換機能に与えるスラグの影響-----		210
3.5.9.7 スラグを利用した農業排水の再資源化の可能性-----		211
3.5.9.8 まとめ-----		212
4. 河川の水質環境総合対策のあり方-----	大垣 真一郎	213
4.1 河川水質環境管理の現在の状況-----		213
4.2 新しい河川水質環境総合対策に向けて-----		213

序論「河川の水質環境の向上のための総合的対策に関する研究会」について

第1節 研究目的

水は生命にとって不可欠な構成要素である。資源として取水することはもちろん、資源として貯水することも、自然の生態系に影響を及ぼす。また、水は循環している。汚染された水は、必ず水域へ戻り、汚染の範囲を広げる。

しかし、一方、水は洪水など人と社会にとって大きな脅威である。また、水は人と社会にとって必要不可欠な資源である。十分で安全な水なくして、人の生命と健康は維持できず、社会は成り立たない。

従って、河川の水を我々が資源として利用するとき、まず、利用の目的を明確にして、必要にして十分な量を水の循環の中で利用すること、自然を改変し、人為的に制御する時は、同じく、その程度を必要にして十分な範囲にとどめることが必要となる。流域の水の循環は、地球規模の水の循環にスケールとしてつながっており、また水の生態系の健全さを保つ責任は、次の世代への責任でもある。

河川の水質環境の向上のために正しく総合対策を計画し実行するためには、まず、自然の構成要素として循環する河川水とその生態系を科学的に深く認識することが必要であり、さらに、人と社会が真に必要とする利水の質と量に関する十分な洞察が必要である。これら認識と洞察の上で、自然と社会の調和を図る技術と制度の適用、その適用にあたっての社会的合意形成が求められることになる。

わが国の河川における水質汚濁の現況は、下水道事業や河川水直接浄化事業等の水質保全対策の実施や国民意識の向上等によって改善してきた。しかし、都市域の河川域では依然、水質は悪化しており、それに伴い水道水での発ガン性物質の生成、異臭味の発生、クリプトスピロルディウム等の病原性微生物の発生、加えて環境ホルモンなどの微量物質の顕在化等によって水道水源の安全性のみならず、生態系への影響等が発生し、河川の水質問題が複雑多様化している。一方、「安全でおいしい水」、「良好な水辺空間」に対する社会的要望も強まっており、さらなる河川の水質保全が必要となっている。

これら複雑多様化している水質問題の対応には新しい水質指標および保全目標が必要となる。さらにそれについて対策を講じるには、河川だけではなく発生源である流域での汚濁源の状況の把握、そこからの流出機構や各水質項目、水質レベルへ影響を与える流量等の変動要

因の解明が必要となり、また、各浄化技術、システムの開発等種々の解決すべき種々の課題があり、それら研究を総合的に行う必要がある。

本研究は複雑多様化している河川の水質に対しそれらの機構、要因の解明及び特定、対策方法の開発について総合的に研究を行い、河川の水質環境の保全、向上のための総合的対策に資することを目的とする。

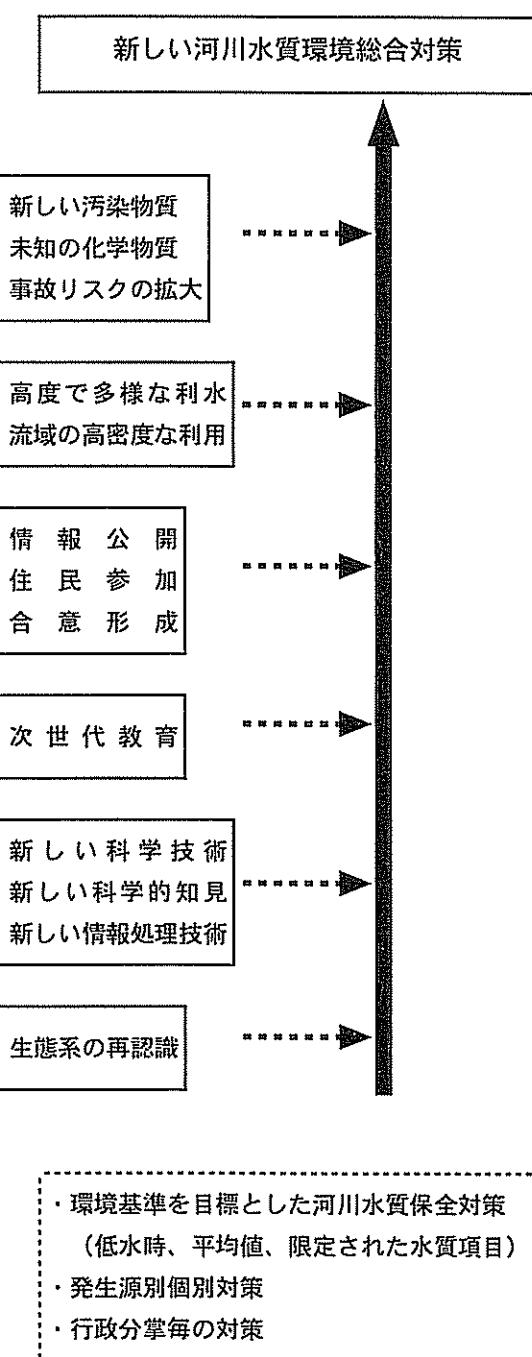


図1 河川水質総合対策の新しい要素

第2節 本報告書の構成

本報告は4章より構成されている。

第1章は、水質環境管理の現状と課題についてとりまとめてある。第1節では、日本の水質環境に関する国全体の課題の変遷についてとりまとめており、第2節では、水環境保全のための行政上の方と制度の現状と課題をしめしている。第3節では、諸外国での河川水質管理の法、制度、社会的な体制の事例を紹介している。日本の河川水質環境の特性を客観化し、新しい対策概念を生み出すために、異なる風土と社会における多様な水質環境保全対策の事例から学べることは多い。

第2章では水質環境保全のための管理及び技術を取りまとめた章である。生活系汚濁源（第2節）工場・事業所等汚濁源（第3節）、面源（第4節）に対する各対策と技術及びその課題を示してある。さらに、堤外地での水質改善技術など、水域での対策（第5節）及び住民参加による対策（第6節）の事例とその制度と今後の方針性を示している。流域の総合的な観測、監視、データの統合は、今後の総合的対策には必要不可欠であり、その技術と手法について、第7節にまとめてある。

第3章は理想的な水質環境創出にあたっての主要課題を示してある。河川の水質環境総合対策のためには2章で示しているように、多くの課題があるが、そのうち、対策のための新しい概念が当面求められている課題として3つを取り出してとりまとめている。第1は水遊びができる河川を目指した対策について（第2節）であり、第2は、最近、飲料水への大きな脅威としてたち現れた病原性微生物であるところのクリプトスパリシウム（第3節）について、その現状と対策の課題である。だい3のものとして、多様な生態系の保全のあり方とその対策手法である。

第5節では河川流域の最上流から河口までの水質環境に関わる9つの新しい研究課題とその成果を示している。河川水質環境、対策とその技術の展開を見直す上で、有益な新しい知見と情報を示している。

第4章は、河川の水質総合対策のあり方に関する本報告のとりまとめの章である。

1. 水質環境管理の現状と課題

1.1 我が国の水質環境問題の変遷

1.1.1 昭和40年代以前（1975年以前）

(1) 社会・経済的状況の変化

日本経済は、昭和30年（1955年）の神武景気の下で高度成長過程へと突入した。当時の経済成長は、重化学工業化を伴うプロセスの中で同時に行われた。一般的に、重化学工業は生産額あたりの汚染物質の排出量が大きい産業であり、さらに、輸出にまわされる製品が日本で加工されることから、日本における消費に見合う量以上の汚染物質が排出されることになった。これらが、日本で激甚な産業公害が発生した一つの要因となった。

日本の場合、資源加工型産業の輸出が多いことから、土地、水の使用量が貿易によって国内需要をまかなう水準よりも増加していた。そのため、諸外国と比較してより多くの土地、空間等の環境資源を消費する産業構造となっていた。また、このような事情を背景に、臨海地帯に埋立てを伴う大規模なコンビナートが建設されたり、狭い土地空間のために工場に隣接して住宅が並ぶ等、臨海工業地帯での公害は急速に悪化していった。

高度経済成長は消費生活の拡大もたらした。テレビ等耐久消費財の急速な普及や、レジャー消費の拡大等、消費生活は量的に拡大し多様化した。家庭等民生部門のエネルギー消費は、昭和35年（1960年）から昭和45年（1970年）度までに3.4倍に増加した。これらの消費生活の拡大に伴って生産が増大し、合わせて環境破壊が進行したが、一般的にはあまり認識されていなかった。

生活環境関連投資（下水道、廃棄物処理施設、公園等）については、この期間積極的に拡大された。しかし、昭和35年（1965年）時点の下水道普及率は14%であり、必ずしも満足のいくものではなかった。整備が立ち後れた原因は水資源開発等の事業が優先され、重点的な投資がなされなかつたこと、加えて用地費の上昇等があり、必要性の高い地域に限って生活環境施設の整備が追いつかない状況であった。

(2) 水質汚濁による被害

産業等人間活動の発展に伴い、水質汚濁は急速に進行した。主たる原因是工場、事業場等から排出される排水であった。以下に事業所排水による水質汚濁の主な被害の事例を示す。

① 健康被害

明治41年（1908年）、チッソ株式会社の前身である日本カーバイト工業より排水が海域に流出されるようになった。その結果、昭和20年代後半には水俣湾の魚が海面に浮き出し、陸上の猫や豚まで狂死はじめると至った。そして、昭和31年（1956年）に熊本県水俣保健所に脳症状を主とする原因不明の患者が入院したことを機に水俣病が公式に認知された。水俣病は、魚介類に蓄積された有機水銀が人の体内に取り込まれ、その結果起きた神経系疾患である。水俣病は、患者を肉体的に苦しめただけでなく、患者及びその家族を精神的、経済的にも苦しめ、大きな社会問題となつた。さらに昭和40年（1965年）頃、阿賀野川流域においても水俣病が発生した。

富山県の神通川においては、大正時代からカドミウム、鉛、亜鉛等の金属類が下流域の水田に流れ込み農業被害が発生していたが、やがてこの地方に奇病の患者が現れ始めた。この病気は痛みが激しくイタイイタイ病と呼ばれていた。昭和43年（1968年）、上流の金属鉱業会社の排水に含まれていたカドミウムが原因と公式に発表された。

② 漁業被害

昭和33年（1958年）、製紙工場がセミ・ケミカル・パルプの排水を無処理のまま江戸川に放流したため、下流で養殖していた貝類等に多大な被害を与えた。これにより、漁民約700名と警官隊とが衝突する事件となつた。この事件を契機に、「工場排水等の規制に関する法律」及び「公共用水域の水質の保全に関する法律」（併せて旧水質二法という）が制定され、水質汚濁に関する法整備が行なわれることとなつた。

昭和35年（1960年）には、伊勢湾で異臭魚問題が生じ、漁民同盟が30億円を漁業振興費の名目で要求する騒ぎが起こった。また昭和37年（1962年）には、多摩川にあるメッキ工場から、シアン化合物が大量に放出される事件が起こった。

(3) 水質汚濁に係る対策

① 足尾問題を国会で討議（明治24年（1891年））

明治20年（1887年）頃、足尾銅山の鉛毒により被害を受けた流域住民は、県に陳情するとともに国会に質問書を提出する等の行動を起こした。そして明治24年（1891年）に足尾銅山の鉛毒事件について国会で討議がなされた。このような鉛毒問題は、農業や漁業と新興の近代的工業との衝突という形で問題が顕在化し、産業間の調整の問題として、工業法体系の中で対

策が講じられていくこととなった。

② 農薬取締法制定（昭和23年（1948年））

農薬の不正粗悪品の流通による農業生産上の弊害を取り除くために、昭和23年（1948年）に農薬取締法が制定された。その後、昭和38年（1963年）には水産動植物への被害の防止観点から、昭和46年（1971年）には食品中の残留農薬や農薬による土壤汚染及び水質汚濁等の観点から法改正が行なわれた。

③ 公害対策基本法制定（昭和42年（1967年））

公害防止対策は、応急的臨時の対策ではなく予防的計画的の取組でなければならず、公害の対象範囲、公害発生源者の責任、行政の責務の明確化など基本原則を明らかにすべきであるとの声が高まった。そのため、公害の防止に関する基本法の制定が要請され、昭和40年（1965年）厚生省は公害審議会を設置した。当審議会における答申を受け、昭和42年（1967年）に公害対策基本法が制定された。

④ 公害対策本部設置、公害国会開催

（昭和45年（1970年））

公害対策基本法制定後も公害は深刻化し、公害対策を適切かつ一体的に処理するため、昭和45年（1970年）公害対策本部が内閣に設けられることとなった。公害対策本部の設置によって、国の公害行政の総括的な責任の所在が明らかになるとともに、山積みしていた課題に対処するための政策立案中枢がようやく生まれることとなった。

第64回国会は公害関係法制の抜本的整備を主目的とし、公害問題に関する集中的な討議が行われたことから公害国会と呼ばれた。同国会では、公害の防止に対する国的基本的な姿勢の明確化、規制の強化、事業者責任の明確化、地方公共団体の権限強化等に関する公害関係14法案が可決成立した。この中には、公害対策基本法改正案も含まれ、同法において環境基準という新しい概念が導入された。

⑤ 水質汚濁防止法制定（昭和45年（1970年））

水質汚濁防止法は、公害国会において旧水質二法に代えて制定されたものである。その目的は、国民の健康保護および生活環境の保全、事業者の損害責任を定めることにより被害者の保護を図る等である。本法により旧水質二法から強化された主な点は以下のとおりである。

- ・指定水域制を廃止し、規制地域を全国に拡大するとともに公共用水域の範囲も拡大したこと。
- ・排水基準違反に対し直罰性を設けることにより排水規制を強化したこと。

- ・都道府県条例による上乗せ排水基準の設定が可能になったこと。
- ・規制対象業種の拡大が一般的に可能となったこと。
- ・排水基準を工場等に対する総合的排水基準から排水溝ごとの基準としたこと。

⑥ 下水道整備の動き

（昭和33年（1958年）～昭和45年（1970年））

下水道では昭和33年（1958年）に合流式下水道を前提に、都市内の浸水防除、都市内の環境整備を重点にした下水道法の改正が行われた。

この改正法では、整備計画として下水道事業計画を策定することとなったが、整備の実施にはこの計画と昭和43年（1968年）に制定された都市計画法に基づく都市計画事業計画に基づいて、事業主体が行うこととなっている。

昭和40年前後（1960～1970年代）は河川など公共用水域の汚濁の予想以上の拡大に対して、公害対策基本法（昭和43年（1968年））や水質汚濁防止法（昭和45年（1970年））が制定された。

下水道においても昭和45年（1970年）に「公共用水域の水質保全に資する」という一項を目的に加えた下水道法の改正が行なわれた。

この改正では、水質環境基準の水域類型の指定がなされた水域について、その水質の汚濁が2以上の市町村の区域における汚水によるものであり、主として下水道の整備によって当該水質環境基準が達成される場合には、それぞれの水域ごとに都道府県は、その流域における下水道整備に関する総合的な基本計画（流域別下水道整備総合計画）を策定すべき旨の規定が設けられた。

これにより、汚水はすべて終末処理場で処理されることになり、ほぼ今日に近い体系ができあがった。

⑦ 環境庁発足（昭和46年（1971年））

公害規制の実施権限が各省庁に分散されているという実態や、公害、環境問題の重要性の理解が形成されていった背景から、臨時機関である公害対策本部に代わり、公害規制の実施権限も持った常設の行政機関である環境庁が昭和46年（1971年）7月に発足した。

環境庁は、公害の防止に関し根幹となる事務についてはその実施までを含む一切の機能を一元化して所掌し、環境の保全に関する基本的施策を企画立案する機能及び、各省庁所管の関連業務について強力な総合調整権を有する企画官庁として発足した。

⑥ 化学物質の審査及び製造等の規制に関する法律制定
(昭和48年(1973年))

PCBによる環境汚染問題を契機に、昭和48年(1973年)化学物質の審査及び製造等の規制に関する法律が制定された。同法により、新規に製造・登録される化学物質について、輸入及び製造前に、難分解性・高蓄積性・慢性毒性の3点の審査が行われるとともに、それらの性状を全て有する化学物質を第一種特定化学物質として指定し規制が行われることとなった。

⑦ 濑戸内海環境保全臨時措置法制定
(昭和48年(1973年))

昭和40年代の瀬戸内海周辺においては、産業及び人口の集中から水質の汚濁と海岸線の改変が著しく進行した。昭和47年(1972年)、播磨灘に発生した大規模な赤潮は養殖業を中心に総額71億円に及ぶ被害を生じ、瀬戸内海の環境保全対策が強く要請されることとなった。そして、翌昭和48年(1973年)に瀬戸内海環境保全臨時措置法が制定された。同法では、政府に対し、瀬戸内海の環境保全に関する基本計画を策定すべきことを義務づけるとともに、当面の措置として産業排水に係るCODで表示した汚濁負荷量を減少させる措置、特定施設設置等の許可制、埋立て免許等に際しての瀬戸内海の特殊性(世界的景勝地、漁業資源の宝庫等)への配慮等の特別措置が定められた。

1.1.2 昭和50～60年代(1975年～1988年代)

昭和50年～60年代(1975年～1988年代)は、高度経済成長が定着し、環境政策が整備されるにつれて、改善傾向を示した。しかし、国民の生活様式の変化、都市化の発展を背景に、人間活動が環境に及ぼす影響は複雑化・多様化していった。特に、湖沼、内湾等の閉鎖性水域の水質汚濁は従来からの個々の発生源に対する規制だけでは困難であり、下水道などの社会資本を計画的・先行的に整備していく等多角的な取り組みを必要とした。

以下、昭和50～60年代における水質汚濁に係る主な対策についてその内容を示す。

① 濑戸内海環境保全特別措置法制定
(昭和53年(1978年))

瀬戸内海環境保全臨時措置法が改正され、恒久法である瀬戸内海環境保全特別措置法が制定された。同法は、臨時措置法の規定において、今後も必要と認められる特定施設の許可制、埋め立てに関する特別の配慮等の措置とともに、次の施策が盛り込まれた。

- ・基本計画に基づく府県計画の策定

- ・総量規制制度の実施
- ・富栄養化による被害の発生防止を図るためのリン等の削減対策
- ・自然海浜保全地区の指定等、自然海浜の保全
- ・海灘等による油の排出防止、赤潮の発生機構の解明等

② 湖沼水質保全特別措置法制定

(昭和59年(1984年))

湖沼の水質汚濁対策として、1984年に湖沼水質保全特別措置法が制定された。同法によって、水質保全に資する事業の他、各種汚染源に対する規制等の措置が総合的かつ計画的に推進され、都市生活型公害への対応がされることとなった。以下、同法の主な内容を示す。

- ・国による湖沼水質保全基本方針の策定。
- ・指定湖沼(水質保全に関する施策を総合的に講ずる必要がある湖沼)の水質汚濁に関連する地域を指定地域として定める。
- ・下水道整備等の湖沼の水質保全事業に関する湖沼水質保全計画を定める。
- ・指定湖沼に関する特別の措置として、事業場からの汚濁負荷量の規制基準、生活環境に被害を生ずる恐れのある施設を特定施設とみなして水質汚濁防止法の規定を適用、指定施設の設置の届出、指定湖沼の汚濁負荷量の総量削減、緑地保全その他湖辺の自然環境保護、等を講じる。
- ・湖沼の水質保全に必要な指導、援助、関係行政機関の協力等の規定を定める。

③ 湖沼に係る窒素、磷の規制基準設定

(昭和60年(1985年))

閉鎖性の高い水域においては、富栄養化を防止するためその要因である藻類の増殖を抑えるために、藻類の増殖を主に支配する窒素・リンの濃度を下げる必要がある。このため、湖沼において昭和60年(1985年)に全窒素・全リンに係る環境基準が設定された。なお、海域においても平成5年(1993年)に設定された。

④ 化学物質の審査及び製造等の規制に関する法律改正
(昭和61年(1986年))

昭和61年(1986年)、化学物質の審査及び製造等の規制に関する法律が改正され、蓄積性は低いものの、難分解性かつ慢性毒性のある化学物質を指定化學物質として指定し、製造及び輸入の監視を行うことになった。調査及び報告により有害性があると判定した化学物質を第二種特定化学物質として指定し、製造及び輸入量等の規制が行われるようになった。

1.1.3 平成以降（1988年以降）

平成以降の水質汚濁対策としては、主に地下水汚染対策、生活排水対策、廃棄物処理対策等が推進された。

以下、平成以降の水質汚濁に係る主な対策についてその内容を示す。

① 地下水汚染の未然防止の制度化

（平成元年（1989年））

昭和57年（1982年）の地下水の全国調査では、トリクロロエチレン、テトラクロロエチレンの2物質がそれぞれ3割近い井戸から検出、3、4%の井戸でWHOの飲料水質ガイドラインを超過していることが判明した。これを受け、工場・事業場に対する行政指導が行われたが効果はみられず、平成元年（1989年）に環境庁は地下水汚染の未然防止の観点から水質汚濁防止法を改正した。これにより、特定施設からの有害物質を含む水の地下への浸透は禁止され、排水規制に準じた規定が整備された。

② 生活排水対策の制度化（平成2年（1990年））

生活排水の使用量の増大等を背景に、生活系負荷の比重が高まってきたため、環境庁は平成2年（1990年）に水質汚濁防止法を改正し、生活排水対策を制度化した。改正法は、行政の責務及び生活排水に対する国民の心がけについて明確にし、都道府県による生活排水対策重点地域の指定、関係市町村による生活排水対策推進計画の策定等を規定した。また、総量規制地域を対象に、濃度規制とともに汚濁負荷量を削減する必要性から、総量規制制度が導入された。

③ 環境基本法制定（平成5年（1993年））

環境基本計画閣議決定（平成6年（1994年））

大量生産、大量消費、大量廃棄型の社会経済活動による都市・生活型公害問題や地球規模の環境問題が深刻になり、従来の規制的手法のみでは公害問題の対処が不十分となった。そこで、平成5年（1993年）に環境政策の理念と基本的な施策の方向性を示し、総合的な環境政策展開の枠組みとなる環境基本法が制定された。水環境保全についても同法の下で展開が図られることとなった。

平成6年（1994年）には、環境基本法に基づき、環境基本計画が閣議決定された。この計画では長期目標として、「循環を基調とする社会経済システムの実現」「自然と人間との共生」「環境保全に関する行動への参加」「国際的取組の推進」を掲げている。

④ 特定水道利水障害の防止のための水道水源水域の水

質の保全に関する特別措置法制定

（平成6年（1994年））

水道において発ガン性のあるトリハロメタン等の有害物質が問題となってきた。そこで、トリハロメタン生成の原因物質であるフミン質等の低減、浄水処理方法の改善のみならず、公共用水域においても水道利用に配慮した水質保全対策が求められるようになってきた。

これを背景に、平成6年（1994年）「特定水道利水障害の防止のための水道水源水域の水質の保全に関する特別措置法」が制定され、トリハロメタン生成の原因物質の規制制度等が設けられた。

⑤ 「水道原水水質保全事業の実施の促進に関する法律」 平成6年（1994年）

「特定水道利水障害の防止のための水道水源水域の水質の保全に関する特別措置法」の制定に合わせて平成6年（1994年）「水道原水水質保全事業の実施の促進に関する法律」が制定され、下水道・合併処理浄化槽の整備事業及び河川事業等が促進されるようになった。

⑥ 地下水汚染浄化対策（平成8年（1996年））

地下水は流速が緩慢であり、いたん汚染させると自然浄化が難しいことから、平成8年（1996年）に水質汚濁防止法が改正され、地下水の水質浄化措置命令制度が創設された。これにより、汚染者に対して地下水の水質浄化のための措置ができるようになった。

⑦ 廃棄物の処理及び清掃に関する法律の改正

（平成9年（1997年））

廃棄物の処理に関する基本的な法律としては、「廃棄物の処理及び清掃に関する法律（昭和46年（1971年）制定）」がある。平成9年（1997年）には、廃棄物排出量の増加及び多様化、最終処分場の逼迫、不法投棄等の問題を踏まえて、廃棄物の減量化・再利用の推進、処理施設の信頼性・安全性の向上、不法投棄対策強化等が図られるように改正が行われた。

同法では、廃棄物の埋立による最終処分の基準が次の観点から定められている。

- ・埋立地からの浸出液による公共の水域及び地下水の汚染を防止すること。
- ・廃棄物を減量化し、安定化させること。
- ・埋立処分に伴い衛生上の問題が生じないようにすること。

特に重金属を判定基準を超過して含む産業廃棄物の埋立処分に関しては、「公共の水域及び地下水と遮断されている場所で行うこと」とされており、一段と厳

しい規制となっている。

⑧ 河川法の改正（平成9年（1997年））

わが国の河川制度は昭和39年（1964年）に制定された新河川法により、治水、利水の体系的な制度の整備が図られ、今日の河川行政の規範となってきた。

しかしながら、近年の社会、経済の進歩・発展は豊かさや、うるおいのある質の高い国民生活とともにより良好な環境を求める国民のニーズの高まりとなってきている。河川でも治水、利水の役割だけでなく、うるおいのある水辺空間や多様な生物の生息・生育環境としても重視されるようになり、地域と連携した個性豊かな川づくりが求められるようになってきた。

こうした中、河川審議会では「21世紀の社会を展望した今後の河川整備の基本的方向について」が審議され、平成8年（1996年）6月に答申を行った。

この答申に基づき、建設省では河川法の改正を検討し、平成9年（1997年）6月の第140回国会で改正法を可決成立した。

改正された河川法は、今後の河川行政において水質・生態系の保全、水と緑の景観、河川空間のアメニティといった国民のニーズの増大に応えるべく、河川法の目的として治水、利水に加え、「河川環境の整備と保全」を明確に位置付けた。

また、平成11年度（1999年）には「新たな水循環、国土管理に向けた総合行政のあり方」について河川審議会答申があり、今日では流域をまき込んだ施策の展開の中で、より高度な環境管理・保全が進められようとしてきている。

1.1.4 近年問題となっている水質環境問題

前述した水質汚濁に係る法制度の整備による各種排水の規制、水質保全対策の実施に伴ない公共用水域の水質は改善されてきているものの、近年においても依然として都市河川や、閉鎖性水域での水質汚濁が問題とされている。また、国民の水に対するニーズの高揚や科学技術の進歩に伴って、新たな水質環境問題が指摘されている。近年問題となっている水質環境問題として以下があげられる。

（1）下水道整備の進んだ都市河川の水質汚濁

鶴見川、多摩川等の都市河川では、排水規制の強化や下水道整備の推進により、昭和50年前後の極めて汚濁した水質状況から大幅に水質は改善されてきているが、近年では河川の水質汚濁指標であるBODは横ばいの状態である。両河川とも流域の下水道整備が進歩しており、生活排水、事業所排水は下水終末処理場により処理され、河川に放流されている。河川水中の下水処理放流水の割合は、低水相当流量では約7割と推定され、下水処理水の占める割合が高い。

鶴見川では環境基準BOD5mg/lに対して、近年においても環境基準を上回っている。水質測定において、BODと同時に測定されているATU-BODを併記すると図1.1.1に示すとおりである。ATU-BODはアンモニア態窒素の硝化作用を抑制して測定したBOD値であり、有機物による酸素消費量を示すものであるが、この値は約1.8～6.1mg/lと低濃度である。一方、BODは4.3～16.5mg/lであり高い値である。BODとATU-BODの差分は、アンモニア窒素の硝化に伴う酸素消費量であり、N-BOD（窒素由来のBOD）といわれており、この値が高いことがBODを高くする要因となっている。

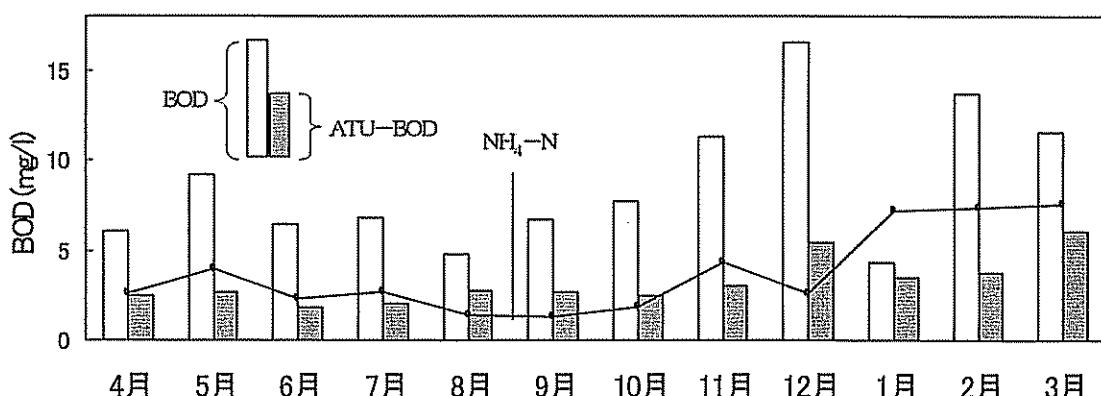


図1.1.1 鶴見川（龜の子橋）のBOD、ATU-BOD測定結果（平成10年度）（出典：神奈川県公共用水域測定結果）

このN-BODはアンモニア態窒素及び硝化細菌が水中に存在する場合に発現するものである。下水処理プロセスの活性汚泥中には、硝化細菌が多く存在し、アンモニア態窒素を除去しているが、アンモニア態窒素が全量処理できない（水温低下、負荷率の上昇等）場合、アンモニア態窒素が河川に放流されることになる。硝化細菌の河川中での成長に伴い河川水においてN-BODが発現され、BOD値が高くなる。N-BODの発現は、各河川においてみられているが、特に下水処理放流水を多く含む都市河川において顕著にみられている。この対応としては、下水処理施設におけるアンモニア態窒素の処理（高度処理）や河川域における直接浄化対策があげられる。また、これまで河川の水質汚濁の代表的指標としてBODが用いられているが、N-BODの影響をどのように評価し、また表現するかなど、水質指標としての妥当性についても検討することが必要である。

(2) 閉鎖性水域の富栄養化

手賀沼、印旛沼等の閉鎖性水域でも、排水規制による法的規制、下水道整備等の様々な水質保全対策が実施されているにもかかわらず、湖沼の水質は横ばい又は増加する傾向にある。閉鎖性水域の水質は、一度汚濁が進むときわめて回復が難しいのが実状である。

閉鎖性水域の富栄養化を防止するためには、以下の取り組みが必要である。

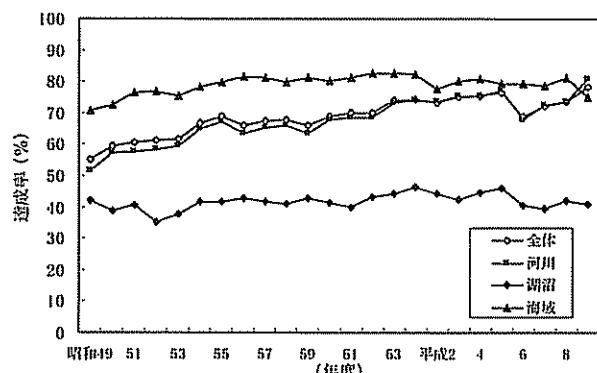


図1-1-2 環境基準（BODまたはCOD）達成率の推移

① 地域環境に適した排水の高度処理の推進

生活系及び工場、事業場からの汚濁負荷量を削減する対策として現時点で最も効果的な手段は、高度処理終末処理場を備えた下水道の整備であろう。従って、下水道整備の促進が、現時点では湖沼水質改善のための最も重要な課題と言えよう。しかし、集水域が広い湖沼では、下水道整備に長い年月（数十年以上）と多額の費用がかかる。湖沼の水質改善を早急に図ってい

くためには、合併処理浄化槽、農村下水道等の小規模排水処理施設での窒素、リン除去も進める必要がある。現状では、このような小規模施設での高度処理は、設備費、維持管理費が高くつくことから義務化は難しい状況にある。低成本で維持管理が容易な高度処理技術の開発が望まれる。

② 面源からの汚濁負荷量の把握と削減

水田、畑、市街地等からの面源汚濁負荷量に関しては、その量の把握がまだ十分でないため、湖沼水質への影響がはっきりしていない。湖沼水質保全対策を検討するための基礎データとして、面源負荷量の把握を十分行うことが必要である。また、面源からの汚濁負荷削減対策として、ため池、湿地等の自然浄化機能を利用した浄化方法が最近試みられているが、データの蓄積が十分でなく信頼性のある技術としてはまだ確立されていない。現場での調査事例を増やし、効果のある設計方法の検討を早急に進める必要がある。さらに、省肥料のための施肥方法の改良や肥料の改良等、営農面も考慮に入れたきめ細かい農業系負荷削減対策の開発・普及が必要である。

③ 小規模事業場における窒素・磷負荷削減対策

飲食店、宿泊施設、レジャー施設、養魚場、畜舎等、小規模事業場からの汚濁負荷量はまだ十分定量的に把握されていない場合が多い。負荷量の把握と小規模事業場に導入できる低コストの排水処理装置の開発や財政的な支援制度の確立が必要である。

④ 湖沼の環境条件に応じた独自の対策の開発

浄化用水の導入、水田、土壤、湿地の浄化作用の利用等、それぞれの湖沼の環境条件に応じた独自の対策の開発、検討が必要である。

⑤ 土地利用規制の検討

湖沼が上水道の水源として利用されている場合など、水質汚濁防止が水利用実態からみて緊急を要する場合には、集水域の土地利用規制や開発規制が必要な場合もある。そのような土地利用規制の実現可能性の検討も必要である。

⑥ 環境水中のリスク管理

河川等の環境水が人間や水生生物に様々な影響を及ぼすことが問題となっている項目として、クリプトスポリジウム、O-157、内分泌搅乱化学物質（いわゆる「環境ホルモン」）が挙げられる。

1) クリプトスポリジウム

平成8年（1996年）6月に、埼玉県越生町において我が国で初めて水道水を介したクリプトスポリジウム

による感染症が発生し、約8800人が発症した。厚生省は平成8年（1996年）10月に水道水源がクリプトブルスピリジウムの汚染のある場合の予防対策や、万一感染症が発生した場合の応急対策について「水道水におけるクリプトブルスピリジウム暫定対策指針」を策定した。さらに、新たに得られた知見等に基づき、厚生省で「暫定対策指針」を改正し、都道府県等を通じて水道事業者等へ周知している。

水道水中のクリプトブルスピリジウム等原虫については、存在状況の把握、専門家による対策の推進に関する検討会の設置、検査方法の改良等についての研究班の設置、関係省庁連絡会の設置などにより、対策の強化に努めている。

2) 病原性大腸菌 O-157

平成8年（1996年）に病原性大腸菌O-157による食中毒が全国各地で発生し、大きな社会問題となった。これに対して、建設省、環境庁の連携のもと直轄管理の河川及び海岸のうち、主要な水浴場・親水施設が設置されている箇所を対象にO-157調査を実施した。調査は、河川282箇所、海岸16箇所の合わせて298箇所で実施し、全ての調査地点でO-157は検出されなかつた。

3) 内分泌搅乱化学物質（「環境ホルモン」）

内分泌搅乱化学物質（いわゆる「環境ホルモン」）については、流域の水環境や水生生物に様々な影響を及ぼすことが懸念されており、社会的に大きな関心を集めている。内分泌搅乱化学物質の生物への主な影響が魚介類等に見られていることから、まず、水環境における内分泌搅乱作用が疑われる化学物質の実態を把握することが急務と考え、平成10年度（1998年度）より国土交通省と環境省が連携してこれらの物質の水環境における実態調査を実施している。現在までの調査結果の概要は以下のとおりである。

- ① 主要な調査対象の8化学物質のうち、ノニルフェノール、ビスフェノールA等の5物質と人畜由来ホルモン（人や家畜からの排出に由来する女性ホルモン）が比較的多くの河川から検出されており、これらの物質が河川水中及び底質中に広く存在する。
- ② 雄のコイの一部（約1/4）が、体内で雌性化の目安とされる物質（ビテロゲニン）を生成している。ただし、河川水中には内分泌搅乱化学物質以外に様々な要因が考えられるので、その原因は現在のところ特定できない。
- ③ 下水道の流入水と放流水を比較すると、内分泌搅

乱化学物質の濃度は、放流水のほうが大幅に低くなっている。下水処理場は、放流先の水域に対して、内分泌搅乱作用が疑われている化学物質を削減しているといえる。

また、近年、人の健康や環境保全に係る重要な問題として、ダイオキシン対策に対する社会的な関心が高まっており、「ダイオキシン対策基本方針」（平成11年（1999年）3月ダイオキシン対策閣僚会議決定）や「ダイオキシン類対策特別措置法」（平成11年（1999年）7月成立、平成12年（2000年）1月施行）等に基づき、政府を挙げて対策を推進することが重要な課題となっている。このため、国土交通省では、平成11年度（1999年度）より、1級河川の水質・底質におけるダイオキシン類の実態調査に着手するとともに、平成12年度（2000年度）から3年計画で、今後の監視や除去対策等河川におけるダイオキシン対策のあり方にについて検討を進めることとしている。

（4）安全でおいしい水道水源の確保

健康ブームや嗜好力の向上により、水道水に対しては、前述したクリプトブルスピリジウムによる発症、塩素処理によるトリハロメタンの生成等に対して「安全であること」、カビ臭による異臭味等に対して「おいしい」ということが求められており、水源である河川や湖沼の水質の改善を求める声が強くなっている。

トリハロメタンの生成に関しては、前駆物質であるフミン質、有機物の除去とともに、前塩素注入の処理プロセスの変更等水道サイドでの対応を図っているところであるが、水源として有機物及び塩素注入量に関するアンモニア態窒素の水質改善が必要とされている。

また、カビ臭については、閉鎖性水域における富栄養化によって発生した植物プランクトンより生産されるカビ臭物質（2-メチルイソボルネオール、ジオスミン）が問題となり、水道サイドでは活性炭処理、オゾン処理の高度処理で対応をはかっている。水源管理として河川サイドでの富栄養化対策（曝気循環対策、流入河川対策、バイパス等）や、放流水の直接浄化対策による水質改善も必要とされている。

（5）河川の水質管理

① 水質事故と対応

河川では、油類の流出や化学物質の流出などに代表される水質事故の例が毎年報告されている。

平成10年（1998年）の一級河川の水質事故の報告では、件数は516件であり、その原因は油類の流出85

%、化学物質の流出5%、土砂・糞尿等の流出4%、その他6%（原因物質の特定できない魚の浮上死等）となっている。

このような水質事故に対しては、速やかに関係機関等に通報・連絡するとともに関係機関が協力してオイル・フェンスの設置等の対策を講じることになっている。

一級河川については河川水質汚濁防止対策等のほか、かかる緊急事態発生時における措置等に関する協力体制確保のため、平成3年（1991年）7月までに全国109の一級河川全水系で河川管理者と関係行政機関で構成する水質汚濁連絡協議会が設立されている。

また、平成9年（1997年）の河川法の改正では、「河川の維持」について、このような水質事故では原因者による施行または費用負担まで求められるように措置されてきている。

② 河川の浄化

河川の浄化は精澄な流水の確保を目的に、浚渫と浄化用水の導水による方法が昭和44年（1969年）より浄化事業として実施されている。

これらは汚濁の著しい河川の浚渫事業もしくは汚濁の著しい河川に対する浄化用水の導水事業であるが、平成6年度（1994年度）には河道整備事業、河川利用推進事業とこの河川浄化事業を統合し、河川環境整備事業として進められるようになった。

また、このような河川の浄化事業とは別に、汚濁の改善に時間を要する河川などでは流入する中小汚濁河川や汚濁水路を河川区域内などをを利用して直接的に水質浄化を図る試みが昭和53年（1978年）頃から実施されるようになった。

昭和56年（1981年）には多摩川の流入支川の一つである野川に、その最下流部で多摩川の河川敷に礫を用いた $1\text{m}^3/\text{s}$ の本格的な河川浄化施設を設けて直接浄化を実施した。

以後、礫やその他の素材を用いた河川での直接浄化施設が全国で実施されるようになり、河川の水質保全に貢献するものとなっている。

1.2 我が国の水環境保全行政

1.2.1 水質汚濁防止法

昭和42年（1967年）に「公害対策基本法」が制定され、昭和45年（1970年）には「工場排水等の規制に関する法律」及び「公共用水域の水質保全に関する法律」（水質保全二法）が代替えした「水質汚濁防止法」が成立（昭和46年（1971年）施行）した。

水質汚濁防止法の施行によって、事業場排水の濃度規制が行われるようになり、昭和53年（1978年）の一部改正では広域的な閉鎖性水域に対する水質総量規制制度が導入され、東京湾、伊勢湾、瀬戸内海でCODを指標とした規制が実施された。

以下に水質汚濁防止法の目的及び概要を示す。

- ① 工場及び事業場からの公共用水域への水の排出を規制し、水質汚濁の防止を図ることをもって、国民の健康を保護するとともに、生活環境を保全する。
- ② 事業者の損害賠償責任を定め、被害者の保護を図る。
- ③ 排水規制は特定施設を設置する工場または事業場から排出される水を対象として行う。
- ④ 排水基準は総理府令で定めるが、さらに都道府県が条例で上乗せ基準を定めることができる。
- ⑤ 特定施設の設置等の届出、届出事項の計画変更命令、汚水処理方法の改善命令等につき規定する他、新たに排出水の排出停止命令の制度を設ける。排水基準違反行為は直ちに処罰できる直罰規定を設ける。
- ⑥ これらの権限を都道府県知事及び政令で定める市長に委任する。

また、後の法改正により無過失損害賠償責任（昭和47年（1972年）6月22日）、総量規制制度（昭和53年（1978年）6月13日）などが導入された。

1.2.2 水質環境基準

（1）概要

環境基準の法的性格に関しては、達成が義務づけられるものではなく、「維持されることが望ましい基準」として行政上の政策目標としているので、基準が達成されない場合にも、法的に責任が問われることはない。しかし、基準は具体的な施策の達成目標として着実に達成維持されるものでなければならない。そのため、基準値は最大許容限度として設けるという考え方を探りうるが、より積極的に維持されることが望ましいものとしての性格を有している。基準達成がみられないことは、排水規

制など各種施策が不十分であることを示すものであり、間接的に水質環境基準は排水基準の強化や発生源対策の喚起等に役立っている。

（2）水質環境基準の対象

環境基準は、国民の健康や生活環境その他の利益を保護するために、環境上守られるべき条件を定めるものである。そしてその保護対象となる項目により、「人の健康の保護に関する基準」と「生活環境の保全に関する基準」とに分けて設定がなされている。このうち前者は人の健康を優先して尊重するもので、全公共用水域について一律に適用されるものとして設定されている。一方、後者は水域群ごとの利用目的に応じて、水域の特性を考慮して基準を設定することが適切とされている。

（3）水質環境基準の見直し

環境基準については、適切な科学的判断が加えられ、次のような視点から適宜見直しを行い、所要の改訂がなされる。

- ① 科学的な判断の向上に伴う基準値の変更、水質汚濁の状況変化に伴う環境上の条件となる項目の追加等
(例)・有機塩素化合物や農薬物質等の健康項目としての追加
・鉛や砒素などの基準値の強化
・有機リン系農薬の使用中止に伴う項目の削除
・湖沼や海域への全窒素や全リンなどの基準の追加
- ② 水域利用の様態の変化などの事情の変更に伴う、各水域類型の該当水域及び当該水域類型に係る環境基準の達成期間の変更
(例)・現状の河川の利用目的と整合していない河川の適切な利用目的の類型への見直し
・現状水質が上位類型を達成している河川について水質維持の考え方による見直し
・貯水量1,000万m³以上の人工湖については湖沼の類型あてはめを行う見直し

（4）健康項目

1) 環境基準項目の選定方法

平成5年（1993年）、公共用水域や地下水の汚染が憂慮されてきたことから、健康影響等に関する科学的見知に基づき、維持されることが望まれる数値として、新たな項目の追加及び基準値の強化等の改正が行われた。環境基準項目は、平成4年（1992年）の水道水質に関する基準の設定の際に検討された項目を中心に、

類似または関連する化合物で人の健康に大きく影響を及ぼす可能性のある項目について、我が国における生産量や使用状況及び公共用水域や地下水での検出状況等を考慮し、検討された。

また、基準を設定する物質は、化学物質の中で公共用水域や地下水からの基準値とされる値に近い水準で検出される物質が基準項目とされた。これは、これらの化学物質による水環境の汚染を通じて人の健康に影響を及ぼすおそれがあることから、水質汚濁に関する監視の実施や排出規制の対策の必要性が高いと考えられるためである。

人の健康保護に関する環境基準の基準項目と基準値を表1・2・1に示す。

表1・2・1 人の健康の保護に関する環境基準
(公共用水域及び地下水)

項目	基準値
カドミウム	0.01 mg/l 以下
全シアン	検出されないこと
鉛	0.01 mg/l 以下
六価クロム	0.05 mg/l 以下
砒素	0.01 mg/l 以下
総水銀	0.0005 mg/l 以下
アルキル水銀	検出されないこと
PCB	検出されないこと
ジクロロメタン	0.02 mg/l 以下
四塩化炭素	0.002 mg/l 以下
1,2-ジクロロエタン	0.0004 mg/l 以下
1,1-ジクロロエタン	0.02 mg/l 以下
シス-1,2-ジクロロエチレン	0.04 mg/l 以下
1,1,1-トリクロロエタン	1 mg/l 以下
1,1,2-トリクロロエタン	0.006 mg/l 以下
トリクロロエチレン	0.03 mg/l 以下
テトラクロロエチレン	0.01 mg/l 以下
1,3-ジクロロプロペン	0.002 mg/l 以下
チウラム	0.006 mg/l 以下
シマジン	0.003 mg/l 以下
チオ-ベンカルブ	0.02 mg/l 以下
ベンゼン	0.01 mg/l 以下
セレン	0.01 mg/l 以下
ホウ素	1 mg/l 以下
フッ素	0.8 mg/l 以下
硝酸性窒素及び亜硝酸性窒素	10 mg/l 以下

※年間平均値により評価。

ただし、全シアンについては最高値評価。

※2000年12月現在

2) 環境基準値の設定方法

基準値の設定は、大気、食品等の水以外の暴露源からの寄与や、魚介類への濃縮性に関する知見等を考慮して設定されている。

手順としては、まず実験動物による毒性試験と人での疫学的調査結果からの毒性情報（急性毒性、変異毒性、短期毒性、長期毒性、がん原性、催奇形性、生殖毒性、免疫毒性、体内動態等）に基づいて、環境中に存在する物質の中からリスクアセスメントすべき物質を選択する。

我が国では、発がん性の有無の評価はIARC（国際がん研究機関）の発がん性評価を基に、I類～III類に区分している。

I類は生涯を通じて水を摂取した場合、単一の物質によるリスク増分を 10^{-6} 以内とすることを基本として、発がんリスクに係わる線形多段外挿法によって値を設定している。発がん性のある物質は閾値がないと考えられており、検出限界以下であっても安全とは言えない。 10^{-6} の危険率は人の平均寿命を70年とすると、1億人のうち1年間に14人程がその有害物質の影響により健康上の影響を受けることを意味している。

III類は1日許容摂取量（TDI：生涯にわたり食物や飲料水を通じて毎日摂取しても健康上感知できるようなリスクを生じない化学物質の量）によって値が設定されている。TDIの水への配分は、食物、空気等の暴露源の寄与を考慮して定めるが、一般的には、TDIの10%が水からの摂取分であるとしている。

II類は、TDIに発がん性の恐れを考慮したファクターを見込み、III類で算出されたレベルの1/10を基本としている。

TDIは次式で計算される。

$$TDI = \frac{NOAEL \text{ 又は LOAEL}}{(\mu\text{g/kg} \text{ 又は mg/kg}) \times \text{不確定係数}}$$

ここに、

NOAEL：最大無作用量

LOAEL：最小作用量

不確定係数：

種間（動物と人）差異 1~10

種内（個体差）差異 1~10

研究・データベースの的確性 1~10

影響の性質と度合い 1~10

総積算数10,000を超える場合は暫定値

また、例としてWHOのガイドライン値算出の際に用いられているジクロロメタンの方法を表1・2・2に示す。

表1・2・2 WHOのガイドライン値算出方法
(ジクロロメタンの例)

有害物質	ジクロロメタン
人への作用	高濃度で麻酔作用
基礎資料	Serotaらの研究結果
投与群	Fischer344ラット、雌雄各85匹
投与期間	104週間
投与量	1日当たり平均 (雄) 6, 52, 125, 235 mg/kg体重 (雌) 6, 58, 136, 263 mg/kg体重
実験結果	1日当たり 52mg/kg体重以上投与した群で肝臓の組織学的变化が観察された。 → NOAEL = 6mg/kg体重
不確実係数	種算合計 = 1000 個体間と種間の差異 = 100 潜在的がんに関する影響 = 10
TDI (= NOAEL/ 不確実係数)	6 μg/kg体重
WHOの指針値 ^{※3)}	20 μg/l

※) WHOの指針値は体重60kgの人が1日2リットル水を採取するとして、飲料水の寄与率10%を考慮した値。

3) 要監視項目の設定

人の健康の保護に関する物質であるが、現在の公共用水域において検出レベルが低く、知見の集積に努めるべきものと判断された物質25項目が「要監視項目」として設定されている。これらの物質については、水質測定結果を評価するための数値として、指針値が設定されている。例えば、農薬12種類、クロロホルム等が要監視項目として指定されている。

4) 環境基準の適用

人の健康の保護に関する環境基準は、全ての公共用水域に対して一律に適用される。これは、水道水源として利用されている水域では、水道の浄化処理過程で十分な除去分解することができず、水道水を通して摂取される危険性があったり、水道水源となっていない水域においても食物としての魚介類を通して摂取する可能性があるためである。

また、水銀、鉛、砒素等については、天然由来から検出されることがある。しかし、環境基準では自然的、人為的といった原因にかかわらず一律の値として設定されている。

5) 環境基準達成状況の評価

基準値は年平均値により評価する。一時的に基準値

を超えることがあっても直ちに健康上の問題に結びつくものではないが、安全サイドにたって考え、長期間にわたって平均的なレベルを基準値以下に維持するという考え方によるものである。

(5) 生活環境項目

1) 環境基準設定のための基本的考え方

健康項目が公共用水域一律に設定されるのと異なり、生活環境項目では、河川、湖沼、海域別にその利用目的に応じた水域類型を設けている。そして、それぞれの基準値を定め、各公共用水域について水域類型の指定を行っている。

ここでいう「生活環境」とは「人の生活に密接な関係にある財産並びに人の生活に密接に関係のある動植物及びその生育環境を含む」ものであり、上水道、工業用水道あるいは農業、水産業等も含まれる。したがって、水域類型の設定においては、「水産用水基準（昭和40年（1965年）日本水産資源保護協会）」、「水道原水の水質基準（昭和45年（1970年）厚生省諮詢機関生活環境審議会）」、「農業用水基準（昭和45年（1970年）農林省公害対策室）」、「工業用水基準（昭和46年（1971年）日本工業用水協会）」の作成における検討事項を参考にして、各利水目的に適応する環境上の条件を河川6類型、湖沼4類型、海域3類型に類型化した。また、その後、湖沼と海域については全窒素、全リンの項目（湖沼：5類型、海域：4類型）が別途追加された。

水域類型指定において、考慮すべき点としては以下のものが挙げられる。

- ① 水質汚濁に係る公害が著しくなっている、または著しくなる恐れのある水域を優先すること。
- ② 当該水域の現在及び将来の利用目的の推移に配慮すること。
- ③ 当該水域における水質汚濁の状況、水質汚濁源の立地状況などを勘査すること。
- ④ 当該水域の水質が現状より少なくとも悪化することを許容することとならないように配慮すること。
- ⑤ 目標達成のための施策との関連に留意しつつ、その達成期間について配慮すること。

また、基準の達成期間については、健康項目が設定後直ちに達成維持されるように努めるものとされているのに対し、生活環境項目は、各公共用水域ごとに指定の際に達成期間を定め、施策を推進しながら可及的速やかに達成維持を図るものとされている。

2) 各水域の水質環境基準の項目

水質基準項目としては、pH、BOD（河川）、COD（湖沼・海域）、SS、DO、大腸菌群数、ノルマルヘキサン抽出物質（海域のみ）および、湖沼と海域について全窒素と全リンに係る基準が定められている。

水質項目の選定に関する経緯としては次のようなことが挙げられる。

- ① 各用水基準において共通的な項目が採用された。
- ② 重要項目として、以下の項目について基準値が選択された。

- ・河川や湖沼の農業用利水点におけるpH、DO
- ・海域の食用カキ養殖の利水点における大腸菌群数
- ・海苔養殖及び工業用水利水点でのCOD

また、海域では主な利水目的が水産のため、その面で問題のないSSを環境基準とせず、油分を加えている。

- ③ 有機汚濁指標として、河川はBOD、湖沼と海域についてはCODを採用している。その理由としては以下のことが挙げられる。

- ・湖沼や海域におけるBODの測定資料不足
- ・BOD測定の標準法が不明
- ・植物プランクトン由來の有機汚濁の影響を考慮

3) 各水域の環境基準値の設定

生活環境の保全に関する環境基準値は、各公共用水域の利用目的が水域ごとに多岐多様であることから、自然環境保全、水道、水産、工業用水、農業用水、環境保全等の様々な視点から設定されている。各水域の環境基準値を表1・2・3(1)～(3)に示し、環境基準値の設定根拠の概要を表1・2・4に示した。

1.2.3 排水規制

(1) 排出規制と排出基準

排水規制には広く公共用水域を対象とした排水基準に基づく規制と、特定の水域の水質を保全するための総量規制とがある。

有害物質に関する全国一律の排水基準値は、人の健康の保護に関する水質環境基準の10倍に設定されている。これは、排水が排水口から公共用水域に至る間に、少なくとも約10倍程度には希釈されるという想定による。また、排水基準は排水水質の最大値で定められている。

表1・2・3(1) 生活環境の保全に関する環境基準（河川）

項目 類型	利用目的の適応性	基準値				
		pH	BOD (mg/t)	SS (mg/t)	DO (mg/t)	大腸菌 群数 (MPN /100c)
AA	水道1級、自然環境保全 及びD以下の間に掲げるもの	6.5以上 8.5以下	1以下	25以下	7.5以上	50以下
A	水道2級、水道1級、水浴 及びE以下の間に掲げるもの	6.5以上 8.5以下	2以下	25以下	7.5以上	1000以下
B	水道3級、水道2級 及びF以下の間に掲げるもの	6.5以上 8.5以下	3以下	25以下	5以上	5000以下
C	水道4級、工業用水1級 及びG以下の間に掲げるもの	6.5以上 8.5以下	5以下	50以下	5以上	—
D	工業用水2級、農業用水 及びHの間に掲げるもの	6.0以上 8.5以下	8以下	100以下	2以上	—
E	工業用水3級、環境保全	6.0以上 8.5以下	10以下	25以下 がまろ ばれられ ないこと	2以上	—

(備考) 1) 年間平均値により評価
2) 農業用利水点については、水溶イオン濃度6.0以上7.5以下、溶存酸素量5mg/t以上とする

表1・2・3(2) 生活環境の保全に関する環境基準（湖沼）

項目 類型	利用目的の適応性	基準値				
		pH	COD (mg/t)	SS (mg/t)	DO (mg/t)	大腸菌 群数 (MPN /100c)
AA	水道1級、水道2級、自然環境保全 及びI以下の間に掲げるもの	6.5以上 8.5以下	1以下	1以下	7.5以上	50以下
A	水道2、3級、水道1級、水浴 及びJ以下の間に掲げるもの	6.5以上 8.5以下	3以下	5以下	7.5以上	1000以下
B	水道3級、工業用水1級、農業用水 及びK以下の間に掲げるもの	6.5以上 8.5以下	5以下	15以下	5以上	—
C	工業用水2級、環境保全	6.0以上 8.5以下	8以下	25以下 がまろ ばれられ ないこと	2以上	—

(備考) 1) 年間平均値により評価
2) 農業用利水点については、水溶イオン濃度6.0以上7.5以下、溶存酸素量5mg/t以上とする

項目 類型	利用目的の適応性	基準値	
		全窒素 (mg/t)	全リン (mg/t)
I	自然環境保全及び 以下の間に掲げるもの	0.1以下	0.005以下
II	水道1、2、3級(特殊などを除く) 水道1級、水浴及び以下の間に掲 げるもの	0.2以下	0.01以下
III	水道3級(特殊などを除く) 以下の間に掲げるもの	0.4以下	0.03以下
IV	水道2級及びVの間に掲げるもの	0.6以下	0.05以下
V	水道3級、工業用水、農業用水、 環境保全	1以下	0.1以下

(備考) 年間平均値により評価

表1・2・3(3) 生活環境の保全に関する環境基準（海域）

項目 類型	利用目的の適応性	基準値				
		pH	COD (mg/t)	DO (mg/t)	大腸菌 群数 (MPN /100c)	n-ヘキサン 抽出物質 (油分)
A	水道1級、水浴、自然環境保全 及びD以下の間に掲げるもの	7.8以上 8.3以下	2以下	7.5以上	1000以下	検出され ないこと
B	水道2級、工業用水 及びEの間に掲げるもの	7.8以上 8.3以下	3以下	5以上	—	検出され ないこと
C	環境保全	7.0以上 8.3以下	8以下	2以上	—	—

(備考) 1) 年間平均値により評価
2) 水道1級のうち、生糞用原糞カキの糞便の利水点については、大腸菌群数70MPN/100c以下とす

項目 類型	利用目的の適応性	基準値	
		全窒素 (mg/t)	全リン (mg/t)
I	自然環境保全及び以下の間に掲 げるもの(水道2級及び3級を除く)	0.2以下	0.02以下
II	水道1級、水浴及び以下の間に掲 げるもの(水道2級及び3級を除く)	0.3以下	0.03以下
III	水道2級及びIVの間に掲げるもの (水道3級を除く)	0.6以下	0.05以下
IV	水道3級、工業用水、農業用水、 環境保全	1以下	0.09以下

(備考) 年間平均値により評価

表1・2・4 河川・湖沼・海域における環境基準値の設定根拠

河川	湖沼 (天然湖沼及び貯水池1000万m ³ 以上の人工湖)	海域	
P H	<ul style="list-style-type: none"> ● 8.5以上で藻類の殺滅力が減少する ● 6.5以下で底棲生物が悪化する ● 水道管の腐食面から16.5~8.5が適当 ● 6.5~8.5の範囲を逸脱すると入浴する人の肌に刺激を与える ● 水産動植物の生育に関しては16.0~7.5が適当 	<p>P H</p> <ul style="list-style-type: none"> ● 自然条件から海域の7.8~8.3の範囲にある ● 原境保全上の問題では、7.0~8.3の範囲で問題なし 	
B O D	<ul style="list-style-type: none"> ● 水道原水の多くが1mg/l以下 ● 小規模水道の管理能力や水質の安全性の面からは、1mg/l以下が適当 ● 飲料としては、3mg/lを超えると特殊な処理が必要 ● 水道動植物に対する影響としては、ヤマメ・イワナ:2mg/l以下、アユ・サケ:3mg/l以下、コイ・フナ:5mg/l以下が適当 ● 原境保全の面からは、10mg/lが悪臭限界 	<p>C C D</p> <ul style="list-style-type: none"> ● 1.0mg/l以下では人為的な汚染がなく、自然状態という利点的に適する ● 水源湖沼のほとんどがCOD3mg/l以下 ● 水産生物に対する影響としては、ヒメスマ等:1mg/l以下、アユ等:3mg/l以下、コイ・フナ:5mg/l以下が適当 ● 水浴については、3mg/l以下、工業用水・環境保全の面からは、8mg/l以下で問題は生じない ● イネの活力低下、虫害の発生等から、農業用水としては6mg/l以下が望ましい 	<p>C C D</p> <ul style="list-style-type: none"> ● 赤潮の防止および魚類の生息できる濃度を奶茶して2mg/l以下に設定 ● ノリ漁場については、芽刷み、糸状藻の発生、ノリ漁場の水質濃度を参考に3mg/l以下に設定 ● 工業用水は3mg/l以下で冷却水として利用可能 ● 原境保全の面からは、8mg/lが悪臭限界
S S	<ul style="list-style-type: none"> ● 水産生物は25mg/l以下で正常な生産活動が維持でき、50mg/l以下で漁獲の被害を防止できる ● 25mg/l以下が級連過渡処理するのに適当 ● 土壌の透水性悪化、生育阻害等を考慮すると、農業用水としては100mg/l以下が適当 ● 日常生活において不快感を生じない限度としてはゴミの浮遊等が認められないこと 	<p>D O</p> <ul style="list-style-type: none"> ● 一般に透明度が3m以上のとき、1mg/l以下であることから自然状態の湖沼では、1mg/l以下が適当 ● 種種の湖や深海湖、印旛沼等の測定データを参考にして基準線を設定 ● 日常生活において不快感を生じない限度としてはゴミの浮遊等が認められないこと 	<p>D O</p> <ul style="list-style-type: none"> ● 水浴については、5mg/l以上で十分と考えられる ● 実測値から7.5mg/l以上で人為的汚染がない ● 原境保全の面からは、2mg/lが臭気限界
D O	<ul style="list-style-type: none"> ● 水質汚濁防止に関する勧告では、7.5mg/l以上が比較的水質の良好な水城とされている ● 水浴用水の面でオハイオ川の流水基準は5.0mg/l以上 ● 農業用利水については、虫害等の障害を考慮して5mg/l以上が適当 ● 臭気が生じない限界としては、2mg/l以上が適当 	<p>大 船 百 川 河</p> <ul style="list-style-type: none"> ● 比較的清浄な湖沼では7.5mg/l以上 ● アユ・サケ:7.5mg/l以上、コイ・フナ:6mg/l以上、プランクトンの存在によっては5mg/lが限界 (水浴用利水基準より) ● 臭気が生じない限界としては、2mg/l以上が適当 	<p>大 船 百 川 河</p> <ul style="list-style-type: none"> ● 河川と同様の考え方で設定 ● ただし、生食用カキの養殖場では、70MPN/100ml以下(食品衛生法による厚生省告示)を採用
大 船 百 川 河	<ul style="list-style-type: none"> ● 50MPN/100mlが水道で底泥表面による死滅させた大腸菌群数の安全限界値 ● 洗浄処理において、通常の管理操作を想定した水道2級では1000MPN/100ml、高度な浄水操作を想定した水道3級では2500~3000MPN/100mlが安全限界値 ● 水浴場の基準としては1000MPN/100ml以下が適当(生活環境審議会答申) 	<p>ノ ル 抽 出 物 へ 質 リ ン</p> <ul style="list-style-type: none"> ● 海域の湖沼は、異臭魚の発生、海水浴場の環境保全上の支障、水産生物に対する被害の懼れ等から問題とされた ● 汽分濃度と着貝の関係について様々な研究報告がされているが、低濃度の汽分割定に限界(定最限界0.5mg/l)があるため、基準は候補されないこととなっている 	<p>ノ ル 抽 出 物 へ 質 リ ン</p> <ul style="list-style-type: none"> ● 清浄な水質を確保するために10m程度の透明度が必要であること、及び、日本周辺外洋域の窒素・りん濃度を勘査 ● 水浴について既存の水浴場近傍の平均的な透明度が3m以上であること、植物プランクトンの増殖による障害例を勘査 ● 生物生息上は、夏季においても底層の溶存酸素濃度が2mg/l以上であることを目標とした ● 水質については、大阪湾及び広島湾における主な魚介類の活性量と水質との関係に関する検討結果等から決定 ● 工業用水の基準は、原料用水として利用する際のろ過器の目詰まり等の障害及び、現在工業用水として利用されている水域の水質の状況を勘査
富 士 里 り ん	<ul style="list-style-type: none"> ● 透明度を実観上十分に保つためには、クロロフィルa濃度を1.0mg/l以下に保つ必要があること、及び実際に透明度が維持されている湖沼の濃度を勘査 ● 水道については、緩速過障害物、浄化操作上の各種障害及びカビ貝等の発生防止の観点から設定 ● 水浴の基準は、昭和40年代当初の良好な琵琶湖(北湖)の水質を勘査 ● 水産生物の面から、自然の繁殖・生育が行なわれる条件を検討 ● 農林水産省の定めた水槽に被害が生じないためのT-Nの基準として1mg/l以下を設定 ● 工業用水利用上は障害の生じていない主要な湖沼の水質を勘査 ● 原境保全の面から、悪臭を放つ湖沼の水質を勘査 	<p>富 士 里 り ん</p> <ul style="list-style-type: none"> ● 清浄な水質を確保するために10m程度の透明度が必要であること、及び、日本周辺外洋域の窒素・りん濃度を勘査 ● 水浴について既存の水浴場近傍の平均的な透明度が3m以上であること、植物プランクトンの増殖による障害例を勘査 ● 生物生息上は、夏季においても底層の溶存酸素濃度が2mg/l以上であることを目標とした ● 水質については、大阪湾及び広島湾における主な魚介類の活性量と水質との関係に関する検討結果等から決定 ● 工業用水の基準は、原料用水として利用する際のろ過器の目詰まり等の障害及び、現在工業用水として利用されている水域の水質の状況を勘査 	<p>富 士 里 り ん</p> <ul style="list-style-type: none"> ● 清浄な水質を確保するために10m程度の透明度が必要であること、及び、日本周辺外洋域の窒素・りん濃度を勘査 ● 水浴について既存の水浴場近傍の平均的な透明度が3m以上であること、植物プランクトンの増殖による障害例を勘査 ● 生物生息上は、夏季においても底層の溶存酸素濃度が2mg/l以上であることを目標とした ● 水質については、大阪湾及び広島湾における主な魚介類の活性量と水質との関係に関する検討結果等から決定 ● 工業用水の基準は、原料用水として利用する際のろ過器の目詰まり等の障害及び、現在工業用水として利用されている水域の水質の状況を勘査

一方、生活環境項目に関する排水基準値は、BOD, COD, SSについては、家庭下水を簡易な沈殿法で処理した場合の値と同等に定められ、最大値に加えて日平均値でも定められている。また、特定の水域においては都道府県の条例により上乗せ基準が設定されている。窒素及びリンに係る排水規制は、富栄養化しやすい湖沼(主に水の滞留の程度を加味して判定)及びこれに流入する公共用水域が対象となる。リンの排水基準は富栄養化しやすい湖沼の全てを対象とし、窒素の排水基準は藻類の増殖にとって窒素が制限となっている湖沼を対象としている。

湖沼に加えて、東京湾、伊勢湾、瀬戸内海等の内湾・内海においても、富栄養化が進行している水域が見られ、漁業被害などが生じている。このため1993年8月に海域の窒素及びリンの環境基準および排水基準が設定され、排水基準については平成5年(1993年)10月から適用さ

れている。

窒素、リンの排水基準には、一般排水基準、暫定排水基準、上乗せ基準の3種類が設定されている。

一般排水基準は、排水量50m³/日以上の特定事業場を対象とし、排水基準値は家庭污水を沈殿処理した濃度を基準として窒素が120mg/l(日間平均60mg/l), リンが16mg/l(日間平均8mg/l)に設定されている。

暫定排水基準は、直ちに一般排水基準への対応が困難な業種等に適用される。該当する業種はいずれも使用原料により排水の窒素・リン濃度が高濃度であるもの、または製造工程において硝酸・リン酸等を使用もしくは製造し排水が高濃度となるものであり、対応が困難なものまたは施設改善に一定期間を要するものである。

上乗せ基準の設定は、当該湖沼に環境基準の類型指定を行った上で行われる。湖沼に係る窒素及びリンの多岐にわたる発生原因に対応し、富栄養化対策の総合的推進

を図ることの必要性から条例により設定される。一般基準に対して厳しい基準が設定される。

(2) 下水道の放流に関する基準

下水道終末処理場は特定施設であり、排水基準および総量規制の適用を受け、公共用水域への放流水の水質基準が定められている。また、終末処理場で処理が困難な重金属類や難分解性化学物質については、各事業場での事前処理が必要となるため、事業場に対しても下水道への排出基準が設定されている。処理可能な事業所排水の水質については、下水道への放流水質によって下水道使用料金を設定している自治体が多数あり、BODまたはCOD、SSが200mg/lあるいは300mg/lを超えると濃度に比例して下水道使用料金が加算される。

(3) 特定施設及びその排水基準

① 特定施設の指定

特定施設とは、一定の要件を備える汚水又は廃液を排出する施設であり、政令で指定される。一定の要件を備える排水とは、以下のように規定されている。

- ・カドミウム、シアン化合物等の人の健康に係る被害を生ずる恐れがある物質（健康項目の9物質およびその化合物8項目）を含むこと。
- ・pH、COD、SS等、水の汚染状態を示すもので政令で定める項目に関して、生活環境に係る被害を生ずるおそれがある程度のものであること。

② 排水基準の適用

生活関連項目に関する一律排水基準は、排水量が50m³/日の事業場の排出水に適用される。一方、有害物質に関しては全ての特定事業場からの排出水に適用される。また、生活関連項目については、以下の業種に対してのみ暫定基準が設けられ、一定の猶予期間が与えられる。

- ・事業規模に対して污水処理施設に著しく費用を要する業種（食品製造業、染色業、なめし皮製造業、毛皮製造業、へい獸取扱業等）
- ・当時の排水処理技術で一律排水基準の遵守が困難であった業種（でんぶん製造業、石炭鉱業、非金属鉱業、非鉄金属製造業等）
- ・污水処理施設の設置および製造工程の改善に一定期間を要した業種（パルプ製造業、酒造業等）

③ 排水基準の遵守の強制

排水基準を遵守させるための措置として、以下の措置が定められている。

- ・事前の予防措置として、特定施設の設置届出、変

更命令等

- ・事後的な措置として、排水基準違反を直ちに处罚する直罰措置、汚水処理施設等の改善命令等
- ・その他、事業者自身に排出水による汚濁負荷量の測定・記録の義務が規定されている。

1.2.4 水質保全対策

(1) 地方自治体の水質保全対策

地方自治体では地域の水質環境保全を目指した以下の対策を実施している。

- ① 上乗せ基準の設定、立ち入り検査等の事業所排水の規制・指導
- ② 流域下水道及び終末処理場の建設と維持管理
- ③ 水道水源河川および湖沼の富栄養化防止対策
- ④ 運河・水路等の水質改善
- ⑤ 電子工業等先端産業による水質汚濁防止

ここで上記①に関連する特定事業場への指導等の実施については、立ち入り調査結果に基づき、作業行程上の原材料の見直し、製法・設備転換、水使用の改善、濃厚排水の回収、排水からの固形物分離等の指導・助言を行っている。また、特定事業場には水質管理を行う公害防止管理者が設置される。そこで、地方自治体は公害防止管理者の知識・技能向上のための講習会等も実施している。

(2) 生活排水対策

1) 生活排水処理方法

日本における生活排水処理方法は、大きく分けて、生活雑排水とし尿を処理する公共下水道、コミュニティープラントおよび合併浄化槽と、し尿のみを処理する（生活雑排水は無処理放流）単独浄化槽およびし尿処理施設がある。

2) 下水道による処理システム

日本の下水道は、合流式と分流式に大別され、近年では分流式が主流となっている。また、終末処理場で採用されている処理方式はほとんどが活性汚泥法等の生物処理である。また、小規模な処理施設においてはオキシデーションディッチ法や回分式活性汚泥法等が採用されており、一部、回転円板法が採用されているところもある。

下水道や浄化槽の共用人口の推移は、くみ取り人口が減少する一方、大幅に上昇している。平成8年度の全国の下水道普及率は54%に達している。下水道は5ヶ年毎の国家計画として建設が進められており、

表1・2・5に示すように、下水道には多額の建設費が投入されている。下水道は水質改善に効果を発揮しているが、建設及び運転管理に相応の費用負担がなされていることに注意する必要がある。

表1・2・5 下水道整備5ヶ年計画による下水道普及率と建設費の推移

下水道整備5ヶ年計画 (西暦年度)	第3次 (71～75)	第4次 (76～80)	第5次 (81～85)	第6次 (86～90)	第7次 (91～95)
建設費 (兆円)	2.6	7.5	11.8	12.2	16.5
処理区域 人口増加 (万人)	935	912	616	1065	1286
普及率増加率 (%)	16→23	23→30	30→36	36→44	44→54
建設単価 (万円/人)	28	82	192	115	128

3) 硝素・リン除去技術

閉鎖性水域における富栄養化を防止する目的で、窒素・リン除去技術が開発、実用化されている。以下にその主なものについて概要を示す。

- ① 排水中の窒素は、好気性条件では硝化菌の作用によって硝酸に酸化され、嫌気性条件では微生物の呼吸のため硝酸が窒素に還元される。この作用を利用して窒素を除去する技術がある。ただし、この場合、BOD成分を十分に除去し、硝酸化促進のために十分な酸素が必要となる。
- ② リンを除去する技術としては、以下の技術がある。
 - ・鉄塩やアルミニウム塩によりリンを凝集沈殿除去する技術。
 - ・無酸素と好気条件を繰り返すことで、活性汚泥内にリンが過剰に蓄積され、余剰汚泥をプロセスから引き抜くことによってリンを除去する技術。
 - ・リン酸カルシウムやリン酸マグネシウムとして晶析によってリンを分離除去する技術。

(3) 産業排水対策

産業排水負荷を低減するためには、まず生産プロセスにおける排水発生状況の把握を行ない、以下の手順等により生産プロセスの改善対策が推進されなければならない。
 ①洩れ、付着の防止対策、②溶剤等の変更、転換率・反応濃度の向上、副反応生成物の抑制等、③回分操作から連続操作への移行、洗浄方法の見直し、④冷却水、シール水の直接循環利用。

以下、排水処理および処理水の再利用方式に関するプロセス対策の概要を示す。

1) 排水処理

排水からの汚濁物質の分離除去は、性状や特性が異なる汚濁物質が混合すると、困難になる。そこで、プロ

セス排水に対して、発生源で分別回収・処理を行なえば、発生源ごとに特定の汚濁物質を対象とした処理を行なうことができる。さらに、処理が容易になるとともに、処理水の循環利用が可能となる。この様な処理プロセス（オンサイト処理）を導入することで、生産プロセスからの汚濁負荷削減とプロセス水の利用削減を併せて実現できる。

2) 処理水の再利用方式

処理水の再利用方式としては、①で示した局所型再利用方式やカスケード型再利用方式等が挙げられる。前者は排水の混合処理が困難な場合に、後者は排水の一括処理が可能な場合に適用される。

後者の例としてメッキの洗浄工程をあげることができる。これは洗浄の最終工程に清澄水を供給して、メッキされた製品と洗浄水を向流で接触させることによって、洗浄水の大幅な削減を行うものである。さらに、電着塗装工程では、限外濾過を導入して電着液から顔料を除去し、濾過液を製品の洗浄に利用することで、製品への顔料の凝集・沈着を起こすことなく、排出水の削減と洗浄効率の向上が実現されている。

また、上記プロセス対策においても、不十分な場合には、生産プロセス自体を新たな原理に基づくプロセスと代替することができる。例として、水銀含有排水の発生を停止するために、苛性ソーダ生産プロセスにおいて、水銀を電極とした食塩電解法を、イオン交換膜電解法によって置き換えたことが挙げられる。

現在の排水処理方式は、主に有機汚濁物質を含む排水を発生する業種では、生物処理方式が導入され、無機系の汚濁物質を主体とする排水を発生する業種では、凝集沈殿、砂濾過等の組合せ方式が導入されている。

(4) 水環境保全対策の効果

1) 水使用量と排水量の削減

水使用量の削減及び事業場内の水リサイクルの促進は、工業用水使用量の伸びの著しい抑制効果をもたらした。これによって、用水使用量の伸びは、昭和48年（1973年）を頭打ちに昭和54年（1979年）以降の使用量は増加していない。これは、排水を多大なコストとエネルギーを消費して処理する方法から、排水量が少ない生産プロセスに改良された結果である。主な産業における生産額当たりの用水使用量は昭和40年（1965年）から平成2年（1990年）までの25年間におよそ1/3に低下した。

現在の回収水利用率は、冷却水やシール水への利用

の多い産業（鉄鋼・金属、石油精製、化学工業、自動車産業等）では、回収水利用率は高いが、使用水の水質が製品の品質を左右する産業（紙パルプ、食品、織維産業等）では、回収水利用率は低くなっている。

2) 水質汚濁の改善効果

様々な水環境保全対策によって、公共用水域における水質は改善されている。BOD（COD）の河川及び内湾における環境基準達成率は70～80%に達しているものの、湖沼における達成率はまだ40%程度である。重金属に対する環境基準については、ほぼ達成されている状況にある。しかし、閉鎖性水域の富栄養化や、人体に有害な微量化学物質による汚染については今後も一層の監視が必要となる。

1.2.5 湖沼水質保全特別措置法

(1) 日本の湖沼の現況

環境庁が行った昭和59年度（1984年度）の全国調査によると、湛水面積が0.1km²以上、流域面積が1km²以上の湖沼の総数は1120であり、その約8割が人工湖である。しかし、貯水量では自然湖沼が約9割と大きな割合を占めている。

また、環境庁は昭和54年（1979年）以降、概ね5年毎に水質、湖辺環境、魚類等の調査を実施している。それをもとに湖沼を栄養型で分類すると富栄養湖（33%）、貧栄養湖（26%）、中栄養湖（22%）となっている。水質状況に関しては、社会・経済活動の発展に伴う流入汚濁負荷量の増大のため、近年著しく汚濁が進行した。有機汚濁に係る環境基準の達成率は、40%前後と悪く改善する傾向はみられない。水質汚濁により、利水障害、淡水赤潮やアオコの発生、上水道の濾過障害、異臭味等の問題が生じている。

(2) 湖沼水質保全特別措置法

2) 湖沼法制定の経緯

一律排水基準及び上乗せ排水基準の設定・適用や各種対策では、湖沼の水質改善が見られなかった。その理由を以下に示す。

① 水の滞留により、流入した汚濁物質が堆積しやすい。

② 湖沼の水質汚濁の原因は、産業系、生活系、農業系、畜産系、水産系排水等、多種多様である。発生源対策のみでなく総合的な対策を施す必要がある。

③ 各湖沼によって、汚濁レベルや汚濁原因等が異なる。

ついている。そこで個々の湖沼に対して、流域の自然的・社会的条件を踏まえた諸対策を計画的に実施する必要がある。

上記の問題点を解決する上では、多面的な水質保全の取組が必要であり、このような背景の下に、昭和59年（1984年）「湖沼水質保全特別措置法」が制定された。

2) 湖沼法の内容

① 目的

湖沼の水質の保全を図り、国民の健康で文化的な生活環境を確保することを目的としている。

② 法の構成、体系

本法は、指定湖沼（水質環境基準が達成されない湖沼で、水の利用状況・水質汚濁の推移から水質保全に関する施策を総合的に講ずる必要のある湖沼）について水質保全のための特別措置を講ずることを主な内容としている。そのねらいの要点は次の通りである。

- ・排水規制の措置を前提とし、それでは対応できない汚濁源（一定規模のし尿浄化槽、畜舎、魚類養殖施設等）に対し、新たな規制を行う。
- ・水質保全に対する方針、事業、規制・措置等に関する「湖沼水質保全計画」を策定する。

③ 国による湖沼水質保全基本方針の策定

湖沼の水質保全を図るためにには、多様な対策を総合的に実施する必要があるため、昭和59年（1984年）12月に「湖沼水質保全基本方針」が定められた。

その内容については表1・2・6に一括して示す。

④ 都道府県による湖沼水質保全計画の策定

国が定めた「湖沼水質保全基本方針」を指針として、都道府県は「湖沼水質保全計画」を定めなければならない。この計画は5年毎に定められ、事業効果の見直し、計画の修正や調整が行われる。

⑤ 汚濁負荷削減のための規制

湖沼法では、「特定施設」に加えて、次の施設を「みなし特定施設」として規制対象とした。

- ・病床数が120以上299以下の病院に設置される厨房施設、洗浄処理施設。
- ・処理対象人員が201人以上500人以下のし尿浄化槽のうち排水量が50m³/日以上の施設。

一方、新規増設自体が汚濁負荷量削減につながるとみなされる以下の施設は規制対象から除外された。

- ・下水道終末処理施設
- ・地方公共団体の設置するし尿処理施設
- ・土地改良区が設置する農業集落排水施設

規制対象施設（「湖沼特定施設」）にはこれらの施設

から排出されるCOD汚濁負荷量に対して基準が設けられ、平成3年（1991年）10月の法改正によってT-N, T-Pの汚濁負荷量への規制が追加された。

ただし、湖沼特定施設として規制対象となる事業場は、新設または増設される事業場のみである。これは、新增設に伴う負荷量規制、後述の指定施設に対する新たな規制措置を導入したものと考えられる。

表1・2・6 国による湖沼水質保全基本方針の策定

内容			(背景・備考等)
湖沼水質保全施策の基本的方向	1) (望ましい水質の湖沼) 現状を維持に努める。 (望ましい水質が保たれない湖沼) 水質保全対策の充実・強化に努める。	湖沼は水質汚濁が進み易く、いったん汚濁すると改善が容易でない。	
	2) 関連する水質項目(COD, T-N, T-P)に関する所要の措置を講ずる。	富栄養化の起因となる有機汚濁と栄養塩類が、湖沼の水質に影響を及ぼす。	
	3) 各分野関係者の協力を得て、全体的に均衡のある対策を推進する。水質保全上の自然の有する機能に配意した取組を図る。	水質汚濁の発生原因は多岐にわたるため、特定の汚濁源のみに着目することは効果的でない。	
湖沼水質保全計画の策定	1) 公共用水域に排出される汚濁負荷量把握および、将来汚濁負荷量の推移を推計し、影響の予測をする。		
	2) 計画期間内に実施可能な水質保全対策の総合的検討、及びその効果を推計する。		
	3) 1)2)の結果を踏まえて、計画目標を明確にし、それを達成するための対策をとりまとめる。 湖沼水質保全計画の策定にあたっては、諸行政施策および計画との整合を図る。		
具体的な対策の方向	1) 下水道、し尿処理施設等の整備 (公共下水道の整備を推進し、また公共下水道整備の現状及び将来動向を勘案して、し尿及び生活雑排水の公共的な処理施設を整備する。)		
	2) 工場・事業場排水対策 (特定事業場に対する排水規制、汚濁負荷量の規制。その他の事業場に対する汚濁負荷の抑制等の指導)		
	3) 家庭排水対策 (浄化槽の適正な設置及び管理、生活雑排水の適性処理の促進、食物残さの流出防止等)		
	4) 農業に係る汚濁負荷対策 (排水規制、管理に関する規制、家庭ふん尿処理施設の整備等)		
	5) 魚類養殖に係る汚濁負荷対策 (魚類養殖施設の管理に関する規制等)		
	6) その他の汚濁負荷対策 (農地からの流出負荷及び、市街地の降雨流出負荷の実態把握及びその対策)		
	7) 浅瀬その他の浄化対策 (底質等に起因する汚濁に対する浚渫、曝気、導水、水草除去等の水質浄化対策の推進)		
	8) 緑地の保全その他湖辺の自然環境の保護 (関係制度の的確な運用を通じて緑地の保全その他自然環境の保護に努める)		

⑥ 特定事業場に係る計画変更命令、改善命令等

湖沼特定事業場から排出される排水が規制基準に適合しないと認められるときには、都道府県知事は事業場の設置者に対して、処理方法の改善等の措置を命ずることができる。

設置者は、規制基準を遵守しなければならないが、水質汚濁防止法の排水基準の義務と異なり、規制基準

を達成していないために、直ちに罰則が規定されることはない。また、湖沼法のための測定義務が新たに課されることはない。

⑦ 指定施設

湖沼法では、湖沼の水質保全に係る発生源のうち排水規制の措置になじまないものを「指定施設」として、届出制を導入した。この届出制は事業者が排水の処理・管理についてある程度配慮することを期待し、行政が適正な助言を与える機会を設けたものである。指定施設としては、次の施設が指定されている。

- ・小規模の豚房（40～50m³）、牛房（160～200m³）、馬房施設（400～500m³）
- ・鯉の養殖施設（網いけすの総面積が500m²以上）

⑧ 特定施設または指定施設設置者以外のものに対する指導

都道府県知事は、特定施設、指定施設設置者以外のものであっても、指定地域において、COD, T-N, T-Pに関する汚濁を公共用水域に排出するものに対して、指導、助言及び勧告ができる。

⑨ 罰則

湖沼法の規定による命令に違反した場合、罰金または懲役の罰則が適用される。

（3）湖沼水質保全関連法の制定の効果

霞ヶ浦、印旛沼、手賀沼、琵琶湖、児島湾の5湖沼では、第1期（1985年～1990年）、第2期（1990年～1995年）、第3期（1997年～）の湖沼水質保全計画が策定・実施されている。

以下、指定湖沼のうち、流入汚濁負荷量の中で面源負荷が大きい琵琶湖及び、生活排水が主体となる手賀沼の効果について述べる。

1) 琵琶湖

琵琶湖においては、湖沼法による対策の実施により流入負荷量は減少したが、水質は良くなっていない。このような結果と原因には以下のことが考えられる。

- ① 滞留時間が長く（約5年）、流入負荷量の変化が即座に水質変化に反映されない。
- ② 農地等の面源からの負荷量の推定値が過小評価である可能性が高いこと。
- ③ くみ取り便所から浄化槽への変更に伴う窒素、リンの排出負荷量の増加。
- ④ 負荷量計算において、生活系の負荷量原単位は変化がないと仮定しているが、実際には増加している可能性があること。
- ⑤ 底泥からの負荷量は、即座に減少することはなく、

時間遅れがあると考えられること。

ただし、対策を実施しなければ流入負荷量は明らかに増加しており、対策を実施したことで平成7年度（1995年度）には、COD20%、T-N20%、T-P31%の負荷量が削減されたことになる。

2) 手賀沼

手賀沼においても、琵琶湖と同様に、対策により流入負荷量が減少したにもかかわらず、その効果は水質には現れていない。その原因としては以下のことが考えられる。

① 滞留時間が短く、流入河川の水質の影響を受けている。流入河川の水質に変化は見られず、負荷量の減少は、流入河川の水量の減少による。

② 底泥からの栄養塩負荷が大きい。

このような原因から、手賀沼では流入水の水質も考慮に入れる必要があり、浄化対策として浄化用水の導入等が必要となる。また、底泥からの栄養塩負荷については現実的に有効な対策がなく、技術開発が望まれている。

1.2.6 水質総量規制

(1) 総量規制制度の導入

昭和45年（1970年）に制定された「水質汚濁防止法」によって河川の水質は改善されたが、湖沼では改善効果が見られなかった。また、海域については、東京湾、伊勢湾、瀬戸内海など人口、産業が集中する広域的な閉鎖性水域において生活環境に関する達成率が低く、水質改善対策の推進が必要となっている。

また、一定の成果を上げてきた濃度規制において、上流からの負荷を規制できない、生活系排水への配慮が十分でない、希釈排水等に有効に対処できない等の限界が指摘された。そこで、広域的な閉鎖性水域の水質改善を図るために、濃度規制のみではなく、汚濁負荷量全体を削減することが必要であるとの考え方から、総量規制制度が導入された。

総量規制制度は昭和55年（1980年）より導入され、5年毎に水質総量規制値の見直しが行われてきており、平成12年より第5次水質総量規制が実施されている。

第5次水質総量規制では、これまで規制項目がCODだけであったが、新たに窒素、リンの2項目が追加された。

(2) 水質総量規制制度とその仕組み

1) 基本的な考え方

総量規制は、汚濁の著しい広域的な閉鎖性水域を対象として、その汚濁総量を一定量以下に抑えるため、統一的かつ効果的な負荷量削減措置を講じようとするものである。

基本的な考え方を以下に示す。

- ① 対象地域…対象閉鎖性水域の流域全体。
- ② 削減総量…規制対象外の負荷量も含めた全ての汚濁負荷量。
- ③ 削減目標量…発生源別に示す。
- ④ 目標達成方法…指定地域内事業場に対する総量規制基準の遵守義務を課すのみならず、下水道、屎尿処理施設整備、屎尿浄化槽対策、小規模排水対策、教育・啓蒙等の広範な施策展開。
- ⑤ 規制対象…工程排水を中心とする特定排出水の1日あたりの汚濁負荷量。
- ⑥ 負荷量測定…汚濁負荷量の測定、記録及び測定手法の届出の義務。

なお、米国における総量規制制度（TMDL）と環境基準は直接リンクしている。TMDLの場合、対象水域の水質環境基準を達成するように負荷量を削減することが目標となる。一方、日本の水質環境基準は、達成維持すべき行政目標であるが、総量規制による負荷削減の目標値は、産業活動及び人口の伸び等による負荷量の増加を見込むとともに、排水処理技術及び下水道整備の動向をふまえて、目標年次において現実的に対応可能な範囲で目標を定めるものとしている。

2) 指定水域、地域、項目

総量規制の対象となる指定水域、指定項目（汚濁負荷量の削減対象項目）、指定地域（指定水域の水質汚濁に関係のある地域）は、次のように指定されている。

- ① 指定水域…東京湾、伊勢湾、瀬戸内海
- ② 指定項目…COD、平成12年より窒素、リンの追加
- ③ 指定地域…指定水域に流入する汚濁発生源を有する地域

3) 総量削減基本方針

総量削減基本方針を以下に示す。

- ① 当該水域に流入する現時点での汚濁負荷量。
- ② 人口、産業の動向、排水または廃液の処理技術水準、下水道等の整備を勘査した、実施可能な限度内における汚濁負荷量の削減目標、目標年度。
- ③ 汚濁負荷量の発生源別並びに都道府県別の削減目標量（CODの発生負荷量により設定）。

4) 総量削減計画

上記の方針に基づいて、汚濁負荷量の削減目標を達成するために総量削減計画（発生源別の汚濁負荷量の削減目標量とその達成方法等）が定められている。

削減目標量達成のための主要な施策を以下に示す。

① 生活排水対策

全汚濁負荷量に占める割合が高いため、負荷量の削減を図る。

- ・下水道整備並びに生活排水処理施設の整備の促進
- ・処理施設の高度化及び適正な維持管理の推進
- ・普及啓発事業による家庭からの汚濁負荷の削減

② 産業系排水対策

公平性の確保に努めながら負荷量の削減を図る。

- ・総量規制基準による工場、事業場の規制
- ・規制対象外の事業場に対する指導要綱の整備、規制対象の拡大、対策強化（報告徴収制度）

③ その他の対策

非特定汚染源対策の推進による負荷量の削減を図る。

- ・畜舎排水対策に対する指導の強化
- ・合流式下水道の改善等の市街地雨天流出水対策の促進
- ・底質の改善
- ・養殖漁場対策
- ・河川、沿岸生態系の保全・回復による自然浄化機能の維持

5) 総量規制基準

総量規制基準は、指定地域内事業場（排水量50m³/日以上）から排出される事業場単位の1日あたり汚濁負荷量の許容限度であり、次式で定められる。

$$L = C \cdot Q \times 10^{-3}$$

ここに、

L：排出が許容される汚濁負荷量 (kg/日)

C：都道府県知事が定める一定のCOD値 (mg/l)

Q：特定排出水(冷却用、減圧用等を除く)量 (m³/日)

ただし、1980年以降新增設の事業場については、次式で定められる。

$$L = (C_0 \cdot Q_0 + C_t \cdot Q_t + C_i \cdot Q_i) \times 10^{-3}$$

ここに、

C₀：都道府県知事が定める一定のCOD値、Q₀に対応

C_t：都道府県知事が定める一定のCOD値、Q_tに対応

C_i：都道府県知事が定める一定のCOD値、Q_iに対応

(以上 : mg/l)

Q₀：特定排出水の量 (Q_t、Q_iを除く)

Q_t：1980.7.1より1991.6.30までの新增設で増加した

特定排出水の量

Q_t：1991.7.1以降の新增設で増加した特定排出水の量
(以上 : m³/日)

上記の都道府県が定める一定のCOD値はC値と呼ばれる。C値は業種その他の区分毎に上限及び下限値が定められている。上限値は、これまでの設定状況や排水水質の実態分布(85%値)を勘案して設定される。

また、下限値は、現在最も普及している処理技術、平均的な排水水質の実態(50%値)を踏まえて決定されている。

なお、現在最も普及している処理技術(処理技術I)とその中で最も除去率の高い技術(処理技術II)に関する実態は、以下のようである。

(有機系排水を排出するほとんどの業種)

処理技術I … 生物処理

処理技術II … 生物+凝集沈殿処理

(無機化学工業、塗業、金属・機械、電気工業等)

処理技術I … 凝集沈殿処理

処理技術II … 凝集沈殿+凝集砂ろ過処理

6) 汚濁負荷量の監視体制

水質の総量規制制度では、事業者による適正な汚濁負荷量の測定及び記録が制度的確な運営上不可欠である。汚濁負荷量の測定は、CODの公定法による自動連続測定が望ましいが、それは困難である。そこで、普及可能な測定機器によって、工程排水量とCOD濃度とを測定し、その積で汚濁負荷量とすることとされている。なお、測定頻度は400m³/日以上の事業場では排水の排出中毎日の測定が義務づけられているが、小規模事業場では7日から1ヶ月に1回の測定でも良いことになっている。

(3) 総量規制の実施状況

第1次総量規制の実施(目標年次:昭和59年(1984年))によってCODの負荷量は3海域ともに減少したが、赤潮や青潮の発生が見られるなど、その水質の改善効果は十分ではなかった。このため、さらに第2次(目標年次:平成元年(1989年)), 第3次(目標年次:平成6年(1994年))総量規制が実施され、平成6年(1996年)には第4次総量削減基本方針(目標年次:平成11年(1999年))が策定された。

第3次総量規制では、発生源別には生活系12%, 産業系9%, その他2%の削減を、海域別では東京湾13%, 伊勢湾8%, 濑戸内海9%の削減をはかることとなった。また、第4次総量削減基本方針においても平年ベースの削減を図ることとなった。

3海域における負荷量の推移は、東京湾では、生活系は減少したが、産業系はあまり進んでいない。瀬戸内海では、生活系・産業系共に削減されてきたが、そのペースは遅い。

昭和59年（1984）年の発生源別COD負荷量の割合はそれぞれ東京湾70%，伊勢湾53%，瀬戸内海49%であったが、その後の生活排水対策の進展により、いずれの海域でも減少している。ただし、東京湾ならびに瀬戸内海では逆に産業系の割合が増加している。

次に、生活系排水および産業系排水に対する対策の実施状況について示す。

1) 生活系排水対策

3海域においては下水道人口の伸びが著しく、し尿処理人口は減少し、生活雑排水の排出人口が減少し、未処理割合も低下した。

しかし、平成49年（1992年）の負荷量割合では、生活雑排水による負荷量が65%にも達している。

2) 産業系排水対策

産業系の汚濁負荷削減対策としては、工程内対策（施設の整備、用水の合理化、製造工程・原料の変更等）が講じられてきた。

総量規制基準は遵守され、基準を超過した事業場数は約7%である。超過原因は維持管理の不徹底が最も大きな原因であった。

総量規制を行ってきた企業別の負荷量割合では、パルプ・紙加工業の負荷量が最も大きく、続いて化学産業となっている。対して食品や鉄鋼は負荷量が小さい。このことから、負荷量に対して特定の業種が占める割合が大きいといえる。ただし、排水には様々な特性があり、製品需要、雇用など様々な社会的背景も含めて判断する必要がある。

また、単位出荷額当たりの負荷量の変化をみると、多くの産業において50%以上の負荷量が低下している。しかしながら、パルプ等製造業や石油・石炭製品製造業については、それぞれ40%，25%程度の低下にとどまっている。

（4）負荷量削減状況と総量規制の効果

総量規制の結果、対象海域における汚濁負荷量はかなり減少した。青潮および赤潮の発生は減少傾向にあるものの環境基準の達成率は相変わらず低い。この理由として富栄養化があげられる。総量規制制度はCODの外部負荷量には効果があったものの、内部生産の削減にはつながらない。内部生産によるCOD負荷量は40%～60%と推定されており、今後は窒素やリンの削減が必要であ

ることから、第5次水質総量規制において、規制項目として窒素、リンが追加された。

1.2.7 地下水汚染対策

全国規模の地下水汚染が顕在化し、それに伴い法制度や環境基準が整備されたが、依然として地下汚染は続いている。改善する兆しが見られない。さらに、地下水と公共用水域は一つの水循環系を構成しており、物質の移動も連続している。こうした背景から、流域全体の環境を保全し改善するために、平成9年（1997年）に地下水水質環境基準が制定された。

対象とする物質は、公共用水域の人の健康の保護に関する水質環境基準と同じであり、特に硝酸性窒素の濃度が注目されるようになった。また、現状では地下水汚染は顕在化していないが、将来に汚染が危惧される物質として25項目が要監視項目として指針値が設けられている。

（1）汚染物質の検出状況

1) 挥発性有機塩素化合物

全国規模での地下水汚染モニタリング調査によると、調査当初は2～5%の試料でトリクロロエチレンやテトラクロロエチレンの基準が超えていたが、最近では1%以下に低下している。一見、地下水汚染は改善しているように思われるが、これは工業地域・都市域での調査から汚染の可能性の少ない地域へ調査対象地域が移行したためである。

2) 重金属類

重金属については、PCB、アルキル水銀と有機リンを除いて、水質環境基準を超える汚染が見つかっている。特に、砒素と鉛については高い割合で基準超過がみられる。なお、水質基準の改定により砒素と鉛については、基準が強化されており、さらに汚染事例は増加するものと考えられる。重金属による市街地土壤汚染事例も増加しており、メッキ工場などの金属製品製造業、化学工業、試験研究機関などで六価クロム、鉛、水銀、カドミウム等が見つかっている。

砒素やクロムは土壤や岩石にも含まれて、地質由來の汚染も存在する。

3) 硝酸性窒素

硝酸性窒素は1982年の環境庁調査で検出率が80%と最も高く、10%で水道水質基準を超えていた。主要な供給源は農業系（有機・無機肥料、植物残渣）、畜産系（畜産廃棄物の農地還元、畜舎排水の地下浸透）、

生活排水や工場排水の地下浸透、などである。

こうした要因の中で、最も懸念される窒素供給源は農地への施肥と肥料成分の地下水への溶脱である。農地のうち水田は、窒素の年間施肥量は40～100kg/ha程度で水質浄化に役立つこともあり、さほど大きな負荷とならない。一方、畑地作物については、年間施肥量が1t/haを超えることもまれではない。この場合、肥料成分のかなりの部分が地下浸透するものと考えられる。地下への溶脱量は、200kg/haを超える付近から急激に増加し、施肥量の約半量が地下浸透する。

4) その他の汚染物質

農業由来の汚染として農薬があり、我が国でもPCNBや臭素農薬が地下水から検出されている。PCNB自体の毒性は低いが製造過程で生成されたHCBを含むことから注目されている物質である。

石油類の汚染では、大きな被害はでていないが、フタル酸エステルがかなりの割合で検出されている。フタル酸ジエチルヘキシルは指針値の1/10を超えるレベルで幅広く検出されている。

(2) 地下水汚染対策

概況調査により地下水汚染が発見されると、汚染要因や汚染の範囲を確定するための汚染井戸周辺地区調査を実施し、この調査結果から地下水の利用状況に応じて緊急対策を講じることになる。

一度汚染された地下水は、汚染物質を除去、無害化しない限り、地下水は水資源としての価値を失う可能性がある。我が国では、欧米からの技術導入および独自に開発した技術を含め様々な手法を考案している。

土壤地下水汚染の浄化技術は大きく、1)汚染物質の拡散防止技術、2)汚染物質の分解・除去技術に分かれる。その内容を以下に示す。

1) 汚染物質の拡散防止技術

① 汚染物質の溶出防止

- ・物理的固化（水ガラス、ペントナイト等）
- ・化学反応（酸化、硫化物、キレート化等）
- ・溶融固化
- ・囲い込み（シート、粘土、鋼矢板等）

② 地下水流れの制御

- ・囲い込み（シート、粘土、鋼矢板等）
- ・地下水の揚水（揚水井戸、地下排水溝）

2) 汚染物質の分解除去技術

① 汚染物質の除去

- ・地下水の揚水（揚水井戸、地下排水溝）
- ・土壤の除去

- ・土壤ガスの抽出（エアスパージング）

② 汚染物質の分解・無害化

- ・微生物分解（好気的分解、嫌気的分解）
- ・化学分解（酸化、還元、中和等）

(3) 地下水汚染浄化の対策例

1) 重金属汚染

① 物理的処理

土壤中の重金属は水には溶けにくく、カドミウム等は陽イオンとして表層土壤に保持されるため、掘削除去、客土、天地返し、遮水工や現場固化等が物理的処理として用いられる。

環境庁アンケート調査によると、土壤汚染対策を実施した318件のうち、約30%が封じ込め処理であり、覆土工も16%に上っている。

② 化学的処理

重金属に対し、酸化・還元や中和処理により不溶化する技術もある。ただし、この場合効果の持続性が問題となる。化学処理後の溶出試験で基準を上回った場合には、遮水工、遮断工による封じ込め措置が取られる。

ただし、封じ込め対策や化学的不溶化対策では、原位置に汚水物質は依然として残っており、再び汚染が起こる可能性がある。

恒久対策としては、土壤を溶融固化し、固化体に汚染物質を閉じ込めるガラス固化技術がある。その他、汚染土壤を除去し、収容施設に封じ込めた事例、水銀汚染について硫化ナトリウム等を散布して水銀を安定化させた事例、地下水を原位置で化学処理し汚染の拡散防止を行った事例等がある。

2) 挥発性有機塩素化合物汚染

① 汚染の特徴

トリクロロエチレン等の有機塩素化合物は、不飽和土壤中を容易に、しかも横方向には広がらず真っ直ぐ下に浸透する性質がある。汚染要因の多くは、溶剤の漏れ、廃棄物の埋立て等であり、こうした事態では、原液か原液に近い汚染物質が地下浸透すると考えられる。汚染源付近での観測結果では、トリクロロエチレン、テトラクロロエチレンが水飽和溶解度を超える高濃度汚染で観測された例もある。

② 汚染浄化対策例

揮発性有機塩素化合物の浄化対策例には、以下のようないわゆる対策がある。

・汚染土壤の除去

浅い土壤汚染において、土壤を掘削・除去する

技術が多用されている。ただし、深い土壌や地下水中の汚染物質に対応するため、地下水の揚水も合わせて実施する必要がある。

・土壤ガスの吸引

不飽和隙間中の土壤ガスに気化した汚染物質を土壤ガスとともに吸引除去する技術である。ただし、地下水までは修復できないために、大量の地下水の汲み上げも必要となる。

・微生物分解技術

ガソリンなど比較的分解され易い炭化水素の浄化技術として利用されている。特徴としては、原位置で汚染物質を炭酸ガスにまで完全に分解できる可能性があることである。ただし、好気条件下では効率が悪く、最初に物理的な除去技術を施し、高濃度汚染を取り除いた後でなければ適用できない。

3) 硝酸性窒素

地下水への硝酸性窒素の供給源には、点源（生活排水・工場排水の土壌浸透等）と非点源（農地からの肥料溶脱）がある。このうち最も懸念されるのが農地への施肥であり、施肥量を減量する以外に手だてのないのが現状である。

ニンジンの産地で知られる各務原台地では、農業生産と地下水質保全の両面から肥料の減量化が急務となつた。そのため、綿密な圃場試験やポット試験を繰り返し、無機化学肥料の減量や有機肥料や即効調節肥料の導入により年間窒素施肥量を400kg/haから300kg/haの減量化を実践した。これにより地下水の窒素濃度の減少に効果が現れた。

1.2.8 水道水源対策

公共用水域の水利用の中で、水道水源としての利用は最も重要なものとして位置づけられ、安全で良質な水道水を常に必要量だけ確保することが求められている。

しかしながら、我が国では良質な水道水を確保することが困難となり、水道水源の水質保全を目的として、「水道原水水質保全事業の実施の促進に関する法律（以下、事業促進法）」、「特定水道利水障害の防止のための水道水源水域の水質の保全に関する特別措置法（以下、特別措置法）」が平成6年3月に制定された（以下、合わせて水源二法と呼ぶ）。

そこで、以下、水源二法の制定の背景とその適用の現状について述べる。

(1) 水源二法制定の背景とその経過

① 水道水の汚染

水道での近年の問題としては、以下のような水質上の障害が挙げられる。

- ・塩素処理に伴うトリハロメタンの生成
- ・トリクロロエチレン等の有機溶剤による地下水の汚染
- ・農薬による汚染
- ・富栄養化に伴う異臭味の発生等

上記の水質障害に対処するために、水道では、前塩素処理を中心塩素処理に変更したり、活性炭処理、オゾン処理、生物処理等の高度浄水処理の導入等が行われてきたが、これらには限界があった。そのため、水源汚染に対する抜本的な対策の確立が求められてきた。

水道水の汚染の例としては、異臭味の問題があり、最近では全国で毎年2000万人が被害を受けている。

また、トリハロメタンについては、平成3年度の厚生省の調査において、約4%の水道用水供給事業体で基準値の70%を超えていた等の例がある。

② 水道水源保全に関する従来の法制度

水源二法の制定以前、水道水源の保全に関して、行政が水道水源の清潔保持に必要な施策を講じることや、国民もその清潔保持に努めること等が水道法で定められていた。しかし、具体的な方法が示されていなかつたため、これらはほとんど活用されなかった。

また、環境行政の側でも、環境基準の類型指定、排水基準の適用等が行われてきたが、これらの拘束力にも限界があり、環境基準の達成状況も満足のいくものではなかった。

他にも、湖沼水質保全特別措置法、下水道法、河川法、農薬取締法、化学物質の審査及び製造等の規制に関する法律等がある。しかし、これらについても、水道水源の水質保全を効果的に推進するための具体的な方法と手順が、水道法の場合と同様に明確に規定されていなかった。

③ 水道水質基準の改正

水道水の汚染と健康影響に対する社会的不安の高まり、水道水中の汚染物質の健康影響に関する科学的知見の蓄積、WHO飲料水質ガイドラインの改定等を背景として、平成4年（1992年）12月に水道の水質基準が35年ぶりに改正された。

この結果、旧基準の26項目が46項目に拡充・強化された。このほか、水質基準を保管するものとして「快適水質項目」13項目とその目標値、及び「監視項目」26

項目とその指針値が新たに設定された。

④ 立法化への動き

上記の状況を踏まえて、厚生省では「水道水源の水質保全に関する有識者懇談会」を開き、その提言を盛り込んだ報告書が平成5年（1993年）2月に取りまとめられた。これをきっかけに水道水源保全の必要性に関する答申が取りまとめられた。

このような経緯から、水道水源の水質保全のための施策を推進するために、事業促進法及び特別措置法が平成6年（1994年）3月に制定、同年5月に施行された。これによって、トリハロメタン対策（雑排水等の対策、事業場排水規制）、異臭味対策（雑排水対策、ヘドロ除去、事業場排水規制、富栄養化対策）、合成洗剤対策等（雑排水等の対策）が推進されることとなった。

（2）水源二法の概要とその適用

事業促進法は、トリハロメタン前駆物質や異臭味等による水道水源の汚染に対処するための対策を促進することを目的としたものである。一方、特別措置法はトリハロメタン生成能に限っての汚染に対処するためのものである。

事業促進法に基づく水質保全事業は、水道の取水地点から上流15～20km地点を対象に、実施予定期間を5年を目処に定めることとしている。

特別措置法では、トリハロメタン生成能の事業場に対する排水基準が範囲で定められている。排水基準値の設定に関しては、利用可能な技術レベルや水域の水質確保上必要な濃度レベルを考慮に入れて、業種ごとの代表的な排水水質の日間平均値の頻度分布に基づき、その75%値×4/3を下限値、95%値×4/3を上限値としている。下限値は、事業場に過度の負担をかけずに技術的に対応可能なレベルとして設定された。また、上限値については、現在の技術水準を前提に施設の管理の適正化により達成できるレベルとして設定された。なお、係数4/3はCOD等の最大値を日間平均値の比を準用したものである。

水源二法の適用については、平成8年末までに10水道事業体により要請が提出された。

1.2.9 水環境保全行政の対応と課題

水環境保全行政は、汚濁を防止する法を定め、目標とする基準を明らかにした上でこの法を根拠に規制する方法で進められてきている。

行政の仕組の上からは、各省庁が権限の範囲内で水に係

わる部分について必要な法を制定し、基準を設けており、それをもとに関係する機関とともに規制を行うものとなっている。

これまで記述してきたように、個々の法に基づく保全行政は機能しているが国土的視点では水質改善が十分ではなく、水環境保全上、課題といえる。

今後、水環境保全に向かってさらに効果を上げるには、個々の法を根拠とする基準、規制の限界と個々の行政の役割を超えた視点、例えば、流域水管等から考えた時の現状の水管の仕組の問題等の課題に取り組むことが必要といえる。

（1）現状の法の基準や規制での課題

① 排水規制

水濁法等を根拠とする排水基準、上乗せ基準等による規制では、ある程度の規模以上の特定施設をもつ事業所等が対象となっている。ところが、従来の日本の産業構造では中小規模の事業所が多く、産業の基盤を支えてきた。

このような規模の事業所の大半は、規制の対象外であることが多く、排水の管理では放置されてきた。

また、規制対象の事業所でも、経営基盤の弱い所では規制に対して十分な対応が出来ない状況もうかがえる。

特に近年、規制対象項目がよりレベルアップする傾向の中では、益々難しい状況となりつつある。

このように、規制はあり、汚濁の軽減に貢献はしているが十分でないところがあり、課題である。

② 下水道整備、生活排水対象等

下水道整備は急速な普及で、都市部大半が整備されてしまっている。しかしながら普及率では50%を超えたところで、まだまだ整備を必要としているが、今後は郊外に点在する汚濁源が対象で、なかなか普及率が伸びない上に投資効果も悪いという点も指摘される。

また、下水処理水の水質も現状の基準で環境に対して十分か、及び下水道の普及により中小河川の水が枯渇するなど、健全な水循環の構築という視点から解決すべき点も多い。

生活排水等の処理は、合併浄化槽などで対処し汚濁を軽減しており、下水道のない集合住宅の点在する区域などでは効果的手法となっている。しかしながら、合併浄化槽の水質などは下水道処理水と比べても高く、環境的には十分とはいえないのが実態である。

良好な水環境を創出していくためには、これらの汚濁源が看過できない場合があり、効率的な負荷削減手

法を確立していくことが今後の課題である。

③ 面源に対する問題

現状の規制等は、点源に対しては効果は認められるが面源には効力がない。そのため、畜産などを流域にかかる閉鎖性水域などでは富栄養化問題などが発生している。

また、ノンポイントからの汚濁も最近では水質汚濁につながるものとして、対策が必要とされてきている。

今のところ、このような面源に対する有効な規制や対策が十分でない状況にあり、水環境保全上の課題である。

(2) 水質視点での課題

水に関する法はそれぞれの省庁が管轄内での水に関わることについて定めたものである。(表1・2・7参照)

そこでよく指摘されることであるが、流域単位で水をみると、地表水及び地下水にいたるまで個別に部分的に必要な法や基準があり、流域における一貫した水のあり方に対して統一性がとれていない。そのため、水管理という点では不合理な仕組みとなっているといわれている。

最近は健全な水循環系の構築ということから、流域水管理という概念は不可欠になってきている。先般の省庁再編では水行政一元化は不十分であったが、水環境保全のために水行政が一体化し、水管理基本法などにより管理していくことが望ましいといわれている。

このような流域視点での水管理は、高度化する水をとりまく社会において、水環境を保全していくには取り組むべき課題となってきた。

表1・2・7 水に関する法律と所管官庁

所管官庁	根拠法 律
内閣総理大臣	国土総合開発法、国土調査法、自然環境保全法、環境基準法、公害対策基本法、災害対策基本法、水資源開発公団法、水資源開発促進法、湖沼水質保全特別措置法、琵琶湖総合開発特別措置法、瀬戸内海環境保全特別措置法、公共土木施設災害復旧事業国庫負担法、豪雪地帯対策特別措置法
国土交通大臣	土地基本法、国土総合開発法、水資源開発促進法、水資源公団法、河川法、都市計画法、砂防法、地すべり等防止法、水害予防組合法、治山治水緊急措置法、特定多目的ダム法、水資源開発公団法、海岸法、公有水面埋立法、下水道法、下水道整備緊急措置法、日本下水道事業団法、浄化槽法、建築物用地下水の採取の規制に関する法律、気象業務法、水防法、海岸汚染防止及び海上災害の防止に関する法律
環境大臣	環境基本法、水質汚濁防止法、自然公園法、自然環境保全法、瀬戸内海環境保全特別措置法、工業用水法、建築物用地下水の採取の規制に関する法律、温泉法、浄化槽法
農林水産大臣	森林法、地すべり等防止法、水資源開発公団法、工業用水法
経済産業大臣	工業用水事業法、水資源開発公団法、工業用水法
労働厚生大臣	水道法、水資源開発公団法、下水道法、浄化槽法

1.3 諸外国の水質環境管理

1.3.1 米国の水質環境管理

1.3.1.1 水域保全に関する法律の歴史的な流れ

米国における水域保全に関する法律のうち、河川や水域などに関わるものについてその歴史的な流れを以下にまとめる。

1899年 Rivers and Harbors Act

米国初の商業活動を促進するために、水域の管理や保全に関して制定された連邦法である。

1948年 Water Pollution Control Act

水質保全のための技術的な支援や補助金を、州及び地方自治体向けに制度化した法律である。

1965年 Water Quality Act

州間の航行に関連して、水質基準を設定することを州に課した法律である。

1972年 The Clean Water Act (CWA)

水域における生物的、化学的、物理的な要因を統合的に捉えて、水域保全や修復の目標を提示している。さらに、水質基準の強化も行われており、大幅な改定が1977年に実施されているが、米国においてもっとも重要な基本的な水質保全の法律である。本法のなかには、排水の許可制度、下水処理場建設促進なども規定されている。

厳密には、United Code Title33 Navigation and Navigable Waters Chap. 26 Water Pollution Prevention and Controlにおける「Clean Water Act」として施行されている。

1977年 Clean Water Act Amendments

毒性物質の管理強化と連邦による水質保全プログラムへの州責任を明記した改訂である。

1987年 Water Quality Act

この法律と連動してCWAの改訂がなされている。その結果、水質目標の達成のために必要とされる、雨天時汚濁流出への対策、処理場建設の融資基金の創設、都市ノンポイント汚染問題の把握、感潮域保全プログラムなどの推進を実施されることになった。

1996年 Safe Drinking Water Act Amendment

1974年に制定された米国安全飲料水法の大幅な改訂が行われた。この改正では、水源の確保や保護に関する新たな取り組みについて規定された。この取り組みは、CWAにおける水質汚濁防止や水域保全施策（Clean Water Program）と統合された形で実施されることになった。

1.3.1.2 Clean Water Action Planの概要⁷⁾

1972年の連邦水質汚濁防止法（CWA）の制定から25年経過した1997年に副大統領からの指示により、提案された行動計画である。主たる目的は、CWAの当初の目標である「すべての国民に、釣りや水泳を楽しめる水域」を達成するために、課題の抽出、水資源浄化計画の強化策、全体的な対策の枠組みのあり方について、重要な提言がなされている。

CWA制定当時と現在との比較をすることで、25年間の水質浄化の成果は、以下の表1・3・1のようにまとめられる。

表1・3・1 CWA制定後25年間の水質浄化の成果

項目名	1972年	現在
釣りや水泳の適合水域	1/3	2/3
湿地減少率 (acres/年)	460,000	70,000-90,000
土壤侵食量 (ton/年)	22.5億	12.5億
下水道普及人口 (万人)	8500	17300

Clean Water Action Planでポイントとなる手法は、以下の4つに集約整理されている。

- ① 流域ベースでの管理
- ② 生態系や天然資源保護を意識した対策管理
- ③ 厳しい水質基準による汚濁源対策
- ④ 適切な情報提供

特に、最初に記している①“流域ベースでの管理”は、清浄な水は健全な管理が行われている流域において確保できるという考え方に基づいている。また、水質浄化目標達成の最も費用効果の高い汚濁対策を検討する対象領域あるいは境界として、流域を対象とすべきであると考えている。すなわち、水收支や水とともに移動する汚濁物収支を考えるために水文学的に流域単位とならざるを得ない。

この流域単位での管理の必要性は、以前から指摘されてきているが、連邦の行動計画として提言されたことが非常に意義あることである。しかし、この流域管理のあり方は日本と同様に完全に確立している状態にあるとは言えそうにない。米国では、次のような流れのなかで今

まさに実効性のあるものへと確立されつつあるものと考えられる。

この行動計画の提案の前年である1996年には、EPAから“Watershed Approach Framework”が発表されている。この提言において、国内の水質改善が頭打ちになっている現状を打破するには、部門や分野を越えた総合的な連携を必要としており、公共、個人、企業を問わず，“community by community and watershed by watershed”での協力体制を築くことが述べられている。この考えは、1991年にEPAのOffice of WaterにおいてWatershed Protection Approachとして打ち出されているものをさらに発展したものである。

そして、1998年にはEPA's Watershed Approachとして発表されている。さらに、2000年には、Unified Federal Policy for a Watershed Approach to Federal Land and Resource Managementが、EPAだけでなく農業省、商務省、防衛省、エネルギー省、内務省などが連携し、省庁を越えた枠組みとして、流域管理の必要性を共通認識として位置付けた統合的な連邦政策として告示されている。

また、⑤の“適切な情報提供”については、地域住民と行政機関との連携の必要性を示唆しているものである。そのためには、流域に関する情報を共有する必要があるため、情報公開という新たなプログラムの展開へとつながる。情報提供された地域住民と行政機関が連携して、流域に関する意思決定を行うことで、質の高い管理办法が実施に移されることが期待される。

適切な情報提供により可能となる“住民参加”は、流域における利害関係者の連携につながり、さらにはCommunity Involvementとして行動計画の駆動力となる。

1.3.1.3 Watershed Approachについて

いわゆる“流域管理”での3つ重要要素は、次のようにまとめられている。

①水文学的、地理学的なユニットとしての流域

すなわち、自然の境界として流域を捉え、そのユニットのなかでの水のバランスや水域の連続性を検討することが重要であると考えている。

②健全な科学的知見に基づく絶え間ない改善

このアプローチには、科学的なデータ、ツール、技術が必須である。したがって、問題点の把握とその解決策の導出、行動計画の立案、そしてその対策効果の評価に

おいて、これらは欠かすことができない。

③パートナーシップと利害関係者の連携

流域という空間は、政治的、社会的、そして経済的な境界を越えて存在している。したがって、流域全体の目標に向けて、関連利害関係者が流域のチームとして活動し、連携することが求められている。

すでにここ10年間の間に、州レベルではこの流域管理の取り組みがすすめられてきている。図1・3・1に示されるように、人間の健康保護と環境質の改善と維持のためには、流域の生態系が保全されることが最終的なゴールであり、そのための施策や活動を推進するには、環境目標や利害関係者の連携が必要となる。

The Emerging Watershed Management Framework

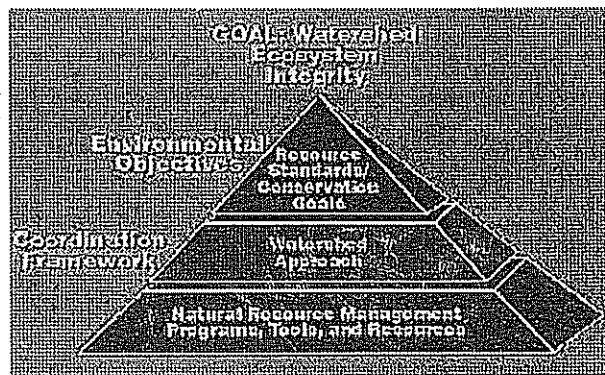


図1・3・1 Watershed Management Frameworks

1.3.1.4 モニタリングに基づく流域汚染の把握

連邦水質汚濁防止法（CWA）のもとでは、2年おきに国内の水質モニタリング（National WQ Inventory）結果を連邦議会に報告することが義務付けられている。例えば、1998年における結果は表1・3・2のようにまとめられている。

達成の判断は、いわゆる水質環境基準との比較により行われる。基準の詳細などは未整理であるが、基準は州あるいは管理区域ごとに設定されており、代表的な水質観測データとの比較によって行われているものと想像される。水質基準の要点は次の3つである。

- ① 水利用用途の指定（飲料水、水泳、釣りなど）
- ② 用途別の基準値の設定
- ③ 現状からの汚染進行防止の方針

水質基準を達成できていない水域はリストアップされて、優先的に汚濁対策が実施されることとなる。それに

は、汚濁負荷総量としてTotal Maximum Daily Loads(TMDLs)が求められるが、その際、点源汚染だけでなく、面源汚染すなわち、ノンポイント汚染負荷も算定に加えられる。日本における総量規制の概念や、流域別下水道整備総合計画における汚濁負荷解析における負荷量算定と同様な考え方である。

すでに、日本では環境基準達成が困難な水域の流域においては、上乗せ基準や水質項目の横だし、さらには排水基準の適用を受ける特定事業場の対象を厳しくする条例が施行されている。これと同様に、米国でも1999年には、環境基準が達成困難な流域では、負荷総量であるTMDLを厳しくする提案がEPAからなされ、州などにより実施される汚濁削減対策の実施をより効果的で協調

したにするため、利害関係者との協議の段階に入っている。

表1・3・3には、基準が達成されていない水域で問題となっている汚染物質とその発生源が取りまとめられている。表からもわかるように、米国では、次のような問題が顕在化していることが判断できる。

- ① 微量有害物質汚染の把握
- ② 富栄養化問題
- ③ ノンポイント汚染

この表1・3・3からは水質環境の視点しか評価されていないが、水質だけでなく、流域管理という観点からは、水域生態系への影響としてハビタット破壊防止やその保全・修復も重要な課題である。

表1・3・2 河川などにおける水質評価のまとめ（1998年）

Summary of Quality of Assessed Rivers, Lakes, and Estuaries

Waterbody Type	Total Size	Amount Assessed* (% of Total)	Good (% of Assessed)	Good but Threatened (% of Assessed)	Polluted (% of Assessed)
 Rivers (miles)	3,662,255	842,426 (23%)	463,441 (55%)	85,544 (10%)	291,264 (35%)
 Lakes (acres)	41,593,748	17,390,370 (42%)	7,927,486 (46%)	1,565,175 (9%)	7,897,110 (45%)
 Estuaries (sq. miles)	90,465	28,687 (32%)	13,439 (47%)	2,766 (10%)	12,482 (44%)

*Includes waterbodies assessed as not attainable for one or more uses.

Note: percentages may not add up to 100% due to rounding.

表1・3・3 水域障害の原因汚染物質とその起源

Leading Pollutants and Sources* Causing Impairment in Assessed Rivers, Lakes, and Estuaries

Rivers and Streams		Lakes, Ponds, and Reservoirs	Estuaries
Pollutants	Siltation	Nutrients	Pathogens (Bacteria)
	Pathogens (Bacteria)	Metals	Organic Enrichment/Low Dissolved Oxygen
	Nutrients	Siltation	Metals
Sources	Agriculture	Agriculture	Municipal Point Sources
	Hydromodification	Hydromodification	Urban Runoff/Storm Sewers
	Urban Runoff/Storm Sewers	Urban Runoff/Storm Sewers	Atmospheric Deposition

*Excluding unknown, natural, and "other" sources.

1.3.1.5 排水規制とTMDLプログラムについて

米国における排水規制も、日本と同様に人間の健康と水環境の保護を目的として行われている。CWAのもとで規定されているように、汚染物質を排出する点汚染源は、National Pollutant Discharge Elimination System (NPDES) Programにより、排出許可を得ることが義務付けられている。下水道システムなどの管路や水路も汚染源として取り扱われる。しかしながら、都市下水処理システムに接続している家庭污水などは許可を必要とはしない。この許可制度は、日本において排水基準が設定されていることと同様に水質汚濁を軽減する手段として機能を発揮している。

しかしながら、この排水規制だけでは連邦水質汚濁防止法 (CWA) の目標である “fishable and swimmable” な水域、すなわち環境基準を満足する水域保全を達成できていない状況にあるとの認識にいたってきている。すなわち、発生源である排水規制の水質管理から、望ましい水環境や水用途を反映した水質環境基準に焦点を当てた管理への移行することが求められてきている。

元来、1972年制定の連邦水質汚濁防止法 (CWA) の条項303(d)において、州政府は水質環境基準を満足していない水質に障害のある水域のリストを作成することが求められている。そして、州政府は点汚染源（点源）において要求される汚濁対策を実施しても基準が達成されない場合には、障害水域の優先順位を決定し、同時にその水域の基準を満足できる、あるいは許容できる汚濁負荷総量 (TMDL: Total Maximum Daily Loads) を設定することが定められている。その際、特定汚染源だけでなく、面源負荷も考慮することになっている。この考え方は、流域別下水道整備総合計画における汚濁負荷量と汚濁解析と基本的な概念は同じである。そして、

州政府の作成したリストやTMDLが不十分とEPAが判断した場合には、EPAが新にリストとTMDLを設定することになっている。

したがって、以前から水質環境基準を基礎とした水質管理を推進する法整備は整っていた。しかしながら、実際にはこの規定が実効性を有しておらず、EPAは1985年にTMDLプログラム実施に向けた規定を設け、1992年には一部改訂を行ってきている。さらに1996年からは、そのさらなる改訂に向けた作業を行い、2000年7月にEPAは野心的なタイムスケジュールの最終案を提出するに至っている。その内容としては、下水処理場のような点源汚染対策だけでなく、明確に面源対策を積極的に推進する必要であることを含むものである。

面源対策に関連して、1987年のCWAの改訂において雨天時流出水に関してもこの許可制度の適用する方針を打ち出し、1990年には法制度化している点は興味深い。都市域の雨天時汚濁水には、合流式下水道からの越流水 (CSO) も含まれ、これも対象となっている。このように、点源汚染だけでなく、都市域からの面源汚染由來の負荷削減が法的な規制のもので必要であると認識されている。また、家畜飼育事業所からの汚濁排出にもこの許可制度が適用されており、不適切な管理に伴う地表水や地下水の栄養塩汚染、上水道水源汚染を防止する努力がなされている。

なお、CSO等対策に関連して、EPA's CSO Control Policyが1994年に発表されている。図1・3・2に示すような地点においてCSO問題が取り扱われている。制御が困難な雨天時汚濁流出水を対象に、連邦水質汚濁防止法 (CWA) で定めた汚染制御の目標をいかに柔軟で効率的な方法で満足させるかを検討するための指針を提示している。

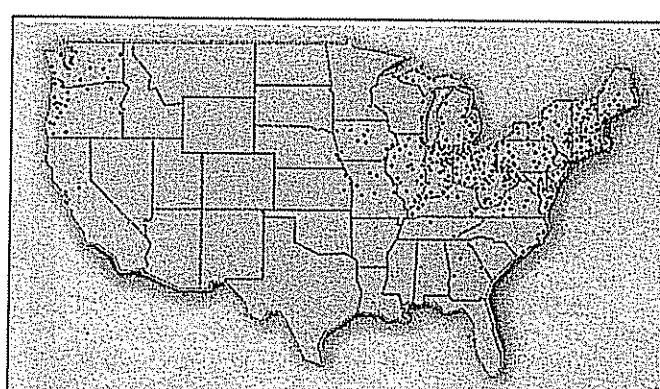


図1・3・2 CSO問題を抱えた都市の分布

1.3.2 ヨーロッパにおける水質環境管理の視点

1.3.2.1 水質汚濁問題とその対策の歴史的流れ^{2), 3)}

ヨーロッパにおける水質管理に関する法整備は次のように3段階にわけることができる。

- ① 1970年代から1980年代における水関連の法整備
- ② 栄養塩類対策のための法律改正
- ③ 新たな水政策へ：Water Framework Directive

ここでは、EU指令の歴史を引用しながら、欧州での水質汚濁とその対策の流れを整理する。EUという枠組みでの水政策（European Water Policy）が議論されてきているのは、米国において州単位での水質環境管理に限界があることと同じように、ヨーロッパの国単位では効率的な管理は不可能であるため、EU全体で一貫性のある基準や施策が必要とされていることを反映しているものである。

上記の③の新たな水政策であるWater Framework Directiveの承認までの歴史を、年表方式で記載すると以下のとおりである。

第1世代

1967年：Directive on Dangerous Substances

（危険物・毒物管理の導入）

1975年：Surface Water Directive

（飲料水の取水に関わる河川や湖沼の水質）

1976年：Bathing Water Quality Directive

（水浴のための水質目標設定）

1978年：Fish Water Directive

（魚類のため水質目標の設定）

1979年：Shellfish Water Directive

（貝類のための水質目標の設定）

1980年：Drinking Water Directive

（飲料水の水質目標の設定）

第2世代

1988年：フランクフルトにて水に関する首脳会議

1991年：Urban Waste Water Treatment Directive

（生物処理の必要性と高度処理の適用）

1991年：Nitrate Directive

（農業地域からの窒素汚染対策）

1996年：Directive for Integrated Pollution and Prevention Control (IPPC),

（大規模工業施設からの汚染対策）

1998年：New Drinking Water Directive

（飲料水質基準項目や適用範囲の見直し、基準値の強化）

そして、1995年当時から、水政策の見直しを検討し始める同時に、European Parliamentの環境委員会や環境大臣会議において、水管理における地球規模でのアプローチの必要性が指摘されてきていた。そして、1996年5月には、各國政府だけでなく幅広い参加者のあったWater Conferenceが開催された。

このような協議過程を通じて、個別の水質汚濁問題解決に多大な努力をしてきているが、現在の政策は相互連携がないことが問題であるとのコンセンサスが得られた。すなわち、Drinking Water Directive, Urban Waste Water DirectiveなどのEUにおける行動方針を提示されてきたものの、同時に水政策や水管理は首尾一貫した手法で行う必要性が強調されてきていた。

その結果、一つのフレームワークにおける新たなEU水政策への転換の段階に入っていた。そのための第一の作業として、European Commission (EC) は新たな European Water Policy案を構築して、関連団体との協議過程に入った。そして、ECはWater Framework Directive に関する提案をするに至った。公式には European Parliamentの環境委員会や環境大臣会議とのやり取りを実施するとともに、関連団体や地方・地域当局、水利用者、NGOからの意見も取り入れて調整作業を進めた。そして、25年にわたる法制度整備のあとを受けて、EUが水政策の再構築を行い、Water Framework Directiveが2000年夏に採択されたのである。

1.3.2.2 Water Frame Directiveについて³⁾

上記のように、ECから提案された Water Framework Directiveが、ヨーロッパ議会と評議会という二つの法制定組織の調停を経て、最終的に実効性を有するものとして承認された。

ヨーロッパにおいて、次のような視点からより清浄な水（河川、湖沼、地下水、沿岸域）への要求が高まった背景を受けてこの指令への導入に向けた議論がスタートしている。

① 飲料水として、

② 水浴のため、

③ 自然環境における地域の貴重な財産として

米国のCWA (Clean Water Act) における視点と比較すると、地下水も明確に水域の一部として同等に取り扱うこと、そして、それに関係して飲料水水源としての

水域を清浄化する意識が提示されている点が違いとして挙げられる。また、CWAにおいて目標にも提示された「水浴を楽しめる水域」に加えて、自然環境の財産として水域をはっきりと位置付けている点は興味深い。そして、この水政策における目的は次のように整理されている。

- ① 汚染・汚濁した水域をより清浄な状態へ戻す
- ② 現在清浄な水域を保全しその状態を維持する

これらの目的達成には、従来の個別汚染源対策では不十分であると認識されるとともに、法体制の合理化を検討すべきとの判断がなされた。また、住民および住民団体の役割が流域管理の観点からも必須であることが確認された。その結果、本指令は以下のような目的や特徴を有したものとなっている。

- ① 協調した対策プログラムを伴う統合的な流域管理
- ② 表流水、地下水などすべての水域を対象とし、質、量、生態系の保護を目指す
- ③ 排出規制と水質基準の両者を連携させた手法による汚濁対策
- ④ プライシング（市場価格政策）の導入
- ⑤ 住民参加の強化

上記のポイントのいくつかは、前節で紹介した米国におけるClean Water Action Planのポイントと似通っていることがわかる。そのうち最も重要なポイントは米国と同様に、流域管理を意識した総合的な対策を打ち出したことが挙げられる。言い換えれば、1980年代から導入されてきていた指令が個別の汚濁対策であるがゆえに、その効果に限界があることが認識された。そして、既存のEU水法制度をより完全なものにするための統合的な水政策の中心的な柱として、この新たな指令を位置付けたわけである。

従来の個別対応の指令であるNitrate Directive, Urban Waste Water Directiveなどもこの新たな指令と整合するものとして存続しつづける。ただし、一貫性を持つためにも流域管理という枠組みのなかで、一部の指令は廃止・統合された。表1・3・4には、その指令の存続や廃止・統合がまとめて示している。

1.3.2.3 EUにおける新たな水政策の重要な視点

1) 流域単位の管理について

行政あるいは政治的な境界ではなく、自然・地理学的にも水文学的にも一つのユニットとなっている流域ベースで管理を行うことが望ましい。すでに、いくつかの国では流域ベースでの管理が進められ、“River Basin Management Plan”を策定されている。この計画は、6年おきに更新することが求められている。この更新作業により、協力調整（協調関係）が必要な状況にあることが明確になる。具体的には関連各国で進められている国際河川の流域管理プロジェクト（Maas川, Schelde川, Rhine川）は良い例である。

2) 生態系保護と協調関係について

清浄な水域を保全したり、汚濁状態の水域を修復する重要な目的は、水域生態系の保護、貴重種生物のハビタットの保護、水道水源の保護、水浴域の保護である。後者3つは、特定の水域を対象とするものであるが、流域に対して統合的な視点で管理されることが必要である。

一方、水域生態系の保護に関しては、すべての水域に関連するものであり、生物保護の条約において、保護されるべき環境は完全な形で行われることが求められている。水質環境保全が單一の項目別で議論されることなく、生態系保全の観点で水質環境が議論される素地が存在しているように判断される。

表1・3・4 EUにおける指令の存続と廃止・統合³⁾

Directives to remain in force	Directives to be repealed
Bathing water quality directive (76/160/EEC)	Dangerous substances directive (76/464/EEC)
Drinking water quality directive (80/778/EEC) and its revision (98/83/EC)	Surface water directive (75/440/EEC) and its daughter directive (79/869/EEC)
Urban waste water treatment directive (91/271/EEC)	Fish water directive (78/659/EEC)
Nitrates directive (91/676/EEC)	Shellfish water directive (79/923/EEC) Groundwater directive (80/68/EEC) Information exchange decision (77/795/EEC)

3) 河川流域管理計画について

この計画は，“River Basin Management Plan”の訳である。流域における一連の目標・目的(生態系の状態、水量、水質、保護地域の目標など)が必要とされる期間内に達成されるような枠組みを示すもので、次のようなものを含む。

- ① 流域特性、
- ② 人間活動に伴う影響の整理
- ③ 既存の法律による対策効果の算定、
- ④ 新たな目標と現状との相違
- ⑤ 必要とされる一連の対策手段

また、追加されるべきものとして、流域内での水利用の経済効果分析の実施が挙げられている。様々な対策手段の費用効果分析に基いて、合理的な議論討論が可能となると考えられる。すべての利害関係者、関連団体がこの討論や流域管理計画の構築段階に十分に参加することが重要である。利害関係者としての住民が参加することが、この河川流域管理計画においても重要な要素となっている。

4) 住民参加について

本指令には、“水をきれいにするためには、住民や住民団体の役割が必須である”というキーセンテンスが語られている。これも、米国のClean Water Action Planにおける地域住民と行政機関の連携、さらには改訂された日本の河川法における地域の意向を反映した河川環境整備と通じる点である。この住民参加の促進には二つの理由がある。

- ① 流域管理計画における目標を達成するために必要とされる対策を適切に決定するには、様々な利害関係者や関連グループ間のバランスを考慮することが求められる。費用効果分析が必要なのは、この調整作業の合理的な“土俵”を用意するためである。同時に分析プロセスについても、利害関係者に公開されている必要がある。
- ② 政策の実効性を高めるためには、目標、対策の負担（賦課）、関連する基準の内容を周知して、透明性の高いものにすることが必要となる。政策を真に展開するためにも、環境保護の方向性に影響を与える住民の力をよりしっかりとしたものにすることが求められる。環境問題のなかには協議中であったり、告訴や裁判になりうるものもあるが、住民参加を推進するためには情報の周知など透明性確保は必須である。

5) 発生源対策型と目標基準達成型の連携

歴史的に、ヨーロッパにおける汚染対策のアプローチ

には発生源対策型と目標基準達成型の二つが存在している。これは、それぞれの位置付けや導入方法に若干の違いがあるとしても、日本や米国と同様な状況にあると考えられる。

①発生源対策型

汚染源で達成可能なことに対して、技術適用を通して対策を集中して行う手法

②目標基準達成型

水質基準で表現される受水域環境が必要とされる（望ましい）目標を満足するために対策に取り組む手法

上記の二つのアプローチも、単独では潜在的に欠陥がある。発生源対策だけでは、汚染物質の集積場となる環境に障害が顕在化するまで累積的な汚濁負荷を許容する可能性がある。一方、水質基準達成型では、基準自体が特定の汚染物質による生態系への影響を過少評価している可能性もある。それは、Dose-response作用に関する科学的な知見や汚染物質の輸送機構に関する知見に限界があるためである。

そのため、実施においては両者を連携させることが必要であると判断された。本指令では、改めてこれらの相互の位置付けを明確にして、従来の対策手法に、総合的な視点を追加し、基準と連携した発生源対策を手法として導入することとしている。

- ① 特定の発生源対策を単独としてではなく、流域内で取られている全体の汚染対策の一部として捉え、既存の適用可能な発生源対策技術を適用して、効率的な実施することとする。この枠組み、すなわち対策実施のフレームワークを設定しておく必要がある。そのフレームワークには、EUレベルで対象とする主要な化学物質のリストを作成することも含まれる。リスクに基づく優先順位付けを行い、汚染物質の負荷削減に最も費用効果のある有効な対策手段の組み合わせを構想することが求められる。もちろん、生産物それ自身だけでなくその生産過程での発生源も考慮することが必要となる。
- ② 受水域環境への影響から見ると、すべての水域に対して新たな統合的な“good status”的目標を提示すること。そして、その目標が、既存の法律や基準における環境目的と整合したものとして再整理されなければならない。これらの目的や目標を達成するために従来実施が想定されている発生源対策では不十分な地域には、追加の対策が必要となることを明示することが求められる。

1.3.2.4 具体的な管理方法、制度を含めた対策方針

ここでは、現在機能しているEU指令の代表的なものとして、Urban Waste Water Treatment Directive（都市下水処理に関する指令）を取り上げ、それについて、簡単な整理を行う。

本指令は、都市下水や廃水による水域汚染を制御するために、1991年に制定された。前述のように、Water Frame Directiveの施行後にも、存続された指令の一つである。以下にその重要な点を列挙する。

- ① 都市下水や産業排水に対する排水規制や基準を設けること。なお、都市下水道に排除する事業所も含め、指令において重要な排水を行う事業所が指定しており、規制や排水許可の対象とする。
- ② 2000人相当以上の汚水を排除する区域については、汚水収集施設を整備し、排水放流先が淡水域および感潮域の場合には2000人相当以上、沿岸海域の場合には10000人相当以上の集水区に対しては汚水処理施設を設けること。そして、処理レベルとして原則として2次処理レベルの生物処理を適用する。排水の受水域が汚染しやすい場合においては高度処理の適用を行い、沿岸域を放流先としており、その水域が汚染しにくい場合には、合意条件を定めた上で、1次処理を適用することができる。下水道施設設置の設置には、3段階の期限が設けられた。1998年末、2000年末、2005年末である。これらの期限は、処理人口の大小や受水域の汚染感受性の高低に依存して設定された。
- ③ 4000人相当以上の有機汚濁量を排出する事業所（食

品産業系）など、指令において特定された事業所からの排水は、2000年末までに設定された排水基準を満足させること。

- ④ 下流水処理からの汚泥処分の規則や基準を1998年末までに策定し、表流水域への汚泥投棄や排除を上記期日までに中止する。
- ⑤ 下水処理状況や処理の効果をモニタリングする。
- ⑥ 2年おきに中間報告を実施して、汚染対策のための実施プログラムを展開すること。

ここで、汚染しやすい受水域（Sensitive area）の定義は、次のようになされている。

- 1) 富栄養化している水域が、あるいは汚染対策が実施されないと近い将来その恐れがある水域。
- 2) 飲料水の取水が想定されている表流水域で、汚染対策が実施されないと硝酸塩濃度が50mg/lを越える可能性がある場合。
- 3) 国および地域レベルの法律を満足するにはさらなる処理が必要とされる水域。

この他の水域分類としては、通常の水域（Normal area）、汚染しにくい水域（Less sensitive area）があり、この分類は4年おきに見直しがなされる。

表1・3・5に1998年時点での水域指定の状況をとりまとめたものを示す。2000人相当以上集水区の数とその汚濁人口当量である。3億1400万人が居住する地域に対して指定がおこなわれ、汚染しやすい受水域へ排水区域からの汚濁負荷割合が37%に達していることがわかる。例えば、オランダ、デンマーク、ルクセンブルグ、フィンランド、スウェーデンはすべてこの区分に入っている。

表1・3・5 ヨーロッパにおける水域指定の状況（1998年、但レイタリアを除く）⁵⁾

Member State	Population (1000 inhabitants)	Normal areas		Sensitive areas		Less sensitive areas		Total	
		No.	1000 pe	No.	1000 pe	No.	1000 pe	No.	1000 pe
Austria	8,040	703	18,569	0	0	0	0	703	18,569
Belgium	10,131	119	1,775	245	7,389	0	0	364	9,164
Denmark	5,216	0	0	382	8,393	0	0	382	8,393
Finland	5,099	0	0	201	4,007	0	0	201	4,007
France	58,027	2,359	49,927	1,137	20,583	0	0	3,496	70,510
Germany	81,533	1,179	27,397	3,658	101,406	0	0	4,837	128,803
Greece	10,442	169	6,189	60	2,101	86	1,913	315	10,203
Ireland	3,577	137	3,748	9	170	0	0	146	3,918
Luxembourg	407	0	0	42	914	0	0	42	914
Netherlands	15,423	0	0	414	17,218	0	0	414	17,218
Portugal	9,912	598	12,651	114	1,814	34	1,806	746	16,271
Spain	39,170	2,611	47,263	253	4,659	356	22,517	3,220	74,439
Sweden	8,816	0	0	454	7,496	0	0	454	7,496
United Kingdom	58,276	1,764	61,816	127	4,187	155	10,523	2,046	76,526
Total	314,069	9,632	229,335	7,088	158,073	631	36,759	17,351	424,361

そして、ここに示した受水域の汚染感受性や水質汚染状況などの地域特性に加えて、処理人口規模に応じて、下水道施設の建設や処理レベルの達成時期が段階的に設定されている。要求される処理レベルと達成期限を表1・3・6に示している。このように、受水域の分類として3段階、処理規模として5段階の設定が細かくなされている。

1.3.2.5 下水道整備状況やリン除去対策の現況報告

アムステルダムにおいて開催された国際会議（2000年9月）では、ヨーロッパ諸国における下水道整備状況や栄養塩類の除去（特にリン除去）対策実施の概略が報告された。1998年に都市下水処理に関する指令には栄養塩類除去に関する改訂が加えられ、富栄養化問題を抱える汚染しやすい水域への排水に対して、全リンと全窒素の排出基準が設けられた。表1・3・7にその基準値を示す。

処理場の規模に応じて、基準値が異なっている。また、地域事情に応じて窒素あるいはリンの基準、さらには濃度あるいは除去率を基準として適用可能とされている。すなわち、4つのオプションがありうる。また、基準値においても、窒素の基準値は年平均であるが、反応槽水温が12°C以上におけるすべての日平均サンプルが20mg/l以下であれば、表に示す基準値と同等の処理がなされると判断されるという補足説明もある。この

ように、基準としては曖昧で一貫性に乏しい妥協の産物として出てきたとも捉えることもできる一方で、事情の異なる諸国を対象に実効性を伴う柔軟性のある基準設定であると評価することもできる。

Farmer (2000)⁵⁾は、EU全体的における水管路整備や生物2次処理などの一般的な下水道の整備達成状況としては、ドイツ、デンマーク、イギリスなどは概ね計画通りに対策事業が推進されているものの、ベルギー、イタリアにおいて施設整備の遅れや処理場建設が進行していないことを指摘している。

また、下水からのリン排出の観点からは、1998年末までに多くのEU諸国で富栄養化しやすい水域への排水

表1・3・7 全リンと全窒素の排出基準

Parameters	Concentration	Minimum percentage of reduction
Total phosphorus	2 mg/l (10 100-100 000 p.e.)	80
	1 mg/l (more than 100 000 p.e.)	
Total nitrogen	15 mg/l (10 000-100 000 p.e.)	70-80
	10 mg/l (more than 100 000 p.e.)	

表1・3・6 都市下水処理に関する指令における要求される処理レベルと達成期限³⁾

Deadlines for meeting requirements of urban waste water treatment directive

Designation of area type	Population equivalent (')				
	0-2 000	2 000-10 000	10 000-15 000	15 000-150 000	+ 150 000
Sensitive areas	If collection 31.12.2005 appropriate treatment	Collection 31.12.2005 secondary treatment (*)	Collection 31.12.1998 more advanced treatment	Collection 31.12.1998 more advanced treatment	Collection 31.12.1998 more advanced treatment
Normal areas	If collection 31.12.2005 appropriate treatment	Collection 31.12.2005 secondary treatment (*)	Collection 31.12.2005 secondary treatment	Collection 31.12.2000 secondary treatment	Collection 31.12.2000 secondary treatment
Less sensitive areas (coastal waters)	If collection 31.12.2005 appropriate treatment	Collection 31.12.2005 appropriate treatment	Collection 31.12.2005 primary or secondary treatment	Collection 31.12.2000 primary or secondary treatment	Collection 31.12.2000 primary (exceptional) or secondary treatment

(') Population equivalent is the measurement unit for the organic pollution of waste water equal to the average pollution load of one person per day.

(*) Appropriate treatment if discharge is to coastal waters.

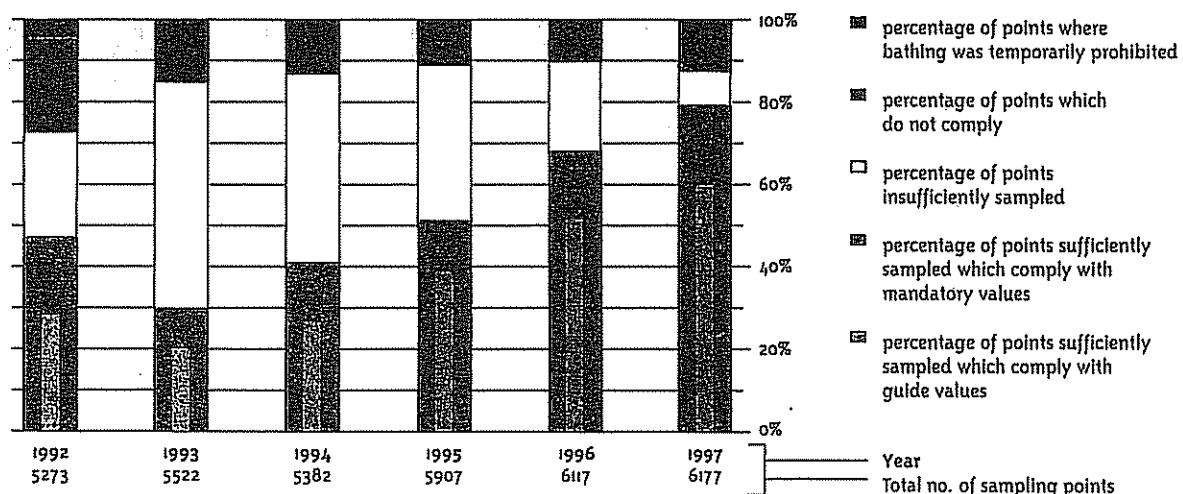
処理要件を達成できている。しかしながら、フランスとスペインで施設整備の遅れが目立ち、英国においては下水整備事業が展開されているものの1998年までには達成できていない。一方、ギリシャとイタリアに関しては、適用水域の指定が不十分あるいは不明確な状況にある。今後、この栄養塩類の排水規制の施策は中央あるいは東ヨーロッパに拡大・展開されると予想される。その際に、適用水域の指定、経済的な制約のなかでの排水規制など、汚染対策を展開する上での課題がでてくることが予想される。

1.3.2.6 ヨーロッパの水質現況^{3), 4)}

本節では、簡単にヨーロッパの水質環境を概観できる

図表を紹介する。図1・3・3には、1992年から1997年までの沿岸域と淡水域の水質状態をBathing Water qualityから表現したものを見た。水浴のための水質に関する指令(Directive 76/160/EEC on Bathing Water Quality)は、1976年に制定されたものであり、EU諸国は、水浴水域を指定するとともに、水浴期間における水質モニタリングを実施することが義務付けられている。水質基準には、“Guide”と“Mandatory”の二つが設定されており、例えば少なくとも2週間間隔の頻度で測定し、大腸菌群数はそれぞれ、500/100ml以下と10,000/100ml以下と定められている。図にも示されるように、沿岸域だけでなく淡水域において、水質の改善が見られ、水浴水質基準(Mandatory)を満足する水域の割合が上昇してきている。

Summary — Fresh water zones — Results from 1992 to 1997



Summary — Coastal zones — Results from 1992 to 1997

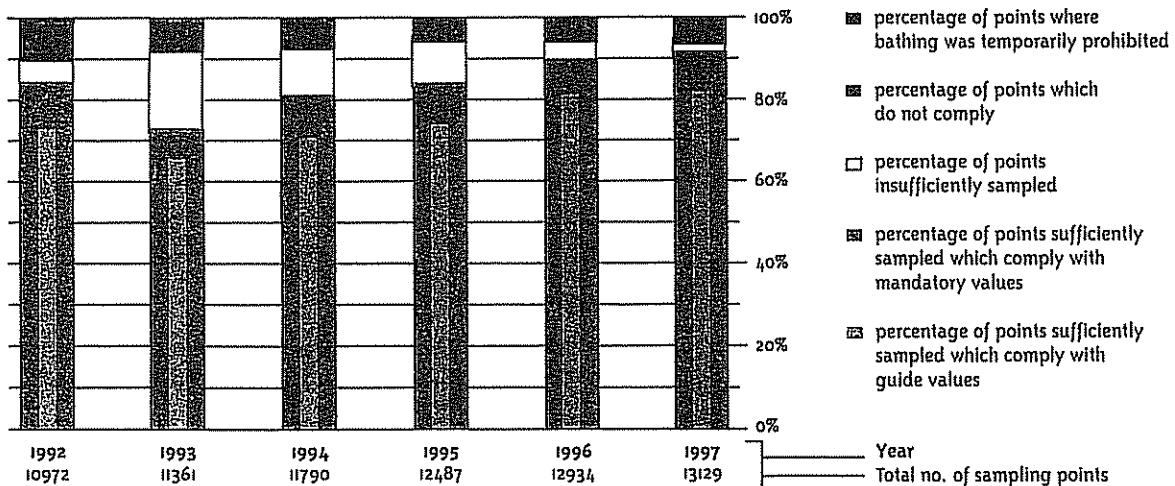


図1・3・3 水浴のための水質基準から見たEUにおける水質状況³⁾

また、図1・3・4から図1・3・7にはヨーロッパの河川におけるリンおよび硝酸性窒素濃度の全体像（1994から1996年当時）と1980年から1995年までの126大河川における年間平均値の中央値の経年変化を示している。

リンについては、1000以上のヨーロッパ河川のうち、90%程度は $50 \mu\text{g/l}$ 以上であるのに対して、北欧地域の河川に代表されるように人間活動の影響を受けていない河川では、 $25 \mu\text{g/l}$ 以下と低濃度レベルである。この地域の半数以上は $10 \mu\text{g/l}$ 以下とあることも知られている。高い濃度レベルの河川も、図1・3・5に示されるように、1980～1985年当時と比較すると確実の濃度は低下してきている。

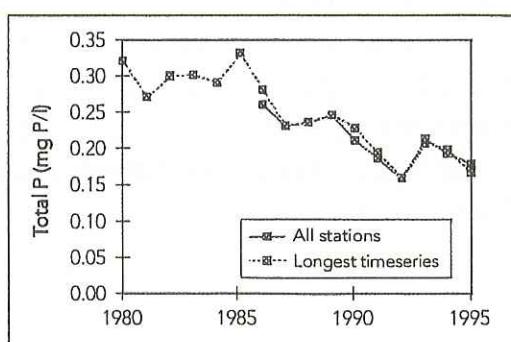


図1・3・5 リンの年平均濃度中央値の経年変化⁴⁾

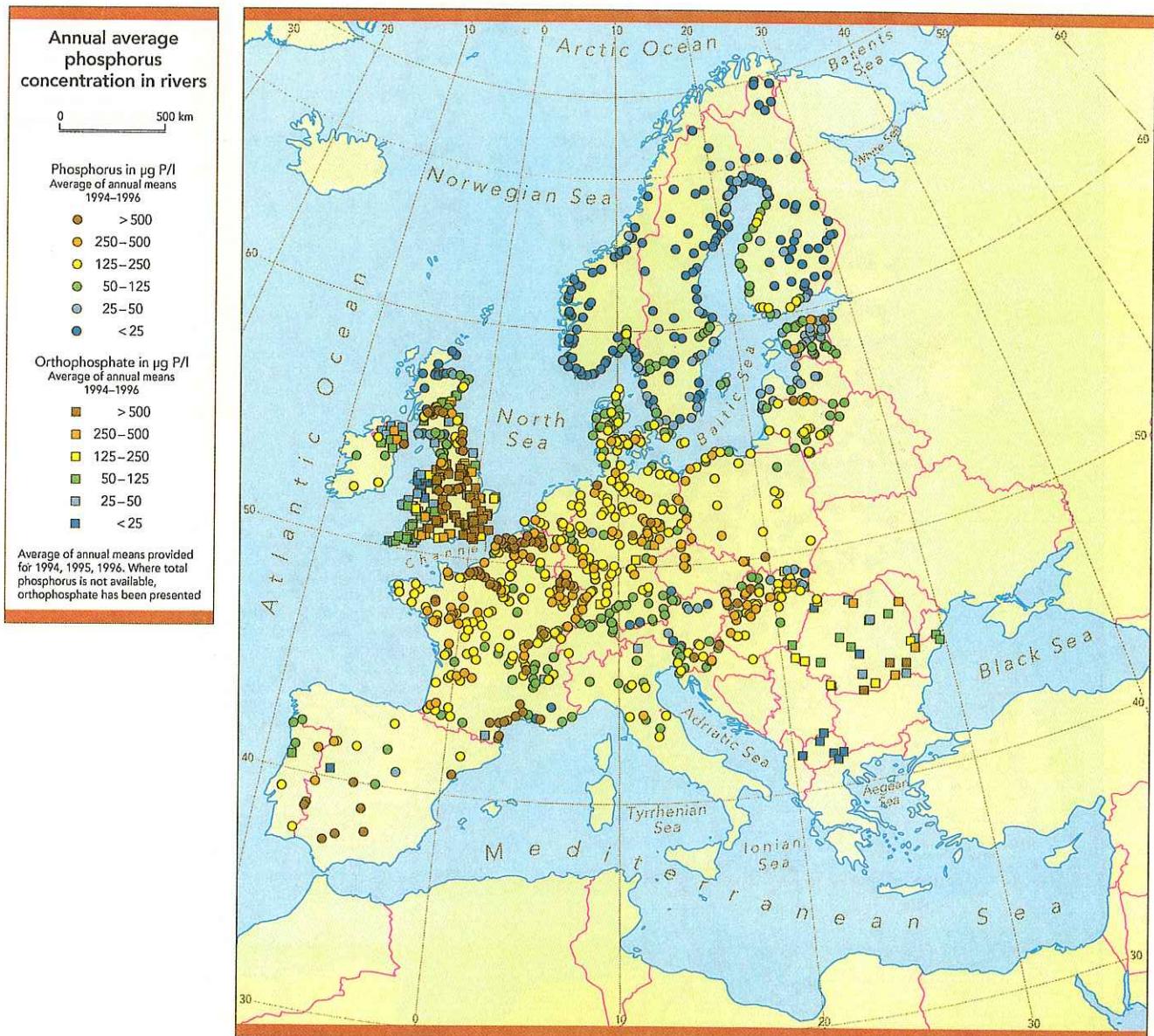


図1・3・4 ヨーロッパの河川のリン濃度（1994-1996年の年平均値）⁴⁾

硝酸性窒素濃度についても、北欧地域を除くと1mg/l以上の大河川が多く、自然状態と想定される0.1~0.5mg/lより高い値である。また、経年変化からも1980年代から低下傾向は見られず、1990年代に施肥管理の実施している効果が実質的には表れていない。なお、汚染に関しては、河川水以上に地下水の汚染問題が顕在化していることを付記しておく。

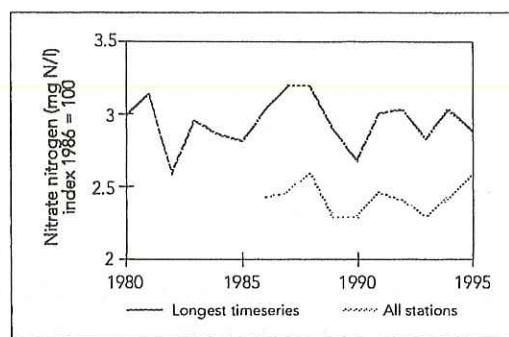


図1·3·7 硝酸性窒素の年平均濃度中央値の経年変化⁴⁾

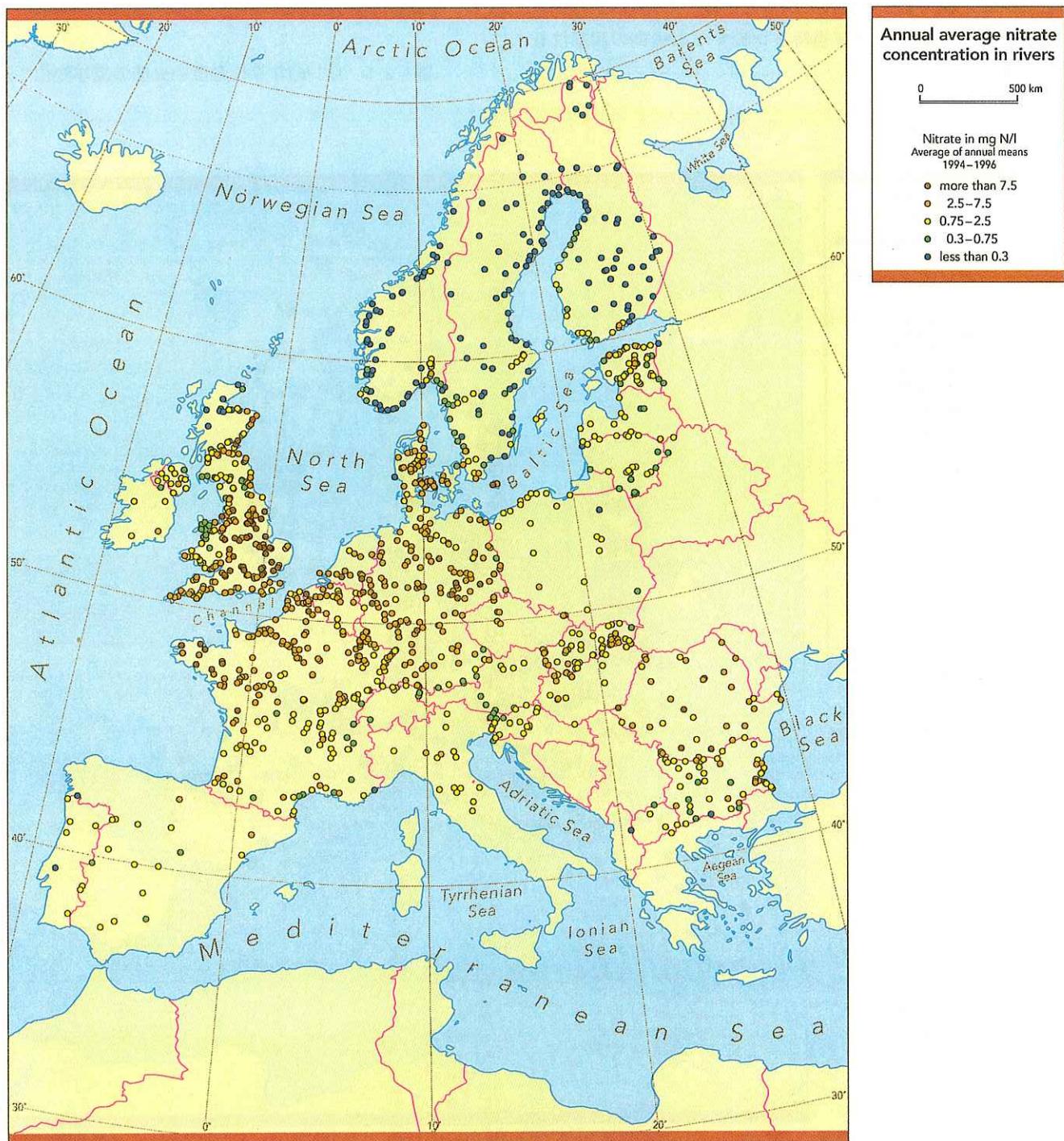


図1·3·6 ヨーロッパの河川の硝酸性窒素濃度（1994-1996年の年平均値）⁴⁾

1.3.3 河川流域の国際比較研究事例の紹介

著者らは、国際学術共同研究プロジェクトとして、日本、米国、スイスの具体的な流域に関わる学術研究の成果を相互に比較し、新しい流域理解の概念を検討している。その一部をここに紹介することにより、諸外国を含め他の河川での流域管理や水質管理のあり方を、別の流域管理に適用する際に留意すべき点を指摘する。

1) 3つの河川流域の地理的特性の概要

河川流域として、多摩川、Aberjona川(米国)、Toess川(スイス)について、各流域の水資源量、水質の状況、水利利用に伴う人間の健康や生態系への影響などのとりまとめと比較考察を行ってきている。以下にその概要と相対比較を行っている。

多摩川 流域、日本：水源は高度1900mの秩父山系である。東京の南東に流れ東京湾に流れ込む。上流域の大半は森林地帯。中央域はなだらかな丘陵で農業地帯。下流域は平地で著しく都市化されている。首都東京の最も重要な水源のひとつを担っている。

流域面積：1240km²、河川延長：138km

平均河床勾配：2.6%

Aberjona流域、米国：ボストン北西15kmから20kmに位置する。流域北東部の高度36mにある湿地帯が水源。南方向に流れ、Upper Mystic湖に流れ込む。流域には7地方自治体が部分的に含まれる。流域内は都市化が進み、住宅地域が商業地域、工業地帯に入り込んで存在する。

流域面積：67 km²、河川延長：14.5km

平均河床勾配：2.5%

Toess 流域、スイス：チューリッヒ市街北東に位置する。南東の準高山地帯から北西方向、ライン河に流れ込む。水源周辺は主に森林地帯。中流域では、流域の中心都市であるWinterthur市街を通る。下流域は産業活動、農業活動の影響を激しく受け、Winterthur市とチューリッヒ市の住宅地となっている。

流域面積：425 km²、河川延長：62.6km

平均河床勾配：6.0%

以下に、比較対象とした米国とスイスの河川流域についての歴史的な背景と課題の概要を示すが、日本の河川である多摩川に関する紹介は省略する。

2) Aberjona 流域の歴史的背景と諸課題

ボストンの準都市部として大きく発展してきた。主な土地利用は住居地域であり、広域な商業・軽工業地帯をも含む。住居地域としての発展はここ半世紀の間に行われ、農業地域が居住地区に取って代わられた。工業も2世紀にわたって重要な位置を占めており、その始まりは19世紀Middlesex運河の建設で交通の便が大きく進歩した時からであった。流域の主な水源問題は工業化に端を発している。

水管理は流域内の8市町の間で異なっている。Central Massachusetts からマサチューセッツ水資源局(MWRA)を経由して水供給を行っている自治体が幾つかある。流域の中心であるWoburnの町では1983年にMWRAに接続するまで水を自給しており、現在でも75%の水をAberjona川の小流域にある地下水の井戸で自給している。流域の大半の家庭・企業は公共下水道のサービスを受けており、下水は利用後に流域外にある下水処理場に運ばれ、最終的にはMassachusetts湾に放流される。

Aberjona川とその最大の支流Horn Pond Brook川は深く厚い帶水層を有している。現在 Boburn市は年間約 $5.5 \times 10^6 \text{ m}^3$ の水をHorn Pondの地下水から取水している。取水の大部分が利用後、下水道を通じて流域外に排出される。都市化に伴う地表の不浸透化も要因であるが、処理水が流域外で放流されることが、Horn Pond Brook 小流域で低流量となっている第一原因である。またこの水量の少なさが、水域の生息地が失われてきていている原因ともなっている。

<汚染の経緯>

19世紀初頭から20世紀半ばまで、流域の主たる産業は皮革と化学産業であった。この時期、水質汚濁防止や大気汚染防止のための法律がなかったため、工場は自由に廃棄物を排出していた。つまり河川や湖沼に廃水を垂れ流し、地上に廃棄し、汚染ガスを煙突から排出した。皮革工場、化学工場両者とも廃棄物の大きな発生源であった。さらに最大の廃棄物発生源が流域上流部にあり、その影響力を増大させていた。現在 Woburn北部のIndustri-Plex Siteとして知られているが、クロムなど有毒重金属数千トンが主に1890年から1950年の間に自然環境に放出された。

工業化の負の遺産は今日に至るまで残り、水質問題を支配し続けている状況にある。重金属汚染した底泥が河川の至る所に存在し、河川水中の重金属濃度は工業化以前の水準を遥かに超えている。図1-3-7に示すように、多くの場所で底泥中の砒素濃度は、現在の連邦政府ガイ

ドライン (30mg/kg dry weight) を超えている。また動植物も不幸にも河川中の高濃度重金属の影響を受けている。

有機汚染もまた問題である。特に流域に共通して見られるのは、地下水中の有機塩素化合物などの有機溶剤による汚染である。100箇所以上の廃棄物処分場の多くが溶剤汚染されていると、州政府に認定された。おびただしい地下水中の溶剤の地表水流への流出が報告されている。他の微量有機による汚染もAberjona上流域で起き

ている。

都市由来のノンポイント汚染が原因となっている富栄養化も、Aberjonaの水源水質に大きく影響している。周期的な下水道からの雨天時越流水汚濁負荷も影響している。その越流水中の窒素濃度は通常100ppmを超え、自然環境に多大な影響を与え、Mystic湖では酸欠を含む酸化還元状態の変化を引き起こした。栄養塩濃度の上昇があるものの、化学物質汚染の影に隠れてさほど問題視されていない。

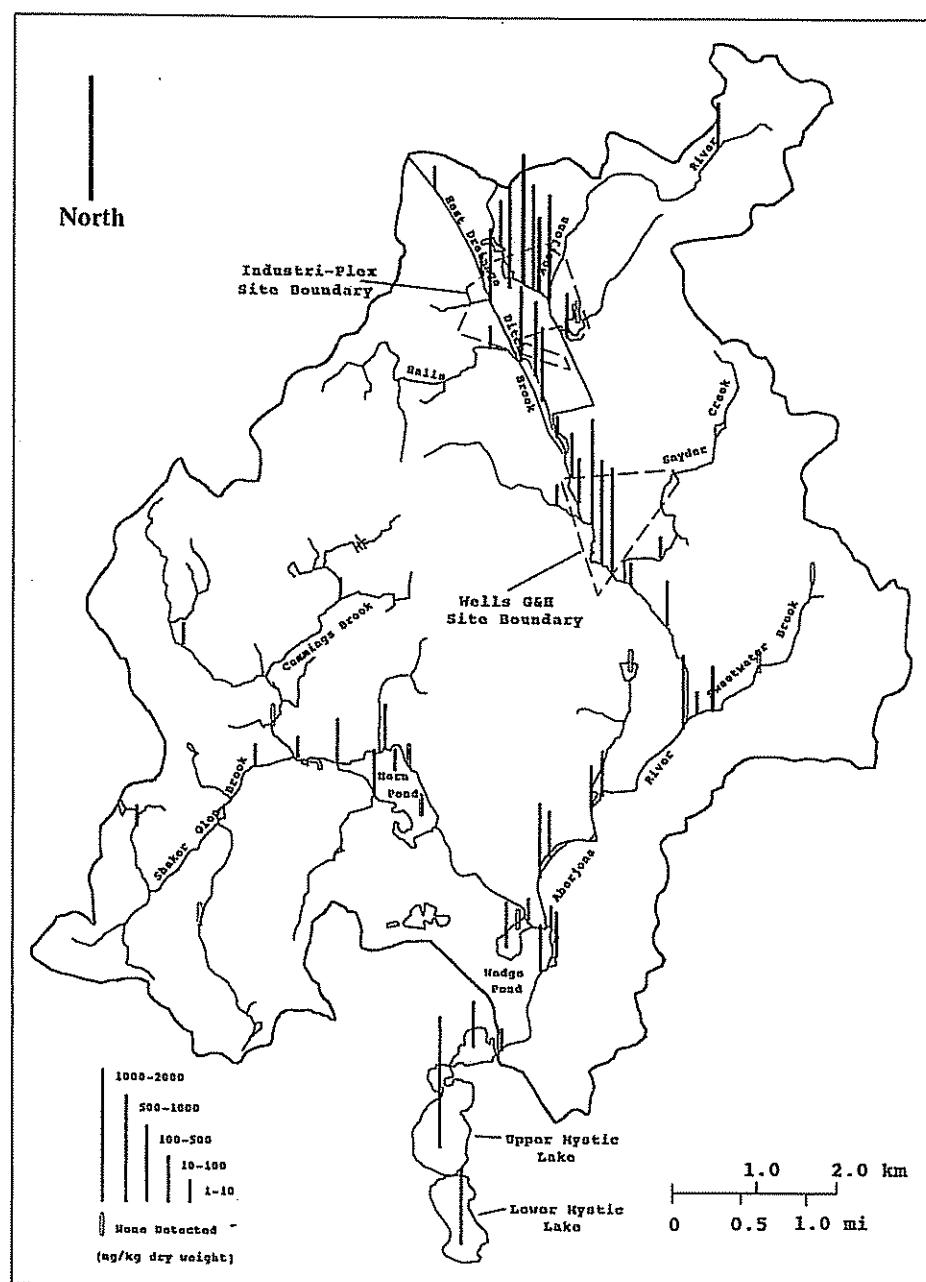


図1・3・8 Aberjona 流域の底泥中の砒素汚染状況

<公衆衛生上の汚染>

Aberjona流域での公衆衛生に関する特記事項は1970年代初頭に発見された小児性白血病の集団発生である。Woburn東部を中心とし、Aberjona川に隣接した地元自治体の井戸からの汚染が原因であった。この悲劇的状況は全国的に有名になり、続いて起こった訴訟は「Woburn毒物裁判」として知られるようになった。

この「毒物裁判」事件が人々の健康に関わる環境問題に対する意識を高めたが、別の問題が発生した。洪水に伴い、Aberjona川の底泥が河川に隣接する遊び場や庭に流出し、その堆積物にはMassachusettsの法定基準を超えた砒素が含まれることが判明したのである。この汚染堆積物への暴露可能性が最も高いのはそういった場所で遊ぶ子供達であった。この汚染への対策手法は未だに確立されていないが、活発に議論された。また、Woburn市内の出生率の低下やAberjona川、その支流、さらに下流に位置するMystic湖で余暇に釣りを行う人たちによる毒性金属の摂取についても、人々の関心は高まった。後者のリスクに関するデータは少ないが、流域内でより汚染されている場所に住む魚類の多様性は乏しく、また汚染の少ない地域の魚より明らかに高い金属含有率を示す傾向が見られる。

<水環境としての課題>

歴史的にAberjona流域における産業発展は、交通を担ったMiddlesex運河の存在によるものであり、またAberjona川が水供給と汚水の受け入れ先という役割を有していたからである。現在は、工場が地下水を揚水することは最小限にするように定められている。水道事業体にとって、地下水の利用は変わらず重要であり、Horn Pondの井戸はWoburn町の水需要の大部分をまかなっている。議論の余地はあるが、現在の水利用としてレクリエーション面も重要である。Aberjona流域の水は、ボストン首都圏の郊外ということで、釣り・水泳・ボートやその他余暇活動のために使われている。水の化学的汚染の状況によっては、こういった利用は危険にさらされたままである。底泥などの沈殿物の性状は特に留意すべきものである。レクリエーション用途での水利用への適合性が、流域からの栄養塩負荷や、微生物学的汚染を含め、雨天時における合流式下水道からの越流水汚濁によって危険にさらされている。

3) Toess流域の歴史的背景と諸課題

1200mmという年平均降水量と、一見して自然が残されたToess川流域の光景にもかかわらず、現在の水管理

は質、量の両面で問題に直面しており、同時に水域生態系に深刻な影響を与えている。これは流域開発の結果であり、ここ数十年の工業化された欧州諸国に典型的に見られるものである。この発展段階の第一の特徴は人口増加、工業化、そして農業生産の集約化である。これと同時に、水やエネルギーの消費量の増大、生活排水や廃棄物量の増大も引き起こした。

人間がToess川に初めて大きく関与したのは、1850年代と1870年代の一連の破滅的な洪水が発端であった。その洪水によってこの流域に新しく建設された道路や鉄道の大部分が破壊された。1877年には集中的な「Toess復旧プロジェクト」が実施され、本川とその支流はかなりの部分で河川改修され、人工水路化された。この「復旧プロジェクト」によって治水が進み、流域下流部の都市化や農地利用がさらに可能となった。同じ時期、水力による電力開発が産業目的に飛躍的に進展した。この結果、堰の建設や人工水路システムが拡張し、川の本来の構造や流れに大きな影響を与えた。その後、産業化と人口増加に起因する水質汚染が明確になってきた。それらは水の華の発生や魚のへい死によって示された。こうして汚染の制御も水管理の目的に加えられるようになった。1950年代以降、下水道施設整備がさらに進み、以後、下水処理場を増強しながら下水処理能力を高めている。

恒常的な人口の増加や産業発展に伴う生活用水や工業用水の需要の増加が、ここ十数年の水管理の重要性が増す原因となっている。これらの需要には、現存する井戸からの揚水量を増加したり、新たな地下水源の開発によって対応している。

<水量に関する側面>

流域の公営水供給システムでは現在一人当たり一日約320リットルの水を送っている。この水は主に家庭用、商業、工業用として使われる。Toess流域での農業用の水利用はわずかである。1970年頃まで水需要が着実に増加したが、それ以降、需要は横ばい状態である。増加した家庭用・商業用水の需要を現在補っているのは、産業分野における効率的な水使用と再生水利用である。給水量は年間約2000万m³に増大し、この量は流域からの全流出量の7.2%相当となる。水源は主に地下水井戸であり、僅かだが自然の湧水も利用している。このように多くの地下水を、都市部の水利用システムに流れ込ませることで自然の水循環に影響を与えている。さらに、都市化によって水の地下浸透や地下水の自然涵養機能が失われている。増加しつつある不浸透面に降った雨水は集

められ下水溝を流れるが、地下には浸透しない。結果として都市における水管理は、本来の水量のうち約10%を自然の水循環システム外に流してしまっている。この割合は、他の支流域では1%以下から30%超までの範囲にある。

実際の水管理の結果、様々な支流域で地下水位の低下が継続して観察されている。目立った地下水位の低下は支流域の自然流水量の10%以上を都市部の水利用システムに配分している地域に限られる。自然流水量の10%から20%を流用している地域はOECDによって「穏やかな」から「高い」水ストレスを示していると定められている。スイスのような水資源の豊富な国においてですら、水需要が自然の水源が維持可能な限度を超えるものである。

河川水の発電目的での利用は、過度な市街化による地下水位の低下と同様、場所によっては流域の自然な水循環に大きな変化を与える。人間活動の影響により、ある川の支流が一時的に干上がってしまったり、自然干ばつも時間的・規模的に拡大している。このような人間が引き起こした変化は水域生態系に深刻な影響を与えるものであり、魚やその他の生物に移動を余儀なくさせている。

<水質に関する側面>

高度に効果的な汚水処理技術を使うことで、河川への家庭や工場からの汚染物質流入は近年目覚しく減少している。その結果DOC、硝酸塩とリン酸塩の河川水中濃度は1970年代に高くなっていたが、現在では国基準の範囲内若しくはそれ以下である。

地表水や地下水中の栄養塩濃度が高くなつたことに示されるように、排水規制や下水処理の導入により点源汚染対策には成功したが、面源汚染の増大といった別の汚染源によって水質に影響があることがある。Toess流域の面源汚染の発生源には農地や廃棄物処分場からの浸出水も含まれる。農業からの汚染の増加は、収穫高を増やすために肥料や農薬の使用が増えたことが主な原因である。また、徐々に減少している農業用地で育つ作物、特にトウモロコシの収穫率が高くなつたこともまた原因である。この農地利用における変化が、1965年から1985年の間に農地から水系への硝酸塩流出の増加を引き起こしている。それと比較すると、廃棄物処分場による影響はあまり顕著ではない。

最近行われたWinterthur近くの“Riet”処理場での調査によると、20年から30年以上経った廃棄物処分場は隣接する地下水の水質にあまり影響を与えないことが明らかになった。有機系廃棄物は今ではすべて焼却され

ており、燃え残りの副産物は厳しい環境基準に従って固めて廃棄されているので、将来廃棄物処分場が確実に水質を損ねるようなものとなるとは考えにくい。

<生態系の健康に関する側面>

Toess流域では、人口が増加を続け居住地域空間・道路・農地の開発とともに、洪水対策の改善などが必要となり、その結果主要な河川のほぼ全てが直線化され、人工水路化された。その総全長の4分の3で、河岸が自然に形態変化する機能を完全に失った。Toess川総延長59.7kmに渡って568の堰などの河川構造物を建設した。また、直線化に伴い60%以上の河岸の沼地が干上がった。都市化の激しい地域では、60%以上の小河川が地下の排水路へ転用されて消えていった。その結果、水生生物の質が大きく変わった。地域の調査によると多くの植物や動物種が既に絶滅し、或いはほぼ絶滅に近い状態にあるという。自然の中では高い多様性を示している水生生物の場合、その状況は最も劇的である。多くの種がもはや自己再生に必要な数を維持できない状況にある。例えば、川の連続性を阻害する落差などの上流側においては、見うけられる魚種は限られた数の自生種だけである。図1・3・8には、9区間内の魚種数をまとめたものを示している。ライン川の支流である本河川の下流部上流部では生息魚種数が下流に比べて貧弱であることが示されている。

4) 流域の持続可能な管理のために

ここで研究対象とした3つの流域間で共通した課題や現象が見られる。すなわち、ある流域での歴史的過程が世界各国で共通のものとなりうることを示している。多摩川、Aberjona、そしてToess流域において、ここ数十年の間に経験された人口増加と経済発展は、明らかに水資源の質・量ともにその悪化をもたらしている。それぞれの事例において、社会・経済的発展と水資源の状態との間に明らかな相互依存性が存在している。一方で、発展途上国と称される新しく工業化された国においては、上記の流域事例に見られたような問題を抱えながら同様な発展パターンをとげていく可能性が十分あり、すでにその問題が露呈している東南アジアや南米の河川もあると考えられる。

各流域における人間活動が、流域内の水域水質や水量の状態を自然な状態から悪化させてきている。水質汚染の主たる原因是産業廃棄物、都市からの汚水排出、そして農業における肥料・農薬の使用である。水量の変化を引き起こしている主な原因是、給水目的の地表水・地下

水からの取水である。河川改修事業による水路の改修、発電のための取水なども環境影響要因となりやすい。しかしこれに関する問題は、通常単一の原因及び活動の結果ではなく、流域内の入り組んだ複合した各種要因に依るものである。

多摩川、Aberjona、そしてToessの歴史的な事例研究が示す通り、工業化された流域では、最優先の水管理目標を治水や水源の確保におき、水質汚濁防止に関しては処理技術を導入することで達成するべく試みられてきた。多摩川では、上流地点での取水と高度な処理技術によって水供給が行われている。Aberjona流域では、水供給の解決策は比較的人為汚染の少ない流域外からの導水である。Toess流域はこれら三つの中でも特異で、実際に処理と水需要の縮小化によって水質の改善を行っている。これら三流域で展開されているパターンはそれぞれ部分的な解決法にすぎない。資本集中型の取水・配水・処理設備に依存しているため、多くの経済的発展途上の国々では実行不可能である。また自然生物資源の保全や人間の健康といった他の側面での持続性については不充分な段階にある。

結論として、先進国が辿った成長パターンとその国々の技術的アプローチは、発生しつつある環境問題を乗り越えようとしている工業化して間もない地域にとっては良い手本とはならない。人口増加が経済発展速度を上回る場合、また環境問題が経済発展を制限するようになる場合は、技術的対応のみで持続的発展は不可能である。現在の新興工業国には、従来とは異なる新しい戦略を試みることが求められる。

この戦略を新たに検討・構築するには、ここで示したいわゆる先進国での経験を相対比較しながら整理することは有益である。経済的発展途上国や新興工業国での持続的水管理のためには、汚染の修復や事後対策より、開発の初期段階に環境に与える影響を正しく認識し、いかなる開発計画にも環境へのインパクト評価の視点を導入させておくことが重要である。その基本的な立場として、流域における人間活動の影響が顕在化する前に、地域特性を考慮した流域レベルでの持続的な水管理の方針をしっかりと構築しておくことが重要となる。

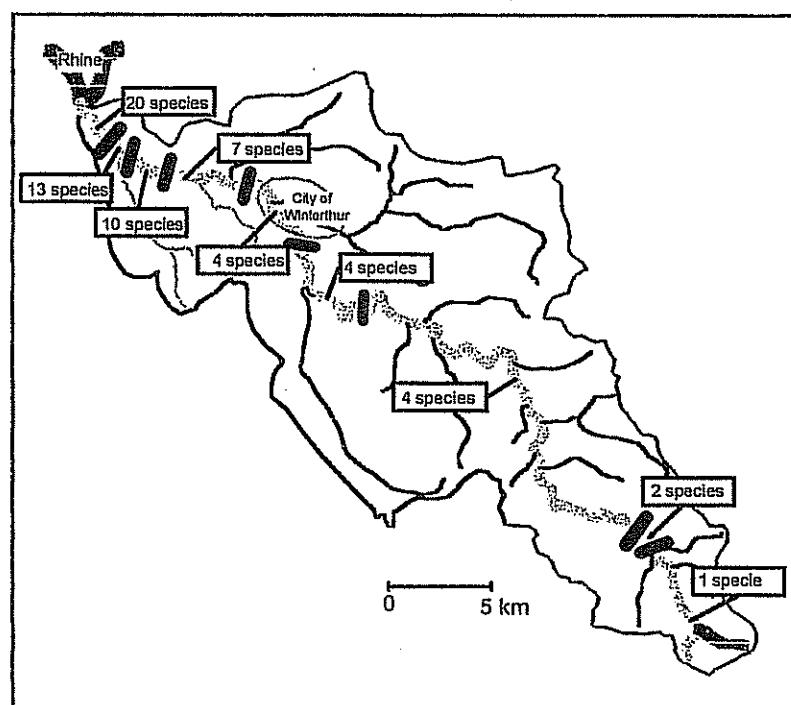


図1・3・9 Toess流域における堰など構造物と魚類種の関係
(ライン川から数えて、第1区間は自然状態、第2区間には落差4つにダム1、第3区間は自然状態、第4~9区間は河川改修されており、389の堰や落差がある。)

1.3.4 諸外国と我が国における水質環境管理の相違点と今後の課題

1.3.4.1 水質環境管理における相違点

① 河川や河川水質管理に求めるもの

河川水質管理は、その地域や流域ごとに議論すべきであるが、全般的には米国やヨーロッパ諸国と比較すると、特に日本の都市域およびその周辺の河川における人口集中度、水利用の集約度は著しく高い。それに伴って、河川の「水」に求めるものが量的にも質的にも多いため、河川の自立性や自律性に影響するレベルにまで及んでいる。過密な都市における活動や生活環境を良好に保持するために、水の多目的利用を過度に効率化しているために、河川管理に余裕がない。その結果として、多くの水質管理課題は出てきている。過度な河川利用、厳しい制約条件の中でいかに河川水質環境を管理するのかが、日本においては求められている。

② 飲料水源としての河川水質の位置付け

ヨーロッパと日本における飲料水水源としての河川の位置付けが大きく異なる。ヨーロッパを一律に取り扱うことが無理であるが、地下水を主たる飲料水源としている国が多い。スイス、オーストリアは地下水中心であり、オランダ、ドイツでは、表流水の地下涵養を実施して、地下水として表流水を利用することを前提にしている。なお、ノルウェーでは地形や地質的なことからも、水道水源として表流水を中心としている。

日本では、水道水源の70%を表流水である河川や河川を堰き止めた貯水池に求めている。そのため、河川の水質や水環境に求める質的なレベルが異なる。例えば、水道水源はほとんど地下水や湧水に求めているスイスでは、河川は水道水源としての認識は薄く、水浴や魚類などの水域生態系の場として、住民は認識している。

③ 河川水質に関する法的な体系の有り方

スイスでは水域保護法（Water Protection Law）⁶⁾を基本にすべての河川に関する水質や水量の管理の方針が連邦法で設定されている。下水処理や雨水排除及び雨水浸透に関してもこの法律で定められている。一方、日本においては河川法や下水道法、水質汚濁防止法など河川水質に関する法律が別々に存在する。

河川法に関する事項は国土交通省（旧建設省）が所管しているのに対して、水質汚濁防止法は環境省（旧環境庁）が監督官庁である。河川水質環境に深く関わ

る法律や所管行政機関が一元化されず、複数並立的に存在すること、さらに機関相互の独自性を尊重する慣習が、相互連携の困難さを生み出している原因の一つになっているものと思われる。現在では、健全な水循環を確保する視点から関連省庁が連携した会合を持つ努力がなされているので、この問題も徐々に解消されることが期待される。

④ 市民監視下にある行政と市民訴訟制度¹⁾

米国の環境法の制度は、以下の点で日本だけでなくヨーロッパと比較しても特徴的である。

1) 行政を市民が監視する意識の高さ

2) 議会の行政に対する優位

3) 公平な競争原理と経済的手法の活用

法律において、行政が水環境保全のための事業や行為を義務付けられていることがあり、その事業展開や行為が不十分であると市民は司法に対して訴訟を提起できる。すなわち、行政は市民から水環境を含む自然環境や資源の管理を信託されているという考え方方が根付いている。また、USEPAがTMDLプログラム改訂に向けた作業を行い、2000年7月には野心的なタイムスケジュールの最終案を提案し議会で採択されたものの、付帯条件として予算措置が保留されていることなどは典型的な議会の行政に対する優位を示すものである。

水質規制の手法に関しても、経済的発想が導入されているようである。十分な文献や法律に関する調査ができていないので、詳細は説明できないが、排出権取引的な取り扱いも議論されている。

⑤ 連邦政府と州政府の関係

米国やヨーロッパで連邦制を敷いている国では、連邦が大枠を定めて、その枠組みのなかで州ごとの独立性を重んじた自主的な立法や行政が展開される。欧米では、州単位の独自性を尊重する歴史を有しているのに対して、中央集権的な日本では比較的都道府県レベルでの独自性が発揮されているとは言い難い。

日本においても、排水基準など地方特性に応じて上乗せ基準や横だし、さらには条例として地域に根ざした水質管理を試みているものの、全体的には国の行政主導での水質管理が進められていると考えられる。今後は、次第に地方独自の発想での管理手法の提言が発信されることも必要となると思われる。

1.3.4.2 我が国の水質環境管理の課題

上記の欧米と日本における水質管理の考え方や具体的な管理手法に関して相互比較することから、今後の我が国における管理の課題を見出すことを試みる。しかしながら、米国やヨーロッパを一掴みにして、日本と相互比較すること自体に限界あることを最初に述べておきたい。

国際比較研究の事例紹介でも書いたように、水環境や河川流域の問題を取り扱うには、その自然地形、水文などの流域特性やその地域の歴史的な背景などの事情を十分に理解し、考慮する必要があり、直接的な比較や手法の安易な導入には危険である。すなわち、欧米で指摘されている視点や魅力的な導入手法が、日本において妥当であるか、あるいは当該流域単位で適用可能かどうかをしっかり吟味する必要がある。そのためにも、諸外国において日本と異なる視点が培われ、新たな手法が生み出された背景を理解することが望ましい。

<地域特性と流域単位に基づく計画策定>

基本的に、河川水質管理は流域ごとに異なるべきであり、地域特性が反映されたものが求められている。すでに、日本においても1992年制定の環境基本法に基づき1994年12月に策定された環境基本計画において、環境保全上健全な水循環の確保の観点から、

- 1) 環境基準等の目標の達成・維持等
- 2) 健全な水循環機能の維持・回復
- 3) 地域の実情に即した施策の推進
- 4) 公平な役割分担

が謳われた。このうち、2)や3)がまさに、流域単位の地域特性に基づく計画の必要性を唱えている部分である。この基本計画は5年後に見直しがなされ、2000年12月には新たな「環境基本計画-環境の世紀への道しるべ」が閣議決定されている。ここではさらに、『健全な水循環を構築するため、流域を単位とし、流域の都道府県、國の出先機関などの所轄行政機関が、流域の水循環系の現状について診断し、その問題点を把握して、望ましい環境保全上健全な水循環計画を作成し、実行することが重要である』と、以前にも増して「流域を単位」での水循環系の現状把握とそれに基づく水管理の必要性が明記されている。

したがって、今後ここに作成が提案されている水循環計画との整合性を持ち、流域全体や地域特性に根ざした水質管理計画を作成することが望まれる。

それでは、地域特性とは何か？ 河川水質環境に及ぼ

す要因、プロセス、現象として特徴的なものは何かを確認する必要がある。その中から、当該流域において重要な要因プロセスを抽出して、その管理制御を行うことが重要である。そして、管理制御の目的と時間的なスケジュール（シナリオ）を構築することが計画的に示されることが次に求められる。目標は同じでも、流域スケール、問題となっている要因やプロセスの特徴（規模、局所的か分散的か、時間スケール（サイクル、時定数）、その機構がわかっているかどうか、人為的な制御可能かどうかなどを具体的に把握することが、重要となる。さらには、実務的に経済的に有効な手段があるかなどが検討されるべきである。

<河川生態系の調査研究に基づく管理計画>

ヨーロッパにおける大河川であるライン川、ドナウ川などは国を越えて流域を有する国際河川である。したがって、その管理のための協議会（Commission）や研究調査機関が設置されて、上記の総合的な検討は進行中である。ライン川における汚染物質に関する水質管理は成功したと考えられている。しかし、現在ではハビタットなど生態学的な観点からは依然として問題が残っているとの認識である。したがって、現在水質だけではなくMorphology（河川形態学）的な観点を含めた検討が積極的に展開中である。

その意味では、日本においても平成7年3月には、河川審議会より「今後の河川環境のあり方について」の答申を得ており、河川行政において「生物の多様な生息・生育環境の確保」、「健全な水循環系の確保」等の観点を積極的に導入することとされている。そして、平成9年には河川法が改正され、治水、利水に加え、河川環境の整備と保全が位置づけられた。

それに対応するように、生態学的な観点より河川を理解し、川のあるべき姿を探ることを目的とした「河川生態学的研究」が、平成7年度から多摩川や千曲川において開始され、日本においても河川工学者と生態学者が共同して、河川環境のあり方を自然本来の姿を理解するためのモニタリングが行われている。

また、木曽川では平成10年に完成した（独）土木研究所の実験施設である「自然共生研究センター」で、河川の自然環境の保全復元に関する様々な現場実験研究が進められている。

このような研究成果や調査結果を蓄積し、それを基礎データとしてすることで、日本独特の河川生態系や本来水域が有すべき環境に配慮した河川水質環境保全への対応が高度に洗練されていくことが期待される。

<地下水や森林を意識した総合的な水質管理>

水文学的な水循環の過程は知られているが、水質管理をすべき各流域レベルとなると、その水循環量や水收支があいまいな状況にある。水質を大きく規定する、河川水量は最上流に位置すると考えられる森林の保水力・水涵養能や地下水の流れに深く関連している。その意味では、スイスの水域保護法^⑩により規定されている「汚染していない雨水は積極的に浸透させること」という大原則が、地下水涵養さらには河川水量確保へつながり、最終的には河川水質や生息域の保全を実現する基盤要素であると明確に認識されているものと考えられる。

特に、渇水や低水量時における水質管理は、発生汚濁負荷量だけでなく、水量に大きく依存するため、水源林保全、地下水涵養、水源涵養機能などの要素を大事にすることが河川水質管理に欠かせない時代となってきている。そして、それらが定量的に評価しにくいままでは事業として導入できないことから、定量評価するために、流域単位の自然の水循環系と集水域に存在する都市域の人工水循環系とを統合したモデルの構築が望まれる。

<環境情報公開や住民参加の体制づくり>

インターネットの普及により、以前に比べて格段に河川や水質など環境情報が公開されるようになってきている。しかしながら、米国EPAのHomepageの充実度や住民を意識したWeb作成や表示方法は、ヨーロッパや日本に比べて優れていると言わざるを得ない。この充実度の高さは、米国市民の行政監視に関する意識の高さが背景にあるものと思われる。

平成12年12月には、建設省の河川審議会から、「河川における市民団体等との連携方策のあり方について」答申もなされたこともあり、市民を含め、異なる判断基準を有する利害関係者の相互理解や連携を深め、意思決定を行うことが求められている。したがって、意思決定を支援するシステムとして、情報公開と住民参加を有効な手段として実施する必要がある。効果的な議論のためにも、住民へのわかりやすい情報公開のあり方を検討すること、すなわち、水質や生物モニタリングの基礎データに加え、科学的な知見に裏づけられた環境情報基盤（環境情報プラットフォーム）づくりが重要となる。

<面源汚染物質の取り扱い>

日本においても、窒素汚染、農薬汚染など面源負荷による水質汚染の問題が顕在化してきているが、その対策が遅れ気味である。ヨーロッパにおいては飲料水水源として重要である地下水の窒素汚染対策は急務と考えられ

ている。例えば、Nitrate Directiveにより、積極的な農業分野での施肥管理が進められている。

一方、日本では面源汚染や窒素汚染問題は認識されているものの、定量的な汚濁負荷や汚染への影響度が明確ではないという理由から、規制や管理が十分には制度化されていない。これも、農業分野と河川や地下水管理の所管行政機関が複数存在することによる、縦割り行政の弊害であると推察される。

日本においても、面源に関しても明確に汚染者負担原則による責任分担と発生源対策による未然予防的な規制アプローチを徹底し、EU型の規制方法を採用する方針を早急に確立していくことが求められる。

参考文献

- 1) 阿部泰隆、淡路剛久 (1996) 第2章 7節 外国の環境法、「環境法」、有斐閣ブックス
- 2) Bloch, H. (2000) EU policy on nutrient emissions: Legislation and Implementation, Proc. of Conference on Wastewater and EU-Nutrient Guidelines, Amsterdam, p7-12
- 3) European Commission (1999) EU focus on clean water, ISBN 92-828-4836-1
- 4) European Environment Agency (1999) Water Stress, Chapter 3.5 of Environment in the European Union at the turn of the century, p155-181
- 5) Farmer, A.M. (2000) Reducing phosphate discharges: the role of the 1991 EC urban wastewater treatment directive, Proc. of Conference on Wastewater and EU-Nutrient Guidelines, Amsterdam, p52-59
- 6) Swiss Federal Office of Environment, Forest and landscape (1993) Federal Law on the Protection of Waters (Water Protection Law), No. 814.20
- 7) USEPA (1998) Clean Water Action Plan: Restoring and Protecting America's Waters, EPA-840-R-98-001

<関連WebサイトのURLリスト>

米国の水質管理に関するもの

- National Water Quality Inventory -1998 Report to Congress:
<http://www.epa.gov/305b/98report/index.html>
- Clean Water Action Plan:
<http://www.cleanwater.gov/success/>

Watershed Protection:

<http://www.epa.gov/owow/watershed/>

National Pollutant Discharge Elimination System

Permit Program:

<http://cfpub1.epa.gov/npdes/>

ヨーロッパの水質管理に関するもの

Water Quality in the European Union:

http://europa.eu.int/water/info_en.html

The EU Water Framework Directive:

http://europa.eu.int/water/water-framework/index_en.html

Urban Wastewater Treatment:

http://europa.eu.int/water/water-urbanwaste/index_en.html

EU Focus on Clean Water

http://europa.eu.int/comm/environment/eufocus/clean_water.htm

European Environmental Agency:

<http://www.eea.eu.int/>

2. 水質環境保全のための管理及び技術

2.1 概説

生活系汚濁源の対策

河川水質へ与える生活系汚濁源の影響は大きく、過去には人口稠密地帯で著しい河川水質汚濁を経験している。しかしながら、近年の下水道等の生活排水対策の進捗に伴ない河川の水質はかなりの程度改善されてきている。

しかし、都市と河川という視点から見ると河川上流からの大量取水に対して、河川への水量還元が十分に行なわれず、水循環上の課題点となっている。また、河川への下水処理水放流量が、河川水流量に占める割合が高くなるケースが増えてきており、水温、色、泡発生等が顕在化はじめている例がある。また、下水処理水に含まれるアンモニアによる、N-BODの発現等の新たな問題が生じてきおり、より高度な処理水質の確保や、河川に対しインパクトを与えない放流方法等、河川への還元にあたっての課題解決が必要となっている。

一方、都市郊外の生活排水の問題としては、汲み取りから浄化槽への転換に伴ない、流出する汚濁量が増えることとなる等の課題があり、これらに対応した処理方法、システムの確立が必要となる。特に湖沼の流域に位置する生活排水の処理にあっては、窒素、リンの除去を伴った対策が必要となる。

自然景勝地、山岳地帯においても、観光客の増加による生活系排水対策も課題となってきており、これらについても対応した処理方法、システムが必要となる。

工場・事業場等汚濁源の対策

工場排水については水質汚濁防止法の排水規制に従つて順当な排水処理が行なわれているといえる。また、産業用水の75%が再利用でまかなわれるなどわが国の産業界の水代謝システムはある程度合理的に構築された状況にある。工場排水対策の当面の課題としては、新たに規制対象となったトリハロメタン前駆物質への対応、また、湖沼対策や水質総量規制で規制が強化されつつあるN,Pへの対応になると考えられる。また、今後、ハイテク産業を中心とする新規産業から未規制物質や新規有害物質が排出される可能性が考えられることからこれらの挙動の監視が重要となる。

これら工業事業所排水対策としては各プロセスからの処理水を混合し、総合排水されることが多かったが、各プロセス毎に分別回収、処理、再利用を行なう事で汚

濁負荷の削減、水使用量の削減を図ることが考えられる。

各業種のうち畜産業については河川上流部に位置することが多く、N,P負荷量も大きいことから湖沼、ダム等の富栄養化問題の大きな原因となっている。また、病原性微生物であるクリプトスポリディウム等の問題原因となっている可能性もあり、流域内での畜産業等の排水発生源の情報収集が必要となる。

産業活動に関連し、ゴミ処分場からの浸出水が流出し、それに含まれる種々の有害物質等が問題となっている。浸出水には重金属類、トリハロメタン前駆物質が多く含まれ、さらにプラスチック添加剤起源の有害物質、また、ダイオキシン類の問題がある。

面源負荷対策

上記の生活排水や工場排水に加えて、農耕地や市街地のからは降雨に伴って排出される負荷があり、これを面源負荷と言っている。

面源負荷は流域特性や土地の利用状況、降雨の影響によってその流出量が大きく異なり、現状では有効な対策がとりにくくなっている。

面源負荷として問題となるものは、N,P負荷があげられ、河川の下流に湖沼、ダム湖が存在する場合、富栄養化を生じさせことがある。また、農地やゴルフ場からの農薬の流出、さらに、市街地からの多環芳香族化合物の負荷が指摘されており、健全な水環境を保全する上で課題となるものである。

面源負荷については様々な計測の研究調査が行われているが、得られたそれぞれの原単位の値には大きな開きがあり、今後とも計測、調査、研究が必要である。

今後はGIS等の新しいツールを用いる可能性を探るとともにそれを生かすための調査のあり方も検討する必要がある。山林自然域からの負荷対策としては、施肥、伐採の方法、農耕地からの面源負荷対策としては過剰施肥、散布に対する指導等の対策が重要であり、水田ではさらに水管理が重要となる。

市街地からの面源負荷対策としては特に汚濁濃度の高い初期雨水対策が重要である。合流式下水道の雨天時排水対策、並びに分流式下水道の雨水対策の進展が望まれるとともに、道路側溝、雨水ます等の清掃や雨水流出の抑制等によって負荷の流出を削減することが考えられる。

水域での対策

水域における浄化対策としては曝気、浚渫、浄化用水の導入、バイパス及び河川直接浄化施設の設置等がある

が、水生植物を利用した植生浄化法、生態系制御による浄化法、自浄作用を強化する目的での生態護岸の適用等も実施されつつある。

直接浄化対策としての課題を整理すると以下のような事項が今後の研究課題としてあげられる。

- ① 河川の流入負荷に対し河川の自浄作用が相対的に小さい場合には排水基準の強化とともに直接浄化対策は有効となりうる。河川特性を踏まえた合理的な対策の立案が必要となる。
- ② 治水を主とした今までの河川管理が見直され、氾濫原、河畔林、湿地における生態系、景観等に配慮した管理の重要性が指摘されている。このような場所における窒素、リンの浄化機能が期待されているが今後の知見の集積が必要である。
- ③ 雨水浸透の促進による河川維持用水の確保とともに、生態護岸、ビオトープ等により水域における多様な生態系を構築し、その自然浄化機能を持たせ、有効活用することが必要である。
- ④ 未利用資源、廃棄物等を高機能浄化担体として用いる等循環型社会の構築に資する直接浄化対策を考慮する。

今後の水域における対策のあり方としては、流域管理における水域での対策の位置づけを明確にしながら進めるべきものであり、流域全体をシステムとして管理する方策が重要となり、この観点での研究が望まれる。また、これら対策には循環型社会システムの構築、人間と自然の共生、市民参加の概念を組み込んだ取り組みが期待される。

流域住民による対策

河川整備の基本的方向として流域住民の主体的な参加と、地域の意向が反映される仕組み作りが求められている。その観点から河川の水質環境保全についてみると、生活排水対策としては下水道への接続、合併浄化槽の選択及び浄化槽の適正な維持管理など行政の関与とともに流域住民としての主体的な取り組みが期待されている。

また、都市化に伴ない、不浸透域が増加することにより都市型水害が多発しており、雨水浸透、貯留、等の流出抑制対策を含めた対策が必要となっている。雨水流出抑制対策は同時に河川の自流量を確保することになり、水質環境の保全にも重要な役割を果たし、流域の水循環機能を再生させる重要な機能を担っている。雨水貯留浸透施設は校庭や公園などの公共施設のほか個人の住宅地にも設置される場合が多い。この場合には住民の協力が不可欠であるが、設置費の助成など行政の取り組みも同

時に行われている。

住民による水辺環境の美化対策としてさまざまな形態での河川の清掃活動が広範に行われている。また、ゴミ不法投棄に対する監視の取り組みや、河川敷の美化、環境整備も住民の協力を得て実施されている。

河川環境保全に関する情報を住民に提供することは河川環境保全への意識向上に繋がる。住民が水域の汚濁負荷削減策として具体的にどのような行為がどのように水質改善に貢献できるかを示す必要がある。

また、住民意識の向上をはかるための環境教育についてはコアとなる指導者の育成が重要となる。

1990年頃から急速に増加している環境への問題意識を共有する市民環境グループ“環境NPO”的活動が活発化している。こうした活動は住民自体の水環境への問題意識を向上させるとともにその保全に対する自己責任と役割を自覚させる効果もある。日本におけるNPO活動を含む市民活動を推進するための課題としては①情報の公開と共有化、②行政及び専門化の支援、③組織のネットワーク化、④活動資金の確保、が挙げられる。これらに対する援助がNPO育成のかぎと考えられ、その結果、相互補完や情報の共有化が可能となり、政策提言へと発展できる自立した市民層の形成が可能になる。

総合管理手法

新しい技術による管理手法の進展については、特に情報技術の分野において著しいものがあり、データを連続的に、瞬時に取得し管理に生かす技術あるいは新しい面的情報システムが代表例である。

水質等のデータを連続的及び瞬時に取得する方法はモニタリング技術に応用されるものであり、電極や光を用いたもの、生物を用いた毒物を検知するバイオセンサーなどが新たに開発され実用化されてきている。これらの特徴としては瞬時にデータが得られることであり、水質連続監視装置への適用、ランドサット等からの測定などが例としてあげられる。これらによって常時の水質監視、水質事故への対応等に有効となるものである。

また、面的情報としては地理情報システムGISがあげられ、これらを用いた新たな管理手法等が有効となりつつある。地域情報を图形として処理することによりより高度な取り組みをしようとするものであり、負荷量算出等の例がある。

以上のような新しい技術は河川の管理により多くの可能性を開くものであり、更なる適用検討を図るべきものと考えられる。

2.2 生活系汚濁源からの負荷と対策

2.2.1 はじめに

図2・2・1は、國松ら⁹⁾が20年近くの時間をあけて実施した琵琶湖流入河川の一斉調査結果である。河川を通じての汚濁物の流入では、流量が強く影響することがわかるが、それ以外にこの20年間で全リン(T-P)の流入負荷量が大きく低下したことが示される。國松らはこの結果より琵琶湖総流入負荷量を算定し、表2・2・1の結果を得た。COD、T-N、T-Pはそれぞれ約7、2、5割の減少を示している。汚濁負荷の減少は、その間の各種環境対策が複合した結果ではあるが、そのもっとも大きな要因は、琵琶湖南湖付近の人口密集地域での下水道普及によると考えられる。1979年当時、琵琶湖周辺は大津市で公共下水道が整備され始めたのみであり（1979時点の下水処理人口は4万6千人）、生活雑排水の多くは未処理で放流されていた。その後、約20年の間に流域下水道普及などを通じ、生活排水の直接の流入がほとんどなくなった影響と考えられる。

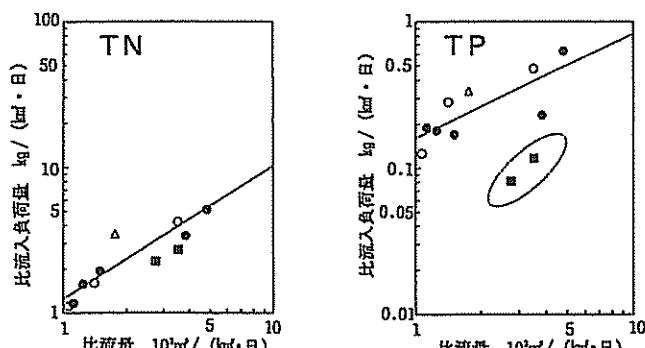


図2・2・1 河川から琵琶湖への比流入負荷量と比流量の関係¹⁾

- ：主な50河川調査（1977～8年）
- ：133河川調査（1978～80年、△は田植時調査）
- ：142河川調査（1995年）

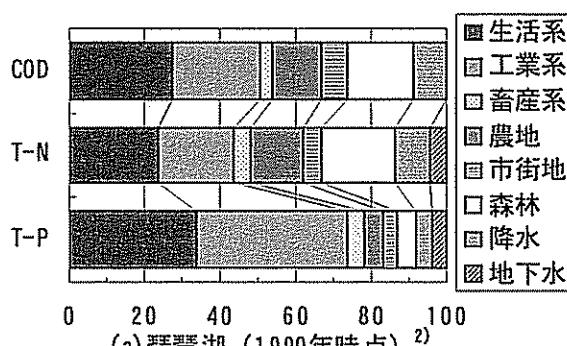


図2・2・2 発生源別排出負荷量の割合

生活系排水の影響は、下水道などの整備とともに年々減少傾向にはあるが、湖沼などの閉鎖性水域への負荷では依然主要な部分である。図2・2・2には、琵琶湖²⁾および霞ヶ浦³⁾を例として、各種汚濁源からの負荷量の割合を示した図である。琵琶湖・霞ヶ浦ともCOD、T-N、T-Pで若干の差があるものの約1/3が生活系排水にからの負荷である。そのほかの主な負荷源では制御困難な森林・降雨などの面源が約半分を占めていることを勘案すると、その対策がきわめて重要であることが理解される。

河川は、この生活系汚濁を直接受け入れる場所であるので、その影響は水質に直接反映される。汚濁の影響を把握することは、河川管理上重要である。

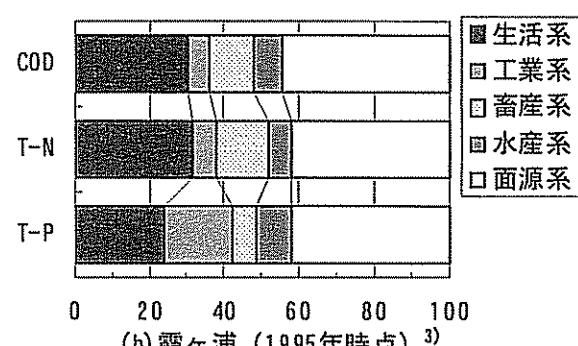
2.2.2 生活系汚濁廃水による河川への影響

前項でみたように、生活系排水は湖沼などの閉鎖性水域への主要な汚濁源となり、その流下の過程で河川にも影響する。生活系排水は、排出源としてトイレからの屎尿と、それ以外の雑排水に大別され、処理システムによっても両者での扱いが異なる。表2・2・2はいくつかの文献^{4)～6)}より得られる原単位をまとめたものである。屎尿そのものは、1人1日あたりの量は2ℓ強であるが、洗浄水などが加わり、浄化槽や下水道完備の地区では50ℓ程度の量となる。その他由来の生活排水いわゆる生活雑

表2・2・1 琵琶湖への全流入負荷量の変化¹⁾

調査日 (年.月.日)	COD (ton/日)	TN (ton/日)	TP (ton/日)	流量 (10 ⁶ m ³ /日)
1979.11.20	42.0 (6.0)	10.7 (12.8)	0.718 (13.8)	12.1 (3.4)
1995.04.04	14.0 (4.6)	8.58 (3.6)	0.365 (5.2)	11.1 (1.3)

（）内は、南湖流入負荷量の割合（%）を示す。



排水は、1人1日200L程度である。屎尿は洗浄水を含めても水量的には全体の2割程度にすぎないが、汚濁成分の量的な割合では、BOD, COD, T-P, T-Nの順に33, 43, 70, 82%となり主要な汚濁源となる。したがって、生活排水の汚濁対策の上では、まず屎尿系の負荷防止が重要となる。以下、その防止法について説明する。

2.2.3 各種生活系汚濁物処理方法とその効果

(1) 方法の分類

生活系汚濁物対策としては、歴史的にみても各種の手法が用いられてきた。図2・2・3にはその変遷の概要⁷⁾を示す。元来、日本では屎尿は、主要な肥料として農地に還元（自家処理）されてきたが、まず化学肥料の普及とともにその価値を減じ、屎尿の計画収集（くみ取り）および屎尿処理へと形態が変化してきた。一方、都市部では1960年代より下水道も徐々に普及し、計画収集も減少し始める。計画収集のピークは、1970年代であり、約7割を占めていた。下水道は、建設省（現国土交通省）が担当する施設であり、広域区域を対象として、面整備と終末処理場とからなる。その普及は急速には進まないため、人口密集地以外はそれに代わるいくつかの手法がとられる。その一つが、新設の住宅地域に設置される大型浄化槽いわゆる“コミュニティープラント”である。農村地域では、農村集落排水処理施設（いわゆる農村下水道）が、また個別の家でも浄化槽の設置が進む。

表2・2・2 生活排水に係わる原単位と濃度

項目	種類	排水量 (L/人・d)	水質			
			BOD	COD	T-N	T-P
原単位 (g/人・d)	雑排水	201	27	13.0	1.5	0.3
	し尿	57(2.27)	13	10.0	7.0	0.7
	合計	258	40	23.0	8.5	1.0
濃度 (mg/L)	雑排水	134.3	64.7	7.5	1.5	
	し尿(浄化槽)	228.1	175.4	123	13.3	
	し尿(そのもの)	5727	4408	3086	309	
	総排水	155.0	89.1	32.9	3.88	

これらの施設の増大により、トイレの水洗化は進行するが、処理システムによって、規模・下水回収方法・処理方式が異なる上、さらに対象とする汚水の範囲が異なるため、環境に対する影響・負荷も違ってくる。表2・2・3はそれらの範囲をまとめたものである⁷⁾。環境への負荷を考える上では、表に示すように対象下排水の範囲が重要である。とりわけ生活雑排水を処理するかどうかで、環境への負荷が大きく異なることとなる。旧来型の単独浄化槽や屎尿くみ取り、自家処理では、生活雑排水はそのまま排出される。その割合は、先の表2・2・2で示されるように、BOD, COD, T-P, T-Nの順に67, 57, 30, 18%となる。雑排水を未処理で放流することは、BODやCODで代表される有機性汚濁物を多量に流出させ、河川などのDO低下といった問題を引き起こす。

以下、各処理システムごとにその特性を検討する。

(2) 下水道

下水道は「下水を排除するために設けられる排水管、排水渠その他の排水施設、これに接続して下水を処理するために設けられる処理施設（屎尿浄化槽を除く）またはこれら施設を補完するために設けられるポンプ場その他の施設の総体」（下水道法第2条）であり、対象とする行政地域・場所により、いくつかの種類に分類される。公共下水道は「主として市街地における下水を排除し、

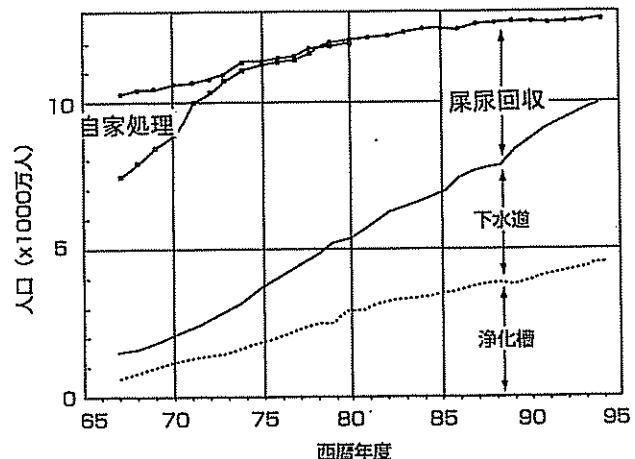


図2・2・3 下水道及び浄化槽の普及⁷⁾

表2・2・3 家庭及び事業所から排出される廃水の収集と処理システム⁷⁾

下排水処理システム	対象下排水		備考
	家庭	事業場	
公共下水道、流域下水道	生活雑排水、し尿	工場排水、汚水*	*し尿+生活雑排水
コミュニティープラント	生活雑排水、し尿		
合併浄化槽	生活雑排水、し尿		
単独浄化槽	し尿		生活雑排水は無処理放流
し尿処理施設	し尿		生活雑排水は無処理放流

又は処理するために地方公共団体が管理する下水道」であり、市街化区域外でも水資源や観光資源など水質保全

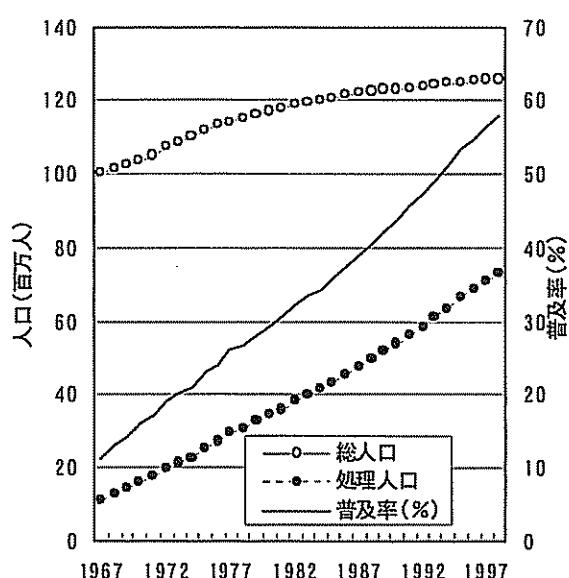


図2・2・4 下水道普及率の推移

上重要な場所におかれる「特定環境保全下水道」や工場や事業所からの排出汚水量が2/3以上を占める「特定公共下水道」も含まれる。ただし、単に公共下水道という場合は通常、それ以外の、市街地区域を対象にするものを指し、終末処理場を有するもの（単独公共下水道）と、流域下水道に接続するもの（終末処理場を有しない、流域関連公共下水道）とに分かれる。一方、流域下水道は「地方公共団体が管理する下水道により排除される下水を受けて、これを排除し、及び処理するための地方公共団体が管理する下水道で、二以上の市町村の区域における下水を排除するものであり、かつ、終末処理場を有するもの」をいう。これらはすべて、国土交通省大臣（旧建設大臣）の許認可を必要とする施設である。

図2・2・4は、これら下水道全体による、国内の普及状況を示したものである。図に示されるように、その普及率は1975年の23%から1995年の55%と毎年約1%ずつ上昇し、現時点ではほぼ60%の普及率となっている。ただし、普及率は下水道が完備する処理区域に住む人口の割合を示し、実際にそこで下水道利用している人口（水洗化人口）はこれより数%低い値である。下水道のメリ

表2・2・4 水処理方法別処理場数（1987現在/1998現在）

計画晴天時日最大処理水量 (千m ³ /日)		5未満	5~10	10~50	50~100	100~500	500以上	計
一次 処理方式	沈殿法	0 / 1	1 / 1	3 / 0				4 / 2
二次 処理	高速エアレーション沈殿池	2 / 0		9 / 9	5 / 0	2 / 1		18 / 10
	高速散水ろ床法	2 / 0	3 / 2	6 / 2				11 / 4
	標準活性汚泥法	52 / 45	53 / 60	225 / 287	73 / 123	111 / 142	10 / 12	524 / 669
	ステップエアレーション法	3 / 0	4 / 0	14 / 11	16 / 11	16 / 9	10 / 6	63 / 37
	酸素活性汚泥法	0 / 1	1 / 2	1 / 3	1 / 1	1 / 4		4 / 11
	長時間エアレーション法	14 / 15	1 / 2	2 / 3				17 / 20
	オキシデーションディッチ法	23 / 357	6 / 59	0 / 24				29 / 440
	循環式硝化脱窒法	0 / 1	1 / 1	0 / 3	0 / 1	0 / 3	0 / 1	1 / 10
	硝化内生脱窒法	3						3
	嫌気-無酸素-好気法			4		3		7
	嫌気-好気活性汚泥法	9	3	10	4	11	1	38
	コンタクトスタビリゼイション法	1 / 0	0 / 1	2 / 0	1 / 0	1 / 0		5 / 1
	回分式活性汚泥法	2 / 55	0 / 4	0 / 4				2 / 63
	回転生物接触法	14 / 12	3 / 6	5 / 5	1 / 1			23 / 24
	接触酸化法	1 / 23						1 / 23
	好気性ろ床法	13	1					14
	嫌気好気ろ床法	6						6
	その他	1 / 1		0 / 3				1 / 4
	計	115 / 542	73 / 142	267 / 368	97 / 141	131 / 173	20 / 20	703 / 1386
高度処理		9 / 43	5 / 14	5 / 34	5 / 7	8 / 43	5	32 / 146
公共下水道								578 / 844
特定環境保全公共下水道								74 / 384
特定公共下水道								11 / 10
流域下水道								40 / 148

ットとしては、集約的に下水を処理するため、他の処理法に比べ、政策的に処理レベルを設定するのが容易である点が挙げられるが、人口集中地域での面整備が完了した現時点では、その普及率の急速な増大は困難である。

日本の下水道は、必ず終末処理場をもつが、その処理方法は、表2・2・4に示す通りとなっている¹⁰⁾。表では比較のため、1987年と1998年について示している。1987年時点では、下水処理場は、大都市の公共下水道が主体であり、処理方法も標準活性汚泥法が7割、その変法であるステップエアレーション法が1割を占め、処理方式がかなり固定していた。また、窒素・リンの除去を意識した処理方法はほとんどなく、BOD、SSが除去の主対象であった。これに対して、1998年時点になると、処理場数が約2倍となり、様々な方式が登場するようになる。もちろん既存の処理場でも処理方式を変えたものもあるが、1998年と1987年との差は主としてその間に新設された処理場の処理方式を示している。この間に特に多く用いられるようになった方式は、オキシデーションディッヂ法であり、新設の約半数を占める。その他では回分式活性汚泥法も増加が著しい。これらオキシデーションディッヂ法や回分式活性汚泥法は、5万m³/日以下の、特に5千m³/日以下の小さな処理場で採用されている。これに対し、5~50万m³/日クラスの中規模・大規模処理場も1.5倍となり、新設により増加している。これらの新設の中規模・大規模処理場では、循環式硝化脱窒法・嫌気-好気活性汚泥法等、窒素除去あるいはリン除去も意識したものとなっており、富栄養化防止に向けた下水道の取り組みが反映されている。

下水処理場の放流水の水質レベルを、下水道統計¹⁰⁾を

もとに整理し、頻度分布で示したものが、図2・2・5である（1998年度実績値）。図は公共下水道と流域下水道とを分けて示している。平均的濃度範囲を非超過確率25~75%で評価してみると、公共下水道からの放流水濃度は、CODが7.5~12mg/l、T-Nが8.5~17mg/l、T-Pが0.6~1.6mg/lとなっている。一方中央値（非超過50%値）は、COD、T-N、T-Pでそれぞれ9.5、13、1.1mg/l程度となっている。BODについては、図を略しているが、非超過確率25~75%が2.5~7mg/l、中央値が4mg/lであった。一方、流域下水道では、25%非超過確率、中央値、75%非超過確率が、BODで2、2.5、6mg/l、CODで8、9.5、12mg/l、T-Nで9、13.5、18mg/l、T-Pで0.6、1.0、1.5mg/lとなっている。公共下水道・流域下水道間で大きな差ではなく、むしろ処理場による差が大きく、処理方式などの影響が大きい。

下水処理場への流入水質は、先の表2・2・2中、総排水濃度で示した濃度で概算することができる。この値と、公共下水道の放流水非超過確率25~75%値で、下水処理場の除去率範囲を求めると、BOD、COD、T-N、T-Pでそれぞれ96~98%，87~92%，48~74%，59~85%となる。窒素、リンでは高除去率の処理場もあるが、全体としては約半分の除去であり、その除去主体は有機物となっていることがわかる。

先の図のように下水道の普及により、当然水環境への改善が期待される。図2・2・6は、琵琶湖南湖まわりの主要な下水道の処理人口の推移¹¹⁾と、南湖流入河川の平均水質¹²⁾を示した図である。琵琶湖南湖周辺は、元来農村地区であったが、京阪神のベットタウンとして人口が近年著しく増加した場所である。その結果、生活排水等に

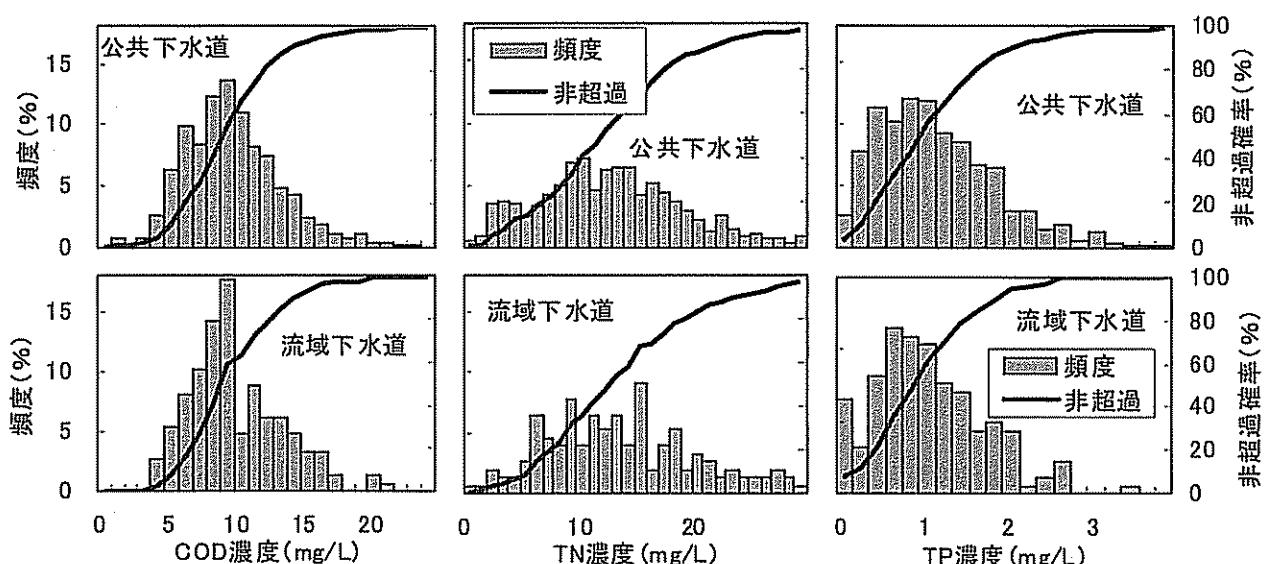


図2・2・5 下水処理場の放流水質

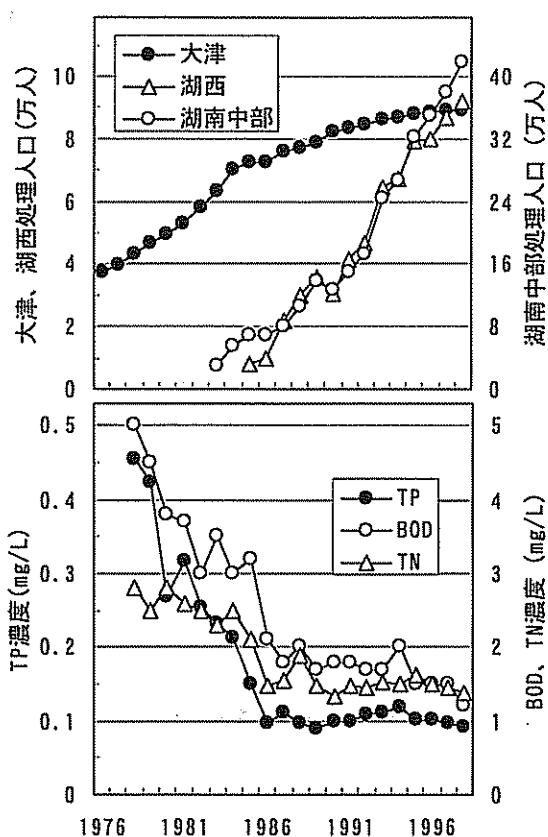


図2-2-6 下水道の普及と河川水質

より、1970年代後半の河川水質は、BOD, T-N, T-Pでそれぞれ5, 3, 0.5mg/lと高いレベルにあったが、その後、大津市の公共下水道、湖南中部（草津市・守山市など）および湖西（大津市・志賀町など）の両流域下水道の普及による生活排水対策が進み、現在ではBOD, T-N, T-Pはそれぞれ1.5, 1.5, 0.1mg/lと低いレベルで安定している状況にある。この河川水質の改善は、必ずしも下水道のみの効果だけではないが、処理人口の増加と水質の改善との関係が認められる。

下水道は環境改善の機能を持つとともに、その多量な収集および放流により、さまざまなデメリットも併せもつ。たとえば、流域の水環境を大きく変化させることとなる。また、大量排水は、局所的に大量排水することで、表2-2-5に示すような問題点¹³⁾も生じる（下水処理場へのアンケート調査結果）。最も多いのは、発泡によるもので16%，ついで藻の発生が11%，色相・臭気が続く。発泡は排水中の洗剤成分の未分解によるもの、藻の発生は含有する窒素リン、色相・臭気は残存有機物によるものである。一方、豊かな下水の水量を、逆に効果的利用する計画も各地でされつつある。表2-2-6はそれらの例を示したもの¹⁴⁾で、地域における親水機能の付加、ビオトープ効果などをねらっている。

表2-2-5 下水道放流による問題点

順位	問題	処理場数	%
1	発泡	124	15.9
2	藻の発生	84	10.7
3	色相	72	9.2
4	臭気	32	4.1
5	温度差	24	3.1
6	ぬめり	14	1.8
7	洗掘	10	1.3
8	塩分濃度	9	1.2
9	淡水化	8	1
10	その他	28	3.6
11	問題なし	261	33.4
12	記入なし	234	29.9
合計		900	115.2

なお、下水道は、家庭からの汚水のみではなく、雨水排除の機能を持つ。この機能を強化した施設として、大阪市は同市南東部で1985年から「なにわ大放水路」の建設を始め、1997年に完成している¹⁵⁾。本施設は、総延長12.2km、内径2.2~6.5m、30万m³の貯水量を持つ巨大地下管路であり、その放流施設である住之江抽水所（ポンプ場）が2000年に完成したことにより、稼働を開始した。このような巨大な雨水貯留施設は、浸水対策の効果を持つとともに、降雨発生初期の高濃度雨水（いわゆるファーストフラッシュ）を、一時貯留および沈殿させることで、公共環境への汚濁負荷の低減が期待されている。同市は、同様の施設として、最大内径7.5m、総延長22.5kmの「淀の大放水路」を建設中である¹⁶⁾。その他、横浜市¹⁷⁾も地下最深85m、直徑10m、長さ2kmの貯水トンネルを建設中であり、全国各地に類似施設が建設されつつある。なお、下水道による雨水排除については、本章4節の「面源の対策」でも記述する。

(3) 凝化槽

凝化槽等は、「便所と連結して屎尿を又は屎尿と併せて雑排水を処理し、下水道法で規定する公共下水道以外に放流するための設備又は施設であって、廃棄物の処理及び清掃に関する法律により定められた屎尿処理場以外のもの」（凝化槽法第2条、法文一部簡略化）をいう。すなわち、法的には下水道法で規定する下水処理場と屎尿処理場以外のすべての汚水処理装置をいい、コミュニティープラントや農村集落排水処理施設も含まれる。しかしながら、コミュニティープラントや農村集落排水処理施設は、規模的にはやや小さくなっているものの、処理方式などの点では、下水道法で規定する下水処理場とほぼ同等のシステム・機能を有するものが多い。

図2-2-7にアンケート調査¹⁸⁾に基づく農村集落排水処

表2・2・6 下水道放流水活用例

調査テーマ	番号	処理場名	所在地
上流・冲合放流	1	上下水質管理センター	広島県甲子郡上下町
	2	芦屋町浄化センター	福岡県遠賀郡芦屋町
	3	宮古浄化センター	岩手県宮古市
	4	滋賀県東北部浄化センター	滋賀県彦根市
	5	川平浄化センター	沖縄県石垣市
	6	焼津市沙入下水処理場	静岡県焼津市
	7	岡東浄化センター	岡山県岡山市
	8	大津浄化センター	滋賀県大津市
減勢	9	塩原水処理センター	栃木県那須郡塩原町
	10	森ヶ崎水処理センター	東京都大田区
アメニティ利用	11	東海市浄化センター	愛知県東海市
	12	池田市下水処理場	大阪府池田市
	13	駒ヶ根浄化センター	長野県駒ヶ根市
公共化・高度処理	14	リヴァイブ波田	長野県東筑摩郡波田町
	15	千代田浄化センター	広島県山県郡千代田町
	16	上の原浄化センター	新潟県南魚沼郡六日町
	17	山口市浄水センター	山口県山口市
	18	大岩疊浄化センター	栃木県下都賀郡藤岡町
	19	仙石原浄水センター	神奈川県足柄下郡箱根町
	20	魚津市浄化センター	富山県魚津市
	21	港処理場	大阪府枚方市
	22	児島湖流域下水道浄化センター	岡山県玉野市
	23	宗像終末処理場	福岡県宗像市

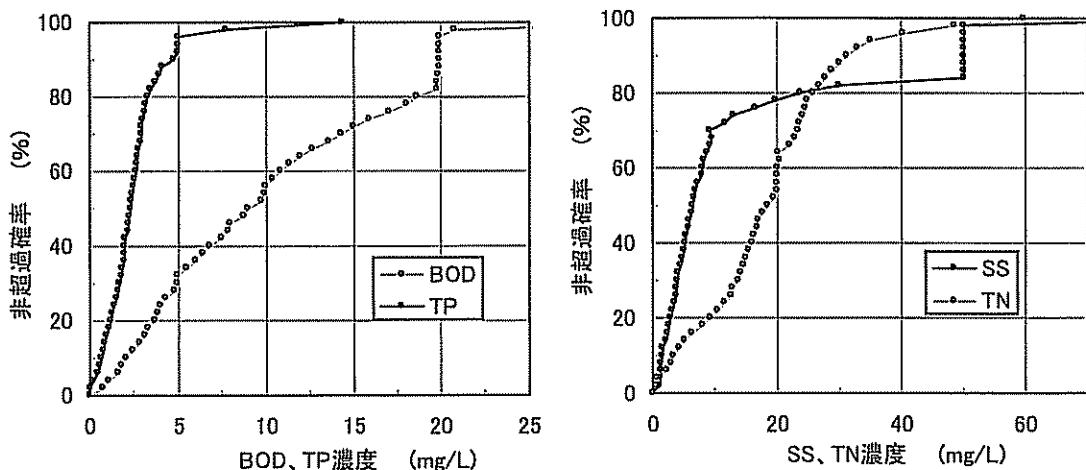


図2・2・7 農村集落排水処理水の水質レベル（アンケート調査結果, N=724）

理施設からの放流水の水質レベルを示す(調査件数(N)=724処理場, 1994年調査)。BOD, T-N, T-P, SSの放流水濃度は、中央値で各々9.0, 18, 2.4, 6.5 mg/l, 非超過確率25~75%で、4.2~16, 12~24, 1.5~3.1, 3.7~15 mg/lの範囲である。先の公共下水道や流域下水道

の放流水質に比べると、BOD, T-N, T-Pとも2倍高い濃度となっているが、通常2次処理レベルは十分達成されている。このデータの中央値および表2・2・2の総排水の濃度をもとに、除去率を概算すると、BOD, T-N, T-Pでそれぞれ、94, 44, 39%となる。

これに対し、個別の家屋や敷地レベルの排水を対象にした施設があり、通常、単に浄化槽といえば、これら施設を指す。これら施設では、その維持管理を利用者に委ねているため、経常的な管理が実際上困難となっている。その処理規模は、図2・2・8¹⁹⁾に示すように20人槽以下の小規模装置が87%、100人槽以上は0.2%に過ぎない。

この小規模浄化槽は、元来、下水道が普及していない地域で各家庭が水洗便所化する目的で普及した。そのため、屎尿のみを処理する「単独処理浄化槽」からまず出発した。単独処理浄化槽の問題点は、当然のことながら生活雑排水を無処理で放流することにある。先の表2・2・2で示したように、家庭系からの負荷のうち、屎尿以外が占める割合はBODで68%、もっとも小さいT-Nでも18%となっており、無視できない量である。そこで、昨今は、雑排水を無処理で放流する単独処理浄化槽タイプは、水質汚濁防止上好ましくないとして、国および多くの自治体は、雑排水を処理する合併処理浄化槽の設置を促進すべく各種の助成金を与え、普及を計っている。さらに1995年4月、厚生省により「単独処理浄化槽に関する検討会」が設置された。その中で「単独処理浄化槽についてはその歴史的役割をほぼ終えつつあり、生活雑排水も処理できる合併処理浄化槽等の恒久的な生活排水処理施設により代替され、その設置・使用が廃止されるべき時期に至っている」と評価²⁰⁾され、これを受けて1995年の生活環境審議会において、単独処理浄化槽を3年度を目処に全廃することが答申された²¹⁾。

図2・2・9に新設の浄化槽に占める単独処理浄化槽の割合²²⁾を、図2・2・10にその累積となる設置基数および単独処理浄化槽割合²³⁾を、それぞれ経年変化で示す。1996-7年時点でも新設の浄化槽で合併処理浄化槽が占める割合は半分に満たず、全体の設置件数でみればやっと10%を越えたのが現状で、先の厚生省の予測とはかなり差がある。合併処理浄化槽は、単独処理浄化槽に比べ、処理水量が増大し、設置面積・設置費用とも増大する。それが、国および多くの地方自治体で合併処理浄化槽への助成があるにも関わらず、依然単独処理浄化槽の設置が多い理由であろう。なお、地方自治体による上乗せ補助では、数万円から100万円近くまで自治体・対象地域によって差がある²⁴⁾。新設浄化槽における合併処理の割合も、県によって大きく異なっている²⁵⁾。

図2・2・10の浄化槽設置基数および図2・2・3の浄化槽利用人口からわかるように、浄化槽1基あたりの平均的処理人口は5人であり、ほぼ各戸処理となっている。小型浄化槽の問題点は、処理規模が小さいため適切な維持管理が困難で、浄化槽本来がもつ除去能力すら達成されて

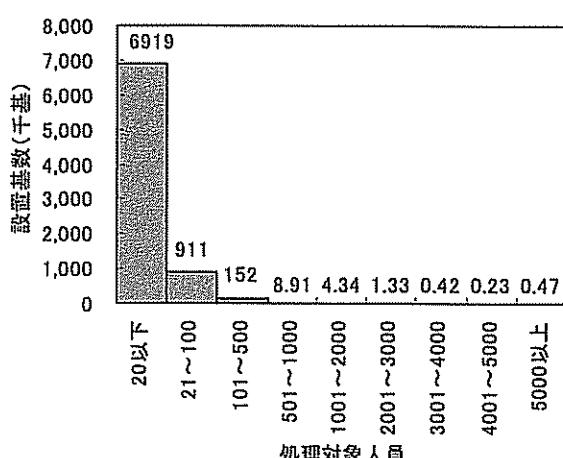


図2・2・8 浄化槽の処理対象人員別の設置基数
(1995年度)

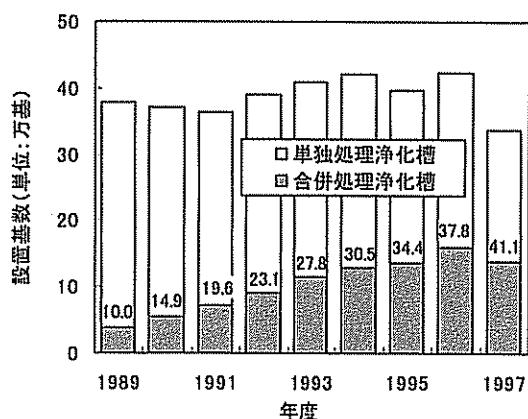


図2・2・9 新設浄化槽基数と合併処理割合

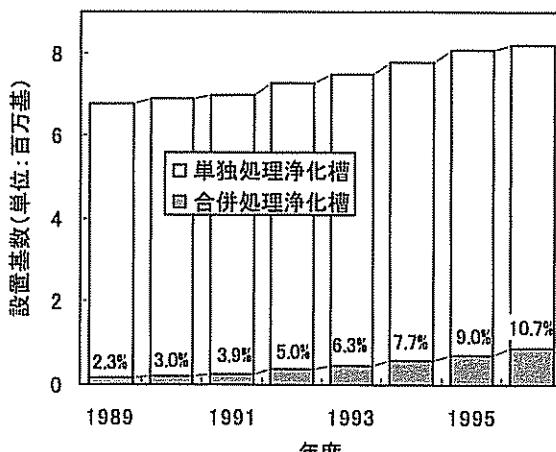


図2・2・10 浄化槽の設置基数(累計)の推移

いないケースが多い事である。結果として、その除去率は報告によって大きな範囲にわたっている。全体の傾向として、単独処理浄化槽は除去率の面でも、合併処理浄化槽より劣っている。稻森ら²⁶⁾は、単独処理浄化槽、合

併処理浄化槽それぞれの除去率の設定値として、BODで65%と90%，T-Nで12%と27%，T-Pで25%と37%を提案している。一方、藤村²⁹は、文献調査の結果から、単独、合併処理浄化槽それぞれの除去率を、CODで65%と80%，T-Nで15%と18%，T-Pで5%と12%とまとめている。図2・2・11には小型合併処理浄化槽のBOD流出濃度分布の調査報告値²⁹を図示する（対象：1993年以降に国庫補助事業で設置された処理人員10人規模以下の合併処理処理浄化槽、1049基）。このデータによると、その範囲は非超過確率25～75%で5～18mg/L程度、中央値は10mg/L程度である。ただし、50mg/Lを越えるものも3%ある。1988～1992年に設置の小型合併処理浄化槽として18～31mg/Lが報告²⁹されているので、その後の処理性能の向上はみられる。ただし、大規模な農村集落排水処理水と比べ、依然若干高くなっている。

最後に、参考として表2・2・7に以上の下水道、浄化槽以外も含めた各種の生活排水処理事業を一覧として示す。表のうち、⑤、⑥、⑧、⑨、⑩、⑪が個別および集合形の合併処理浄化槽が用いられるケースであり、さらに⑩と⑪でも一部用いられる。

(4) まとめと今後の課題

以上、主要な生活廃水処理方法である、下水道、農村集落廃水処理施設、合併処理浄化槽、単独処理浄化槽それについて、その処理成績の概要をみてきた。ここでは、詳細な議論をしなかったが、もう一つの重要な形態として、屎尿の計画収集（くみ取り）と自家処理がある。屎尿処理は、現在ほぼ100%の除去率を、BOD、COD、T-N、T-Pで達成している。以上で議論した各処理方式

の除去率をもとに、屎尿を計画収集で処理している人（Case 0）が、単独処理浄化槽（Case 1）、合併処理浄化槽（Case 2）、農村集落排水処理施設（Case 3）、公共下水道（Case 4）に変更した場合について総負荷量を概算し、図2・2・12に示してみた。結果は歴然としており、単独処理浄化槽（Case 1）は、環境面からみると、効果がないだけでなく、むしろ悪化装置となっている。全指標とも排出負荷は増大しているが、とくに増大が著しいのはT-N、T-Pであり、それぞれ5.1倍、2.8倍に増加している。これを合併処理浄化槽に変える（Case 2）と、とくにBODの排出負荷量の削減に効果があり、屎尿回収に比べ、約7分の1となる。ただし、T-N、T-P

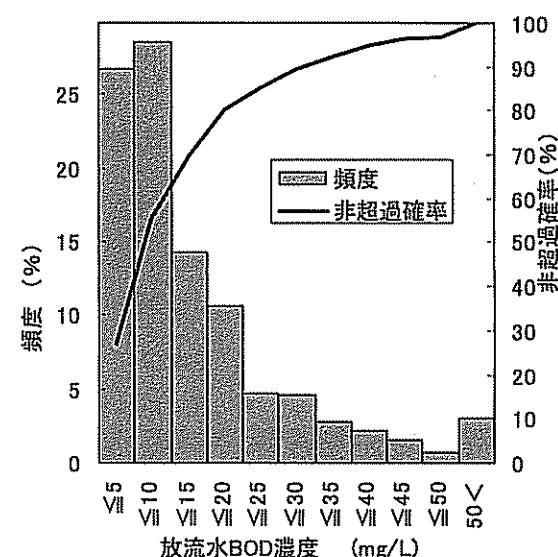


図2・2・11 小型合併処理浄化槽の放流水BOD
(N=1049)

表2・2・7 生活排水処理事業の種類と内容²⁹⁾

事業名	事業主体	国庫補助金 ^{*1}	所管の省庁	計画規模	処理形態
①公共下水道事業（狭義） ^{*2}	市町村 ^{*4}	あり	建設省	制限なし	集合処理
②特定公共下水道事業	市町村	あり	建設省	1,000～10,000人 ^{*7}	集合処理
③特定環境保全公共下水道事業	市町村 ^{*4}	あり	建設省	制限なし	集合処理
④流域下水道事業	都道府県 ^{*5}	あり	建設省	制限なし	集合処理
⑤合併処理浄化槽設備整備事業	市町村	あり	厚生省	制限なし	個別処理
⑥特定地域生活排水処理施設整備事業	市町村	あり	厚生省	20戸以上	個別処理
⑦コミュニティ・プラント	市町村	あり	厚生省	101～30,000人	^{*10}
⑧農業集落排水事業	市町村 ^{*6}	あり	農林水産省	100～1,000人 ^{*8}	集合処理
⑨簡易排水施設整備事業 ^{*3}	市町村	あり	農林水産省	10戸以上、20戸未満	集合処理
⑩漁業集落排水事業	市町村	あり	水産庁	100～1,000人程度	集合処理
⑪林業集落排水事業	市町村	あり	林野庁	20～1,000人程度	集合処理
⑫小規模集合排水処理施設整備事業	市町村	なし	—	10戸以上、20戸未満	集合処理
⑬個別排水処理施設整備事業	市町村	なし	—	20戸未満 ^{*9}	個別処理

*1：建設費における国庫補助金の有無、*2：広義の公共下水道は①～③を含む、*3：山村振興等特別対策事業のメニュー事業、*4：過疎代行制度で県、*5：原則として都道府県、*6：県あるいは土地改良区の場合もある、*7：地区によっては1,000人未満もある、*8：市町村および都道府県の関係部局間で協議調整を行えば1,000人以上でも実施できる、*9：地域によっては10戸以上20戸未満、*10：個別処理または集合処理

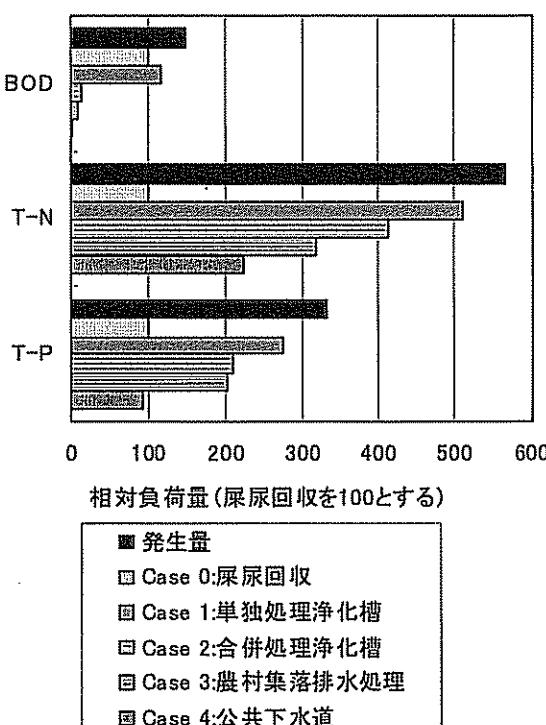
では単独処理浄化槽より減少はしているが、依然高い負荷である。農村集落排水処理、公共下水道と、処理規模が増大するにつれ、排出負荷量は全指標で減少する（現状の処理での中央値での算定）。しかし、最も成績のよい公共下水道でも、現況の平均レベルは、T-Pで屎尿回収と同レベルの効果、T-Nでは2倍以上の排出負荷を示している。結局、現在のままの下水処理システムでは、富栄養化対策にとって屎尿回収より劣ることが理解できる。なお、T-N、T-P負荷量の方で、屎尿回収と同程度以上の効果を下水処理場あげるために、T-N、T-Pそれぞれ、除去率で82、70%以上、処理水濃度で5.8、1.2 mg/l以下とする必要があると算定される。

なお、以上の生活排水処理は人口密度に差があれ、平地部での話である。水洗用洗浄水や屎尿輸送すら困難な場所に注目する必要がある。これら高山の多くの山小屋では屎尿を簡易消毒した後斜面等に排出し、ここで自然浸透させているのが実態である²³⁾。一部ではヘリコプターにより屎尿を低地に搬送し処理している小屋、あるいは

はパイプラインにより下方に流下させ処理を行っている施設もあるが費用等の問題から現在のところあまり広く普及していない。今後はさらに自然景勝地や山岳部などへのアクセス性の向上による訪問者増大が予想される現在、同地域の生態系も含めた環境保全・下流域への影響を考えると、このような場所の効率的屎尿処理は不安課題である。

参考文献

- 1-2) 國松孝男(1996), 渴水時に河川から琵琶湖へ流入する汚濁負荷量、滋賀県琵琶湖研究所所報、Vol.13, p.40-41.
- 2-1) 宗宮功編著(2000), 琵琶湖、技報堂出版, p.153.
- 3-16) 田淵俊雄・須藤隆一(1997), 第3期霞ヶ浦水質保全計画と今後の課題、用水と廃水、Vol.39・12, p.1118-1124.
- 4) 藤村葉子(1996), 生活排水の汚濁負荷発生原単位と浄化槽による排出率、平成7年度千葉県水質保全研究所年報, p33-38.
- 5) 滋賀県(1999), 滋賀県統計書(平成9年度)。
- 6) 滋賀県編(1999), 滋賀県環境白書 平成11年版、(社)滋賀県環境保全協会。
- 7-6) (社)日本水環境学会編(1998), 日本の水環境行政、ぎょうせい, p.64-77.
- 8-7) 日本下水道協会(2000), 平成10年度版下水道統計(要覧), Vol.55-3, 日本下水道協会。
- 9) 日本下水道協会(1989), 昭和62年度版下水道統計(要覧), Vol.44-3, 日本下水道協会。
- 10) 日本下水道協会(2000), 平成10年度版下水道統計(水質編), Vol.55-2, 日本下水道協会。
- 11) 日本下水道協会(1978-2000), 下水道統計(行政編), Vol.33-1~55-1, 日本下水道協会。
- 12) 滋賀県(1978-2000), 環境白書-資料編-。
- 13-25) (財)河川環境管理財団・河川環境総合研究所(1998), 下水処理水の“なじみ易い”放流のためのアイデア事例集、(財)河川環境管理財団・河川環境総合研究所。
- 14) http://www.city.osaka.jp/ame/sinsui/sinsui_m.html.
- 15) <http://www.city.osaka.jp/gyousei/html/detail/000008461009.html>.
- 16) <http://www.enaa.or.jp/GEC/release/instance/html//whatsnew.htm>.
- 17) 京都大学工学部衛生工学教室水質工学研究室(1996), 農業集落排水事業の現況に関する考察。



	BOD	TN	TP
屎尿処理	100.0	100.0	100.0
単独処理浄化槽	65.0	12.0	25.0
合併処理浄化槽	90.0	27.0	37.0
農村集落排水処理	94.2	43.8	39.4
公共下水道	97.3	60.5	71.6

図2-2-12 各処理システムの環境への負荷量の比較

- 18-12) 稲森悠平・山海敏弘・須藤隆一(1998), 硝素・リン除去型単独合併化の技術開発と普及整備, 資源環境対策, Vol.34・10, p.923-934.
- 19) 本田清隆(1995), 単独処理浄化槽の廃止に向けて, 資源環境対策, Vol.31, No.11, p898-903.
- 20) 資源環境対策編集室, 合併処理浄化槽普及の転換期をどう迎えるかーアンケートによる自治体の合併処理浄化槽の普及の動向, 資源環境対策, Vol.34, No.10, p.907-910.
- 21) 西岸正人(1998), 合併処理浄化槽普及への課題と展望, 資源環境対策, Vol.34・10, p.911-916.
- 22) 稲森悠平・高井智丈・須藤隆一(1993), 硝素・リン対策の最新動向と除去技術, 資源環境対策, Vol.29・8, p.728-739.
- 23) 藤村葉子(1996), 生活排水の汚濁負荷発生原単位と浄化槽による排出率, 平成7年度千葉県水質保全研究所年報, p.33-38.
- 24) 国安克彦・楊新泌・矢橋毅・久川和彦・大森英昭(1996), 小型合併処理浄化槽の処理性能に影響を及ぼす因子, 浄化槽研究, Vol.8・2, p.41-55.
- 25) 大森英昭(1998), 合併処理浄化槽の普及に関する諸問題, 資源環境対策, Vol.34, No.10, p.917-922.
- 26) 環境庁国立環境研究所(1998), 環境負荷の構造変化から見た都市の待機と水質問題の把握とその対応策に関する研究(平成5～8年度), 国立環境研究所特別報告SR-26-'98, p60.
- 27) 鈴木富雄・松井優貴・中山隆・山岸智子・丸山正人・国安克彦(1999), ろ過, 接触酸化および土壤浸透処理を組み合わせた山岳地域のし尿処理, 水環境学会誌, 第22巻, 第1号, p46-53

2.3 工場・事業所等汚濁源の対策

2.3.1 工場排水対策

2.3.1.1 工業排水対策の現状

これまでに工場・事業場は厳しい規制の対象とされ、数々の工程内対策や排水処理対策が行われ、産業用水の約75%は再利用でまかなわれており、今日、我が国の産業界の水代謝システムはある程度合理的に構築された状況にあると思われる。

今後さらに河川への汚濁負荷を削減し、健全な河川の流域環境を維持・確保するためには、要求水質による水の有効利用やリサイクルおよびクローズド化による排水の量的削減と、産業排水の処理レベルの高度化が必要となる。また、水環境への汚濁物質の排出抑制を考慮した低環境負荷生産プロセスを構築していく上でも、現状の各種産業における排水性状と処理プロセスの関係を整理し検討することは重要である。

(1) 業種別の工場排水の水質特性

各種産業において排出される排水性状は、原料、生産物、生産工程、規模等のにより大きく異なる。また、同一事業体においても、排水性状は時間的に大きく変動する。また、排水が複数の業種区分の工程排水を含んでいく複雑な工場・事業場が増加している。そのため、一般性のある評価・検討を行うことが極めて困難であるが、かなりのばらつきが存在することを前提として、日本標

準産業分類の分類法に従って、以下の議論を行う。業種別の工場排水特性としてCOD、SS、窒素、りんを対象とし、水質代表値には中央値(50%値)を用いた(表2・3・1)。畜産業に関しては次節で取り上げるので、本節ではあまり触れないこととする。

表2・3・1に示すように、有機系排水のグループ(食料品、繊維、紙・パルプ、有機化学、畜産、生活関連の業種)では、COD濃度は200~600mg/l、SS濃度は60~250mg/lの範囲にあり、無機系排水のグループ(無機化学、窯業、金属関連の業種)に比較して、1オーダー程度高い。窒素・りんに関しては、両者間にCOD濃度ほどの差は見られないものの、やはりCOD、SS濃度に比例して高くなる傾向がある。同じ紙・パルプ・紙加工業の業種の中でも、木材パルプ等から紙・パルプを製造する事業場と古紙からパルプを製造する事業場では、その排水水質に大きな違いがある。後者において、脱インクからの排水と機械すき工程からの排水では、両者のCOD中央値には約7倍の差異がある。畜産排水は全ての水質項目に関して2オーダー以上高く、その処理の重要性が示唆されている。

表2・3・1の繊維業の中でも染色整理業は小規模の事業場が全体の70%以上を占めているが、小規模でありながら比較的大量に水を使用する産業である。生産プロセスは極めて多岐にわたっており、同一業種でも極めて多様な排水性状を有しているといえる。特に生物難分解性の染物色素による河川の汚染は、この業種の代表的な特徴であるといえる。

表2・3・1 業種別排水の水質特性

(中央値: mg/l)

業種	COD	SS	N	P
食料品	424	254	39	8.0
繊維	252	70	21.5	4.3
紙・パルプ	225	203	13	1
(脱インク)	586	1,560	21	2.1
(トイレット)*	85	150	10	1.6
無機化学	46	62	40	2.8
有機化学	334	57	30	2.9
窯業	16.6	215	3.5	0.2
金属関連	30.4	50	13.9	2.1
畜産	2,030	10,360	1,451	201
生活関連	110	153	31	4

*機械すき和紙製造

(内湾・内海の水環境、須藤隆一監修、ぎょうせい より引用)

(2) 工場排水水質と排水処理技術

現状の排水処理方式は、個々の事業所での原排水性状・濃度及び排水基準等に照らして、様々な形態が採用されており、実に80を超えている。業種別の代表的な排水処理技術を表2・3・2に示す。主に有機汚濁物質を含む排水を発生する業種(食料品、繊維、紙・パルプ、有機化学、生活関連の業種)では、当然ながら活性汚泥法を中心とした生物処理方式が導入されており、無機系の汚濁物質を主体とする排水を発生する業種(無機化学、窯業、金属関連の業種)では、凝集沈殿を主体とし、砂ろ過・活性炭吸着等を組み合わせた処理プロセスが多く見られる。ここで、今日の産業系排水処理における生物処理の主流は、活性汚泥法である。少数ではあるが、各種の生物膜法や嫌気処理と好気処理を組み合わせた、窒素・りん除去を目的とした高度処理運転を行う事例が、食料品、有機化学、畜産、生活関連の業種で見られ始めた。

生物処理を導入している有機系排水のグループ(食料品、繊維、紙・パルプ、有機化学、畜産、生活関連の業種)では、紙・パルプ業を除いて生物処理を含むプロセスが処理全体の約80%以上を占め、特に活性汚泥法を単独排水処理方式として採用している場合が最も多く(約60%)、次に凝集沈殿法及び砂ろ過との組み合わせと続いている。全体として、排水処理施設を持たない事業所はほとんどなく、何らかの形で処理が行われている。

CODを指標とした総量規制が実施されている地域にある工場・事業場では、排出基準に適合させるため、生物処理水に残留した汚濁物質を除去するために、砂ろ過や活性炭吸着等の高度処理が採用されている。これにさらにその他の高度処理を付加しているところもみられ、排水処理への努力が伺える。

生物処理の前段に凝集沈殿処理を行う業種は、繊維工業、紙・パルプ・紙加工業に多く見られるが、これは、生物処理機能を十分に確保するための前処理として位置付けられている。一方、生物処理の後段に、砂ろ過や活性炭吸着処理を設けている施設では、砂ろ過はSS成分の除去、活性炭吸着はCOD成分の除去のために用いられている。

無機系排水のグループ(無機化学、窯業、金属関連の業種)では、凝集沈殿処理を単独で用いるケースが全体の約半数を占め、次に、凝集沈殿処理+砂ろ過が多く見られる。その他の処理技術としては、有機化学や金属関連の業種において、揮発性有機物や油類を加熱またはエアレーションして除去するストリッピング法、高濃度排水の濃縮処理、焼却処理等がある。

このような、多様な処理方式によって処理された各工場・事業場からの排水の発生状況をまとめる。各業種別排水の処理水水質の調査によれば(エネルギー消費を指標とした完全リサイクル水利用システムの評価、平成8

表2・3・2 業種別排水処理の現状

業種	凝集処理	凝集+砂	凝集+砂+炭	凝集+生物	凝集+生+凝	凝集+生+砂	生物処理	(うち高度運転)	生物+凝集	生物+凝+砂	生物+砂	生物+砂+炭	生+凝+砂+炭	その他
	(各業種区分ごとの割合: %)													
食料品	1.7	0.0	0.0	7.9	1.7	0.1	60.7	2.0	18.5	2.8	1.5	0.0	1.0	2.0
繊維	21.6	0.3	1.1	16.8	0.3	0.0	37.9	0.0	16.6	0.3	0.3	0.5	1.3	3.2
紙・パルプ	51.5	0.4	0.0	10.6	9.4	0.4	10.6	0.0	9.8	2.6	0.9	0.0	0.0	3.8
無機化学	53.8	11.0	0.0	6.9	0.0	0.0	14.5	0.0	4.0	0.6	0.0	0.0	0.6	8.7
有機化学	15.1	1.9	1.6	4.3	2.3	0.5	32.9	1.3	11.3	4.3	1.3	1.0	0.6	21.6
窯業	57.5	19.5	0.0	0.9	0.0	0.0	3.5	0.0	2.7	0.0	0.0	0.0	0.9	15.0
金属関連	43.3	11.9	4.5	5.1	2.1	2.4	5.5	0.0	3.4	1.3	0.8	0.2	0.3	19.2
畜産	0.0	0.0	0.0	2.4	0.0	0.0	85.7	2.4	4.8	0.0	4.8	0.0	0.0	0.0
生活関連	3.7	0.0	0.0	1.1	0.0	0.3	68.7	5.1	4.5	0.1	4.1	0.5	0.4	11.5

砂: 砂ろ過、炭: 活性炭吸着、凝: 凝集処理、生: 生物処理

(内湾・内海の水環境、須藤隆一監修、ぎょうせいより引用)¹⁾

～9年度文部省科学研究費補助金基盤研究(A)(1)成果報告書³⁾、各業種間で大きな差異が見られるが、BOD濃度は、1.4～328mg/lの範囲にあり、50mg/lを超えるのはごく一部業種(畜産農業、試料・有機質肥料製造業、なめし革製造業)であり、多くの業種は20mg/l以下であった。COD濃度は、4～220mg/lの範囲にあり、50mg/lを超えるのは3業種(畜産農業、染色整理業、なめし革製造業)であった。SS濃度は畜産農業、試料・有機質肥料製造業、なめし革製造業を除くほとんどの業種で、20mg/l以下の濃度であった。T-N濃度は畜産農業が188mg/lと極めて高く、試料・有機質肥料製造業、金属メッキ業、一般廃棄物処理場が45～50mg/lである以外はほとんどが20mg/l以下であり現状の排水基準値の範囲内であった。T-P濃度は約半数の業種で1mg/l以下であり、その他の業種でも10mg/l以下であった。T-P濃度が25mg/l以上と高い業種(畜産農業)以外は、現行の排水基準値以下であった。

まとめると、全体として各業種の各々の排水水質項目は、ほとんど排水基準の一律基準値よりも低い値を示しており、良好な排水処理が行われていると推察される。しかしながら、畜産業排水の窒素・りん濃度は極めて高い。加えて、一部の食料品、無機及び有機化学、金属関連業種の事業場でも、窒素・りん濃度が高い場合が見られる。また、現在は排水基準を満足しているが、現行のT-NやT-Pの栄養塩類排出濃度では、今後、排水基準の強化や水の循環利用を考慮する場合に、現状の処理施設のみでは困難な業種が出てくることは明らかである。

(3) 事業場排水のトリハロメタン生成能

特定水道利水障害の防止のための水道水源水域の水質保全に関する特別措置法が、平成6年3月4日に公布され、公共用水域におけるトリハロメタン生成能(以下、THMFP)の目標値および特定排水基準の範囲が定められている。水道水質基準では、総トリハロメタンは0.1

表2・3・3 各業種別原水THMFPの50%値、75%値、最大値、平均除去率および
平均処理水濃度(濃度: $\mu\text{g/l}$)^{3),4)}

業種名	N	50%値	75%値	最大値	平均除去率	平均処理水50%値
畜産農業	12	8,400	20,700	56,700	0.88	1,008
畜産食料品製造業	17	2,000	3,500	60,000	0.81	380
水産食料品製造業	8	1,610	9,500	17,200	0.92	129
缶詰・保存食料製造業	11	2,560	4,090	7,760	0.69	794
調味料製造業	5	5,000	12,200	23,000	0.85	750
パン・菓子製造業	5	2,780	2,900	4,400	0.74	723
その他食料品製造業	22	2,590	3,500	13,600	0.82	466
食料品製造業全体	68	2,700	5,000	60,000	0.80	540
清涼飲料水製造業	5	1,260	2,800	13,700	0.81	239
酒類製造業	11	3,200	5,600	47,800	0.79	672
飲料飼料酒類製造業	16	2,800	5,660	47,800	0.80	560
繊維工業	18	1,090	2,620	7,100	0.55	491
パルプ・紙製造業	13	200	610	3,550	0.29	142
化学工業	23	270	2,490	57,000	0.50	135
金属製品製造業	8	270	480	2,720	0.62	103
下水道	5	870	940	1,900	0.85	131
洗濯業	10	550	640	2,740	0.65	193
し尿処理場	6	2,930	8,700	42,800	0.78	645
と畜場	7	3,000	5,600	64,700	0.92	240
浄化槽(構造基準1)	12	370	460	790	0.35	241
浄化槽(構造基準2)	11	570	840	1,360	0.43	325
浄化槽(構造基準3)	13	350	480	2,390	0.47	186
浄化槽(構造基準6)	13	390	640	860	0.53	183
浄化槽全体	49	460	650	2,390	0.45	253
農村集落排水	12	450	530	760	0.65	158
全業種(Total)	251	800	2,920	64,700	0.68	256

mg/l, クロロホルムは0.06mg/l, プロモジクロロメタンは0.03mg/l, ジプロモクロロメタンは0.1mg/l, およびプロモホルムは0.09mg/l以下と定められている。トリハロメタン生成能の濃度は、水域の水質(pH, 水温, 臭素イオン濃度など)や処理方法によって差異が生ずるので、負荷発生源の規模・状況、発生源別の負荷割合などによって水域毎に業種区分毎に特定排水基準の範囲を定めらる方が合理的である。

一般的に排水量が50m³/日以下の小規模事業場排水は規制を受けない。従って未規制事業場も含めた流域全体の排水のTHMFPを評価する必要があり、そのためには業種別排水原水のTHMFPを把握する必要がある。当然のことながら、業種別排水原水のTHMFPは、同一業種間でも大きな差が見とめられる。表2・3・3には「平成6年度および平成7年度浄水操作によって生ずる有害物質の抑制に関する調査」(環境庁委託業務)でまとめられた、業種別排水原水のTHMFPの50%値、75%値、最大値を示す。

原水のTHMFPが最も高いと考えられる業種はCODと同様に畜産農業(養豚業)である。最大値は60,000μg/l程度であり、75%値でも約20,000μg/lであった。各業種の代表的な値として50%値に着目すると、畜産農業、調味料製造業5,000μg/l以上と高い値を示している。畜産食料品、缶詰・保存食料品、パン・菓子、その他食料品製造業および酒類製造業が2,000μg/lから3,000μg/lと次に高い値を示している。食品関連以外ではし尿処理場、と畜場が高い値を示している。何れの業種においても、現行の排水規制の水質項目であり有機物濃度の指標であるCODが高いほど、THMFPが高くなる傾向を示し、ある程度の相関があるといえる。処理水に関しては、THMFPと最も相関が高いのはE260(相関係数0.88)で、COD(相関係数0.73)、TOC(相関係数0.64)と正の相関を示している。畜産食料品製造業、

水産食料品製造業、および調味料製造業など食品製造業関連の処理水において、THMFP濃度が2,000μg/lを超える場合があり、COD規制のみではTHMFPを規制できないと思われる。

処理方式別の処理水平均THMFP濃度およびTHMFP除去率の関係を示す(表2・3・4)。全体の平均THMFPの除去率は約68%であり、他の有機物指標の除去率(COD:79%, TOC:83%, BOD:77%)より低く、除去され難いと言える。処理方式別のTHMFP除去率を見ると、標準活性汚泥処理により最も良好な除去が期待でき(除去率79%), 接触曝気(除去率64%), 曝気のみ(62%)と続いている。その他の有機物指標の除去に関しても同様な傾向にあるため、標準活性汚泥法や接触曝気法等が、取りあえずTHM前駆物質や有機物除去に効果があると判断できる。

トリハロメタン中には、臭素を含むトリハロメタン(プロモジクロロメタン、ジプロモクロロメタン、プロモホルムの三種)が存在し、それらの比は原水中の臭化物イオン濃度に依存する。三種の合計値が総トリハロメタンに占める割合(以下、THMBrFP/THMFP)は、食塩が使用される味噌・醤油、漬け物、麺類等の製造業で高くなる。また、臭化物イオン濃度が高くなれば、総トリハロメタン生成能も高くなる。一般に水道水のTHMBrFP/THMFPは0.3程度であるが、各種排水の原水は0.1以下であるが、例外として調味料製造業(0.41)、電気メッキ業(0.54)が挙げられる。排水の処理水ではTHMBrFP/THMFPが増加し0.5程度となるのが一般的である。これは、排水処理によって臭化物イオンは除去され難いため、臭化物イオンと塩素注入量の比が変化し、クロロホルムよりも臭素化THMが生成されやすいためと考えられる。従って、臭化物イオンをTHMの前駆物質の一つとして捉え、その適切な除去方法を開発することも重要となる。

表2・3・4 処理方式別の処理水平均THMFP濃度および有機物の除去率^{3), 4)}

処理方法	平均 THMFP 濃度 (μg/l)	平均 THMFP 除去率	平均 COD 除去率	平均 BOD 除去率	平均 E260 除去率
凝集沈殿のみ	201	0.29	0.52	0.44	0.35
曝気のみ	490	0.62	0.79	0.73	0.71
標準活性汚泥	424	0.79	0.86	0.84	0.75
接触曝気のみ	229	0.64	0.75	0.83	0.68
嫌気性処理	190	0.37	0.27	0.39	0.84

2.3.1.2 業種別の回収水利用率の現状

鉄鋼・金属・石油精製・化学工業及び自動車産業での回収水利用率は、1965年より著しく向上し1980年には既に80%以上に達し、現在では横ばい状態である。このうち石油・化学工業および鉄鋼業は80～90%程度の高い値で推移している⁶⁾。これらの産業では、冷却水やシール水などでの水使用量が多いので、汚染度の低い排水は簡単な処理の後、再利用が可能である。これに対して、紙パルプ・食品加工・繊維産業における回収水利用率は、1980年に約40%に達した後、横ばい状態が続いている。また、機械工業の回収水利用率はさらに低く、20%以下となっている。この理由として、排水の汚染度が高く十分な処理ができないことや、製品の品質管理上、上質の使用水水質を必要とするためである。しかしながら、食品加工業などでは、加工機械や床等の洗浄に多量の水が使用されているのが現状であり、これらの水は直接食品や原料の洗浄に使用される水の水質を必要とするものではなく、要求水質による用水の使い分けや簡単な処理による再利用が可能となる場合もあり、回収水利用率の低いこれらの産業でも改善の余地は十分に残されており、今後の対策が望まれる。生産プロセスにおける水使用量の削減と回収率の向上は、工業用水使用量の伸びの著しい抑制効果をもたらした。1973年以降も生産量は増加しているにもかかわらず、用水使用量は頭打ちの状態である。主要産業における用水原単位（生産額当たりの用水使用量）は、平均すると1965年から1990年までの25年間で約1/3に低下した。地下水の工業用水としての使用量も減少し地盤沈下が改善されつつある⁷⁾。また、生産プロセスのクローズド化し回収率を向上させることにより、水環境への排出負荷量の削減が図られるとともに、適切な処理技術の向上により、河川におけるBODの環境基準達成率は70～80%に達しており、水質汚濁の改善効果が見られる⁸⁾。

2.3.1.3 今後の工場・事業所等汚濁源の対策

一般的に工場・事業所排水については、排水規制の強化及び各事業所における処理施設の普及により、工場・事業所排水による水質汚濁は徐々に改善されているといえるが、今後、ハイテク産業を中心とする新規産業から排出される未規制物質や新規有害物質の挙動を監視することが重要となる。

工場排水処理では、排水性状や特性が異なる汚濁物質が混合すると、分離除去がさらに困難になる場合がある。しかし、従来、生産プロセスの各工程から発生する排水は混合された総合排水として、活性汚泥法等による処理が行われてきた。これらのプロセス排水に対しては、発生源で分別回収・処理を行うことができれば、発生源ごとに特定の汚濁物質（濃度レベル）を対象とした処理を行えば、処理が容易になるとともに、処理水は同じプロセスへの循環利用が可能となる。結果として生産プロセスからの汚濁負荷の削減と水使用量の削減を併せて実現できると思われる。このように、生産プロセスのクローズド化による汚濁負荷量の削減ができない場合には、生産プロセス自体を新たな原理に基づくプロセスと代替する必要がある。

汚濁負荷量の削減対策として、処理水の再利用による排出量の削減が考えられる。処理水の再利用用途としては同工場ビル内の水洗便所用水、冷却用水、散水用水、修景用水などが考えられる。再利用を目的とした場合、膜分離型の生物処理の導入が期待されている。孔径が0.1 μm 程度の分離膜を使用することにより、細菌類、粒子類をほとんど完全に除去できるうえ、反応槽内に高いバイオマス濃度（MLSS濃度）を維持することが可能であり、生物処理効率が良く、BOD値の低い清浄な処理水を得ることができる。後段に逆浸透（R/O）膜を付加し、排水の一部を純水として回収・再利用することも可能となっている。現在では食品加工工場などで、膜処理技術を用いた排水再利用施設が導入されている。また、雨水の有効利用や節水型機器等の使用および雨水の流出抑制により、汚濁負荷の削減が可能となる。

現状では、CODやBODで表示される有機物質による汚濁や重金属等による水質汚濁は現象する傾向にあるが、閉鎖性水域の富栄養化の原因となる窒素・リンや生体に濃縮しやすく慢性毒性・遺伝毒性や生態系の破壊を引き起こすおそれのある微量有害汚染物質の排出に関して、より一層の監視が必要となる。また、これら汚染物質の効果的な除去プロセスの開発が求められる。

2.3.2 畜産系排水

2.3.2.1 畜産系排水対策の現状

(1) 畜産系排水の水質特性

家畜ふん尿は高濃度有機性排水であり、T-N, T-Pの濃度も極めて高い。我が国で1年間に約7,600万トンの家畜排泄物が発生しており、これは全産業廃棄物の約20%を占めている⁹⁾。これを農地に均一に施用したと仮定すると、その施用量は約19トン/ha、窒素量としては約146kg/haと膨大な量となる。

畜産系排水は、家畜のふん尿と畜舎洗浄水が主体であり、その他に飲水器のこぼれ水などの余剰水等が含まれる。畜産系排水は、家畜ふん尿に畜舎の洗浄水が加わり希釈された状態で排出されるため、畜舎の規模、構造、ふんの除去作業の有無、床の洗浄方法・回数等により、その排水量及び水質は大きく異なる。一般的に豚は、ふんに対する尿の比率が高いことや排泄物を洗浄する豚舎が多いことから、豚舎からは多量の汚水が排出される。畜産系排水の一般的な性状を表2・3・5に示す。事業場間でかなりのばらつきがあるが、豚舎尿溝を流下する汚水の平均値はCOD 2,100mg/l, BOD 2,200mg/l, SS 2,700mg/l, T-N 1300mg/l, T-P 125mg/lといずれも汚濁度が高いといえる。

豚1頭/日当りのふん尿のBOD負荷量は人間1人/日当りのそれの約10倍であり、極めて汚濁負荷が高い排水といえる。そのBOD負荷量の内訳は、ふんの方が約90%である。同様に、SS、窒素、りんもそれぞれ90%以上がふんの方に存在し、ふんを尿や洗浄水に混入しないようにすれば、排水中の汚濁物を大幅に減らすことができる¹⁰⁾。

家畜ふん尿は、有機資源の有効活用の観点から、堆肥化等により農地や緑地にリサイクル利用することが基本となっている。また、ふん尿が混入する畜舎排水は、液肥として自家保有の農地あるいは近隣の農地に施用ができる場合には、排水を処理しなければならない。家畜種、畜舎の規模・運営方法等によって成分・性状が異なることより、処理・処分方法もそれに対応して異なる。畜舎排水の処理は、一定規模（豚房の総面積：50m²、牛房の総面積：200m²、馬房の総面積：500m²）以上で公共用水域へ排水するものに対しては、水質汚濁防止法の基準に従って届出が義務付けられたうえ、排水を適切に処理されなければならないが、それ以外の施設では農家の判断に委ねられている。

(2) 畜産系排水処理技術

畜産系排水の処理状況をみると、浄化処理を実行している畜産農家の割合は10~20%であり^{9,10)}、そのほとんどは素掘りの貯留池に溜められているだけである。雨水の流入によるオーバーフローで、近隣水域の水質汚濁の発生源として問題となっている。また、ふんも同様に"野積み"などの屋根のない堆肥盤が多く、雨天時には排水の流出が問題となっている。

尿を含む畜舎排水の浄化処理には、好気性の生物処理、特に活性汚泥法が一般的に用いられている。基本的な処理フローは、貯留槽—固液分離槽—ろ液貯留槽—生物処理槽—殺菌処理、となっている。活性汚泥法は連続式と回分式に分けられる。回分式活性汚泥法は、畜舎排水が1日に1回、畜舎清掃により排水が排出されるという作業行程に適しているうえ、敷地面積が小さく、装置が簡単であるため維持管理が容易で、経済的であるなどの利点を有する。処理に当たっては、排水濃度が非常に高いので、スクリーン、沈殿分離槽などの固液分離を行った後、希釈してBOD濃度が1000mg/l程度に調整してから曝気槽に導入する。活性汚泥法により期待できる除去率は、

表2・3・5 畜舎排水の一般的な水質性状

成 分	COD	BOD	SS	T-N	T-P
豚舎尿溝中の汚水	2,100	2,180	2,660	1,810	125
豚舎洗浄排水	4,380	3,500	8,460	1,720	279
養鶏場洗浄排水	1,450	1,960	3,440	596	100

(環境庁(1987年))

環境庁水質保全局 監修 「改定・小規模事業場排水処理対策全科」より引用¹⁰⁾

BOD 85～95%, COD 80～90%, SS 90～95%程度である¹⁰⁾。その他の処理方法として、生物膜法（散水ろ床法、浸漬ろ床法、回転円板法、接触曝気法）、酸化池法、土壤浄化法、嫌気性処理法、高温好気発酵法なども一部で採用されている。

維持管理が容易であることや建設費が安価であることの理由から、土壤浄化法が簡易処理法として最近注目されている。浄化効率を高めるために土壤処理槽の後に植物処理を併用する試みがなされ、良好な処理性能を得ている。高濃度でスラリー状のふん尿の処理を必要としつつ、処理後のふん尿を液肥として利用可能な場合やエネルギー源としてメタンガスの回収が望まれる場合には、嫌気性発酵（メタン発酵）処理が有効である。畜産系排水は栄養塩類濃度が顕著に高く、処理水（放流水）中にはまだ極めて高濃度のT-N, T-Pが含まれている。栄養塩類の除去法としては、間欠ばっ気法、嫌気－好気循環法、嫌気－好気回転円板法などがあるが、畜舎系排水においては今まで高度処理の事例は報告されていない。放流先が閉鎖性水域である場合には、可能な限りT-N, T-Pの削減を図らなくてはならない。

なお、水質汚濁防止法に定める畜産排水の排水基準はBOD 160mg/l, COD 160mg/l, SS 200mg/l, T-N 120mg/l, T-P 16mg/lとなっている。水質汚濁防止法により届出をおこなった全届出事業場数の99%は、日平均排水量が50m³未満の小規模事業場であり、規制の対象からは外れるが、都道府県によっては上乗せ排出基準を設定している場合もある。

2.3.2.2 リスク：クリプトスピリジウム対策

日本では浄水場取水口上流で家畜ふん尿が未処理のまま直接河川等に流入するケースが報告されており、この場合、水道水を介した広範囲での寄生性原虫クリプトスピリジウムの汚染源となりうる。関連省庁では、クリプトスピリジウムや病原性微生物に対する対策検討委員会を設置し検討しているが、畜産に関しては、家畜ふん尿と共にクリプトスピリジウムや病原性微生物が排出されている場合であっても、堆肥化の過程で発生する発酵熱によって死滅すると考えられており（クリプトスピリジウムは65℃以上で30分間の熱処理により感染力が無くなるという報告がある）、一定以上の面積を有し公共用水域に汚水を排出する施設（畜舎など）以外は、農家の責任において適切に処理することとされているだけで、

法律による規制等は存在しないのが現状である。

クリプトスピリジウムや病原性微生物の汚染を防止するためには、河川近くでのいわゆる“素掘り”“野積み”などの不適切な処理を改善し、家畜ふん尿が直接河川に流入しないような対策を講じる必要がある。諸外国におけるふん尿処理に対する規制としては、家畜ふん尿（りん酸換算）の農地への散布限度量、散布時期、及び水路や住宅からの距離による散布制限など、細かな規制を設定し実施しているのが現状であり、我が国においても、こうした規制及び家畜ふん尿処理（堆肥化）に関する的確な指導・管理体制の早急な確立が急務である。

2.3.2.3 今後の畜産系排水対策

(1) 家畜ふん尿の有効利用の推進

個々の畜産農家は農地利用の集積化を図り、個別経営内において家畜ふん尿の循環的有効利用を積極的に推進することが理想であるが、近年の畜産経営の専業化・大型化が進展する一方、規模拡大に応じた農地の集積が進まず、個別経営内における家畜ふん尿の循環利用に支障が生じている。この点が畜産環境問題の顕在化の一因となっている。大規模経営の畜産農家においては、農地利用の集積化を図り、個別経営内において家畜ふん尿の循環利用を積極的に行えるよう努力すること、また、畜産農家と近隣の耕作農家の連携を強化し、地域単位で堆肥の経営外利用が可能となるような自立型の循環利用システムを構築する必要がある。そのためには、堆肥の特性に適合した施用基準の作成、施用技術の普及及び耕作物の選定など積極的かつ的確に行うべきである。経営規模が小さくふん尿の適切な処理施設への投資ができない農家に対しては、共同の堆肥センターやふん尿処理施設を計画的に整備・運営することが重要であろう。ふん尿処理施設の設置・運営に当たっては、家畜種、飼育規模、地域的特性等に対し総合的に検討すべきであり、公的な技術指導及び設置基準の確立が重要になると思われる。また、堆肥化による家畜ふん尿の有効利用を妨げる原因の一つとして、堆肥の需要は主に春期と秋期に集中しており、生産された堆肥のだぶつきが生じ保管施設の確保が困難となることや、価格が化学肥料よりも高くなる場合があることなどの要因が販売不振を加速させており、広域流通や新たな需要の拡大を図る必要がある。

(2) 畜産系排水処理対策

第一に、工程内対策として畜舎構造の改善(床をスノコ式またはケージ式に転換)や洗浄方法の改善(水圧式ノズルによる洗浄)により、洗浄水の削減を積極的に努めることが重要である。

次に、畜舎排水や養豚農家から多量に発生する尿汚水は、全てを有効利用することには限界があるため、適切に浄化処理する必要がある。この場合、汚濁負荷を少なくするためふんと尿をできる限り早期に分離することが重要となる。そのためには、既存の畜舎の改造や新設畜舎の構造や施設の運営に関する指導及び管理マニュアルの策定が必要となる。

放流水水質面では、湖沼関係の窒素・りんの規制が1995年7月に暫定基準から一律基準へと移行し一層厳しくなり、発生量に比べ汚濁負荷量が極めて高い家畜ふん尿や畜舎排水の処理水水質の向上が今後一層重要となる。従って、将来の処理対策としては、湖沼・内湾などの閉鎖性水域の富栄養化防止、水道水源の保全の観点から、現状のBODおよびSSの除去を対象とした処理技術のみならず、窒素・りんの除去対策を含めた家畜ふん尿・排水の高度処理技術の積極的な開発が最優先課題である。また、近隣住民からの改善要望が多い排水中の色度成分の除去技術や悪臭の除去・防止技術の開発を重点的に進めていく必要がある。

「特定水道利水障害の防止のための水道水源水域の保全に関する特別措置法」(平成6年3月交付)により、特定の水源域(指定地域)にある一定規模以上の畜産事業場からの排出水中のトリハロメタン生成能(THMFP)の規制が行われることとなった。畜産事業場は水道水源の集水域へ立地する場合が多く、畜産排水のTHMFPの把握と発生量の低減が今後の重要な課題となる。しかしながら、現状では畜産排水のTHMFPに関するデータは、わずかであり早急な対応が求められる。一定規模以上の畜産事業場からの排出水中のTHMFPの規制値は1.3～5.2mg/lの範囲に定められているが、この範囲は他の業種に比べて10倍程度高い設定であり、数少ないデータを見ると、一部の処理水は大きく超過している。THMFPを最も厳しい規制値以下にするためには、BODを約700mg/l以下、CODを約200mg/l以下程度にする必要がある。水質汚濁防止法に定めるBOD、CODの基準値は、日平均値120mg/l、最大値160mg/lであり、水質汚濁防止法の基準値を下回る水質であれば問題ないと思われる。未処理のふん尿、スラリー、汚水は生物学

的な処理を行ったものに比較して格段に高いTHMFPを有するので、未処理のふん尿、スラリー、汚水が直接水域に流入することや、降雨時に雨水とともに野積みの糞が流出することを防止しなければならない。

排水処理施設の維持管理に関しては、専門技術者のいない畜産農家の現場で実用化されるためには、維持管理が容易で処理効率の安定した低コストの技術が要求される。畜産排水の浄化処理技術は確立した技術とは言い難く、畜産農家のニーズにあった性能が安定していて維持管理が容易で、しかも経済的である処理方法の研究開発を今後とも持続的に推進し、普及させていく努力が必要である。地域社会との調和を図り畜産のイメージアップを図り、地域の実情に即した適切な家畜ふん尿処理技術を普及させるためには、処理施設の選択・整備・管理に関する的確な指導を行うことも忘れてはならない。

費用負担に関しては、畜産物関税の引き下げ・自由化など国際競争が激化し、酪農・畜産農家を取り巻く状況も厳しく、脆弱な経営を続けている農家が多い中では、家畜ふん尿対策に対する国や地方公共団体からの補助や融資制度の充実が重要となる。

最後に、家畜ふん尿処理に関する地域住民からの苦情として悪臭、水質汚濁、害虫発生等の環境問題が上げられる。畜産農家が減少する一方、家畜飼養規模が拡大し環境施設の整備の遅れから、これら苦情の発生は増加傾向にある。畜産業の安定的発展のためには地域住民の意見を聴き、環境問題への適切な対応が不可欠である。

2.3.3 その他ごみ処分場等排水対策

廃棄物は、廃棄物の処理および清掃に関する法律に基づき、一般廃棄物(主に住民の日常生活に伴って生じるゴミ、し尿等)と産業廃棄物(産業活動に伴って生じる廃棄物のうち、汚泥、廃油、廃プラスチック等)に分けられる。一般廃棄物の発生量は、平成8年度には年間5,115万トンであり、焼却や資源化などの中間処理が行われ、89.7%は減量化され、残りの10.3%が直接埋立されている¹³⁾。一方、産業廃棄物の排出量は年間約4億500万トン(平成8年度)となっている。資源化、リサイクル等を経て、最終的に14%にあたる約6000万トンの産業廃棄物が最終処分場に埋立処分されている。最終処分場の残余年数が全国平均で1.6年(平成11年9月現在)であり、極めてひっ迫した状況にある。このような状況

の中で、平成10年度の都道府県および保健所設置市が把握した全国の産業廃棄物の不法投棄量は44.3万トン、投棄件数は1,273件であり、不法投棄（特70%が建設廃棄物）の件数が増加の一途をたどっている¹³⁾。

この節で問題となる浸出水の処理は、管理型の最終処分場、すなわち、一般廃棄物最終処分場と管理型産業廃棄物処分場である。最終処分場によっては、一般廃棄物の他に産業廃棄物を受け入れているところもあり、正確に一般廃棄物と産業廃棄物の最終処分場と区別して論じることが困難であること、浸出水の処理に関しては基本的に変わりがないため、ここでは廃棄物最終処分場としてまとめて議論する。

2.3.3.1 廃棄物最終処分場対策

(1) 排水処理の現状

管理型最終処分地からの浸出水の水質は、埋立廃棄物の質や埋立工法によって大きく左右され、その浸出水量は降水量や集水方式によって大きく変動する。一般廃棄物最終処分場では、近年、埋立物の質が有機物の多い廃棄物（生ごみ主体）から無機物中心の廃棄物（焼却残渣や不燃物主体）に移行している。最近の調査では、最終処分場には60%を超える焼却灰が埋め立てられており、焼却灰の浸出に伴う問題（スケールや塩腐食等）が重要となっている。また、必然的に浸出水中にはカルシウム、塩素イオン、重金属の量が多くなり、浸出水処理の対象項目として検討される必要性が生じている^{14,15)}。

従来の有機物を主体とする処分場の場合は、埋立初期の浸出水中には、生物易分解性有機物（BOD）（数百～数千mg/l レベル）やNH₄⁺-N（数百mg/l レベル）が多く、COD濃度は比較的低い。従って、このような浸出水の処理システムとしては、高濃度BOD、COD、SS、NH₄⁺-Nの除去が中心であり、処理プロセスとしては生物処理+凝集沈殿処理が一般的である。この後段にさらに高度処理を付加するケースも見られる。

これらの有機汚濁成分の生物処理技術はほぼ確立されてきている。一般的に、①回転円板法、②接触ばつ気法、③活性汚泥法、④膜分離活性汚泥法、⑤担体付着法等方式が採用されている。現在よく使用されている方式としては、回転円板法や接触ばつ気法などの付着型生物膜法が最も一般的となっている。生物処理方式に占める回転円板法と接触ばつ気法の割合はそれぞれ49%と48%（96年の実績、96年度版全国都道府県別「ゴミ浸出汚

水処理設備実績リスト」より¹⁶⁾）である。

これら付着型生物膜方式は、浸出水の生物処理特有の問題である高濃度汚濁負荷（水量、水質）の変動に対応が可能であるために、一般的に選定されている。流入負荷変動に対して安定していることに加えて、①維持管理が容易である、②発生汚泥量が少ない、③維持費が安価である、④BOD、COD、T-Nの同時処理が可能である、⑤設置スペースが小さくなることなどが選定理由としてあげられる。少數（同割合3%）ではあるが担体添加活性汚泥法が新技術として採用されてきている。設計時点では機物汚濁濃度は高いが、時間の経過とともに濃度は低下するので、ばつ気量や薬品注入量を流入負荷量に応じて変更できる処理システムが望まれる。

一方、焼却灰などの不燃ごみが主体になってきた最近では、焼却残渣中に含有される高濃度の無機塩が溶出することにより、浸出水中の無機イオン、特に、カルシウムと塩素イオン（塩化物イオン）濃度が非常に高くなっている。この高濃度無機塩類は、今日の浸出水処理における最も重要な検討課題となっている。浸出水中のCl⁻濃度は、数千～数万mg-Cl/l レベルとなり、代表的な高塩障害として①処理施設の塩腐食、②生物処理の機能低下、③凝集沈殿処理の機能低下、④放流先での塩害などが上げられる。

処理施設障害の対策としては、耐腐食性を有する機器や材質を選定し、防食加工する必要がある。処理機能障害の対策としては、高塩分に体制を持つ生物処理方式の開発や、高塩条件下における凝集条件の最適化及び凝集剤の選定を行う必要がある。高濃度無機塩分問題に加え、浸出水中の各種重金属や難分解性物質濃度が上昇している。また、焼却残渣中に含有されるダイオキシン類の問題も急速に浮上してきている¹⁷⁾。

基本的な処理法としては、生物処理+凝集沈殿処理+砂ろ過・活性炭吸着処理のような高度処理を組み込んだ方式が多くなっている。生物処理+凝集沈殿処理のみは全体の約21%であり、約70%は生物処理+凝集沈殿処理の後段に高度処理（砂ろ過+活性炭吸着処理等）を付加しているのが実情である。また、最近の生物処理は、生物学的脱窒素法を採用する場合が多くなり、全国で約34%の処理場で脱窒処理を行っている。高度処理には、有害物質対策として重金属除去技術（凝集沈殿法、フェライト法、キレート樹脂吸着法など）、スケール対策と

してカルシウム除去技術(ライムソーダ法, 晶析法など), 高塩類対策として塩類除去技術(電気透析法, 逆浸透法, 蒸発法, イオン交換法等)がある。

塩類除去技術に関しては、蒸発法はCl濃度が数万mg/l以上の中濃度側で、イオン交換法は500mg/l以下の低濃度側で適しているため、実際の浸出水処理には、電気透析法と逆浸透法が一般的に用いられている。一般的な電気透析法と逆浸透法の処理特性を比較すると、脱塩処理性能の指標である塩回収率及び濃縮倍率は、電気透析法ではそれぞれ90%以上と10倍以上であり、逆浸透法の塩回収率(50%以上)及び濃縮倍率(2倍以上)を上回っている。また、現在のところ維持管理費の面でも電気透析法が有利であるといわれている。しかし、これらの方では脱塩濃縮廃水が発生するため、この廃水の処理処分が今後の検討課題である。キレート樹脂吸着法は、一種のイオン交換でキレート系吸着剤の官能基に排水中の重金属をキレート結合させ、除去する方法で、幅広い形態の重金属を吸着除去できる。

処理水水質：最終処分場は水質汚濁防止法に定める「特定施設」に指定されていないが、「廃棄物の処理及び清掃に関する法律」に基づく維持管理基準により、「排水基準を定める総理府令」の排水基準値を満足しなければならないと定められている。管理型処分場・一般廃棄物処分場浸出水処理施設からの放流水の水質基準は、BOD 60mg/l, COD 90mg/l, SS 60mg/lとなっている。この基準は、1日当たりの平均放流水量が50m³未満の浸出水処理施設の場合においても遵守しなければならない。さらに、処理水を放流する公共用水域の環境条件や利用状況等を調査し、上水、農業用水、水産用水等に利用されている公共用水域に放流する場合は、利害者との公害協定によりより厳しい基準値となる場合がある。

浸出水の問題として、TOC濃度とも関連するがトリハロメタン(THM)生成能があげられる。一般に、浸出水のTHM生成能は、汚濁が認められる河川水などよりも高いレベルにある。浸出水中にBr濃度が高くBr-/TOC値が高い場合には、臭素系THNの占める割合が高くなる。THM生成能は活性炭などによる吸着処理により、相当の低減が可能ではあるが、固化プラスチックや焼却灰から長期にわたりTHM前駆物質が溶出してくるという報告もあり、閉鎖後も長期にわたって注意を払う必要がある。

2.3.3.2 今後の課題と対策

①ダイオキシン類の対応策

ゴミの焼却によって生成するダイオキシン類が焼却残渣に含まれて埋め立てられるため、浸出水への流出特性や処理施設での処理特性を把握することが必要となる。我が国では、ダイオキシン類総排出量の8~9割がゴミ焼却施設由来といわれており、ゴミ焼却施設はダイオキシン類の主たる発生源と考えられている。しかし、浸出水中的ダイオキシン類に関する具体的なデータは現在極めて少ない。また、ダイオキシン類が現行の処理施設でどのように挙動するか、に関しては知見が乏しい。浸出水中にはダイオキシン類の溶解を促進させると考えられているフミン酸等が共存しており、フミン酸等の処理施設内の挙動と合わせて検討する必要がある。

ダイオキシン類は、水には難溶性で浮遊性物質等に吸着して存在すると考えられ、浸出水中的ダイオキシン類の除去としては、浮遊性物質の除去を徹底することが極めて重要である。具体的には、浮遊性物質(SS)濃度を10mg/l以下になるように処理施設を運転管理することが必要である。そのためには、固液分離を完全に行うことが可能となるよう、従来の凝集沈殿法に膜分離法を負荷することが極めて有力な処理方法となる。この場合、浸出水中に高濃度に存在するカルシウムイオンなどのスケール発生原因物質を前段で除去しておく必要がある。膜の種類や処理フローの選定に当たっては十分な検討が必要である。

また、極めて微量に存在する可能性のある溶解性のダイオキシン類にたいしては、ダイオキシン類は、紫外線の照射により化学的分解を受けることがわかっていることから、オゾン・活性炭吸着処理や、光化学的分解法といった技術の導入が考えられる。浸出水水質の状況などに応じて、これら個々の要素技術を組み合わせて対応することが重要となろう。

②有害重金属類及びプラスチック添加剤対策

浸出水中にはダイオキシン類のみならず、多種多用の有害重金属類が含有されており、これらの除去は重要である。低濃度ではあるが浸出水中にはプラスチック添加剤(フタル酸ジ-2-エチルヘキシル:DEHP, リン酸トリス-2-クロロエーテル:TCEP, トリブトキシエチルfosfate:TBXP, フタル酸ジブチル:DBP, ピスフェノールAなど)が検出されており、その毒性や発癌性が指摘されている。これらの物質の処理

方法として、生物処理、化学酸化分解処理、吸着処理などが考えられるが、処理性に関するデータも少ない。プラスチック添加剤は難分解性物質であるため、環境中に蓄積し、将来何らかの影響をもたらすことも考えられるので、今後も、浸出水中でのプラスチック添加剤の濃度、処理性、及び環境中の挙動に関して監視することが重要である。

ホウ素は工業的に様々な添加剤や陶器、ガラス等に用いられており、焼却灰に含有されている。ホウ素は難溶性塩を形成し難く、浸出水中に溶出する。ホウ素の排出基準は自治体によっては、 $1\sim2\text{mg/l}$ と厳しい規制をしているところもある。ホウ素は浸出水中ではホウ酸またはホウ酸イオンとして存在しており、凝集沈殿処理やキレート樹脂吸着法により除去されている。低濃度領域で有利であり、共存する妨害イオン（塩素イオンや硫酸イオン等）の影響を受けにくいという理由から、現在ではキレート樹脂吸着法が注目されている。

この他にプラスチックや繊維等の焼却により、飛灰に含有されるアンチモン(Sb)や周期律表で同族であり毒性の高い、セレン(Se)やヒ素(As)などの溶出にも注目しなければならない。これら物理化学的特性の近い元素の除去は、吸着法、膜分離法および凝集沈殿法が考えられるが、例えばSbの水質環境基準は 0.002mg/l であり、これを満たすためにはこれらの組み合わせが必要となる。しかしながら、膜洗浄方法、発生する汚泥処理、ランニングコスト等の課題が残されており、今後、精度の高い分析方法の確立に加えて、新しい処理方法の開発が望まれる。

浸出水水質は主に埋立ゴミ質によって決定され、従来埋立ゴミ質としては、不燃物、焼却残渣を中心としたデータの集積が行われており、破碎不燃物や溶融物等についてはほとんどデータがない状況である。今後、益々焼却残渣、破碎不燃物さらに溶融物主体の処分場が増加すると予想されるため、焼却残渣、破碎不燃物さらに溶融物等の浸出水水質に及ぼす影響、処理性能への影響など検討が必要である。また、排出規制の強化、無機塩類、重金属類及び未規制物質（内乱分泌攪乱化学物質など）に対し、対応していかなければならないことは明らかであり、今後はより高度な処理技術が要求されると思われる。新たな処理技術の採用については、他分野での実績、浸出水処理への適応性、維持管理の容易さなどの観点から十分な検討が必要である。

管理型処分場からの浸出水の処理以外にも、問題があげられる。安定型処分場として定義されているが、法律で定められた安定で無害な産業廃棄物に混じって、不法な異物が埋め立てられているケースも報告されている。この場合、浸出水の地下水または公共用水域への混入は致命的な汚染を引き起こすおそれがあり、法律に基づいた適切な処理・処分がなされなければならない。また、産業廃棄物が不法投棄された場合は、野ざらしとなった廃棄物から降雨等により、周辺水環境へ流入し汚染する。現行ではこれらの水環境への影響を正確に把握することすら極めて困難な状況にあり、地域との連携や不法投棄対策を早急に推進する必要がある。加えて、管理型処分場の遮水シート等の破損による、浸出水の漏出は極めて重大な汚染を招くおそれがあるので、管理型処分場の設計、施行および維持管理には細心の注意を払はなければならない。また、各地で河川へのゴミ等の不法投棄問題も顕在化しており、新たな対策が必要と考えられる。

参考文献

- 須藤隆一 監修：「内湾・内海の水環境」環境庁水環境研究会 編集、ぎょうせい
- 鈴木 基之：「エネルギー消費を指標とした完全リサイクル水利用システムの評価」平成8～9年度科学研究費基盤研究(A)(1)研究成果報告書、平成10年3月
- 平成6年度環境庁委託業務結果報告書「浄水操作によって生ずる有害物質の抑制に関する調査」日本水環境学会、平成7年3月
- 平成7年度環境庁委託業務結果報告書「浄水操作によって生ずる有害物質の抑制に関する調査」日本水環境学会、平成8年3月
- 日本水環境学会編集 (1999) : 「日本の水環境行政」ぎょうせい、
- 平成11年度「日本の水資源」国土庁長官官房水資源部編、大蔵省印刷、平成11年8月
- 農林水産省畜産局：畜産環境保全(2)、平成8年度中央技術研修会資料(1996年)
- 羽賀 清典 (1995) : 畜産系排水処理と負荷削減、用水と排水、Vol. 37, No. 1, pp.45-49.
- 徐 開欽、全 恵玉、須藤 隆一 (1997) : 畜舎排水の性状と原単位、用水と排水、Vol. 39, No. 12, pp.1097-1105.
- 徐 開欽、李 王瓊雨、全 恵玉、須藤 隆一 (1998) : 畜産排水の処理対策とその高度化、用水と排水、Vol. 40, No. 2, pp.133-141.

- 11) 環境庁水質保全局 監修 第三次総量規制対応版
「改定・小規模事業場排水処理対策全科」 公害対策技術同友会, 1991年
- 12) 飯島 孝 (2000) : 一般廃棄物行政の現状と今後の課題, 環境技術, Vol. 29, No.1, pp.37-40.
- 13) 由田 秀人 (2000) : 産業廃棄物行政の現状と今後の課題, 環境技術, Vol. 29, No.1, pp.41-43.
- 14) 堀井 安雄, 田中 信寿 (1997) 焼却残渣埋立率の高いごみ埋立地の浸出水処理における最近の技術課題, 廃棄物学会誌, Vol.8, No.1, pp.64-75.

2.4 面源の対策

2.4.1 面源負荷

表2・4・1に面源負荷の概略を示す。面源負荷は、自然地域、農業地域、都市域などから流出する特定できない汚濁負荷であり、特に公共水域が湖沼などの閉鎖性水域の場合、流入する汚染源負荷が全体の2～4割を占めていると言われている。工場排水や生活排水などの点源負荷は、排水の規制や行政指導、下水道の普及などによって処理対策が進み、汚濁負荷に占める割合は年々低下している。面源負荷の影響は決して小さくないため、現状では点源負荷の処理を進めても水域の汚濁物負荷は期待したほど改善されていない。従って、今後は面源負荷の割合が大きくなることが予想され、面源負荷による汚濁物質が河川などの公共水域に及ぼす影響はさらに大きくなると考えられる。水域の適正な水質保全を図るために、面源負荷量の削減が必須であり、これを疎かにすれば新たな水質問題へと発展する状況にある。

一般に面源負荷は低濃度で広範囲に散在している。その負荷量は、地域特性や土地の利用状況、降雨の影響によって大きく異なるため、現状では有効な対策を取りにくくなっている。従って、面源負荷の削減対策は、点源負荷に比較すると難しくなっていると言える。面源負荷として考慮しなければならない対象は、窒素、リン、有機汚濁物質、さらに農薬および有毒化学物質などである。また、酸性水の流入による河川の酸性化も面源負荷のひとつとして考えることができる。

表2・4・1 面源負荷の個別排出源の種類¹⁾

地域分類	土地利用状況	個別排出源
都市地域	住居地域	道路
	商業地域	屋根
	工業地域	公園、駐車場など
農業地域	水田	作物別（水稻、蓮など）
	畑地	作物別（キャベツ、ナスなど）
	樹園	作物別（茶、ブドウなど）
	その他	放牧場、ゴルフ場など
自然地域	森林	植生別（マツ、ヒノキ、ツガ、カラマツ、カシ、シイ、ブナ、ナラなど）
	草原原野	形態別（湿原、草原など）
	その他	無植生荒地

2.4.2 山林、自然負荷対策

2.4.2.1 山林、自然負荷対策の現状

(1) 森林からの直接流出および基底流出²⁾

森林が国土面積の67%を占める我が国では、河川の上流域の大半は森林地帯になっている。森林に降った雨が渓流に流出するまでの過程は多様である。森林からは、栄養塩類、農薬、木材片、土砂などが降雨に伴い流出する。地表または地面表層を流れて速やかに流出するものを直接流出（direct runoff）、地面に浸透して地下水となるものを基底流出（base runoff）と呼んでいる。従って、直接流出および基底流出にはかなりの時間差がある。降雨によって河川の水量が増大するのは直接流出によるものであり、晴天時に流量が安定したときには基底流出が主である。直接流出は森林の有無および土壌の状態によって影響を受け、森林があって土壌が発達していると、雨水は土壌に浸透しやすくなるため、直接流出分は少なくなる。故に、森林があると直接流出を軽減する効果がある。

(2) 森林の形態

森林からの汚濁物質の流出は、樹木の種類、土地被覆、土壌状態によって大きく変化する。表2・4・2に自然地域における土地の形態を示した。森林は、針葉樹林、落葉針葉樹林、常緑広葉樹林および落葉広葉樹林に分けられる林に分けられる。また、森林以外は湿原、草原および樹木の生えない荒地である。森林土壌の性質は、森林の生産性の大小によって異なってくるため、それに伴い汚濁負荷量も変わってくる。さらに、人工林の場合には、施肥や伐採、下草取りなど管理方法によって面源負荷の

表2・4・2 面源負荷の個別排出源の種類¹⁾

自然地域	森林	針葉樹林	ツガ、マツ、ヒノキ
	落葉針葉樹林	カラマツ	
	常緑広葉樹林	カシ、シイ	
	落葉広葉樹林	ブナ、ナラ、クヌギ	
	草原原野	湿原	
	草原		
	その他	無植生荒地	

強弱がある。負荷としては、窒素、リンなどの栄養塩のみならず散布した農薬なども含まれる。また、森林がゴルフ場やスキー場として開発されると、直接流出が増大して負荷量も大きくなる。特に、土砂はリンなどの栄養塩を吸着しているため、その流出は面源負荷量を増大させる原因となる。

一般に、森林伐採が進むと、土壌から硝酸が流出してくるため、周辺の溪流に窒素負荷が生ずる。また、山地の崩壊地面積が大きくなると、河川水中のNH₄-N、NO₃-Nなどの溶存窒素濃度が高くなり、林齢が増すとリン濃度が増大するとされる。懸濁物質、NH₄-Nが下流の貯水池へ流入すると淡水赤潮が発生しやすくなるので、崩壊地面積を減少させる必要がある。森林の土壌は窒素およびリンに乏しいため、これらが流出すると森林伐採は地力を低下させる方向に働く。

(3) 森林における水の収支²⁾

森林に降った雨は、図2・4・1に示すように最初に森林の樹冠（canopy）で捕捉される。この内、地面に到達せず蒸発して直接大気に戻る水がある。この現象は樹冠阻止と呼ばれている。一方樹冠に捕捉された水は、葉や枝から滴下する樹冠滴下の部分と、枝から幹を伝って根元へ流下する樹幹流に分かれて地面に到達する。樹冠の間隙を通過して地面に達する水と、樹幹滴下を合わせて林内雨（through fall）と呼んでいる。従って、森林に入

る雨は、林内雨と樹幹流の合計である。この合計量は常に降水（林外雨）より少ない。この原因是、樹冠で捕捉された降雨の一部分が直接大気に戻ってしまうからである。樹幹流量は樹種によって異なるが、一般に林内雨に比較して小さい。森林内に到達した雨水の一部は、樹木からの蒸散や地面からの蒸発によって大気に戻る。これに樹冠阻止分を加えて蒸発量と呼んでいる。

一般に樹冠遮断量は降水量の増加に伴い増加する。遮断割合は小雨のときに大きく、降水量が多いと小さくなる。降水量が少なくなり、広葉樹林で0.03～2.0mm、針葉樹林で0.5～3.0mmになると遮断割合は100%に達する。わが国では降水量が多く、遮断率は15～20%と言われる。

雨水が樹冠を通過すると水質は変化する。樹冠遮断による濃縮、樹木からの物質の溶脱、樹木に付着していた物質の洗脱、樹木による物質吸収が起こるためである。この量は、樹木の種類、土壌、大気の物質濃度・降水量などによって異なってくる。一般に、カリウムおよびカルシウムで多く、窒素・リンで小さくなる傾向にある。

(4) 再循環²⁾

森林内では、雨は林内雨または樹幹流として入り、樹木や下層植物によって土壌から再び吸収される。その一部は溪流に流出して面源負荷の一因となる。土壌からの物質流出は再循環に関わっている。

(5) 施肥²⁾

日本の森林土壌は概して貧栄養状態にある。降雨量が大きく、気温が比較的高いために土壌の塩基飽和度は低くなっている。また、山地に占める急傾斜地面積が大きく土壌層が浅い。管理されている人工林では、樹木の成長を促進するために施肥が行われている。与えられた肥料は、樹木に吸収された後にリターフォール（落ち葉など動植物の遺骸の総称）や雨水によって土壌に戻るという再循環経路に組み込まれることになる。しかし、養分は森林内で完全に循環されるわけではなく、流出水とともに外部に流出する。施肥による影響は、土壌や植生によって違いが見られるが、窒素施肥によりNO₃-Nが流出することが知られている。投入したNH₄-Nおよび有機態窒素が土壌中に蓄積されるとともに硝化作用が徐々に進行し、数年を経てNO₃-Nの流出を招くものである。伐採後にNO₃-Nの生成に伴い土壌が酸性化すると、カルシウムやマグネシウムなど塩基の流出が促進される。特に、尿尿処理水の散布を行うと森林土壌中で硝化が起こるため、酸性化に伴い塩基の流出が起こると考えられ

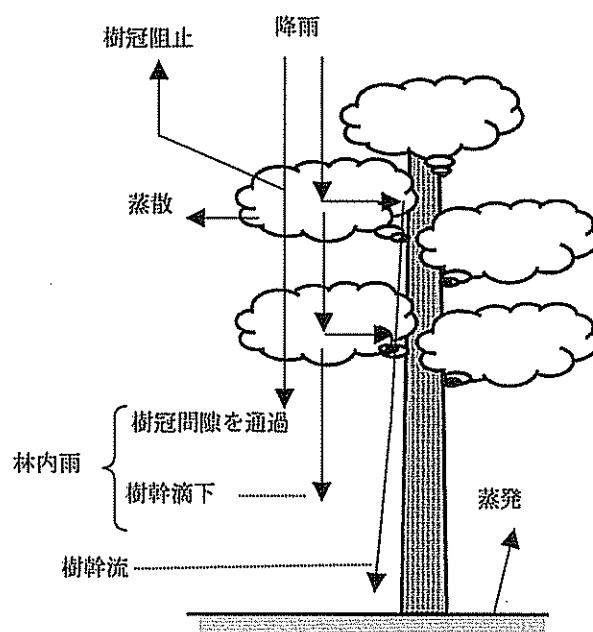


図2・4・1 樹幹流および林内雨

る。森林への施肥の影響は、年月を経て流出水に現れるため、一度流出が起こると原状回復をするまでにさらに長い時間が必要になる。人工林の生長を促進させるために施肥を行うのであれば、今後さらに施肥量が増加すると考えられ、面源負荷量も増大していくと予想される。

(6) ゴルフ場などの開発地域

ゴルフ場などの山林開発を行うと、森林伐採、芝生への施肥、土壌流出、除草剤の流出など複合した面源負荷問題が生じてくる。ゴルフ場は山地に造成される場合が多いので、降雨時には汚濁物質が近くの河川に流入する。その河川に取水施設がある場合、浄水処理に問題を引き起こす恐れがある。

(7) 酸性水の流入

一般に面源負荷としては、有機汚濁物質としてのCOD、リンおよび窒素が注目されるが、日本では酸性河川も大きな問題となっている。酸性河川は全国の至る所に分布しているが、何らかの対処を行っているところは多くない。河川水の酸性化の原因は、鉱山排水・酸性温泉などによる人為的なもの、火山地帯による自然のものに分けられる。火山および温泉から排出される酸性水は、火山ガスが溶解したものであり、鉱山では硫黄化合物が水、空気と反応してできたものである。特に東北地方には酸性河川が多く、主要河川数260に対して酸性河川は35である。このような酸性河川のpHは1~3と低く、ほとんどの魚類や水生昆虫は棲息できない厳しい酸性環境になっている。酸性河川では、鉄が沈殿して河床が赤褐色になり景観が悪化する場合もある。また、pHが低いために、酸性河川では護岸用コンクリートや鋼材が腐食する問題が起こり水産業や発電を行うことができない。低pHによって有害な金属類が溶出してくる場合もある。以上のようなことから、酸性河川水は灌漑や発電などの利水に適さず、生物叢が貧弱であることから親水にも適さない。従って、酸性河川水を利用するためには、何らかの中和処理を必要とする。

酸性水対策

1) 希釀法

単に物理的希釀作用だけでなく、緩衝能力のある天然水を加えて化学的中和効果を期待する方法である。近くに希釀に適した河川がある場合、流域変更などにより効果をあげることが可能である。

2) 地下浸透法（地下水処理法）

地下水を用いて物理的に希釀する方法であるが、地層中の塩基性岩石などの中和能力を合わせて効果をあげることもできる。また、粘土中の金属イオンと酸性水中の水素イオンの置換効果を利用した地下溶透法もある。

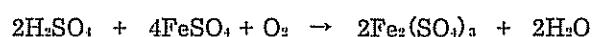
3) 石灰投入による中和

酸性河川に石灰を投入することによりpHを上昇させ、河川水を中和することができる。この方法は1958年ごろから始められた。石灰による中和処理の普及により河川工作物の補修費用は軽減された。しかし、石灰で硫酸を中和する場合、化学反応によって石膏($\text{CaSO}_4 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$)が生成し、これが石灰石表面を被覆して反応が進まなくなる恐れがある。また、粉末の石灰を使用しても反応速度が低下するため、接触時間を長くしなければならない。石灰を用いる方法ではpHは4.0~4.5までしか上昇しないため、その他のアルカリ剤でさらに中和しなければならないなどの欠点がある。

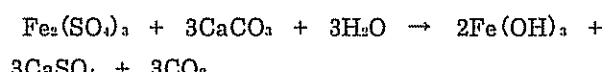
秋田県の玉川では、石灰中和および地下溶透法が試みられた。年間3,000トンの石灰石を地中に埋めてその上に源泉を注いだが、冬期間はほとんど機能せず、冬以外でも10~50%の源泉が中和されるだけであった。群馬県の白根山麓から流れ出る湯川、谷沢川、大沢川は酸性河川であり、途中に2箇所の中和工場を設置して石灰投入による中和処理を行っている。中和処理によって発生した沈殿物は下流の品木ダムに貯留される。

4) 鉄酸化細菌の利用

岩手県の旧松尾鉱山や岡山県の柵原鉱山では、鉄酸化細菌による鉄酸化作用を利用して、第一鉄を第二鉄に酸化して沈殿させ、これに炭酸カルシウムによる中和処理と組み合わせた処理方法を実用化している。旧松尾鉱山から排出される酸性水は、pH 2程度の強酸性であり、鉄を多く含んでいる。また、毒性物質であるヒ素なども含んでいる。排出量は毎分約20tの酸性水が坑道から流出している。鉄酸化バクテリアは、以下に示すように酸性水中に含まれる2価鉄を3価鉄に酸化する。



次に炭酸カルシウムにより酸性水を中和処理する。



水酸化鉄は沈殿し、貯留ダムへ送られる。放流水のpHは約4.1～4.2であり、ヒ素は0.01mg/l程度まで低減される。旧松尾鉱山から排出される酸性水の処理には年間6億数千万円が費やされている。しかし、北上川の水質を保全するためには半永久的に処理を続けなければならない。

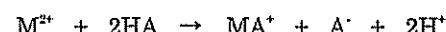
5) 金属除去施設

温泉郷排水の場合、高濃度の重金属は流出しないが、ヒ素などのように微量でも毒性のある物質が含まれている場合が多い。未処理のままの温泉水が河川に流入すると、金属類による汚染が起こるため、何らかの対策を講じなければならない。定められた水質基準を満たすためには、有害な金属類を除去する施設を設置する必要が生じてきている。

6) 生物による金属除去³⁾

乾燥した苔類には金属除去能があり、近年注目され様々な研究が行われている。例えばビートモスは主にリグニンやセルロースから構成され、特にリグニンは官能基を多く含んでおり、水中から銅、亜鉛、鉛、水銀のような物質をイオン交換により除去する。コケによる金属除去は、以下の式に示すように細胞壁に存在する官能基中のH⁺イオンと水中の金属イオンとのイオン交換によ

り起こるものであると報告されている。



Aは官能基でMは金属イオンである。官能基のH⁺イオンと金属イオンとの交換により、M²⁺は官能基と結合してMA⁺になる。

2.4.2.2 今後の山林、自然負荷対策

山林からの流出水の水質は、短期的には降雨により変化する。また、長期的には伐採や植林・施肥、山火事、焼き畑、ゴルフ場開発などにより森林の形態が急変すると、それに伴い流出水の水質も変動を起こす。従って、人為的影響が強い長期的な視野に立って森林からの負荷量を考慮する必要がある。現状では有効な方策は提示されていないが、森林からの汚濁負荷を低減できる可能性はいくつか考えられる。

(1) 地力の維持

森林の地力維持は、土壌流出を防ぐためには重要な項目である。地力を維持することは、森林を育てるために必要なことであるが、地力が維持されれば自ずと水質保全にもつながると考えられる。

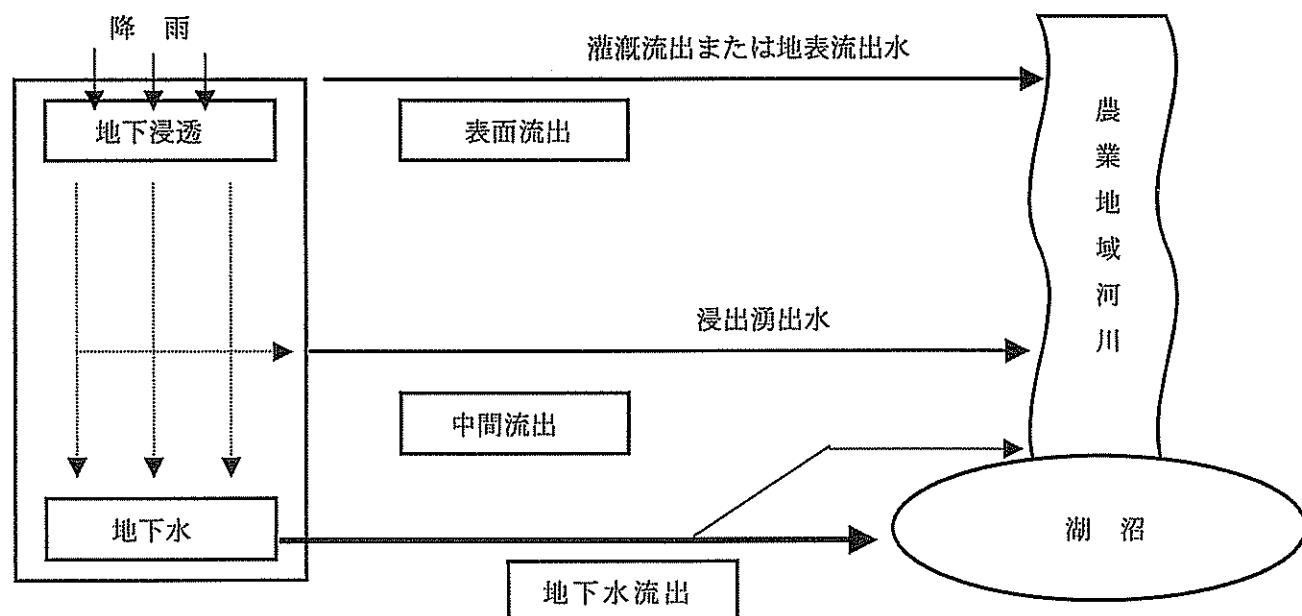


図2・4・2 農地からの栄養塩の流出¹¹⁾

間伐されずに放置されたヒノキ林の場合、枝や葉が地面に堆積し、下層の植生が貧弱になり落ち葉が流出しやすくなる。このような現象を避けるためには、単一林ではなく、アカマツと混植することでマツの落ち葉によってヒノキ落ち葉の流出をある程度抑制することが可能である。

(2) 森林伐採時の工夫

森林伐採の影響は深刻であり、スギ林などでは伐採に伴い流出水に含まれるNO_x-Nの濃度が急激に増大する。このような窒素分の流出はすぐには停止せず、年単位で続くことが知られており、伐採の影響の大きさが伺われる。

伐採や山火事などで消失した森林は、ゆっくりと回復して、やがて安定した森林に生長する。しかし、森林が安定するまでの時間は、地質・気候・植生などによって異なるため、現状を回復するまでには百年から数百年の長い時間を必要とする。ヒノキ林など針葉樹林では林床の植生が発達しにくいため、植林を行う場合には、森林が安定するまでの期間は、流出を防ぐ天然林を下部に残しておくことが肝要である。

森林からの汚濁負荷は降雨時に急激に増大するが、流出は植生、林齡など森林の状態によって大きく変化する。伐採後の裸地では、小さな降雨でもたちまち流出が起こる。従って大きな面積の森林を伐採すると、森林が回復

するまで流出水量およびそれに含まれる汚濁物質は増加し、長期間にわたり低下しないことになる。また、降雨によって地滑りが起きて山の斜面が崩壊した場合などは、大量の汚濁物質が流出して河川に流入する。特に、伐採・植林をしてから十数年経過すると、崩壊が起こりやすくなると言われる。このような問題を回避するためには、一時期に大規模な伐採を行わず、伐採を行う場合には天然林を残すことが必要である。

2.4.3 農耕地負荷対策

2.4.3.1 農耕地負荷対策の現状

日本の国土面積に占める農地の割合は約14%である。山林は66%であり農地をはるかに上回っているが、一般に農地から発生する面源負荷量は山林よりも大きい。

農地に対する栄養塩の供給は、天然供給および人為供給で行われる。灌漑水から流入する窒素やリンなど、さらに、土壤の微生物活動による窒素固定および雨水による供給が天然供給である。一方、人為供給は、堆肥・化学肥料・厩肥などの作物の生育を促すために行う栄養塩投入である。

図2・4・2に農地から流出する栄養塩の経路を示した。農地からの栄養塩の排出は、人為排出および自然排出で行われる。栄養塩は、収穫物と植物残渣の搬出・焼却に

表2・4・3 水田および畑の原単位⁴⁾

地 目		対 象 農 地	窒 素	リ ン	COD
水 田	埼玉県	水田圃地(56.52ha)	26.5	2.92	34.7
	秋田県	八郎潟中央干拓地(15.666ha)	39.2	6.41	241.1
	石川県	圃場整備地区(65.5ha)	46.8	5.96	341
	茨城県	霞ヶ浦	37.7~67.6	1.54~7.43	99.7~475
	岩手県	北上川上流部(6.2ha)	40.64	1.989	158.89
	滋賀県	琵琶湖(0.2947ha)	5.11	-	-
畠 地	滋賀県	琵琶湖	30.99	2.427	-
	山口県	徳山湾(麦類)	15.4~21.9	0.47~0.99	-
		徳山湾(イモ類)	21.2~30.1	0.66~1.40	-
		徳山湾(豆類)	6.7~9.6	0.42~0.89	-
	大分県	タバコ、カンショなど	27.4~76.6	-	-
	愛知県	ナシ、ブドウなど	142~163	0.43~0.81	-
	滋賀県	茶	238	0.39	-
	愛媛県	伊代柑、みかんなど	145	1.25	-
	広島県	世羅台地(梨園)	28.84	1.18	39.9
	岡山県	柿(夏期)	2.4	0.65	8.2
	島根県	揖斐川(茶)	181	1.15	66

より農地から人為的に排出される。自然流出は、降雨時に表面流出や地下浸透によって行われる。アンモニア態窒素および硝酸態窒素は、微生物による脱窒素反応または揮散により大気に排出される。一方、リンではこのような反応は起こらない。

農地における栄養塩の供給・排出は地域差が著しい。また、農地によって土壌状態・栽培作物・天候・気温など諸条件が異なるため、栄養塩の収支は地域特性が強いと言える。表2・4・3に水田および畑の原単位を示した。畑における窒素の原単位は、作物によって大きく異なることがわかる。特に茶を栽培すると、窒素の原単位が大きくなる傾向にある。

(1) 水田⁵⁾

水田は、水質を浄化して地域の環境保全に貢献していると評価される一方で、化学肥料を流出させる面源負荷の原因となる危険性も孕んでいる。水田の状態は季節や土壌、地形、気候、管理状態により大きく変化するため、それに合わせて流出する汚濁物質の性状も変わってくる。また、水田の管理状況（水管理、施肥管理、栽培品種）も面源負荷に影響を及ぼす要因である。

水田から流出する物質としては、窒素、リン、汚濁成分などの外に季節ごとに散布される農薬（除草剤、防虫剤）などが挙げられる。水田からの面源負荷を考慮する場合、このような物質の挙動を把握した精度の高い研究が必要とされている。しかし、面源負荷は降雨に伴い発生するために調査が難しく、基礎となるデータが不足しているのが現状である。

図2・4・3には、水田における窒素の収支を示した。流入窒素は、施肥、固定窒素、雨および用水である。固定窒素は微生物により空気中から水中に固定される窒素である。流出窒素は、稲（収穫物）、脱窒素、揮散、浸透、

地表流出である。脱窒素は、微生物の活動により水中から大気中に放出される窒素である。この中で、人為的な影響は施肥と収穫であり、毎年その時期がほぼ決まっている。田面水の窒素濃度は、施肥を行う5月および追肥を行う7月に高くなる傾向にある。しかし、施肥量や施肥の方法および使用する肥料の種類によっても窒素濃度は変化していくため、前述した水田の管理状況を正確に把握する必要が生じてくる。肥料の散布方法によっても窒素の流出状況は異なる。一般に、肥料は田面に散布されるが、土壌中に肥料を注入する方法もあり、このような場合、田面水中の窒素濃度は高くならないとされる。

面源負荷として考慮しなければならないのは、流出窒素の浸透および表面流出である。水田における窒素浸透量は、水田の土壌の状態によって左右されることが知られている。沖積平野に分布する水田では浸透が少ないが、台地、扇状地および棚田では浸透量は大きくなる。従って、透水量が大きい水田では面源負荷量も大きくなってくると考えられる。表面流出した窒素は、排水路に流入するが、これが河川に放流されると面源負荷の原因となる。

以上のように、水田からの面源負荷発生は、窒素の流出と流入のバランスに依存していると言える。水田が窒素流出型になるか窒素流入型になるかは、窒素の排出負荷量（流出窒素から流入窒素を引いた量）で評価することができる。一般に、汚濁した用水を使用している水田では窒素流入型（浄化作用）になり、水質の良い灌漑水を引いている水田では窒素流出型（汚濁作用）になる場合が多いとされる。しかし、窒素流出型の水田であっても、施肥管理に注意して稲の栽培を行えば窒素流入型にすることも可能である。

リンも窒素と同様に面源負荷となるが、窒素のように空気中から固定されたり、気体として空気中に放出され

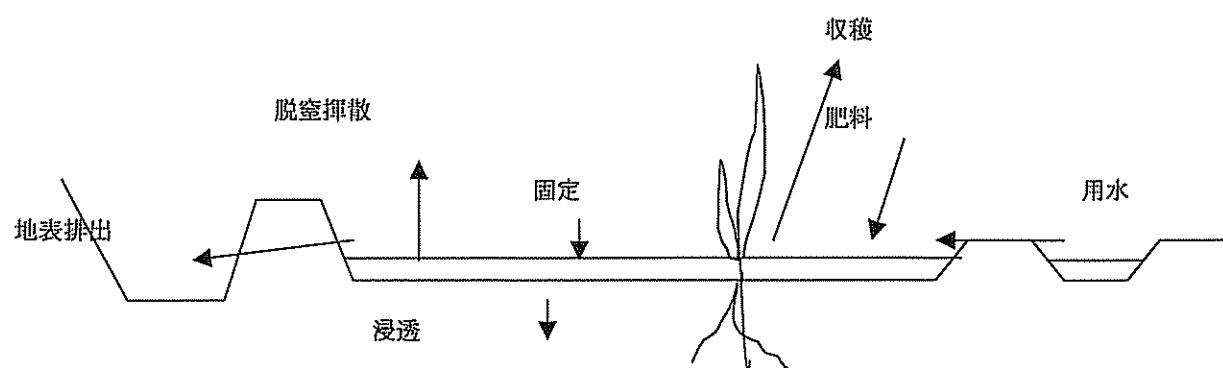


図2・4・3 水田における窒素の収支¹⁾

ることはない。

水田における雑草の繁茂の防除や病害虫を駆除するために、農薬が散布される。田植えが終わると、その後1～2週間に除草剤を多量に散布する。除草剤が浸透または表面流出によって河川に直接流出すると、飲料水を汚染したり、魚や水生昆虫の棲息に影響を及ぼすなどの深刻な問題を起こすことがある。

(2) 畑、樹園地^④

水田は単一作物に関する問題であるが、畑および樹園地では、作付けされる作物は地方により様々である。さらに作物によって養分吸収パターンが大きく異なるため、施肥の方法も稲に比較するとかなり複雑になってくる。野菜の場合、その無機態窒素の吸収パターンは以下のように大きく4つに分けられる。

- 1) 栄養生長型野菜（ホウレンソウなど）
- 2) 直接結球型野菜（タマネギなど）
- 3) 間接結球型野菜（ハクサイなど）
- 4) 栄養生長・生殖生長同時進行型野菜（キュウリ、トマトなど）

栄養生長型野菜および栄養生長・生殖生長同時進行型野菜では、収穫期まで土壌中に10a当たり5～10kgの無機態窒素を投入する必要がある。このような場合、作物を収穫した後にも無機態窒素が土壌中に残存するため、面源負荷を考慮する必要がある。逆に大豆、小麦、馬鈴薯などは窒素吸収型であり、灌漑水や窒素固定で土壌に入った窒素をおよび土壌残存窒素を利用するため、面源負荷の原因になる恐れは小さい。

窒素の吸収パターンは栽培される野菜によって大きく異なる。窒素の摂取は、施肥倍率（施肥量/作物吸収量）で表される。大豆、小麦、ジャガイモなどは、灌漑水や空気中からの窒素固定によって土中に供給された窒素および土壌残留窒素を利用するために、施肥倍率は1未満である。従って、施肥窒素が面源負荷とはならず、環境汚染の心配はない。これに対し、ホウレンソウ、ネギ、ナスなどの野菜と茶樹に対する施肥量は大きく、施肥倍率は2.5以上となるため、摂取されなかった窒素が流出して面源負荷となる恐れがある。しかし、施肥を行わないと、後者のような作物を栽培することは不可能であり、施肥量は今後も増加する可能性が高い。

畑地からの窒素溶脱量には、土地の利用形態と深い関係がある。窒素施肥量を一定にした場合でも、休閑地、草地、野菜畑、輪作畑によって窒素溶脱量が異なってく

る。溶脱量は、草地<輪作地<野菜畑<休閑地の順で高くなる。作物を栽培しない休閑地で溶脱量は最も高くなる。畑では投入窒素の約31%が流出するとの報告もあるため、窒素肥料が過剰に使用されていることがわかる。この結果、畑地帯では地下水の硝酸塩濃度が飲料水基準（10mg/l以下）を超える場合も珍しくなくなっている。畑土壤および地下水の硝酸塩汚染を防止するためには、窒素肥料の使用量を減らさなければならない。また、畑地からの窒素流出を防ぐためには、豆類と多種類の野菜を組み合わせ輪作・転作に工夫をすることが必要である。

(3) 畜産

日本では、家畜の飼育は畜舎内で行うことが多い。また、排水処理施設を設置している場合が多いが、一般には点源負荷として考えられる。しかし、家畜の糞尿が農地還元処理されたり、適切に処理されずに野積みにされている場合は、農地からの面源負荷となる。また、野積みされた作物の残渣なども同様に面源負荷となりうる。山間部に畜産農家が点在する場合、野積みにされた家畜の糞や敷き藁から有機物質、窒素およびリンなどが流れ出しがある。殊に、下流にダム湖があると、汚濁水が流入して湖水の富栄養化が進む一因となる。

負荷削減対策

(1) 窒素・リンの対策

水田土壤は窒素を多量に保持しており、水中から窒素を吸収し、作物の根に供給している。水田に窒素が流入する場合、施肥によるもの、用水によるもの、空気中の窒素を固定するものに分けられる。窒素の流出には、地表流出、脱窒揮散、地下浸透、作物収穫がある。リンの場合は、空気中からの固定および揮散は起こらない。用水にも窒素が含まれているが、田面水中的窒素濃度が高くなるのは施肥を行う4月と、追肥をする7月である。

面源負荷となる窒素流出は、地表流出と地下浸透である。地表流出は、田面水が排水路へ流出することにより起こる。元肥の時期に水管理を行わないと、流出した窒素が河川中に流れ込み面源負荷の一因となる。一方で、地下浸透は水田の土壌の性質に依存している。浸透のほとんどない湿田では、元肥後の地表流出量が大きく浸透はわずかである。このような水田は沖積平野に分布している。浸透量の大きい水田は、地表流出量はわずかで浸透量が大きい。このような水田は、台地、扇状地、棚田などであり、元肥よりも遅れて窒素流出のピークが現れる特徴がある。

水田が面源負荷の原因とならないためには、前述したように窒素およびリンを流出させない浄化型の水田にする必要がある。施肥量を管理しなければならない。また、肥料の土壤注入のような施肥方法を工夫する必要があると考えられる。一方で肥料の改良も進み、被覆肥料のように施肥後に急激な窒素・リン濃度の増大を起こさないものも開発されている。被覆肥料は、粒状速効性肥料の表面を合成樹脂または硫黄などで被覆したもので、被覆原料を組み合わせることで溶出速度を調整することができる。稻の窒素吸収パターンに合わせて溶出パターンを調整した被覆肥料を使用すれば、施肥直後の表面流出や浸透をある程度防ぐことが可能である。

(2) 適切な除草剤の使用⁷⁾

水田に雑草が繁茂することを防ぐため、除草剤が散布される。田植え後1~2週間に多量の除草剤を散布し、苗を保護する。農産物を生産する上で、その安定および省力化には農薬の使用が必要となる。水田に過剰に散布された農薬が、分解されずに河川に流出する危険性は否定できない。農薬によって河川水が汚染されると、飲料水としての利用が不可能になったり、魚類や水生昆虫の棲息に悪影響を及ぼすことがある。除草剤は過剰に投与しないように指導する必要がある。

(3) 排水の削減対策

水田からの排水量を少なくする。田植えに田植機を使用するようになってから、草丈の低い苗を使うようになった。このような苗を使用する場合、田植機は浅い水田で使用するため、代かきが終わった水田から元肥を含んだ水が排出されることが多くなった。田面水の排出を防ぐためには、深水でも田植機を使用できるように、操作性を向上させる必要がある。

田面水の排出は降雨時に著しいため、排水口の堰を高くして少しの雨では越流することができないように水田を管理する必要がある。また、畦道からの漏水も無視することはできないため、畦道の補修をこまめに行なうことが肝要である。

稻の収穫後は、降雨時のみに表面流出が起こる。この時期の降雨は水田土壤の上に直接降るため、流出水は栄養塩と土壤を含んでいる。場合によっては、稻のある時よりも高濃度の汚濁水が流出することがある。従って、収穫後も堰を完全に落とさず、水田に貯水池としての機能を持たせ、汚濁成分が直接流出しないように考慮しなければならない。

(4) 施肥の方法および肥料の選択

肥料の施肥方法および成分も流出に影響を及ぼすと考えられる。NH₄⁺は土壤中で酸化されてNO₃⁻に変換されやすいため、流出しやすくなる。この反応には酸素を必要とするため、土壤の浅い部分で進行する。従って、水田では肥料を埋め込む位置を深くすることによって肥料の流出を防ぐことができる。しかし、深く埋め込むと酸素不足によって嫌気性状態になると、リンが溶け出して流出しやすくなるという問題もある。

肥料を投入する場合、稻の生長に必要な時期に必要な量を投入し、農地から流出する肥料の量を少なくしなければならない。一般に稻の場合、肥料は4~5回に分けて与える。その中で、施肥量が最も多いのは代かき時の元肥であり、肥料の流出も最も多い。肥料が高価であった時代には、元肥を散布して耕起し、その後に水を張って代かきをする全層施肥が行われていた。肥料が土壤とよく混合するため、アンモニアから硝酸への酸化を抑えることができる。しかし、化学肥料が安価になった現在では、代かき時やその後に元肥を表層に与える（表層施肥）ようになっている。最近では、稻の移植を行った際に、苗の近くの土壤に液状または粒状の肥料を局所深層施肥する方法が開発されつつある。この方法では、収量増加、使用肥料量の削減、肥料の流出を図ることが可能である。

ペースト状肥料を使用することにより、田面水中の全窒素濃度を低くする。また、被覆肥料を使用する方法もある。被覆肥料は、粒状速効性肥料の表面を合成樹脂または硫黄などで覆ったもので、溶出速度を制御することができる。土壤中に肥料を注入すると、田面水中の窒素濃度の上昇を抑制することができる。排水路に流出した水を再び水田で利用する。この場合農村全体の水管理が必要となる。

(5) 農業用水の循環利用

田面水を排出することにより、同時に肥料も流出する。この問題を克服するためには、流域全体の水循環を考慮し、農業用水の反復利用を可能にすれば、栄養塩の河川への流出量を軽減することができる。排水路の管理を十分にし、沈殿した流出土壤を水田に戻すことでも面源負荷を低減するひとつの対策となる。

(6) 水田浄化能力の利用

栄養塩によって汚濁された水が水田によって浄化されることはよく知られている。一般に、汚濁した用水を使用している水田では窒素流入型（浄化作用）になり、水

質の良い灌漑水を引いている水田では窒素流出型（汚濁作用）になる場合が多いとされる。窒素流出型の水田であっても、施肥管理に注意すれば窒素流入型になると言われる。

現代農業では、用排水の分離と化学肥料の過剰使用によって、水田の自浄機能の多くを失わせてしまった。これを回復するためには、自浄機能を保持・強化した排水路や池沼の計画を進め、排水路や沈殿施設の維持管理を簡便にする必要がある。また、水路・沈殿施設に沈殿した流出土壤などを定期的に両側の水田に戻せるようなシステムも導入しなければならない。

(7) 土地利用連鎖の活用

畑地帯からの浸透流出水は、窒素（特にNO₃-N）によって汚染されていることが多い。畑地の下流に水田が分布する地域では、畑地浸透水を水田の灌漑用水とし、休耕田を通過させることにより、主に水田土壤の脱窒作用によってNO₃-Nを除去することができる。灌漑用水中の窒素濃度が高ければ、水田は浄化型として機能するため、窒素の除去に適している。このような地目の異なる農地を適正に配置することは「土地利用連鎖」の活用と呼ばれる。農地が持つ浄化作用を利用した窒素除去方法である。

2.4.3.2 今後の農耕地負荷対策

(1) リモートセンシング技術を利用して流域の農地の利用形態を調査し、面源負荷の分布を把握する。調査から得た情報を基礎資料として、削減対策を検討する。

(2) 農村地域の協力を得て、農地における除草剤および肥料の使用量を減らすことにより、汚濁負荷の削減を進める。合理的な輪作体系を確立する必要がある。

(3) マルチ、雨よけ栽培などの窒素流出低減技術の普及を進める。また、各作物の窒素吸収パターンに適した新肥料の開発を行う。

(4) 土地利用連鎖や水田、畠地などの適正配置により、農耕地の自然浄化機能を強化する。水路、ため池、休耕田などの浄化能力を利用して汚濁物質を除去し、河川へ直接流入を防ぎ、地域全体の水質改善を図る。このためには、維持管理の容易な排水路や沈殿施設を導入し、自浄機能を保持・強化した排水路や貯水池の設計・工法・資材を再検討する必要がある。

(5) 水田地域の排水路網の末端に揚水ポンプを設置して、排水を灌漑水として循環させれば、窒素、リンの再利用されて水質の浄化につながると考えられる。

2.4.4 市街地負荷対策

2.4.4.1 市街地負荷対策の現状^④

都市域では、生産活動や物流により都市に蓄積する汚濁物質が増加し続けている。都市化によって舗装面積の割合が大きくなり雨水の地下浸透が妨げられると、雨水流出率が高くなる。このため、雨水の流出に伴い、蓄積されていた汚濁物質が洗い流されて河川などの公共水域

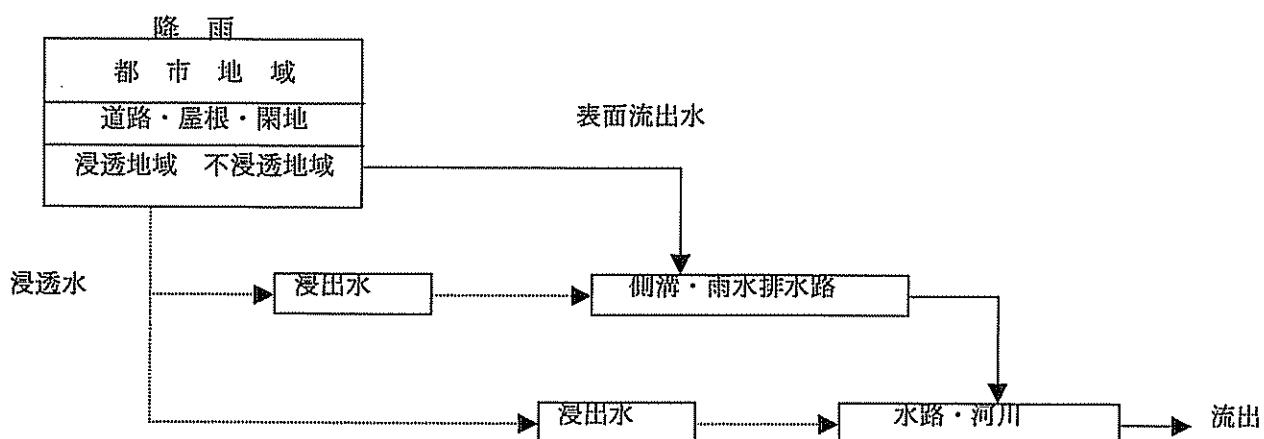


図2・4・4 都市域からの流出経路^④

表2・4・4 雨天時の流出屋根負荷原単位⁹⁾

調査地域	BOD (kg/ha)	COD (kg/ha)	SS (kg/ha)	T-N (kg/ha)	T-P (kg/ha)	先行晴天 日 数	降雨量 (mm)	10分間最大 降雨量(mm)
神戸市	0.29	0.11	4.5	0.12	0.003	6	28.0	5.5
	0.09	0.62	3.2	0.11	0.004	2	14.0	2.0
北九州市	0.48	2.03	3.52	0.143	0.007	26	47.8	4.8
	0.10	0.35	1.68	0.033	0.001	2	24.8	2.6
山形市	0.01	0.15	0.44	0.05	0.003	3	9.5	-
	0.002	0.09	0.81	0.03	0.002	4	20.5	-
横浜市	0.51	1.0	5.2	0.11	0.01	4	10.0	-
	0.72	0.81	3.0	0.136	0.003	6	10.0	-

に流入する。また、都市における水使用量の増大に伴い、都市には汚水を含め排除しなければならない水量が増加している。このため、都市域では雨水流出による汚濁物質の流出が面源負荷の要因となっている。

図2・4・4に都市域からの流出経路を示す。都市部に雨が降ると、まず道路・屋根・闊地に堆積していた汚濁物質の流出が起こる。都市部の地面は浸透地域と不浸透地域に分かれている。浸透地域に降った雨は、地面に浸透し、やがて浸出水となり側溝・排水路または水路や河川に流出する。一方で、舗装された路面など不浸透地域に降った雨は、表面流出水となって側溝・排水路に流入し、次に水路・河川に流出する。

(1) 大気

都市部から大気中に拡散される工場煤煙、粉塵、排ガスなどは、放出後一時的に大気中に漂うが、一部は降下してくる。カドミウム、ストロンチウム、亜鉛、ニッケル、鉛、栄養塩類、その他有機性化学物質は大気降下物とともに燃焼源や都市ゴミから輸送される。

大気系負荷を削減するためには、堆積した降下物を定期的に清掃管理することが必要である。また、排出源の濃度および総量を規制することで、面源負荷を低減させることが可能である。

(2) 降雨

大気中に拡散された工場煤煙、粉塵、排ガスは、降雨によって大半が降下してくる。このため、市街地の地表面には、少なからず降下物が堆積している。また、エアロゾル化しているものもあるが、雨が降り始めると、こ

れらも一気に降下してくる。地表面の堆積物は表面流出を起こし、一部は地下浸透するが、大半は雨水排除施設に流入する。このような雨水流出水には、有機物、栄養塩類、砂、細菌ウイルス、重金属や石油系化学物質など多種多様な物質が含まれている。表面流出した汚濁物が河川に流入すると、水質が悪化する。このため、表面流出は河川に対する大きな面源負荷となる可能性が高くなっている。

屋根に堆積している大気中の降下物や粉塵などは、降雨により洗い流され、合流式下水道が整備された地域では下水道に流入し、分流式下水道地域や下水道未整備地域では雨水排除系に流入し面源負荷となる。屋根排水の水質は降雨初期に高濃度であり、降雨開始から1時間後には初期濃度の1~3割程度に低下すると言われる。屋根排水は敷地に設けた浸透耕で固形物を取り除き、浸透性マンホールや浸透性側溝などで初期の汚濁成分の濃度の高い流出分を土壤浸透させて処理する技術が実用化されている。また、大きな建物の屋根排水を地下タンクに集水し、浄化処理をして中水道として再利用する試みも行われている。土地の利用状況によっても、降雨時の流出は大幅に異なる。土地の利用状況は、第1種・第2種住居専用地域、住居地域、商業地域、近隣商業地域、工業専用地域、工業地域、準工業地域に分けられる。一般に汚濁負荷は工業地域で高く、住居地域で低くなっている。表2・4・4には、雨天時の流出屋根負荷原単位を示した。原単位には地域的な特性が表れており、山形市に比較すると工業地域に隣接する神戸市、北九州市および横浜市では高くなっている。また、表2・4・5には、市街地からの汚濁負荷量原単位を示した。大都市ではSS

表2・4・5 市街地からの汚濁負荷原単位⁴⁾

(単位: kg/ha/yr)

調査地域	BOD	COD	SS	T-N	T-P
北九州市	605	378	2,390	33.5	6.5
神戸市	168	208	1,304	34.2	5.8
山形市	102	90	904	17.6	3.0
千葉市	59	55	105	19.1	0.9
大津市	24	34	210	6.4	0.7
茅野市	157	222	435	39.6	3.0
岡谷市	87	126	1,410	11.1	2.7

の汚濁負荷量原単位が大きくなっている。

降雨含有負荷を削減するためには、大気に含まれる物質濃度を低下させなければならない。このため、排出源の規制管理、排出源拡散の強化を進めなければならない。また、降雨時初期の負荷に対処するために、合流式下水道を改良する必要がある。初期の表面流出のみを処理することが望ましい。

(3) 道路

物質輸送および自家用車による交通量が増加すると、排ガスが発生して大気系負荷となる。都市部で過積載車両などの走行が増加すると、大気に放出される汚染物質量が増加する。また、走行によってタイヤが摩耗して粉塵が発生する。一方で路面も削られるため粉塵が発生する。

自動車の走行に伴い、毒性炭水化物、金属類、アスベスト、オイル、潤滑油などが排出されるため、面源負荷となりやすい。このような物質は道路周辺に降下するため、降雨時に初期流出の原因となりやすいと考えられる。

降雪量の多い地域では、融雪剤を散布して路面に降り積もった雪を溶かしている。散布される物質の主成分は、塩化カルシウム、硫酸カルシウム、塩化ナトリウムである。また、道路に散布される砂と融雪剤の混合物にはリンなどが含まれていて面源負荷となる恐れがある。

道路からの負荷を低減するためには、路面清掃を行い粉塵の堆積を防ぐ必要がある。また、建設材料運搬に際して輸送の最適化を図り、物資積載量を適正化する指導と取り締まりを行う。歩道を透水性舗装にすることにより表面流出はある程度抑えられる。しかし、堆積物中には、汚濁物質以外に重金属・可塑剤などの有害物質も含まれており、このような物質による地下水汚染に注意する必要がある。

表2・4・6には、路面負荷原単位を示した。路面負荷原単位は地域特性による違いが大きいため、ある地域にお

ける原単位を定量化するには、その地域の路面状況などの特性を把握しなければならない。

表2・4・6 路面負荷原単位⁵⁾

単位kg/ha

BOD	COD	SS	T-N	T-P
0.115 ～11.37	3.93 ～431.7	0.077 ～111	1.09 ～5.73	0.033 ～3.11

(4) 土壤

降雨時には、市街地の未舗装地や裸地などからの流出負荷が大きくなる。運動場や公園などの平坦な裸地では、周辺に小さな堰を設置して土砂の流出を防止する。小さな貯留池を設け、降雨時の流出量を減少させる。緑化を図ることにより、土砂の流出を防止する。

(5) 建設工事

市街地において建設工事が行われると、土地の形質変更に伴い土砂の流出などの負荷が発生する。資材輸送により周辺の路面にも土砂が堆積するため、表面流出の原因となりやすい。このため、土地の形質変更を行った場合、土壤面を緑化して流出を防止しなければならない。また、流出した汚濁物質は、貯留池などを設置して対処する。建設工事においては、工事によって発生した汚水を流出させない。土壤の流出を起こさないように安定化する施工を行う。また、降雨時に建設資材からの汚濁物質流出を防止する。

(6) 街路樹などの整備

生活環境を考えた場合、都市域の緑化は重要であるが、街路樹からの落ち葉は路面がアスファルトやコンクリートで舗装されている場所では、土壤に還元されにくい。

従って、街路樹によって生産された有機物が十分に管理されていないと、降雨時に河川に流入することがある。住宅地では、落ち葉と刈る草が街路のゴミ廃物の主流を占める。秋になると、落ち葉は栄養塩を豊富に含んだ有機物質として地面に堆積する。落ち葉の約90%は有機物で、リンを0.28%含んでいるので、流入水域に洗い流されて落ち葉が腐ると栄養塩が過剰になり、酸素消費の原因となる。

このような負荷への対策としては、薬剤を散布する量を減らし、樹木周囲の舗装を行わず落ち葉を土壤に還元させることが重要である。また、定期的に路面清掃を行うことも必要である。

(7) 芝肥料

公園や住宅地などで芝に与える肥料は、降雨時に殺虫剤、除草剤、過剰な栄養塩とともに流出する危険性がある。

(8) ゴミの投棄

都市から排出されるゴミには、空き缶、ガラス屑、ビン、紙屑、建築廃材、プラスチック、植物、動物の死骸や昆蟲、動物の糞などが含まれている。これらは降雨時に雨水管渠に流入し、面源負荷に寄与する。

(9) 下水道¹⁰⁾

下水道は、発生した汚水を速やかに排除・運搬するための管渠・ポンプと、下水を処理して公共水域に放流するための処理場で構成されている。下水道は、汚水と雨水を同じ管渠で排除する合流式下水道と、汚水と雨水を別々の管渠で排除する分流式下水道に分けられる。下水は住宅や事業所などから汚水栓を経て公共下水道管渠に流入し、最終的には下水処理場で処理された後、公共水域へ放流される。合流式下水道では降雨時の流出量が多い場合にはすべての流出水を処理することはできないため、一部は未処理のまま越流して公共水域へ流入する。また、雨水滞水池を備えた下水処理場では、処理しきれない雨水は一度滯水池に貯留し、降雨後に処理場へ送られて処理される。分流式下水道では、雨水流出に伴う汚濁負荷は処理されずに雨水管を通じて直接公共水域へ放流される。越流水は、病原微生物、ゴミなど都市下水を含んでいる。

従来、下水道による制御は、家庭や事業所などの点源から排出される汚水を対象としたものであった。降雨時の合流式下水道では、汚水や都市流出雨水の外に合流式管渠に堆積していた汚濁物が流出し、それが雨水吐口、

ポンプ場や下水処理場から排出され面源負荷となっている。このような現象は、降雨時に起こるため、その対策は複雑で困難であるとされる。都市排水系の流出負荷は、合流式下水道の改善や分流式雨水管の管理などが重要である。

合流式下水道では面源負荷を軽減するために、以下のようなことが行われている。

- 1) 下水道の機能強化と下水道計画の合理化
- 2) 既存施設の改善
- 3) 貯留施設による方法
- 4) 処理施設による方法
- 5) 分流式下水道への変換
- 6) 雨水分離装置の改良・改善
- 7) 総合雨水管理
- 8) 水質の計測管理
- 9) 清掃、管渠内堆積物の管理

一方、分流式下水道では、以下のようないくつかの対策が行われている。

- 1) 大気降下物の清掃管理
- 2) 路面清掃
- 3) 土木建設材（土砂、砂利）輸送の適正化と貨物車の載荷量の適正化
- 4) クロスコネクション（汚水など）の修正
- 5) 不法投棄の取り締まり
- 6) 建設工事現場のクローズドシステム化
- 7) 雨水栓などの堆積汚濁物の清掃管理
- 8) 凈化槽放流水の規制強化と適性管理

2.4.4.2 今後の市街地負荷対策

(1) リモートセンシング技術を利用して市街地の土地利用形態（住宅地、工場、道路など）を調査し、面源負荷の分布を把握する。また、人口密度や道路交通量を調査して流出特性を把握し、削減対策の基礎資料とする。

(2) 路面・側溝の清掃

都市域では、土地利用面積の20～30%が路面であるため、路面の汚れは面源負荷に寄与すると言える。路面に堆積している汚濁物量は多く、側溝堆積および雨水栓堆積などを考慮するとその量はかなり多くなると考えられる。路面や側溝の清掃を行うと、降雨直後の初期流出

による高濃度汚濁物質の流出を防止することができる。初期流出負荷量を小さくするためには、初期堆積負荷量を小さくすればよい。路面清掃や側溝、雨水枠堆積物の除去を地域の降雨流出の頻度に合わせて合理的に行うと、その流出負荷量を極力低下することができる。

(3) 雨水枠の清掃

雨水枠に沈殿・堆積した土砂などは、道路施設または下水道施設の維持管理に伴い行われる。一般に雨水枠の清掃頻度は少なく、管理の良い自治体で年間1回程度であり、通常は数年に1回である。また、清掃を行わない自治体もある。

雨水枠にはかなりの汚濁物が沈殿・堆積しており、降雨時の負荷発生源として無視することはできない。従つて、雨水枠の定期的な点検、維持管理が重要である。

(4) 親水公園の設置

都市域には雨水を貯する沼沢地などがなく、表面流出が起こる。このため、親水公園のように汚濁物質の浄化を行う場所を整備する必要がある。

湿地は、沈殿、filtration、吸収および生物学的プロセスにより水質を改善する。また、保水力があるため、洪水を防止する役割も担っている。

(5) 雨水の流出制御

都市化が進行すると、裸地が減り舗装された地表面が多くなる。このため地表面の浸透力が低下し、雨水が地下に浸透したり、地表面に溜まることがなくなる。従つて、雨水は河川などの公共水域に直接流出するようになるため、面源負荷の一因となる。降雨時の直接流出量を制御できれば、流出による負荷を軽減できる。また、地域に合った雨水制御をする必要がある。

参考文献

- 1) 岡久宏史 (1990) : 非特定汚染源負荷の調査方法、用水と廃水, 32, pp.870-873.
- 2) 國松孝男・村岡浩爾編著 (1989) : 河川汚濁のモデル解析、技報堂。
- 3) B.Volesky・Z.R. Holan, (1995) : Biosorption of Heavy Metals, Biotechnology Progress, 11, pp.235-250.
- 4) 日本下水道協会 (1999) 流域下水道整備総合計画調査平成11年度版。
- 5) 田淵俊雄 (1985) : 田畑における栄養物質の挙動、用水と廃水, 27, pp.346-351.
- 6) 尾崎保夫 (1990) : 農耕地からの窒素負荷の削減、用水と廃水, 32, pp.881-889.
- 7) 飯塚宏美・岩撫才次郎 (1982) : 水田除草剤の河川水への流出、用水と廃水, 24, pp.629-635.
- 8) 和田安彦 (1990) : 都市地域からの非特定汚染源負荷の削減、用水と廃水, 32, pp.874-880.
- 9) 和田和彦 (1992) : 都市における汚濁負荷と制御、雨水技術資料, 7, pp.11-31.
- 10) 田中宏明・榎原隆 (1997) : 下水道における非点源汚染対策、水環境学会誌, 20, pp.821-825.

2.5 河川水の直接浄化対策

2.5.1 直接浄化対策の現状

2.5.1.1 直接浄化の必要性

(1) 汚濁河川水の水質向上に果たす役割

河川・湖沼・海域での平成10年度の環境基準達成率³⁾をみると、それぞれ81.0, 40.9, 73.6%であり、河川の達成率はやや高いものの都市化の進展する地域に存在する河川で汚濁が進行する傾向もあり、さらに湖沼・海域等の閉鎖性水域の達成率は依然として低く、改善の兆しもみえない。環境基準は河川についてBOD、湖沼・海域についてCODが当てはめられているが、いずれにしても有機汚濁が問題であり、これは公共用水域に流入する有機物、および水域、特に閉鎖性水域で進行する富栄養化により生産された有機物（主に植物プランクトン）に由来している。

流入する有機物の発生源はさまざまであり、霞ヶ浦を例に示すと生活系が4割を占め、工場・事業場等の産業系、畜産系、水産系の負荷を含めた点源負荷で全体の6割を超える。一方残りの4割を占める農耕地、都市、森林等のいわゆる面源から発生する負荷も大きい。このような状況は他の流域でも同様である。したがって、環境基準を達成するためにはまずこれらの発生負荷を削減し、さらに公共用水域に流入しても速やかに浄化することが重要である。

点源負荷としての生活排水の対策は下水道をベースとして構築され、平成11年度末に全国平均で人口普及率は60%を上回った²⁾。都市規模別の普及率をみると、人口100万人以上の大都市では98%と高い水準にある。このような生活排水対策の進展が河川の環境基準達成率向上に果たした役割は大きい。これに対して、人口5万人未満の市町村の普及率はわずか24%にすぎない。下水道整備が遅れている地域の河川は生活雑排水が未処理のまま放流され、BODで20~50mg/lの水域も存在する。したがって、合併処理浄化槽、農村集落排水処理施設等も含めた生活排水対策の更なる推進が必要である。また、生活系以外の産業系、畜産系、水産系の排水についてもその適正な処理を図ることが必要であることはいうまでもない。

適正な処理を行うために排水基準が定められている。表2・5・1、表2・5・2にはそれぞれ有機汚濁及び富栄養化に関する環境基準と排水基準を抜粋して示した。環境基準は最も基準値の高い類型を示している。これらの水質項

目すなわちBOD、COD、全窒素、全リンの排水基準は、一般の家庭下水を簡易な沈殿法により処理して得られる数値と同等に定められている。しかしながら、このような全国一律の排水基準では水質汚濁防止の効果が不十分となると認められる水域において、都道府県の条例によってより厳しい基準（上のせ排水基準）が設定されている³⁾。

表2・5・1 有機汚濁に関する環境基準及び排水基準

水質項目	環境基準*	排水基準
BOD (mg/l)	10 (河川：B類型)	160 (河川及び湖沼)
COD (mg/l)	8 (湖沼：C類型) 8 (海域：C類型)	160 (海域)

*利用目的：環境保全他

表2・5・2 湖沼の富栄養化に関する環境基準及び排水基準

水質項目	環境基準*	排水基準
全窒素 (mg/l)	1 (V類型)	排水基準120 (60:日間平均)
全リン (mg/l)	0.1 (V類型)	16 (8:日間平均)

*利用目的：環境保全他

排水基準と環境基準の差に見られるように下水道等の生活排水処理施設、あるいは事業場等の排水処理施設からの放流水は、環境水に比べてかなり有機物濃度が高いのは事実であり、これは処理水の水質向上を水域の自浄作用に期待しているからに他ならない。言い換えれば、環境基準を達成できない水域は、受容する処理水に対する自浄能力が充分でないところであり、このような地域では環境基準レベルまで排水水質を向上させるか、水域における自浄作用の強化を図る手法の導入が必要となる。生活雑排水や小規模事業場排水の未処理放流が行われている現状に鑑みると、排水基準を環境基準に一致させることは困難であり、水質環境保全のためには直接浄化対策を重要な汚染対策として位置付け、推進していく必要がある。

(2) 面源負荷対策としての役割

点源に比べて、面源から発生する負荷の削減対策はこれまでほとんど行われてこなかった。その原因は、汚濁

負荷量として点源に比べて小さいこと、および有効な対策がなかったことに起因すると考えられる。しかしながら、霞ヶ浦を例にするとCODとして約4割は面源であり、さらに面源の負荷に対しては過小評価しているのではないかという指摘もある。

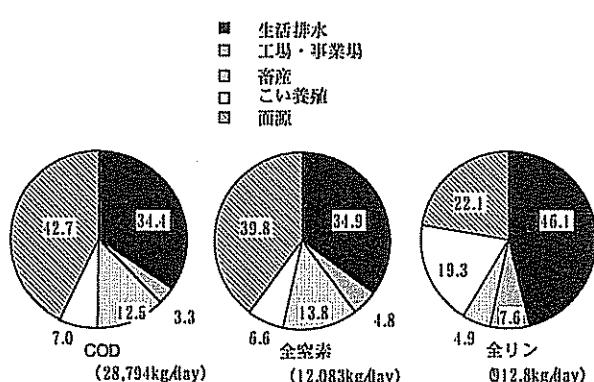


図2・5・1 霞ヶ浦における汚濁負荷割合（1995年度）⁴⁾

農耕地や都市および森林等の面的広がりをもつ場から発生する汚濁負荷を、点源のように水域に流入する前に処理することは不可能である。面源の負荷割合が高い水域では、河川や水路が汚濁水の集水管の役目を果たすため、その水域は汚濁せざるを得ない。したがって水域内で浄化対策を取る必要がある。河川や水路の自浄作用を強化し、浄化施設を導入し、あるいは自浄能力の高い湿地や干潟等の生態系の機能を活用してできるだけ速やかに浄化を図ることは、汚濁した水域を最小限にとどめ、より下流に位置する水域の水質環境を保全するために重要である。

(3) 富栄養化対策としての役割

湖沼の環境基準達成率が低いのは、富栄養化の進行が主たる原因である。栄養塩類の増大により植物プランクトンの増殖が促進され、内部生産に由来するCODが大きくなる。富栄養化湖沼の全CODに対する内部生産CODの割合は約50%を超える場合もある。

流入する窒素、リンの発生源について霞ヶ浦を例に示すと、窒素、リンとも生活系の負荷が4割以上を占め、生活排水対策が重要であることがわかる。このため霞ヶ浦に処理水を放流する下水処理場では高度処理を行っており、放流基準としての全窒素20mg/l、全リン1mg/lを満たす処理水質を達成している。しかしながら霞ヶ浦の全窒素、全リンにかかる環境基準はそれぞれ0.4、0.03mg/lであり⁵⁾、それと比較すると処理水の水質は10倍以上の高濃度である。

全国的に見ても普及処理人口のうち高度処理人口は12.8%にすぎない⁶⁾。また、主要13都市93箇所の下水処理場における全窒素、全リンの平均除去率はそれぞれ47、72%であり、BODの95%に比べても除去率はきわめて低い⁷⁾。したがって、高度処理の普及およびさらに高度な処理への改善が必要と考えられるが、それに要する費用等を考えると早急な整備は不可能と言わざるを得ない。

また、有機物負荷と同様に面源からの窒素、リンの負荷割合も高く、これへの対策も重要である。霞ヶ浦では面源に由来する総窒素負荷が40%，総リン負荷が22%と高いことが、富栄養化が抑制されない一因であると考えられている。

このように考えると有機汚濁対策と同様に富栄養化対策としての直接浄化対策は非常に重要であり、技術開発と普及が速やかになされる必要がある。

(4) 地球規模環境問題を見据えた環境保全技術としての役割

現在、大気中の二酸化炭素濃度は、マウナロア山の観察結果にあるように、30年間で約16%上昇している。人為起源の年間二酸化炭素排出量（化石燃料消費及びセメント生産に伴うもの）をみると、1992年時点で61億トン（C）と推定されており、排出量はここ50年間で約4倍に増大している。それによって気候が変動すれば、様々な生態影響が生じることが予測されている。地球温暖化を防止するためには、発生源での抑制とともに、太陽エネルギーを用いた再固定化を図る必要がある。

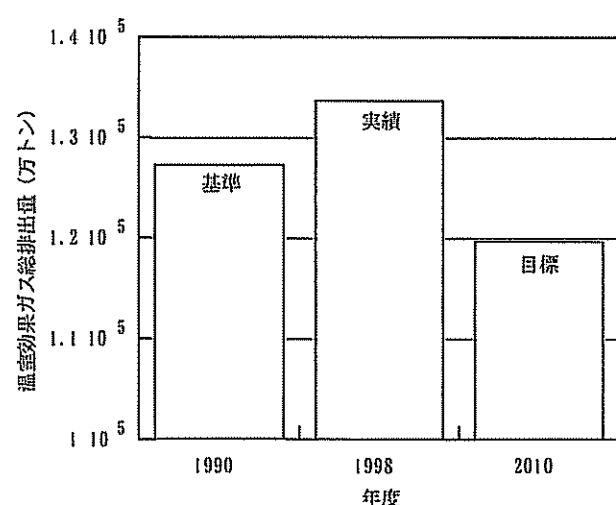


図2・5・2 温室効果ガスの総排出量

1997年のCOP3（気候変動枠組み条約第3回締約国会合、いわゆる京都会議）において、日本は温室効果ガスの排出量を1990年度を基準年として2008～2012年の目標期間までに-6%とすることを国際的に約束した⁹⁾。しかしながら、1998年において温室効果ガスの総排出量は13億3600万トンであり、基準年に比べて約5%増加している¹⁰⁾。したがって、-6%を達成するためにはこれらの10年間で約12%の削減を実現しなければならない。

このような背景から、すべての分野において温室効果ガスの排出抑制が求められており、排水処理の分野も例外ではない。ライフサイクル分析による下水処理場の炭酸ガス総排出量の試算例によれば、施設運転時のプラント動力と管理設備動力が約74%を占め、建設時の約14%、廃棄時の約3%に比べて非常に大きいことがわかる¹¹⁾。したがって、いかに運転時のエネルギー消費を抑制していくかがキーとなるが、一方でより良い水質を目指した技術の導入も必須である。

エネルギー消費を抑え、栄養塩類の除去が可能な技術として自然の浄化機能を強化・活用したエコテクノロジーの開発が進められている。点源あるいは面源から出てきた汚濁物質を、素材（土壌・機能性材料等）や生物（水生植物・魚類等）×場（水路・湿地・等）を利用して、とくに生産性の高いエコトーンを確保・造成・活用して汚濁物質の再固定化と循環を図り、湖沼や内湾に対する汚濁負荷を削減する技術である。エコテクノロジーは生態系の機能を活用することに基本が置かれるため、太陽エネルギーを主として化石燃料等のエネルギーは補助的に用いられる。代表的な例としてはヨシ湿地による生活排水の浄化があげられるが、水の流れを自然流下で行うことができればエネルギーフリーで浄化することが可能である。また排水中に含まれる窒素・リンは生物体としての回収が可能であり、その有効利用によって廃棄物の資源化を図ることも考えられる。

直接浄化技術としてエコテクノロジーの活用は有望であり、地球環境を視点におけば、環境保全技術としての役割がますます大きくなるものと考えられる。

2.5.1.2 直接浄化対策の現状

河川の水質浄化を目的とした直接浄化対策としては、浚渫、浄化用水導水、河川直接浄化、流水保全水路（バイパス）等があげられる。建設省（現国土交通省）では、1958年（昭和33年）に隅田川の汚泥浚渫を、また1983年（昭和58年）に多摩川の新二子橋上流に疊間接触酸化法による野川浄化施設を建設したのをはじめとして、

河川や湖沼、ダム貯水池等の水環境改善を図るために様々な水質浄化対策を実施している¹²⁾。

1999年度（平成11年度）は、83河川等に対し「河川環境整備事業」により、水量が少なく汚濁した河川に清浄な河川水や下水の高度処理水を導入する「浄化用水導入」、悪臭や栄養塩類の溶出により富栄養化の原因になる底泥を除去する「浚渫」、流水から直接汚濁負荷を取り除く施設を設置する「直接浄化」が実施された¹³⁾。また、水利用が高度化している河川において、河道内に新たに低水路を設置して清浄な水と汚濁した水を分離する流水保全水路が2河川で整備された。

直接浄化事業に関するアンケート結果¹⁴⁾によれば、事業実施箇所数は年々増加しており、その事業主体は6割以上を市町村がしめている。このことは水質改善が遅れている河川等の水質改善をかるための対策として、直接浄化等の水域における対策の重要性が高まっていることを物語っている。

全国の河川・水路の直接浄化事業の現状を調査したアンケート結果¹⁵⁾では、事業主体別に適用されている直接浄化技術の分類と件数は表2・5・3のとおりである。

表2・5・3 直接浄化技術の分類と件数（1996年調査）

浄化技術	件数	事業主体別		
		建設省	都道府県	市町村
接触酸化法	213	14	69	130
植生浄化法	5	2	0	3
土壤浄化法	5	3	1	1
複合型	33	0	6	27
堰浄化	1	0	1	0
ろ過	1	0	0	1
活性汚泥法	1	0	0	1
その他	4	1	1	2

浄化技術のなかでも接触酸化法の占める割合が高く、これは事業主体別にも同様である。接触酸化法に分類される技術は、さらに曝気のあるなし、用いる接触材の種類によって表2・5・4のように分けられる。

表2・5・4 接触酸化法の使用材料による分類

使用材料	件数	事業主体別		
		建設省	都道府県	市町村
礫	74	14	30	30
プラスチック	82	0	20	62
その他	40	0	17	23
木炭	17	0	2	15

用いられる接触材としては礫とプラスチックが多いが、その事業主体別の件数を見ると建設省では礫を、都道府県では両方を、市町村ではプラスチックを使う傾向にある。これは浄化水量が事業主体別に異なるためと思われ、建設省の実施した浄化施設は $10^3 \text{ m}^3/\text{day}$ 以上の施設が多く、都道府県・市町村では $10\sim10^5 \text{ m}^3/\text{day}$ と広範囲の水量を対象とする中で、比較的規模の大きなものには礫が、小さいものにはプラスチックが使われる傾向があるようである。

また、曝気を行うか否かという観点から分類すると、表2・5・5のようになり、曝気なしの施設が多いが、市町村の実施するものについては曝気ありも多い。これも施設規模が関係しているものと考えられる。

表2・5・5 接触酸化法の曝気の有無による分類

曝気	件数	事業主体別		
		建設省	都道府県	市町村
無し	138	11	54	73
有り	58	3	18	42

なお曝気を行わない接触酸化法は河川の堤内地、高水敷（河川敷）、低水路（河道地下、流水面）のすべての場所に設置されているが、曝気を行う接触酸化法では低水路に設置される場合は少ない。

このような浄化施設が適用される河川・水路の水質（計画水質）は、建設省施設ではBOD 30mg/l 以下であるのに対して、都道府県では 70mg/l 程度まで、市町村では 100mg/l を超える場合も見られる。より小さな河川・水路において汚濁が著しい実態を反映しているものと思われる。生活雑排水の垂れ流し等により汚濁が進行している状況が想定されるが、この対策として下水道や合

併処理浄化槽の普及に加えて直接浄化技術が期待されているものと考えられる。

浄化効果としては相対的に曝気を行う浄化技術の方が流入水の濃度が高く、処理水は低い、すなわち除去率が高い傾向にある。また、高濃度の流入水を対象とした場合には礫、土壤等の接触材を使用する浄化法は敬遠される傾向にあるが、このような接触材は目詰まりが発生しやすいためであると考えられる。

浄化施設の維持管理については、スクリーン・水路の清掃、電気・設備の点検、接触材の入れ替え、汚泥の処理・処分が行われるが、これらの頻度は施設ごとに大きく異なり、結果として維持管理費も年間10万円以下から1,000万円以上まで広範囲にわたっている。

2.5.1.3 浄化技術の種類と方法

(1) 浄化技術の種類

水域における浄化を促進する手法を表す用語として「直接浄化手法」が用いられる¹³⁾。また「河川直接浄化手法」は河川が本来有している浄化機能が様々な原因で低減、消失した河川において人為的手法を用いてその機能を回復、増大させることを目的とした手法と定義される¹⁴⁾。一方、「河川直接浄化」は汚濁した河川水を浄化施設に導き、浄化した後に貯留することに用いる場合もある¹⁵⁾。

ここでは、直接浄化を水域において浄化を促進すること、河川直接浄化を後者の定義にしたがい河川水を浄化施設に導き、浄化した後に貯留することに用いることとする。

水域の直接浄化手法の基本は、水域が本来有する自然浄化機能の増強にある。多様な形態と流水状態、そしてそこに生息する様々な生物により流水中の固形物や溶解性物質が希釈、沈殿、ろ過、掃流、吸着、分解、酸化等の機構によって減少あるいは変化する。河川ではこれらの機構が組み合わされ水質浄化が行われている。このような作用を河川の自浄作用と呼ぶが、これら作用は物理化学的なものと、生物学的なものに大別される。さらに生物学的なものはその働きを主に担うものによって、微生物浄化、植物浄化、生態系浄化に分けられる。

河川直接浄化においてよく用いられている礫間接触酸化法は、物理化学的な濾過・沈殿作用と礫表面に形成される生物膜の生物学的な酸化分解作用が複合的に働いて浄化を行うものであり、単純に分類はできないが、生物の働きを活用する点では膜ろ過等と明らかに異なっており、その意味で生物膜浄化法に分類すべきであろう。

一方、河川や湖沼のその場で浄化する方式（直接方式）と、汚濁水をいったん汲み上げて排水処理と同様に装置化された反応槽の中で浄化する方式（分離方式）のように、方式によっても分けられる。これらは図2・5・3のようにまとめられる。ここで、河川直接浄化の定義にしたがえば、それは分離方式の浄化方法全体をさす。

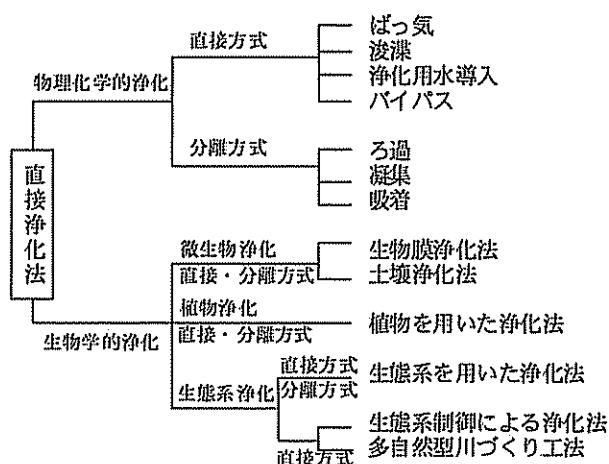


図2・5・3 直接浄化法の種類

(2) 浄化技術の特徴

以下に、図2・5・3に示す浄化技術の具体的な方法と特徴についてまとめる。

a) 曝気

曝気は、水域に直接的に酸素を供給する方法であり、好気性細菌の有機物分解にともなって消費される水中の溶存酸素（DO）を補給し、好気的分解作用を強化する浄化方法である。

曝気の方法としては人工的なものに加えて、河川・水路に落差を設け再曝気を促進する方法が用いられる。

曝気は水中の溶存酸素濃度を高め、その結果として河川水の貧酸素化、嫌気分解による悪臭の発生を防ぐ浄化の働きをもつ。しかし、曝気のみによるBODやSSの除去効果は小さいため、積極的に浄化作用を期待する場合には、生物膜法等の生物学的浄化方法と組み合わせて用いることになる。

曝気は特に閉鎖性水域の水質改善に用いられている。方法としては深水層曝気と全層曝気がある。前者は水温躍層の下にある深水層が嫌気になっているところのみを対象として曝気を行い、酸素を注入して好気条件に保ち、しかも底泥からの栄養塩類の溶出を防ぐのに役立ち、欧米で実施されている。一方わが国では、主に間欠揚水筒を用いた全層曝気が行われている。間欠揚水筒を用いた曝気の効果は、循環による藻類の光合成阻害やカビ臭

防止効果もあるとされている。一方、クロロフィルa量が増加したという報告もあり、藻類の除去を目的とすればその効果は確認されていない。しかし本法を酸素が不足した湖沼や内湾に適用して、毒性物質を出すアオコや、淨水処理に支障をきたす好ましくない藻類を他の種類の藻類に変える可能性があり、水源であるダム貯水池での応用が期待される。

b) 浚渫

水域の底部に堆積した有機物を多量に含む底泥を浚渫し、系外に搬出する方法である。河床に堆積した底泥は、悪臭の発生、巻き上げによる景観の悪化、DOの消費、さらには底泥に含まれる栄養塩や有機物が溶出し、底泥上層水の水質を悪化させる要因となる。底泥からの負荷は内部負荷と呼ばれる。

河床の浚渫は河道の流水断面を確保するため従来から行われているが、昭和40年代より水質保全等の環境面の目的から底泥除去を目的としても実施されている。また湖沼等閉鎖性水域においては富栄養化防止のために行われる代表的な対策技術である。

なお、河川における浚渫実績から見るとBODまたはCODの水質改善効果は0~2mg/l程度の範囲の事例が多いと言われている¹⁴⁾。

底泥を浚渫する方法はいろいろ開発されているが、浚渫のポイントは工事中の周辺水域への影響を最小に抑え、底泥からの内部負荷を効率的に削減し、浚渫した底泥処分の側からは浚渫汚泥量をできる限り少なくする、ということである。以上の要件を十分に満足する技術、すなわち底泥表層（栄養塩や有機物が高濃度に蓄積されている部分で、数cmの厚さ）を効率よく、周辺に洩らさず浚渫するような薄層浚渫の技術開発が行われている。

c) 沈殿

河川においては、流速の低下する場で沈殿によって懸濁物質が除去される。このメカニズムを堰上げや堰い等によって働く浄化方法が沈殿に分類される。

堰上げはラバー堰等を河川の横断方向に設置し、水深を大きくすることで流速を低下させ、浮遊物の沈降を促進する方法である。簡易な方法として多くの河川で利用されている¹⁵⁾。可動堰にすると堆積していた汚泥が出水時に掃流され、堆積物の排除を人為的に行う必要がない。しかし、BOD、SSの除去効果は20~40%程度であり、N、Pもほとんど除去できない。また、河川水の汚濁が進んでいると、臭気やスカムの発生を引き起こすことがある。

河川改修工事が行われる場合、工事中の土砂、濁水の流出は工事区間のみならず下流域の水質の悪化、底質の

変化をもたらすため、土砂、濁水流出極力抑える必要がある。この場合、沈殿処理を行ったり、濁水防止フェンスの敷設などの処置がとられる。しかし、濁水の流出を完全に抑えることは容易ではないため、どの程度まで許容されるのか見極める必要がある。すなわち生態系に多大な影響を及ぼさないよう明確な目標を定め、それを満たすように施策を講じ、影響を最小にするという合理的な方策の立案が必要であり、この面での研究・技術開発が今後の課題である。

d) 淨化用水導入

清浄な水を対象水域に導入することにより、主に希釈で水域の浄化を図るものである。その効果としては、清浄な用水による汚濁水の希釈、導入した用水量に基づく汚濁水域の交換量の増大（すなわち滞留時間の減少）、自浄作用の向上が挙げられる。また、この方法は感潮河川においては流況の変化（逆流を弱める）による水質改善や、流水中のDOの補給効果もある。

閉鎖性水域の富栄養化防止対策として、理論的には藻類の増殖に要する時間よりも滞留時間が小さくなれば藻類の発生は抑制できる。このような考え方から、霞ヶ浦では那珂川から浄化用水を導入する計画がある。熊本市の江津湖は生活排水が多量の湧水（ただし、栄養塩は含まれている）によって希釈され、滞留時間は3日程度と非常に小さい。しかし、湧水の温度が低いため完全混合せず、停滞水域が発生し、藻類の異常増殖が見られる。このように浄化用水の導入にあたっては、対象水域の水理学的混合特性を十分予測する必要がある。

もちろん、本法を適用するためには浄化用水の確保がまず問題となるが、量的に確保されさえすれば水質改善効果は大きい。用水の確保が困難な場合には下水の高度処理水などの活用も可能である。

e) バイパス

水域の汚濁の原因となっている支川、水路、あるいは放流口を新しい水路、管渠等に分離バイパスして水域への混入を防ぎ、水質を保全するものである。河川においては流水保全水路として利水河川に適用されており、利水地点の下流に放流する計画が基本である。汚濁河川を本川と分離することから、本川水質は上流部の良好な水質が維持される。

新水路、管渠等の設置、支川、排水路等の取水施設が必要となり新水路設置には高水敷が必要なこと、施設の設置費用が嵩いことなどがあり、実施の場合には制約も多く、大河川で実施される例が多い。

ただし、バイパスは本川水質を改善する効果は大きいものの、水量を減少させるというマイナスの面も見過ご

すことはできない。したがって、利水目的に応じた適切な使用とともに、汚濁原因の抜本的な対策も考慮すべきである。

f) ろ過・凝集・吸着

生物学的浄化が比較的大きなスペースを必要とするのに対し、物理化学的浄化は設置スペースに制約を受ける都市河川や池沼の浄化に適用性が高いことから開発研究が行われている¹³⁾。

ろ過においては水中の懸濁物質を除去するために様々なろ材が用いられるが、代表的なろ過法は砂ろ過で、緩速砂ろ過と急速砂ろ過の2通りがある。前者はろ過速度が数m/日程度で、物理的なろ過とともに砂層表面および砂層中に生息する微生物による浄化が行われる。これに対して後者はろ過速度が数百m/日で、物理的ろ過が主たる機能として運転される。水中から分離した懸濁物質は、汚泥として定期的にろ材を逆洗して除去しなければならない。したがって汚泥の処分についても考慮しておく必要がある。砂ろ過法は浄水処理での長年の実績もあり、懸濁物質の除去には効果的で汚濁した湖沼水や海水の浄化に適用可能である。

急速砂ろ過においてはその前段で凝集沈殿（あるいは凝集のみ）が行われる。凝集剤を添加することによって藻類等の懸濁有機物の除去のみならずリンも除去される。ドイツではダム湖に流入する河川水を汲み上げて凝集剤を添加し、砂ろ過により藻類やリンを除去する方法を採用して、その効果が実証されている。

これらのほかにも、より効率的なろ過を目指して特殊な繊維を用いたろ布や極細繊維を用いたろ過法が実用化されつつある。さらに粒状プラスチックろ材やセラミックろ材を用いて、その表面に生物膜を形成させて生物ろ過を行う方法も池沼の浄化に適用されている。これは単に固液分離だけでなく、微生物による分解効果も含まれて、発生する汚泥も減少することが期待される。管理の面から、目詰まり防止のための逆洗をしやすくすることが今後の課題である。

また膜ろ過も検討されており、MF膜を用い、さらに凝集、オゾン酸化等々の物理化学的処理と組み合わせたハイブリットシステムによって、他の浄化法では困難な BOD1mg/l を以下を確保しながら、設置スペースの削減が可能となることが明らかになっている。しかし、高コストである点が難点であり、さらに適正な運転条件の設定や余剰汚泥の管理方法などに対する検討が必要である。

g) 生物膜浄化法

生物膜浄化法は、礫やプラスチック、ひも等の生物付着担体を充填し、その表面に生物膜を形成させ、主に生物膜の有機物分解作用により浄化を図るものである。用いる担体によって接触材充填生物膜法、礫間接触酸化法等とよばれる。

生物膜法は河床の生態系を構成する生物の浄化機能を強化した生物学的処理法である。本法は充填された生物付着担体表面に形成される生物膜量の増大により浄化能を増強することを基本とし、礫や砂、波板状プラスチック接触材、ひも状接触材などを水路に充填し、流下させ浄化するしくみとなっている。木炭や繊維を編み込んだものなど様々な材を用いた浄化法が検討されており、河川、湖沼をはじめ内湾の直接浄化にも応用されている。

除去能は流下距離に比例するため、水質に応じて生物付着担体の充填距離を定める必要がある。また浄化能に影響をおよぼす因子としては温度、流入有機物濃度、流速、充填する生物付着担体の材質、大きさ、充填密度などがある。野川浄化施設および平瀬川浄化施設では、水路内に取水堰を設置し取水部で懸濁性物質を沈殿除去したのち、礫充填槽へ導入し浄化させるバイパス方式とし、BOD除去率60%以上、SS除去率65%以上の性能が得られている¹⁴⁾。内湾の直接浄化では、滞留時間1~5時間とすることで藻類を由来とするSSの除去率は60~80%、全有機炭素(TOC)で10~20%の除去率が得られるが、ムラサキイガイが付着するなどの過障害が課題となってしまっており、その解決策としては礫を10cm以上と大きくすること、流入汚濁負荷を大きくしないことなどが有効とされている。これら生物膜法の適用にあたっては、取水位と放流水位との水位差を利用した自然流下方式となるなど自然エネルギーを活用することに意義があり、水深、流速、有機物・懸濁物質濃度などの環境条件に応じて担体の材質、形態、充填率などの諸元を変化させるなど、浄化効率よりも維持管理の省力化に主眼をおいた適用が望ましいといえる。しかし担体の目詰まりが機能低下を引き起こす最大の要因となっており、極度に汚濁した水域での適用は不向きである。皇居外苑の濠のアオコ発生による景観の悪化を抑制する対策として環境庁(現環境省)では皇居濠水浄化を1995年度より実施しており、立地条件や景観上の配慮、施設の効率運用などを考慮し、プラスチック製担体を充填した生物膜ろ過法を用いた浄化システムが設置され効果をあげている。

生物膜法の担体としては水深の浅い場合はひも状、深い場合は波板状プラスチックが利用される場合が多い。また有機物の吸着効果のある木炭の利用例も多い。水深

が深い場合や汚濁が著しい場合には、溶存酸素を補い処理効率を向上させるためにはばつ気装置を組み込む必要がある。生活雑排水等が未処理のまま多量に放流されているコンクリート三面張りの小水路、中小都市河川のBOD30~50mg/lあるいはそれ以上の自然浄化機能が失われた水路の機能を回復させる上で、適用のしかたによっては大きな効果を発揮する。このような生物膜水路浄化法の設計の基本は、光を遮断する、水深はひも状担体で10cm以下、波板状プラスチック担体で30cm以下とする、流速は1~5cm/sec程度とする、滞留時間は最低1時間確保する、可能な限り低負荷で運転し排水BOD濃度は30mg/l以下が望ましい、などである。また、生物膜水路浄化法の問題点および改善方法としては、雨が大量に降って増水すると浄化はほとんど期待できない、悪臭およびユスリカ・チョウバエなどの衛生害虫の発生が認められるので蓋で覆う必要がある、BOD負荷が小さければ浄化が期待できるが高負荷での浄化は期待できない、高負荷の場合は曝気装置を組み込む必要がある、水温が浄化効率に著しく影響するので寒冷地では適用が困難な場合がある、汚泥の発生に伴う担体の目詰まりを防ぐため定期的な汚泥の抜き取り等の管理が必要である、などである。

生物膜水路浄化法の一種で、担体として礫を用いる礫間接触酸化法は実際に野川、大堀川、桑納川、昆陽池流入河川等で実用化されている。表2-5-6はこれらの諸元についてまとめたものである。本法は流入水のBOD濃度が30mg/l以下の低負荷の場合にBOD除去率60~80%の効果を発揮するが、より高負荷の場合には、常時曝気を行う必要がある。また十分に能力を発揮するためには、礫の間に溜った汚泥を定期的に逆洗して閉塞を防止する必要がある。

表2-5-6 磯間接触酸化法の処理性能¹¹⁾

河川名	運転開始	処理水量 (m ³ /day)	BOD(mg/l)	
			流入水	処理水
野川	1981	90,000	18	4
桑納川	1982	70,000	20	5
大堀川	1982	100,000	25	5
久出川	1984	40,000	30	10
昆陽池の流入河川	1985	1,000	30	10
平瀬川	1987	100,000	20	5
みちのく公園水路	1987	9,500	2	1
荒川	1988	200,000	15	3

h) 土壌浄化法

土壌の吸着・ろ過作用及び土壌中の微生物による有機物分解・蓄積能力により浄化する方法である。細かい土壌粒子によるろ過であるため、処理水はきわめて清澄となる。また、一般的に除去の困難なリンの土壌吸着による除去も可能である。しかし、細かい土壌粒子を用いることで、必然的に水の流れは遅くなる。通常の土壌の通水速度は0.5m/day以下であり、土壌浄化法は広い面積を必要とする。さらに細かい粒子がSS分等を土壌表面で捕捉するため、目詰まりが発生しやすいという欠点もある。この対策として表面のかきとりや、前処理によるSSの除去が行われる。これらの欠点を克服するために通水速度が高く、リン吸着能の高い土壌を用いる土壌浄化法の研究開発が行われている。また土壌浄化法において植物の植栽により効果を高める方法も試みられている。

i) 植物を用いた浄化法

河川・池沼の直接浄化、排水処理施設からの放流水の高度処理などに水生植物を用いた浄化法が適用され始めている。中でも水耕栽培浄化法としては、網かごにろ材を充填し植栽を施した水路に連続的に設置することで浄化を図るバイオジオフィルターや、コンクリートなどの打設面に植栽し汚濁環境水を流下させて浄化を図る水耕生物ろ過法などがあり、栄養塩類が植物体中に摂取され、かつ根部には生物膜が付着するため有機物の除去や透視度の向上などにも有効である。中小池沼では、浮遊植物のホテイアオイを活用した手法や、人工浮島に抽水植物を繁茂させ水中部分に垂下した根茎部の働きにより窒素・リンの取り込みを目的とした浄化法が有効とされている。

植物は生活型によって陸上植物、浮遊植物、抽水植物、沈水植物、および浮葉植物に分類される。陸上植物は水耕栽培によって水質浄化に用いられるため、浮遊植物と同様に水中に張った根から栄養塩類を直接吸収する。これに対して抽水植物や沈水植物は底泥中に張った根から栄養塩類を吸収する。また浮葉植物は水中根を伸ばすことによって底泥と水中の両者から栄養塩類を吸収する。水質浄化に利用可能な植物を日本国内の浄化施設及び文献から調べた結果¹⁵⁾では、表2・5・7に示すように合計46種が利用可能であるとされている。

これらの植栽面積あたりの除去能には差があるが、この差は植物体の吸収能力のみによる差ではなく、水温、水量、濃度負荷、処理方式、すなわち植物の生長を左右する環境条件にも依存する。

表2・5・7 水質浄化に利用可能な植物の生活型による分類と植物種¹⁵⁾

生活型	植物種
陸上植物 (22種)	アリッサム、イタリアンライグラス、インパチェンス、オオクサキビ、オーチャードグラス、オオムギ、キンセンカ、クロタラリア、ケナフ、コムギ、サツマイモ、サトイモ、ストック、セリ、ソルガム、ハトムギ、ハナナ、ベニバナ、マリーゴールド、ミディートマト、ミント、ユリオプス、デージー
抽水植物 (11種)	アヤメ、イグサ、イネ、オランダガラシ、ガマ、パックブン、ハナショウブ、パピルス、ヒメガマ、マコモ、ヨシ
浮遊植物 (7種)	アオウキクサ、アカウキクサ、ウォルヒア、ウキクサ、コウキクサ、ボタンウキクサ、ホテイアオイ
沈水植物 (4種)	オオカナダモ、コカナダモ、サンショウモ、フサモ
浮遊植物 (2種)	ハス、ヒシ

生長速度で比較すると、ヨシ、ホテイアオイ、ガマ、ボタンウキクサ、イグサ等の抽水植物と浮遊植物に分類される植物が比較的高い。しかし、栄養塩の除去速度は必ずしも生長速度に比例しない。その理由は植物を用いた栄養塩類の除去は、植物の能力に加えて根巣微生物や植栽基盤としてのろ材の能力に依存していることが挙げられる。

植物を用いた浄化において常に問題となるのが、発生する植物体の利用方法である。有効な利用方法がない場合植物体は有機廃棄物となり、水質から廃棄物へと問題が移行することになる。有効利用の方法としては、花卉（景観）、食料、工業作物、薬用、飼料、肥料等が考えられる。

中国の玄武湖において、汚濁湖沼内でササバモ、オオカナダモなどの沈水植物群落の有無による水質浄化効果を比較したところ、植栽区と非植栽区では明らかに植栽区のほうで透視度が高く、植栽によって透視度が20cmから1mにまで向上し、きわめて高度な浄化作用の得られることが確認されている¹⁶⁾。また植物体は食用魚であるソウギョの餌料資源として回収され、有効利用が図られている。このような沈水植物が繁茂できるようなエコトーンの創出が水質浄化効果をもたらすうえで重要である。

なお、植生浄化法は下流域における酸化・分解効率を

高める役割としての浄化効果と同時に、トンボやホタル、メダカ、サギといった昆虫、魚類、鳥類が生息できるビオトープとしての創出の面からも効果をもたらしている。すなわち、水生植物を活用した直接浄化法は水質改善とともに生物の多様性を達成するうえで、重要な位置づけにある。また、水質浄化に外来種を植栽するケースもあるが、洪水調節池での浄化対策や、下水処理場などの親水機能とあわせた高度処理など、管理された環境以外では生態系搅乱防止の観点から可能な限り地域固有種の植栽に努める必要がある。

j) 生態系を用いた浄化法

植物による浄化法はある特定の植物の生長にともなうはたらきで浄化するのに対し、生態系を用いた浄化法は湿地や干潟等の生態系が有する機能を活用した浄化法である。

一般に単位面積あたりの除去速度は小さいものの、バイオマス変換作用は数段階にわたるため、余剰汚泥は生物間の捕食・被食作用を通して減量化されるだけでなく、生物生産資源として回収可能となるなど副次的な効果を得ることも可能である。

代表的な方法としてはヨシ湿地による浄化法がある。本法は湿地への流入により流速が低下することによる粒子状懸濁物質の沈殿除去、水生植物の茎や根の表面に付着する微生物による生物学的な有機物の分解浄化、および土壤浸透による伏流水浄化効果を活用したものである。しかし、有機物の除去能については流入水より処理水の濃度が高くなるなど浄化効果が認められない場合もある。これは根茎部における懸濁物質の捕捉を通じての可溶化の促進によるものと考えられる。

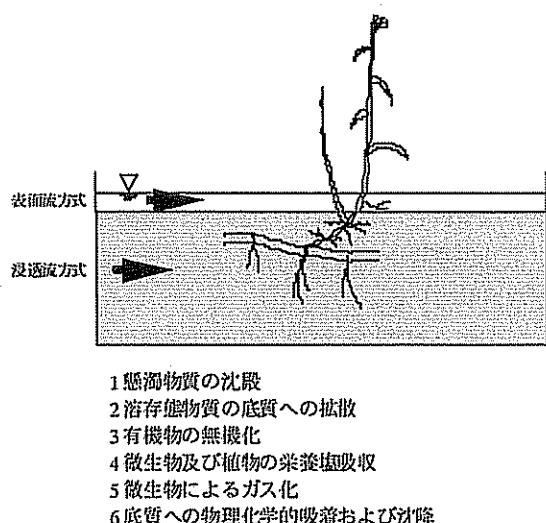


図2・5・4 湿地の浄化プロセス

対象地域として適している場所は、家庭雑排水や浄化槽からの放流水により水質が悪化し（悪臭、ハエ・カの発生等）、排水の流路・流末には、休耕田・裸地等があり比較的広い土地が利用できるところである。

除去効果としては、懸濁物質の除去にすぐれ、窒素の硝化・脱窒による除去、リンの吸着除去も期待できるが、広い面積を必要とし、BOD負荷や滞留時間を適切にとらないとほとんど効果が認められない、あるいは流入口で腐敗が生じる等の問題も発生する。また年間を通じて気温が0℃以上であることも冬季の処理効率を低下させないために必要である。琵琶湖沿岸のヨシ原の水質浄化能の調査¹³⁾においては、窒素の浄化能力が約58 mg/m²/day、リンの浄化能力が約5mg/m²/day見積もられている。琵琶湖全体の抽水植物群落の面積を126haとすると、琵琶湖全体での浄化能力は窒素で78kg/day、リンで6.3kg/dayとなる。琵琶湖に流入する総負荷量に対する割合は窒素で0.3%、リンで0.4%と大きくはないが、浄化能力の評価方法自体が確立されたとは言いがたい段階にあり、さらに調査・研究が必要である。最近の研究でヨシ帯の内部には動物プランクトンの現存量が多く、またそれを餌とするニゴロブナの生育にとって好条件であることが明らかにされており¹⁴⁾、このことはヨシ自体の窒素・リン吸収能力に加えて、ヨシ湿地生態系が食物連鎖を通じた有機分解能も有することを意味している。生態系を用いた浄化法は、このように生態系の多様なはたらきを浄化に活用できる点に大きな特徴がある。

湿地帯の重要性への認識から、米国では湿地帯全体としての価値ならびに機能の損失をゼロにし、将来は増加させるとの考え方方がとられている。また琵琶湖では「滋賀県琵琶湖のヨシ群落の保全に関する条例」が平成4年に施行され、「ヨシを守る」、「ヨシを育てる」、「ヨシを活用する」ことが行われている。これは、ヨシ湿地の浄化機能のみならず、自然景観の維持、魚類・鳥類の生息場所、湖岸の侵食防止等の機能を総括的に活用することが重要であるとの認識に基づく。このような多面的機能の活用もまた生態系を用いた浄化の特徴である。従来型のコンクリート護岸から、沿岸生態系による水質改善効果を重視した護岸や生態護岸づくりが、自然の水辺環境の保全ともあいまって重要視されつつある。

k) 生態系制御による浄化法

生物相の制御により生態系のもつ水質浄化機能を強化し浄化する方法である。例えば、有機物を食べるイトミミズやユスリカの幼生のハビタットを創出し、それをワカサギが捕食し、ワカサギを漁獲する、あるいは過剰な窒素・リンにより発生するアオコや繁茂する水生植物を

捕食するハクレン、ソウギョなどを導入し、それを漁獲する等の方法である。バイオマニピュレーションと呼ばれ、研究開発がなされているところであるが、浄化効果の定量的評価の例はない。また新たな生物種の導入は生態系の搅乱にもつながるため問題視される向きもある。

I) 多自然型川づくり工法

多自然型川づくり工法自体は水質浄化を主目的として行われるものではない。しかしながら、副次的な効果としては浄化効果が期待できる方法である。河川環境においては、治水対策に伴い構造上単調な直立護岸整備が進み、野生生物の生息が困難な水環境が形成され、また人々にとっても潤いとやすらぎをもたらす水辺空間がしだいに失われていく状況にある。無数に分布する水路・小河川の護岸は垂直にコンクリートで固められ、生態系とは無縁で自浄能力の低い状況をつくりだしている。このことからコンクリート張り水路などを接触効率の高い形態に変えるなどして、水生生物の生息しやすい自浄能力を高めるための改変の重要性が指摘されている。千葉市を流れる都川で実施された河川改修工事前後における生態系への影響を比較したところ、改修前に繁茂していたヤナギモを中心とした沈水植物群落が消失したこと、沈水植物を餌とするカルガモや、河床底質が改変しウナギ、ドジョウが減少したことが認められている¹⁰⁾。すなわち、この比較解析により食物連鎖の低次から高次にわたり生物群が生息できるような空間づくりのために改修手法に留意する必要があることがわかる。このようなことをふまえ、人間生活と調和した豊かな自然の保全と再生・創出が河川整備事業の中で求められるようになり、「多自然型川づくり」が各地で積極的に推進されている。

河川の流速は流水断面、勾配、河床・護岸の表面粗度に左右されるが、特に担体が充填されている場合、河床の表面粗度が大きくなるほど流水抵抗は高まるところから、充填層内部の流速に応じた充填形態とする必要がある。河床における掃流性は底質の粒子の粒径、比重にも大きく左右され、自浄作用の進行によって発生する余剰バイオマスなどの底質は限界掃流流速以下の流速が要求されるが、礫や植生などにおける接触酸化作用はそのすき間の流速をおおむね5cm/sec以上確保することで掃流作用が働き、生物膜が適正に保持されることで有機物の浄化作用は向上することが示されている。また、窒素の浄化作用についても、瀬では好気的反応による接触酸化および硝化反応が、淵では浮遊物質の沈殿効果とともに沈殿物の嫌気的反応による分解および脱窒効果のあることが明らかにされており、流路や河床の多様化によって

自然浄化機能が高められることが明らかになっている。

表2・5・8 多自然型川づくりの実施状況（形状）¹⁰⁾

形状	事例数	BOD (mg/l)				
		1未満	1-2	2-3	3-5	5以上
瀬・淵	24	6	3	2	3	3
トロ・州	4			1	1	1
蛇行	7	1		1	2	2
ワンド・池	13	2	3	3	4	
魚道	7	3	3			

表2・5・9 多自然型川づくりの実施状況（素材）¹⁰⁾

形状	事例数	BOD (mg/l)				
		1未満	1-2	2-3	3-5	5以上
石・礫	59	4	16	8	10	7
植栽	34	4	6	8	2	4
木材	26	1	3	6	5	4
ブロック	14	1	4	3	1	2
その他	8		1	1	2	2

多自然型川づくりがどのように行われているか調査した結果¹⁰⁾、形状を変えるような修復は瀬や淵を創出することが多く、特にBOD1mg/l未満の河川では半数を超える。これは清澄かつ十分な河川敷地を確保できるような河川で実施されることを示しており、都市河川には適用が困難であると考えられる。また、用いた素材については70%以上の河川で石や礫を用いており、河岸や河床に固定される練石はあまり用いられず、空隙を確保することにより生育場所や隠れ家などの生息場所を創出する配慮がなされている。

ただし、調査事例では比較的水質が良好な場所に多自然型川づくりが行われており、親水性を高めるような景観の創出、生物多様性の確保を目的としたものが多い。都市河川の河川修復として籠マット工法を適用した事例では、5年を経過してSSやデトリタスの蓄積により堆積物が増加し、その分解によって有機物・栄養塩の溶出が著しく認められた。

また、様々な工法を1kmにわたって適用した多自然型川づくりのモデルケースでは、調査区間におけるDO濃度が顕著に低下し、生物の生息空間確保がDOの消費を促し、それに見合う酸素供給が行われていないという状況を呈していた。汚濁の進んだ河川への多自然型川づくりの適用に関しては慎重な検討が必要であると思われる。

2.5.2 直接浄化技術の評価

直接浄化技術は歴史が浅く、技術的にも開発途上にあり、その評価は定まっていない現状にある。ここでは評価に関する2、3の研究事例をもとに整理する。

直接浄化手法の適用可能な水質範囲、浄化効率、 $1\text{m}^3/\text{sec}$ の浄化に必要な面積および費用を表2・5・10に示す。

各浄化手法は浄化原理、機構の特性並びに浄化機能の長期的維持のために適用できる水質範囲がある程度限られることになる。たとえば他の手法に比べて曝気付き接触酸化法は適用できるBOD濃度が高いが、これは曝気により好気条件が確保されやすいためである。また、SSに関しては高速土壤浄化法の適用範囲が 10mg/l 以下と低い値であるが、これは土壤浄化法が目詰まりに弱いという性質を有しているためである。

浄化効率については、各浄化法とも広い範囲で示され、様々な条件が浄化効率を左右することを示している。その中で高い浄化効率を期待できるものとしては、砂ろ過、接触酸化法、曝気付き接触酸化法、ヨシ原浄化法、高速土壤浄化法等があげられる。共通する物理的なろ過作用が確実に浄化効率をあげることからこのような結果になると考えられるが、これらはいずれも目詰まりに対する注意が必要である。

水量 $1\text{m}^3/\text{sec}$ を浄化するのに必要な面積は、標準的設計諸元値に基づき求めた。これによると、各浄化技術でも範囲が広いが、おおまかな傾向としては生物的浄化を中心とする技術において必要面積が大きく、物理的浄化が組み合わされて必要面積が減少する。

水量 $1\text{m}^3/\text{sec}$ を浄化するのに必要な費用は、実施設や実験例を参考にしてまとめたもので、建設費には用地取得費を含んでいない。建設費は、設置した用地の形状やその構造によっても大きく変わるために、浄化技術を比較して明確な傾向を導き出すのは困難であるが、管理費では生物的浄化の費用が安いようである。ここでヨシ原浄化法の管理費が高いが、管理としては植物体の刈り取り、清掃が行われている。ヨシの刈り取りが浄化効果に及ぼす影響については不明の点もあり、維持管理の容易な技術開発の研究も重要である。

表2・5・10 直接浄化手法の適用水質範囲、浄化効率、必要面積、費用¹³⁾

浄化原理	浄化手法	適用水質		浄化効率		1 m^3/s の浄化 必要面積 m^2	1 m^3/s の浄化費用	
		BOD mg/l	SS mg/l	BOD %	SS %		建設 百万円	管理 円/ m^2
物理的	沈殿	堰浄化	<20	<30	10-30	10-50	3,600	60 幅30m
	ろ過	砂ろ過等*	<20	<50	30-60	60-95	120-1,000	1,800
	曝気	エアレーション	-	-	<10	<10	-	-
物理+生物的	(接触) 沈殿+微生物	疎間接触酸化、プラスチック接触酸化法等	<20	<30	50-80	65-90	2,500-12,000	900-1,500 0.1-1.2
	ろ過+微生物	木炭浄化法	<20	<30	50-70	70-85	3,000	600 0.6
生物的	微生物	曝気付き接触酸化法等**	20-200	10-200	75-95	75-95	5,000-40,000	1,800-2,400 1.3-1.8
	植物体利用	ホティアオイ等浄化法	10-100	10-100	30-50	30-40	1,700,000	-
	生態系利用	ヨシ原浄化法	10-30	10-30	30-50	70-80	150,000	900 5.8
物理/化学/生物	ろ過+吸着+生物	高速土壤浄化法	<10	<10	80-95	90-95	20,000	2,600 1.6

* 満州井戸を除く

** 酸化池法、薄層流浄化法を除く

2.5.3 今後の直接浄化対策

2.5.3.1 直接浄化対策の課題

(1) 排水基準、環境基準と直接浄化対策の調和

排水基準と環境基準の差に見られる自浄作用への期待は河川環境（河川改修や水量、下水処理水の影響等）によって異なる。例えば排水基準は環境基準のおよそ10倍以上であるが、それは水域での希釈効果を10倍以上見込んでいるからに他ならない。しかしながら河川の自浄作用としての希釈効果は、各河川に特有のものであり、全国一律に10倍以上を見込むのは不合理である。河川の自浄作用が小さい場合、排水基準の強化とともに、直接浄化対策は有効な手段となりうる。河川特性をふまえた、基準の見直し、合理的対策の立案が必要である。

(2) 治水対策と整合した直接浄化対策

河川管理において、河川生態系の本来の姿であるダイナミズムを前提とした管理のあり方が問われている。これまで治水を主目的に管理が行われてきたため、河川の氾濫は絶対あってはならないこととして全てが組み立てられてきた。しかしながら、河川審議会の答申においては「洪水と共存する治水」へと管理のあり方が抜本的に見直され、河畔林、湿地、氾濫原等を含む河川ビオトープシステム、あるいは景観にも配慮した管理の重要性が指摘されている。

このような背景において、河畔林、湿地、氾濫原等での窒素、リンの挙動に関しては十分に評価されていないのが現状である。しかし、肥沃な土地が氾濫原に形成され、そこに文明が誕生したように、河川が運ぶ栄養塩を蓄積する場として氾濫原は重要であり、また河畔林や湿地等のように生産力のある生態系は窒素、リンの循環に大きな影響を及ぼすことが予測される。したがって今後の河川において窒素、リン浄化として期待できる機能は拡大することが予想されるが、いずれにしてもこの面での科学的な知見は乏しいため、研究および研究成果に基づく合理的対策の立案が必要不可欠である。

(3) 化学物質の直接浄化対策

工場・事業場系のみならず生活系や畜産系等の排水には多種多様な化学物質が含まれている。界面活性剤を例にとると、大規模下水処理場における除去率は高く、処理は安定している。一方、合併浄化槽等の小規模施設においては炊事や洗濯で用いた水の排出に伴う水量変動は大きく、処理にも大きな影響を及ぼすことが知られている。

さらに生活雑排水が未処理のまま流れている地域も存在しており、水界生態系に及ぼす影響を考えると早急な対策が必要である。化学物質は元々自然に存在している有機物や窒素・リンとは異なるため、自然の浄化機能の活用を基本としている直接浄化において対策を立てるのは根本的な解決にはならない。しかしながら、ゼロディスチャージとすることが非常に困難であり、できるだけ分解性のよい界面活性剤や農薬等の開発・使用を進めるとともに、水域における自浄作用も活用し、その影響を最小限にとどめる方策として直接浄化法を位置づけることも重要である。

(4) 生態系創出による多面的機能の活用手法

これまでの河川環境整備のあり方としては、その必要性を問わずいたるところで護岸などのコンクリート構造物の築造が行われてきた傾向にあるが、人為的影響が少ない河川にあっては、たとえ多自然型で整備するとしても、もとの河川と異質な環境を新たに創出するより現況の姿を保全していくことが重要である。その場合、可能な限り蛇行幅を広く確保するなど河川は河川につくらせることが重要で、人為的につくられた流路が出水時に壊されたとしても、治水容量に影響がおよばない限り手を加えず、瀬・淵・植生など多形な河川環境を自然の力にゆだねながら形成させることも必要である。また、本流と支流の連続性の配慮、さらには周辺環境との間でビオトープネットワークの形成を考慮するなどの河川づくりが重要である。本来、河川の水は、伏流水や湧水によって水量・水質が維持されるべきものであるが、これからは雨水の地下浸透機能の確保を含め流域の一体的な取り組みが必要である。このような維持用水の確保に対する取り組みによって、水生昆虫、魚類などの水生生物の定着をはじめ鳥類、哺乳類を含めた高次の食物連鎖につながる多様な生態系が構築されるとともに自然浄化機能が向上し、人々にとっても自然のうるおいを感じることのできる水辺空間が形成されることとなる。これからは、自然浄化機能の低い三面張りなどの直立護岸の築造ができる限り見直し、自然の浄化機能の向上も考慮に入れた河川のビオトープ化が必要である。すなわち、有機物の分解など水質浄化に大きく貢献する細菌や微小動物などによる微生物場所の構築を図り、その地域に融合しうる河川環境づくりが必要不可欠である。

(5) 循環型社会の構築に資する直接浄化対策

循環型社会システムの構築に向けては、水質浄化においてもリサイクル可能な未利用資源を有効活用する方策

を模索しなければならない。地域における基幹産業から発生する廃棄物や未利用資源を高機能浄化担体として開発し、河川や湖沼、内湾の直接浄化への活用をめざした試みが行われている。広島市ではカキ養殖産業から排出されるカキ殻廃棄物の有効利用法としてカキ殻セラミックス担体の充填による広島湾の底質改善対策、広島県ではシユロガヤツリ、キショウブ、ツルヨシを活用した植生浄化法の植栽支持担体にカキ殻セラミックス担体を充填し、栄養塩類の担体への吸着を促進させるとともに植物体の成長速度を向上させることにより窒素除去速度を高める直接浄化手法の開発が進められている。シユロガヤツリのポット苗植栽法では1人1日あたり排出される生活雑排水の原単位となる約2.5g/人・日の窒素負荷量に対して0.4m³（ポット13個分に相当）で除去できること、回収植物体は纖維質にすぐれることから紙の原料やわら細工などに有効利用が可能であるとともに、カキ殻を植栽支持担体として活用することでリンおよび窒素除去能力の向上も見いだされている。そのほかにも東京都では、護岸用ブロックや人工海浜に用いられる砂礫に下水汚泥焼却灰を活用したときの底生生物との親和性や活性特性について評価を行っており、従来用いられてきたコンクリートや自然砂礫と同等またはそれ以上の親和性のあることを明らかにしている。

このような地域未利用資源を活用した直接浄化手法の導入が重要であり、生物との共生といった生態学的な視点と、廃棄物の資源化・無害化技術、施工上の問題など、工学的な視点の両面による適切な評価が前提となるが、生態工学的手法の導入による循環型社会づくりに向けた重要な取り組みになるといえる。

2.5.3.2 水域における対策のあり方

(1) 流域管理における水域での対策の役割

水域における対策としての直接浄化の歴史は決して古くはない。しかしながら、今日においては発生負荷削減対策、排水処理対策、内部負荷対策等とともに流域における浄化対策の中で重要な位置づけにあり、「第5次水質総量規制の在り方（答申）」においても、河川等の直接浄化対策の推進が必要とされている²⁰⁾。

自然の浄化機能に対する認識が高まり、また機能を活用する技術開発が進んだことが背景にあるのは間違いない。しかしながら水域における対策は流域管理の中での位置づけをより明確にしながら進められなければならない。すなわち直接浄化における直接方式は、その場が汚濁水を受容し、それ自体はけっして健全な生態系ではないことを認識しなければならない。その上で、人間と自然の共生を可能とするための場づくり、すなわち2次的自然の創出、活用を図ることが重要であり、さらにその外側に存在する1次自然に対しては人間活動のインパクトが及ばないようにしなければならない。このためには流域全体をシステムとして管理する方策が重要であり、この面での研究が望まれる。

(2) 循環、共生、参加による直接浄化対策

自然環境の多くは農業、漁業などを通じて人々の生活との間に密接なかかわり合いがあったが、産業活動の発達とともに沿岸開発や宅地開発が進み、人々が近づくことのできる身近な自然がしだいに失われている。近年に入り、失われた身近な自然環境を少しでも取りもどし、

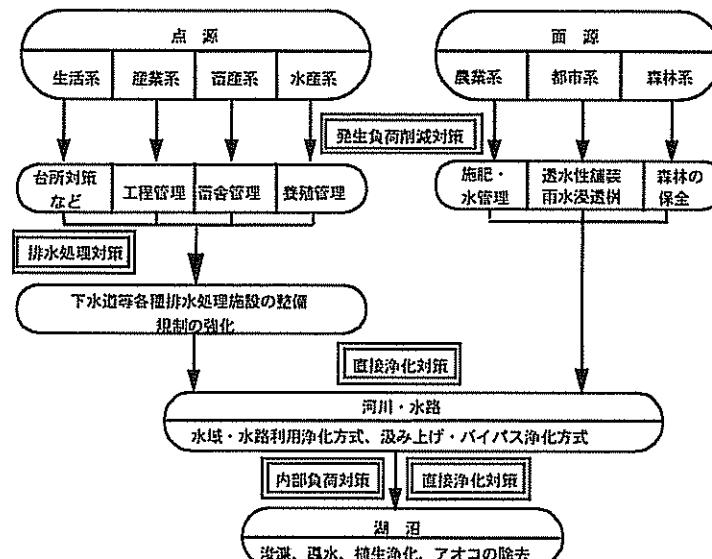


図2・5・5 湖沼浄化対策の体系

人々とのかかわり合いのもてるような地域環境づくりが行われるようになってきている。その中でも、適正なエコトーンの形成に大きく寄与している谷戸または谷津田と呼ばれる内陸地は、小河川を囲むように田圃や湿地帯、斜面樹林が樹枝状に構成し、まとまった空間の中で水生生物から陸上動物に至るまで多様な野生生物のすみかとなっているほか、周辺集落からの汚濁負荷源の浄化や農用資源などの供給の場にもなっていた。しかし、このような地域は耕作には向きであるなどの理由から休耕田化や荒廃化が進み、やがて宅地などに転用されてしまうケースが多く、このような形での都市化の進行が野生生物の多様性を失わせることになったといえる。このような状況から、最近になって各地に存在する谷戸・谷津田の保全に向けた取り組みが行われるようになり、自然公園や市民農園として指定するなどの行政施策を地域の土地利用状況に応じて組み合わせ、地域固有の自然環境を将来にわたり保全していく事例が増えている。その場合、関心のある市民・企業・大学等研究機関・行政がパートナーシップで環境づくりに取り組む「グラウンドワーク」の展開が注目されている。具体的には、整備対象区域における河川や池沼、田畠、樹林などの生態空間において生物種および個体数、地形、河床・護岸材料、水質などといった環境資源の特性を年代ごとの変遷を把握することから始め、その中で明らかとなった貴重種、地域依存種の生息が将来にわたり保障できる区域を抽出する。そのうえで生態空間の創出と人々の利活用面との共存性を見いだしながら保全・復元方針を定め、実践していくものである。このとき、計画策定期階から市民参画のもとで研究しあいながら合意形成を育む「ワークショップ」スタイルでの検討が有効視されており、これにより市民と行政の連携作業を通じて地域生態系に配慮した保全・移植等の環境づくりが実施されることになる。つまり、その地域の自然性や文化性を生かし愛着のもてるような地域環境づくりをめざすことが、市民らの積極的な参画を促すことにもつながり地域活性化を育むことにもなる。

参考文献

- 1) 環境庁編(2000)：環境白書 平成12年度版 総説、大蔵省印刷局
- 2) 建設省都市局下水道部監修(2000)：日本の下水道、社団法人日本下水道協会
- 3) (社)日本水環境学会編集(1999)：日本の水環境行政、ぎょうせい
- 4) 茨城県霞ヶ浦問題協議会(1996)：滑らかな水のために霞ヶ浦一
- 5) 日本石鹼洗剤工業界(1996)：全国政令都市の下水処理場における水質の状況、環境年報(1995年版), 21, pp.19-22
- 6) 日本経済新聞：1997.12.11
- 7) 地球環境保全に関する関係閣僚会議(2000)：1998年度(平成10年度)の温室効果ガス排出量について [http://www.eic.or.jp/kisha/200009/attach/69290-1.html]
- 8) 鶴巻・藤岡・内藤(1996)：下水道終末処理施設のライフサイクルでの環境負荷の定量化について、土木学会第4回地球環境シンポジウム講演集, pp.57-62
- 9) 建設省技術協議会技術管理部会水質連絡会(1995)：河川及び水路における直接浄化事業の現状
- 10) 是澤裕二(2001)：河川における水質管理の現状と課題、ヘドロ, 80, pp.21-24
- 11) 財団法人河川環境管理財団・河川環境総合研究所(1998)：河川水浄化への取り組みと浄化技術の現状
- 12) 高橋裕編(1993)：首都圏の水を考える、東京大学出版会
- 13) (財)国土開発技術研究センター(1997)：河川直接浄化の手引き
- 14) 建設省関東地方建設局、(財)河川環境管理財団(2000)：膜などを用いた新たな河川水直接浄化技術開発報告書
- 15) 藤田正憲・森本和花・河野宏樹・Silvana PERDOMO・森一博・池道彦・山口克人・惣田訓(2001)：水質浄化に利用可能な植物データベースの構築、環境科学会誌, 14(1), pp.1-13
- 16) 須藤隆一編(2000)：環境修復のための生態工学(2 ピオトープによる環境修復)，講談社サイエンティフィク, pp.29-54
- 17) 日本水産資源保護協会ほか(1996)：湖沼沿岸帶の浄化機能
- 18) 藤原公一(1996)：ニゴロブナの発育の場としてのヨシ群落の重要性、第14回琵琶湖研究シンポジウム報告集「農山村地域の生物と生態系保全」
- 19) 平塚二朗(2001)：水圈生物相および付着生物膜の活性に及ぼす河岸構造の影響に関する研究、早稲田大学理工学部卒業論文、平成12年度
- 20) 中央環境審議会(2000)：第5次水質総量規制の在り方について(答申)、平成12年8月

2.6 流域住民による対策

2.6.1 流域住民による実施対策

2.6.1.1 生活排水対策

水質汚濁の原因は主に産業排水と生活排水であるが、近年後者の占める割合が増加する傾向にあり、生活排水処理施設としての下水道や合併処理浄化槽の整備への期待が大きい。国民のトイレの水洗化への要望が高まるなかで、下水道だけでは対応できず、つなぎの施設として昭和40年代以降、単独処理浄化槽が普及し始めた。単独処理浄化槽では生活雑排水を未処理のまま水域へ放流することになるため、し尿と生活雑排水の両方を処理対象とした合併処理浄化槽が昭和60年代に登場した。しかし、合併処理浄化槽の建設費用は単独処理浄化槽の場合に比べて高く、しかも単独処理浄化槽又は合併処理浄化槽の選択は個人の手に委ねられているため、浄化槽設置のうち単独処理浄化槽の占める割合が依然として大きいのが現状である。トイレの水洗化という要求は単独処理浄化槽で充分満足されるため、水質保全の立場から望ましい合併処理浄化槽の設置は個人としては便益と認識されないためである。環境に対して特に关心のない住民は、水質汚濁は生活排水が原因と認識しているものの、自分たちの排水がどのように処理されているか、また処理されているのか又は未処理のまま放流されているのかさえ正確に認識していない場合が多い¹⁾。このように、合併処理浄化槽設置には個人の費用負担が大きいこと、単独か合併浄化槽かの選択は個人に任せられること、また住民の水環境に対する意識の低さ、等が合併処理浄化槽が普及しない大きな原因となっている。そこで、住民が家の新築や汲み取り式便所の改造時に合併処理浄化槽を選択できるような環境倫理を啓蒙すること、更に費用負担の軽減策を提示することが必要となる。現在、個人の便益と直結しない生活雑排水の処理に相当する部分に対して厚生省は国庫補助事業を行っている²⁾。また浄化槽の維持管理は個々の住民の義務となっており、特に専門知識を持たない住民が適切に管理することができるような方策を立てなければならない。そこで、住民、行政（市町村）、関連業者が集まって浄化槽の維持管理組織を作り、地域ごとにまとまって維持管理する試みが広がってきてている。このような方式は、個人が委託業者と契約するという煩雜さがなくなると共に、維持管理がより確実となる。さらに、合併処理浄化槽など小規模システムは住民に近接した場所に設置されることから、自分

が排出した生活排水を自分の家で処理することで自製が働きやすく、住民の環境意識の向上につながるという面も有している。一方で、面的整備の試みとして、厚生省は平成6年度に、市町村が各家庭に市町村所有の合併処理浄化槽を設置し、維持管理は住民から徴収して行う特定地域生活排水処理事業を創設している。

下水道が整備された後、これらの個別浄化槽は下水道へ接続されるのが原則である。赤野井湾の水質改善に取り組んでいる「豊穣の郷赤野井湾流域協議会」³⁾では、下水道の供用開始後、先ず単独処理浄化槽の家庭、次に合併処理浄化槽の家庭や団地に下水道への接続を要請している。汲み取り便所の家庭は計画的に接続工事を行い、いずれの家庭でも下水道の供用開始後、3年以内に接続が完了するよう住民へ呼び掛けている。また、供用開始前に新築及び改築予定の家庭には、先ず合併処理浄化槽を設置し、供用開始と同時に接続が可能なように設計するよう依頼している。

一方で、下水道整備までの“つなぎの施設”として位置づけされていた個別浄化槽ではあるが、計画処理人口が小さい自治体の場合、下水道事業の経営は、財政上困難である場合が多い。そこで下水道のみに頼らず多様な方策で総合的に成果を上げる方法についても考慮する必要がある。合併処理浄化槽は下水道に比べて平均的には同等の性能を有しているが、各機種により処理性能にばらつきがあるのも事実である⁴⁾。更に、BOD、COD、SS除去に加えて窒素やリンの除去も要求されるようになり、合併処理浄化槽にも高度処理技術の導入が求められている⁵⁾。このような状況の中で、合併処理浄化槽の処理水質の向上や維持管理に対する対策も継続していく必要がある。

今後、今や生活に欠かせない“ライフライン”となつた下水道や合併処理浄化槽の整備には、環境政策の基本理念である“循環”的視点でその効果を住民に示すと共に、住民の視点に立った“関係行政分野との連携”が求められる。

2.6.1.2 雨水対策設備の推進

都市化の進展に伴って、宅地や道路など不浸透域が増加し、都市型水害が多発するようになっている。下水道は都市に降った雨を河川へ排除する役割を担っているため、下水管渠の拡張及び雨天時に未処理の下水が公共用水域に越流する可能性がある合流式下水道の分流化など、下水道システムの改善策が進められている。このような雨水排除に加えて、都市内における望ましい水循環

を回復するため、雨水の貯留、浸透など流出抑制対策を含めた総合的な雨水対策の整備を推進する必要がある。雨水の貯留浸透は、流出抑制、合流改善、地下水涵養、渇水防止、平常時の河川流量の維持など流域における水循環機能を再生するに重要な役割を担っている。更に、雨水の貯留浸透システムを単に水環境保全という観点からだけではなく、防災、アメニティ、水資源などを含めて総合的に評価する必要がある。貯留浸透を行うに当たって、貯留するスペースの確保及び適切な設計とその維持管理が重要となる。しかし、水環境改善効果の評価や経済性の曖昧さ、更に設計の標準化が遅れていること等の原因でその普及が遅れている。したがって、その普及には技術面を早急に確立すると共に、施設の重要性を住民に認識させ、住民の協力が得られるような施策を提示するなど、行政の対応が望まれる。

(1) 貯留浸透システム導入による水環境の改善効果

図2・6・1に貯留浸透システムの導入によって期待される水環境改善効果の体系を示す。一次的効果の各要素は水環境改善に直接的効果を与えるものであり、二次的効果は一次的効果の各要素が実施された場合に副次的に現れる効果である。貯留浸透施設による流出抑制効果はピーク流量の削減による下水道雨水渠や調整池への流量負荷削減効果、及び河川の平常時流量の確保として評価できる。施設の設置場所として、校庭や公園などの公共施設及び個人の住宅が利用される。事例として、昭島つじヶ丘ハイツや八王子ニュータウンの貯留浸透施設がある⁷⁾。八王子ニュータウンでは貯留浸透施設を面的に整備して、洪水流出量を抑制すると共に地下水の涵養を積極的に行い、更に涵養された地下水を河川へ誘導するも

のである。その結果、大幅なピーク流量を削減でき、河川の改修断面の安全度が向上して大幅な改修工事を行わずに対応できることを示している⁷⁾。また、これらの施設において、雨水浸透施設の機能は継続的に計測されており、そのデータから、長期に渡る機能の有効性が確認されている。これらの実績を踏まえて、本工法を実施する上での工事費に対する補助金や融資制度が国、各自治体、金融機関で整備されている⁸⁾。

また、石川⁹⁾は宮城県塩竈市を対象として、宅内貯留施設の設置による流出抑制の効果を流出モデルで検討している。宅内貯留施設が流域に分散していると仮定して、敷地面積に対する貯留面積を1/4とし、一軒当たりの貯留量を6m³とした場合、ピーク流量や流出総量が減少し、降雨時の水循環をより自然な状態に戻す効果が期待できることを示している。

(2) 宅内貯留施設普及の課題

雨水貯留施設としては、校庭貯留、公園貯留、掘り込み型貯留、地下貯留、ダム型貯留がある。財政上、また地形上の問題から、大規模な設備の建設が難しい場合は小規模分散型施設を検討しなければならない。その代表が宅内貯留施設である。現在のところ降雨時の流出抑制策としての宅内貯留施設の普及率は小さい。その理由として、石川⁹⁾は技術面の問題、住民の協力、行政としての制度化の問題の3点を挙げている。技術面では、どの程度の規模にするのか、更に全体としてどの程度の効果が期待できるか、行政面では、下水道事業の中での位置づけ、また宅地内に建設される公共施設をどのように管理するのか、などが問題点として挙げられる。更に、このような施設の建設に対して住民の協力がどの程度得られるか、また協力を得るためにどのような施策が必要かなど課題が多い。宅内貯留施設の建設に対する住民の意識調査の結果では、80%以上の人人が協力的であり、非協力的理由は”敷地が狭い”などで、宅内貯留施設の建設そのものに対する反対はほとんど無かった¹⁰⁾。宅内貯留施設の建設に際し、費用負担は全体の50%の人が公費負担を希望しているものの、一部は住民が負担をしても構わないという意見を含めると95%以上となり、宅内貯留施設を公費負担で建設できれば普及する可能性が高いことを示している¹¹⁾。また、このような宅内貯留浸透施設は住民が河川の水質とどのように関り、自分がどのように維持管理しなければならないかを考える環境学習のひとつであるという側面も有している¹²⁾。

東京都内で雨水浸透ますを設置している住民に対し、日常的な意識、関心、維持管理に関する調査を行った結

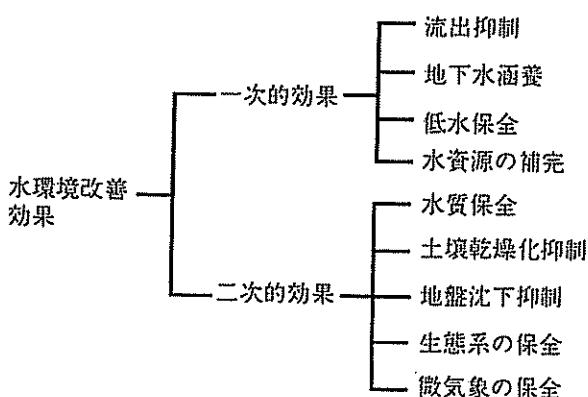


図2・6・1 雨水貯留・浸透施設システムにおける水環境改善効果の体系⁶⁾

果では、雨水浸透ます設置の必要性は比較的良く認識されていた¹⁰⁾。しかし、雨水浸透ますの清掃や点検をしていない人が多く、また浸透ますの上に芝生を植えたり、コンクリートが貼られたりしているものもあり、維持管理の必要性が充分に理解されていなかった。個人住宅に設置された雨水浸透ますの中には構造的欠陥を有するものもあり、維持管理し易い構造に改良すべき点もある。一般に、住民の本施設に対する関心度は低い。これには行政側の指導不足もあるため、設置の拡大・普及に際し、解りやすい説明書を作成して、設置の意義について説明する必要がある。

(3) 雨水流出抑制事業の創設－行政の取り組み－

平成6年度下水道雨水貯留浸透事業が創設され、通常は地方単独事業に相当する公共ますにも浸透機能があれば国庫補助を行うようになった。これを拡充する目的で、平成8年度浸透機能を有する管渠や貯留施設についても国庫補助対象とし、東京都、横浜市、塩尻市、千葉市、札幌市、静岡市、福岡市の7都市で実施された。さらに、下水道管理者だけでなく、個人の協力を得て効率良く整備するために、平成9年度雨水流出抑制事業が創設された。本事業は市街地の浸水被害を軽減するために、宅地内への雨水貯留施設を新設する場合、及び下水道に接続した後不要になった浄化槽を雨水貯留施設として活用するための改修費に対して地方公共団体が助成する場合に、国庫補助を行うものである。費用負担の割合は、施設管理者、地方公共団体、国がそれぞれ1/3としている。これにより、降雨時のピーク流量を削減できるとともに、貯留した雨水を散水など雑用水として利用することが可能となる。

(4) 小金井市の例¹¹⁾

小金井市は地下水の涵養と湧水の復活を図り、雨水の河川への流出を抑制するために、雨水浸透ますを普及させてきた。昭和63年から一般住宅の新築・増改築時に排水設備計画の届け出があった場合、屋根雨水の処理施設として、浸透施設の設置の指導を始めた。新築時には溜めます等の通常の雨水処理施設に代わる施設として浸透施設の設置を指導していたが、普及させるためには既存住宅の住民の協力が必要であった。既存住宅に浸透施設を設置する場合、工事費が割高となり、住民の協力が得にくいことから、平成5年から浸透施設設置に対して工事費助成を始めている。設置の指導基準を施行して半年間は普及のための宣伝期間として、指定下水道工事店会議を開催し、技術者、配管工に対して講習を行って理

解を求めた。役所の窓口でも“技術指導基準”や“お願い”的ビラを配布して理解と協力を求めた。その結果、排水設備計画の届出件数のうち99%以上の住宅で設置されるようになっている。このような取り組みによって、現在では湧水時に枯れていた湧水が復活した例も報告されている。宅内に設置している排水設備の一部であるため、基本的には設置者が管理するものとしており、ゴミや土砂を取り除くような維持管理は住民へ“のお願い”としている。小金井市の場合は、屋根雨水を対象とした浸透ますであるため、土砂の堆積やます周辺の陥没などの苦情はないが、維持管理が住民へ託されている場合は、ゴミや土砂を容易に除去できる構造とする必要がある。

2.6.1.3 水辺環境の美化対策

(1) 清掃活動

住民の河川水質や水環境に対する評価には“透明度”や“ゴミ”といった視覚的指標が大きく働いていることから、これらの指標は、流域住民の河川に対する関心や意識を高める効果を持つことを示している^{12), 13)}。したがって、日頃の泳ぐ、水の中を歩き回るなどの戯水行為、水に張った氷を割る、水を汲んで撒くなどの接水行為、土手や堤防の散策、飛び石を渡るなどの周辺行為、水辺の動植物との触れ合い行為などは、住民による水辺の清掃活動の推進力となることが期待できる¹³⁾。ある都市河川の20数年間のBOD値の変遷と流域住民の河川に対する関心度、意識、過去の体験、清掃活動について調査した結果、BOD値が激減した流域の住民は日常の生活の中で川と接する機会が多く、水質が改善された流域ほど住民の清掃活動への自治意識が高いことが示された¹⁴⁾。清掃活動への自治意識は日頃から水辺を散策して河川環境の変遷を知っている高齢者に芽生え易く、また活動の中心も時間的余裕ある高齢者である場合が多い。このような活動を核として、子供達を含めた町内会の清掃活動へと発展させることが必要である。更に、単に清掃活動に留まらず、散歩道や憩いの場として利用できるような水辺空間を充実させることは、ゴミを捨てさせない環境つくりも貢献できるものである。また、河川の清掃は町内会単位だけではなく、流域として取り組む必要がある。特に上流域にキャンプ地などアウトドア施設がある場合、上流、中流、下流の各流域の住民間で不公平感が生じる。そこで、各組織がネットワークを形成して流域の上下流間で水辺の交流活動を行い、相互理解や協力関係を築くための努力が必要である。そのためには若者の参加と行政や企業の援助が不可欠である。

清掃活動を町内会単位ではなく、行政の壁を越えて広い範囲の流域で行うイベントが各地で行われるようになっている。九州・沖縄では各地の地方新聞社と住民団体などの共催で、美しい河川を次世代に伝えることの重要性を訴える”Love the River キャンペーン”が2000年夏、九州各地で行われた。町内会の清掃だけでなく、市町村の壁を越えて、流域単位で清掃を行うことは、上流域、中流域、下流域の連携や相互理解にも多いに貢献できるものである。

熊本県のほぼ中央部を東西に流れ、島原湾に注ぐ一級河川の緑川では1994年から4月29日を”緑川の日”と定めて、上流から河口まで流域全体を清掃している¹⁰⁾。これには毎年1万人以上の住民が参加している。不法投棄された車、タイヤ、家電製品の撤去にはクレーン車やトラック等の機材が必須となる。これには、主催者の「緑川の清流を取り戻す流域連絡会」の呼び掛けに行政や企業が賛同してこれらの機材を提供することで実現した。このような住民、行政、企業の協力体制が不可欠である。1994年当初40トンあったゴミは1997年には20トンにまで減少しており、これは参加者の意識の向上と周辺への働きかけによるものと評価できる。

(2) ゴミの不法投棄に対する取り組み

河川や河川敷のゴミには、枯れ草や周辺からの流入物、キャンプ等のレジャーによる生ゴミ、空き缶・瓶の放棄物、建設廃材、タイヤ、廃車、家具、廃油など不法に投棄されたものまで様々である。ゴミ捨て場という印象を与えないように、こまめにゴミ拾いをするだけでは限界がある。警察を含めた行政、及び廃棄物処理協会など業界団体と市民団体や自治会との協力関係が必要となる。荒川流域ネットワーク（埼玉県）では河川パトロールを行い、ゴミの不法投棄者を通報するリバレンジャー制度の創設を提案している¹¹⁾。現場での注意や指導は危険が伴うので通報に徹し、注意や指導及び取り締まりは行政に任せるようにする。大型のゴミは夜間に車で搬入されるため、ゴミ投棄禁止の立て看板には、夜間でも目立ち、また車内からもよく見える高さにすること等の工夫が必要である。更に、ゴミが投棄される場所には車の侵入を禁止するなどの処置も必要である。不法投棄に対する対処方法のハンドブックを作成して、監視システムを早急に構築しなければならない。

(3) 河川周辺の環境整備

都市化の進行に伴って河川が人々の生活の場から離れていく傾向にある現在、河川に背を向けず、日々の生活

の中で河川へ目を向けることが、住民による流域管理に向けての第一歩である。河川敷や護岸に花苗を植栽して、彩り豊かな散歩道や憩いの場を整備することは住民が河川へ目を向けるきっかけとなる。このような活動は老人会や子供会が主体となる場合が多いが、同じ視点にたつ仲間が徐々に増え、定期的・継続的活動として地域に定着していく。また、定着させるためには、彼らの日頃の活動を基盤に、菜の花やコスモスといった季節毎の花に関連したイベントを町内会等で企画して地域住民相互の交流を図ると共に、それぞれを有機的に結び付けて発展させることが必要である。

過疎化と高齢化が進む旧産炭地の福岡県宮田町では、町中を流れる犬鳴川の河川公園整備を地域住民で組織した団体「犬鳴川みどりの会」で取り組んでいる。この会は住民の意見を公園作りに反映させるため、1995年発足し、ワークショップ等で定期的に運営委員会や専門部会を開催して公園の花壇つくりや周辺の除草を行っている。この活動は、住民参加のまちづくりのモデルと評価され2000年に自治大臣表彰を受けている。このように過疎化と高齢化が進む社会においても住民参加型の環境づくりが芽生えている。

2.6.1.4 環境倫理の啓蒙

平成9年に改正された河川法によって、従来の治水、利水に加えて河川環境の3つの要素を総合的に満足できる河川の管理が求められるようになった。更に河川管理の基本となる河川整備計画の策定に際し、住民の意見を反映させるための施策が必要となり、住民自身が直接河川を管理するという認識を持たされることになった。今日の水環境問題は、従来のいわゆる公害問題と異なり、ゴミや生活排水といった住民自身が加害者であり被害者であるという観点で捉えなければならない。したがって、問題解決のためには、従来型の行政や企業の取り組みに加えて、住民の生活様式や考え方の見直しが求められるようになってきている。そのためには、環境のために、自分たちの生活様式を見直すことができる環境倫理をもった住民の育成が必要となる。住民が主体的に行動できるための環境意識はどのようにして形成されるのか、また環境意識を持った人材の育成のためには環境教育はどうあるべきかについて、更に、1999年12月にまとめられた中央環境審議会の環境教育・環境学習の推進方策に関する答申の基本方針について概略を示す。

(1) 環境意識の形成

直接的に人の健康に関わる水道水への関心は非常に高く、特に都市域では水道水に対する不安や不満も多い。上水源とする河川の流域の人口密度が高い場合は水源汚染が懸念され、ペットボトルの購入や家庭用浄水器などを利用している家庭が多い。和田ら¹⁷は生活雑排水による河川水質が悪化している下水道未整備地域で水質悪化の原因について住民にアンケート調査した結果、大半の住民が自分たちの生活排水が原因であると認識していた。しかし、この認識が水道水源汚染の一因であるとの認識とは必ずしも一致していない。実際の生活排水処理状況については、下水道未整備地域にも関わらず全回答者の15%の住民が“トイレ排水を下水道で処理している”と回答し、実際には家庭雑排水は垂れ流し状態にあるにも関わらず、1/3の住民はトイレが水洗化されることで生活雑排水も同様に処理されていると誤認しており、住民が自分たちの排水が処理されているかいないかさえも正確に認識していなかった。一方、環境庁が全国環境モニターを対象とした生活排水と河川環境の関りについて調査した結果では、ほとんどの人が河川の水質汚濁は生活排水が原因であることを認識し、居住地周辺の河川水質が悪化しているほど認識している人が多いという結果であった¹⁸。和田ら¹⁷はこの認識度の差を、環境庁の調査は環境に対して比較的関心の高い環境モニターを対象としているのに対し、和田らの調査は環境に特に関心が高くはない一般住民が対象であり、一般住民の自己の生活と環境との関りに関する認識の低さであるとしている。住民の大半を占めると考えられるこの“環境に対して特に関心が高くはない一般住民”への環境意識の啓蒙を如何に行うかが問題である。世古¹⁹は環境行動のための環境意識を形成していく手法として“ワークショップ”に注目している。もともとワークショップは、価値観の異なる多様な人々が共同して問題解決のための提案をまとめる作業を一緒にすることに意義がある。その中で、全体を活性化させ、さらに意識されていなかった潜在的な可能性を気づかせて導くことができるリーダーの存在が必要である¹⁹。住民、行政、企業が共同して、発案し、計画し、実施するまでには、ワークショップだけではなく、多くのプログラムが必要となってくる。このように、ワークショップをきっかけとしてさらに必要なプログラムを立ち上げることが一般の人々に環境意識を形成させ、環境行動へと導く有効な手法のひとつである。

河川環境保全に関する情報を住民に提供することも河川環境保全への意識の向上に繋がる。水域の汚濁負荷削

減策として、具体的に住民のどのような行為が、どのように、どの程度水質改善に貢献できるかを示すことが必要である²⁰。例えば、“廃油を直接流さない”、“米の磨き汁を流さずに植物などへ散布する”、“皿の汚れを洗う前に拭き取る”などの日常的な生活排水への汚濁負荷削減策である。そこで、三浦ら²⁰は、“河川環境保全型ライフスタイル自己診断システム”を構築し、これら汚濁負荷削減対策を考慮した水質改善予測を行った。その結果、直ちに大きな改善効果は表れなかつたが、確実に水質改善効果が期待できることが示唆された。このように、住民の生活と河川環境との関りを啓蒙する必要性を強調している本システムは、住民が簡単なパソコン操作で生活排水が河川環境に与える影響を認識し、自己のライフスタイルを確認することが可能となり、住民の意識改革を可能にするものと評価できる。その際、影響評価には専門知識を必要とする数値だけでなく、魚の生息状況のような解りやすい身近な情報を指標としてより認識し易くなるとしている。このように、住民が事業目的や内容及びその効果などに対する理解や知識が不足していることが多いので、これらの情報を丁寧かつ平易に住民へ提供する必要がある。

(2) 環境教育の方向性

環境意識を形成させ、環境倫理をもった人材を育成するためには教育や学習が重要となり、地方自治体による環境教育への取り組みが急速に広まっている。環境庁は1987年から地球環境カリキュラムを発足させ環境教育を推進するための行動計画の策定を援助している。文部省は1991年に「環境教育指導資料－中学校・高等学校編－」、1992年には「環境教育指導資料－小学校編－」を作成し、学校教育に環境教育を導入している。これらの教育内容は、教師による室内での教育が主であり体験学習は比較的少ない。一方、民間では自然教育、野外教育、リサイクルなど体験学習を通して行なわれている。しかし、平成14年度からは学校教育にも総合的な学習の時間が導入される予定である。学校教育、行政、民間によってそれぞれ独自の方法で進められている環境教育の定義や方法は様々であり、確立されていないのが現状である。北村ら²¹は環境教育の定義を、広義では「人間とそれを取り巻く自然及び社会環境において生じた環境問題の原因を認識し、環境問題を解決する方法を考え、自己のできる範囲で行動のできる人間を育成すること」とし、狭義では「地球規模の生態系が本来の循環で行なわれるために、人間を中心とした動物や植物の生態系を教えること」としている。そして、環境教育に含まれる

教育とその位置づけを図2・6・2のように整理している。今後の河川環境保全活動は、まず住民が身近にある河川の自然について理解することから始まる。実際に、自然体験や自然観察を行っている団体が多く、これらは環境教育の基礎となるものであり、指導者養成という側面も持っている²³⁾。

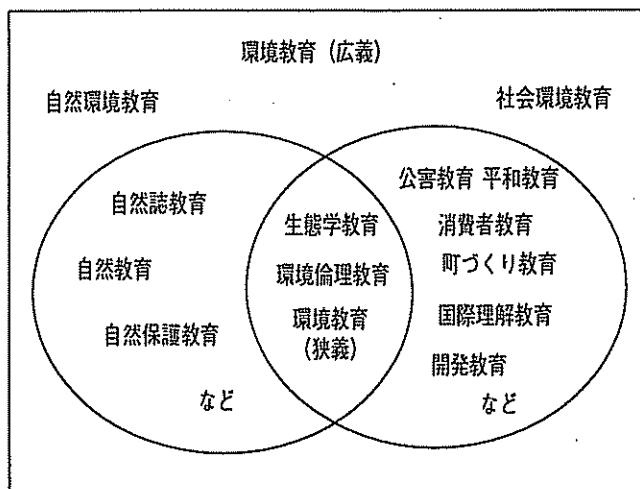


図2・6・2 環境教育の整理²¹⁾

清野ら²²⁾はその基盤になるものが自然史博物館であるとしている。彼らはこのような施設が環境学習の支援策のひとつとして充分に機能すると考えている。1960年代から1990年代にかけて全国でいわゆる“ハコモノ”といわれる博物館、資料館の類いが数多く建設された。これらの施設はその地方の歴史や文化、地理などに特色もっており、住民の関心が向きやすい。そこで、社会教育施設としてのこのような施設を拠点として、住民の観察会や講演会などの教育活動が可能となる。環境に対する関心の強い人でつくられたサークル活動と違って、このような公的施設での集まりは関心や知識が未熟であっても参加しやすいという利点がある²³⁾。一方、このような社会教育施設がない地域では、自然への関心や興味が育ち難く、また施設建造の要請もない。更に、環境意識の高い流域で行なわれているような流域ネットワークが自発的に形成されることもなく、またコアとなる人材も得られない。そのような中で行政主導型の河川活動や団体の設立が行なわれたとしても、町内会や各種団体などを通じて動員され、義務感で参加することになる。このような地域では、たとえ呼び掛けても住民の参加は期待できない。そこで、数は少なくとも、将来的に活動のコアになる人材がいるので、それらの人々に情報や考え方を提供し続けるような支援を続けることが有効である。また、清野ら²²⁾は、環境教育に社会教育施設や教育機関

だけではなく、河川管理者が自分達しか保有していない情報、例えば調査報告書などを住民側に提供して社会還元の形で環境教育ができるかと提案している。彼らの研究対象である大分県八坂川では、洪水のメカニズムや生態系保全の必要性を住民に示すために、環境アセスメントを要約し、さらに独自の調査結果を取り入れたブックレットを作成している。その際、極力平易な表現とし、興味を持たせるような内容に書き換える操作を加えている。このような河川管理者側の情報を利用した環境教育はまだ試行段階であり、その方法論も確立していない。しかし、今後情報公開時代に向けて、データの閲覧を可能にするという消極的な姿勢ではなく、議論のためにデータを提供するという積極的な方策となる可能性がある。

(3) 環境教育・環境学習の推進方策に関する中央環境審議会の答申²³⁾

今後の環境教育の方法や学習の場所の選択には昨今の社会背景を考慮する必要がある。まず、環境問題そのものの変化である。6.1.1で述べたように生活排水の水環境への影響が大きくなっている。従来型の行政や企業の取り組みに加えて、住民の生活様式や考え方の見直しが求められている。すなわち、住民の自主的・積極的取り組みが求められている。次に、人口構成の変化である。少子化による就学人口の減少と高齢者人口の増加である。更に、教育関係者や専門家に加えて、最近芽生えつつあるNGOなどの各種団体やボランティアグループなどが環境教育の担い手として協力できる態勢になってきている。環境教育を取り巻くこのような社会的状況の変化の中で、今後の環境政策の成果を左右する環境教育をどのように推進していくのかについて、中央環境審議会は、審議を重ね、1999年12月環境教育・環境学習の推進方策に関する答申をまとめた。内容は新環境基本計画に盛り込まれている。

答申の中で、環境教育・環境学習を進めるに当り、

- 1.総合的であること、
 - 2.目的を明確にすること、
 - 3.体験を重視すること、
 - 4.地域に根ざし、地域から広がるものとすること、
- を基本方針としている。更に、既存の各種活動を生かしてそれを連携すること、学校、家庭、企業等の場を連携して関連する施策をつないで総合的に行なうことが重要であるとしている。具体的な推進方法として、人材の育成、プログラムの整備、情報の提供、場や機会の拡大、省庁間の連携強化、国と地方自治体の役割分担、企業と

連携した環境教育の推進、国際協力、の8項目の施策を提案している。これらはそれぞれ独立したものではなく、図2・6・3に示すように相互に連携させるものである。そして、これらの環境教育・環境学習は個人がそのライフステージに応じて様々な場で活動を行うため、活動の場や施策を連携させていくことが必要となる。

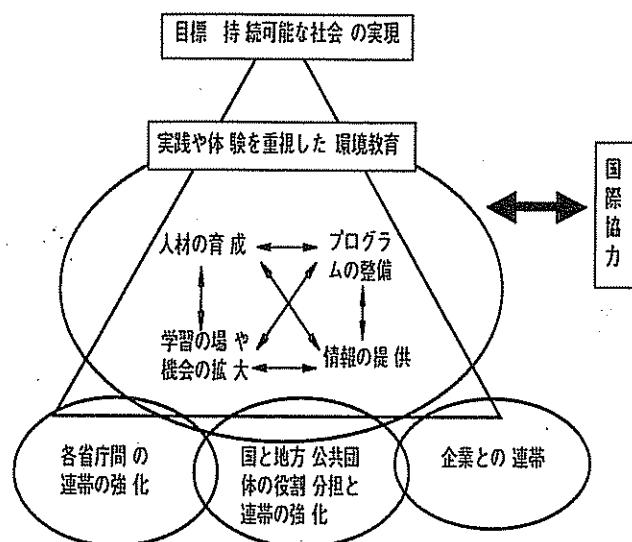


図2・6・3 環境教育・環境学習答申の概要

2.6.2 流域住民による今後の対策の在り方

個人の環境意識や行動を継続させ、さらに発展させるためには、さまざまな属性をもった住民の意見や情報の交換が必要である。まずは視点を同じくする仲間や町内会活動から出発し、それが拡大し組織化してNPO活動として定着していく。いくつかの環境NPOの活動事例を紹介し、これまでの活動を通して、問題点及びNPO活動を根付かせるための今後の課題について考察する。

2.6.2.1 各地の環境NPOの活動状況

河川整備の基本的方向として、住民の主体的参加と地域の意向が反映される仕組みがつくりが求められるようになり、1990年頃から急速に増加している環境への問題意識を共有する環境保全市民グループ、“環境NPO”の活動が活発化している。活動のひとつとして、水辺周辺の清掃等が行なわれている。こうした活動は河川環境の保全というだけでなく、住民自身が水環境に关心を抱き、その保全に対する自己責任と役割を自覚させる効果

もある。更に、環境NPOの活動は多様化しさらにネットワーク化している。その結果、相互補完や情報の共有化が可能となり政策提言が可能な自立した市民層の形成へと発展しつつある。ここでは、国内のいくつかの環境NPOの活動状況について紹介する。

(1) 筑後川流域連帯倶楽部

筑後川流域連帯倶楽部は、熊本、大分、福岡、佐賀の四県を流れる筑後川流域の連帯を深め、情報交換などのネットワークを広げる目的で1999年に設立された。現在、清掃活動、河川浄化のための植林、各種フォーラムやシンポジウムの開催などの活動を行っている。2000年夏、九州・沖縄では各地の地方新聞社と住民団体の共催で、美しい河川を次世代に伝えることの重要性を訴える“Love the River キャンペーン”が2000年夏、各地で行われた。福岡県では環境保護団体のNPO法人「筑後川流域連帯倶楽部」と上記のキャンペーン実行委員会の主催で、市民に呼び掛け“クリーンアップ筑後川”と銘打って九州最大の河川である筑後川の河川敷清掃が地元住民を加えて数百人の規模で行なわれた。当日は毎年恒例の花火大会の翌日でもあり、ゴミの種類や量が予想以上に多く、参加者の危機感が高まった。このような行事に参加し、現在の状況を体験することは、住民の環境倫理の確立に役立つものと考えられる。本キャンペーンでは、流域内に新工場をオープンさせたサッポロビール（株）が特別協賛社として活動を支援した。新工場で製造された製品を購入すると代金の中から1円がキャンペーン事務局を通じて、各河川保護団体へ寄付されることになっている。またイベント参加者に配られた“カッパマネー”は筑後川流域連帯倶楽部が発行するエコマネーである。河川清掃を始めとする環境美化のボランティア活動に参加した人に発行する地域通貨で、地域の協力店でのみ割引券として使用できる仕組みになっている。これは流域の連帯を深めると共に、商店や企業が間接的に活動を支援することができ、しかも使用可能な地域がその流域に限定されるので、地域経済の活性化に繋がるものである。また、流域の上流及び下流域において、河川環境に対する住民意識に何らかの不公平感がある場合がある。例えば、上流から下流域への認識としては、レジャー目的で下流からの訪問者がゴミを放置して地域を汚す、また森林管理による効果を下流の住民は理解していないこと、下流から上流域へは、上流域の住民が未処理の家庭雑排水を放流する、人工林を放置していることなどである²⁰。しかし、地域間でなんらかの不公平感はあるものの、多くの人は環境保全のため上下流域が連携し、

協力して活動する意志は持っている。したがって，“クリーンアップ筑後川”のよう行政と行政の壁を越えた流域としての活動は今後大きな期待が持てる。

(2) 徳島市新町川を守る会²⁵⁾

徳島市中心部を流れる新町川は高度経済成長期に水質汚濁が進行したが、行政による工場・事業所からの排出規制や主要な汚濁源であった生活排水対策が進んだことで一応の改善がみられた。この行政の政策に呼応する形で、周辺の住民がボランティア活動として河川の清掃運動を展開していた。会としてさらなる発展をするために、1989年「新町川を守る会」として結成され、1999年NPO資格を取得している。いわばNPO組織は河川の環境評価をきっかけに清掃活動を中心に始まった町づくりボランティアグループといえる。現在、河川の清掃活動の他に、川への住民の关心を高め、河川の環境保全に対する意識を向上させるために河川護岸での花壇の整備や各種イベントなど、年間約900万円の予算で14種類の活動を展開している。会員達は地域への愛着心や環境意識が向上していると評価している。活動量の多い会員は、比較的時間が自由な50歳以上の高齢者や商業者である。このような活動を長期間に渡って継続していくための課題として、役割分担を明確にして組織的に活動すること、情報提供を幅広くかつ迅速に行い参加しやすい開かれた会とすること、財政基盤を確立すること、の3点を挙げている。

(3) 豊穣の郷赤野井湾流域協議会²⁶⁾

赤野井湾は琵琶湖南東部に位置する面積約1.4km²の水域で、湾内に流入する8つの小河川の流域29.1km²をその集水域とする。流域は水田が広がる農業地域であったが、昭和40年代から豊富な湧水を利用して上流域に工場が進出したことで人口も増加傾向にある。したがって、赤野井湾への汚濁負荷は生活系、農業系、工業系など質・量共に多い上に、地形的には閉鎖性が強い。現在では赤野井湾は琵琶湖の中で最も富栄養化した水域となり、1983年からはアオコも見られるようになった。そこで、「豊穣の郷赤野井湾流域協議会」は赤野井湾に流入する河川及び集水域を対象に、住民、企業、行政が一体となって水質の改善や豊かな生態系を取り戻すための対策を検討し、実践していくために1996年に創設された。本協議会は、調査活動部会、対策検討活動部会、普及啓発活動部会を設け、それぞれの事業に取り組んでいる。調査活動部会は、地域の現状を自分達の目で確かめ、正しく把握する目的で、1997年に毎月1回水質を中心に、水

生物、ホタル、鳥、土地利用形態の調査を行った。これらの調査で得られたデータをパソコンに入力し、結果をまとめて冊子“水環境マップ”を作成した。対策検討活動部会は対策を検討する上で地域の現状や変化の過程を認識するために、調査活動部会にも参加し、実態把握を目的にした現地研修会へ参加して知識を習得した。さらに、住民の意見を反映するためのアンケート調査も行った。これらの結果を基に、分類整理したものを、“対策検討中間報告書”としてまとめて県と市町に提出している。普及啓発活動部会は、機関誌の発行や啓発資材の作成や学習会を開催し、地域住民の意識啓発を行っている。このように、組織内の役割分担と協力体制が比較的良く整っている組織である。

2.6.2.2 NPO活動の課題と住民参加の在り方

これまでの環境影響評価は公害の未然防止に重点がおかれていたため、環境基準など定量的、絶対的な評価基準をもとに、提案された開発事業がもたらす環境への影響を予測することが目的となっていた。しかし、今後はアメリカの国家環境政策法(NEPA)に見られるような、政策や事業の立案過程で情報公開と住民参加を基盤として環境に配慮した施策を選択し合意形成ができるルールを確立することが求められる²⁷⁾。このような住民の意見を政策に反映する住民参加型の社会システムは、法改正のみで機能するわけではなく、地域に根ざしたNPO活動がその下地としてある場合が多い。その鍵となるNPO活動を含む市民活動を推進するための日本における今後の課題として、

- 1.情報の公開と共有化、
- 2.行政及び専門家の支援、
- 3.組織のネットワーク化、
- 4.活動資金の確保、

などが重要な要素として挙げられる。

立案された政策や事業に対する評価や環境に配慮した代替案の選択には、情報の公開とコミュニケーションツールとして環境アセスメントを支援するソフトが必要となる。また環境シミュレーションには政策や計画の変更に柔軟にかつ迅速に対応できることが求められる。高度化・複雑化する社会システムにあっては対話型の環境シミュレーションソフトの開発が急務である。地理情報システム(GIS)と環境シミュレーションやモニタリングとの有機的連動も重要であり、その種のシステムの研究開発が進められている。このように多方面の情報を互いに共有化するメディアとしてインターネットは有効な手段

である。多くの人が現地調査した結果や解析結果をホームページ上に表示するなど、対話型、住民参加型の環境調査の新たな手法として極めて意義がある。しかし、パソコンやインターネットの活用は住民レベルの情報媒体としてはまだかなりのギャップがある。一般に各組織の会員の大半が50~60才代である場合が多く、共有化において作成したツールを持て余すケースがある²⁷⁾。今後、パソコンやインターネットの活用は大きな課題となるため、少子化と高齢化が進む中でパソコンへの慣れ、操作法の徹底、操作することの楽しさを教えることが必要となる。住民が自らツールを“使って”、“考える”能力を身に付け、彼らの意識を牽引できるような人材の存在が不可欠である。これを一部の会員やボランティアに依存すると、彼らの負担が大きくなる場合がある。このような場合は若い世代に参加を要請することはもちろん、必要に応じて、コンサルタントなど企業の介入も考慮する必要がある。

全国の河川事業における住民活動の実態調査によると、事業者が住民活動を少なからず支援したケースが67%を占め、残り33%が独自の活動により公共事業に働きかけたものであった²⁸⁾。これらの活動に重要な要素として、行政の支援、活動仲間や住民の理解、専門家の参加、活動資金などを挙げている。今後の支援方法として、情報公開と行政との交流が全体の48%、活動資金が31%、他団体との交流28%、専門家との交流が21%であった。このように、公共事業に対する住民活動には情報の公開を含めた行政とのよりよい交流関係の構築が必要であり、さらに専門家を含めた活動仲間や地域住民との交流が不可欠であるとしている。「豊穣の郷赤野井湾流域協議会」ではまず行政が住民に呼び掛け、住民が意思決定していく場と資金を提供した。住民は活動を計画し実行して改善策を検討して情報を発進した。その過程で専門家がサポートして住民の理解がより深くなることを助けた。これは住民・行政・専門家の協力がうまくいったケースである²⁹⁾。住民が有する情報を専門家が利用して研究することも重要である。緻密で時間を要する調査は専門家向きであるが、地域の自然の変遷や文化はそこに住んでいる住民の方がよく知っているものである。活動の内容を良く検討して、住民、専門家、行政、企業などでその役割を分担して行い、互いに連携するような仕組みが必要となる。この住民、企業、学識経験者、流域自治体、河川管理者が連携した川づくり、流域づくりのための新たな仕組みが多摩川流域で発足した^{29)、30)}。これは建設省京浜工事事務所が河川整備計画を立て実現していく過程で、地域と連携して取り組むためのコミュニ

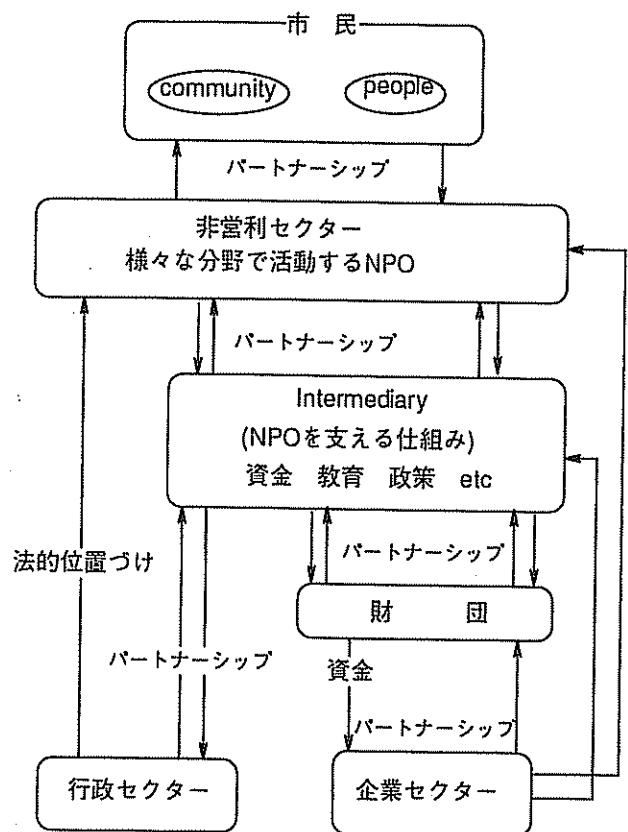


図2・6・4 米国における多様なパートナーシップ²⁶⁾

ーションの場として、「多摩川流域懇談会」を、平成10年に関係者とともに設立させたものである。本懇談会は住民、企業、学識経験者、行政のそれぞれの部会で構成し、互いに情報を公開して公正な立場で協力し合う場としている。また、活動と運営を円滑にするため、運営委員会を設置するとともに、必要に応じて個別に部会を設置して諸問題に対応ができる態勢を整えている。これは法改正のもと、各地で始まった合意形成の場つくりの一つのモデルを示している。

世古²⁹⁾は日本におけるNPO活動の課題として、資金の確保、支援者としての大学の参加、及び法制度の確立を挙げている。市民活動を支える資金は非常に重要であるにも関わらず不足しており、これが住民活動の低さやボランティアの不足に繋がっている。欧米との歴史、文化の違いが反映されていると言える。現在、NPOを含む市民活動団体では会員の会費や基金助成事業を行っている各種財團からの助成金で運営している場合が多い。野外での調査やその結果の取りまとめ、更にはそれを利用した啓蒙活動など、住民活動が活発になるほど、また住民の意識が高まるほど資金不足となり十分な活動ができない状態にある。(財) 河川環境管理財團は河川に

に関する調査・研究のみならず、清掃などの市民活動に対しても助成を行っている。しかし、このような助成制度だけでは不十分である。そこで、日本においても団体や個人が寄付しやすい制度や仕組みづくりが必要となってきた。米国にはNPO活動を支える仕組みとして、“intermediary（インターミディアリー）”がある。いわばNPOを支援するNPOであり、資金集め、リーダーの育成、マーケティングなどの活動を行っている。

また、米国では最近各地の大学がNPOの支援組織としての役割を持ち、各地域のNPOとパートナーシップを形成し始めている。米国における市民、NPO、行政、企業間の多様で多元的なパートナーシップの有り様を図2・6・4に示す²⁰⁾。今後、日本において住民参加型の社会を形成するための仕組みや法的な基盤を整備することが地域環境を守り育てる社会の確立に発展するものと考えられる。

参考文献

- 1) 和田安彦・三浦浩之・森兼政行（1995）：生活排水の河川環境への影響と周辺住民の認識、環境システム研究、Vol.23, pp.150-156.
- 2) 小野洋（1995）：海域の富栄養化を防止するための合併処理浄化槽の整備、水環境学会誌、Vol.18, pp.543-546.
- 3) 豊穂の郷赤野井湾流域協議会（2000）：琵琶湖・赤野井湾からー水環境マッパー、その他資料。
- 4) 北尾高嶺（1996）：小型合併処理浄化槽の開発経緯とその技術、水環境学会誌、Vol.19, pp.189-195.
- 5) 須藤隆一・稻森悠平（1996）：高度処理対応型浄化槽の開発、水環境学会誌、Vol.19, pp.196-206.
- 6) 都市基盤整備公団、(財)下水道新技術推進機構（2000）：都市整備における雨水循環下水道システム計画指針（案）
- 7) 西村慎司・鎌田克郎（1998）：八王子みなみ野シティ水循環保全システムについて、雨水技術資料、Vol.30, pp.57-68.
- 8) 石川忠晴（1994）：雨水対策としての室内貯留施設の普及可能性に関する調査、環境システム研究、Vol.22, pp.333-341.
- 9) 石川忠晴（1998）：環境学習施設としての雨水浸透施設、雨水技術資料、Vol.30, pp.7-11.
- 10) 山本弥四郎（1997）：雨水浸透ますの維持・管理等の実態、雨水技術資料、Vol.24, pp.9-16.
- 11) 田中國彦（1997）：小金井市の雨水浸透施設設置促進、雨水技術資料、Vol.24, pp.121-125.
- 12) 島谷幸宏・保持尚志・千田庸哉（1992）：親水活動と河川水質に関する研究、環境システム研究、Vol.20, pp.378-385.
- 13) 田村孝浩・後藤章・水谷正一（1998）：小学校内に設けられた水辺の活用事例とその教育的効果に関する考察ー水辺を持つ教育的機能に関する研究ー、第12回環境情報科学論文集、pp.209-214.
- 14) 小浜明・江成敬次郎（1993）：水質の変化が住民の河川に対する意識に与える影響、環境システム研究、Vol.21, pp.236-241.
- 15) 河川環境管理財団編（1999）：川の水、第2号, pp.42-47.
- 16) 河川環境管理財団編（2000）：河川整備基金助成事業年次報告ー平成10年度ー、p.152.
- 17) 環境庁（1993）：「生活排水について」の調査結果、月刊生活排水、Vol.13, pp.15-15.
- 18) 世古一穂（1994）：環境行動のための環境意識の形成、環境情報科学、Vol.23, pp.14-26.
- 19) 和田安彦・三浦浩之・芳谷伸明（1996）：河川環境に関する住民意識と河川環境保全型ライフスタイル自己診断システムの研究、環境システム研究、Vol.24, pp.41-46.
- 20) 三浦浩之・尾崎平・和田安彦（1997）：環境保全行動を支援する双方向・対話型環境情報システムの開発、環境システム研究、Vol.25, pp.515-520.
- 21) 北村眞一・佐野悟子（1996）：フィールド型環境教育の現状と課題、環境システム研究、Vol.24, pp.403-406.
- 22) 清野聰子・濱田隆士・宇多高明（1999）：河川事業の遂行上取得された各種資料を有効利用した河川教育手法、環境システム研究、Vol.27, pp.135-146.
- 23) 松村隆（2001）：「持続可能な社会」実現のための環境教育・環境学習、日本水環境学会誌、Vol.24, pp.73-75.
- 24) 上月康則・村上仁士・山中英生・多田清富・和田智行（1999）：流域住民連携による「清流」河川の環境保全に関する考察、環境システム研究、Vol.27, pp.69-80.
- 25) 中村泰基・島博司・山中英生（2000）：河川環境保全を中心としたまちづくりNPO団体の活動事例とその評価ー徳島市新町川を守る会を題材としてー、第28回環境システム研究論文発表会講演集, pp.253-258.
- 26) 世古一穂（1995）：米国におけるNPOの現状と日本

- の課題、環境情報科学、Vol.24, pp.26-31.
- 27) 藤田知丈・中村正久（1998）：住民参加型の環境改善活動における情報共有化－琵琶湖店赤野井湾における試みを事例として－、第12回環境情報科学論文集、pp.41-46.
- 28) 市坪誠・長町三生・小松考二・竹村和夫・今田寛典（1997）：河川整備に対する市民活動の評価に関する一考察、第11回環境情報科学論文集、pp.55-58.
- 29) 多摩川流域懇談会（1999）：これからの大多摩川をみんなで育むための新たな仕組み－多摩川流域懇談会とは－（リーフレット）
- 30) 国土交通省関東地方整備局京浜工事事務所：どうするこうなる21世紀の大多摩川（リーフレット）

2.7 情報技術を活用した河川管理手法

2.7.1 はじめに

情報の分野で、IT革命など各種の言葉で表現されるように、情報分野での進歩は著しいものがある。河川環境の管理においてもその流れを受け、データの収集・情報の蓄積・加工利用面で、大きな変化を遂げている。とくに重要な点としては、データを連続的あるいは瞬時に取得し、管理に生かすための技術と、従来なかなか管理に生かしきれなかった各種の面的情報を相互活用し流域管理に結びつける技術がある。前者はモニタリングおよびそれを用いたシステムに当たり、後者はいわゆる地理情報システムGISを利用した技術である。本節ではこれら新しい技術について紹介する。

2.7.2 河川環境モニタリング

(1) モニタリング技術

水質などを常時観測することは、事故時への速やかな対応などできわめて重要となる。またこれらの技術で得られた連続的データは、従来のスポット的で非連続な測定では把握困難であった現象や機構を解明する有効な手段となる可能性も有している。連続測定は、人が行う作業を機械により自動化することで可能であるので、原理的には、タイムラグの問題を除けばほとんどすべての水質項目で実施できる。しかしながら、人の作業の機械的自動化は、分析項目ごとに実施せざるを得ず、加えて高価である。したがって、環境監視のような多数の地点か

つ多項目について実施すべき業務では、あまり適切ではなく、実際かなりの限られた項目・場所でしか設置されていない。

河川管理を目的とする場合、このような人間作業を自動化した測定装置より、精度等が若干劣るとも、迅速にかつ廉価で測定できる方法が、より現実的な手段である。また、対象流域内の水質不均一性を考慮すれば、多数の地点で実施する点も重要となる。すなわち、水試料を採取し実験室に持ち帰り、分析する通常の水質分析に加え、連続的、広範囲、かつ廉価な水質監視（モニタリング）が、河川管理上、必要かつ重要となる。

表2-7-1は、それらの技術をまとめたものである。表に示した方法のうち、①～⑤は、現地で測定データを得ることができるので、野外調査に適した方法である。水質の測定精度は、方法により差があり、試験紙やパックテストは、5～10段階程度の濃度レベルを得るにとどまる。ただしこれらは、それ自身のみで完結する測定方法なので、初期投資をほとんど必要としない。多数の人間が種々の場所に行き、一斉にデータを得るような調査・活動では最適である。すなわち、市民による河川調査、NGOによる環境監視などで十分な手段となる¹³⁾。測定可能な項目も、通常の比色法で可能なもののほか、通常滴定法で分析されるCODやアルカリ度にも対応している。

③のセンサー利用機器の携帯型は、現場測定用のpHメータ等の計器であり、項目によっては十分普及している。河川調査などでは、試料の持ち帰りの間に水質変化が生じるのを防ぐための現場測定用に利用されるが、その他、事故時などの影響・発生源調査などにも活用され

表2-7-1 水質モニタリング用の測定技術

方法名	原理	測定項目	備考
① 水質試験紙	発色試薬を染みこませた試験紙を試料に付けて発色する色の強さで濃度概算	pH、重金属、各種イオンほか多数	専門的知識不要、機器不要
② パックテスト	発色試薬粉末少量を含むチューブにピンで穴を開け、スポイド要領で試料を吸い込み反応。比色列との比較で濃度概算	pH、重金属、各種イオンほか多数	専門的知識不要、機器不要
③ センサー利用機器の携帯型	電極等のセンサーを用いた測定機を、野外利用にした機器	pH、DO、温度、濁度ほか	試薬不要で、実験室と同等かやや低精度
④ 手分析項目現場調査用キット	実験室内で実施する実験内容を、現場で実施しやすいように器具・機械をセットとする	滴定分析、比色分析など、多くの化学分析項目	実験室と同等かやや低精度だが、試薬を必要とする。
⑤ 携帯型測定機器	実験室内に設置するGC、TOC、イオンクロマト装置を野外測定用にしたもの。	TOC、各種イオン、有機物種ほか	実験室と同等かやや低精度。大型で運搬車が必要。
⑥ 手分析作業の自動化	実験室内で実施する手分析手順を機械により、自動化。	滴定分析、比色分析など、多くの化学分析項目	実験室と同等か場合によつては代用値。保守校正必要。大型装置
⑦ センサー利用機器による自動測定	電極等のセンサーを用いた測定機を、自動連続測定用にした機器	pH、DO、各種イオン、SS、クロロフィルa、硝酸イオン	実験室と同等か、場合によつては代用値。保守と校正が必要

表2・7・2 主な簡易水質測定手法とその適用範囲

項目	試験方法	商品名	測定範囲(mg/L)	排水基準(mg/L)	環境基準(mg/L)
カドミウム	検知管型	ヨシテスト	0.1~5	0.1	0.01
シアン	パック型	パックテスト	0.02~2	1	検出されないこと
	検知管型	ヨシテスト	0.05~50		
	タブレット型	ボナールキット	0.05~1		
	試験紙型	メルコクアント	1~30		
鉛	アンプル型	ケメット	0~0.1及び 0.1~1		
	検知管型	ヨシテスト	0.5~10	0.1	0.01
	六価クロム	パック型	パックテスト	0.05~2	0.05
	タブレット型	ボナールキット	0.1~2		
ヒ素	検知管型	ヨシテスト	0.2~25		
	試験紙型	東洋イオン試験紙	0.5~50		
	検知管型	メルコクアント	0.1~3	0.1	0.01
	ヨシテスト	0.5~10			
水銀	検知管型	ヨシテスト	0.03~5	0.005	0.0005
銅	パック型	パックテスト	0.5~10	3	—
	検知管型	ヨシテスト	0.5~10		
	タブレット型	ボナールキット	0.3~15		
	アンプル型	ケメット	0~1及び1~10		
亜鉛	パック型	パックテスト	0.5~10	5	—
	検知管型	ヨシテスト	0.5~20		
フェノール	パック型	パックテスト	0.2~10	5	—
	検知管型	ヨシテスト	0.5~10		
	アンプル型	ケメット	0~1及び 0~12		
	タブレット型	ボナールキット	0.2~10		
鉄	パック型	パックテスト	0.2~10	溶解性鉄 10	—
	検知管型	ヨシテスト	0.5~40		
	タブレット型	ボナールキット	0.3~20		
マンガン	パック型	パックテスト	0.5~20	溶解性マンガン 10	—
	検知管型	ヨシテスト	0.5~20		
C O D	パック型	パックテスト	5~100	160 (日平均120)	—
	タブレット型	ボナールキット	10~50		
D O	タブレット型	ボナールキット	1以上	—	—
	アンプル型	ケメット	1~12		
フッ素	パック型	パックテスト	0.5~5	—	—
	検知管型	ヨシテスト	1~100		
	タブレット型	ボナールキット	0.1~0.5		
残留塩素	パック型	パックテスト	0.1~6	—	—
	試験紙型	東洋クロール試験紙	10~50		

* 製品の有効期限に注意する。なお、ものによっては、有害な試薬を含むものがあるので、有効期限切れとなつたものや使用したものの処分等については、同封の説明書に従うか、記載されていない場合は発売元に問い合わせ、適切な処分を行う。

測定濃度範囲は、各メーカーのカタログ及び取扱い説明書による。

各製品の発売元等に關しては、「水質事故対策技術」(建設省建設技術協議会技術管理部会水質連絡会編)を参照されたい。

る可能性が高い。④、⑤は、通常実験室で分析する項目を、現地で分析可能とさせたものであり、サンプルの実験室への搬入が困難な場合などで活用されることとなる。②と④の中間的な形で、固形化した試薬を検水に加え色見本と比較し(あるいは吸光度)濃度を求める「タブレット型」、固形化試薬ではなく液体試薬を加える「滴瓶型」、粒状化した試薬を細管に詰め、検水を一定量吸引し、着色範囲から濃度を求める「検知管型」もある⁴⁾。

表2・7・2にはそれらの測定項目例及び測定範囲を示す⁵⁾。

これらに対し⑥、⑦は、連続測定を目的として機器類を用いた手法である。⑥は、手分析(含手作業を伴う機器分析)測定項目を、機械により自動化したもので、ほとんどの水質指標は可能である。実績の高い項目としては、COD計があげられる。一方、⑦は簡単な機械構造で連続測定を試みる方法である。DO、pH、温度、濁度のように、すでに分析法として確立した項目もあるが、

UVによるCOD推定のように、公定法レベルの精度はなくとも、別の原理により簡便に濃度把握しようとするものがある。後者については、最近様々な指標について検討がなされている。以下(2)でその方法（センサー）について紹介する。なお、⑦の技術は当然、③のセンサー利用機器の携帯型に転用可能である。

(2) 最新センサー技術

上記の⑦に対応する技術では、対象とする水質をいかに簡便に検知するかがキーとなり、その観点から電極等の電気信号（電流量）を検知する方法か、光を利用した方法がよく利用される。

pH計、DO計、ORP計など電極を用いた方法の測定原理は、電極間の電位差から生じる電流を測定することに基づく。その際、基準を与える参照電極と、測定物に對し特異的に働く（測定イオンのみ通す半透膜を有するなど）電極（pH測定の水素電極や各種イオン電極）の組み合わせて、測定項目が定まる。表2・7・3には、電極法によって検出可能なイオンと、その感應膜を一覧⁶⁾として示す。本法は、F⁻、Cl⁻、Br⁻、I⁻のハロゲンイオン、NH₄⁺、NO₃⁻などの窒素系イオン、Na⁺、K⁺、Ca²⁺などのアルカリおよびアルカリ土類金属、Ag⁺、Cu²⁺、Hg²⁺、Cd²⁺、Pb²⁺などの重金属イオンなど、イオン化する物質のほとんどをカバーできる。問題点としては、共存イオンの影響が

表2・7・3 イオン電極の種類と感應膜の組成の例

電極の種類	測定イオン	感應膜の組成
ガラス膜電極	Na ⁺ 、K ⁺ 、NH ₄ ⁺ 、Ag ⁺	酸化アルミニウム添加ガラス
固体膜電極	F ⁻ Cl ⁻ Br ⁻ I ⁻ SCN ⁻ CN ⁻ S ²⁻ Ag ⁺ Pb ²⁺ Cd ²⁺ Cu ²⁺ Hg ²⁺	LaF ₃ AgCl + Ag ₂ S、AgCl AgBr + Ag ₂ S、AgBr AgI + Ag ₂ S、AgI AgSCN + Ag ₂ S AgI + Ag ₂ S、AgI、Ag ₂ S Ag ₂ S Ag ₂ S PbS + Ag ₂ S CdS + Ag ₂ S CuS + Ag ₂ S AgI、Ag ₂ S
液体膜電極	NO ₃ ⁻ ClO ₄ ⁻ Cl ⁻ BF ₄ ⁻ Ca ²⁺ K ⁺ NH ₄ ⁺ 2価陽イオン	Ni-バソフェナントロリン/NO ₃ ⁻ Fe-バソフェナントロリン/ClO ₄ ⁻ ジメチルジステアリルアンモニウム/Cl ⁻ Ni-バソフェナントロリン/BF ₄ ⁻ ジデシルりん酸/Ca ²⁺ バリノマイシン/K ⁺ ノナクチン/モナクチン/NH ₄ ⁺ ジデシルりん酸/2価陽イオン
隔膜形電極	NH ₄ ⁺ HSO ₃ ⁻ HCO ₃ ⁻ NO ₃ ⁻ S ²⁻ CN ⁻	pH感應ガラス pH感應ガラス pH感應ガラス pH感應ガラス Ag ₂ S Ag ₂ S

であること、測定限界濃度が高く、環境中で低濃度の物質の測定に向かないことがあり、実際に環境監視に利用されているものは限られている。

この電極を用いた方法の多くは、特定物質（多くはイオン）濃度を直接得ようとするものであるが、CODセンサー、BODセンサー、バイオ毒物センサーのように特定物質ではなく、総括指標を測定する技術も最近開発されつつある⁸⁾。CODセンサーは、検水にアルカリを加えて電気分解し、その際消費される電気量から濃度を求めるものである⁹⁾。COD（JIS法）自身が有機物の種類によって分解率が異なるなど、方法に依存する部分が大きいので、試料の種類ごとに電流量とCOD値との関係を求めておく必要がある。過マンガン酸カリ等の薬品を使用しない、測定が短時間（10分）で可能したことなどの面から、実用化が期待される。

BODセンサー、毒物センサーは、ともに微生物の酸素消費とDOメータを組み合わせたもので、バイオセンサーである。BODセンサーは、試料を微生物膜に一定時間通過させ、その間のDO減少量から、BOD値との回帰式で濃度を算出する方法である。本方法により、公定法では5日はかかる分析を数十分以内に完了できる。ただし、もともとのBOD値が生分解可能有機物総量を求めるのに対し、本法では消費速度を得ているものであり、厳密には測定内容が異なる。一方、毒物センサーは、好気性微生物の膜に、検水とその基質を混ぜて送り込み、その間のDO消費量をモニタリングすることで、検水中の毒物の有無を発見しようとするものである。毒物が檢

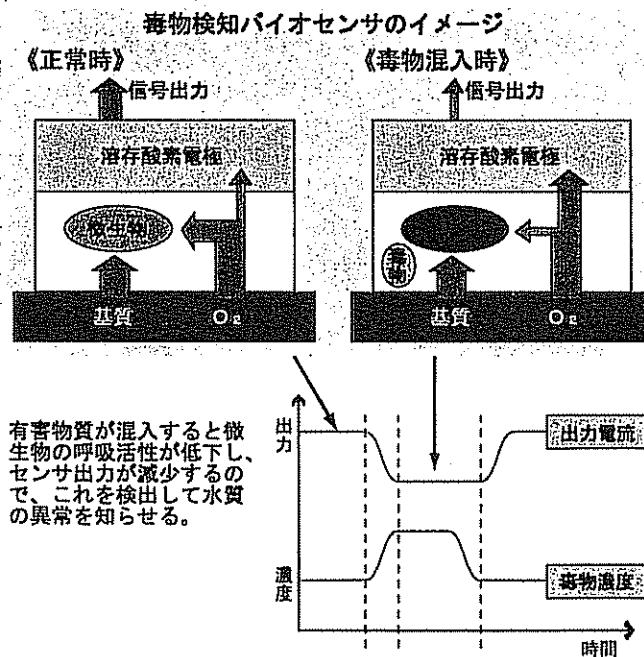


図2・7・1 バイオセンサーの原理

水中に混入していない場合は、正常に酸素消費をするが、毒物が混入すると活性が低下することを利用している。図2・7・1にその原理を図化する⁷⁾。本法は、センサー内微生物が感應する毒物なら、その種類を問わない点から、モニタリング手法として期待される技術である。本法およびBODセンサーは、ともに微生物膜を利用しているため、その寿命等により、20~30日程度ごとにその膜を更新する必要がある^{6), 9)}。

一方、光を利用するものもその開発研究例が多い。すでに公定法として利用されている濁度に加え、CODの代用法としてのUV法も重要な手法である。従来は吸光特性を中心とした技術であり、その場合の操作パラメータは透過光波長数のみで、自由度は1にすぎなかった。しかし昨今、レーザー光線等、強力な光源の汎用的利用の増大により、散乱光あるいは2次光を検出する技術が一般化しつつある（いわゆる蛍光光度分析）。この場合、光源の波長（励起波長）、散乱光の波長（測定波長）の2つの操作条件を与えることとなり、測定条件の自由度が増大する。加えて、励起光と散乱光とのなす角度もパラメータとし得るなら、さらに自由度は増す。宗宮¹⁰⁾は、この散乱光を用いた測定装置を試作し、クロロフィルa、SS、TOC、DOC、NO_x-Nの迅速測定が可能などを示した。光を用いた測定法の特色としては、短時間で無試

葉、さらに試料をほとんど変質することなく測定可能なことがあげられる。

(3) 常時観測モニタリングステーション

上記のような連続測定技術の進歩もあり、多くの河川環境で自動観測されるようになった。日本における最初の水質モニターは1970年に隅田川の小台で設置された¹¹⁾。その後、1982年には、水温・伝導率・pH・DO・濁度が標準仕様として測定されるK-82が開発され（シアノとアンモニアは特記仕様），普及していった。なお、本機器は1992~3年にK-82Sとして、改良された。

これらの自動観測機器は、現在多くの場所に設置されている。たとえば琵琶湖では、近畿地方整備局・水資源開発公団と滋賀県両者がそれぞれ18カ所の自動観測所を有している。測定項目は、基本的には先のK-82と同じ5項目であるが、場所によってはシアノ・アンモニア・全リン・全窒素・クロロフィルaが追加されている。

自動観測されるデータは、膨大なものとなり、それを管理するシステムが重要となる。そのシステムは、管理対象の場所や、規模によって異なることとなる。図2・7・2は、そのシステムの一例として、国土交通省近畿地方整備局の水環境監視システムの構成を示した図¹²⁾である。近畿地方整備局は水質自動監視装置を各水系の主要地点

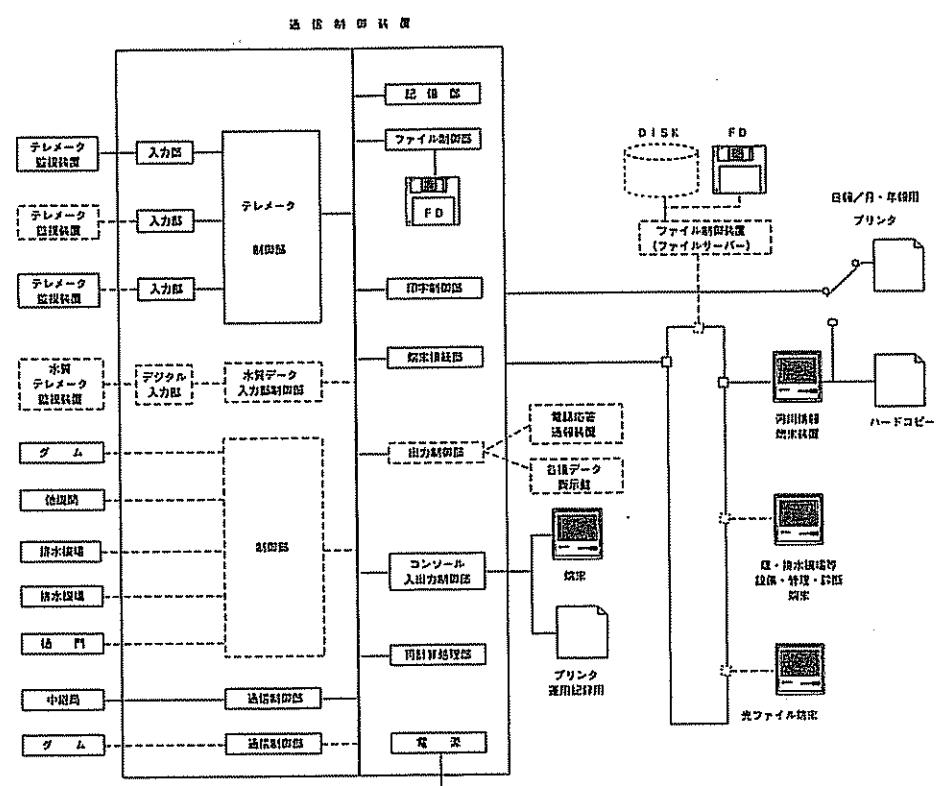


図2・7・2 近畿地方整備局の水環境監視システム

に配置し、工場などの汚染源の常時監視や、水質異常時の緊急対応に利用している。また、淀川ダム統合管理事務所では、水系内ダムの管理とともに、水系内水質自動監視装置をテレメータで結び、電算直結による水質管理および水質調査資料の整備を行っている。

(4) 事故対応

水質管理の目的は、事故等の発生を迅速に発見し、そ

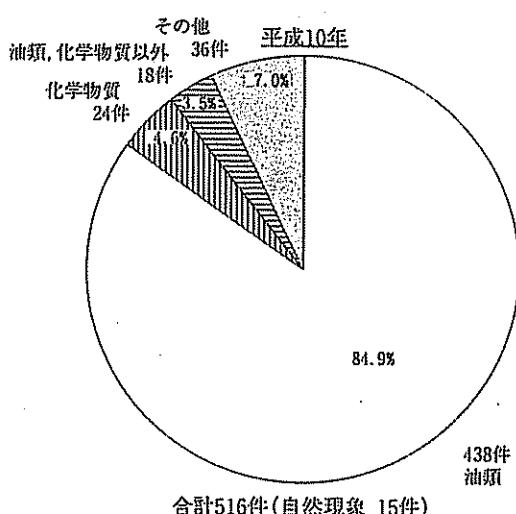


図2・7・3 原因物質別水質事故の発生件数

の対策を早く実施することである。図2・7・3は、平成10年に一級河川で発生した水質事故の原因物質を示したものである¹⁰⁾。結果をみると油分の流出が最も多く、事故全体の8割以上を占めている。油は水と混ざらず、流域の表層に広がる形となり、その影響は顕在化および広域化しやすい。油類以外では、化学物質、その他物質および原因物質不明であり、それぞれ5%前後の割合である。

発生場所と影響は、環境庁が1994年1月から1995年6月の間に実施した調査¹⁰⁾で示している(図2・7・4)。発生場所では、不明の場合が約4割ともっとも多く、ついで特定事業所と非特定事業所が共に約4分の1で続く。そのほかでは、不法投棄が4%, 船舶・車両が10%となっている。油類による事故は、発生場所別でも工事現場以外は多く、とりわけ船舶・車両では9割を越えている。一方、被害の内容では、水道・水産・農業の順にそれぞれ5, 2, 2%を占め、これらを含めた利水上の被害は約

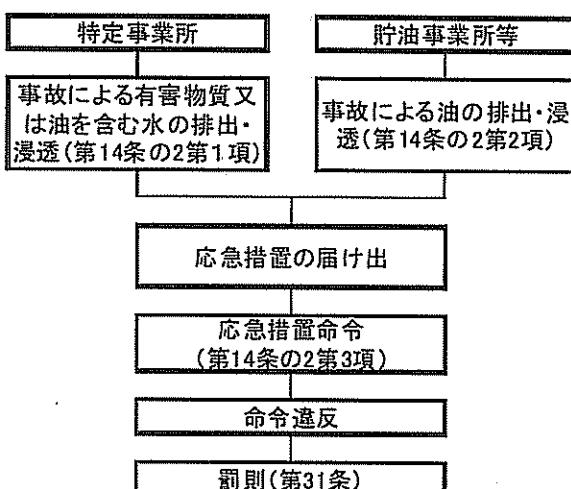


図2・7・6 事故時の措置のしきみ

注) 特定事業所における有害物質による事故時の措置については、平成元年に規定されたものである

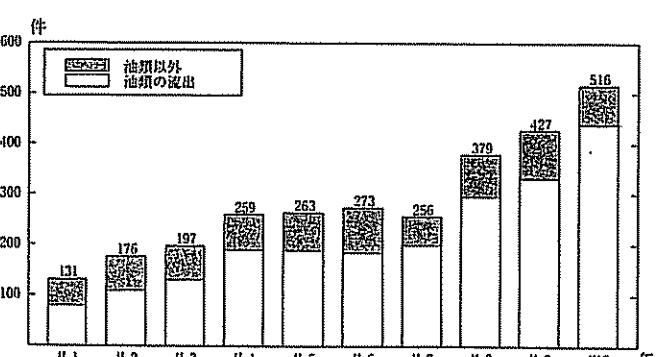
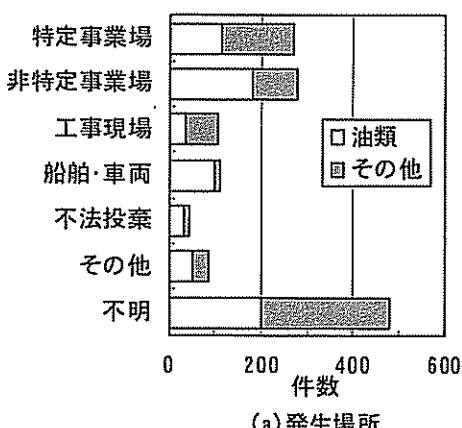
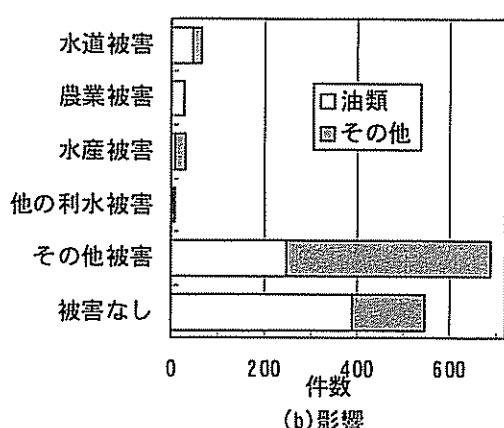


図2・7・5 一級河川における水質事故発生件数の経年変化



(a) 発生場所



(b) 影響

図2・7・4 水質汚濁事故の発生場所と影響

1割である。水質事故の半数はその他の面で被害を生じており、被害が報告されない場合も4割ある。一方、油類とそれ以外での影響をみると、水道・農業ではその割合が高く、水道とその他の被害では、それ以外の物質による影響が大きい。さらに図2・7・5には、一級河川における事故発生件数を経時にみてみた。図より、ここ十一年間で、事故件数が増大し、それを引き上げている要因として、油類の流出が重要であることがわかる¹⁰⁾。

なお、健康項目の環境基準達成状況でみると、1995年時点での不適合地点は0.77%，ただしその9割以上は河川である¹⁰⁾。環境基準が設定された1970年代初頭は、Pb, CN, Cdで、それらは0.5%以上の地点で不適合となっていたり、毒物の流出が頻発していたが、現在これらは0.05%以下の不適合率となった。先に示したように、油類が現在、もっとも注目すべき対象となっている。

事故が起きた場合には、その後の迅速な処置が重要である。とりわけ昨今における油類による水質事故に対応するため、1996年、「水質汚濁防止法」が一部改正され、図2・7・6に示す法的措置が執られるようになった¹⁰⁾。この規定のポイントは、従来の有害物質に加え、油類が対象となったこと、特定事業所のみならず、貯油施設等での事故時の措置対象となること、事故時の速やかな措置の実施とその報告の義務づけなどである。

2.7.3 GISの活用による河川環境総合管理

(1) GISとは

GISとは地理的情報システム（Geographical

information system）のこと、従来、数值や図面として管理されてきた地域情報を、图形情報として直接処理することにより、より高度な情報管理・解析をするものであり、ここ10年あまりの新しい技術である。GISの一般的な利点として、

- ①元となる地図の縮尺や投影法が異なっている場合でも、GIS上では位置座標を参照としてデータの管理を行うため、同じ縮尺であるかのように統一的に扱える。
 - ②GISでは、データは一般的に項目別にレイヤーに整備される。これによって、データベースの変更・修正はその部分だけを行えばよく、その部分のデータを差し替えるだけで計算結果や表示結果にも反映することができるとともに、大幅に検索効率が向上する。
 - ③GISが公開されたデータ形式をもっているために、データの再利用や配布が簡単である。
- のような点が上げられる。

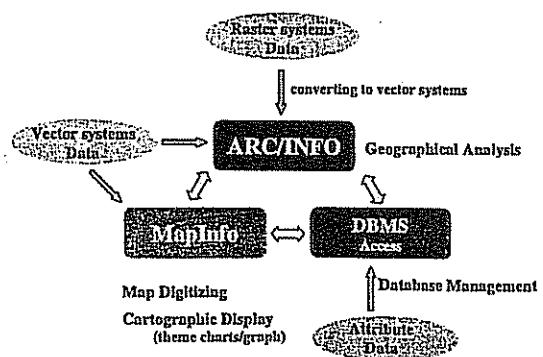


図2・7・7 GIS関連のソフト間の作業分担

表2・7・4 ベクター型とラスター型データ

比較項目	ベクター型	ラスター型
特徴	データ形状 任意	一定の形
	精度 基図に依存	メッシュ間隔に依存
	図形表現方法 点、線、面で表現	面で表現
	属性データ 点、線、面のそれぞれの図形情報で結合	属性データで面を表現
	図形処理機能 点、線、面を用いた図形処理	面のみを用いた図形処理
データ	データ構造 現象学的な良い表現が可能だが、複雑なデータ構造	単純なデータ構造
	データ量 データ量を少なくできる	一般にデータが多い
地図表現	地図表現 基図縮尺に依存するが正確に表現	メッシュ間隔に依存、ベクター型と比べ粗い表現になる。メッシュ内部の状況が不明
	地図縮尺 地図を拡大しても形状が同じ	地図を拡大するとグリッドが大きくなりすぎて現象の構造が認識困難
加工処理	空間解析 高度なプログラムを必要	さまざまな解析が簡単
	シミュレーション トポロジーを持つものは、シミュレーションが困難	各単位の形とサイズが均一なためシミュレーションが容易
	ネットワーク解析 ネットワーク連結によってトポロジー(地理的要素の連結)を表現	ネットワーク結合を行うことは困難

GISで扱う地理情報の事物の形を表現する方法として、ラスター型とベクター型の2つがある(表2・7・4)。ラスター型は、メッシュごとに情報を保存する形であり、いわばドットインパクト方式のプリントにあたり、一方ベクター型は、閉ベクトル集合で形状を保存する方式であり、写植印刷に相当する。従来の地図情報はラスター型で作成されることが多かったが、近年の計算機の発展によって、今まで制約条件となっていた記憶容量・演算時間の問題が解消され、ベクター型で整備されつつある。しかし、モデル化・数値予測等の面ではベクター型では困難な問題もあり、今後も併用が続くと考えられる。

現在、データの入力・編集、解析、データの集計までを一貫して行うことのできる様々なGISソフトが利用可能となったが、それぞれ得手不得手がある。各ソフトの利点を活かし、作業分担を行うことにより、GIS環境をより充実したものにすることができる。このため、増田¹⁵⁾はArc/INFOとMapInfoの2つのGISソフトとデータベースソフトAccessを使用し、図2・7・7のような関係で主要な作業の分担を行った。MapInfoにはデータ表示に利点があり、地理情報の入力、編集、主題図の作成、表示にはPC用のMapInfoを用いた。2つのGISソフトMapInfoとARC/INFOの間で図形データの交換を行う必要が生

じるが、これにはMapInfoに標準添付されるデータ変換ソフトARC/Linkを用いている。なお、表2・7・5に増田¹⁵⁾がまとめたそれら関連ソフトの特徴および作業内容を示しておく。

(2) 河川環境管理に関するデータの取り込み

GISを活用する上では、どのようなデータを取り込むかが重要となってくる。当然、取り込むデータは、GISを用いて、何を実施するのかに依存する。表2・7・6には、筆者らが、鴨川流域をモデル化するために入手した情報を例として示しておく。依然、紙のままの情報も多いが、標高データの数値地図など、直接GISに利用しやすい形の数値データも完備しつつある。

(3) 河川環境管理のためのモデル化手順

河川の水質管理では、従来、流域全体を複数の仮想タンクと考えるような集中型モデルで、一括して処理してきた。しかし、近年地域情報の面的なデータ整備と計算機能力の向上で、個々の小領域ごとにモデルを立て、それを連結した分布型モデルが作成されるようになってきた。集中型モデルは、きわめて地域依存性の強いパラメータを有するのに対し、分布型モデルでは一定のルール

表2・7・5 主要GISソフトウェア環境の内容

ソフトウェア	用途	説明	OS
GISソフト	MapInfo	流域情報の統合化 米国MapInfo社が開発し、国内では(株)三井造船システム技研が販売。ベクターデータを取り扱うことができ、多量の文字、数値データを地図上で分析し、視覚的なインターフェースで容易に操作。デジタイザを接続して独自に地図をベクトルデータとして入力可能。プログラム言語MapBasicを用いることによりMapInfoのカスタマイズと自動化が可能。	Windows
	ARC/INFO	流域情報の統合化 米国ESRI社(Environmental Systems Research Institute Inc.)の開発した汎用の地理情報システムパッケージ。1981年に市場に出して以来、継続的にバージョンアップが重ねられ、現在では全世界で60,000以上のユーザーが利用。世界的にGISソフトウェアの分野で最大のシェアを誇り、事実上の業界標準(デファクト・スタンダード)。	Windows Unix
	Idrisi	ラスター・ベクター変換 クラーク大学地理学部(アメリカ合衆国、マサチューセッツ州)のJ.R.Eastman教授がディレクターを勤めるジョージ・パークンス・マーシュ研究所がUNEP/GRID国連環境計画やUNITAR国連訓練調査研修所の支援を受けて開発したラスター型GISソフトウェア。	Windows
	Arc/View	外部データの導出 株パスコのGISソフト	Windows
	SIS	外部データの導出 株Informatix社のGISソフト	Windows
データベース	Access	属性管理 & 計算 Microsoft Office アプリケーションシリーズ	Windows
表計算ソフト	Excel	属性入力 & 計算 Microsoft Office アプリケーションシリーズ	Windows
データ変換、 プログラム	Perl	データの並び替え、抽出 データの並び替えに強いプログラミングソフト	Windows Unix
	MapBasic	MapInfoの自動化 GIS用のデータ交換ソフト	Windows
	ArcLink	MapInfo、ARC/INFO間データ交換 GIS間のデータ交換ソフト	Windows
	AML	ARC/INFO自動化 GIS用のプログラミング言語	Unix

表2・7・6 河川環境管理のためのGIS取り込みデータ例

資料名	項目	地点	単位地域	情報提供元
国土地理院1/25000地図	—	対象全域	—	国土地理院
国土地理院1/10000地図	—	市街地	—	国土地理院
ゼンリン住宅地図	—	市街地	—	(株)ゼンリン
数値地図50mメッシュ(標高)	—	対象全域	50m	国土地理院
地質図1/25000	—	対象全域	—	所
土地利用図1/25000	—	市街地	—	国土地理院
土地分類基本調査(土地利用図)1/50000	—	対象全域	—	国土庁・京都府
土地分類基本調査(表層地質図)1/50000	—	対象全域	—	国土庁・京都府
土地分類基本調査(土壤図)1/50000	—	対象全域	—	国土庁・京都府
雨水 主要な管渠の平面図1/2500	—	整備地域	—	京都市
汚水 主要な管渠の平面図1/2500	—	整備地域	—	〃
京都市公共下水道整備区域図(汚水)	—	整備地域	—	京都市
京都府水洗化事業普及状況	普及率	京都市	京都市	京都市
京都市推計人口統計(国勢調査による)	人口	対象全域	区	京都市
京都市町別人口(住民基本台帳による)	人口	対象全域	町	京都市
下水道統計	処理人口 工場排水量 処理方式、能力 水洗便所数	整備地域	処理場 処理区 処理場 整備地域	日本下水道協会 日本下水道協会 日本下水道協会 日本下水道協会
アメダス降水量	—	—	—	—

を設けることで、領域ごとにはパラメータを設定しない。そのため、分布型モデルの方が、最終的な汎用性は大きいと予想される。

この分布型モデルによる水質管理モデルの作成では、大きく①メッシュ間の流下方法の決定、②その流出量のモデル化推定、③汚濁負荷流出のモデル化推定からなる。これらには、各種の方法があるが、ここでは、筆者らが、下水道未整備の農村地区で作成したモデル（0.7km²の流域）¹⁰⁾を紹介することで、その方法を説明する。本モデルは、数値標高データのある50m四方メッシュ（正確には南北は緯度1.5°、東西は経度0.9°の範囲）ごとに小領域を設定し、各メッシュ間の水量・負荷量の移動で、流域での汚濁物挙動を把握するものである。

①の流下方向の決定は、50mメッシュごとにある標高数値データと地形図(25000分の1)・住宅地図((株)ゼンリン2500分の1)を利用して決定した。まず、地形図・住宅地図から、河川が通るメッシュを求める（河川メッシュと呼ぶ）。流下のルールとして、(1)河川メッシュでは、その下流の河川メッシュに流下。(2)河川メッシュ以外では、その周りの8方向のうち、同メッシュより標高が低くかつ最大勾配となるメッシュに流下。(3)河川メッシュに接するメッシュは、河川メッシュに流下。(4)灌地となる場合は、周りのメッシュの標高より0.1m増して再計算。の4条件を設定した。これらルールのうち、(1)(2)には合理性が大きいが、(3)(4)は全メッシュからの流出が、最終的にその流域の流出橋に至るようにす

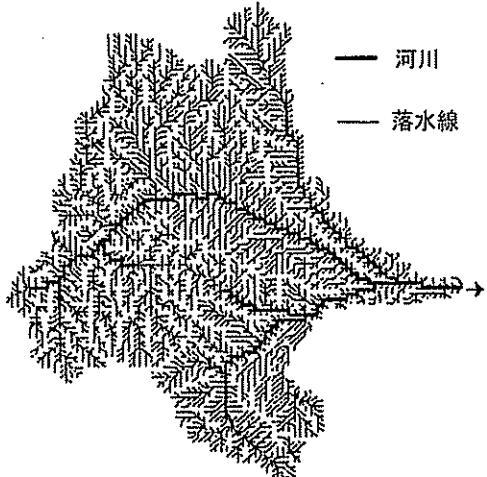


図2・7・8 河川と落水線

るために設けた仮定である。(4)の条件の繰り返し回数が多くなる場合は、別のルールを設定すべきである。図2・7・8に、上記手順で得た落水線¹⁰⁾を示す。

②の各メッシュからの流出については、鈴木らのモデル¹¹⁾を利用した。これは、メッシュごとに図2・7・9に示すそれぞれ2カ所の流出口を持つ2段のタンクからなるものである。上段タンクからの流出は表面流出を、下段は地下水移動をモデル化している。上段から下段への浸透も考慮されている。これら、流出口からの流量計算式は、表2・7・7に示す式で計算する。この計算式では T_1 ～ T_8 の8つの係数を持つが、その値を、場所ごとではなく、

表2・7・7 流れ及び物質の移動量推定のためのモデル式

No.	変数	記号	単位	方程式
1	蒸発量	E	m/d	$E_0 \cdot [(1+\sin(2\pi j/365))]$
2	上段タンクの一時的な水位	H_k^T	m	$H_k^{j-1} + (Q_{k-1} + D_k) / A + R - E$
3	表面流	q_{1k}	m/d	$(i/A)^{1/2} \cdot (H_k^T - T_1)^{5/3} / n$
4	速い中間流出	q_{2k}	m/d	$f_0 \cdot (H_k^T - T_2) / (T_1 - T_2)$
5	上段タンク間の水移動	Q_k	m^3/d	$(q_{1k} + q_{2k}) \cdot A$
6	地下への浸透量	S_k	m/d	$f_0 \cdot H_k^T / T_1$
7	上段タンクの最終水位	H_k^J	mm	$H_k^T - (q_{1k} + q_{2k} + S_k)$
8	下段タンクの一時的な水位	h_k^T	m	$h_k^{j-1} + S_k + Q_{k-1} / A$
9	地下水の移動 不圧地下水	g_{1k}	m/d	$f_1 \cdot (h_k^T - T_3)^2$
10	被圧地下水	g_{2k}	m/d	$f_2 \cdot h_k^T$
11	下段タンク間の水移動	G_k	m^3/d	$(g_{1k} + g_{2k}) \cdot A$
12	下段タンクの最終水位	h_k^J	m	$h_k^T - (g_{1k} + g_{2k})$
13	j日目における全負荷量	W_k^J	g	$X_k^{j-1} + P_k^J + L_{k-1}^J$
14	k+1メッシュへの負荷移動量	L_k^J	g	$W_k^J \cdot [1 - \exp(-c Q_k \Delta t)]$
15	k日までの堆積負荷量	X_k^J	g	$(W_k^J - L_k^J) \cdot \exp(-r \Delta t)$

Δt : 計算時間間隔(d), E_0 : 平均蒸発速度(m/d), D_k : 点源からの排出水量(m^3/d), A : 面積(m^2), R : 降水量(m/d), j : 1月1日からの日数(d), r : 分解速度定数(1/d).
 \wedge : メッシュ(k)とメッシュ(k+1)との間の勾配(-), c : 流下速度定数(1/m³),

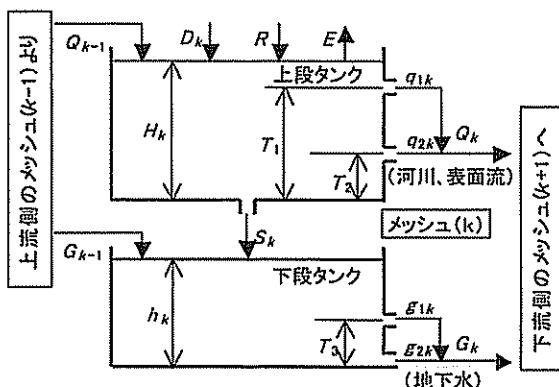


図2・7・9 メッシュ(k)における分布型流出モデル

その場所の属性に応じて与えるのが、分布型モデルの特徴である。鈴木ら¹³⁾は、上段タンクは土地利用に依存するとして表2・7・8の値を、下段タンクは地質に依存するとして表2・7・9の値を提案した。表2・7・8における浸透性は、「規定流量涵養に対する貢献度による表層地質の類別」に基づくもので、たとえば、火山灰、ロームは大に、礫岩は中に、泥岩、石灰岩は小に分類される。筆者らはこのパラメータをそのまま用いたが、ほぼ河川流量を再現でき、汎用性が確認された。^③の汚濁負荷では、図2・7・10のような過程で、流域内での発生、堆積、分解と流出を考えた。発生量は、土地利用、人口、特定事業所の有無の情報を元に、原単位等を用いて、メッシュごとに与えた。一方、分解反応は一次反応で与え(表2・7・6)，流出においては流量の影響も考慮している。なお、このモ

表2・7・8 上段タンクパラメータ(土地利用別)

土地利用	山地	水田	畠地	宅地
$T_1(\text{mm})$	15.0	20.0	10.0	5.0
$T_2(\text{mm})$	10.0	5.0	5.0	2.0
$S_p(\text{mm})$	0.0	0.0	0.0	0.0
$f_0(\text{mm} \cdot \text{hr}^{-1})$	18.0	1.8	3.6	1.8
$n(\text{m}^{-1/3} \cdot \text{sec}^{-1})$	0.6	2.0	0.1	0.1

表2・7・9 上段タンクパラメータ(土地利用別)

浸透性	大	中	小
$T_3(\text{mm})$	180	180	180
$f_1 u(\text{mm}^{-1} \cdot \text{day}^{-1})$	3×10^{-1}	3×10^{-2}	3×10^{-3}
$f_2 g(\text{day}^{-1})$	3×10^{-3}	2×10^{-3}	1×10^{-3}

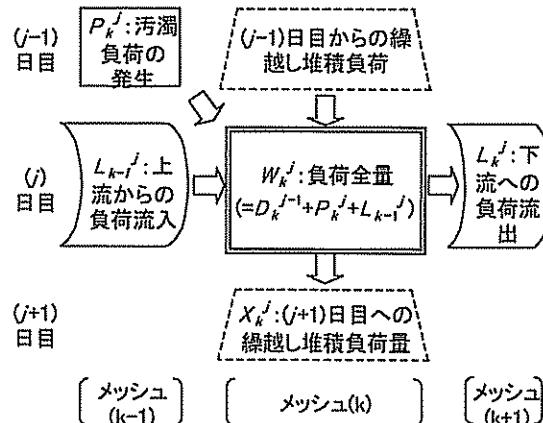


図2・7・10 汚濁負荷流下、堆積モデル

デルは図2・7・9で上段タンクにあたる部分でのみ反応が生じると仮定している。その結果は略すが、おおむね、時間変動および流域内濃度分布を再現するものであつた。

(4) 適用例

その他GIS適用のいくつかの研究例を、表2・7・10にまとめておく¹¹⁸⁻²⁰⁾。同表でも示されるように、GISの利用は多岐に渡り、たとえば目的でも、都市内水循環把握や、河川流域負荷把握、土地情報統合化など、様々な観点で実施されている。さらに、入力情報・手法・出力結果は、ベースとなる部分に一部共通性を見いだせるが、研究者による独自性が強く、今後の分野の広がりを伺わせるものである。

2.7.4 おわりに

本節では、昨今、技術進歩の著しい情報技術に焦点を当て、それを活用した河川管理に生かすものとして、モニタリングおよびGISに焦点をあてて説明した。この分野は、ますます発展が期待されるところであり、本稿では示さなかつたが、油分センサーなどの事故用センサー技術²¹⁾や、ランドサットデータのGISへの活用²²⁻²⁴⁾などが研究されつつある。今後の成果に期待したい。

参考文献

- 1) 岡内完治(1999), 簡易測定は…「パックテスト」の可能性, 資源環境対策, Vol.35, No11, p.1126-1127.
- 2) 太田宣秀(1999), 簡易水質検査用試験紙アクアチェックシリーズ, 資源環境対策, Vol.35, No11, p.1134-1135.
- 3) 天谷和夫(1999), 市民に自前の測定手段と環境への意識、そして連携を, 資源環境対策, Vol.35, No11, p.1144-1145.
- 4) 建設省建設技術協議会水質連絡会・財團法人河川環境管理財團, 河川水質試験方法(案)〔1997版〕試験方法編, p.366.
- 5) 社団法人日本下水道協会, 下水試験方法 上巻-1997年版-, p.81.
- 6) 山崎久勝(1999), 水質モニターの現状と将来, 河川水質勉強会講演集, Vol.3, p.1-25.
- 7) 建設省河川局・土木研究所(1999), 第二次河川技術開発五箇年計画~21世紀の水循環・国土管理に向けた河川技術政策~, p.73.
- 8) 宗宮功(2000), 水質計測と測定結果の利用, 河川水質勉強会講演集, Vol.5, p.1-30.
- 9) 田中宏明・白崎亮・岡安祐司(1999), 毒物センサーを用いた河川水質監視技術に関する調査, 建設省土木研究所平成10年度下水道関係調査研究年次報告書集, p.269-270.
- 10) 森岡泰裕(1996), 水質汚濁防止法の改正とその背景-地下水浄化と油事故対策の推進-, 資源環境対策, Vol.32.No9, p.869-876.
- 11) 建設省河川局(1998), 平成10年 全国一級河川の水質現況, p.43-49.
- 12) 一方井誠治(1999), 環境基準健康項目「硝酸性窒素及び亜硝酸性窒素」等の追加について, 用水と廃

表2・7・10 GIS活用の研究例

対象流域		目的	手法	入力データ	出力
荒巻ら 東京都 区部	水循環利用、カスクード利用による 雑用水供給施設の効果検討	メッシュ分布型人工 系水循環モデルの開 発、解析	下水管網、河川、土地利用 (市街地を用途で分けたも の)、区ごとの下水量原単 位、下水処理場流入污水 実測量、降水量	雨水貯留、再生水循環シス テム(地区循環、広域循 環、上流供給式広域循環) について、上水供給量の削 減量とコスト	
庄司ら 遠賀川 流域	流域単位での負荷 流出特性、河川水 質への影響評価	水質影響因子の選 定、流域内人工/森 林比、田/森林比と水 質の比較	人口、土地利用、排水處理 施設、堰、水質観測所水質 濃度(1975~1993)	人口/森林比、土地利用/森 林比と水質の相関	
植田ら 琵琶湖 流域	流域情報データ ベースのGIS上で の統合と流域内汚 濁負荷の推定	ベクトル分布型モ デルの開発と解析	気温、放射量、流域界、河 道、標高、堰、ダム、その 他の水利施設、人口、土地利 用、排水処理形態、事業所 (滋賀県)、降水量	推定TN、TP負荷量と人口と の関係など	
都築ら 長谷川 流域	土地利用に点源負 荷情報を加えた情 報整備とモデルに による負荷予測	流域調査結果を用い たモデル式の検討と 推定値との比較	土地利用、排水処理、農業 粗生産額、牛頭数、豚頭 数、工業排水量	土地利用からのTN、TPの 負荷量予測値、土地利用状 況の変化に対する水質変 化予測	

- 水, Vol.41・10, p.7-11.
- 13) 一方井誠治(1998), 水質環境保全の最新の動向にみる規制物質強化の行方, 資源環境対策, Vol.34・3, p.5-10.
- R14) (財)琵琶湖・淀川水質保全機構(2000), BYQ水環境レポート - 琵琶湖・淀川の水環境の現状 - 平成11年度
- R15) 増田貴則(2000), GISを活用した流域環境情報の統合化とその現象解析・計画論への適用に関する研究-琵琶湖流域を対象として-, 京都大学博士論文.
- 16) Shigeo Fujii, Isao Semiya, Naoyuki Kishimoto, Satoshi Akao and Makoto Yoshihara (2000), Study on water quality and quantity management in a rural small area, Proc of Joint KAIST-Kyoto-NTU-NUS Symposium in Environmental Engineering, Vol. 10, p341-352..
- 17) 鈴木俊朗・寺川陽・松浦達郎(1996), 実時間洪水予測のための分布型流出モデルのための開発, 土木技術資料, Vol.38, No.10, p.26-31.
- R18) 荒巻俊也・杉本留三・花木啓祐・松尾友矩(1999), GISを用いた東京都区部における人工系水循環モデルによる雑用水供給システムの導入効果の検討, 環境工学研究論文集, Vol.36, p.341-352.
- R19) 庄司智海・森山克美・古賀憲一(1998), 遠賀川流域における汚濁負荷流出解析へのGISの利用, 環境工学研究論文集, 第35巻, p.95-100.
- 20) 植田泰行・増田貴則・市川新(1999), GISを用いた流域情報の統合化とその汚濁負荷推定への利用に関する研究, 環境システム研究-アブストラクト審査部門論文-, Vol.27, p.601-606.
- 21) 都築克紀・篠田成郎・山内幸雄・田中雅彦・野村一保・湯浅晶(2000), 長良川流域内の全窒素・全リン流出特性に及ぼす土地被覆空間配置の影響評価, 水工学論文集, 第44巻, p.67-72.
- 22) 中川和男・小池俊雄・石橋晃睦・広瀬典昭(1999), NOAA AVHRR データのミクセル分解による流域管理情報の抽出手法検討 , 第2回水文過程のリモートセンシングとその応用に関するワークショップ, p.45-51.
- 23) 川上貴裕・立川康人・市川温・椎葉充晴(1999), ADEOS-AVNIR データを用いた中國史灌川の河道網データの作成と流出シミュレーションシステムの構築, 第2回水文過程のリモートセンシングとその応用に関するワークショップ, p.35-40.
- 24) 東善広・横田喜一郎・焦春萌・大久保卓也・山本佳世子(1999), 琵琶湖沿岸海域における代かき・田植え時の汚濁観測(1)-集水域環境と水質の関係-, 滋賀県琵琶湖研究所所報, Vol.17, p.20-25.

3. 理想的な水質環境創出に当たっての主要課題

3.1 概説

水質環境保全の目的としては、水道などの都市用水及び農業用水としての利水に対応するものの他、人々の憩いの場としての親水利用並びに生物の多様な生息環境の確保があげられる。

それぞれの目的に対応し目指すべき水質環境が異なるとともに水質保全項目、レベルをその目標にあわせる際に季節や流況も考慮すべきなど、現在の環境基準以上のきめ細かな対応が必要となる。

本章では親水を目的とし、①水遊びができる河川の創出について、さらに安全な河川水の確保として、②病原性微生物のクリプトスポリディウム、ジアルジアを対象に、さらに今までの水産用水としての視点だけではなく③多種多様な生物が生息できる河川水質、の3点について水質の観点から課題点及び対策の考え方を整理した。

さらに新しい科学技術上の知見、手法の河川環境解析と水質環境創出への適用の検討を行った。

水遊びができる河川の創出

水遊びができる河川の創出について河川水質の視点から見た水遊びの種類をみると河川における広義の水遊びには、水とのふれあいのレベルからみて、いくつかの段階に分けることができる。

ふれあいの度合いによって、視覚、嗅覚的側面、及び触覚的な要素を満たす水質、また衛生的な安全性の確保、魚類等の生息に必要な水質レベルを考慮する必要がある。

水遊びができる河川の創出のために水質項目の視点からみると以下のような項目が考慮される必要がある。

① 外観等

濁度、透視度、色、ゴミの浮遊、油分

② 生物（魚類等）への影響

魚類等の生存と繁殖という2つの視点がある。いずれも、BOD、DO、アンモニアの影響が大きいと考えられる。

③ 川底への影響

BOD、窒素・リンの栄養塩類

④ 臭気への影響

臭気物質、DO

⑤ 水の安全性

糞便性大腸菌群数等の細菌学的指標、有害物質（水質基準の健康項目）

対策を実施するための提案とそれらに関する課題を整理すると以下のとおりである。

①目標水質の策定

水質面から対策を立案するには、目標水質値の設定が重要となる。上記水質項目中、⑤については科学的知見から目標水質が設定される。

②の項目については、魚種により異なることと、知見が十分に集積されていないことから、住民による目撃証言等と測定された水質のマトリックスから、推定作業を進めることになる。

①、③、④については、人の感覚により大きく左右されるため、アンケート調査等を行うことにより、目標値をさだめることになる。大都市近郊では下水道普及率の上昇にもかかわらず利用実態は必ずしも満足の行くものとはなっていない。水遊びという観点からは、なお、水質の浄化が望まれるが、水質浄化対策の推進については利用者である流域住民の協力を得て行う必要がある。

河川利用が高度化されている都市河川においては、水遊び形態を全ての河川区域において達成させることは極めて困難である。そこで、河川区域をゾーニング化し、各ゾーンにおいて水遊びの形態を特化させることが、最も効果的な対策となると考えられる。

安全な河川水の河川水の確保・クリプトスポリディウムを例にして

安全な水道水という観点から病原性微生物であるクリプトスポリディウムに関する知見は以下のとおりである。

クリプトスポリディウムは経口感染により脊椎動物、無脊椎動物の体液または細胞内で生活する寄生性原虫の胞子原虫の一つであり、体内においては急激に増殖し、小腸粘膜上皮細胞を破壊することにより、激しい腹痛と水溶性下痢を生じさせ、人間を死にいたらしめることがある。

家畜や野生動物より排泄され、水道水等を経て人間に感染するものであり、体外にあるときはオーシストを形成し、水道の塩素滅菌に対し耐性をもつことより、現在の浄水処理では対応できないという問題がある。

クリプトスポリディウムは浄水場における濁度管理、や新たな浄水システムによる対応策があるが、流域における家畜糞尿の処理、し尿処理の管理も重要な対策となる。

なお、これら病原性微生物の問題は単に水道水源としての問題だけではなく、河川における水遊び等における衛生面での問題ともなるため重要となる。

多種多様な生物が生息できる河川の創出

多種多様な生物が生息できる河川の創出という観点から、保全すべき水環境の基本的な構造を示す。

生態系の基礎となるのは太陽エネルギーと無機質より有機物を生産する1次生産であり、その1次生産より高次の消費者へ伝達される事になる。その1次生産の構造を把握することが重要となる。

河川における大きな特徴としては魚類等の餌となる有機物の生産において河道内的一次生産よりも流域等からの流入が支配的なことがあり、上流よりの流下物が高次生産を支えている。

このように河川生態系は光や流域からの流入による外的要因さらには生物の食う食われるの関係等が相互に関連しあってその存在量が規定されることになる。

これら相互関係を詳細につめることが今後の河川の保全すべき水質、管理を行うにあたっての重要なことと考えられる。

また、同様に多種多様な生物が生息できる河川の創出の観点から各河川生物種ごとに保全すべき水環境がある。

河川に棲む魚にとってもっとも強く影響する水質項目としては水温、溶存酸素、pH、濁度であろう。また、これらの項目は比較的情報が多い。

BOD等有機物や栄養塩についてははっきりした因果関係が証明されていない。魚類については流速等の物理環境、捕食者、競争者、餌等の生物要因も強く影響を与えていている。

魚類に影響を与える有害物質は多数存在するものの、毒性試験での閾値よりも低い環境水中での影響の可能性が指摘されており、これらについても因果関係が解明できない場合が多い。

水生昆虫は生物学的水質階級の指標として用いられることが多く、水質を含めた生息環境の包括的な汚濁指標として用いられている。

ゲンジボタルについてはその生息環境について情報が多数得られている。その生息条件は水質よりもその他の物理的環境の影響が極めて高い状況となっている。また、ヒヌマイトトンボはその生息範囲とする河口生域のよし原の減少に伴って、生息数を減らし、レッドデータブックにあげられている。ヒヌマイトトンボは幼虫の攻撃性が弱く、他の生物との生存競争に負けてしまうため、耐塩性を獲得し、生息域がほかの生物が生息しにくい汽水域に生き残ったものと考えられている。

以上のように保全すべき水環境と対策は、それぞれの生物種によって異なっており、モクズガニのような回遊

する動物に対しては物理的、水質的連續性の維持が必要となり、また、カワラノギクのように洪水による河川式の擾乱が必要な場合もあり、多種多様な生物の生息には多くの配慮が求められる。

新しい手法の河川管理への適用

次の9つの新しい知見と手法について、河川環境解析と水質環境創出への適用を検討した。

- (1) 好酸性のコケによる酸性河川からの金属除去
- (2) 貯水池における水質評価及び水質保全・管理
- (3) 都市内中小河川の水質形成過程の解析とモデル化
- (4) 分子生物学的手法および微小電極を用いた都市河川の自浄作用（窒素除去機能）の解析
- (5) 河川・湖沼（小水域）の直接浄化手法の構築
- (6) 水質と生物相からみたワンドと河川本流との関係
- (7) 大型水生植物による水質浄化の定量的評価法
- (8) 水質汚濁が魚に与える影響に関する実験的研究
- (9) 転炉スラグの還元機能を利用した水域での生物学的・化学的窒素除去促進技術の開発

3.2 水遊びのできる河川の創出

3.2.1 河川水質の視点から見た水遊びの種類

「河川における水遊び」は、狭義には水中に入つての水浴や、子供たちが行うような足だけ入つての「水遊ぶ」を指すと考えられる。しかし、直接水に触れなくても、川岸からのつりや河川敷の散歩等も広い意味では川と遊んでいると考えられる。本節では、これら広い意味における水遊びのできる河川を創出するための課題点の整理と、その実現手法について論じるものである。

河川における広義の水遊びには、水とのふれあいのレベルからみて、ふれあいの度合いの少ない形態順に以下のように分類できる。

- ① みる
- ② 觸れる（川の中に入る）
- ③ 泳ぐ（誤飲の可能性がある）
- ④ 飲む・食べる

以下に以上4要素の概要と水質からみた求められる要素について説明する。

(1) みる

川の水に触れることのない親水行動である。川岸の散歩、川岸からのつり、河川敷における各種イベントへの参加などが一般的であるが、より積極的に水上でのボート遊び、つり等も含まれる。

これらの行為では、ボート上における河川水の飛沫との接触を除くと、河川水に直接接触することではなく、水

質の視覚および嗅覚的側面が問題となる。具体的には、水面に近づいて不快でないよう臭気等の嗅覚指標、水の濁りや透明さ・色などに関係する、濁度、透視度、透明度、色度、SS等の指標に加え、見た目の不快さを表す、油膜、ゴミ等の視覚的指標が重要な要素となる。

(2) 觸れる

水の中に足のみをつけて、虫取りや釣りを行つたり、水遊びを行う行為が相当し、水泳などのように、直接水に顔が潰かたり、河川水の誤飲の恐れがある場合は除かれる。ここでは水質に関して、水の中に入ろうとする気を持たせるだけのより高いレベルの視覚、嗅覚的側面に加え、足等を怪我したときに感染症の恐れがないよう衛生学的な安全性が求められる。また川底に水綿や藻類等が繁殖すると、その感触が不快であることや、滑って怪我をしたりする恐れがあるので、これらの繁殖を招かないような水質も求められる。以上をまとめると、①で示した臭気等の嗅覚指標と、濁度、透視度、透明度、色度、SS、油膜、ゴミ等の視覚的指標に加え、BOD等の有機物指標とT-N、T-P等の栄養塩指標が重要となる。

(3) 泳ぐ

川の水中に入るので、水中に入ろうとさせるに足る最高次の視覚、嗅覚指標のレベルが求められる。また、川底に水綿や藻類等が繁殖しないような水質（有機物および栄養塩類）を保つことに加え、顔を直接水につける際の安全性、誤飲したときの衛生学的な安全性がきわめて重要な指標となる。また、誤飲を考えると、重金属、化学物質等の指標も不可欠となる。

表3・2・1 水遊びのための要件と障害となる要素および関連する水質指標

水遊びができる 川の要件	障害となる要素	影響のある水質指標						
		濁度等 の水の 濁りに よる 影響	ゴミ等 による 影響	BOD等 の有機物 による 影響	DO	T-N, T- P等栄養 塩類による 影響	臭氣、 異常臭 による 影響	大腸菌 群数等 微生物 による 影響
景観	河床のゴミ	○						
	水面のゴミ	○						
	水の濁りや色	○						
	油分や泡の浮遊	○						
臭気	臭気				○	○		
	病原性微生物						○	
安全	有害物質							○
	ヘドロ	○	○					
	藻類、ミズワタの繁殖		○		○			
川底	魚類等が生息しない		○	○	○			○
	川までのアクセス	-	-	-	-	-	-	-
	水辺に道がある	-	-	-	-	-	-	-
	川辺から水面が見える	-	-	-	-	-	-	-
	川岸までのアクセス	-	-	-	-	-	-	-
	水中までのアクセス	-	-	-	-	-	-	-
物理的条件	水量	-	-	-	-	-	-	-
	流速	-	-	-	-	-	-	-
	水深	-	-	-	-	-	-	-
	水温	-	-	-	-	-	-	-
	水音	-	-	-	-	-	-	-

(4) 飲む・食べる

つり等の捕獲した魚貝類を食用にしたり、河川水を直接飲用に供する行為があげられる。具体的には、河川水を直接飲んでも安全性が保たれること、さらには捕獲した魚類、貝類等を食用にしても安全である要件が求められる。水質の細菌学的安全性に加え、重金属、化学物質等に関する強い安全性が求められる。

3.2.2 水遊びができる河川の要件

水遊びができる、あるいは積極的に水遊びを行おうと言う意識を持たせるためには、河川に関して求められる要件とそれに対する障害の要素、さらにそれらに関連する水質項目要素を表3・2・1に示す。

(1) 景観

河川の景観としては、川幅、蛇行の有無、河床・護岸構造等河川そのものの景観に加え、河川周辺の建物、山林等の景観、さらに水そのものの景観（渦り、色、ゴミ）等がある。

また、河床に藻類が繁茂すると景観に悪影響を与え、水中の栄養塩類濃度レベルが重要となる。

(2) 臭気

臭気は河川水そのものから1次的に発生することに加え、溶存酸素濃度が低下することにより、底泥等から発生する硫化水素等が原因となることもある。臭気の指標としては、嗅覚的な指標である「臭気」や臭気強度が用いられている。また、溶存酸素が重要な指標であるが、溶存酸素低下の原因となるBOD等の有機物指標も重要である。

(3) 水が安全

水が衛生学的あるいは化学的に安全であることを意味する。衛生学的安全性としては、哺乳類の糞便の混入の間接的指標となる大腸菌群数が広く用いられてきたが、糞便指標としてより直接的な糞便性大腸菌群数も用いられている。また、大腸菌、腸球菌、大腸菌ファージ等の指標も検討されているところである。

化学的安全性としては、水質環境基準健康項目や水道水質基準に挙げられている、重金属類、有機塩素化合物類等の項目が重要である。

(4) 川底

人が素足で河川に入るには、その足元の状態が適切で

あり、快適なものでなければならない。底の形態としては、へどろ状の泥質のものより、砂礫質であることが望ましい。また、石の表面に藻類、水綿等が付着してぬるぬるした状態であると、足裏の快適性を著しく損なうこととなる。

(5) 魚類等が生息している。

釣り、魚取り等の行為をするためにはそれらの生物が十分に生息している必要がある。魚類の生息については3章4節において説明する。

(6) アクセス

川に直接入るためにには、水面までのアクセスが重要となる。また、散策を楽しむたにも、歩道の位置から水面が見える必要がある。

具体的には、そのレベルの段階ごとに以下のよう要素がある。

- ・鉄道等の公共輸送機関を用いて容易に川まで近づける。
- ・川辺に散歩できる路がある。
- ・川辺から水面が見えるような構造となっている。
- ・水岸近くまでアクセスできるような階段等がある河川構造となっている。
- ・川岸から川に入れるような河川構造となっている、などがある。

(7) 水量等物理的条件

水遊びをするためには、十分な水量、心地よさを与える流速、水深、水音等の要件が求められる。

3.2.3 関連する水質項目

(1) 求められる水質項目の種類

以上見たように、水遊びのできる河川の創出のために多くの水質指標が関連すると考えられるが、現在採用あるいは検討されている水質指標をまとめたものが表3・2・2である。

河川水質指標としては、河川水質基準で定められて来た項目、すなわち、BOD、pH、DO、SS、大腸菌群が用いられてきた。特に、BODは河川管理者による水質目標として重視されてきており、毎年発表される全国ワーストランキングにおいても、BOD濃度が指標として用いられている。

しかし、BODのみでは、河川毎、あるいは河川区域ごとに異なる利用形態や利用目的に即した評価ができ

ず、また、その意味も一般住民から見て解りやすいとはいはず、河川に利用目的に応じたわかりやすい河川水質指標の構築が求められている。

表3・2・2 水遊びのできる河川の創出に関する水質指標

		住民の理解しやすさ	住民参加との関連	既存データの利用の可能性	定量性・科学性	具体的な水関係施策との係わ
濁度等の水の渾りに関する指標	SS	○		○	○	○
	透視度	○	○			
	透明度	○				
	濁度			○	○	
ゴミ等	外観	○	○			
	ゴミ	○	○			
BOD等有機物指標	油膜	○	○			
	BOD			○		○
	ATU-BOD					○
	CODマンガン	○	○	○	○	
	CODクロム			○	○	
	TOC			○		
紫外線吸光度					○	
	DO	○		○	○	○
T-N, T-P等栄養塩類指標	DO			○	○	○
	T-N			○	○	○
	NH4-N			○	○	○
	NO3-N			○	○	○
	T-P			○	○	○
臭気、臭気物質	PO4-P			○	○	○
	臭気	○	○			
	臭気強度		○			
	臭気物質				○	
大腸菌群数等微生物指標	大腸菌群数			○	○	○
	糞便性大腸菌群数				○	
	大腸菌	○			○	
	腸球菌				○	
	大腸菌ファージ				○	
有害物質	クリプトスボリジウム				○	
	重金属類	○			○	
	有機塩素化合物類				○	
底質	膠原類	○			○	
	内分泌かく乱化学物質類	○			○	

(2) 直接的水遊びに関する既存の水質基準

表3・2・3は水浴や遊泳等直接的には水遊びに関するわが国の既存の水質基準あるいは水質目標値をまとめたものである。これらの中には、微生物指標、濁りに関する指標、ゴミ類に関する指標、臭気に関する指標、有機物指標、溶存酸素およびpHが含まれている。微生物指標はどの基準においても必ず含まれているが、その他については、その対象水域等の違いにより、必ずしも含まれる指標が一致していない。

(3) 間接的水遊びに関する既存の水質基準

表3・2・4は、親水活動用水、修景用水等間接的な水遊びに関するわが国の既存の基準や指標をまとめたものである。直接的水遊びに関する基準と同様、水質目標値をまとめたものである。これらの中には、微生物指標、濁りに関する指標、ゴミ類に関する指標、臭気に関する指標、有機物指標、溶存酸素およびpHが含まれているが、底質に関する基準が定められている例があるのが大きな

特徴である。

直接的水遊びの場合と異なり、微生物指標は必ずしもない場合が多いが、濁り指標はほとんどの基準で定められている。また、ゴミに関する基準が定められている例も多い。

臭気に関する指標はほとんどの基準で定められており、臭気が水辺への近づきやすさに大きな影響を与えていることがうかがえる。

直接的水遊びと異なって、BODに関する基準が定められている例が多いことも特徴的である。伝統的基準であるBODをそのまま援用したとも考えられるが、より積極的な解釈をすれば、生物学的易分解性の有機物がミズワタ等の増殖に影響があるので基準を定めたとも考えられる。

(4) 既存の基準の特徴

表3・2・3および表3・2・4から、既存の基準の特徴として以下のようなことがいえる

微生物指標としては、大腸菌群が広く用いられているが、糞便由来以外の大腸菌群の検出による感度の鈍さから、糞便性大腸菌群数が用いられている例も増えている。

濁りに関する指標には多くのものがあるが、理化学的分析に適しており、再現性があり、定量的な評価が容易なものとしては、濁度やSSがある。しかし、これらの分析は一般市民が行うには困難が伴い、また、その意味もわかり難い面がある。そこで、現場で比較的容易に測定でき、一般市民にもわかりやすい指標として透視度を用いる例もある。

ゴミ等の指標としては、「ゴミ等が認められない」、あるいは「油膜が認められない」など、あいまいな表現の基準が多い。また、臭気についても「不快でない」などの定量性のない記述により基準が定められている。これらを定量性がなく不十分な基準であると評価することもできる。臭気についても「臭気強度」や「臭気原因物質の濃度」で表現したり、あるいはゴミについても、浮遊しているゴミの密度等で表現することも可能ではある。しかし、これらがもともと感覚的な指標であることを考慮し、またわかり易さや現場における測定しやすさを考慮すると、むしろ好ましい基準の表現であるともいえる。

表3・2・3 水浴や遊泳等直接的な水遊びに関するわが国の既存の水質基準あるいは水質目標

	大腸菌群数(個/mL)	糞便性大腸菌群数(個/mL)	濁度(度)	透明度(m)	透視度(cm)	SS(ng/L)	油膜	ゴミ	臭気	BOD(ng/L)	pH	BOD(ng/L)	COD(ng/L)	摘要
水質汚濁に係わる環境基準・生活環境に係わる環境基準(河川)	<50					<25				7.5<	6.5-8.5	<1		AA類型(自然環境保全)
	<1000					<25				7.5<	6.5-8.5	<2		AA類型(水浴)
水浴場の水質の判定基準(改正案)	不検出		1m<				認められない						<2	適AA
	<100		1m<				認められない						<2	適A
	<400		50cm-1m				常時は認められない						<5	可B
	<1000		50cm-1m				常時は認められない						<8	可C
文部省学校水泳プール水質判定基準	不検出		<3							5.8-8.6		<12+		
厚生省遊泳プール基準	<5		<3							5.8-8.6		<12+		
(財)日本農業土木総合研究所 昭和61年度広域農村排水システム検討調査報告書	<50					<25				7.5<	6.5-8.5	<1		親水A級(飲用、遊泳等)
(財)河川環境管理財団 河川水質実用化検討会(2001)(検討中)	<5000					<25				7.5<	6.5-8.5	<3		親水B級(水泳、遊魚)
	<100				150<			河道内にゴミはほとんど確認され	不快でない					ふれあいランギングA(顔を川の水につけやすい)
	<1000				100<			河道内にゴミはほとんど確認され	不快でない					ふれあいランギングB(顔の中に入れて遊びやすい)

†:鉛マングン酸カリウム消費量

表3・2・4 親水活動用水、修景用水等に関するわが国の既存の水質基準あるいは水質目標値

	大腸菌群数(個/mL)	濁度(度)	色度(度)	透明度(m)	透視度(cm)	SS(ng/L)	底質	外観	ゴミ	臭気	BOD(ng/L)	pH	BOD(ng/L)	摘要
水質汚濁に係わる環境基準・生活環境に係わる環境基準(河川)									ゴミ等の浮遊物が認められない		2<	6.0-8.5	<10	E類型(散歩等において不快でない)
	不検出	<10						不快でない		不快でない		5.8-8.6	<10	修景用水
建設省 下水処理水質限界利用技術指針(案)(SS65年)	<1000	<10	<40							不快でない		5.8-8.7	<10	修景用水
	<50	<5	<10							不快でない		5.8-8.8	<3	親水用水
	<50									不快でない		5.8-8.6	<20	散水用水
	<1000	<10	<40							不快でない		5.8-8.6	<10	修景用水
建設省・下水処理水再利用技術指針(案)(IS3年)	<50							不快でない		不快でない		5.8-8.7	<3	親水用水
	<50							不快でない		不快でない		5.8-8.6	<20	散水用水
	<50	<5	<10							不快でない		5.8-8.6	<10	修景用水
川崎市親水施設利用目的別指針				水底(水深約20cm)が明瞭に見える						不快でない	5<		<3	「水遊びのできる川」
				魚影水底が見える(水深20-50cm程度)						不快でない	5<		<5	「魚に親しめる」
				魚影が見える(水深20-50cm程度)			摸型(ミズワタ)の異常な発達なし			不快でない	2<		<8	「散策のできる」
(財)日本農業土木総合研究所 昭和61年度広域農村排水システム検討調査報告書	<25000					<50					5<	6.5-8.5	<5	親水C級(散歩、つり)
									ゴミ等の浮遊物が認められない		2<	6.5-8.5	<10	親水B級(散歩、遊歩道等)
(財)河川環境管理財団 河川水質実用化検討会(2001)(検討中)						50<			河道内にゴミはほとんど確認されないと不快					ふれあいランギングC(川に近づきやすい)

(表3・2・3、表3・2・4は文献1)より作成)

表3・2・5 カリフォルニア州における水再利用基準における水遊びに関する水質基準
(文献2)より作成)

再利用水の種類	処理法			分析項目	サンプリング頻度	過去7日間における中央値	30日前における2番目に高い値	各サンプルの許容最大値
	酸化	ろ過	消毒					
つり、ポート遊び等直接水に触れないレクリエーション用池	必要		必要	大腸菌群	少なくとも1日1回	2.2MPN/100mL	23MPN/100mL	
噴水のない景観用池	必要		必要	大腸菌群	少なくとも1日1回	23MPN/100mL	240MPN/100mL	
水に直接触れる用途のレクリエーション用池	必要	①凝集ろ過で24時間平均の濁度が5NTU以下、24時間内の内5%が5NTU以下、常に10NTUを下回るものか、または②MF,UF,NF,ROろ過で、24時間の内95%が0.2NTU以下、常に0.5NTUを下回る	①常にCT値が450mg-min/L以上上の培養処理または、②P特異バクテリオファージMS2若しくはポリオウイルスの除去(不活化)率が99.999%以上となる消毒法	大腸菌群	少なくとも1日1回	2.2MPN/100mL	23MPN/100mL	240MPN/100mL

(5) カリフォルニア州における水再利用基準に見られる基準の考え方

カリフォルニア州における水再利用基準³⁾においては、わが国の水再利用に関する水質水基準と異なり、リサイクルの用途別に水質基準、サンプリング方法などが詳細に記述されているので、本章と関連ある部分のみについて、簡単に紹介する。

表3・2・5は同基準より、レクリエーション用水に関する部分のみについて、基準をまとめたものである。水との接触の度合いに応じて異なる基準が設定されているところは、わが国の基準でも採用されているところであるが、大腸菌群数の基準値のみではなく、そのサンプリング法、統計的処理に応じた基準値の設定、水処理法に関する詳細な規定がなされていることが大きな特徴である。また、表には示していないが、処理システムの保守・点検・緊急時システム、放流先の飲料用井戸との距離の規定なども盛り込まれており、目安あるいは行政目標としての基準値の設定という側面があるわが国の基準と比べると、安全性を確保するための具体的な施策を示すガイドライン的な性格を持たせているところに特徴があると思われる。

3.2.4 対策の提案と課題

(1) 水質項目の選定と目標水質値の策定

河川水質を改善することにより「水遊びのできる河川」の創出を目指すためには、目的となる利用形態に応じた河川水質目標を策定する必要がある。また、対象とする河川により、設定目標基準も異なることも考えられる。

河川水質目標を策定するには、

- ① 水質項目の選定
- ② 目標水質値の設定

の2段階が必要となる。

「水遊びのできる河川」の創出のための水質項目としての要件としては、

- ① 住民にわかりやすい指標となっている
- ② 水質指標の測定などを通して、住民の協力を得やすいものである。
- ③ 既存データを利用できる
- ④ 科学性・定量性がある
- ⑤ 河川行政、下水道行政などを通じて具体的な施策と関連がある

の5つの要素が重要である。そのため、既存の水質基準を参考にするとともに、これらの要素を考慮して水質項目を選定することになる。

各水質項目の目標水質値の設定には以下の3つのアプローチがある。

- ① 既存の水質基準を参考にする
- ② 科学的知見により、基準を策定する
- ③ アンケートや現場調査により基準を策定する。

以下これらの3つのアプローチについて解説する。

①既存の基準の参考

表3・2・3、表3・2・4にみられるような既存の基準を参考に妥当な数値を導くものである。第1段階としては無難な選択ができるが、既存の基準値と同じものになりがちであり、対象河川の特徴を考慮に入れにくい。

②科学的知見による目標水質値の策定

特に細菌学的指標の策定において用いられる方法である。

病原性微生物によるリスクの評価は以下の手順により決定される。

- ・対象とする疾病に関し、許容される年間のリスク確率の決定
- ・対象とする疾病の原因微生物に関するドーズ・レスポンス関係から、対応するリスク確率に相当する微生物摂取量の算定
- ・水遊び等の行為に伴う摂取河川水量の推定
- ・許容される河川水中の対象微生物濃度の決定
- ・糞便性大腸菌群数等の指標微生物濃度と対象微生物濃度との関係の推定
- ・許容される指標微生物濃度の決定

以上により、水遊び等の行為に伴う指標微生物濃度の許容値が設定されることになる。

③ アンケートや現場調査による目標水質の決定

水質基準のうち、水の濁りに関する指標やゴミ等に関する指標は人の感覚に依存するものであるので、その基準の決定に際しては、アンケート調査や現場調査等の手段によらざるを得ない。

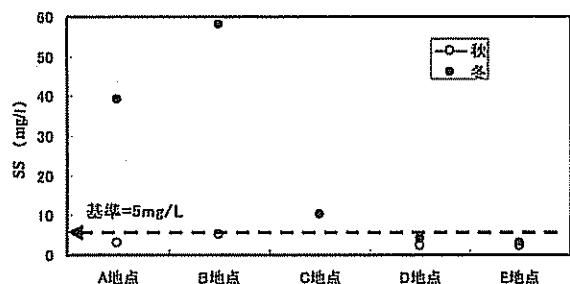


図3・2・1 実態調査による水浴できる河川のSS指標策定の一例

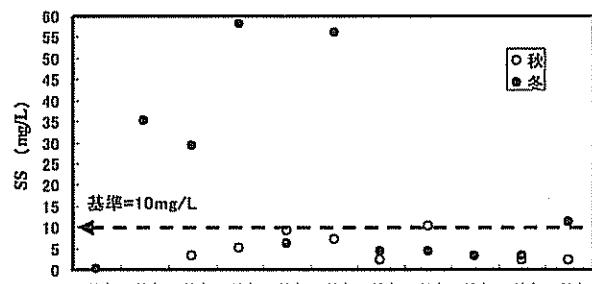


図3・2・2 実態調査による水遊びのできる河川のSS指標策定の一例

鶴見川を例にした、具体的な「水遊びのできる河川」のための水質管理目標の設定の検討の例を、図3・2・1および図3・2・2に示す³¹。鶴見川は首都圏近郊の都市河川

であるが、より親しめる河川を創出して欲しいとの住民の要請も大きく、これに向けて目標水質基準の設定を検討しているところである。検討にあたっては、既存の基準や科学的知見を参考にするとともに、「水遊び・水浴のできる」河川水質の要件として重要な水の濁りに関する指標について検討を行っている。その設定にあたっては同河川の特性を考慮にいれ、同河川流域住民の行動様式、感覚などを参考として決定することが適当であると考えられることから、同河川の実態調査を行った。具体的には「水遊び」や「水浴」が行われている地点を抽出し、それらの地点の水質の統計的な上限値を「水遊びのできる河川」のSSに関する水質管理目標候補値とする考え方である。

図3・2・2中のA地点からK地点は実際に「水遊び」が行われていた地点名を現し、縦軸のSSはそれらの地点のSSの値を示すものである。いくつかの突出した値がいくつ見られるが、値は概ね10mg/L以下の値となっており、これを暫定的に水質管理目標候補値として考えることができる。

図3・2・1中のA地点からE地点は実際に「水浴」が行われていた地点名を現し、縦軸のSSはそれらの地点のSSの値を示すものである。やはりいくつかの突出した値がいくつ見られる。これは、多くの住民が水浴していたというよりも、たまたま目撲された、河川水中に没する特殊な行為が「水浴」と解釈された場合であると考えられる。しかしながら値は概ね5mg/L以下の値となっており、これを暫定的に水質管理目標候補値として考えることもできる。

以上のように、実態調査あるいは目撲証言に基づいた水質管理目標の決定は、住民の理解を得やすく、対象とする河川・河川流域の特徴を表しやすいが、水質管理目標を定めるためには、多くのデータが必要であり、また特殊なケースを除去した後に統計的な処理を行う必要があると考えられる。

(2) ゾーニングによる河川利用の高度化

河川利用が高度化されている都市河川においては、河川の全ての水遊び形態を全ての河川区域において達成させることは極めて困難である場合が多い。そこで、河川区域をゾーニング化し、各ゾーンにおいて水遊びの形態を特化させることが対策を現実的とさせると考えられる。

ゾーニングの考え方を概念的にあらわした例が図3・2・3である。ここでは、水量が豊富で海域の魚類も

生息すると考えられる感潮域付近および中流域に「魚釣りゾーン」を、本川中流域の比較的水量が多く、交通アクセスも容易と考えられる地域を「散策ゾーン」に、支流上流域で湧水等が水源となり、水質が比較的清浄であって、水深も小さく子供等が入って遊びやすい地域を「水遊びゾーン」に、本川で水量が比較的多く、また水質も良好であり、河川をせき止める等により水浴場となりうる地域を「水浴」ゾーンとしている。

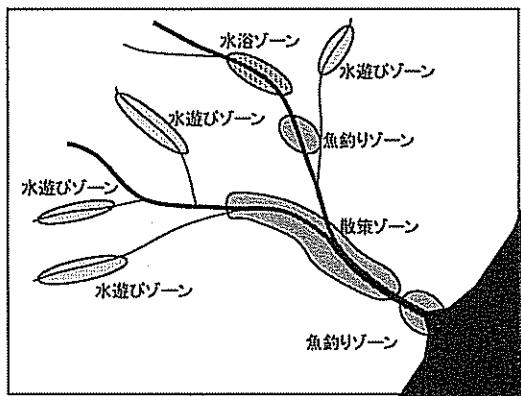


図3・2・3 ゾーニングによる河川利用の高度化の一例

ゾーン設定のあとは、それぞれのゾーンの目的にあつた水質基準を目標水質とし、浄化のための対策を立案することになる。

例えば、「散策ゾーン」や「魚釣りゾーン」においては、ゴミの除去や最低限の濁りの除去、臭気発生の防止のみで概ね十分である。ところが、「水遊びゾーン」においては、より高度な濁りの除去と、有機物、栄養塩類、微生物指標の除去が課題となるので、それらの目的にあつた、河川水直接浄化や、側溝からの流入水の直接浄化等の対策が必要となる。しかしながら、これらのゾーンを対象とする水量は一般に小さいことから、これらの浄化対策も比較的容易であると考えられる。

下水道未接続人為汚濁には、下水道未接続地域からの生活雑排水の他に、下水道接続地域内の未接続雑排水、違法な工場排水の放流、排出規制が不十分なための汚濁流入などがある。これらの対策には、法制度の改善、取締りの強化の他に、水路側溝水の直接浄化も考えられる。

ノンポイント汚濁源にはさまざまなものがあるが、行政による対応の他に、流域住民の協力による対策も時には必要である。

(3) 水質情報の住民への開示

河川の利用目的に応じて水質指標を策定した後に、インターネット等を通して水質情報を住民へ開示することが必要である。

現状でもBODを始めとする個別の水質指標の分析結果の開示は、インターネット等を通じて行われているが、さまざまな形態の河川利用の適切さを、例えばランキング化し、わかりやすい形で公開することが望まれる。ランキングの一例を表3・2・6に示す。

表3・2・6 ふれあいランキングの例

A	顔を川の水につけやすい
B	川の中に入って遊びやすい
C	川に近づきやすい
D	川に近づきにくい

これらの情報をわかりやすい形で開示する共に、低いランクの場所において、それより高度な利用を行う際の注意事項に関する情報の伝達（例えばCランクの水域において、川に入るにはどのような注意が必要かなど）が求められよう。

(4) 水質浄化対策の提案と課題

近年大都市近郊では下水道普及率が上昇しているにも係わらず、依然として河川の「水遊び」の対象としての利用実態は必ずしも満足の行くものではない。そこで、下水道普及率の向上以外の水質浄化対策が必要となってくる。表3・2・7は水質浄化対策の対象、対策および役割分担者をまとめたものである。

表3・2・7 水質浄化対策の対象・対策と分担者

対策の対象	保全対策	保全対策の役割分担			
		住民 事業者	行政	学会	民間 (水処理会社等)
下水道未接続人為汚濁水	生活雑排水	合併處理浄化槽の普及 郊圏における負荷削減	○	○	○
		水路側溝水の直接浄化	○		
	工場・事業場排水	不法放流の取り締まり 放流水質規制強化 水路側溝水の直接浄化	○ ○ ○	○ ○	○ ○ ○
ノンポイント汚濁負荷	水田・細畠・山林 道路・屋根	施肥・農業管理 消掃	○		
		雨天時流入水の直接浄化	○	○	○
下水処理場放流水	平常時	高度処理の導入	○	○	○
	合流式超流負荷	合流改善対策	○	○	○
	木川・支川	河川水質浄化 自浄作用の促進 底泥の洗浄 消掃	○ ○ ○	○ ○	

本川・支川における対策としては、直接浄化の導入、自浄機能の強化、底泥の浚渫に加え、水辺および河川敷の清掃が重要となってくる。この場合、流域住民によるボランティア活動が重要な役割を担うと考えられる。

以上の対策には、高効率で低コストな新しい浄化技術の開発も欠かせない。この点では、大学、研究機関等の学会と開発の主体となる民間企業の役割は重要である。

以上のように水質浄化対策には、特に流域住民の協力

が欠かせない。また、前述の河川水質指標の決定にあたっても、流域住民による調査協力は欠かせない。また、当然に利用者たる流域住民の意識、意向を踏まえた対策が必要である。以上の観点に立つと、流域住民を構成員としたボランティアグループの活動は、産・官・学に加えてきわめて重要な要素となる。

しかしながら、河川環境に関するボランティア活動は、人的、資金的、事務所等の物理的条件が極めて厳しい状況にあり、行政による支援が不可欠であろう。

参考文献

- 1) (財) 河川環境管理財団 (2001) : 河川水質指標実用化検討会最終資料
- 2) California Water Recycling Criteria (Code of Regulations Title 22)
- 3) (財) 河川環境管理財団 (2001) : 第7回鶴見川の新しい水質環境保全のための技術検討会資料

3.3 クリプトスボリジウムなどへの対策

3.3.1 クリプトスボリジウム症およびジアルジア症の概要

(1) クリプトスボリジウムおよびジアルジアの性質¹⁾

クリプトスボリジウム (Cryptosporidium) は、脊椎動物や無脊椎動物の体液または細胞内で生活する寄生性原虫の胞子虫類 (Sporozoa) の一種であり、人間、家畜、家禽、愛玩動物および野生動物にも感染することが知られている。このため、クリプトスボリジウムによる汚染源は、環境中のいたるところに存在すると見える。クリプトスボリジウムには多くの種があり、主に感染により下痢を引き起こすものが問題となるが、一方で病原性がほとんどないものも知られている。クリプトスボリジウムそのものは目新しい原虫ではなく、動物の寄生体としてウシ、ブタなどの糞便とともに排泄されることは以前から知られていた。

クリプトスボリジウムは1907年にネズミから初めて検出された。その後、1971年には、ウシのクリプトスボリジウム症が発見され、クリプトスボリジウムが動物の病原体であることが確認された。さらに、1976年には免疫不全症候群の患者への感染が確認された。

現在、人間や家畜の下痢症や水道水汚染による集団感染の原因となっているのは、クリプトスボリジウム・パルブム (Cryptosporidium parvum) である。C.parvum は、1912年にTyzzerによって発見された。また、クリプトスボリジウムは、人間以外にもウシ、ブタ、イヌ、

表3・3・1 クリプトスボリジウムの原虫種と由来

原虫種	由来動物
<i>C. muris</i>	子牛、ドブネズミ
<i>C. baileyi</i>	ニワトリ
<i>C. serpentis</i>	ヘビ
<i>C. meleagridis</i>	シチメンチョウ
<i>C. parvum</i>	子牛
<i>C. nasorum</i>	シクリッド (コイ科淡水魚)
<i>C. species</i>	トカゲ
<i>C. species</i>	ダチョウ
<i>C. species</i>	ウズラ

ネコ、ネズミなどにも寄生することがわかっている。C. baileyi はニワトリに寄生する。現在、魚、両生類、鳥類、哺乳類など179種類の異なる宿主が報告されており、自然界に広く分布している。表3・3・1にクリプトスボリジウムの原虫種と由来動物を示した。

ジアルジア (Giardia lamblia) は、鞭毛虫綱に属しており、腸管系に寄生する原虫である。ジアルジアは世界的に広く分布しており、特に熱帯・亜熱帯において主要な下痢性疾患の病原体となっている。近年米国やヨーロッパで水系感染によるジアルジア症が報告されている。

(2) クリプトスボリジウムおよびジアルジアのライフサイクル

図3・3・1には、クリプトスボリジウムのライフサイクル

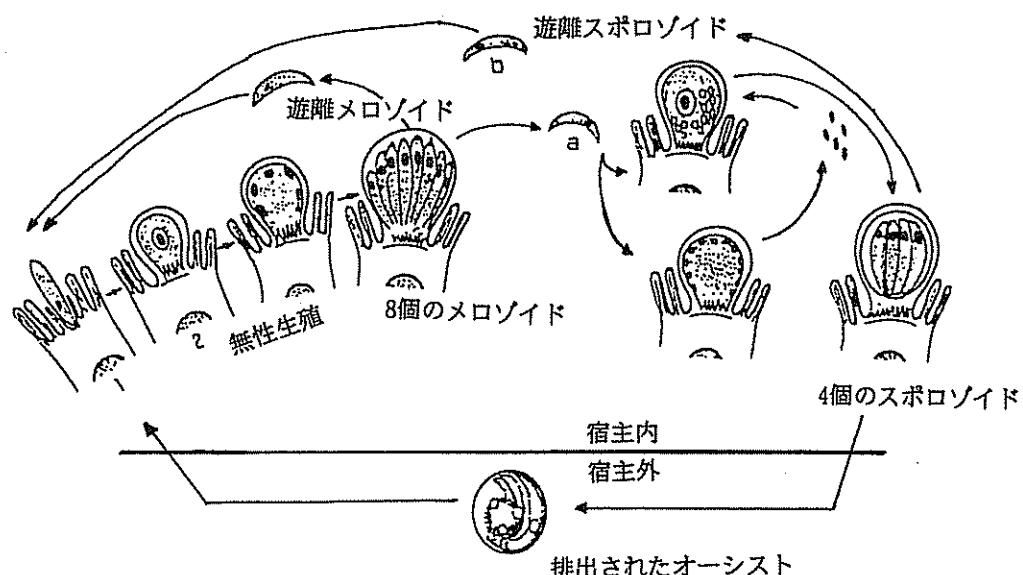


図3・3・1 クリプトスボリジウムのライフサイクル

ルを示した。生殖様式には無性生殖と有性生殖があり無性生殖ではメロソイドを形成して栄養体に戻るが、有性生殖ではメロソイドからオーシスト (oocyst: 囊胞体) を形成する。オーシストは直径4.5~5ミクロンの類円形または楕円形で表面は平滑、無色である。中央部には大小の顆粒の集塊と液胞からなる1個の残体があり、それを囲むように4個の湾曲したスプロソイドが入っている。オーシストの壁は薄く、冷凍や乾燥には弱いため、-20°C以下で30分、常温・乾燥状態では1~4日で感染力を失うことがわかっている。水中では長期間生存することができる。河川水中で90%不活性化させるためには、水温15°Cで40~160日、水温5°Cで100日と報告されている。

クリプトスピリジウムのオーシストの基本構造は変わらないが、大きさは種により異なっている。最も大きいのは*C. muris* である。この種はウシなどから高頻度で検出されているが、人間への感染はまだ確認されていない。

ジアルジアは、原虫動物の鞭毛虫類 (Flagellates) に属する原虫の一類である。生活環に栄養型の時期とシストの時期があり、栄養型は、体長9~20ミクロン、幅5~15ミクロン、厚さ2~4ミクロンで、左右対称の形態をしている。腹部前半部分に半円形の大きな吸盤があり、この吸盤で粘膜に吸着する。核は2個で各吸盤の中央部にある。4対の鞭毛を持っていて、2分裂で増殖し運動性がある。一方、シストは8~12ミクロン×7~10ミクロンの卵形で、2~4個の核（成熟したシストでは4個）がある。シストは囊子壁に覆われているため、消毒剤に対して抵抗があり、生育に不利な環境条件ではシストの状態で生き続けることが可能である。

クリプトスピリジウムのオーシストは、オーシスト壁に保護されることにより、消毒などに対して強い耐性を示す。マウスを用いたオーシストに対する加熱処理実験では、72.4°C以上で1分間加熱するか、または64.2°C以上で5分間加熱すると感染力を失うとされる。表3-3-2に、遊離塩素に対する各微生物の抵抗性を示した³⁾。大腸菌の抵抗性を1とした場合の各種病原体の抵抗性を示している。大腸菌に対して、ポリオウィルスは45、ジアルジアは2350、クリプトスピリジウムは240,000であり、クリプトスピリジウムは通常の塩素消毒においては不活性化されにくいことが明らかである。一方、ジアルジアのシストは、湿環境下では少なくとも2ヶ月は不活性化しないとされている。

表3-3-2 遊離塩素に対する抵抗性

微生物	相対的な抵抗性
<i>Escherichia coli</i>	1
<i>Poli virus 1</i>	45
<i>Giardia lamblia</i>	2,350
<i>Cryptosporidium parvum</i>	240,000

(3) 感染経路および症状¹⁾

クリプトスピリジウムは細胞内寄生性であり、分裂増殖は宿主細胞内に限られている。人間に感染する *C.parvum* の場合、寄生部位は小腸および大腸の粘膜上皮細胞の微絨毛である。クリプトスピリジウムは、数10~数100本の微絨毛が融合して形成されたドームテント状の寄生胞の中で分裂増殖する。感染は、オーシストにより汚染された水や食物の摂取による経口感染により起こる。1~数十個程度のオーシストを接種しただけでも感染し、発症することがわかっている。

摂取したオーシストが小腸に達すると、オーシストからスプロソイドが脱囊して遊離し、粘膜上皮細胞の微絨毛に侵入して寄生胞が形成される。クリプトスピリジウムはここで無性生殖と有性生殖を繰り返しながら急速に増殖する。この結果、小腸粘膜上皮細胞が急激に破壊され、それの伴い激しい腹痛と水溶性下痢を起こす。これをクリプトスピリジウム症 (cryptosporidiosis) と呼んでいる。感染すると、腹痛を伴う激しい水様性下痢を起こす。発熱はするが、血便はみられない。一般に潜伏期間は4~5日で、感染者が健康な場合には発症しても数日間で自然治癒する場合が多いが、免疫不全患者が感染すると下痢は長期間に渡り、衰弱して死に至る危険性もある。オーシストは感染した宿主から排出された時点で既に感染能力を持っていて、その感染率は極めて高いため注意を要する。感染者1人当たり最大で10億個/日のオーシストを排泄する。オーシストは外界でスプロソイドから脱囊して増殖することなく、次の宿主に感染するまでオーシストのままである。

ジアルジアの場合も経口感染である。感染後のジアルジアのシストは、十二指腸、小腸上部に吸着して寄生する。胆道や胆囊の粘膜に寄生することもある。寄生したジアルジアが少数の場合には無症状であるが、十二指腸や小腸に寄生すると炎症が起る。この炎症が広範囲に及び、吸収障害を併発するようになると、ランブリア鞭毛虫症 (lambliasis) またはジアルジア症 (giardiasis) と呼ばれる脂肪性下痢を引き起こす。また、ジアルジアが胆道や胆囊に寄生すると、胆道系の炎症や胆汁の流れ

が滯り胆囊炎となる場合がある。ジアルジア症の潜伏期は3~6週間である。健康な大人では発症しない場合が多いが、小児では発症率が比較的高く注意を要する。

(4) クリプトスボリジウム及びジアルジアの感染例^{④, ⑤, ⑥}

わが国では、1994年に神奈川県平塚市で約460人の集団感染が報告されたが、これはビルの受水槽がクリプトスボリジウムに汚染されていたことが原因であった。この場合、受水槽から水を使用しているビルの住民のみが感染し、水道本管からの直送の水を使用している住民には感染が起らなかった。次いで1996年には、埼玉県越生町で大量感染が起り、人口14,000人の7割が感染して下痢症を訴えた。原因は、オーシストに汚染された水道水による水系感染であった。越生町にある3カ所の村集落排水のうち2カ所の排水が水道水源の上流に排出されていた。このため、排水が水道水として循環利用されることになり、排出されたオーシストが水道水に混入したと考えられる。感染患者の排泄物により水道水が一度汚染されると、水道水により汚染を広げ、下水に流入するオーシストの数が多くなる。これが河川に放流されて水道原水中のオーシスト濃度を増加させたと考えられる。

海外では、1993年に米国のミルウォーキー市で、浄水場がオーシストに汚染され、約40万人が感染して400人余りが死亡した事例がある。また、1993年および1996年には、米国で清涼飲料水を介した集団感染が起った。1997年には、英国北ロンドンおよびハートフォートシャー地域において、クリプトスボリジウムにより水道の原水と汲み上げていた地下水が汚染され、患者数303名の集団感染が起った。英米で考えられているオーシストの汚染源は、牛舎の屎尿排水と下水である。1998年の7~9月には、オーストラリアのシドニーでは、クリプ

トスボリジウムとジアルジアによる水道水汚染が起こっている。その対策として、300万人を超える市民に水道水の煮沸勧告を出された。アフリカや中南米では、クリプトスボリジウムの感染率が10%を超える国もあり、相互の渡航者が増加する場合には、日本での感染症発生が増える恐れがある。表3・3・3には、国内外におけるこれまでの主な感染例をまとめた。

(5) クリプトスボリジウムの検出方法^⑦

クリプトスボリジウムの検出では、1) 浮遊微粒子の濃縮・回収、2) オーシストの部分精製(夾雑物の除去)、3) 分別・同定、の工程が必要である。

1) 浮遊微粒子の濃縮・回収

○濾過法

繊維束を用いたカートリッジ式フィルター

ポリプロピレンの繊維を糸巻き状に束ねたものをフィルターとしてカートリッジフィルターに収納した構造で、純水装置のプレフィルターなどに利用されており、濾過流速が1~4 l/minの範囲で孔径1ミクロンが保証されている。米国では公的な検査法に採用されている。浄水で1000リットル、原水では100リットルの水の濾過に用いられている。濾過後フィルターの繊維束を切り出し、SDSおよびTween80添加緩衝液中で洗浄を繰り返し、洗浄液を遠心沈殿して粒子を回収する。カートリッジフィルターの利点は多量の試料水を濾過することができる。しかし、繊維束を切断・洗浄したり、洗浄液から粒子回収など作業が煩雑であるという難点がある。この方法ではオーシストの高い回収量は望めないが、多量の試料水を濾過することで検出率を上げることが可能である。

表3・3・3 国内外におけるクリプトスボリジウムおよびジアルジアの感染例

発生年	発生国	発生場所	感染微生物	感染源	感染者数 (内死亡者数)
1994	日本	神奈川県平塚市	クリプトスボリジウム	ビル受水槽	40 (0)
1996	日本	埼玉県越生町	クリプトスボリジウム	水道水	9,800 (0)
1993	アメリカ	ミルウォーキー	クリプトスボリジウム	水道水	400,000 (400)
1997	イギリス	北ロンドン ハートフォートシャー地域	クリプトスボリジウム	地下水	303 (0)
1998	オーストラリア	シドニー	クリプトスボリジウム ジアルジア	水道水	-

メンブレンフィルター法

膜濾過滅菌などに利用されるメンブレンフィルターで、材質や孔径またはフィルターのサイズが揃っており、使用目的に応じて選択することができる。オーシストの短径よりも小さな孔径を用意すればよいが、一般に1ミクロン程度のものが使用されている。フィルターを専用のフォルダに入れて、吸引または加圧により試料水を濾過する。浮遊物質が多い場合には、フィルターはすぐに目詰まりを起こし濾過速度が大幅に低下する。従って、必要に応じてフィルターを新しいものに交換しなければならない。作業効率を考慮する場合、原水に含まれる浮遊物質濃度を把握して大型のフィルターを用いることが望ましい。フィルターからの粒子の回収には、フィルター表面の物質を削ぎ落とすか、超音波洗浄、あるいはアセトンなどの溶媒でフィルターを溶解・洗浄するなど方法がある。

カプセルフィルター法

最近、オーシスト回収用にメンブレンフィルターをカプセル状に整形した製品が開発された。捕集した粒子の洗浄回収を容易にするためにフィルターの素材にポリエチテルスルホンが採用されている。試料水の濾過後、フィルターカートリッジに界面活性剤を添加した緩衝液を加えて強く振とうして洗浄液を回収する。この方法は濾過に要する時間が短く、フィルターからの粒子の回収が容易であり、高い回収率が得られるなど多くの利点がある。

○遠心沈殿法

大容量遠心沈殿機

大容量の遠心沈殿機を用いて試料水を遠心沈殿し、微粒子を回収する方法である。理論的には遠心沈殿法では高い回収率が得られるが、1回で処理できる試料水量が限られている上、遠心沈殿操作に時間がかかるため実用的ではないと言える。

連続ローター式遠心沈殿機

連続ローターを用いると、高速で回転しているローターに連続的に試料水を注入し、沈殿物を回収することができる。しかし、従来のローターは大容量の沈殿物を回収するように設計されており、原水に含まれるわずかな浮遊微粒子量の回収には使いにくい装置である。

静置沈殿法

試料水を縦長の容器に入れ、温度変化が少なく振動の

ない状態で1~2日間静置する。その後、容器の上1/3~1/2の上澄みを静かに除去し、蓋をして強く振とう混合して沈殿物と共に容器の壁面に付着している粒子を回収し、試料水を小型の容器に移す。同様の方法で、上澄みを捨てながら容器を小さくして濃縮する。ある程度液量が減少したところで遠心沈殿分離により沈殿物を回収する。

2) オーシストの部分精製

試料水から浮遊微粒子を濃縮した後に、オーシストの部分精製を行う。夾雑物が多く存在すればその後の反応や観察の妨害物質となるため、精製は重要な工程である。

遠心浮遊法

一般に、原虫類のオーシストは比重の差を利用して精製・分離される。このとき、ショ糖溶液（比重1.2）またはショ糖-パーコール混合液（比重1.09~1.10）が用いられる。例えば、遠心管に所定量のショ糖を添加し、次に試料の濃縮液を積層して遠心分離を行う。遠心分離後、比重1.2の粒子はショ糖液層中に、比重が1.2以下の粒子はショ糖溶液と試料液の境界面に、比重が1よりも小さいものであれば最上部に集まるはずである。実際には、濃縮液の中で様々な粒子が不規則な凝集塊を形成したりするため、必ずしも理論通りにはならない。回収率を上げるためにには、境界部分に接した高比重層の一部も回収するようにしなければならない。また、最下層の沈殿物を再洗浄し、他の粒子に巻き込まれて沈殿したオーシストの回収も行う必要がある。

免疫磁気ビーズ法

クリプトスピリジウムに対する特異抗体を磁気ビーズに吸着させた試薬が市販されている。濃縮液と免疫磁気ビーズ液を所定の比率で反応させると、磁気ビーズは特異抗体を介してオーシストに結合する。反応後、磁石を用いて磁気ビーズを回収すればオーシストを選択的に回収することができる。回収後に酸処理によって抗原-抗体結合物を解離させ、磁気ビーズを再回収すればオーシストを得ることができる。

3) 分別・同定

顕微鏡観察法

蛍光抗体法で染色された標本を用いてオーシストをスクリーニングし、陽性反応を示した粒子についてオーシストであるか否かを微分干渉顕微鏡で再確認する。

現在広く用いられている方法は、間接蛍光抗体法（蛍

光顕微鏡による観察)で、特異的な抗原—抗体反応を利用してオーシストを蛍光標識し、蛍光顕微鏡で観察する。試薬としてオーシストに対するマウス单クローニング抗体(一次抗体)と蛍光色素FITCで標識された抗一マウス免疫グロブリン抗体(二次抗体)、非特異反応を抑制するためのブロック試薬が必要である。

酵素抗体法(生物顕微鏡による観察)では、蛍光色素の代わりにパーオキシダーゼなどの酵素が用いられる。免疫反応後に酵素による発色反応を行い、抗原の局在を明らかにする方法である。この方法では、通常の生物顕微鏡で観察できることに利点がある。一方で、この反応は用いる单クローニング抗体の品質で結果が左右され、さらに標本中に混在するプランクトンなどが同じ酵素活性を有していれば反応のノイズが大きくなる恐れがある。また、試料水の濃縮操作によって得た沈殿物をスライドガラスに固定しなければならない。蛍光抗体法と同じように、陽性反応を示した粒子が本当のオーシストであるかどうかを最終確認する必要がある。

フローサイトメトリー法

浮遊粒子などの大きさや光学特性を指標とした分画装置で、予め規定した特徴を有する粒子を選択的に検出・計数することができる。光学的特性として、本来粒子が持っている性質に加えて、蛍光抗体法など特異的染色により光学特性を付加することもできる。クリプトスピリジウムのオーシストの場合には、大きさ、蛍光抗体染色、あるいはDAPIおよびPIによる同時染色などを行い、これらの特徴をもつ粒子数を測定する。DAPI-PI染色を用いれば、オーシストの生死も把握することができる。

この装置は、浮遊している粒子を解析するもので、染色などを含め前処理はすべて浮遊液の状態で行う必要がある。このため、処理工序で遺伝子沈殿が繰り返されて試料の損耗が回収率に大きな影響を及ぼす。また、測定は試料の部分精製など前処理の質にも強く影響される。現在はオーシストのみを特異的に染色する方法はないため、顕微鏡による形態学的な観察が必要である。

PCR法による検出

遺伝子操作技術の進展から、試験管内で特定の遺伝子配列を選択的に増幅することが比較的容易になってきた。DNA分子の複製は2本鎖のDNA分子が1本鎖を母型として相補鎖形成されることによるが、PCR法は試験管内で遺伝子の複製過程を繰り返し再現させて特定のDNA分子を増幅させる方法である。

PCR法を行うための前提として次のような遺伝子情

報が不可欠である。1) 目的とする遺伝子はその生物種に特異的であること、2) その塩基配列が明らかになっていること、3) 1細胞当たりのコピー数は多いこと、4) その遺伝子の一部に種間変異が存在しているとさらに扱いやすい。以上のような条件を満たすために、多くの場合リボソームRNAをコードしているDNAが標的とされている。

クリプトスピリジウムでも、18sリボソームRNAをコードする遺伝子の特異的塩基配列が決められている。実験的には十分な感度が得られており、さらに分子疫学的解析に用いることができるような種間変異を持った特異DNA遺伝子が解析されている。この方法は、標品中に目的のDNA遺伝子が一定以上の濃度を保たれていることが必要である。一方、有機物が多く含まれていると、反応が阻害される恐れがある。このため、前処理の段階でなるべく夾雑物を排除することが肝要である。原水に含まれる微生物は季節、採取時間や気象の影響を受けやすく、条件設定が難しい面がある。今後条件設定などが進めば広く利用される方法であると考えられる。

ELISA法

この方法は免疫反応を利用した発色試験であり、試料中から原虫の特異抗原を検出することでその存在を証明するものである。原理は、反応用のプレートにクリプトスピリジウムに対する特異抗体を吸着させておいて、これに部分精製した試料を入れて反応させる。このとき、試料中にクリプトスピリジウム(抗原)が存在していれば抗原物質は抗体を介してプレートに固定される。次に、予め酵素を標識したクリプトスピリジウムに対する单クローニング抗体を反応させる。クリプトスピリジウムの抗原物質がプレートに固定されれば標識抗体も抗原を介してプレートに固定される。標識酵素の基質を加えて呈色反応を行い、单クローニング抗体、さらには抗原物質の存在の有無を判定する。

(6) 水道水源としての課題

水道水は取水口が河川のどこに位置しているかにより、クリプトスピリジウムやジアルジアによる汚染の危険性が異なる。都市河川のように、取水口の上流に下水処理場の処理水が流入していれば、汚染の危険性は高くなる。このため、クリプトスピリジウムやジアルジアによる水道水汚染を防ぐためには、水道水の取水口がどういう条件になっているかを詳細に調査しなければならない。一方、たとえ河川の上流域であっても、集水域内に家畜が飼育されていて、オーシストに汚染された

糞尿が適切に処理されなければ水道水が汚染される恐れがある。オーシストやシストは環境中の至るところに存在する可能性があり、注意深いモニタリングが必要である。このような場合、糞便性大腸菌などを検査し、糞便による水道水の汚染を把握することで、クリプトスピロジウムによる汚染をある程度予測する必要がある。また、取水施設の上流域または浅井戸の周囲にオーシストを排出する危険性のある汚水処理施設などがある場合は、関係機関と協議の上、排水口または取水口を移設する。

(7) 対策の現状

水道水汚染の対策としては、水道水源の調査も重要であるが、一度汚染された原水をどの程度まで浄化できるかが、浄水場が復旧できるか否かの鍵となっている。予防対策としては、クリプトスピロジウムを除去できる浄水処理である膜ろ過法、急速ろ過法などを導入することである。また、ろ過池出口の水の濁度を常時モニタリングして、ろ過池出口の濁度を0.1度以下に維持することが必要である。浄水処理工程においてもある程度のオーシスト不活性化が可能である。

アメリカでは、緩速砂濾過でオーシストを100%除去できると報告されており、イギリスでも99.997%の除去率が得られたとされている。除去率は、砂濾過の粒度、濾過層の深さ、濾過速度など濾過池の維持管理状況に影響されるので、さらなる検討が必要である。

表3・3・4に各種環境条件下におけるオーシストの不活性化を示した⁹⁾。

表3・3・4 各種環境条件におけるオーシストの不活性化

環境条件	不活性化率(%)	実験条件
水道水	96	室温、流水中、176日
浄水処理工程	0	実験室内、室温および4℃で実用上の処理・接触時間
河川水	94	環境温度、176日
牛糞便内	66	軟便に混入、外気温、176日
人糞便内	78	4℃、178日
海水	38	4℃、35日
凍結	>99	液体窒素浸漬
凍結	67	-22℃、21時間
乾燥	>99	室温、4時間

3.3.2 クリプトスピロジウムによる河川水汚染

(1) 家畜・野生動物の糞便由来

牛の畜産排水は、オーシストの汚染源となりやすい。子牛の健康管理、感染牛の糞尿の処理が適切に行われる必要である。クリプトスピロジウムおよびジアルジアは宿主特異性が低いため、多種の動物に寄生することができる。

(2) 汚水処理場排水由来^{2), 10)}

感染者が排出するオーシスト数は、最も症状の重い時期には、患者一人当たり109個にも達すると言われている。下水には感染者の糞便も流入している可能性が高く、感染者が集水域内に存在していれば、下水中からクリプトスピロジウムが検出される。

下水処理水は、その放流先の利水状況にもよるが、水環境において主なクリプトスピロジウム汚染源のひとつである。我が国では、流入下水中のクリプトスピロジウムオーシスト濃度が低いため下水処理水のオーシスト濃度も極めて低いと考えられる。活性汚泥法による下水処理におけるクリプトスピロジウムの除去率は、90～95%程度であり99%を大きく超える除去は期待できない。従って、流入下水のクリプトスピロジウム濃度が上昇してくると、それに比例して処理水中のクリプトスピロジウム濃度も高まることになり、下水処理水が水環境における汚染源となる危険性を孕んでいる。

下水処理場における調査では、ジアルジアのシストが検出されている。その値は、流入下水中で130～5,500個/l、最初沈殿池流出水で150～5,200個/l、放流水で75個/lであった¹¹⁾。処理過程でシストの数は減少しているが、放流水にシストが含まれていることから塩素消毒だけではジアルジアを除去できないことがわかる。

3.3.3 河川水に関する対策

(1) 調査および監視体制の強化⁸⁾

1) 水源対策

表流水、伏流水の取水施設または浅井戸に近い流域にクリプトスピロジウムを排出する可能性のある汚水処理施設などの排水口がある場合には、その排水口を取水口より下流に移設する。または、取水口を排水口より上流に移設することが重要である。

2) 水道施設における対応

水道水がクリプトスピロジウムに汚染された可能性の

ある場合には、給水停止の措置を図った上で、浄水処理を強化するか、汚染されている疑いのある原水の取水停止・水源の切り替えを実施する。その後、配水管の洗浄を行った上で、クリプトスボリジウムの有無の検査により、飲料水としての利用に支障がないと判断された後に給水を再開する。

3) 自治体の水道行政担当局の対応

水道事業者、自治体の感染症担当部局、試験研究機関などとの連携を進め、水道事業者の対処に対して円滑な実施を支援する。また、関係自治体にも連絡し、自らも住民への広報に努め対策を早急に実施する。下痢患者などからクリプトスボリジウムが検出され水道が感染源である恐れが否定できない場合には、直ちに水道利用者への広報・飲用指導などを行う。

4) 水道水源域の調査研究

クリプトスボリジウムは、環境中のいたるところに存在していると考えられる。従って、たとえ水道水源域が河川上流の集落の少ない地域にあるとしても、汚染の危険性を全く否定することはできない。このような場所では、野生動物や家畜糞尿による汚染があるからである。また、河川中流になれば、汚水処理水が流入していたり、住宅地が密集していたりするため、汚染の原因は異なってくる。以上のように水道水源域がクリプトスボリジウムに汚染される原因は、人畜由来なのか、放流水由来なのかは場所によって異なると言える。従って、水道水源域の土地利用状況を詳細に把握し、汚染の起こりやすい場所やオーシストが河川に流入しやすい場所を把握しておく必要がある。

(2) 水処理施設

1) 膜ろ過の効果

精密ろ過膜および限外ろ過膜を用いると、膜に損傷がなければオーシストを検出限界以下にまで除去できると報告されている。

厚生労働省では、汚染が起こる可能性のある自治体に対して水処理の際に原虫を除去できる膜ろ過施設の導入を通知する予定である。河川または浅い井戸を水源にしている浄水場11220箇所の内154箇所は上流に汚染源になる畜産施設を抱えている。しかし、前述したように塩素処理のみで対応しており、クリプトスボリジウム対策としては十分ではない。膜ろ過を導入した施設は、一般的の浄水場と比較すると2~3倍の費用が必要であり、膜ろ過の導入する市町村では厚生労働省から補助金を受け

ている。

2) 消毒方法

クリプトスボリジウムのオーシストに対しては、遊離塩素の効果がないと言われている。オゾンは効果があり、ミルウォーキー市では、感染症の集団発生後、消毒方法をオゾンに代える方向で進んでいる。C.parvum のオーシストを水温5°CでpH6~7のときに99%不活性化するオゾンのCT (C:濃度、T:作用時間、単位:mg · min/l) は3.3~6.4である。Giardia lambliaのオーシストについては同じ条件でCTは0.5~0.6、また大腸菌では0.02としている。従って、クリプトスボリジウムは、大腸菌の160倍以上、ジアルジアに比較すると6倍以上オゾンに対して抵抗力が強いことになる。

(3) 下水処理過程におけるオーシストの減少

下水処理プロセスにおいては、標準活性汚泥法により88~99%程度のクリプトスボリジウム除去率が得られている。活性汚泥処理のみでも高い除去率を得ることができる。また、曝気槽への凝集剤添加および流入下水の凝集沈殿処理でも99%以上が除去される。オキシデーションディッチ法でもクリプトスボリジウムを除去することは可能である。このため、下水処理を行うことでクリプトスボリジウムによる水域への負荷を大きく削減することが可能である。

平常時においては、下水処理水中のクリプトスボリジウム濃度は低レベルであり、処理水摂取による感染リスクは、人が摂取する危険性のあるクリプトスボリジウムの量に影響されるため、放流先での処理水の希釈状況および水利用状況によって感染リスクは異なってくる。集団感染が起こった場合は、感染者がピーク時に1日に10億個ものオーシストを排出するため、高濃度のクリプトスボリジウムが下水処理場に流入する危険性がある。

平常時の対策としては、水の利用形態による水摂取量を考慮したりスクアセスマントの手法を適用する検討が必要である。処理区内のクリプトスボリジウム感染数を把握しておいて、関係部局と連絡体制を整える。また、下水処理場に流入するクリプトスボリジウムを制御するため、感染者に対して下水道へ排出について適切な指導を行うことも必要となる。

集団感染発生時は、高濃度のクリプトスボリジウムが下水処理場に流入するため、緊急に追加処理をしなければならない。また、クリプトスボリジウムが下水中から活性汚泥中に移行してくるため、発生する汚泥の処理に

も注意を払う必要がある。さらに関連部局が相互に情報を交換し、水域の感染危険性を抑制する。

下水処理水は放流前に消毒を施されるが、消毒によるオーシストの除去効果は、消毒方法により異なってくる。塩素消毒では、クリプトスピリジウム除去率は塩素濃度に依存し、99%除去するにはCT値（消毒剤濃度×接触時間）は、 $7,200\text{mg}\cdot\text{min/l}$ 程度である。一般に、下水処理場におけるCT値は $50\text{mg}\cdot\text{min/l}$ であり、塩素によるクリプトスピリジウムの不活化はあまり期待できない。また、モノクロラミンによる消毒も塩素と同じような結果である。二酸化塩素またはオゾンを用いると、90%以上不活性化するにはそれぞれCT値が 1.8mg/l で $78\text{mg}\cdot\text{min/l}$ 、 1mg/l で $5\text{mg}\cdot\text{min/l}$ であった。消毒の効果は、オゾン>二酸化塩素>モノクロラミン、塩素である。クリプトスピリジウムによる流出水汚染を完全に防ぐには塩素消毒のみでは不十分であり、オゾン処理などの併用も考慮しなければならない。オゾンと二酸化塩素を併用すると、不活化率は99.99%まで向上する。また、オゾンと紫外線を併用すると、不活化率はオゾン単独処理の場合に比較して10倍になった。表3・3・5には各消毒剤の濃度・接触時間および紫外線照射量をまとめた³⁾。

表3・3・5 消毒剤の濃度・接触時間および紫外線照射量
(不活性化90%以上)

消毒剤	濃度 (mg/l)	接触時間 (min)
塩素	>5,118	>1,500
オゾン	1.4	10
	0.8	15
二酸化塩素	5.0	10
過酸化水素	327	60
ヨウ素	120	15
ペルオキソン	0:1	
紫外線	80 mWcm ²	

(4) 净化槽

管理が不十分な浄化槽の場合、流出水の水質が悪化するばかりでなく、クリプトスピリジウムも除去されないまま排出される恐れがある。従って、浄化槽内の病原性微生物の消長、制御方法に関して調査研究を進めるとともに、クリプトスピリジウム対策として有効な膜処理型合併浄化槽の普及を推進する必要がある。

(5) 家畜の糞尿

1) 家畜の罹患状況の調査

家畜がクリプトスピリジウムに感染すると、オーシストの排出源となるため、感染が疑われる地域の罹患状況は詳細に調査する必要がある。感染が確認された場合、その土地近辺または下流域に水道水取水口がないかどうかを調べ、迅速に適切な対処をする。特に山間部に感染した家畜が点在する場合は、たとえ上流部であっても水道水が汚染される可能性があるため、家畜の罹患状況を定期的に把握する必要がある。

2) 処理実状の把握

家畜がクリプトスピリジウムに感染している場合、排泄された糞尿には大量のオーシストが含まれており、無処理のまま放置すると感染源となる危険性がある。従って、糞の野積みをしたままにすると、降雨時にオーシストが河川や湖沼に流れ込み、水系感染の原因となる。特に、オーシストの流入先が水道の取水口の上流域にある場合、集団感染の恐れが生ずるため、家畜糞尿の処理状況には注意を払う必要がある。このような水源の汚染を防ぐためには、家畜の糞尿に適切な処理を施さなくてはならない。

3) 処理施設からの飛散、流出の調査

家畜糞尿が処理施設において適切な処理をされている場合でも、処理施設からのオーシストの飛散、流出の調査を行う必要がある。前述したように、糞尿処理のみを目的すると、通常の消毒のみではオーシストを除去できず、流出水に残留している可能性が高いからである。処理水がオーシストに対応した消毒処理を施されているか、その処理でどの程度のオーシストが除去可能かを把握しておかなくてはならない。また、処理施設周辺では、オーシストの飛散による水系汚染が起こる恐れがあるため、定期的な検査が必要となるであろう。

参考文献

- 1) 俣歎・井関基弘 (1997) : クリプトスピリジウムとはどのような原虫か、環境技術, 26, pp.549-554.
- 2) 諏訪守・鈴木穂 (1998) : 下水処理場等におけるクリプトスピリジウムの検出方法の検討及び実態調査、土木研究所資料, 第3533号。
- 3) 日本下水道協会 (2000) : 下水道におけるクリプトスピリジウム検討委員会最終報告。
- 4) 八木正一 (1997) : クリプトスピリジウム汚染と水

- 道—その問題点一、環境技術, 26, pp.567-572.
- 5) 日本水道協会水道技術総合研究所「水道の原虫対策に関する研究会」(1999) 英国スリーバリー水道会社におけるクリプトスピロジウム症発生の経緯と対策, 水道協会雑誌, 68, pp.75-84.
 - 6) 日本水道協会水道技術総合研究所「水道の原虫対策に関する研究会」(1999) オーストラリアシドニー水道におけるクリプトスピロジウムとジアルジアによる汚染事故, 水道協会雑誌, 68, pp.125-139.
 - 7) 遠藤卓郎・八木田健司 (1997) : クリプトスピロジウムの検査法, 環境技術, 26, pp.555-560.
 - 8) 由田秀人 (1997) : クリプトスピロジウム汚染に対する厚生省の行政対応について, 環境技術, 26, pp.576-579.
 - 9) 橋本穂 (1997) : クリプトスピロジウムと下水道, 環境技術, 26, pp.573-575.
 - 10) 橋本温・平田強・土佐光司・眞柄泰基・大垣眞一郎 (1997) : 下水中の Giardiaシストおよび Cryptosporidiumオーシスト濃度と下水処理における除去性, 水環境学会誌, 20, pp.404-410.

3.4 多種多様な生物が生息できる河川の創出

3.4.1 河川、湖沼の生態系と水質の関係

3.4.1.1 自然河川における水質、生物環境

河川の水質は本来正常な物質収支のもとに保たれるものであり、河川水質を考える上で、河川のもつ自然の物質収支を考えることは極めて重要である。河川における物質収支は、非生物的なものと生物的なものが互いに絡み合ってなりたっており、これらを分けて議論することはできない。そこで、まず、保全されるべき水環境の基本的な構造を示す。

(1) 河川における生産過程

河川生態系におけるすべての生物は個体を維持するために、継続的にエネルギーが供給されなければならない。そのため、多くは、植物による光エネルギーを化学物質内に蓄える過程、光合成による有機物の生産（一次生産）に依存している。こうした植物によって生成されたエネルギーは一方では食物連鎖によって、順により高次の消費者に直接伝達され、また、他方では、腐食連鎖、すなわち、それぞれの栄養段階の生物が死亡後、分解者により利用され、その後それがその捕食者に伝達される過程によって、より高次の栄養段階の生物に伝達される。そのため、この生産過程は河川生態系においての基礎をなすものである。

河川における主な生産者、すなわち独立栄養生物は、維管束植物の他に、コケ類、珪藻や黄色植物、緑藻、紅藻、シアノバクテリアなどから構成される付着藻類および植物プランクトンである。維管束植物群落は適当な深さで流れの弱い場所を好むために、小規模な河川か河岸の近傍に発達し、コケ類の群落は低温の場所や陰になつた場所に発達する。付着藻類は生活する場所によって、エピリソン（岩に付着）、エビペロン（やわらかい底質に付着）、エピフィトン（植物体に付着）などに分類される。また、直接付着はしておらず、かつ自由に浮遊もせず集積したり、植物体に絡まつたりしているものをメタフィトンとよんでいる。維管束植物の量は、十分な栄養塩濃度がある水域では日射量が多い夏季に増す。付着藻類は、温泉地帯などの特殊な場所を除いて、十分な日射のある場所で生産量が多くなる。例えば、河岸の樹木によって陰にならない河道内や森林限界を越えた高地で高く、季節的には樹木の葉が発達する以前に多い。また、コケ類の量には森林限界の上下で大きな差がみら

れることが知られている。

このように、植物生産量は、日射量に大きく左右されるが、その他にも、河川の流速、水温、草食動物の量、無機栄養塩濃度にも大きく依存し、また、浮遊している植物プランクトンを除いては、根を張り付着するための基盤の性質、洪水による洗掘にも影響をうける。

バイオマスの量にはばらつきが大きいものの、目安としては、小河川では、陰の多い場所で、 $0.01\sim0.1\text{gC/m}^2\text{day}$ 程度、日射の多い広葉樹林帶で $0.25\sim2\text{gC/m}^2\text{day}$ 程度、草原や砂漠を流れる小川で最大 $1\sim6\text{gC/m}^2\text{day}$ 程度である¹⁾。また、広葉樹林帶や砂漠では一様な針葉樹林帶よりも高くなるなどの報告もある。大河川では、透明度によりほぼゼロから $2\text{gC/m}^2\text{day}$ 以上と大きく変化する。

栄養塩元素のスパイラル

栄養塩元素は、周囲の水中から生物体内に摂取される一方で、生物の死亡後は水中に回帰されることにより、水中と生物体内を循環している。

河川の生態系で特徴的な点は、強い一方向流れが存在するために場所的な移動が大きく、湖沼などの他の系と比較して、流入した量に対する循環量の割合が極めて小さいことである。河道内では、ある場所で生物の死亡により水中に回帰した無機態、有機態の栄養塩元素は下流に運ばれ、そこで再び生物体内に摂取されることを繰り返している。この、生物体内への摂取—移動—水中回帰—移動の過程は栄養塩のスパイラルとよばれ河川におけるエネルギーや栄養塩元素の循環における重要な特徴である²⁾。

ここで、スパイラルの1周期にあたる長さ、すなわちスパイラル長さは、水中に回帰された原子が再び生物に摂取されるまでに流下する長さと、原子が生物体内に存在している間にその生物の移動によって流下する長さの和である。この長さについては様々な測定結果があるが、Newbold et al.³⁾の測定によると、全体で190m、そのうち、水中を流れていた間が165m、植物体内での移動を含む有機物粒子もしくはデトリタス中にある間の移動量が25m、消費者の体内での移動量は2m以下であった。ただし、リンのみについていえば、生物体内に取り込まれている間が長くなっていた。

炭素についてのスパイラルは河川生態系において生物体内におけるエネルギー代謝過程に関連しており重要な過程である。生物体内に取り込まれた有機物は、排泄物によって水中に回帰され、流下方向に輸送される。

流れの速い場所では、生物体に摂取される元素の割合が相対的に小さくなるためにスパイラル長さは長くなり、流速が極めて遅い淵では元素は堆積されたり、滞留

するためにスパイラル長さは短くなる。

原地性の有機物と異地性の有機物

河川における大きな特徴は、消費者の餌となる有機物の生産において、河道内の一次生産よりも流域や氾濫原からの流入が支配的であることであり、またある場所の有機物量の多くは、その場所での生産だけでなく、上流からの流入に支えられていることである。流入し、流下する有機物粒子は、通常大きさによって、大型の有機物粒子 (CPOM ($>1\text{mm}$)), 微細有機物粒子 (FPOM ($1\text{mm} >>0.5\text{mm}$)) および溶解性の有機物 (DOM($<0.5\text{mm}$)) に分けて取り扱われる。

さて、こうしたセグメントごとの特徴は、その場で消費されたエネルギー量のうちその場で生産された量の割合、すなわち、考えている区間（セグメント）における生物生産量Pと全呼吸量Rの比、P/Rと、有機物の流出量Eと流入量Iの比、E/Iなどで表される。

自然河川では、こうしたパラメータに次のような特徴がある。

まず、密生した森林地帯を流れる上流地域の河川では日陰が多く一次生産量は少なく、河岸からのリターなどの有機物の流入は極めて大きい。そのため、生産量に比較して有機物を餌とする消費者の呼吸量が大きくなりP/R比は小さい。生産量が少ないために下流への流出量は少なく、E/Iは1より小さい。こうした河川は他の地域における生産に支えられており、従属栄養的な特性を持っているといえる。

一方、河幅が大きくなり河岸の植生による陰による影響が小さくなるような河川では、流入するデトリタスの流入量に比較してその場での生産量が大きい。すなわち、P/Rは1よりはるかに大きくなり、流出量は流入量に近づくか場合によっては大きくなる。こうしたセグメントは独立栄養的な特性を持っているといえる。なお、特に独立栄養的なセグメントにおいては、P/Rの量は生産量が季節的に大きく変化するために極めて大きく変動する。

自然の植生が人工的な農地に変わることによって栄養塩流入量が増加すると、この機構に大きな影響が現れる。流域における農地の増加は、流入土砂量、窒素やリンの流入量を増加させる。例えば、アメリカ合衆国においては、土砂流入量の46%, 全リン流入量の47%, 全窒素流入量の52%が農地に起因するものであるといわれている⁹。河岸の植生が伐採されると、日射量が増加し水温が上昇する。また、流域からの植生に起因する枝やリターの流入が減る。また、土地利用が高度化すると堤防によって氾濫が防止されるようになり、重要な有機物生

産の場であった氾濫原が減少、植物起因の有機物の流入が減少する。さらに、農地の増加により土砂の流入が増加することで光環境は悪化するものの、実際には栄養塩の增加による効果の方が大きい。また、生息環境の悪化により耐性の低い底生動物や魚の種がより顕著に影響をうける。そのため、一般にこうした変化は従属栄養的な河川を独立栄養的な河川へと変貌させる。Delong & Brusven¹⁰は、こうした変化により、付着藻類の量が2~10倍に増加し、底生動物が減少し、この傾向は河岸からのリターの流入が減少した場所で特に顕著だったことが報告している。

このような変化は、河川のセグメントごとの特徴は、本来自然の河川では上流から下流に至る過程で緩やかに変化するものであるが、流域が農地へと変化し、河岸や近傍の流域が変化することによって、場所ごとに急激に変化するようになったために生じたものであり、流域の開発が河川水質に大きく影響することを示している。

こうした観点からの整理は、都市内を流れる水質の悪化した河川ではかならずしも十分行われているとはいえない。しかし、傾向はかなり異なったものと考えられる。まず、都市河川では、一般に流域からの栄養塩の流入量、有機物の流入量Eは極めて大きい。全体としての生産量は、大量の栄養塩量のために十分な透明度がある間は高くなるが、濁度が高くなると光量が制限因子となり減少する。また、ヘドロなどが堆積すると、付着藻類や基盤の必要な植物群落は発達し難く、これも生産を減少させる要因になる。そのため、ある程度の日射が確保されている間や植物プランクトンが大量に発生している場合などには、E/Iの値は比較的大きくなると考えられるが、有機物が大量に流入する河川では、限りなく1に近づくと考えられる。また、P/Rの値は、十分な透明度のある間は比較的大きな値となるが、透明度が低く富栄養なセグメントにおいては、分解者による呼吸量が大きく極めて低い値となる。

いずれにしても、近傍の流域の影響を極めて大きく受け、自然河川でみられた状況とは大きく異なったものとなる。

(2) 食物連鎖と各栄養段階の生物群集、従属栄養生物に与える影響

後生動物界での食物連鎖

河川における有機物量の動態はこのように上流から下流に下るに従って徐々に変化するが、それと同時に質的にも変化する。

最も上流域で河道内に流入したリターなどの大量の有

機物の粗粒子CPOMは、流下の過程で、生物的もしくは非生物的な分解および破碎によって、微細有機物粒子FPOMや溶解性の有機物DOMに細かく碎かれる。このため、最上流域では粗い粒子の割合が多く、下流に下るに従って、微細粒子や溶解性のものの割合が多くなる。これらの作用は、異なる生物群集によって行われており、生物多様性の点からもこの上流から下流に至る過程での有機物の形態の変化は極めて重要である。

流域から流入した直後のリターなどの粗い有機物粒子を粉碎、摂食する生物には、ヨコエビ、ワラジムシ、ザリガニなどの甲殻類、巻貝やガガニボ類やエグリトビケラ類の多く、カワゲラ類などの昆虫の幼虫などがある。リター自体はC:N比が高く、タンパク質の多い良質な餌とはいえないが、表面に細菌や真菌が繁殖することで、C:N比が低下し高タンパクの餌に変化する。また、微生物がセルロースやペクチンなどの消化しにくい物質を分解し消化しやすくなることから、こうした動物は細菌や真菌が繁殖したリターをより好んで摂食することが知られている^{6,7}。なお、浮遊する有機物の微細粒子を摂食する動物には、捕獲網を張るシマトビケラ類やユスリ力の一種など、刺を利用するキタガミトビケラ、食扇を利用するブユなどがいる。また、付着藻類は独立栄養生物でもっとも重要な餌資源であり、刈取食者（grazer）とよばれる群は特殊な形態をした口蓋によって付着藻を表面から剥ぎ取って摂食する。

食物連鎖においてさらに上位に位置する魚の分布は、河川のセグメントの性質によって異なる。北欧では、サケ科のトラウト域、グレーリング域、コイ科のバーベル域、ブリーム域などのように分類されている。わが国では、瀬と淵が交互に出現する領域A型、瀬と淵が一つずつしかない領域B型、滝のような落ち込みa型、なめらかな流れ込みb型、ほとんど波の立たない場所c型の組み合わせで、生息する魚類をタイプ分けすることが一般的である。すなわち、生産性の低い上流のAa型水域では、肉食魚が優占し、中流のBb型の付着藻類の多い場所では付着藻類食の魚と肉食魚が共存、下流のBc型水域では様々な食性の魚が加わる。このため、魚の種数は下流ほど増加し、Bb型やBc型が発達している河川ほど種の数が多くなる⁸。

草食魚や多くの草食無脊椎動物に摂食されるのは、主に、付着藻類と植物プランクトンであり、C/N比が9~10と低く、タンパク質含有比の高い良質の餌となる。藻類と比較すると、コケ類と維管束植物は一部の草食者にしか利用されない。

食物連鎖のそれぞれの栄養段階において摂取されたエ

ネルギーは、呼吸、すなわち、基礎代謝や運動エネルギーとして消費されるか、未消化のまま糞として排泄、もしくは、尿の中に部分的に残された形で排泄される。

糞や尿の一部は微生物によって分解され、微生物界の食物連鎖である微生物ループの中に取り込まれるもの、それぞれの栄養段階に順次伝達される過程で、大量のエネルギーが食物連鎖や微生物ループの系外に逸散する。そのため、エネルギーは生物体内だけを対象とする場合には保存されているわけではない。

微生物ループ

河川における微生物においても、大型の後生動物界で行われているのと同様な食物網が存在している。ここでは、食物連鎖は主に生物体のサイズに依存する。まず、溶解性有機物DOMや微細粒子FPOMは、細菌類、真菌類、藻類などから構成される生物膜層や、主にそこから剥離した細菌類、真菌類、藻類に取り込まれる。こうした生物は原生動物である鞭毛虫や纖毛虫、微細な後生動物に捕食される。また、これらの動物はさらに大きな後生動物である、ワムシ、小型の甲殻類などの濾過摂食者によって、また、河床の生物膜においては貧毛類、線形動物、昆虫の幼生、ワムシなどによって捕食される。こうした生物はよりサイズの大きい後生動物に捕食されるため、大型の後生動物によって構成される食物連鎖に受け継がれる。（図3・4・1参照）

生物濃縮

こうした河川や湖沼の生態系、単に炭素や栄養塩の收支や汚濁による生物群集の変化の観点だけでなく、有害物質の濃縮という点で水質現象に大きく関わる。有害物が生物に作用する場合、急性の毒性を示すものと慢性的に毒性を示すものがある。慢性的に毒性を現すものとしては、難分解性で蓄積しやすい物質などがあるが、これらは食物連鎖を通じて生物的に濃縮され、高次の消費者においてより強い影響を及ぼす。その過程において、河川や湖沼における食物連鎖の栄養段階の数はどの程度濃縮されるかを決定する因子となり極めて重要である。生体には通常有害物質を解毒し排泄する生体防御反応があるため生物を有害物質のない環境に移すと体内の有害物質の濃度は指數関数的に減少する。この場合、有害物の体内蓄積量が半分になるまでの時間が生物学的な半減期であり、生物による濃縮、蓄積、排泄等のパラメータとなる。メチル水銀の場合、この半減期は無機水銀化合物よりも長い。有害物質が魚介類の体内に取り込まれる場合、魚介類が大量の水を鰓で濾過しているために、鰓や上皮を通して直接取込まれる場合と、餌として取込まれた物質中に含まれた有害物質が細胞の構成材料として用

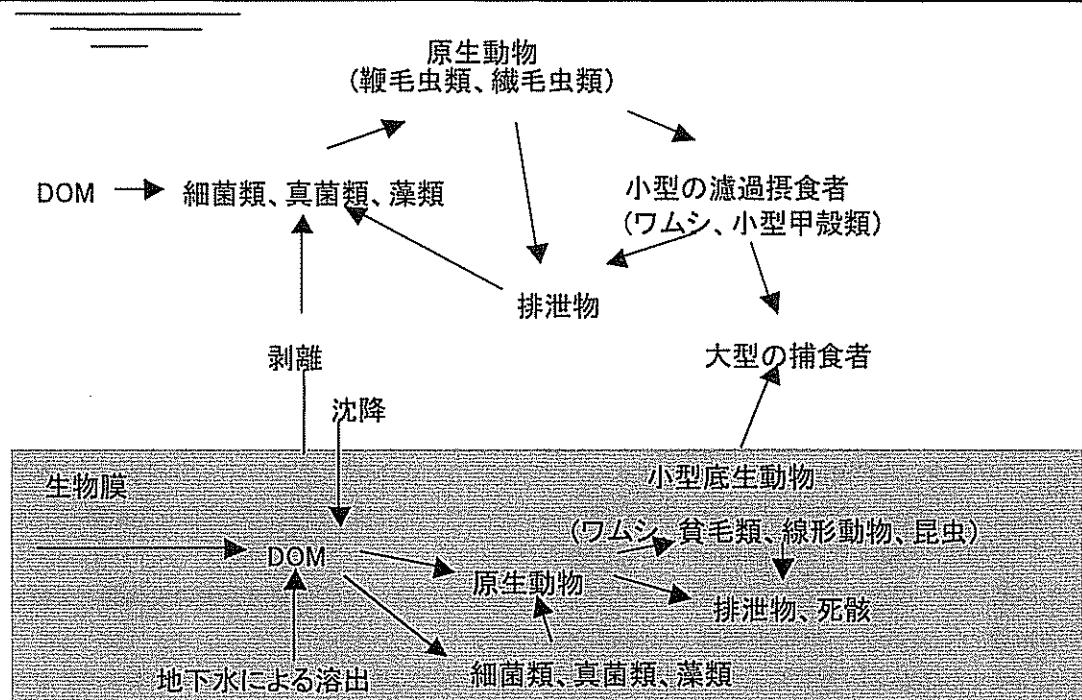


図3・4・1 河道内における微生物グループ

いられる場合にそのまま体内に取り込まれる場合の二通りがある。食物連鎖が特に重要なのは後者の場合である。この場合、食物連鎖の上位の栄養段階のものほど、より高濃度の濃縮物質を含有することになる。

(3) 水質汚濁の影響

水質汚濁と生物群集

水質汚濁で最も多いものは有機汚濁である。汚濁の程度は様々に分類されているが、通常よく用いられる区分と生息する藻類は次のようなものである。

表3・4・1 水質汚濁の程度と生息する藻類^①

水域	藻類の種
貧腐水域	<i>Achnanthes laceolata</i> , <i>Coccconeis placentula</i> , <i>Cymbella simuta</i> など
b-中腐水域	<i>Melosira varians</i> , <i>Navicula gregaria</i> , <i>Nitzschia acicularis</i> など
a-中腐水域	<i>Gomphonema angustatum</i> , <i>Navicula symmetrica</i> , <i>Channtransia sp.</i> など
強腐水域	<i>Scenedesmus sp.</i> , <i>Navicula minima</i> , <i>Nitzschia palea</i> , <i>Pinnularia braunii</i> など

汚水が流入すると、まず、生物の生息環境が悪化し、生息する生物群集にも様々な影響を与える。まず、有機

物量に依存して生物量が増加すると生物の全呼吸量が増加、溶存酸素が減少する。特に、貧腐水性からa中腐性水性の水域では、正午から日没のかけての時間帯に溶存酸素が最低となり、植物活動の影響を示す指標となる。逆に、BODが10mg/l以上以上の水域を好む *Sphaerotilus natans*などのミズワタが繁茂する水域では植物は少なく夜間に溶存酸素が減少することも少ない。

トビケラ類、カゲロウ類、カワゲラ類のようなグループ（Aグループ）は夏季の溶存酸素量が最低70%程度以上、秋季で80%以上必要であり、ミズムシ、ヒル類、巻貝、イトミミズ類などのグループ（Bグループ）は夏季のBODが1.0mg/l、秋季に1.3mg/l以上必要である。ウズムシ類、ヒラタドロムシ類、コカゲロウ類などのグループはどちらの条件にもあてはまらない。そのため、Aグループの生物のみが出現する水域ではBOD値が1.0～1.3mg/l以下と有機物量が少なく、溶存酸素の日最低量が90%以上あることから底生の付着藻類や菌類が少なく、大型植物も少ない。A、Bグループが共存している場所では、水中の有機物量が多いものの溶存酸素量があまり下がらないことから大型植物や藻類が窒素やリンによる影響を受けている可能性が高い。Bグループが優占する水域では、有機物量が多く、植物量が多いために、夜間に溶存酸素量が減少する。

3.4.1.2 河川の連続性と栄養塩、エネルギー流れと生態系

河川全体を一つの系と考えた場合、エネルギーや栄養塩元素の収支において上流と下流の役割は異なっており、これらが有機的に機能することで河川全体のバランスが保たれている。

自然状態にある河川では、流域特性や河道の特性、流入や生産された有機物粒子の大きさ、その生物の種類やその活動形態は異なっており、有機物として炭素や栄養塩元素が大量に流入するのは上流域であり、消費されるのは下流域において多い。最上流域では破碎食者によるものや機械的な有機物の破碎が進み、これが下流の濾過摂食者による摂食を助け、真菌類によるデトリタスの分解が下流域での微生物による有機物や栄養塩の吸収を促進している。こうした考察より、Vanot et al.⁹は、上流では日陰が多いために生産は少ないものの大量のCPOMが有機物源として流入、川幅の増加とともにCPOMの流入は減少し、かつ、生物活動や機械的に碎かれFPOMが増加、また河道内での生産が増加するという、河川を一体として扱う連続体としての仮説を提案した。これによると、上流域では陸上の植物起源の大半の有機物が流入するために、従属栄養生物の割合が高く、特に破碎食者が多い。また、P : R比は小さいもののCPOM : FPOM比は大きい。下流にいくに従って、光条件の改善と栄養塩の流入によりP : R比は大きくなり、また、CPOM : FPOM比は小さくなる。また、さらに下流にいくと、CPOM : FPOM比はますます小さくなるものの、P : R比は光制限のために生産量が減少し再び減少する。

この仮説は、主に温帯の広葉樹林帶の自然河川をもとに構築されたものであり、様々な地域の河川に適用可能なものではなく、また、大河川での適用性にも問題が多い。しかし、わが国の河川が自然河川に近い健全な状態であるかを考えるには適切な考え方ともいえる。

3.4.1.3 湖沼、ウェットランドの生物群集と水質との関わり

(1) 湖沼、ウェットランドの生物群集の構成とエネルギーの流れ

湖沼における食物網は非常に複雑であるが、主たる食物連鎖は、

ナノプランクトン—草食甲殻類—動物プランクトン食魚
—魚食魚

ピコプランクトン—ナノプロトゾア—草食甲殻類—動物プランクトン食魚—魚食魚

の4段階もしくは5段階といわれている。

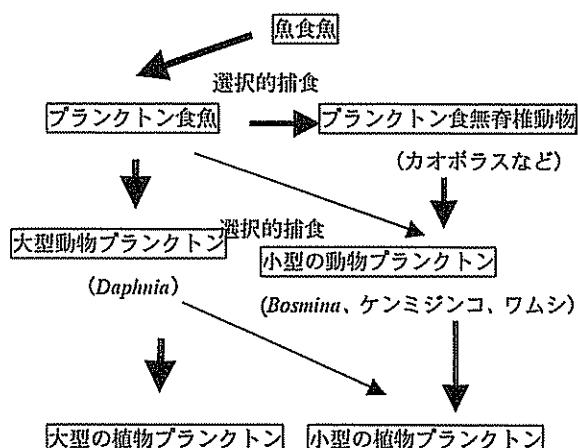


図3・4・2 簡単にした湖沼沖帯の食物網と栄養力スケード

ここで、生産者のナノプランクトンやピコプランクトンの植物プランクトンが湖沼の水質を考える際に最も問題となる。こうした植物プランクトンを捕食するものが草食の甲殻類で、多くはミジンコやケンミジンコ類であり、こうした草食甲殻類が増殖すると植物プランクトン量は減少する。

こうした甲殻類の多くは植物プランクトン濾過摂食するものの、摂食水量は体長の2.48乗に比例し、また、大型のものほどより広いサイズの植物プランクトンを摂食することが可能である。

次に水中の栄養塩量を考えてみると、植物プランクトンが増殖している間は水中の栄養塩は植物体内に取込まれている。それが、動物プランクトンに捕食されると動物プランクトン体内に取込まれることになるが、その後再び水中に排泄される。しかし、動物プランクトンのサイズが増加すると単位重量あたりの排泄量は減少するため、動物プランクトンのサイズが増加することは栄養塩濃度を減少させることになる。このように、食物連鎖の上では、大型のミジンコ類が増加することが植物プランクトン量を減少させるのに極めて効果的である。

こうした効果を發揮させるために、動物プランクトン食魚を除去したり、それを捕食する肉食魚を導入することで、大型のミジンコ類を増加させ、植物プランクトン量を減少させることができくなる。これはバイオマニアビュレーションとよばれ、欧米を中心に浅い湖沼の透明度を上昇させるために最も頻繁に用いられる方法の一つである。

(2) 独立栄養生物と水質との関係

湖沼における生産の担い手は、主に、植物プランクトンと大型植物であり、大型植物と植物プランクトンは栄養塩や光資源をめぐって競争している。そのため、湖沼における水質問題を所持させることの多い植物プランクトン量を減らす上では大型植物は極めて大きな枠割を果たしている。

まず、抽水植物は水面に達する光量を減らすことで植物プランクトンの増殖を阻害し、植物プランクトンや浮遊植物、浮葉植物は水中の光量を減らすことで、沈水植物の生長を妨げる。しかし、大型植物が植物プランクトンに与える影響はこうした資源をめぐるものばかりではない。

大型の動物プランクトンのミジンコ類は極めて効率よく植物プランクトンを濾過摂食するため、ミジンコ類の量が増加することで、植物プランクトン量は減少し透明度が増加する。透明度が増加すれば、湖底に達する日射量が増加し沈水植物群落が発達することが可能である。ところが、プランクトン食魚は視覚によって餌を探索するため大型の動物プランクトンほど発見しやすく、また、捕獲に要するエネルギーに対して、捕食によって得られるエネルギー量を最大にするように餌を選択することから、大型のものをより好んで捕食する（選択的捕食）。大型の動物プランクトンは、植生帯や貧酸素水塊、深部などの様々なレフージを利用してこうした捕食圧から逃れる。すなわち、植生帯内部では日射が遮られるためにプランクトン食魚の視界は減るために捕食量が減少し、また、植物体が障害となり獲物を攻撃を起こす距離は短くなる。こうしたことから、植生帯内部ではプランクトン食魚の動物プランクトンの捕食頻度は減少する。Schriever et al.¹⁰⁾の実験によると、植生帯の面積が全体に占める割合が15–20%程度を超えると大型のミジンコ類の量が急激に増加することが示されている。ただし、魚の密度が2尾/m³を超えると、動物プランクトン量は増加しなくなることも同時に示されており、植生帯の面積の他に、魚の密度が大きな影響要因であることがわかる。また、わが国の典型的なプランクトン食魚であるモツゴを用いて実験も様々な形で行われ、障害物の間隔が魚の体長より密になると遊泳速度が減少、捕食量が減少すること、また、これらは空腹度によることなどが示されている^{11), 12), 13)}。このように植生の密度も重要な要素である。このように、密な植生帯は大型の動物プランクトンの良好なレフージとなっており、植生帯の面積や植生の密度が増加することにより、植物プランクトン量を減少させることができる。なお、浮島による効果も基本的に

こうした点にあると考えられる。

このように、植生帯や浮島は、動物プランクトン食の稚魚のレフージでもある。そのため、植生の密度が十分であり、植生帯の密度が十分でないと、大型のミジンコ類の量はかえって減少することにもなりかねならず、微妙なバランスに保たれているといえる。

大型植物群落内では、浮遊物質の沈降は促進される。これは植物群落が存在することで流れが弱められ、亂れが抑えられることにより、沈降が促進されるものであるが、水質浄化にも大きな枠割を果たしている。

以上のように、植物プランクトン量は水生の維管束植物に大きく依存するが、これに対して魚の量が大きく影響する。これらをまとめると以下のようになる。

表3・4・2 栄養塩濃度、魚密度、大型植物密度が植物プランクトン密度に与える影響

	低栄養塩濃度		高栄養塩濃度	
	低魚密度	高魚密度	低魚密度	高魚密度
植物プランクトンバイオマス				
大型植物 低密度	低い	低い 中程度	中程度 高い	高い
大型植物 高密度	低い	低い	低い 中程度	中程度 高い
植物プランクトン群集				
大型植物 低密度	鞭毛藻 糸状藻	鞭毛藻 糸状藻	珪藻、緑藻、 鞭毛藻	珪藻、藍藻、 緑藻
大型植物 高密度	鞭毛藻 糸状藻	鞭毛藻 糸状藻		藍藻、鞭毛藻
植物プランクトン細胞サイズ				
大型植物 低密度	小型 大型	小型 大型	中程度 小型	大型 中程度
大型植物 高密度	小型 大型	小型 大型	小型	小型 大型
透明度				
大型植物 低密度	高い	高い 中程度	中程度 低い	低い
大型植物 高密度	高い	高い	高い 中程度	低い 中程度
NとPの制限状況				
大型植物 低密度	P	P	N/P	N/P
大型植物 高密度	N/P	N/P	N	N

大型植物群落はウェットランドの水質の極めて大きな影響をおよぼす。ウェットランドの大型植物は、形態から、地下水水位が50cm程度から1.5mの湛水深の場所に生育する抽水植物、水深が0.5mから3m程度のところに根を持ち水面にまで伸びる浮葉植物、維管束植物で水深10m程度まで、それ以外の場合には200m程度にまで生える沈水性植物、水面に浮遊する浮遊植物に分類される。こうした植物にとって根圈に十分な酸素があることは根の活動を行うために極めて重要であり、様々な形で酸素を供給するが、多くは根や茎の通気組織を通して酸素を供給し、根毛から拡散によって土壤中に供給するものである。これにより100～400mgO₂/hrもの酸素が供給される¹⁴⁾。また、ヨシなどの抽水植物においては、酸素を送り込める距離も生息できる湛水深を決定する要因になっていると考えられている¹⁵⁾。

さて、根圈において好気状態と土壤の嫌気状態の場所が混在するため、脱窒菌の働きで水中の窒素を空中に還元が活発に行われる。この作用が大型植物による栄養塩除去の重要な働きとなっている。

大型植物は生長過程において、土壤から栄養塩を吸収することによって、水域の栄養塩濃度に大きな影響を与える。そのため、大型植物のバイオマスと生長量は水質を浄化する際の重要なファクターである。生産量は、非常にばらつきが大きいものの、熱帯のC₄抽水植物(*Cyperus papyrus*)で、6000～9000g/m²/yr、C₃抽水植物であるヨシやガマで、5000～7000g/m²/yr程度、亜熱帯のC₄植物(*Eichhornia crassipes*)で4000～6000g/m²/yr。沈水植物では、熱帯で2000g/m²/yr、温帯で500～1000g/m²/yr程度である。これらは、植物プランクトンによる生産量1500～3000g/m²/yrと比較しても極めて大きい。生長時に吸収された栄養塩元素は、枯死の後、水中に回帰される。そのため、デトリタスの分解速度が栄養塩元素の回帰を決定することになる。分解速度は水温や、微生物の付着の状況、酸素の状況に大きく左右されるもの、いくつかの実験で求められている値では、50%分解に要する日数は、抽水植物では、ヨシで224～386日程度、ヒメガマで、147～364日と長いのに対し、沈水植物では、マツモで31日、コカナダモで8～27日と極めて短い。

ここで、分解するのに1年以上を要することは、毎年、デトリタスが堆積していくことを示している。デオリタス中の栄養塩元素の濃度は時間とともに多少変化するものの、栄養塩が年を追って土壤中に蓄積していくことを示している。特にヨシの分解速度が他の抽水植物と比較しても極めて遅い。ヨシの場合、酸素の豊富な水中でも初年度に30～50%程度分解するだけであり、嫌気的な

条件下では分解はさらに遅くなる。また、ヨシは生産量も極めて大きく、こうした理由でヨシ原においては刈り取りを行わなくても大量の栄養塩が土壤中に蓄積される。一方では沈水植物では分解速度が極めて速い。そのために、沈水植物によって栄養塩を除去する場合には、刈り取りを行わないと、10年程度の間にほぼ新たに蓄積する量と溶出する量がバランスすることが示されている¹⁶⁾。

(3) 食物連鎖と水質との関わり

栄養力スケードとトップダウン、ボトムアップ効果食物網、食物連鎖を通して、上位の栄養段階にある生物群集の変化は下位の群集に直接的、間接的に伝達される(栄養力スケード)。

湖沼においては、動物プランクトン群集において大型のものが優占することが植物プランクトン量を減させることになるが、食物連鎖の上位の群集構造が大きく影響する。

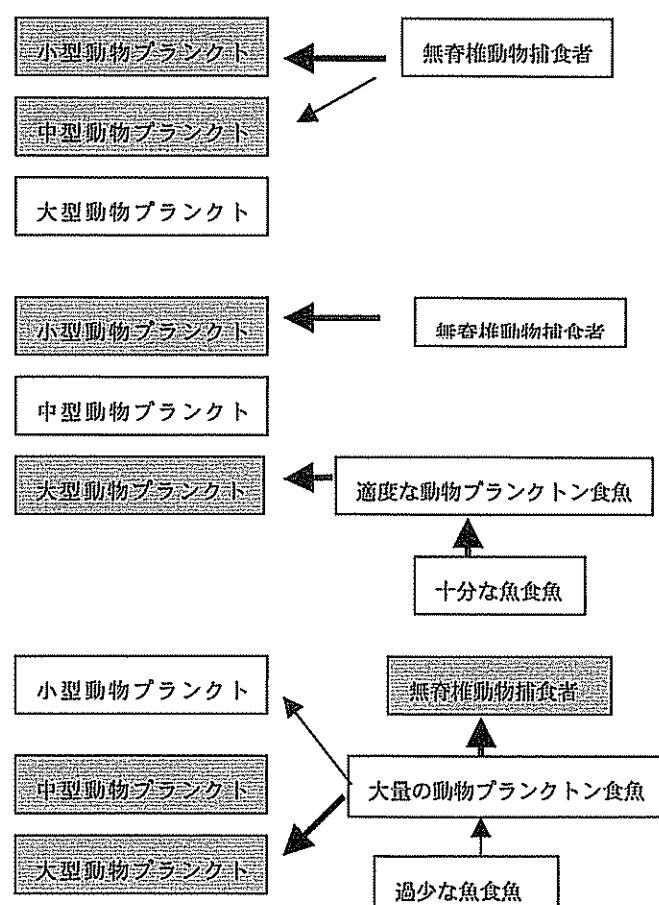


図3・4・3 食物連鎖の上位の構造と動物プランクトン群集構造

上位の捕食者である魚が存在しない場合には、カオボラスなどの大型の無脊椎捕食者が卓越し、小型の動物プランクトンを捕食する。そのため、大型の動物プランクトンが優占する。ところが、動物プランクトン魚が存在していると、大型の動物プランクトンや体のサイズの小さいプランクトン食の無脊椎動物を選択的に捕食する。しかし、十分な魚食魚が存在する限り、プランクトン食魚が大量に増えることはない。ところが、魚食魚が少なくなると、プランクトン魚が増え、動物プランクトン群集は小型化、植物プランクトン量が増加する。

しかし、場合によってこれと異なった様々な変化を生ずる。

魚の群集構造が、魚食性のものに変化すると、肉食魚の選択的捕食によってより大型の動物プランクトン食魚が減少する。従って、本来であれば動物プランクトン食者に選択的に捕食されていた大型の動物プランクトンが減少することになるところであるが、プランクトン食の無脊椎動物の多い湖では、大型の無脊椎動物であるカオボラスなどの動物プランクトン食者が減少する影響の方が著しく、動物プランクトンの群集中で、これまで無脊椎動物の捕食者に捕食されていたサイズの小さいものから、捕食されにくく、また、動物プランクトンの間での競争力の高い大型のミジンコ類に群集構造が変化する¹³⁾。

また、上位栄養段階における変化による影響が植物プランクトンにまで達しない例は多数報告されている。例えば、ミシガン州の隣接するTuesday LakeとPeter Lakeにおける、魚食魚のいなかったTuesday LakeにPeter Lakeからオオクチバスを移入し、Peter LakeにTuesday Lakeからプランクトン食のミノウを移入した実験では、Peter Lakeにおいて、オオクチバスがミノウを駆逐したものの、動物プランクトン食のオオクチバスの幼魚が増加して動物プランクトンが十分増加せず、植物プランクトンを減少させるまでに至らなかった¹⁴⁾。このように植物プランクトンの群集構造が予想と逆の方向に変化した例もある。このように、生物群集の性質が必ずしも一義的に示されることはカスケードの効果が十分現れない大きな原因ともなっており、工学的な利用の妨げとなっている。

参考文献

- 1) Allan, J.D.(1995) : Stream ecology, structure and function of running waters, Chapman & Hall, London.
- 2) Wallace, J.B., Webster, J.R., and Woodall, W.R. (1977) : The role of filter feeders in flowing waters. *Archiv fur Hydrobiologie*, Vol.79, pp.506-532.
- 3) Newbold, J.D., Elwood, J.W., O'Neill, R.V., and Sheldon, A.L. (1983) : Phosphorus dynamics in a woodland stream ecosystem: a study of nutrient spiralling. *Ecology*, Vol.64, pp.1249-1265.
- 4) Gianessi, L.P., Peskin, H.M., Crosson, P., and Puffer, C.(1986) : Nonpoint source pollution controls: are cropland controls the answer? *Resources for the future*, Washington , DC.
- 5) Delong, M.D. and Brusven, M.A. (1993) : Storage and decomposition of particulate organic matter along the longitudinal gradient of an agriculturally-impacted stream. *Hydrobiologia*, Vol.262, pp.77-88.
- 6) Cummins, K.W., Cushing, C.E. and Minshall, G.W. (1995) Introduction: an overview of stream ecosystems. In *Ecosystems of the world 22. River and stream ecosystems*, pp.1-8, Elsevier, Amsterdam.
- 7) 柴田篤弘, 谷田一三編 (1989) :日本の水生昆虫、種分化とすみわけをめぐって、東海大学出版会。
- 8) 沼田 真監修 (1985) 現代生物学体系 12a 生態A, 12b生態B, 中山書店。
- 9) Vanote, R.L., Minshall, G.W., Cummins, K.W., Sedell, J.R., and Cushing, C.E. (1980) The river continuum concept, *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, Vol.37, pp.130-137.
- 10) Schriver, P., Bogestrandm J., Jeppesen, E., and Sondergaard, M.(1995) : Impact of submerged macrophytes on fish-zooplankton-phytoplankton interactions: Large-scale enclosure experiments in a shallow eutrophic lake, *Freshwater Biol.*, Vol.33, pp.255-270.
- 11) Manatunge,J., Asaeda,T., and Priyadarshana,T. (2000) : The influence of structural complexity on fish-zooplankton interactions: a study using artificial submerged macrophytes, *Env. Biol. Fishes*, Vol.58, pp.425-438.
- 12) Priyadarshana,T., Asaeda,T., and Manatunge, J. (2001) : Foraging behaviour of planktivorous fish in artificial vegetation: the effects on swimming and feeding, *Hydrobiologia*, Vol. 442, pp.231-239.

- 13) Asaeda, T., Priyadarshana,T., and Manatunge, J. (2001): Effect of satiation in feeding and swimming behaviour of planktivores, *Hydrobiologia*, Vol.143, pp.147-157.
- 14) Moorehead, K.K. & Reddy, K.R. (1988): Oxygen transport through selected aquatic macrophytes, *J. Environ. Qual.*, Vol.17, pp.138.
- 15) Weisner, S.E.B. and Strand, J.A. (1996): Rhizome architecture in *Phragmites australis* in relation to water depth: Implication for within plant oxygen transport distances, *Folia Geobot. Phytotax.* Vol.31, pp.91-97.
- 16) Asaeda, T., V.K.Trung, Manatunge, J.(2000) Modeling the effects of macrophyte growth and decomposition on the nutrient budget in shallow lakes, *Aquatic Bot.*, 68, 217-237, 2000.
- 17) Anderson, G.(1984) The role of fish in lake ecosystems-and in limnology, *Norsk Limnologforening*, Vol.1984, pp.189-97.
- 18) Carpenter, S.R. and Kitchell, J.F.(ed) (1993) The trophic cascade in lakes, Cambridge University Press.

3.4.2 多種多様な生物が生息できる河川の創出

前節では水生生物と水質の関係を理論的な側面から詳述したが、本節では具体的な保護・保全の観点から、生物種ごとに保全すべき水環境について述べる。

3.4.2.1 魚類

保全すべき水環境と対策

河川に棲む魚にもっとも強く影響する水質項目は水温、溶存酸素、pH、濁度であろう。これらについては比較的情報が多い。一方、一般には影響が大きいと思われているBOD、COD、栄養塩などについては、状況証拠は種々報告されてはいるものの、魚類の生息状況との間にそれほどはっきりとした因果関係が証明されているわけではない。また、農薬その他の微量有害物質についても、毒性試験などの情報は蓄積されているが、環境中に低濃度で存在している場合の影響についてはほとんどわかっていない。今後の研究が必要な部分である。

さらに、魚類に対しては、水質以上に、流速、水深、カバー（遮蔽物）、底質などの物理的な要因や、捕食者、競争者、被食者（餌料）などの生物的な要因も強く影響しており、因果関係の解明を難しくしている。

現在のところ、魚類に関する生息環境の保全という意味では、物理環境の整備に重点が置かれており、水質については、生息に適しているか適していないかという閾値として扱われる場合がほとんどである。また、物理的な要因については河川の縦断方向、横断方向の2次元的に変化するもの（マイクロ生息場）として扱われるが、

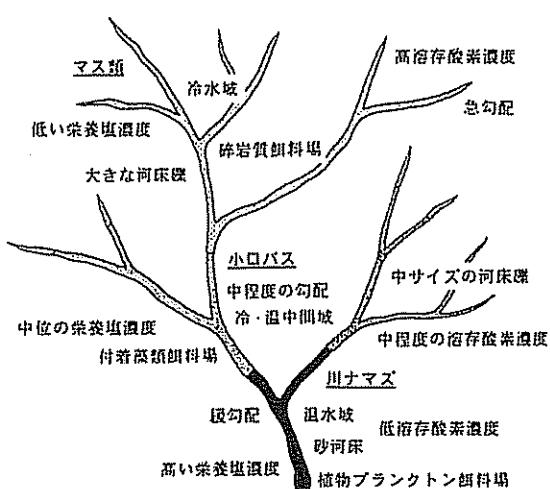


図3・4・4 流程遷移の模式図 (Shelford, 1911)
(中村訳「IFIM入門」リバーフロント整備センター, 1999より)

水質は縦断方向のみに変化するもの（マクロ生息場）として扱われることが多い。これは、上流は低温、低栄養塩、大きな河床礁、急勾配、下流は温水域、高栄養塩、砂河床、緩勾配で、それに応じて生息する魚類も変化するというShelfordの流程遷移¹⁰の考えに基づくものである。（図3・4・4）

ここでは魚と水質の関係について述べることにする。物理環境と魚の関係については3.5.8節で触れたい。また、河川魚の中には回遊するものも多く、これらの保全・保護には特有の視点が必要であるが、これについては3.4.2.4で触れる。

以下、水質項目ごとに影響と対策を述べる。

(1) 水温

魚にとって水温の2度の変化は人間にとっての気温10度の変化に相当すると言われている。関根らの室内実験¹¹でも、水温は魚の行動にきわめて強い影響を与えた。これは、他の要因の何にも勝るほどの強さであった。しかし、一般には先述の流程遷移の考え方を見られるように、水温は上流から下流に穏やかに変化し、河川全体の魚の分布を決定づけているものの、局所的に変化することはほとんどなく、問題を起こすことは少ないように思われている。ただし、ダムからの冷水の放流や工場からの温排水の放流など、人為的な原因による急激な温度変化は、魚類の生息に決定的な影響を与えるおそれがある。また逆に、放水量の極端な減少などで流れが停滞し、水温が上昇してしまう場合もある。

表3・4・3に水温と魚類の関係についての既存の情報をまとめた。

温排水対策としては、発生源での対策以外にない。ダムの冷水放流に対しては、取水口の高さを変更する方法がある。また放水量の減少による水温上昇に対しては、適切な維持流量の確保が必要である。

(2) 溶存酸素

溶存酸素は、魚類にかぎらず水生生物一般についてきわめて重要な水質項目である。BODやCODもその分解にともなう溶存酸素低下という形で水生生物に影響を与えることが多いと考えられる。

一般向け書籍では、水中で生息する魚にとっては絶対的に溶存酸素が不足しており、少しでも溶存酸素の多い場所を求めて落ち込みの下部などに渓流魚が集まる、と述べているものがあるが、これはいさかいいすぎであろう。落ち込みの見られるような河川上流域で溶存酸素濃度が低下することはめったになく、落ち込みの下部に渓流魚が集まるのはむしろ、餌料を獲得するのに有利だからである。溶存酸素が成魚にとって問題になるのは、

表3・4・3 水温と魚類の関係

魚種	内容	備考
アユ	下流側の水槽に供試魚を収容し、上流のA,B,Cの3水路に同じ水温水(12℃, 17℃, 22℃)を流す。12℃の水槽に入った魚はなし。17℃と22℃ではいくらか17℃のほうを好んだ。	岩田他、「漁業公害調査報告 多摩川におけるダム等の河川工作物設置による漁業に及ぼす影響調査昭和56~60年度」、東京都水産試験場調査研究要報、No.192,97p,1987
アユ	水温を上界させた場合、忌避行動を示さない。水温を低下させた場合は、1℃の水温低下では、16℃~19℃の全ての温度範囲で忌避行動。17,18,19℃では0.2度の低下に対しても忌避行動を示す場合あり。	岩田他、「漁業公害調査報告 多摩川におけるダム等の河川工作物設置による漁業に及ぼす影響調査昭和56~60年度」、東京都水産試験場調査研究要報、No.192,97p,1987
アユ	繁殖可能な水温は、13~25℃、適温は18~23℃	沢田建哉、「魚種別 適環境を維持する飼育管理アユ」養殖、Vol.33, No.3, p.95-96, 1996
アユ	20~25℃で最も活発に攝食・成長。消化酵素の最適温度は27℃。23~27℃において最も頻繁に攻撃行動。	田中英樹、吉沢和俱、「アユの攻撃行動に及ぼす水温の影響」群馬農業研究E水産、No.10 p.53-56, 1994
アユ	生息が確認された地点の年平均水温は20℃以下	渡辺昭彦、「水辺の開拓調査に基づく魚類と水質の関係」、土木研究所研究発表会論文集、Vol.32nd p.65-68, 1993
ヤマメ	生息が確認された地点の年平均水温は16℃以下	
ウグイ	生息が確認された地点の年平均水温は20℃以下	
カマツカ	生息が確認された地点の年平均水温は20℃以下。ただし、年平均が10~20℃とかなり広範囲で生息確認。	
フナ	生息が確認された地点の年平均水温は20℃以下	
squawfish (コイ科の食用淡水魚)	遊泳維持できなくなる流速は、水温と体長によって違う。 Larval Colorado squawfish: 10℃~10.5cm/s 14℃~18.5cm/s 20℃~16.1cm/s Young juvenile Colorado squawfish: 10℃~18.3cm/s 14℃~14.7cm/s 20℃~17.4cm/s Older juvenile Colorado squawfish: 10℃~14.2cm/s 14℃~15.2cm/s 20℃~19.2cm/s	M. R. Childs, R. W. Clarkson. Temperature Effects on Swimming Performance of Larval and Juvenile Colorado Squawfish: Implications for Survival and Species Recovery. Trans Am Fish Soc, Vol.125, No.6 p.940-947, 1996
カワヒメマス稚魚	最高許容温度と忍耐時間は、驯致温度の上昇に伴って高くなる。 平均許容水温: 26.4℃ (8.4℃) 28.5℃ (16.0℃) 29.8℃ (20℃) ()内は驯致水温	High-Temperature Tolerances of Fluvial Arctic Grayling and Comparisons with Summer River Temperatures of the Big Hole River, Montana. Trans Am Fish Soc, Vol.125, No.6 p.933-939, 1996
White sucker	高温耐性(横軸) 34.6-35.2℃ (95%信頼区間)	M. A. Smale, C. F. Rabeni. Hypoxia and Hyperthermia Tolerances of Headwater Stream Fishes. Trans Am Fish Soc, Vol.124, p.698-710, 1995.
Rosyface shiner	高温耐性(横軸) 35.1-35.5℃ (95%信頼区間)	
Bleeding shiner	高温耐性(横軸) 34.9-35.7℃ (95%信頼区間)	
Rainbow darter	高温耐性(横軸) 35.2-36.0℃ (95%信頼区間)	
Hornyhead chub	高温耐性(横軸) 35.2-36.1℃ (95%信頼区間)	
Creek chub	高温耐性(横軸) 35.3-36.0℃ (95%信頼区間)	
Common shiner	高温耐性(横軸) 35.5-35.9℃ (95%信頼区間)	
Southern redbelly dace	高温耐性(横軸) 35.6-36.1℃ (95%信頼区間)	
Brook silversides	高温耐性(横軸) 35.6-36.4℃ (95%信頼区間)	
Fantail darter	高温耐性(横軸) 35.6-36.4℃ (95%信頼区間)	
Ozark minnow	高温耐性(横軸) 35.7-36.7℃ (95%信頼区間)	
Redfin shiner	高温耐性(横軸) 35.9-36.5℃ (95%信頼区間)	
Striped shiner	高温耐性(横軸) 35.8-36.6℃ (95%信頼区間)	
Largemouth bass	高温耐性(横軸) 35.9-36.7℃ (95%信頼区間)	
Orangespotted sunfish	高温耐性(横軸) 35.9-36.8℃ (95%信頼区間)	
Johnny darter	高温耐性(横軸) 36.0-36.8℃ (95%信頼区間)	
Fathead minnow	高温耐性(横軸) 36.1-36.9℃ (95%信頼区間)	
Slender madtom	高温耐性(横軸) 36.3-36.7℃ (95%信頼区間)	
Orangethroat darter	高温耐性(横軸) 36.4-36.6℃ (95%信頼区間)	
Bluntnose minnow	高温耐性(横軸) 36.3-36.8℃ (95%信頼区間)	
Bigmouth shiner	高温耐性(横軸) 36.3-37.0℃ (95%信頼区間)	
Golden shiner	高温耐性(横軸) 36.5-37.1℃ (95%信頼区間)	
Smallmouth bass	高温耐性(横軸) 36.6-37.1℃ (95%信頼区間)	
Sand shiner	高温耐性(横軸) 36.7-37.2℃ (95%信頼区間)	
Plains topminnow	高温耐性(横軸) 36.8-37.7℃ (95%信頼区間)	
Central stoneroller	高温耐性(横軸) 37.0-37.4℃ (95%信頼区間)	
Longear sunfish	高温耐性(横軸) 37.3-38.4℃ (95%信頼区間)	
Bluegill	高温耐性(横軸) 37.3-38.4℃ (95%信頼区間)	
Green sunfish	高温耐性(横軸) 37.3-38.5℃ (95%信頼区間)	
Yellow bullhead	高温耐性(横軸) 37.5-38.9℃ (95%信頼区間)	
Red shiner	高温耐性(横軸) 37.8-38.4℃ (95%信頼区間)	
Black bullhead	高温耐性(横軸) 37.8-38.5℃ (95%信頼区間)	
Blackstripe topminnow	高温耐性(横軸) 37.7-38.9℃ (95%信頼区間)	
Blackspotted topminnow	高温耐性(横軸) 38.2-39.3℃ (95%信頼区間)	

表3・4・4 溶存酸素と魚類の関係

魚種	内容	備考
ヤマメ	生息が確認された地点の年平均DOは9.5mg/L以上。既存の文献では7.5mg/L以上、あるいは7mg/L以上	渡辺昭彦、「木辺の国勢調査に基づく魚類と水質の関係」、土木研究所研究発表会論文集、Vol.32nd p.65-68, 1993
アユ	生息が確認された地点の年平均DOは8mg/L以上。既存の文献では5mg/L以上、あるいは7mg/L以上。	
ウグイ	生息が確認された地点の年平均DOは8mg/L以上。既存の文献では、6mg/L以上。	
カマツカ	生息が確認された地点の年平均DOは7mg/L以上。年平均DOは7~11mg/Lと、かなり広範囲で生息確認。既存の文献では、3.38mg/Lで逃げ始め、1.62mg/L以下で顕著な逃避。	
フナ	生息が確認された地点の年平均DOは6mg/L以上、年平均DOは6~11mg/Lかなり広範囲で生息確認。既存の文献では、DOが5~6mg/L以上、あるいは2.8mg/L以上。	
カワムツ	低酸素水域からの逃遊が始まる酸素飽和度：50%	山元憲一、「コイ科魚類6種の低酸素下における逃遊反応」、水産増殖、Vol.39, No.2 p.129-132, 1991
オイカワ	低酸素水域からの逃遊が始まる酸素飽和度：50%	
タモロコ	低酸素水域からの逃遊が始まる酸素飽和度：35%	
ギンブナ	低酸素水域からの逃遊が始まる酸素飽和度：35%	
ワカ	低酸素水域からの逃遊が始まる酸素飽和度：25%	
コイ	低酸素水域からの逃遊が始まる酸素飽和度：25%	
Brook silversides	貧酸素耐性（鰓運動停止） 1.48-1.70mg/L (95%信頼区間)	M. A. Smale, C. F. Rabeni, Hypoxia and Hyperthermia Tolerances of Headwater Stream Fishes, Trans Am Fish Soc, Vol. 124, p.698-710, 1995.
Rosyface shiner	貧酸素耐性（鰓運動停止） 1.30-1.67mg/L (95%信頼区間)	
Ozark minnow	貧酸素耐性（鰓運動停止） 1.33-1.57mg/L (95%信頼区間)	
Bleeding shiner	貧酸素耐性（鰓運動停止） 1.23-1.47mg/L (95%信頼区間)	
Smallmouth bass	貧酸素耐性（鰓運動停止） 1.08-1.29mg/L (95%信頼区間)	
Redfin shiner	貧酸素耐性（鰓運動停止） 1.08-1.25mg/L (95%信頼区間)	
Black bullhead	貧酸素耐性（鰓運動停止） 1.00-1.27mg/L (95%信頼区間)	
Rainbow darter	貧酸素耐性（鰓運動停止） 0.99-1.21mg/L (95%信頼区間)	
Hornyhead chub	貧酸素耐性（鰓運動停止） 0.92-1.20mg/L (95%信頼区間)	
Bluntnose minnow	貧酸素耐性（鰓運動停止） 0.97-1.11mg/L (95%信頼区間)	
Suckermouth minnow	貧酸素耐性（鰓運動停止） 0.98-1.09mg/L (95%信頼区間)	
Striped shiner	貧酸素耐性（鰓運動停止） 0.95-1.10mg/L (95%信頼区間)	
Bigmouth shiner	貧酸素耐性（鰓運動停止） 0.97-1.07mg/L (95%信頼区間)	
Largemouth bass (Wisconsin hatchery sample)	貧酸素耐性（鰓運動停止） 0.91-1.10mg/L (95%信頼区間)	
Fantail darter	貧酸素耐性（鰓運動停止） 0.91-1.06mg/L (95%信頼区間)	
White sucker	貧酸素耐性（鰓運動停止） 0.79-1.16mg/L (95%信頼区間)	
Common shiner	貧酸素耐性（鰓運動停止） 0.89-1.06mg/L (95%信頼区間)	
Central stoneroller	貧酸素耐性（鰓運動停止） 0.86-1.04mg/L (95%信頼区間)	
Sand shiner	貧酸素耐性（鰓運動停止） 0.75-1.11mg/L (95%信頼区間)	
Plains topminnow	貧酸素耐性（鰓運動停止） 0.82-1.02mg/L (95%信頼区間)	
Red shiner	貧酸素耐性（鰓運動停止） 0.82-0.99mg/L (95%信頼区間)	
Blackspotted topminnow	貧酸素耐性（鰓運動停止） 0.51-1.25mg/L (95%信頼区間)	
Blackstripe topminnow	貧酸素耐性（鰓運動停止） 0.85-0.90mg/L (95%信頼区間)	
Orangethroat darter	貧酸素耐性（鰓運動停止） 0.73-0.98mg/L (95%信頼区間)	
Creed chub	貧酸素耐性（鰓運動停止） 0.79-0.90mg/L (95%信頼区間)	
Southern redbelly dace	貧酸素耐性（鰓運動停止） 0.69-0.80mg/L (95%信頼区間)	
Fathead minnow	貧酸素耐性（鰓運動停止） 0.67-0.79mg/L (95%信頼区間)	
Johnny darter	貧酸素耐性（鰓運動停止） 0.64-0.76mg/L (95%信頼区間)	
Golden shiner	貧酸素耐性（鰓運動停止） 0.65-0.75mg/L (95%信頼区間)	
Largemouth bass (Missouri stream sample)	貧酸素耐性（鰓運動停止） 0.63-0.77mg/L (95%信頼区間)	
Longear sunfish	貧酸素耐性（鰓運動停止） 0.63-0.74mg/L (95%信頼区間)	
Bulegill	貧酸素耐性（鰓運動停止） 0.57-0.74mg/L (95%信頼区間)	
Green sunfish	貧酸素耐性（鰓運動停止） 0.57-0.68mg/L (95%信頼区間)	
Orangespotted sunfish	貧酸素耐性（鰓運動停止） 0.56-0.68mg/L (95%信頼区間)	
Slender madtom	貧酸素耐性（鰓運動停止） 0.54-0.67mg/L (95%信頼区間)	
Yellow bullhead	貧酸素耐性（鰓運動停止） 0.46-0.52mg/L (95%信頼区間)	

表3・4・5 pHと魚類の関係

魚種	内容	備考
ヤマメ	<p>発眼卵の半数孵化 pH、仔魚の96時間半数生残 pH (硫酸) 卵: 4.0-4.5、孵化直後: 4.0-4.6、摂餌開始仔魚: 4.0-4.5 (塩酸) 摂餌開始仔魚: 4.0-4.7 (硝酸) 摂餌開始仔魚: 4.0-4.6</p> <p>酸感受性 卵: pH5 以下で孵化速度の遅延、孵化率の低下 孵化直後仔魚: pH4 以下で生存は不可能 96時間 LC50 孵化直後: pH3.9-4.2、摂餌開始期仔魚: pH3.9-4.2</p> <p>発育段階による底 pH に対する感受性 卵～摂餌開始期仔魚までほぼ同レベル</p>	新島恭二、石川雄介、「贅成水が淡水魚の卵・稚仔の孵化と生残に及ぼす影響 ノコイ、アユ、ヤマメおよびイワナについて」電力中央研究所報告 U91050, pp25, 1992.
イワナ	<p>発眼卵の半数孵化 pH、仔魚の96時間半数生残 pH (硫酸) 卵: 5.6 以上、孵化直後: 3.6-4.5、摂餌開始仔魚: 3.7-4.1 (塩酸) 卵: 5.5 以上、孵化直後: 3.6-4.0、摂餌開始仔魚: 4.0-4.6 (硝酸) 卵: 5.6 以上、孵化直後: 3.6-4.0、摂餌開始仔魚: 4.1-4.6</p> <p>酸感受性 卵: pH5.5 で約 50% の孵化率、pH4 以下では正常な孵化仔魚は得られない。 仔魚: pH4 以上で生存可能 96時間 LC50 孵化直後: pH3.9-4.2、摂餌開始期仔魚: pH3.9-4.2</p> <p>発育段階による底 pH に対する感受性 孵化直後 < 摂餌開始期仔魚 < 卵</p>	
コイ	<p>発眼卵の半数孵化 pH、仔魚の96時間半数生残 pH (硫酸) 卵: 4.5-5.0 以上、摂餌開始仔魚: 4.4-5.0、 19日目仔魚: 5.1-5.5 (塩酸) 卵: 4.5-5.1 以上、摂餌開始仔魚: 4.5-5.0、 19日目仔魚: 4.5-5.2 (硝酸) 卵: 4.5-5.0 以上、摂餌開始仔魚: 4.6-5.2、 19日目仔魚: 5.1-5.5</p> <p>発育段階による底 pH に対する感受性 卵 < 摂餌開始期仔魚 < 19日目仔魚</p>	
アユ	<p>発眼卵の半数孵化 pH、仔魚の96時間半数生残 pH (硫酸) 卵: 4.4-5.1、孵化直後: 4.2-4.4、摂餌開始仔魚: 4.7-5.0 (塩酸) 卵: 4.5-5.0、孵化直後: 4.1-4.5、摂餌開始仔魚: 4.5-5.3 (硝酸) 卵: 4.4-5.2、孵化直後: 4.0-4.4、摂餌開始仔魚: 4.7-5.2</p> <p>48時間 LC50: 孵化直後仔魚 pH4.3、摂餌開始期仔魚 pH4.5 24時間 LC50: 孵化直後仔魚 pH4.0、摂餌開始期仔魚 pH4.1</p> <p>発育段階による底 pH に対する感受性 孵化直後 < 卵 < 摂餌開始期仔魚 摂餌開始時期仔魚の生残率 LC50(pH4.8-5.0)、孵化率 LC50(pH4.7-4.9)、孵化直後 LC50(pH4.3)</p>	
淡水魚一般	<p>酸性水に馴致されていない魚: pH4.5 以下で短時間に死亡 (実験室) pH5 以下で魚が棲まない湖が増加、pH4.5 以下の湖の殆どで魚影なし。(野外調査)</p>	International Electric Research Exchange. Effects of SO ₂ and its derivatives on health and ecology, Vol.2 Natural ecosystems, agriculture, forestry and fisheries, 1981. 清野通康、石川雄介、「日本の河川湖沼の水質現況ならびに火山性無機酸性湖研究の概要」電力中央研究所報告 484016, pp42, 1985.
メダカ	<p>胞胎期の卵: pH4.0 で発生中に死滅。 孵化直後の仔魚: pH4.0 で生残不可能。 pH4.5 以上ではほぼ正常</p>	中川久樹、石尾真実、「メダカの卵および仔魚に対するカルシウムの毒性および蓄積性に及ぼす水の pH の影響」、日本誌, 55, 327-331, 1989.
アユ	<p>人工孵化稚魚、pH4.0 で 3 時間後に全て死滅、pH5.0 では 4.8 時間後に全て死滅。4.8 時間 LC50 は pH5.3 以下、2.4 時間 LC50 は pH4.9 以下</p>	伊藤隆、岩井寿夫、「アユ種苗の人工生産に関する研究 -IX. 人工孵化仔魚の各種水質要素に対する抵抗性」木曾三川河口資源調査報告第 2 号、883-914, 1965.
サケ科 5 種	<p>10日間 LC50 と魚種間における感受性 発眼卵: pH3.6-4.0 ギンマス<マスノスケ<ヒメマス<サケ、カラフトマス 孵化直後仔魚: pH4.4-4.9 カラフトマス、サケ<マスノスケ、ヒメマス<ギンマス 摂餌開始期稚魚期: pH4.4-5.2 ギンマス<マスノスケ<サケ、カラフトマス、ヒメマス 100時間 LC50 孵化直後: pH4.0-4.3、摂餌開始期仔魚: pH4.2-4.5 (ヒメマス pH4.7 付近を除く) ギンマスを除いたサケ科の感受性 摂餌開始仔魚: pH4.4-5.2、孵化直後 pH4.4-4.9、発眼卵: pH3.6-4.0</p>	Peter J.Rombough, Effects of low pH on eyed embryos and alewife of Pacific Salmon. Can.J.Fish.Aquat.Sci., 40, 1575-1582, 1983
イワナ類	<p>硫酸酸性での 192 時間目の LC50 一年魚: pH4.2-4.3、卵養未吸収の仔魚: pH4.4-4.5、発眼卵: pH4.9-5.1</p>	Jogee.C.H., Haines.T.A., Haines,F.W., Effects of reduced pH on three life stage of Sunapee char <i>Salvelinus alpinus</i> . Bull.Contam.Toxicol., 33:430-438, 1984

流れの停滞域や、中下流部の落ち込みが存在しない（再曝気量の少ない）区間についてである。一方、卵稚仔にとっては、上流部であっても有機物の堆積に伴う産卵場近傍の局所的な貧酸素化が悪影響をおよぼすおそれもある。

表3・4・4に溶存酸素と魚類の関係についての既存の情報の一部をまとめた。

溶存酸素不足に対する対策としては、一般的なBOD低減策のほか、適切な落差工の設置による再曝気の促進、人工的な洪水による堆積物のフラッシュなどがある。

(3) pH

水域のpHを変化させる要因は、地質的なものを除けば、鉱山廃水、工場廃水および酸性雨であろう。pHの低下は卵の発生に影響を与える。また、稚魚では鰓の粘膜の分泌が過剰になり、鰓の上皮を通しての酸素移動量

が抑制されて呼吸困難になるとの報告がある。さらに、アンモニア性窒素濃度の高い水域では、pHによって毒性の強い遊離アンモニア濃度が変化する、といった間接的影響もある。

表3・4・5にpHと魚類の関係についての既存の情報の一部をまとめた。

pH異常に対する対策としては、石灰の投入などが第2章でも紹介されているが、生物のことを考えるなら、発生源での抑制が肝要である。

(4) 濁度

濁度は、河川改修などの土木工事に付随して常に問題となる水質項目である。魚は濁水を忌避するという報告が圧倒的に多い。長期暴露により、摂餌障害が現れるという報告もある。また、産卵場に懸濁物質が堆積すると産卵の障害になる。一方、閔根らの実験的研究⁹では、

表3・4・6 濁水と魚類の関係

魚類	内容	参考
アユ	<p>濁水に48時間曝露したとき致死が見られた最低の濁度 アユ仔魚：740mg/L、アユ稚魚：2420mg/L アユ稚魚の半数が致死する濁度(LC₅₀) 24時間：4360mg/L、48時間：4160mg/L</p> <p>実験で設定した最高102mg/LのSSの30日間曝露は、対照区（清水）との間で有意差ではなく、アユ仔魚の直接の致死原因とはならない。 SSが14mg/L以上の区の魚では対照区の魚と比べて肥満度が有意に低い値であった。</p> <p>摂餌障害を引き起こす濁度の閾値は13mg/Lと25mg/Lとの間に存在する。SSが347mg/Lでは摂餌が全く行われなかった。</p> <p>産卵は対照区(SS平均1mg/L)とSSが34～59mg/L(平均47mg/L)の濁水中で見られた。SSが95～156mg/L(平均125mg/L)以上の濁水中では見られなかった。</p> <p>濁水を忌避する濃度の閾値は22mg/L</p> <p>実験では、流入河川モデルの濁度とそのモデルへの遡上率との間には31mg/Lに濁度を閾値としたアユの遡上率の低下が認められた。</p> <p>河川水中のSSが約88mg/Lで遡上率が半減し、約250mg/Lで遡上が起らなくなる。</p>	藤原公一、「濁水が琵琶湖やその周辺河川に生息する魚類へおよぼす影響」、滋賀県水産試験場研究報告、No.46, p.9-37, 1997.
アユ	平均体重3.65～26.3gの稚魚期～成魚期では、成長や飼料効率は対照区（清水区）に比べて濁度が20mg/L以上の区で劣る。	全内漁連、「ダム等河川工作物設置による漁業への影響調査」漁業公害調査報告書,p.84-111,1986.
アユ	<p>Y型二者択一水路において、15mg/Lを越えると忌避。</p> <p>濁度が30～50mg/L以上の濁水を流した場合に、遡上行動に影響が出る。</p>	本田晴朗、「アユの遡上行動におよぼす渦りおよび水温以下の影響」、海洋科学,15(4),p.223-225,1983.
イワナ	30mg/Lで遡上率低下	
ニジマス	50mg/Lで遡上率低下	
アマゴ	30mg/Lで遡上率低下	
ヤマメ	生息が確認された地点の水質：SS.20mg/L以下	渡辺昭彦、「水辺の国勢調査に基づく魚類と水質の関係」、土木研究所発表会論文集, Vol.32nd, p.65-68,1993.
アユ	生息が確認された地点の水質：SS.35mg/L以下	
ウグイ	生息が確認された地点の水質：SS.40mg/L以下	

魚種によっては濁水を強く選好する、という結果が得られている。これは、濁度にはカバー（遮蔽物、隠れ場）としての側面があるからである。

表3・4・6に濁度と魚類の関係についての既存の情報の一部をまとめた。

濁水対策としては、発生源近傍に仮設沈殿池を設置することなどが行われているが、その効果は十分であるとは言えない。現時点ではコストの問題から採用されることは少ないが、生物への関心が高まっている昨今、薬品沈殿などの処理が求められる場合もあるのではないかと思われる。現場処理に適した簡易で安価な方法を研究する必要がある。

(5) 有害物質

魚に影響を与えるおそれのある有害物質は多数存在する。しかし、環境中では毒性試験で影響が表れるより低い濃度であることが多く、水質悪化による魚の減少が常に指摘されているにもかかわらず、因果関係を解明できないことが多い。

有害物質の監視方法については、個々の物質ごとに基準値を設定するアプローチと、包括的な汚濁指標を設定するアプローチがある。

個々の物質毎に基準値を設定するアプローチに対しては、分析項目が非常に多くなること、実際の生物への影響は複数の物質の複合影響であり、これが評価できないこと、などの問題が指摘されている。一方、包括的な汚濁指標は有害性の判定には便利である反面、原因物質の特定が難しく、水質管理に利用しづらいとの指摘がなされている。

いずれの立場をとるにせよ、微量の有害物質が生物に与える影響の解明は一筋縄ではいかない。一般にはその影響の存在が信じられ、調査が大々的に実施されている内分泌擾乱物質でさえ、水生生物のホルモンバランスは化学物質によらなくとも水温その他の一般的な環境要因で変化するため、内分泌擾乱物質の影響であるとは断言できないという異論が提出されている。今後の情報の蓄積がもっと求められている分野であるといえる。

有害物質対策としては、原因物質や発生源が特定できる場合には発生源での抑制が原則となる。原因物質や発生源が特定できない場合、流量が少なければ活性炭や木炭、竹炭などに吸着させるなどの方法が考えられるが、本質的な対策とは言えない。

以下に、上記の2つのアプローチの現状を示す。

a) 個々の有害化学物質についての基準値設定のアプローチ

2000年12月に環境庁水質保全局から「水生生物保全

に係る水質目標について」が報告された。この報告では、水生生物保全を「人の生活に密接な関係のある動植物及びその生育環境」の保全ととらえ、「生活環境の保全」の中に位置づけた。そして、表3・4・7に示す水域類型における、表3・4・8の主要魚介類の保全を目標として、これに影響を与えるおそれのある化学物質を選定した。

表3・4・7 水域類型の区分（淡水域）
(環境庁「水生生物保全に係る水質目標について」より)

類型 A	イワナ・サケマス域
類型 B	コイ・フナ域
類型 S-1	イワナ・サケマス域でこれに該当する水産生物の繁殖又は幼稚仔の生育の場として特に保全が必要な水域
類型 S-2	コイ・フナ域でこれに該当する水産生物の繁殖又は幼稚仔の生育の場として特に保全が必要な水域

選定された化学物質は、①国内外の法律に基づく規制対象物質、あるいは②有害である可能性が考えられる物質の総計787物質のうち、③製造、生産、使用、輸入量が多い物質、あるいは④水環境中において検出されている物質という基準で抽出した「暴露の可能性の高い物質」総数332物質から、a)水環境中濃度が、安全性を考慮した主要魚介類の急性毒性・慢性毒性試験の毒性最小値を上回る物質、b)安全性を考慮した主要魚介類の急性毒性・慢性毒性試験の毒性最小値が環境基準値、要監視項目指針値未満の物質、c)PRTR法の第一種指定化学物質のうち、生態毒性クラスが1または2の物質で、平成10年度のPRTRパイロット事業で環境排出量の多い(100kg/年以上)物質、d)専門家の意見により検討が必要と考えられる物質の条件に合致した「優先的に検討すべき物質」81物質である(表3・4・9)。

今後はこれらの物質の慢性影響に着目して、図3・4・5のフローに基づいて水質目標値が検討されることになる。

b) 包括的な汚濁指標設定のアプローチ

包括的な汚濁指標としては、河川水をなんらかの方法で濃縮し、その濃縮液が生物に与える影響を調べる方法がある。凍結濃縮した液にアカヒレやヌカエビを投入して48時間LC₅₀を求める水族環境診断法(Aquatic Organisms environment Diagnostics; AOD)³³や、生物濃縮されやすい疎水性有機物を固相抽出法で分離・濃縮し、ヒメダカ仔魚の死亡率で毒性を判定する提案³⁴などである。

いずれも生物を用いた判定方法であり、機器分析とは違った困難があるが、個々の物質を監視するアプローチでは監視対象物質が際限なく増加する傾向にあり、今後は第一段階のスクリーニングに活用されるようになるのではないだろうか。

表3-4-8 主要魚介類(淡水域)の摂餌生態(環境庁「水生生物保全に係わる水質目標について」より)

分類	主要魚介類	主要な種類	学名	仔魚期	稚魚期	若魚期	成魚期	成年期
イワナ類	イワナ エゾイワナ	Satellinus pluvialis Satellinus fuscostriatus				トビケラ類、カワヂラ類、ガランガ類	虫類(浮遊性昆蟲)、ミミズ類、ヨシノボリ仔魚、ミミジンコ、ドジョウ、サツイ、燐、アブラムシ、ベニヌカ	マダラガロウ(Stomachella)、ニガクロウ類(Bœci)、トビケラ類(Stomopeltis)、ニスリガ類(Hydrysyche)、グリル、ウンカ、アブランムシ、ベニヌカ
ニジマス		Salmo gairdneri						川:盤生・水生昆蟲の幼生、大型甲殻類
サケ	Oncorhynchus keta		Norichthys spp., <i>Eucinclus kuhlii</i> , <i>Pseudoclinus longirostris</i> , <i>Oikopleuridae</i> , <i>Acantholabrus longirostris</i> , <i>Frigillaria sp.</i> , <i>Chirripo larva</i> , <i>Cumacean</i>	稚魚期、オキアミ類、燐、イカ類、甲殻類幼生	水生昆蟲、陸生昆蟲、燐類、貝類、小魚、イカ類、甲殻類、甲殻類幼生、ナマコ、クラゲ、昆蟲類	川:盤生・水生昆蟲の幼生、燐類、貝類、ヒメヌカ	川:燐類、オキアミ類、燐類、貝類、小魚、イカ類、甲殻類、甲殻類幼生	川:燐類、オキアミ類、燐類、貝類、小魚、イカ類、燐類
ヒメマス (ペニシケの懸封型)	Oncorhynchus nerka					ハリナガミミジンコ、シカクミミジンコ、シカクミミジンコ科、ニスリガジンコ、シカクミミジンコ科、ニスリガジンコ(幼虫から成虫)	トヨウモモガラゴウ(ニスリカ)、Bibionidae、小型節足動物類(ワムシ類)、動物プランクトン(ミシシッポンコ、シカクミミジンコ、スジエビ、スマエビ、昆世幼生)	トヨウモモガラゴウ(ニスリカ)、Bibionidae、小型節足動物類(ワムシ類)、動物プランクトン(ミシシッポンコ、シカクミミジンコ、スジエビ、スマエビ、昆世幼生)
カラフトマス	Oncorhynchus gorbuscha							
サケマス類 (サケ属)	サクラマス	Oncorhynchus masou	水生昆蟲、陸生昆蟲、甲殻類 海生生物、甲殻類	イカナゴ、燐類(ニホンクラミノミ)、イガナゴ類、魚類(メイワシ)、カタクチイワシ、カタクチイワシ、イカナゴ、アニ等、小魚類(キニウリ、ハオサニ、ホツケ鰯、カニ類幼生、オキアミ類、ワレカラ類、ヨコエビ類)、底生昆蟲、ナマコ類、クラゲ類、水生植物類、森林類、底生昆蟲、魚	絹蝶類、オキアミ類、燐類、ワカサギ	河川:水生昆蟲、オキアミ類、燐類、ワカサギ等	河川:水生昆蟲、オキアミ類、燐類、ワカサギ等	河川:水生昆蟲、オキアミ類、燐類、ワカサギ等
	ヤマメ(サクラマスの懸封型) アマゴ(サツキマスの懸封型)	Oncorhynchus masou masou						
カワサギ	Hypomesus transpacificus		原生昆蟲、細菌	ワムシ類、小型甲殻類幼生(ゾウミミジンコ、Cyclops, Chydora, Atona 等)、川苔類植物、ワムシ類、ミシジンコ、ケンミシジンコ、小マミシジンコ	長形類(ヘドナガミミジンコ、シカクミミジンコ、シカクミミジンコ、ヒゲナガケンミジンコ、ノコギリカ類、盤生昆蟲、水生昆蟲(カグロウ類、トビケラ類、サザンガリ類)、丸輪形類、ムシ類、ケンミシジンコ、ケンミシジンコ幼生、ミシジンコ)、Cyclops、イサザア類、ワセ科、燐類、ワカサギ類、ハセ科、底生生物	稚魚期:オナガミミジンコ、ツサミミジンコ、ケンミシジンコ、Diaptomus 川:付着藻類(珪藻・藍藻)	稚魚期:オナガミミジンコ、ツサミミジンコ、ケンミシジンコ、付着藻類	稚魚期:オナガミミジンコ、ツサミミジンコ、ケンミシジンコ、付着藻類
	Pleuroglossus altivelis		原生昆蟲、細菌	動物性プランクトン(枝角類、枝角類、二枚貝幼生)、枝脚類(オナガミミジンコ、ノコギリカ類、盤生昆蟲、水生昆蟲(カグロウ類、トビケラ類、サザンガリ類)、丸輪形類、ムシ類、ケンミシジンコ、ケンミシジンコ、Diplopoda)、オカバゴナ、糞脚類、製糖類、燐類	付着藻類	動物性プランクトン、燐類	付着藻類	付着藻類
シラカボ	Salmostichthys microdon	原生昆蟲	原生昆蟲の小型幼生	小型動物性プランクトン(枝角類、枝角類、二枚貝幼生)、枝脚類(オナガミミジンコ、ノコギリカ類、盤生昆蟲、水生昆蟲(カグロウ類、トビケラ類、サザンガリ類)、丸輪形類、ムシ類、ケンミシジンコ、ケンミシジンコ、Diplopoda)、オカバゴナ、糞脚類、製糖類	付着藻類	浮遊小甲殻類、動物性プランクトン	浮遊小甲殻類、浮遊小甲殻類、貝類	浮遊小甲殻類、浮遊小甲殻類
コイ	Cyprinus carpio			ワムシ、ノゾリムシ				
ギンブナ	Carassius auratus							
フナ類	ゲンゴロウブナ	Carassius carassius	小型ミシジンコ	植物性プランクトン、エビ、ミシジンコの卵、分生、ワムシ、付着藻類、ミシジンコ	ミシジンコ、ケンミシジンコ、ワムシ類、分生、ワムシ、付着藻類、ミシジンコ	付着藻類(硅藻・墨藻)、水生昆蟲類、小甲殻類、貝類	付着藻類(硅藻・墨藻)、水生昆蟲類、貝類	付着藻類(硅藻・墨藻)、水生昆蟲類、貝類
ヴァイ	Tribolodon hakonensis	底脚類						
オイカワ	Zucro platypus							
ウナギ	Anguilla japonica							
トジロウ	Mugil anguillinaudus							
サヲ類	ボラ	Mugil cephalus						
ハゼ類	ヨシノボリ	Rhinogobius brunneus						
カジカ	Cottus esmarkii							
ナマズ	Silurus asotus							

表3.4.9 優先検討物質一覧（環境庁「水生生物保全に係わる水質目標について」より）

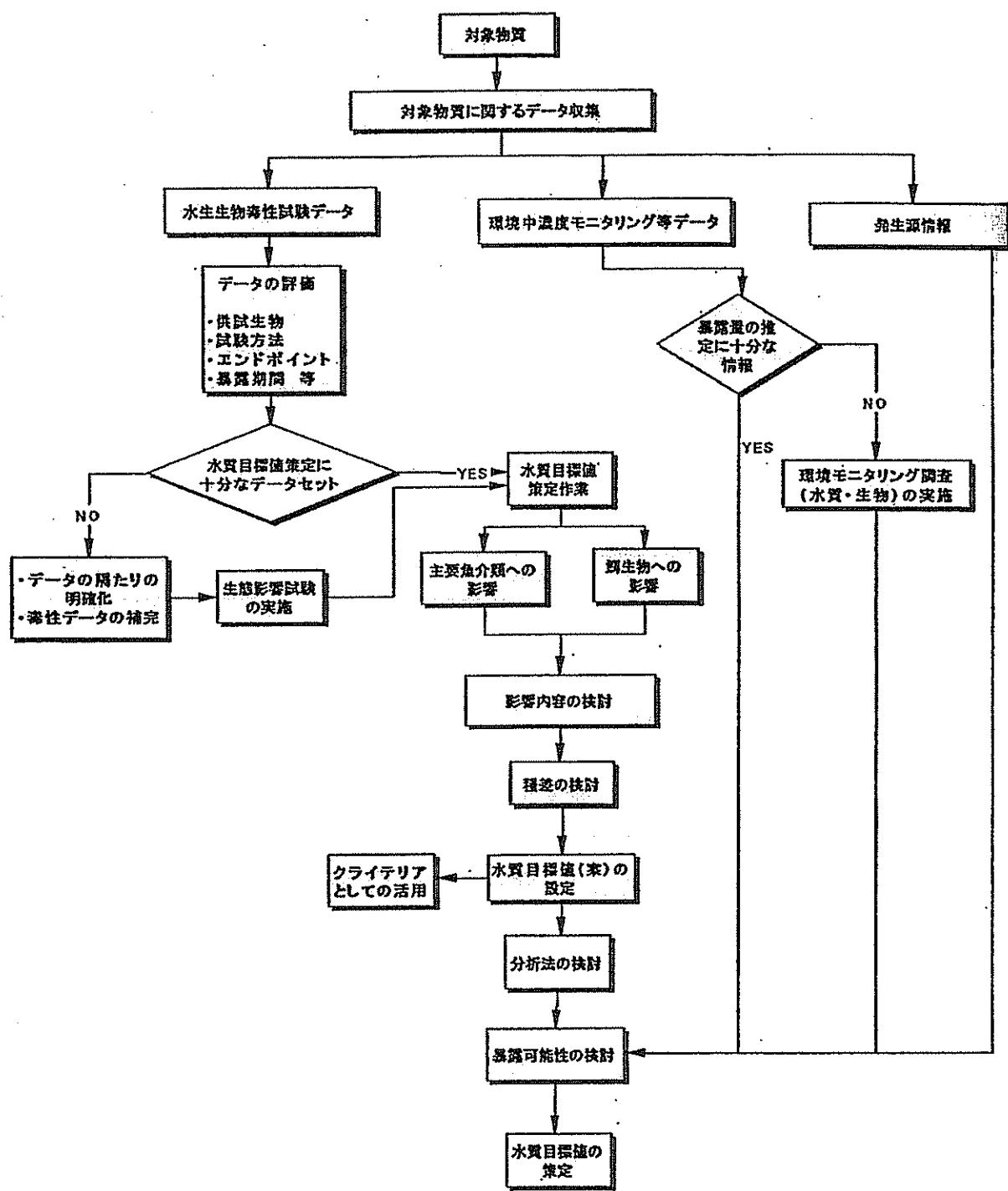


図3・4・5 水生生物の保全に係わる水質目標策定手順
(環境庁「水生生物保全に係わる水質目標について」より)

3.4.2.2 ゲンジボタル

水生昆虫は生物学的水質階級の指標として用いられる種も多い。これは、水生昆虫が水質・水温・底質などによって生息環境を選び、微生物よりも1世代が長く、魚類ほど移動性が大きくないことから、特定の場所の比較的長期間の水質の状態を表すと考えられるからである。ゲンジボタルもその餌生物であるカワニナとともにβ中腐水性の指標生物とされることが多い。

保全すべき水環境と対策

ゲンジボタルは、発光しつつ飛翔するという特徴ゆえに一般に愛され、その生息環境についても多数の情報が蓄積されている。表3・4・11に、ゲンジボタルの生息条件をまとめた。表より、水質もさることながら、その他の物理的、生物的要因の影響がきわめて大きいことがわかる。近年特にホタルの生息に配慮した川づくりとして緑化ブロックを用いたホタル護岸が施工されることが多いが、緑化ブロックが提供する条件はゲンジボタルに必要な条件のごく一部である。また、唯一の餌料であるカワニナの生息条件がゲンジボタルほど明らかでないことが、ゲンジボタルの保全・保護にあたっての障害になっているように思われる。

3.4.2.3 ヒヌマイトトンボ

ヒヌマイトトンボは、我が国では唯一の汽水域に生息するイトトンボで、生息域が開発の対象となりやすい河口域の河川敷のヨシ原にあるため、埋め立てや護岸整備により著しく減少している。1991年に環境庁により「レッドデータブック」で絶滅危惧種に指定された。

保全すべき水環境と対策

ヒヌマイトトンボの卵の孵化率は塩分濃度が高くなると低下し、孵化も遅れることから、元来は淡水生のトン

ボと考えられる。しかし、幼虫は攻撃性が弱いために淡水では生存競争に負けてしまうことから生息できず、塩分耐性を持つことから汽水域に生き残ったと考えられる。宮下⁶⁾によるヒヌマイトトンボの生息条件は表3・4・10のようにまとめられる。これらの条件に配慮すれば生息場の復元も可能であると考えられる。

3.4.2.4 回遊する動物たち

河川で普通にみられる生物のうち、意外に多くのものが回遊を行っている。表3・4・12は淡水魚を回遊の有無で区分したものである。また、甲殻類でも、水産価値の高いモクズガニのほか、ヌマエビ、ミゾレヌマエビ、ヒメヌマエビ、ヤマトヌマエビ、ヒラタテナガエビ、ミナミテナガエビなどが通し回遊型に分類される。モクズガニの場合、親ガニが川を下り、河口で産卵する。幼生は海域で育ち稚ガニに変態する前のメガロバ幼生の段階で川を遡上し始める。稚ガニの遡上は出水時であれば昼夜を問わず行われる。

保全すべき水環境と対策

こうした生物に対しては、物理的・水質的な連続性の確保が必要となる。もっとも明白な障害はダムや堰などの横断工作物である。これに対しては、これまでもっぱらアユをターゲットとして魚道が設置されてきたが、多自然型川づくりの推進にともないアユ以外の魚類やエビ・カニに配慮した魚道について種々提案されるようになってきた。

魚道には種々のタイプがあるが、問題は「どのタイプを使うか」よりもむしろ、「どこに設置するか」である。生物の遡上する経路を十分検討し、必要に応じて呼び水を設置したり、エビ類の光を嫌う性質を利用したりするなどの誘導措置をとる。

表3・4・10 ヒヌマイトトンボの生息条件

塩分	0.5%以上、25%前後まで観察される。ただし、元来は淡水性の生物であり、競合者が生息できなければよいので、年間の一時期だけでも0.5%を越えればよい。
地形	平坦な湿地のヨシ群落。幼虫はヨシの茎葉が堆積した干潮時にも干上がるがない窪地に分布。急傾斜のヨシ原、あるいはヨシよりも水深が深い場所に生息するガマやマコモ群落は不可。
その他	ヨシの枯れ葉が2枚以上重なって堆積していることが必要。枯れ葉の堆積が1層では底質に貼り付いたヨシの葉の下に幼虫が隠れる隙間がない。このため、新たに造成した生息場でヒヌマイトトンボの成虫を見るまでには丸4年が必要。

表3・4・11 ゲンジボタルの生息条件

流速	流速は10~30cm/sと言わわれているが、緩急の変化があるのがよいとされている ^{1) 3)} 。幼虫は、10~40cm/sの所を好む ⁵⁾ 。最も速い所35cm/s、最も遅い所10cm/s、幼虫の最も多い所約17cm/s~25cm/s ⁴⁾ 。
水量	流速を保つためにある程度必要である ⁶⁾ 。1年を通して安定していること ³⁾ 。
水質	水素イオン濃度：6.5~8.3 ⁶⁾ 、6.5~7.8 ³⁾ 。溶存酸素量：6.8~11.8 (mg/l) ⁵⁾ 、90~100% ³⁾ 、常に飽和状態に保たれていること ¹⁾ 。生物化学的酸素要求量：0.5~1.8 (mg/l) ⁵⁾ 。化学的酸素供給量：0.5~3.4 (mg/l) ⁵⁾ 、0.5~1.5ppm ³⁾ 。炭酸カルシウムが多く含まれ、炭酸カリウム、炭酸ナトリウム、硝酸塩、硫酸塩、塩化物などは少ない方が良い ⁵⁾ 。農薬の流入がないこと ³⁾ 。農薬、合成洗剤、工場排水等の汚水が混入しないこと ¹⁾ 。
水温	2.0°C~28.0°C ⁵⁾ 。冬季：5°C以上、夏季：25°C以下 ³⁾ 。適温は、10°C(冬季)~20°C(夏季)の間、最高25°C程度が良い ¹⁾ 。0°Cから27°Cの所で生活するが、適した水温は14°C~20°C(幼虫は低温には強いが、高温には弱い) ⁵⁾ 。
水深	幼虫が特に多く棲んでいる場所は30~40cmであり、大部分が水深約50cmまでである ⁵⁾ 。5~30cm程度 ³⁾ 。表面流から100cmの深いところまで幅広く生息するが平均5~30cmが多い。重要なのは川床にもDOが十分に存在するかどうかである ¹⁾ 。約15cm~80cm。大きくなった幼虫が特に多く棲んでいるのは30cm~40cm ⁵⁾ 。
渦り	泥系のにごりは、生息には支障がない ⁶⁾ 。
川幅	概ね1.5~2.5mの川幅のところに幼虫が多く見られる ^{5) 6)} 。
底質	砂9~7、土1~3の割合で玉石・礫が多い川底には幼虫が多くいる(川底が玉石や礫になるところは、一般に水量が多く比較的流速もあるためにDOが多く、水質や水温も安定していることから、生息に適していると考えられる) ^{5) 6)} 。砂礫質：珪藻類付着、泥土：落葉堆積 ³⁾ 。一般的には玉石ないし砾石あるいははれき質ないし砂れき質、あるいはこれらの組み合わせが良い ¹⁾ 。重要なのは、底質それ自体ではなく、底質条件と他の環境条件、特にカワニナのエサ条件との間にどのような相互関係を持たせるかであり、疊質の時には付着藻類、泥質の時には落葉である ⁶⁾ 。
水路形状	瀬、瀬、河原、中洲などの多様性。湿地と一緒に最良 ³⁾ 。基本は、可能な限り変化に富んだ多様な形状が良い。横断面が、瀬、瀬、河原、中洲など変化に富んだ組み合わせとするのが良い。更に、水路と湿地が一緒になっていると非常に良い ¹⁾ 。
護岸	土に潜り蛹となるための砂まじりの土。水はけが良く、樹木や雑草などによる日陰があり、適度な温氣と柔らかさが必要。最も理想的な護岸は土羽であり、次に木や石を用いた自然素材がよい。 ⁵⁾ 土が最適、他に木や石などの自然素材。石材使用の場合、土や木と組み合わせる。山などに接する場合、山側を残す ³⁾ 。法面ないし護岸の素材は土が最も適している。土以外で護岸する場合には木材や石材の自然材を用いる。どちらかといえば木材の方が石材より良い。護岸素材および工法のポイントは、土中水分の連続性があり、苔の付着の良いこと。
法面勾配	なるべく級勾配とする(1:0.3での上陸例あり) ³⁾ 。幼虫の上陸に影響する法面における最適勾配といえるものはない。護岸の高さは垂直で3~4m位上のケースもあるが高くないほうが望ましい。 ¹⁾
水際線	直線的ではなく、色々入り組み、変化に富むのが良い ¹⁾ 。
空間パターン	水路を挟んで片側が斜面(林)、反対側が水田などにオープンランドというパターンが良い ¹⁾ 。
植生	雜木林をつくる落葉広葉樹林 ³⁾ 。斜面の植生はクヌギ、コナラ、ミズキなどのいわゆる雜木林を構成する落葉広葉樹の高木があることが望ましい。木の密度は、木漏れ日のさす程度が良いとされている ¹⁾ 。
規模および立地	ホタルが自然発生できる環境の範囲として、ホタルの実際の生息範囲だけでなく、その背景となっている空間も考慮する必要があり、谷戸の目安は集水域である ¹⁾ 。
水路長	数10m~100m以上で安定 ³⁾ 。水路は可能な限り長い方が望ましい。数10メートル~100メートル以上あれば、より安定する ¹⁾ 。
周辺環境	飛翔するための広い空間と、休息したり、交尾するための樹木や草で囲まれている必要がある。昼間の直射日光を防ぐとともに夜間ににおける街路灯、車のヘッドライト、人家の明りなど人工的な光も防御する必要があり、そのためにも樹木等で囲まれた空間が必要である ⁵⁾ 。片側が雜木林(斜面林)、他方が水田が基本型である。水田以外では湿地(休耕田)の方が畠(草地)よりも良い。また水路に農薬の影響のないことが重要 ¹⁾ 。両岸に樹木や雑草が生い茂って日陰がある。柳が良い(湿度が高い・葉が柔らかい) ⁶⁾ 。

1) ホタルの里づくり：自然環境復元研究会 倍山社サイテック (1991)

2) ゲンジボタルの幼虫飼育：山口ふるさと伝承センター

3) ホタルの生息を考慮した水路構造の研究：農業土木学会関東支部大会講演要旨 VOL. 46th, PAGE. 17~19 (1995)

<参考：ホタルブロックパンフレット：共和コンクリート工業、ホタルの里づくり：倍山社サイテック 自然環境復元研究会 (1991) >

4) ホタルの水、人の水：新評論 (1993) 遊磨正秀

5) ゲンジボタルの生態・人工飼育：鳥川ホタル保存会 (<http://www2.gol.com/users/nekopapa/hotaru/torikawa/genji.htm>)

6) 一の坂川ホタル放流 平成11年度 計画と資料：平野慎吾

表3・4・12 淡水魚の生態的グループ分け

区分		備考
純淡水魚	1次的な淡水魚	海水中では生存できないもの。コイ・ナマズ・ドジョウなど
	2次的な淡水魚	海でも生存できるもの。メダカ・カダヤシ・テラピアなど
	陸封性淡水魚	本来は通し回遊魚であったものが淡水域で一生を送るよう変化したもの。カワヨシノボリ・ハナカジカ・エゾトミヨなど
通し回遊魚	降河回遊魚	一生の大部分を淡水域で送り、産卵のために海へ下るもの。ウナギ・ヤマノカミ・カマキリなど
	遡河回遊魚Ⅰ型	産卵のために海から川へ遡上するもののうち、産卵時期のみ河へ遡上し、孵化直後に海に下るもの。シシャモ・ワカサギ・シロウオなど
	遡河回遊魚Ⅱ型	産卵のために海から川へ遡上するもののうち、産卵時期のみ河へ遡上し、孵化した幼魚は一定期間を淡水域で過ごした後に海に下るもの。シロザケ・カラフトマス・イトヨなど
	遡河回遊魚Ⅲ型	産卵のために海から川へ遡上するもののうち、産卵期以前の未成熟期に川に遡上し、孵化した幼魚は一定期間の淡水生活の後海へ下るもの。アメマス・サクラマス・マルタウグイなど
	両側回遊魚	産卵とは無関係に、幼魚期の間に海と川との間を往復するもの。アユ・ヨシノボリ
両棲性淡水魚	汽水域淡水魚	本来は海水魚だが、汽水域で生活するもの。チカ・マハゼ・カワガレイなど
	偶来性淡水魚	本来は海水魚だが、一時的に汽水域に侵入するもの。ボラ・スズキ・クロダイなど

また、魚道により接続された上下の環境の連続性にも注意が必要である。魚道の出口が堰の背水部など水深が深い状態だと、遡上してくる稚魚がブラックバスなどの魚食魚の格好の餌食となってしまう。また魚道自身がサギなどの鳥類の餌場となることも多い。さらに極端には、エレベータ魚道などで河川から急にダム湖に持ち上げられた川魚は、流れのない湖内で方位を定められず、ダムに流入する河川まで到達できずに減耗してしまう例もある。

さらに、遡上は平水時だけでなく、出水時に行われる場合も多い。落差はなくとも2面張り、3面張りなど単純な断面形状が連続していると、出水時に流速の遅い部分が確保されず、遡上の障害となりやすい。こうした区間は平水時には水深が浅く隠れ場となるカバーもない、鳥などに狙われやすい区間になりがちなので注意が必要である。

また、降河するアユが発電所の取水口に迷入したり、モクズガニが砂防ダムから転落して死亡したりする事例が報告されている。モクズガニの転落による死亡は漁獲による減耗より多いとの指摘もあり、遡上だけでなく降河にも配慮した施設が求められている。

水質面では、下水処理水に含まれるアンモニアのためアユの遡上が妨害されているとみられる事例が報告されているほか、ダムからの冷水放流や工場からの温排水、その他、忌避行動を誘発するほどの高濃度の有害物質が連続性に対する障害となり得る。

3.4.2.5 洪水が必要な動物・植物

洪水による河川敷の攪乱がその生育にとって必須である生物もいる。例えば関東地方の一部の河川にのみ分布する地方固有種のカワラノギクである。カワラノギクは寿命の短い一回繁殖性の植物で、芽生えてから1年ないし数年で開花して枯死する。カワラノギクの実生の定着や栄養成長にはかなり良好な光条件が必要とされる。開放地の約30%程度に遮光された光条件下ですらその成長が抑制される。このため、芽生えが定着できるのは土壤表面が植被に覆われていない生育場所に限られる。以上の理由から、カワラノギクの群落が維持されるためには洪水による河川敷の攪乱が不可欠なのである。ところが、ダムなどによる洪水制御のため、近年は河川敷が攪乱されることが少なくなった。また河川全体の富栄養化の一環として帰化植物の侵入が著しく、生育適地が極端に少なくなっているのである^④。

また、ある種のイナゴは、洪水によって作られた植生の乏しい生息場を必要としている。この生育適地もカワラノギクと同様の理由で減少し、このイナゴの生息も減少した。その他、種々の生物が洪水による攪乱を必要としていることが報告されている^⑤。

また、ダム建設や砂利採取による土砂流出の減少が河床低下と細粒分の喪失、河床のアーマー化をまねいており、これが河原の減少、高水敷の固定化・樹林化、珪藻の減少と緑藻の増加を引き起こしている^⑥との指摘もある。

保全すべき水環境と対策

ここでは、保全すべき水環境とは、流量変動と土砂輸送である。対策の一例としては、米国開拓局によるグレンキャニオンダムの操作による人工洪水実験（1996）などがある^⑨。また、那賀川では、1991年から1995年までダム下流に土砂を搬送し、給砂が試行された。同様の試みが矢作川でも1995-1996年に行なわれている。

こうした試みの評価は時間をかけてしていく必要があるが、生物群集構造を遷移の初期段階に戻して再編成させるには一定の効果はあるといわれている。

3.4.2.6 今後の課題

以上、オムニバス的に知見を記述してきたが、ここに記述したほんの数例だけでも水環境に対するさまざまな要求があることがわかるだろう。河川には多様な生物が生息しており、その一つ一つに異なった生息条件がある。多種多様な生物が生息できる河川の創出のためには、水質環境は最低限満たさねばならない基本的な条件であり、その上にさらにおおくの配慮が求められているのである。

アユなどの資源的価値の大きい生物を除いて、この方面的情報は系統立てて蓄積されているとは言い難い。今後の研究が待たれる分野である。

参考文献

- 1) V. E. Shelford (1911): Ecological succession. I. Stream fishes and the method of physiographic analysis, Biological Bulletin, 21, pp. 9-34.
- 2) 関根雅彦, 浮田正夫, 中西弘, 内田唯史 (1994): 河川環境管理を目的とした生態系モデルにおける生物の環境選好性の定式化, 土木学会論文集, No. 503/II-29, pp. 177-186.
- 3) 玉井信行, 水野信彦, 中村俊六編 (1993): 河川生態環境工学, 東京大学出版会, pp.312.
- 4) 潤井淳, 大久保博充, 亀屋隆志, 浦野紘平 (2001): ヒメダカを用いた水中汚染物質の毒性評価に関する研究(第8報)仔魚毒性試験による河川水管理方法の提案. 第35回日本水環境学会年会講演集, p.115.
- 5) 宮下衛 (1999): ヒヌマイトトンボの生息環境の保全と復元に関する研究, 環境システム研究, 27, pp. 293-304.
- 6) 島谷いずみ (1998): 沼澤原の絶滅危惧植物の保全生態学. 河川の自然復元に関する国際シンポジウム論文集, pp. 115-120.
- 7) Herald Plachter, Michael Reich (1998): 自然氾濫原における野生生物に対する擾乱の重要性. 河川の自然復元に関する国際シンポジウム論文集, pp. 121-129.
- 8) 島谷幸広, 皆川朋子 (1998): 日本の扇状地河川の現状と自然環境保全の事例, 河川の自然復元に関する国際シンポジウム論文集, pp. 191-196.
- 9) ピーター・クリンジマン (1998): 自然の復元と再生のための河川工学, リバーフロント整備センター, pp.130.

3.5 新しい手法の河川管理への適用

ここでは各委員の個別研究テーマを題材として河川管理への新しい手法適用の可能性を本節におけるテーマとする。

各委員のテーマは図3・5・1に示すように水域の上流域から下流域までに位置づけられるとともに、水質環境に係わる、機構、評価、対策、管理に関し検討されている。それぞれの研究成果の概要は以下のとおりである

好酸性コケを用いての酸性河川の修復機能

酸性河川対策の一環として酸性河川の修復機能を金属の濃縮機能のある好酸性のコケによって行うことを目的に、それらコケの金属濃縮能力について実験的に把握したものである。

貯水池（ダム湖）における水質評価及び水質保全管理

貯水池における富栄養化において藻類増殖に由来するトリハロメタン前駆物質の生成が課題となる。貯水池における水量管理、藻類抑制を目的として、諸対策の評価のためにGPC分析、熱分解GC/MS分析、励起蛍光スペクトル分析により藻類増殖に起因する溶存有機物の特性評価を行ったものである。

都市内中小河川の水質形成過程の解析とモデル化

公共用水域の水質に影響を及ぼす諸要素について面源を含めた影響を適切に把握し、流域管理につなげることを目的に都市内中小河川である鴨川・高野川流域を対象に水質調査を行い、環境管理のための情報統合化とモデル化を行ったものであり、最終的には100mメッシュを単位とした流出モデルに汚濁負荷発生予測、堆積、流出、浄化モデルを組み合わせたモデルの作成を目指したものである。

分子生物学的手法及び微小電極を用いた都市河川の自浄作用の解析

河川の水質環境を評価・改善することを目的に16S r RNAアプローチによる河床生物膜内の微生物群集構造の解析を行い、アンモニア酸化細菌等の菌相の検討を行った。また、微小電極を使用して都市河川河床生物膜における膜内での酸素、基質濃度の変化を測定し、これを解析することによって都市河川の自浄作用を評価する試みを行った。

コンパクトウェットランドシステムによる下水処理水の高度処理

窒素、リンの除去を目的として、水生植物、植栽基盤及び微生物の浄化能力を利用したバイオジオフィルター水路の浄化法の検討を行った。水生生物ヨシを用いて実験を行い、植栽基盤の検討、処理水量と栄養塩除去能力

との関係について検討を行ったものである。

水質と生物相からみたワンドと河川本流との関係

多摩川の自然に形成されたワンドおよび自然に近い状態を目的に造られたワンドを対象に水質、水生生物や魚類を対象調査を行い、河川本流との比較、異なるワンドの形状による環境の違いを論じたものである。

大型水生生物による水質浄化の定量的評価法

ヨシを対象に大型水生植物における、栄養塩の吸収、植物に付着する藻類の栄養塩吸収、アレロバシー、遮光効果による藻類抑制効果、地中への酸素供給効果、根圈における硝化脱窒作用等の様々な水質浄化にかかわる機構について定量的評価を行ったものである。

水質汚濁が魚に与える影響に関する実験的研究

人間活動が生態系へ与える影響を評価し、生物資源量の保護管理に利用することを想定した動的な生態系モデルの開発にあたり環境因子ごとの適正基準（選好曲線）を求める必要がある。ここではいくつかの水質項目について魚類の選好曲線を実験的に求めたものである。

転炉スラグの還元機能を利用した水域での生物学的・化学的窒素除去技術の開発

製鉄過程で排出される転炉スラグはCa等を主成分とし、リンの溶出抑制効果が認められているがその他の機能は未知である。転炉スラグの生物膜付着担体としての機能、化学的硝酸塩還元機能を明らかにするとともに、底泥部での生物学的脱窒機能の促進を図ることを目的とした実験を行った結果を示した。

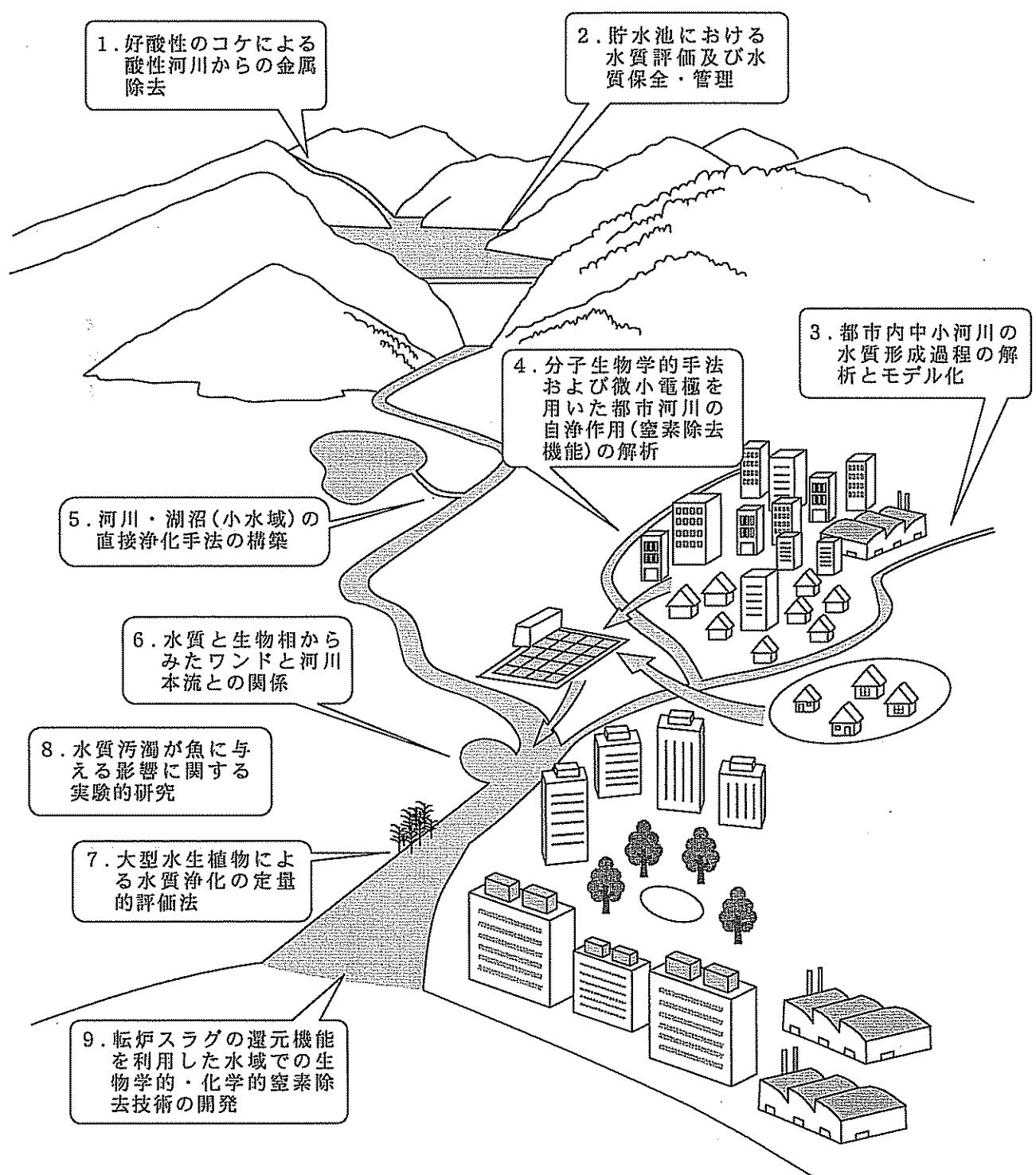


図3・5・1 研究テーマとその対象となる水域の位置

3.5.1 好酸性のコケによる酸性河川からの金属除去

3.5.1.1 日本における酸性河川の問題

河川水の酸性化の原因は、鉱山排水・温泉などによる人為的なもの、火山地帯からの流出による自然のものに分けられる。日本では酸性河川は全国の至る所に分布しているが、何らかの酸性水対策を行っているところは多くはない。特に火山地帯のような場所では、有効な対策はほとんどない。図3・5・1に酸性河川の概略図を示した。酸性河川のpHは1~3と極端に低く、ほとんどの魚類や水生昆虫は棲息できない厳しい環境になっている。酸性河川では、鉄が Fe(OH)_3 となって沈殿し、河床が赤褐色になり景観が悪化する場合もある。また、pHが低いために酸性河川では護岸用コンクリートや鋼材が腐食して修繕費が大きくなるなどの問題が起こる。さらに、低pHによって有害な金属類が溶出してくる場合もある。以上のようなことから、酸性河川水は灌漑や発電などの利水に適さず、生物叢が貧弱であることから親水にも適さない。従って、酸性河川を利用するためには、何らかの中和処理を必要とする。

3.5.1.2 酸性河川の中和

(1) 石灰による中和

酸性河川に石灰を投入することによりpHを上昇させ、河川水を中和することができる。この方法は1958年ごろから始められた。石灰による中和処理の普及により河川工作物の捕集費用は減少した。しかし、石灰で硫酸を中和する場合、化学反応によって石膏($\text{CaSO}_4 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$)が生成し、石灰石表面を被覆して反応が進まなくなる恐れがある。また、粉末の石灰を使用しても反応速度が低下するため、接触時間を長くしなければならない。石灰を用いる方法ではpHは4.0~4.5までしか上昇しないため、その他のアルカリ剤でさらに中和しなければならないなどの問題点がある。石灰中和法は、秋田県(玉川)や群馬県(品木ダム)で行われている。

(2) 鉄酸化細菌を利用した処理プロセス

旧松尾鉱山(岩手県)および柵原鉱山(岡山県)では、鉄酸化細菌による鉄酸化作用を利用して、第一鉄を第二鉄に酸化して沈殿させ、これに炭酸カルシウムによる中和処理を組み合わせた処理プロセスを実用化している。

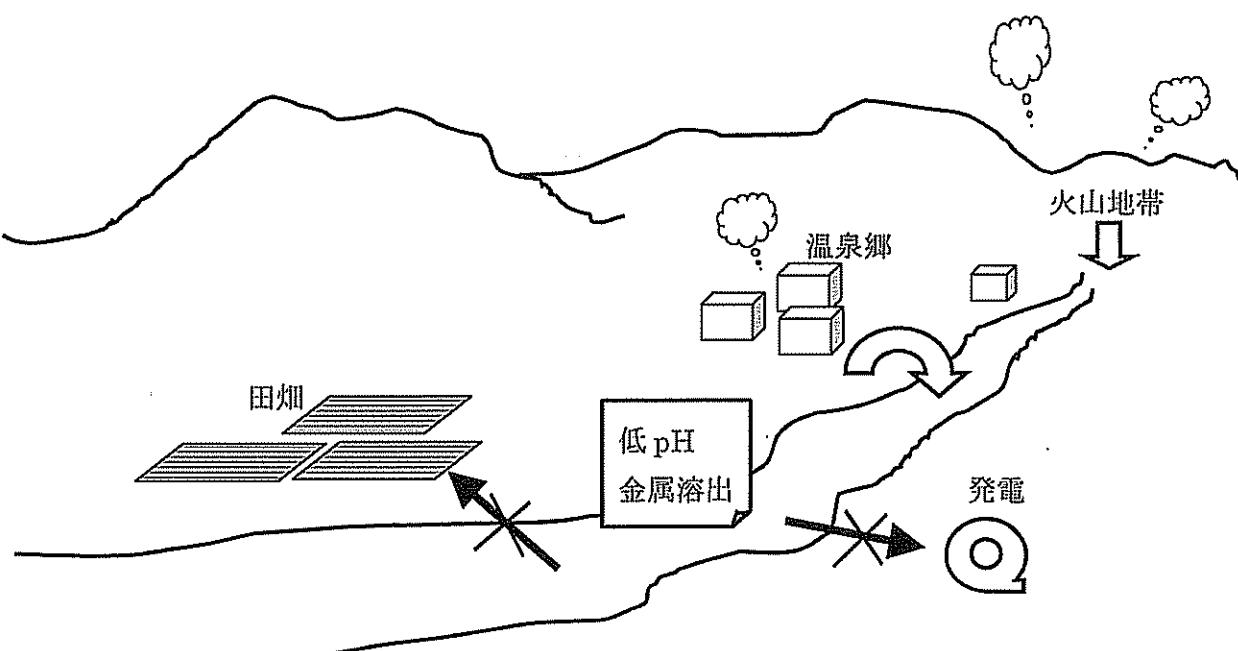
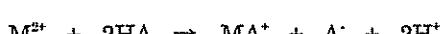


図3・5・1 酸性河川の概略図

3.5.1.3 好酸性コケの特性

乾燥したコケ類には金属除去能があり、近年注目され様々な研究が行われている¹⁾。例えばピートモスは主にリグニンやセルロースから構成され、特にリグニンは官能基を多く含んでおり、水中から銅、亜鉛、鉛、水銀のような物質をイオン交換により除去する。コケによる金属除去は、以下に示すように細胞壁に存在する官能基中のH⁺イオンと水中の金属イオンとのイオン交換により起こるものであると報告されている。



Aは官能基でMは金属イオンである。官能基のH⁺イオンと金属イオンとの交換により、M²⁺は官能基と結合してMA⁺になる。

3.5.1.4 酸性河川の調査

(1) 酸性河川の性状

図3・5・3に示すように調査の対象とした酸性河川は、福島県福島市の奥羽山麓に位置する微温湯温泉（標高900m）である。この温泉の泉質は33℃の酸性錆ばん泉である。水質調査は、2000年4月～12月の期間に毎月行った。水温は4月に25℃であったが、それ以後は27～30℃であった。また、pHは2.6～2.9であった。降雨によってpHが大きく変化することはなかった。溶存酸素量は、4月に3.1mg/lであったが、その後は上昇を続け11月および12月には7mg/lを超えた。この一帯は豪雪地帯であるため、4月には雪解け水が河川に流入すると考えられる。硫酸イオン濃度は、調査期間を通して大きな変化は見られず400～600mg/lであった。表3・5・1には、河川水中から検出された元素をまとめた。鉄、マグネシウム、アルミニウムおよびカルシウムの濃度が比較的高いくなっている。河床は赤褐色になっており、Fe(OH)₃が厚く堆積していた。微温湯温泉のほかに、高湯温泉（福島県）および滑川温泉（山形県）でも調査を行った。高湯温泉の泉質は、含石膏明礬硫酸水素泉で、pHは2.8、水温は29℃であった。いずれの温泉郷を流れる酸性河川にもチャツボミゴケは生息していた。滑川温泉の泉質は、含ぼう硝硫酸水素泉で、pHは3.0、水温は11℃であった。



図3・5・2 微温湯温泉の位置

表3・5・1 河川水中から検出された各元素濃度

元素	濃度 (mg/l)
マグネシウム	11～16
アルミニウム	16～25
カルシウム	19～26
クロム	0～0.01
マンガン	0.62～0.82
鉄	13～26
ニッケル	0～0.005
銅	0～0.009
亜鉛	0.03～0.16
ヒ素	0～0.007
ストロンチウム	0.07～0.11
鉛	0～0.007

(2) 好酸性コケの採集

微温湯温泉下流の酸性河川で生息が確認されたのは、チャツボミゴケ (*Jungermannia vulcanicola*)、ウマスキゴケ (*Polytrichum commune*) およびウマミカマゴケ (*Drepanocladus fluitans*) であった^{2), 3)}。ウマミカマゴケは、北半球の寒冷地や酸性環境に広く分布する好酸性の水生蘚類である。チャツボミゴケは、日本の強酸性温泉や酸性河川に生息する好酸性苔類である。ウマスキゴケは全国に分布しているが、温泉排水由來の酸性河川に生息することは稀である。チャツボミゴケは河川水に接する水際に生育していた。一方、ウマスキゴケおよびチャツボミゴケは、河川水には接觸しない距離に生育していた。コケが生育している土壌はいずれも強酸性で、Fe(OH)₃の厚い堆積物である。毎月の調査でチャツボ

表3・5・2 各元素濃度の濃縮係数

		Mg	Al	Fe	Cu	Zn	As	Cd
微温湯温泉	チャツボミゴケ	78	16	3,800	450	170	6,600	0
高湯温泉	チャツボミゴケ	82	600	1,100	5,200	9,900	3,100	0
滑川温泉	チャツボミゴケ	460	530	9,000	1,700	5,300	25,000	1,500
微温湯温泉	ウマスギゴケ	33	94	550	3,600	2,900	1,100	6,300
微温湯温泉	ウカミカマゴケ	34	53	1,200	0	850	2,000	0
微温湯温泉	藍藻類	10	25	2,600	2,600	0	6,000	0
参考	淡水藻 ^{a)}	100	-	1,000	1,000	1,000	1,700	200-600
	淡水植物 ^{b)}	-	-	4,935	-	4,600	-	1,620

ミゴケを採集し^{⑨, ⑩, ⑪}、実験室に持ち帰ってコケに含まれる元素濃度を測定した。コケに含まれる鉄の濃度は極めて高く、チャツボミゴケは鉄を濃縮していることがわかった。その他マグネシウムおよびアルミニウムの濃度が高かった。

表3・5・2には、各元素の濃縮係数を示した。このデータでは、チャツボミゴケでも生息する場所で濃縮係数が大きく異なることが示されている。滑川温泉に生息するチャツボミゴケは、いずれの元素の濃縮係数も高いが、特にヒ素の濃縮係数は25,000であり極めて高くなっている。ウマスギゴケ、ウカミカマゴケおよび藍藻類も鉄、銅およびヒ素などを濃縮している。これらの濃縮係数を淡水藻および淡水植物と比較すると、チャツボミゴケの元素濃縮能力が高いことが伺われる。

3.5.1.5 チャツボミゴケによる金属除去

(1) チャツボミゴケの培養

実験に用いたチャツボミゴケは、微温湯温泉から採集し、7ヶ月間人工培養したものである。培養には、微温湯温泉の酸性河川から採取し、冷蔵保存した水を用いた。水槽に32w蛍光灯を設置し、光を2,000luxの照度に調整した。水温は酸性河川と同じ29°Cに維持して、pHは2.4前後とした。

(2) 実験方法

図3・5・4に実験装置の概略図を示した。実験に用いたコケは、土壌からはがし蒸留水で2回洗浄した。チャツボミゴケは乾燥に弱いコケなので、キムワイプで10分

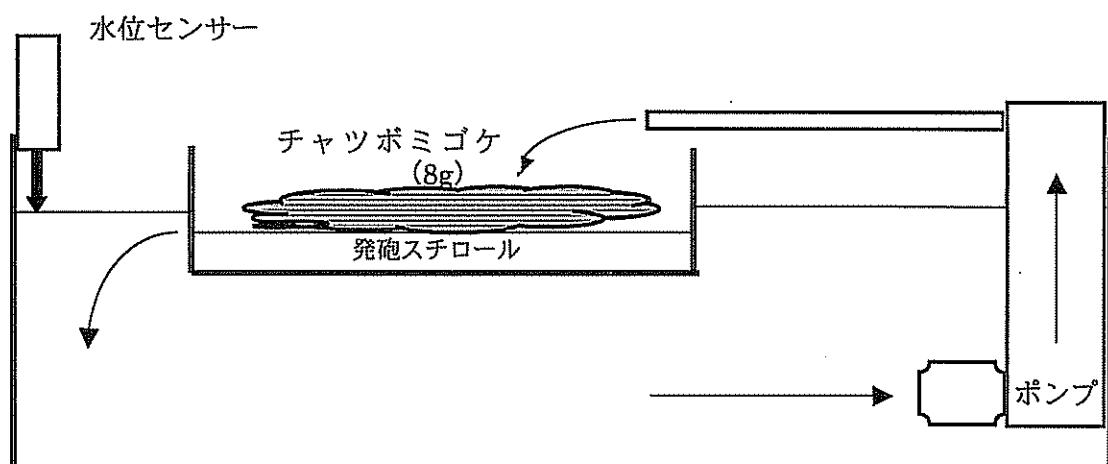


図3・5・3 実験装置の概略図

間包み余分な水分を除いた後に測定した重さを温重量とした。温重量は8.0gとした。重量を測定したコケを発砲スチロール台の上において、水槽内の水を循環させた。水槽は29℃の大型恒温槽内に設置した。初期の金属濃度は、それぞれ約1mg/lに調整した。初期pHは、硫酸（超微量分析用、和光純薬）を用いて3.0に調整した。試料は、毎日または隔日採取し、0.2μmのフィルター（ミリポア）でろ過した。測定項目は、初期と実験終了時のコケ中の金属濃度、試料水中の金属濃度およびpHである。

(3) 分析方法

試料中の金属は、ICP-MS (4500 series, Hewlett Packard)により定量した。コケ中の金属濃度は、蒸留水でコケを3回洗浄して105℃で24時間乾燥させた。次にMicro wave試料前処理装置 (O.I.Analytical) を用いて、EPAの前処理方法に従って液化したものをICP-MSで測定した。試料のpH測定には、ガラス電極pHメーター (TOA HM-30V, TOA) により測定した。

表3・5・3 各金属の実験開始時濃度、実験開始後約300時間の濃度および除去率

元素	初期濃度 (mg/l)	終了時濃度 (mg/l)	除去率 (%)
Al	0.99	1.05	0
Cr	0.32	0.32	0
Fe ²⁺ (温潤)	0.99	0.27	74
Fe ²⁺ (乾燥)	1.06	0.44	58
Fe ³⁺	1.00	0.35	65*
Cu	0.96	1.01	0
Zn	0.95	1.02	0
As	1.00	0.93	7
As	0.07	0.06	2
Cd	1.01	1.18	0
Pb	1.00	1.16	0

(4) 実験結果および考察

表3・5・3に、各金属の実験開始時濃度、実験開始後約300時間の濃度および除去率を示す。水中の金属濃度は、Al, Cr, Zn, Cu, Pbはほとんど変化しないかむしろ増大する結果となった。鉄濃度は明らかに低下しており、除去率は温状態コケおよび乾燥コケでそれぞれ74%, 58%であった。Fe²⁺は低pH条件では酸化されにくい状態であるため、コケはFe²⁺を利用していると考えられる。コケを入れない場合は、Fe²⁺濃度は時間経過により低下するようなことはなかった。しかし、コケを入れると、Fe²⁺は培養時間に伴い低下した。乾燥コケよりも温潤コケの除去率が高くなっている。Fe³⁺の除去率は65%となっているが、これにはFe(OH)₃として沈殿した部分も含まれているため、この除去率はコケによる除去とは言いたい。実験期間中、pHが大きく変動することはなかった。

表3・5・4に、コケ中の金属濃度の変化および除去率を示した。培養後のコケには各金属が蓄積されていることがわかる。摂取量としては鉄が最も多く、乾燥状態、温潤状態でも鉄を蓄積している。一般にコケは乾燥させて金属吸着体として利用されることが多い。この場合、コケは生きておらず、コケ細胞のイオン交換および吸着機能を利用して金属を除去する。本研究では、生きたチャツボミゴケも鉄を蓄積することが明らかになった。

表3・5・4 コケ中の金属濃度の変化及び除去率

元素	初期濃度 (ppm)	終了時濃度 (ppm)	除去量 (mg)
Al	590	1,300	0.15
Cr	0	4	0.003
Fe ²⁺ (温潤)	20,000	37,000	3.9
Fe ²⁺ (乾燥)	20,000	31,000	2.5
Fe ³⁺	20,000	20,300	0.045
Cu	2	160	0.032
Zn	21	300	0.055
As	44	160	0.023
As	44	160	0.023
Cd	1	5	0.0006
Pb	59	120	0.024

(5) おわりに

以上のような実験結果および考察から次の結論が得られた。

- 1) チャツボミゴケは生きた状態（温潤状態）でも、金属を摂取することが明らかになった。特に、 Fe^{2+} およびAsの濃縮係数は大きく、それぞれ3,800, 6,600であった（微温湯温泉の場合）。これは淡水藻や淡水植物に比較すると大きな値であった。
- 2) 生息する酸性河川によりチャツボミゴケの金属蓄積傾向は異なっていた。三カ所の酸性温泉のチャツボミゴケを検討したが、これは生息している酸性河川の水質の違いによるものであると考えられる。
- 3) 金属蓄積実験では Fe^{2+} の摂取が顕著であり、現場調査の結果と一致していた。

参考文献

- 1) B.Volesky · Z.R.Holan, (1995) : Biosorption of Heavy Metals, Biotechnology Progress, 11, pp.235-250.
- 2) 岩月善之助・水谷正美 (1972) : 原色蘚苔類図鑑, 保育社.
- 3) 井上浩 (1986) : フィールド図鑑コケ, 東海大学出版会, 132.
- 4) 山県登 (1978) : 生物濃縮—環境科学特論, 産業図書, 14-35.
- 5) 山県登 (1977) : 生物濃縮—環境科学特論, 産業図書, 29.
- 6) D.H. Brown · K.L. House (1978) : Evidence of copper-tolerant ecotype of hepatic solenostoma crenulatum, Ann. Bot., 42, pp.1383-1392.
- 7) M.A.S. Burton · P.J. Peterson (1979) : Metal accumulation by aquatic bryophytes from polluted mine streams, Environ. Pollut., 19, pp.39-46.
- 8) R.P. Beckett · D.H. Brown (1984) : The control of cadmium uptake in the lichen genus *Peltigera*, J.Exp.Bot., 35, pp.1071-1082.

3.5.2 貯水池における水質評価及び水質保全・管理

3.5.2.1 研究の背景と目的

水道水源として重要性の高い貯水池における水質を議論する上で、富栄養化に伴う藻類増殖は重要な水質保全上で関心事である。異臭味問題だけでなく、藻類増殖に由来する有機物は水処理における塩素消毒の副生成物であるトリハロメタン（THM）の前駆物質となりうることから^{⑨, ⑩, ⑪, ⑫, ⑬}、貯水池（ダム湖）における水質評価においては、溶存有機物の構造や組成などの特性^{⑨, ⑩}を定量的に把握することが有意義である。

また、貯水池では洪水対策や利水のために人工的な水量管理が行われ、藻類増殖抑制対策のために間欠曝気や散気装置などが導入されてきている^{⑩, ⑪, ⑫}。その工学的な技術との関連から、貯水池の水質評価を行うことが求められている。したがって、以下のような項目や視点から有機物の由来や特性評価に関する研究を進めた。

- ・貯水池内における溶存有機物の特性評価
- ・藻類増殖に伴う有機物生成（產生）とその特性評価
- ・藻類増殖とバクテリア群集変化との関係

3.5.2.2 自然水中の溶存有機物の評価手法

(1) 溶存有機物の特性評価手法

DOC濃度やTHM生成能といった指標だけでは評価できなかった有機物の構造や特性を評価する方法として、新たな分析手法を確立した。具体的には、一般の有機物指標に加えて、GPC分析、熱分解GC/MS分析、励起蛍光スペクトル分析を組み合わせて行う手法である（図3・5・5参照）。その際、逆浸透膜・凍結乾燥を利用して、低濃度にしか溶存有機物を含まない自然水試料に対して適用可能なように工夫を行っている。

(2) 主な個別分析手法の説明

まず、GPC分析の原理を説明する。この方法は、空隙を有する多孔性構造体からなるゲル濾過材をカラムに充填し、試料溶液を添加し、同一の溶媒で溶出を行なう。分子のサイズによって、ゲル粒子の網目構造の中に拡散できない分子とゲル粒子の間を通ってカラムの中を移行する分子に繰り返しがらカラムの中を移行する。その結果、小さい分子のカラム通過時間は、大きい分子よりも相対的に大きくなる。

したがって、有機物の分子量分布解析や、分子量分画を行なう場合に有効である。また、ゲル濾過材の分解能も

著しく向上し、機械的強度に優れたものも開発されたため、HPLCカラムにも使用可能となってきている。

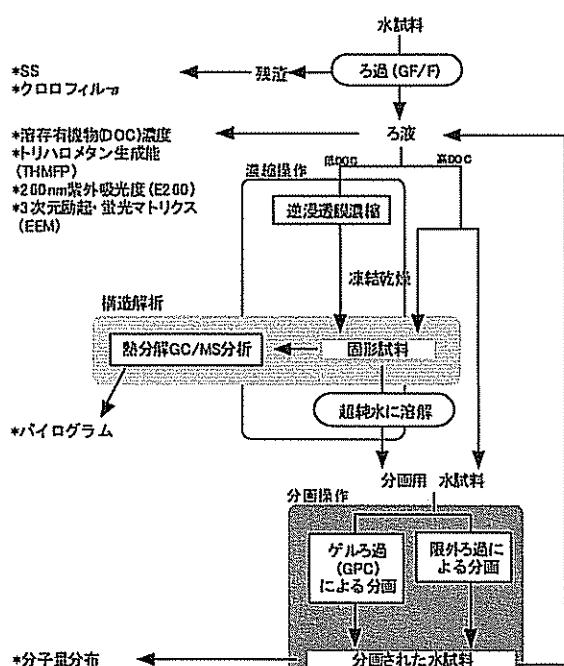


図3・5・5 溶存有機物の特性評価手法のフロー

次に、熱分解GC/MS分析について説明する。この方法は、高分子有機物の組成解析を行なうために開発された手法である。熱分解装置において、高分子有機物試料はいくつかのフラグメントに熱分解される。そして、ガスクロマトグラフ(GC)のキャビラリーカラムに入り、カラム内を移動する間に各成分に対するカラム固定相とキャリヤーガスの分配係数の差によって分離される。

従来は、食品化学を始めとする工業化学や、裁判化学などにおいて、既知の高分子ポリマーを定量する目的で使用してきたが、近年においては、環境中試料に含まれる未知試料を評価する目的でも使用されるようになってきている。したがって、貯水池水の溶存有機物も凍結乾燥処理を施すことによって、固体試料として回収可能となりこの分析手法を適用可能となる。さらに、前述のGPC分析と組み合わせると、分子量画分ごとの有機物組成を評価することができる。

励起蛍光スペクトル分析は、海洋の溶存有機物分析に近年適用されて注目を浴びた手法である。水中の有機物の中には、その組成や構造により蛍光を発する物質が存在する。例えば、カルボキシル基やカルボニル基及びフェノール性水酸基等の官能基を多数有する腐植物質やタンパク質等が挙げられる。したがって、様々な波長を持つ励起光を照射し、そこから出る様々な蛍光の波長を測定し、励起波長、蛍光波長、蛍光強度を基に Excitation

Emission Matrix (EEM) と称される 3 次元の図を描くことで、そのピークの位置から試料中に含まれる溶存有機物の構造をおおよそ推定することが可能となる。

3.5.2.3 貯水池水中の溶存有機物組成の評価

(1) 採水方法および分析手順

神奈川県北部に位置する津久井湖とその周辺を対象に、図3・5・6に示す代表的な地点である三井大橋において、採水を行った。採水は、原則として午前10時から午後1時ごろまでに、湖表層部から行った。

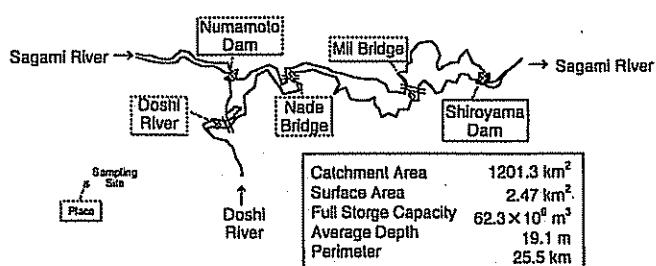


図3・5・6 津久井湖における採水地点

採水した試料は速やかに懸濁物を除去し、その後の分画操作や分析に供するまでポリエチレン製容器（マルエム社製マイティパック）に入れて冷蔵保存した。懸濁物の除去にはガラス繊維濾紙（Whatman社GF/F）を用いた。ガラス繊維濾紙は事前に500°Cで熱処理して付着している有機物を除去しておいた。

湖水のDOC (Dissolved Organic Carbon, 溶存有機物) は低濃度であるため、試料濃縮のために逆浸透膜システム（膜：Nanomax-95・日本ミリポア社、少量濃縮用システム：レモリーノ・日本ミリポア社、大量濃縮用システム：プロスケール・日本ミリポア社）を用いて行い、GPCによる分子量分画のための原液とした。

懸濁物を除去した各試料についてDOC、E260 (260nm 紫外吸光度) の測定を上水試験方法に準じて行った。DOCは島津TOC-5000で不揮発性有機炭素量 (NPOC) として測定した。

GPCには島津LC-10Aシリーズを用い、検出器としてフォトダイオードアレイ紫外可視検出器および示差屈折計検出器を接続した（今回の分析においては示差屈折計検出器は感度が十分ではなく、フォトダイオードアレイ紫外可視検出器による指示値のみを用いて解析を行った）。カラムとしては、Protein-Pak125および

Protein-Pak60（ともにWaters社製）を直列に接続した。溶離液としては、MilliQ水を用いた。リン酸緩衝液などを溶離液とした場合と比較して、純水を用いた場合にはピーク分離性能（試料による差違）などが劣ると一般に言われているが、本研究では、画分をフラクションコレクターにより回収・濃縮し熱分解GC/MSによってさらに分析をするという工程を経るため、できるかぎり溶離液由来の溶質を少なくする必要があるため、MilliQ水を溶離液とした。溶離液流量は0.7mL/min、カラムオープン温度は40°Cとした。一試料の分析に要する時間は25分程度であった。

(2) 分子量分画と熱分解GC/MSの組み合わせ事例

濃縮した表層水を対象に、GPCによって得た分子量分布を図3・5・7に示す。このクロマトグラムが示すように、有機物（厳密には波長260nm紫外吸収をもつ物質）は大きく3つのフラクションに分けられることが分かった。このクロマトグラムの形状は、印旛沼（千葉県）の水とも異なっており、分子量が中位のフラクション（図中のFraction II）が相対的に大きかった。

さらにこれらの各画分を回収し熱分解GC/MSによって分析した結果を図3・5・8に示す。より高分子量のフラクション (Fraction I) ほど分析の後期（カラム槽高温時）に検出されるピークが多く、また検出されるピークの相対的な大きさがフラクションごとに異なるなどの違いが認められる。今回は十分なデータ数がなかったために統計的な解析を適用しなかったが、このようなバイオグラムのデータを蓄積することにより、各ピークの検出の有無、ピーク面積から各試料の類似度や多様性指標などを求めることにより、試料間の比較や有機物の起源解析に利用できると考えられる。

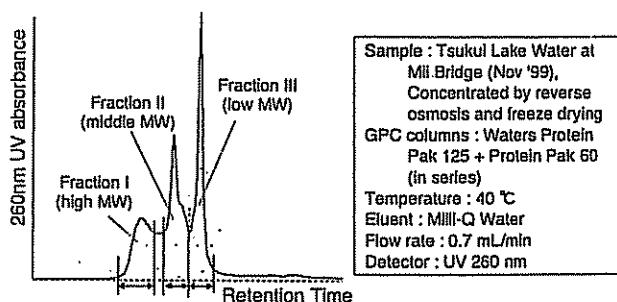


図3・5・7 GPC分析による分子量分布

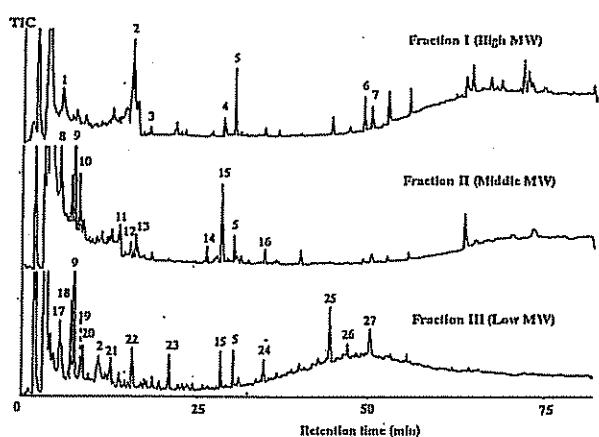


図3・5・8 津久井湖水の分子量分画試料のバイログラム

3.5.2.4 藻類産生有機物の特性評価

(1) 実験方法と分析手順

図3・5・5に示した手法の一部を、藻類増殖に伴う有機産生過程に適用して、藻類由来の有機物特性を調べる研究を進めた。

表3・5・5に示すような様々な環境条件下(異なるN/P比、光強度条件)で藍藻類Microcystis aeruginosaを室内で純粋培養し、その代謝産物や分解産物(Algogenic Organic Matter : AOM)⁹⁾について解析を行った。さらに、実際の湖沼水において、藻類がどのように有機物を代謝しているのかを考察するため、神奈川県津久井湖の表層水を培地として用いた系において藻類を室内培養し、無機人工培地を用いた場合との比較を行った。

表3・5・5 藻類培養条件

	NO ₃ -N(mgN/L)	PO ₄ -P(mgP/L)	N/P比	光強度(lux)
N量を変化させた系	1.0	0.1	10	4000
	1.5	0.1	15	4000
	2.0	0.1	20	4000
	1.0	0.1	10	2000
	1.5	0.1	15	2000
	2.0	0.1	20	2000
P量を変化させた系	1.0	0.1	10	2000
	1.0	0.067	15	2000
	1.0	0.05	20	2000
実湖沼水を用いた系	1.4	+0.00	>20	2000
	1.4	+0.07	約20	2000
	1.4	+0.14	約10	2000

(2) 藻類の増殖過程と有機物の挙動

本報告では、主に窒素添加量を変化させた実験結果について説明を行う。藻類の増殖曲線の一例(リン濃度一定で窒素濃度を変化させた実験)を図3・5・9に示した。

660nmでの吸光度(濁度)で測定した藻類増殖量は、培養日数約10日程度で定常期に到達し、添加窒素量が多いほど増殖可能な藻体量は増加している。ここには示していないが、窒素濃度1.0mg-N/lで添加リン量を変化させた系では、藻体量に大きな違いは見られなかった。

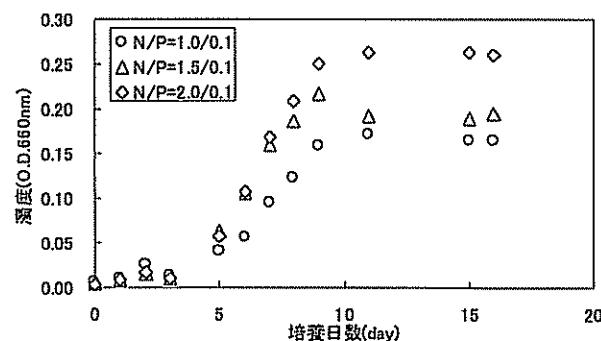


図3・5・9 藻類増殖曲線(P: 0.1mgP/lで一定, 4000lux)

図3・5・10、図3・5・11には、藻類増殖に伴うDOC、E260発現物質の増加傾向についてそれぞれ示した。DOC濃度は、遅滞期や対数増殖期と判断される期間(4000luxでは8~9日目程度まで、2000luxでは13~14日目程度まで)には目立った変化はなく徐々に増加し、定常期において急激に増加したことがわかった。この急激な増加傾向は4000luxの条件では、DOCにおいて、2000luxの条件ではE260発現物質に関して顕著である。

次に増殖期における産生有機物に着目して、増殖藻体増加量当たり、どれだけのDOCやE260発現物質が細胞外に排出されたのかを考察した。各条件における排出傾向の違いを比較するため、(△DOC)/(△藻体量)/(増殖期の日数)及び(△E260)/(△藻体量)/(増殖期の日数)を計算した。その結果、いずれのN/P比条件下においても[4000lux]>[2000lux]となり、照度が強い条件でより多くの有機物が産生されることが明らかとなった。言い換えれば、夏場のような増殖速度の高い状態では、ゆっくりと藻類が増殖する場合に比べて、多くの有機物が放出されることが推察される。

さらに、各照度条件における増殖期後半(4000luxでは9日目、2000luxでは16日目)での有機物組成に違いがあるかどうかを調べるために、E260/DOCを指標に検討した。その結果、2000lux下で産生した有機物は4000luxの場合より、E260成分の割合が高いことがわかった。つまり照度や弱い条件では、藻類産生有機物量は少ないものの、E260発現成分は多く含まれていることがわかった。同様な傾向は、藻類の死滅が観測された時期

(4000luxでは16日目、2000luxでは29日目)においても確認された。

したがって、異なる藻類の増殖環境条件や藻類の増殖・死滅過程の段階において、組成が異なる藻類産生有機物が、貯水池に排出されることが想像される。

(3) 三次元励起蛍光スペクトルによる評価

過去の知見から、自然由来有機物として研究対象となっているフルボ酸様有機物は $Ex=270nm/E_{em}=435nm$ や

$Ex=345nm/E_{em}=430nm$ に、タンパク質が有するインドール環は、 $Ex=280nm/E_{em}=340nm$ にピークを示すことが知られている¹¹⁾。

そこで、照度4000 lux, N/P=20の培養実験における対数増殖期とその後期における励起蛍光スペクトル分析結果を検討した(参照図3・5・12)。蛍光ピーク強度の増加やピーク分布に変化が見られる。特に、フルボ酸やたんぱく質由来のピークが順次出現し、死滅期においてはたんぱく質由来のピークが優占している様子が伺えた。

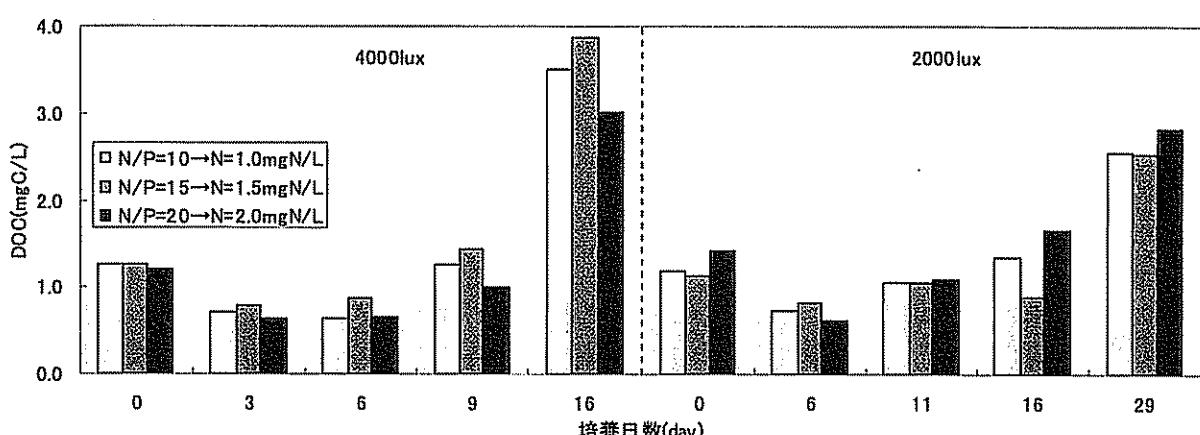


図3・5・10 藻類培養実験におけるDOC変化 (P : 0.1mgP/Lで一定)

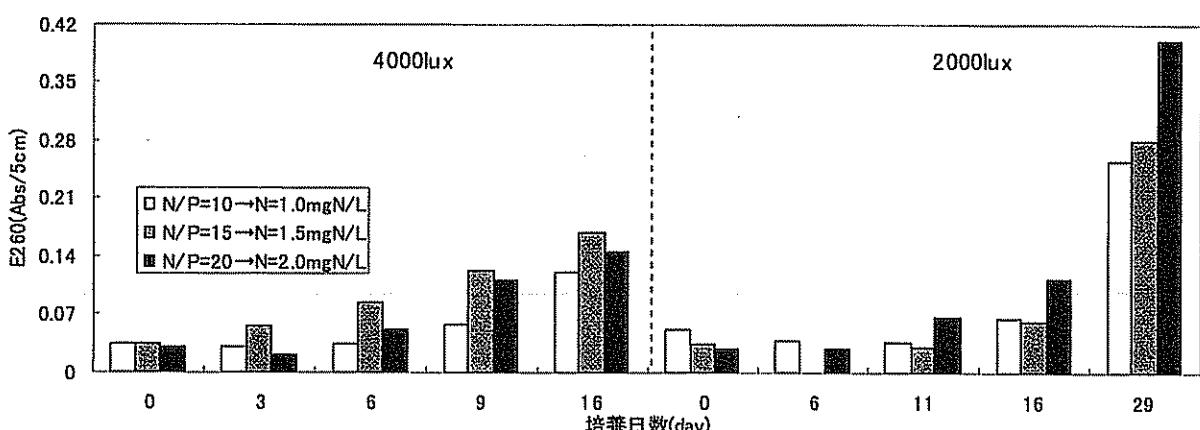


図3・5・11 藻類培養実験におけるE260変化 (P : 0.1mgP/Lで一定)

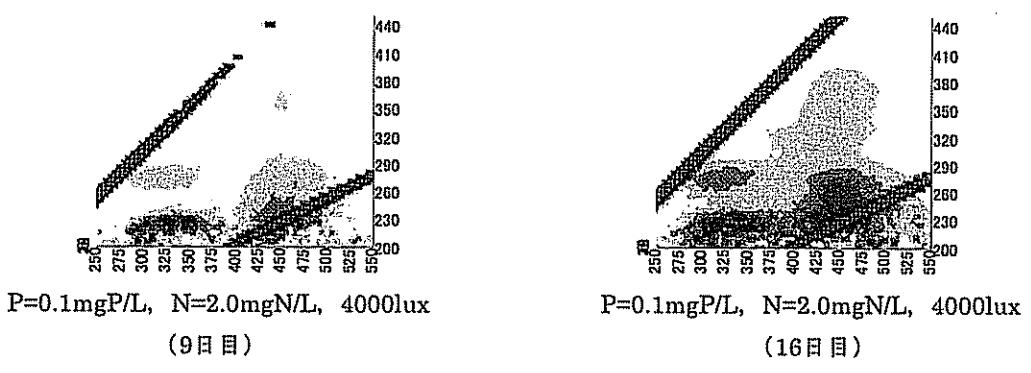


図3・5・12 対数増殖期とその後期における3次元励起蛍光スペクトル

(4) まとめ

藍藻類*Microcystis aeruginosa*を対象とした純粋培養実験における溶存有機物の分析結果から、次の点が明らかとなった。

- ・藻類増殖に伴うDOC、E260発現物質の排出は、対数増殖期ではなく定常期において顕著である。
- ・増殖藻体量当たりのDOC及びE260の増加量は、照度2000luxの条件より4000luxにおいて大きく、藻類の増殖速度に関連して、藻類由来の有機物産生を行われ居ることが確認された。
- ・増殖期後半におけるE260/DOC比の増大が見られた。したがって、増殖が停滞する時期にはフミン質と一般に称される共役二重結合（ヘテロ環、ベンゼン環、不飽和脂肪酸構造、カルボニル基など）を含む不均質重合物質の排出が考えられる。
- ・励起蛍光スペクトル分析により、人工的な培地での藻類培養では、増殖期後半から死滅期にかけて、いくつかの励起・蛍光波長ピークが順次出現した。

3.5.2.5 貯水池の微生物群集構造のPCR-DGGE法による解析

(1) 研究背景

貯水池における溶存有機物を評価する上で、藻類の消長と細菌類とのどのような関わり合いを持っているかは、非常に興味深い事項である¹⁷⁾。ここでは神奈川県北部に位置する津久井湖への流入河川である道志川と、湖内3地点で採水を行い、アオコ減衰期の微生物（真正細菌）群集構造の挙動をPCR-DGGE法^{18), 19), 20)}によって解析した。

(2) 調査方法と分析手順

採水は1999年10月、11月の2回、図3-5-13に示した6地点でそれぞれ行った。Sta.1の道志川は津久井湖の代表的な流入河川である。Sta.2の城山ダム堰堤では10月に*Microcystis aeruginosa*の集積が見られたが、11月には急減した。三井大橋地点では表層（Sta.3a）、中層（Sta.3b;水深15m）、底層（Sta.3c;水深27m）での鉛直方向の調査を行った。両月とも成層は形成されていなかった。Sta.4は散気管吹き上げ口である。散気管は10月には稼動していたが、11月には休止していた²¹⁾。

試料を孔径0.2μm、0.8μmのポリカーボネート製フィルターによってろ過し、フィルター上に捕捉された菌体を回収し、CTAB法²²⁾によって核酸を抽出した。次に抽出した核酸をテンプレートとし、真正細菌の16SrDNA

V3領域（約200bp）をPCRによって特異的に増幅した。DGGE法はD code system（Bio Rad社）を用い、変性剤濃度勾配を35～55%に設定した。

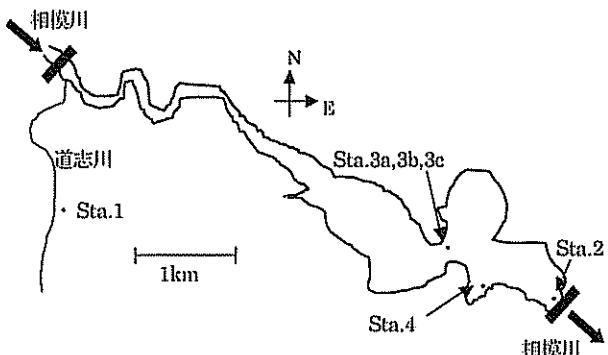


図3-5-13 津久井湖採水地点

(3) PCR-DGGEバンドパターン時間的変化

津久井湖の試料をPCR-DGGE法で解析した結果を図3-5-14に示す。DGGEバンド画像において*Microcystis aeruginosa*に由来すると考えられるバンドを矢印で示したが、これはM純菌をマーカーとしたバンド画像における相対位置から推測した。

各地点のバンドパターン（＝微生物群集構造）の類似性をSorenson's Index, Csによって評価した。

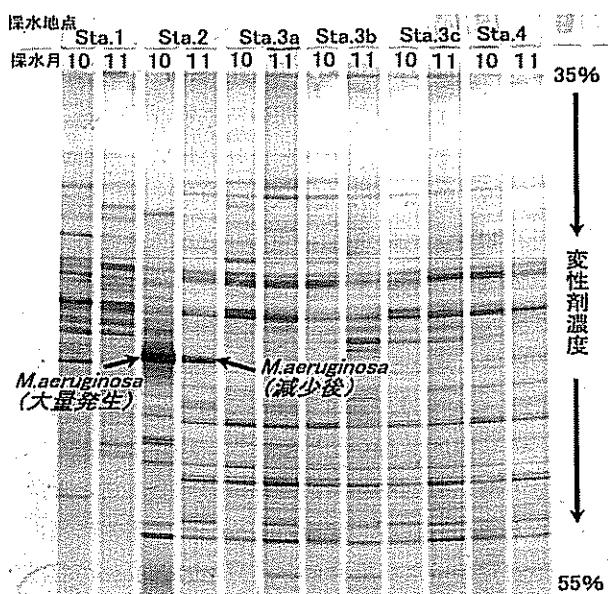


図3-5-14 津久井湖試料のDGGE画像

Sorenson's Index, Csは(1)式によって定義される指標で、バンドの有無のみに依っており、バンドの濃淡の情報は加味されていない。2つのバンドパターンを比較した時、全く同じバンドパターンであればCs=100（%），逆に1本も共有バンドが無ければCs=0（%）となる。

$$Cs = \frac{2j}{n_a + n_b} \times 100 \quad (\%) \quad (1)$$

na : レーンaのバンド数

nb : レーンbのバンド数

j : レーンaとbに共通するバンド数

まず同じ地点における10月から11月にかけての時間的類似度を算出した。その結果を表3・5・6に示す。この結果、Sta.2と中層のSta.3bで類似度が低く、大きな変化が生じたことがわかる。特にSta.2ではアオコの減少が微生物群集構造の変化に影響を及ぼしていることが推定される。Sta.2, Sta.3b以外の地点については、類似度が63~73%の範囲に収まった。Sta.4では曝気の有無により変化が生じると予想されたが、10月と11月のバンドパターンの類似度は63%であり、大きな差異は見られなかった。

表3・5・6 10月と11月のバンドパターンの類似度

	Sta.1	Sta.2	Sta.3a	Sta.3b	Sta.3c	Sta.4
Cs(%)	69	41	65	37	73	63

(4) 微生物群集構造の空間的類似度

次に10月、11月の各地点間の微生物群集構造の空間的類似度を考察する。10月と11月の類似度解析の結果を図3・5・15、図3・5・16にそれぞれ示す。

10月、11月ともにSta.1の道志川と津久井湖各点の類似度は20%前後と低くなっていることがわかる。このことは流入河川とダム湖という環境条件の差異を反映している結果と言える。

Sta.2については、10月に比べて11月の方が津久井湖各点との類似度が高くなっている。10月に存在していた大量の*M.aeruginosa*が11月には急減したこと関係があると考えられる。*M.aeruginosa*が圧倒的に優占して、不安定だった群集構造が、*M.aeruginosa*が急減することで安定な構造（津久井湖の一般的な群集構造）に遷移したと推測される。

Sta.3における鉛直分布、及びSta.4の散気管地点間の類似度は両月とも比較的高く、空間分布上の差異は認められなかった。10月、11月とも成層が形成されておらず、鉛直方向に比較的均一な環境であったことが理由として考えられる。成層形成時と散気管稼動時では、微生物群集構造の空間分布に差異が出る可能性も示唆さ

れる。

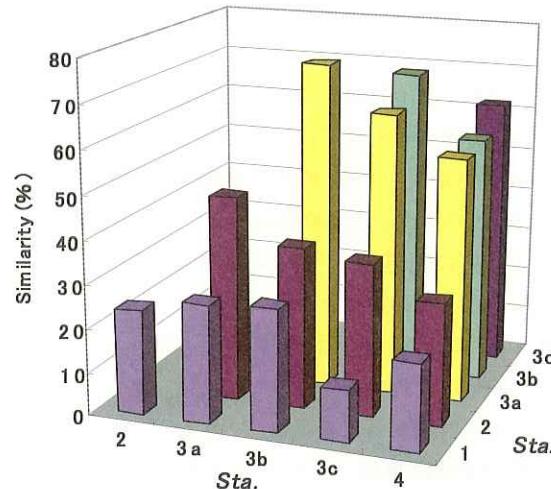


図3・5・15 10月の地点間の類似度

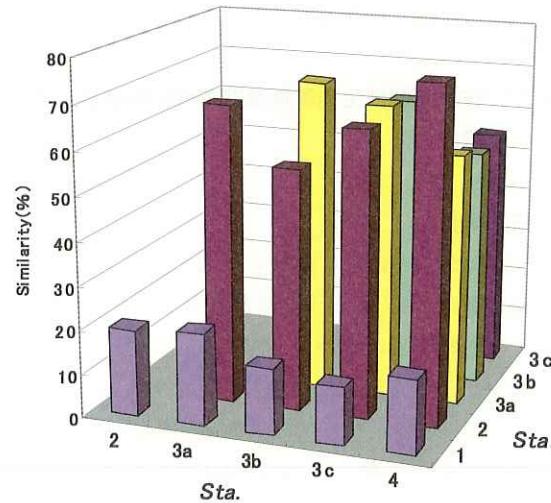


図3・5・16 11月の地点間の類似度

(5) まとめ

10月から11月に観測されたアオコ減衰期の微生物群集構造を、PCR-DGGEバンドパターンの類似性を用いて評価した結果、次の点が明らかとなった。

- 流入河川である道志川（Sta.1）と津久井湖内の微生物群集構造には大きな差異がある。この傾向は10月、11月ともに認められた。
- 10月のダム堰堤（Sta.2）では*M.aeruginosa*が大量発生していたが、その時の微生物群集構造は津久井湖の他の地点とは大きく異なっていた。11月に*M.aeruginosa*が減少すると、城山ダム堰堤と津久井湖の他の地点との類似性も上昇した。
- 三井大橋地点の表層、中層、底層のバンドパターン

に大きな差異は認められなかった。この時期の津久井湖には成層が形成されておらず、鉛直方向で微生物群集構造の均一化がおこっていたものと考えられる。10月から11月にかけて、各地点ともバンドパターンに若干の変化が見られた。

- 散気管吹き上げ口については、10月稼動、11月休止の影響はバンドパターンに反映されなかった。

3.5.2.6 今後の課題

本研究において、従来の有機物指標 (DOCや紫外線吸光度など) だけでは評価できなかった有機物の構造や組成特性を評価し、さらには分子生物学的な手法を用いて藻類とバクテリアの相互関係などを理解することを検討した。このような知見から、貯水池やダムの管理者にとっては原水水質の管理、水道事業者にとっては処理プロセスの評価の見直しを行うこと、流域管理者にとっては汚濁発生源の解明にこれらの知見を活用できるものと期待される。さらに、下記のような課題に関してここに提案している手法を適用して、河川上流部に位置する貯水池の水質汚濁現象に関する科学的な知見を蓄積することが重要であると思われる。

- 有機物起源としての藻類増殖と放出現象の解明
- 生物学的相互作用 (バクテリアによる溶藻、共生) とTHM前駆物質の生成との関係
- 藻類由來の毒性物質、臭気物質、THM前駆物質の放流後の挙動
- 雨天時汚濁流入の影響とその定量化

参考文献

- Altschul, S.F., Gish, W., Miller, W., Myers, E.W. and Lipman, D.J. (1990) Basic local alignment search tool, *J.Mol.Biol.*, 215, 403-410.
- Ausubel, F.M., Brent, R., Kingston, R.E., Moore, D.D., Seidman, J.G., Smith, J.A. and Struhl, K. (1987) Current Protocols in Molecular Biology, John Wiley and Sons, unit2.4, New York.
- Graham, N.J.D., Wardlaw, V.E., Perry, R. and Jiang, J.Q. (1998) THE SIGNIFICANCE OF ALGAE AS TRIHALOMETHANE PRECURSORS, *Wat.Sci.Tech.*, 37, 83-89.
- Muyzer, G., de Waal, E.C. and Uitterlinden, A.G. (1993) Profiling of Complex Microbial Populations by Denaturing Gradient Gel Electrophoresis Analysis of Polymerase Chain Reaction-Amplified Genes Coding for 16S rRNA, *Appl.Environ.Microbiol.*, 59, 695-700.
- Robert C. Hoehn, Donald B. Barnes · Barbara C. Thompson, Clifford W. Randall, Thomas J. Grizzard, Peter T. B. Shaffer : Algae as Sources of Trihalomethane Precursors, *Jour. A.W.W.A.* Vol.72 pp344-350 (1980)
- Safferman, R.S. and Morris, M.E. (1962) Evaluation of natural products for algicidal properties, *Appl.Microbiol.*, 10, 289-292.
- 石井浩介, 中川達功, 福井学 (2000) 微生物生態学への変性剤濃度勾配ゲル電気泳動法の応用, *Microbes and Env.*, 15, 59-73.
- 福森悠平, 近山憲幸, 杉浦則夫, 松村正利 (1996) トリハロメタン生成能に及ぼす藻類由來有機物の影響, *水環境学会誌*, 19, 885-890.
- 神奈川県企業庁管理局 (2000) 神奈川県公営企業便覧 平成12年版, pp.167-170, 神奈川県企業庁管理局, 神奈川.
- 神奈川県企業庁水道局 (1986) 昭和60年度谷ヶ原浄水場におけるアオコ障害と対策, 県営水道の水質, 7, 205-208.
- 亀田豊 (2000) 高度処理との連携による湖沼の水質改善と水質評価方法に関する研究, 北海道大学博士論文
- 斎藤昭二, 小川清彦 (1984) 谷ヶ原浄水場におけるアオコによる障害と対策, 第35回全国水道研究発表会講演集, 546-548.
- 斎藤昭二, 有井鈴江 (1996) 第5章浄水処理障害の対策 5.1水源対策, 「上水道における藻類障害」(佐藤敦久, 真柄泰基編), pp.127-132, 技報堂出版, 東京.
- 中島典之, 古米弘明, 小松一弘, 中川博之 (2000) 貯水池内溶存有機物の分子量分布及びトリハロメタン生成能の季節変動, 水道協会雑誌, 69, 31-38.
- 福島博, 相澤貴子, 真柄泰基 (1981) 藻類によるトリハロメタン前駆物質の生成—培養時期と前駆物質-, 水質汚濁研究, 4, 229-235.
- 福島博, 相澤貴子, 真柄泰基 (1983) 藻類増殖過程で生成されるトリハロメタン前駆物質の評価, 水質汚濁研究, 6, 175-182.
- 山本鎔子 (1987) 第3章 水の華発生時の生態系内の生物相互作用 (4) 分解生物, 「水の華の発生機構とその制御」(生島功編), pp.102-121, 東海大学出版会, 東京.

3.5.3 都市内中小河川の水質形成過程の解析とモデル化

3.5.3.1 はじめに

水環境保全の立場に立った流域管理施策は、現在までに対策が立てやすく効果の大きい点源負荷対策を中心に進められ、一定の成果をあげている。今後、さらに水環境を改善していく上では、公共用水域の水質に影響を及ぼす諸要素について、面源を含めその影響の大きさを適切に把握し流域管理につなげていくことが必要である。

本研究では都市内河川である鴨川・高野川流域を対象に、同流域の自然・社会情報を収集するとともに、水質・水量調査を行い、実現象を把握した上で都市内河川の環境管理のための情報統合化とそのモデル化を試みる。

3.5.3.2 鴨川流域情報とその統合

(1) 対象流域

都市内河川の一例として京都市の北部、鴨川流域の三条以北部分を設定した(図3・5・17)。集水域の面積は約165km²である。主な流れは鴨川と高野川の2河川である。

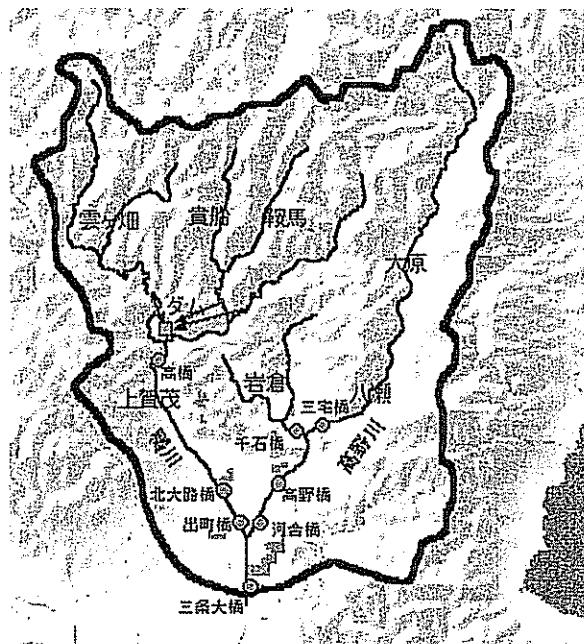


図3・5・17 対象流域

平野部においては下水道が整備されている(図3・5・18)。うち合流式下水道整備地域については昭和50年までに整備完了している^①。残りの地域については分流式下水道が順次整備され、平成7年には山間部との境にあたる岩倉・八瀬・上賀茂方面地区で整備が完了している(表3・5・7)。

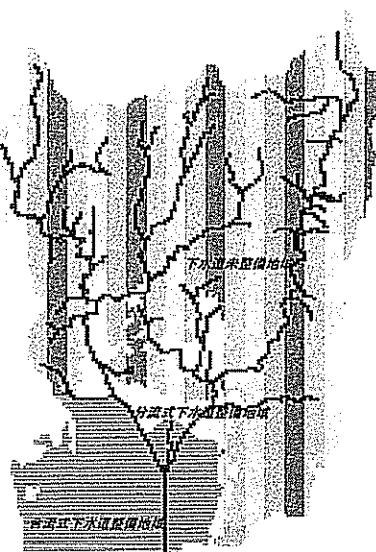


図3・5・18 下水道整備状況(1999年)

表3・5・7 京都市の下水道整備人口

	行政人口	公共下水道 処理人口	合併処理浄化 槽処理人口
京都市	1,455,900	1,437,500	200

注1)処理人口は処理可能な区域内に居住する人口を示す

注2)合併処理浄化槽は国庫補助制度対象のものに限る

土地利用は山林および市街地(建物、緑地)が主で、水田は主に岩倉、上賀茂、大原に分布し、畠はわずかに存在するのみである。面積比率は水0.8%、森林73.5%、水田2.7%、畠0.1%、市街地23.0%(建物大2.2%、建物密集9.7%、建物非密集8.8%、緑地2.3%)である。

(2) メッシュの作成

汚濁負荷に関するデータは負荷発生源の位置や河川への流出経路といった地理的情報と結びつけた形で整備されることが望まれる。本研究では国土地理院発行の50mメッシュ単位で整備された標高データベース^②から東西・南北それぞれ2メッシュの計4メッシュを合わせた100mメッシュを基本単位とした。対象範囲は緯度35度0分~35度11分、経度135度42分9秒~135度51分45秒の南北方向220、東西方向128メッシュである。

(3) 地域データ整備

図3・5・19に示す各種データに対し、位置に応じて各メッシュにデータを入力した。

標高：標高は数値標高データ50mメッシュの4メッシュの平均として算出した。

流域界：下水道未整備地区では1/25000地図から分水嶺の位置を判別した。分離式下水道整備地区では京都市の地図資料から対象流域に流入する範囲を読み取った。合流式下水道整備地区については同じく京都市の資料か

ら雨水吐口が対象流域に注ぐ範囲を読み取った。

示す39地点を選定した。

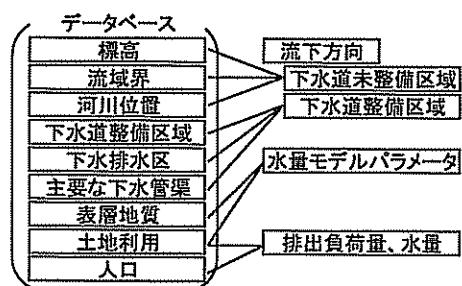


図3・5・19 データベースと整備目的

河川位置：1/25000地図から河川を読み取った。

下水道整備状況：下水道未整備、分流式下水道整備、合流式下水整備の3種類に区分けされた京都市の地図資料³⁾にメッシュを書き込み、各区域を読み取った。複数の整備状況を含むメッシュではそのメッシュ内での面積が最大のものに分類した。

下水管渠および下水排水区：管渠位置の記載された京都市の資料³⁾から位置と流下方向を、京都市の地図資料⁴⁾から各下水排水区を対応する主要な下水管渠についてその管渠に流入する範囲として読み取った。

土地利用：国土地理院1/25000地図をもとに対象流域の土地利用データベースを作成した。土地利用の分類は表3・5・8のようにした。各メッシュの分類は地図上で最も面積が大きい土地利用で代表させた。

表3・5・8 土地利用の判別

土地利用	地図記号	識別
水	■	池、湖、川など水色の部分
水田	□	水田
畑	●	畑
建物非密集	▨	建物のうち、点で表されるもの
建物大	▨ □	建物のうち、点で表されないもの
建物密集	▨	斜線で表される区域
緑地・空き地	—	寺院、公園、ゴルフ場、学校のグラウンドなど
山林	—	記号の無い個所、もしくは針葉樹林、広葉樹林

表層地質、土壤：京都府の土地分類基本調査^{5) 6) 7)}による1/50000表層地質図から読み取った。

住宅（人口）：国勢統計区の境界が記された地図から各国勢統計区に相当するメッシュを読み取る。京都市の推計人口で国勢統計区毎に整備された人口を、その各統計区の位置範囲内にある土地利用の市街地メッシュ数で割り、その人口を各市街地メッシュの人口とした。

(4) 流域水質測定

対象流域において水質と水量に関する調査を行った。採水地点は、上流から流入する水質、水量の特性把握を行い、都市域での水質変化を見るねらいから図3・5・20に

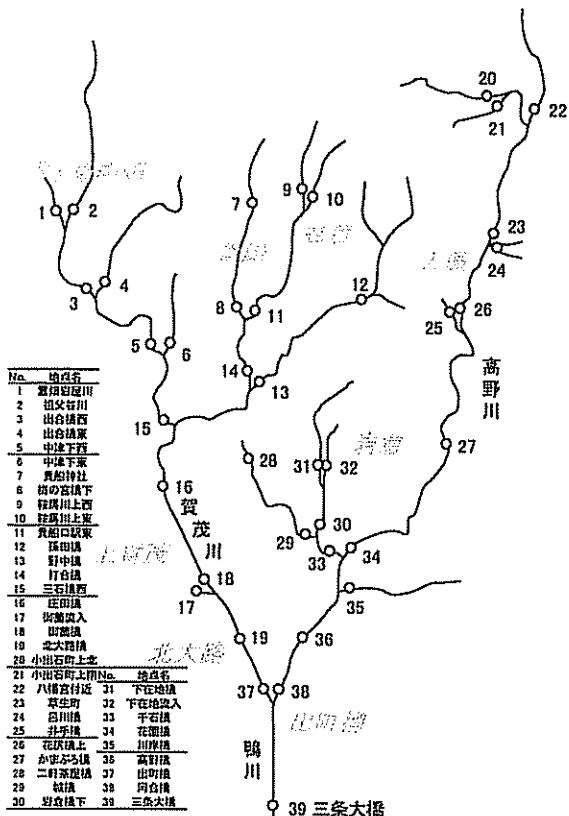


図3・5・20 調査の測定地点

各地点について個別調査・一斉調査の2回の調査を行った。個別調査は全39地点の調査を2000年10月21日、11月4日、11月13日の3日に分けて行い、一斉調査は全調査地点について11月24日に調査を行った。

測定項目は気温、水温、流量、pH、DO、COD、D-COD、TC、TOC、DOC、IC、SS、VSS、TN、DN、NO₂、NO₃、TP、DP、陰イオン（Cl⁻、SO₄²⁻）である。

3.5.3.3 流域水質の特徴

(1) 経年変化特性

過去の流域水質を把握するために京都府測定の公共用水域及び地下水の水質測定結果⁸⁾のデータから1988年4月から1999年3月の水質変化を見た。COD濃度変化を図3・5・21に示す。岩倉の千石橋においては88年度の平均が4.8mg/l、98年度の平均が1.8mg/lと顕著な濃度減少が見られ、河合橋では2.0mg/lが1.1mg/lへと低下している。千石橋の上流域では1986年度以降に分流式下水道の整備が行われており⁹⁾、その効果が現れたと考えられる。

三条大橋における1989年4月から1999年3月までのCOD、T-Pの変化を図3・5・22に示す。CODは平均して1.5mg/l程度で、全体としては減少傾向を示す。

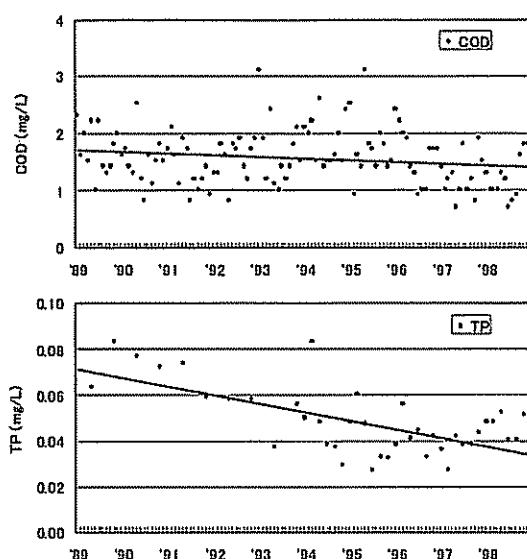


図3・5・21 過去のCOD濃度変化

T-Pは平均 0.05mg/l 程度で、1988年度から1990年度の期間の濃度平均値と1996年度から1998年度の期間の濃度平均値はそれぞれ 0.07mg/l から 0.05mg/l 程度と低下傾向が見られる。水質は全体として改善傾向にあるといえる。

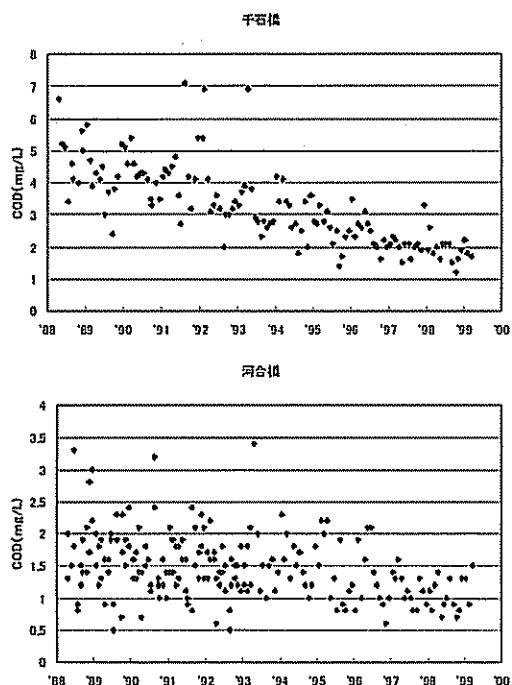


図3・5・22 三条大橋における過去の水質変化

(2) 水質変動の特性

以下は本研究で行った2度の水質調査の結果による。全地点で得られた濃度について、項目毎に個別調査時と一斉調査時の値をXY軸上にプロットした。CODを例として示す(図3・5・23)。

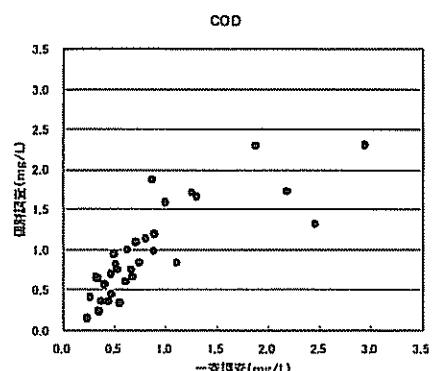


図3・5・23 個別調査と一斉調査の相関 (COD)

表3・5・9 各項目の相関係数

項目	気温	水温	底質	pH	DO	COD	BCOD	TC	TOC	DOC
相関係数	0.03	0.92	0.06	0.03	0.42	0.81	0.83	0.90	0.62	0.73
SS	0.40	0.57	0.06	0.07	0.04	0.81	0.54	0.02	0.03	0.70
VSS										
TN										
DN										
TP										
DP										
Cl ⁻										
NO ₂ -N										
NO ₃ -N										
SO ₄ ²⁻ -S										

大半の項目で比較的強い相関を得た(表3・5・9)。ここから、天候など条件の異なる各地点2度の調査について、濃度としては大きく変化せず、水質の形成過程も似通っていた可能性が高いことが示された。

Cl⁻やSO₄²⁻では一方の調査結果が飛びぬけて値の大きい地点が存在した(Cl⁻は呂川橋、SO₄²⁻は野中橋)。これらはいずれも流量が少なく流入負荷による変動が大きい地点であり、何らかの原因で濃度の高い汚濁物質が流入したために高い濃度が観測されたと考えられる。

(3) 流下方向への水質変化特性

一斉調査時の流下方向濃度変化の例を図3・5・24に示す。

山間部の水質：下水道未整備地区の高野川上流(大原)では負荷が多く流入している様子が見られる。特にT-Nの濃度は 0.15mg/l 程度から 1mg/l 程度にまで大きく上昇している。この地域では、人口は少ないが下水道が未整備で未処理の生活雑排水が放流されており、土地利用として多い農地やゴルフ場からも大きな負荷が流入することが考えられる。これはこの地域の小支川の濃度が高かったことからも示唆される。

同じく下水道未整備の鶴川上流(鞍馬・貴船・雲畑)では流下に伴う負荷の濃度変化は小さく、流入負荷は総じて小さい。人口・農地・事業所のいずれもが少なく、自然由来の負荷が中心であることによる。

都市域の水質：分流～合流式下水道整備地区の高野川市街地では、分流式下水道整備地域でいったん濃度が上昇し、合流式下水道整備区域に入り低下した。合流式下

水道整備地区は、住宅を主とする地域であるのに対し、分流式下水道整備地区では農地が多く、農地由来の負荷が濃度上昇に影響したと考えられる。

同じく分流～合流下水道整備地区である鴨川市街地では、全般に濃度変化が大きい。これは上流側の分流式下水道整備地区では農地が多く、合流式下水道整備地区では高野川に比べ山地から離れ、右岸左岸共に市街地であることから特定事業所の排水などによる負荷流入があるためと考えられる。

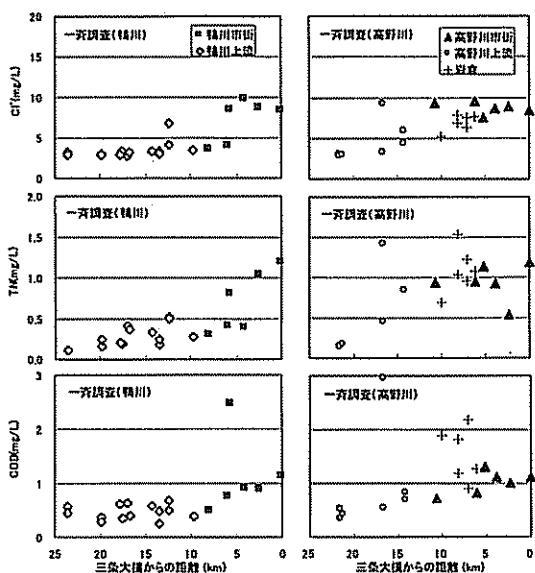


図3・5・24 流下方向の濃度変化

3.5.3.4 流域情報の水質解析への活用

(1) 流下モデルの構築

水の流下を図3・5・25のように考える。すなわち各位置に地表及び地下のメッシュと河川及び下水管渠のメッシュとから成る2層の構造を考え、下水道未整備区域では地表に降った雨は地表及び地下のメッシュ間を河川の存在するメッシュ（以下、河川メッシュ）まで流下する。

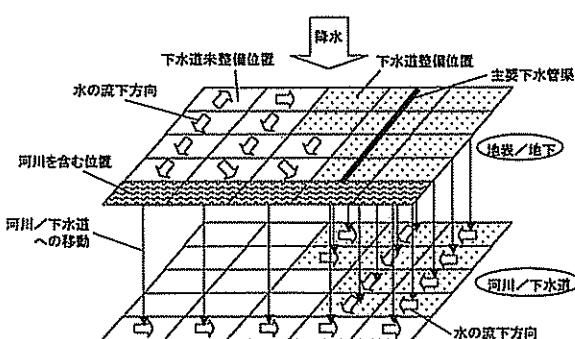


図3・5・25 水の流下イメージ

地表及び地下メッシュから河川メッシュへ流入した水は、下流河川メッシュへと流下する。下水道整備区域では地表に降った雨は同位置の下水管渠メッシュに移動し、その後主要な下水管渠まで流下し、主要管渠流入後は下流下水管渠メッシュへ流下する。

各メッシュでの水の流下方向は以下のように決定した。

下水道未整備地域：あるメッシュに存在する水はその周囲に見られる最も下り傾斜の強い方向にあるメッシュに流下すると仮定し流下方向を決定した。ただしこの条件だけでは流下方向が決定できない以下のようない場合が存在するので、以下に示すルールを設け対応した。

①同じ傾斜が2つ以上のある場合：候補となる方向のうち、その方向に2つ離れたメッシュの標高が低い方に流下する。

②窪地化する場合：窪地とは隣接する8つのメッシュの標高が全てそのメッシュの標高よりも高いものを言う。これはほとんどの場合メッシュの標高として1つの代表値を与えたことに起因し、実際に窪んだ地形が存在する場合は少ない。隣接する8メッシュの内、窪地に向かい流入しないメッシュで、かつ最も標高の低い方向に向かって流下とした。

分流式下水道整備区域：分流式下水道整備区域⁶⁾は複数の排水区に分割されており、その排水区は1つの主要な管渠に対応する。排水区域内ではその排水区域に対応する主要な雨水管渠に最短距離で流下すると仮定した。

合流式下水道整備区域：現段階では晴天時を対象としているため、対象流域より下流の下水処理場へ全量流下するとした。今後雨天時も研究対象とするに際しては、雨水に関しては分流式下水道と同じ扱いをし、これに家庭や事業所の排水を加え、それぞれの雨水吐口での予測流量から越流量を予測する予定である。

(2) 流域面積と負荷量

以上により、対象地域の落水線（図3・5・26）が得られたので各調査地点に対応する集水域を求め、この範囲における土地利用に発生負荷原単位⁷⁾（表3・5・10）を乗じて面源からの負荷発生量をCODとT-Nについて求めた。

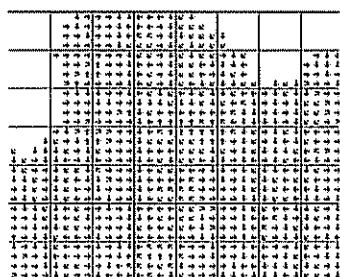


図3・5・26 落水線の一部（雲ヶ畑）

一方、各採水地点において（濃度）×（流量）を流下する汚濁負荷量とし、各採水地点間で収支をとることで、その地点間で流入する負荷量を求めた。以上2つの値を比較したものが表3・5・11である。調査データは一齊調査時のものを用いている。CODは大半の地点で予測される発生量の1/5以下の流入となっており、晴天時の面源からの負荷流出は小さく、また河川内で浄化・堆積の作用を強く受けていることが考えられる。T-Nに関して、山間部においてはやはり予測される発生負荷の半分以下の流出が測定されたが、下水道未整備区域で水田の多い高野川上流では予測される負荷量の1～6倍程度の流入が測定されており、また市街地では流入量の大きい区間と負になる区間が互いに現れる。ここからT-Nに関して浄化もしくは堆積による減少分が小さく、家庭雑排水の排出や農地からの負荷流入の影響を受けやすいことが示される。予測された発生負荷量と流出負荷量との間には相関が見られず、各負荷源の排出の特性を考慮した解析が必要と思われる。測定結果の流量に関しては、値の幅が大きい。特に都市域での幅が大きくなっている、地下への浸透などの影響と考えられる。

表3・5・10 面源からの発生負荷原単位

	森林	水田	畠地	市街地	
	(kg/km ² /y)	(kg/km ² /y)	(kg/km ² /y)	(kg/km ² /y)	
COD	最大値	3330	5475	9527	5475
	平均値	1774	3125	1427	4733
	最小値	613	1894	475	3780
TN	最大値	551	1570	5250	1570
	平均値	395	1012	3293	1210
	最小値	178	453	551	548

表3・5・11 原単位から予測される負荷発生量と実測値

予測値(kg/日/km ²)	流入負荷量(面積(実測))(kg/日/km ² , 面積m ² /日/km ²)							
	COD	TN	汎量	COD	TN	TP	Cl	
高野川上流	4.9	1.1	1709	1.0	0.20	0.029	5.8	2.8
祖父谷川	4.9	1.1	2140	1.0	0.24	0.030	8.2	2.7
出合谷川	5.3	1.2	998	-0.3	0.40	0.033	3.3	2.1
出合谷川	4.9	1.1	2156	0.7	0.57	0.051	6.0	3.3
中條下西	4.9	1.1	3648	2.8	0.57	0.021	14.5	10.9
中條下北	4.9	1.1	666	0.2	0.23	0.015	2.9	2.5
貴船神社	4.9	1.1	2714	1.7	1.11	0.062	7.7	2.9
柏の宮橋下	5.0	1.1	1867	0.9	0.32	0.066	8.1	4.4
高野川上西	4.9	1.1	2070	1.0	0.55	0.069	9.7	3.1
高野川上東	4.9	1.1	2456	1.5	0.49	0.080	7.1	2.9
庄田橋	4.9	1.1	1892	0.7	0.81	0.048	5.4	3.0
四郎屋入	7.7	1.9	103	0.3	0.08	0.007	0.9	0.3
御園橋	7.5	2.0	4829	9.1	4.32	0.108	27.8	10.4
北大路橋	11.3	2.9	-23052	0.1	-12.53	-0.319	673.2	-59.2
小川石町上北	4.9	1.1	1783	0.8	0.26	0.020	5.3	2.7
小川石町上南	4.9	1.1	1263	0.7	0.17	0.009	3.5	1.9
八幡宮付近	4.8	1.1	1304	0.5	0.22	0.014	3.7	2.3
菟生町	5.9	1.4	4422	2.8	2.68	0.071	15.2	9.0
呑川橋	5.7	1.3	3279	9.7	4.82	0.315	30.1	6.3
井手橋	5.5	1.3	3092	3.2	0.09	0.210	22.7	10.1
花房橋上	5.9	1.4	1118	-0.4	2.10	0.044	3.9	1.3
かみふろ橋	5.1	1.2	1445	1.4	1.26	0.040	52.9	4.3
二軒茶屋橋	6.0	1.5	770	1.5	0.53	0.020	4.0	2.8
坂橋	7.7	2.9	3807	8.7	6.08	0.193	30.7	18.0
岩瀬橋下	11.3	3.3	223	-2.8	-0.68	0.090	-0.9	4.6
下在造橋	6.0	1.1	603	0.7	0.02	0.033	4.7	1.4
下在造橋入	6.6	1.6	287	0.5	0.41	0.014	1.8	1.2
千石橋	7.0	1.9	-3133	-7.4	-3.81	-0.170	-21.6	-15.0
花園橋	6.0	1.8	4557	4.6	4.52	0.116	45.6	15.1
川岸橋	5.5	1.3	2763	3.6	3.12	0.097	20.8	6.7
高野橋	9.5	2.5	-4747	1.0	-5.57	-0.101	-50.5	-8.0
出町橋	9.9	2.7	12841	105	30.65	0.823	64.6	64.1
河合橋	10.0	2.6	2442	82	-20.65	0.436	78.7	0.4
三条大橋	0.5	0.1	122567	301.0	464.25	-1.941	714.4	757.6

各採水地点における流下する負荷量と、その上流全ての陸地面積との関係を図3・5・27に示す。ここから、おおまかには面積の増加に対して負荷量が比例して増加し、

山間部における流下負荷量増加の傾きに比べ市街地におけるそれが大きい様が見られる。また流量が強い相関を示し、逆にT-Nは相関が弱く山間部での負荷量も他の項目に比べて大きかった。

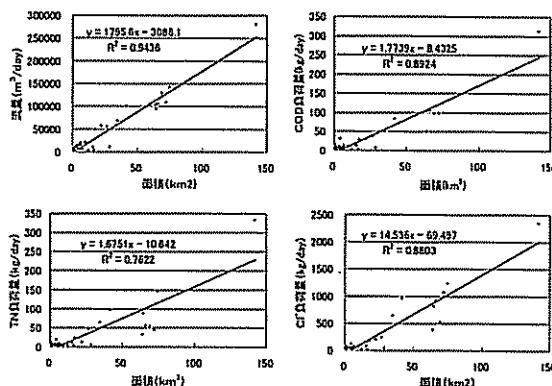


図3・5・27 流下負荷量と累積面積の関係

3.5.3.5 おわりに

本研究では都市内の中小河川において水質の変化を調査し、過去の水質データと合わせて解析を行うとともに、都市域の中小河川の水質形成過程を表現するモデルを作成した。

今後は調査を継続するとともに、時間的な水質変化を出力可能なモデルを作成する。その際には今回作成したデータベース群を生かした水流出、汚濁発生、環境中の挙動予測のモデルを開発する予定である。

参考文献

- 1) 京都市下水道局(1998):京都の下水道, No.10, p 5
- 2) 国土地理院(1997):数値地図50mメッシュ(標高)
- 3) 京都市都市計画局(1999):京都市公共下水道整備区域図(污水)
- 4) 京都市都市計画局:雨水主要な管渠
- 5) 京都府農林水産部耕地課(1981):土地分類基本調査 京都西北部
- 6) 京都府農林水産部耕地課(1984):土地分類基本調査 京都東北部・京都東南部・水口
- 7) 京都府農林水産部耕地課(1981):土地分類基本調査 四谷、小浜、北小松、熊川
- 8) 京都府(1990-1999):公共用水域及び地下水の水質測定結果
- 9) 鈴木俊郎他(1996):実時間洪水予測のための分布型流出モデルの開発, 土木技術資料38-10, p26-31
- 10) 赤尾聰史(1999):分布型モデルによる流域水質管理手法の開発に関する研究

3.5.4 分子生物学的手法および微小電極を用いた都市河川の自浄作用（窒素除去機能）の解析

3.5.4.1 はじめに

人間活動と環境保全との調和を図り、近年深刻化する河川の水質汚濁を制御するためには、河川の汚濁機構や自浄作用・環境調節作用を解明・評価し、積極的に河川水質の浄化に取り組むことが必要となる。特に大都市周辺の河川は、下水処理水の放流を受け栄養塩類（窒素やリン）等の汚濁物質が常時流入するうえ、河川の維持流量が十分に確保できないため富栄養化現象は深刻化している。河川の水質環境を評価・改善するためには、現行の環境基準として設定されている水質項目の化学的分析・監視に加え、河床生物相のモニタリング等の新たな評価手法が重要になると思われる。

そこで本研究では、河川水質の汚濁状況を、河川生態系内の食物連鎖において底辺に位置する微生物相の多様性と関連付けて評価することを試みた。札幌市内を流下し下水処理水が流入する都市河川（新川）を対象とし、

河川生態系の自浄作用（特に窒素除去機能）や下水処理水等による汚濁機構の解明を目的とした。自然河川の微生物生態系は複雑で、多種多様の微生物相から構成されているうえ、貧栄養状態下にあるので、従来の培養に基づく解析手法では存在する微生物のごく一部しか検出できない¹⁾。そこで、近年発達の目覚しい分子生物学的手法、すなわち、16SrRNA遺伝子の塩基配列を標的とし、進化系統学的に構成微生物相の多様性を評価する^{1), 2)}。この手法を用いて、下水処理水等による河川の汚濁度と微生物相の多様性の変化について検討を加える。河川生態系の自浄作用（窒素除去機能）は、各種微小電極^{3, 4, 5, 6)}

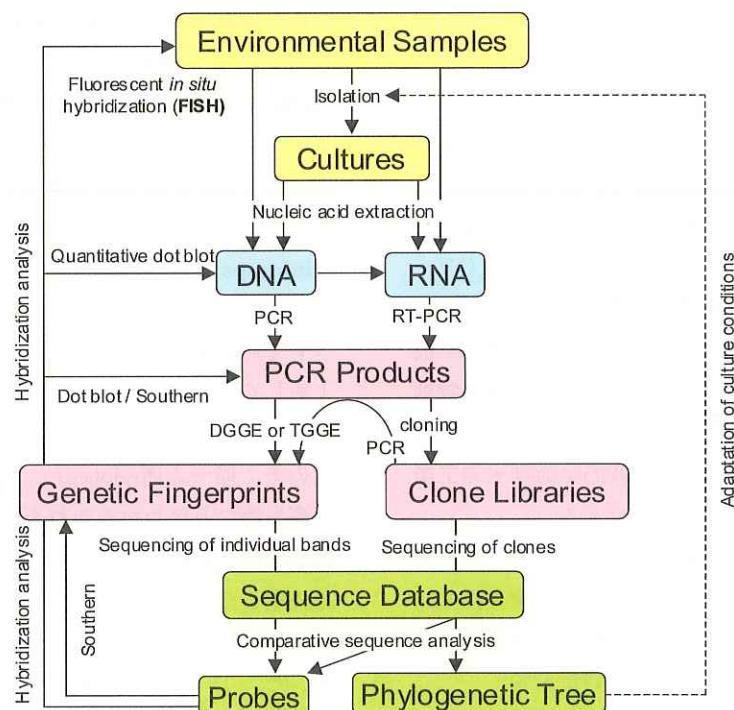


図3.5.28 Flow diagram of the different steps in 16S rRNA approach

3.5.4.2 16S rRNAアプローチによる河床生物膜内の微生物群集構造の解析

(1) 16S rRNAアプローチの説明¹⁾

主に分離培養できない微生物で構成される水環境中の微生物群集構造の解析には、近年、全ての種類の細菌に存在し、比較的保存性の高い16S rRNA（リボソームRNA）遺伝子の塩基配列に基づく系統分類解析が広く使われている^{1,7)}。16S rRNA分子は全塩基配列の決定が可能な長さである1,500～1,900塩基からなり、各微生物種に特異的な塩基配列部分を見出すのに十分であるため、微生物の進化系統解析の有効な分子マーカーとなっている。

16S rRNAアプローチとは図3・5・28に示すように、まず試料から全DNAを抽出し、16S rRNA遺伝子を特異的にPCR増幅、クローニング、塩基配列の決定を行い、16S rRNA遺伝子ライブラリーを作成することにより、存在する微生物相の同定と多様性評価を行う。その結果に基づき、標的とする微生物のグループ、属、種等のレベルで共通な16S rRNAの塩基配列に特異的な蛍光色素で標識したDNAプローブを作成し、*in situ*ハイブリダイゼーション（FISH; Fluorescence *in situ* hybridization; FISH）を行うことにより、培養を介さずに標的とする微生物の特異的検出・定量およびその空間分布を解析することが可能となる^{2,8,9,10,11)}。

(2) 実験方法

①実験試料 札幌市西区を流れる新川より、汚染度が異なると思われる以下の3地点より河床生物膜または底泥を採取し、以下の実験に供した。新川は石狩原野の排水のために造られた人工河川である。新川上流(U): 西区の新川下水処理場の排水口付近から採取した。新川下流(L): 石狩湾に流れ込む新川河口から約700m上流地点で、新川上流(U)からこの地点までは、廃棄物埋立処分場や鉄鋼業関連の工場排水が流入している。琴似発寒川(K): 新川の上流に位置し比較的生活排水や工業排水による汚染が無い新川の支流である。

河床の石、砂および河川水を採取し、分析まで-20℃で保存した。DNA抽出には自然解凍し、遠心分離(11,000 ×g)によって生物膜を回収した。各地点の河川水の無機態窒素に関する水質データを表3・5・12に示す。

②DNAの抽出 河床生物膜試料よりFast DNA Spin Kit for Soil (BIO101)を用いて全DNAを抽出し、16SrDNAの領域341-907をユニバーサルプライマー¹²⁾を用いてPCRにより増幅を試みたが、全細菌中に占め

表3・5・12 各地点の河川水の無機態窒素に関する水質データ

サンプル	NH ₄ ⁺ -N	NO ₂ ⁻ -N	NO ₃ ⁻ -N	pH
新川上流(U)	0.64	ND	8.59	7.5
新川下流(L)	0.40	0.04	3.98	7.0
発寒琴似川(K)	0.11	ND	0.53	7.5

ND: : not detected

る硝化細菌の存在比率が非常に小さかったため、硝化細菌の多様性を十分に評価できなかった。そこで、プロテオバクテリア β -subclassに属するアンモニア酸化細菌に特異的なプライマーセット (CTO189f-A, CTO189f-C と CTO654r)¹³⁾を用いた。その結果、良好なPCRの増幅産物を得ることができた。また、硝化細菌は強固な集塊を形成しているためDNA・RNAの抽出が阻害されると考えられたが、ビーズビーターによる物理的破壊とその後の凍結融解法により、アンモニア酸化細菌より良好に核酸が抽出できることを確認した。

③PCR PCR増幅断片はWizard PCR Minipreps DNA purification system (Promega)を用いて精製した後、pGEM-T vector cloning system (Promega)でライゲーションを行った。その後、コンピデントセル (high-efficiency *E. coli* JM109 (Promega))にトランスフォーメーションした。ライゲーションの正否はブルーホワイトセレクションによって行い、ランダムに採取したコロニーをLB培地で培養した後、Wizard Plus Minipreps DNA purification system (Promega)によってプラスミドを回収した。その後、同一プライマーセットで再PCR増幅した後、反応液約30 μ lを制限酵素 *cfo* I もしくは *hae* IIIで切断し(37℃, 1時間), 2%のアガロースゲルを用い電気泳動を行い、切断パターンを示すものを、同一のPhylogotypeとして分類を行った。異なる配列を持つと思われるそれぞれのクローンについて、自動塩基配列解析装置 (SQ5500, Hitachi)により塩基配列を決定した。シークエンシングプライマーは、341F, 787R もしくはユニバーサルプライマーM13F またはM13Rを用いた。

④系統解析 CTOプライマーセットによって増幅された可変領域(V3)を含む16S rRNAの約450bp (*E. coli* position 約189-654の領域)を解析に用いた。系統解析はまず、Ribosomal Data base Project (RDP)¹⁴⁾の

CHECK_CHIMERA programによってキメラDNAの判定を行い、BRAST search¹⁰(DDBJ;http://www.ddbj.nig.ac.jp/Welcome-j.html)によってホモジーサーチを行った。分子系統解析では、CLUSTAL W(DDBJ)¹¹によってアラインメントを行い、近隣結合法¹²によって計算し、Tree Explorer (http://evolgen.biol.metro-u.ac.jp/TE/) によって系統樹を作成した。系統樹のトポロジーの確かさは、100回のブーストラップ解析によって検証した。

(3) 河床生物膜への適用例とその評価

各試料と比較のための都市下水処理生物膜試料の系統解析の結果を図3・5・29Dに示す。各地点のアンモニア性窒素濃度は0.11～0.64mg-N/lの範囲であり(表3・5・12)，あまり大きな差はなく、アンモニア細菌相にあまり違いが出ないとと思われたが、各試料で特徴のあるアンモニア酸化細菌相が検出された。比較的汚染度の少ない発寒琴似川では、*Nitrosomonas oligotropha*や*N. ureae*に近縁なクローンや、*N. eutrophala*や*N. europaea*に近縁なクローン、今だかつて分離・培養されたことのない新規のアンモニア酸化細菌のクローン¹³に近縁なクローンが多数検出された(図3・5・29A)。これら新規のアンモニア酸化細菌のクローンは比較的汚染の進んでいない湖沼から検出されたものである。以上のように、発寒琴似川の試料からは系統学的に多様なアンモニア酸化細菌相が検出された。

新川上流の試料からは、主に都市下水サンプルから高頻度で検出される*N. oligotropha*や*N. ureae*の属するクラスターに入るクローンが数多く検出された(図3・5・29B)。既知のアンモニア酸化細菌に対するこれらクローンの塩基配列の相同性は低く、これらも新規アンモニア酸化細菌である可能性が高い。新川上流は下水処理水の流入する比率が高く(その証拠にNO₂N濃度が8.59 mg-N/lと高い)、河床生物膜内に存在するアンモニア酸化細菌相は都市下水生物膜内に存在する菌相に類似するものであった。

一方、新川下流の試料からは、塩素還元細菌である*Dechlorimonas*.spに近縁なクローンが高頻度で検出され

た(図3・5・29C)。これまで我々が行った様々な廃水処理水の解析からも同様に、*Dechlorimonas*.spに近縁なクローン¹⁴が多く検出されており、この細菌の出現が下水処理(塩素消毒)と関係するのか、この細菌の生理学的特性および生態学的重要性はいかなるものか、など今後の検討課題として残された。

比較対象として行った都市下水生物膜および人工基質(C/N=0, 1)で培養した生物膜の解析結果を図3・5・29Dに示す。都市下水生物膜内には多種多様のアンモニア酸化細菌が存在するが、もっとも高頻度に検出されたクローンは*N. ureae*に近縁なクローン(InCTO)であった。これは、下水中には尿素が含まれること、およびNH₄⁺に対する親和性などにより、尿素資化特性を有する*N. ureae*が優占種となつたと考えられる。人工基質で培養した生物膜は都市下水生物膜内で優占種であった*N. ureae*は全く検出されず、増殖速度の大きく、比較的高NH₄⁺濃度を好む*N. europaea*や*N. eutrophala*に近縁なクローン(ECTOとFCTO)が主に検出された。従って、存在するアンモニア酸化細菌の菌相は生息する環境条件に敏感に反応し変化していると思われる。故に、アンモニア酸化細菌の菌相の違いはある程度生息環境の違いを反映するものであると思われる。しかしながら、菌相の違い・変化を河川の汚染度と関連付けて議論するためには、更なるデータの蓄積が必要である。また、今回はアンモニア酸化細菌を指標としてモニタリングしたが、汚染度と最も関連の深い新たな指標細菌、例えば糞便性大腸菌など、を選択し、河川水質と関連付けて検討することも重要である。従来の培養に基づく手法により、指標微生物の存在をモニタリングする場合、培地の選択性など起因するバイアスにより一般的に過少評価されたり、培養に時間を要するため、多くのサンプルを迅速に長期間にわたってモニタリングすることは、困難な場合が多い。しかしながら、今回用いたDNAをマーカーとした指標微生物のモニタリング法は、大量のサンプルを比較的短時間で培養することなく処理することが可能であり、今後、河川環境の評価・保全等に積極的に適用されると思われる。

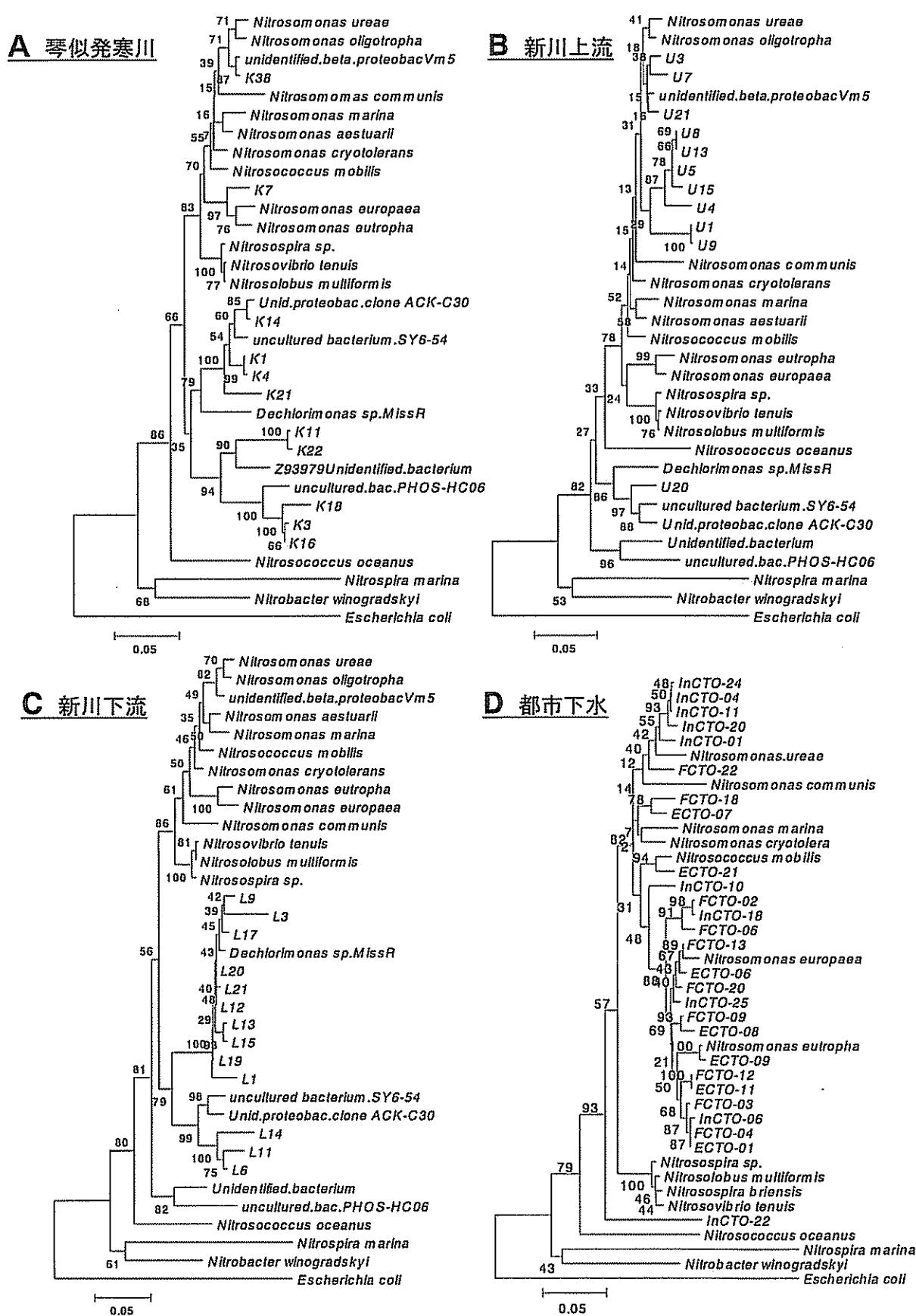


図3・5・29 Phylogenetic tree of the clones among ammonia-oxidizing bacteria in the beta subclass of the Proteobacteria obtained from different sites of Shinkawa. In phylogenetic tree D, In CTO represents influent wastewater clone library, ECTO represents biofilms cultured on synthetic medium with the substrate C/N=0, and FCTO represents biofilms cultured on synthetic medium with the substrate C/N=1.

3.5.4.3 微小電極による河床生物膜内の微生物群集機能の解析

(1) 微小電極の基本的構造と測定方法

化学センサーは、(1)選択性が高い、(2)測定濃度範囲が広い、(3)応答時間が短い、等の特性を持つため汎用性が高く、医学、工学、生物学の分野において極めて広範囲に使用されている。微小電極はこれらのセンサーの感応部を数 μm 程度に縮小したものであり、その基本原理・構造は従来の化学センサーと同様である。生物学的硝化反応に関連する NH_4^+ 、 NO_2^- や NO_3^- 等のイオン測定用微小電極は、イオン選択性液膜(LIX)を用い、液膜に隔てられた液相内に目的とする選択性透過能を持つイオンが存在する場合に、液相間に生ずる電位差(起電力)を測定する原理に基づくものである。一方、溶存酸素電極は市販されているクラークタイプのDO(溶存酸素)電極と同じ原理であり、白金先端に蒸着させた金の表面において、酸素透過性薄膜(シリコン膜)を透過した O_2 が還元される際に生じる電流を測定するものである。いずれの電極も先端径を $10\mu\text{m}$ 以下に微小化することが可能であり、微小電極の挿入による生物膜構造の破壊を最小限度にとどめることができ、マイクロマニピュレーターを用いて生物膜鉛直方向に正確に $25\sim50\mu\text{m}$ 間隔で挿入することにより、直接濃度分布を測定することができる。微小電極による測定は前処理を必要としないので、測定した濃度分布より*in situ*での単位生物膜体積

当たりの酸素や基質消費速度が算出でき¹⁹、FISH法で得られる細菌密度分布と関連付けることができる^{20, 21, 22}。現在では NH_4^+ 、 NO_2^- 、 NO_3^- やpHの他にも、グルコース、尿素、乳酸、 CH_4 、 H_2S 、 NaO 、 CO_2 、 H_2 等、多くの微小電極が開発されている。

(2) 人工基質で培養した生物膜への適用例とその評価

まず NH_4^+ 、 NO_2^- 、 NO_3^- 、 O_2 、pH測定用微小電極の性能を評価するために、キャリブレーション後、人工基質で培養した生物膜に適用し、膜内の各基質濃度分布を測定した。その結果の一例を図3・5・30に示す。 O_2 は膜内部約 $500\mu\text{m}$ 付近まで浸透し、膜表層において顕著な NH_4^+ 濃度の減少に伴い NO_2^- 濃度は増加し生物膜から液本体へ溶出している様子が伺える(図3・5・30A)。これに対し NO_3^- 濃度は膜深部でのみ減少した。(図3・5・30B)からも明らかのように、膜表層($0\sim200\mu\text{m}$)では NH_4^+ の酸化が顕著であり、それに伴い NO_2^- の生成が生じている。膜表層 $200\mu\text{m}$ から $500\mu\text{m}$ の領域では、 NO_2^- の酸化が生じそれによって NO_3^- が生成している。この領域では NH_4^+ と O_2 が存在するにも関わらず NH_4^+ の酸化は生じておらず、 NH_4^+ と NO_2^- の酸化活性度領域は膜深さ方向に分離して存在する結果となった。この場合の NH_4^+ 酸化活性度の中心(最大活性領域)と NO_2^- 酸化活性度のそれとの距離は約 $250\mu\text{m}$ であった。このように、本研究で作製した微小電極による解析手法の妥当性・信頼性を示すことができた。

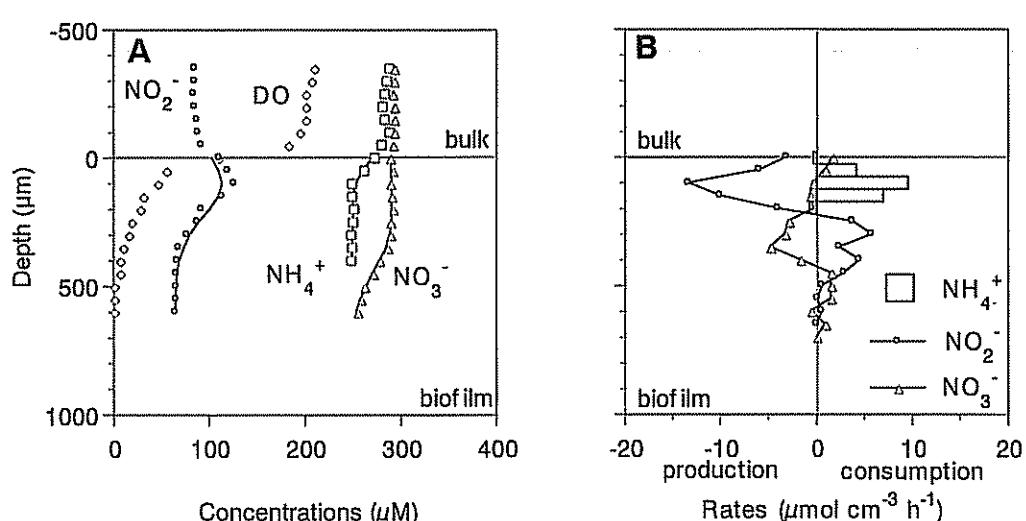


図3・5・30 Steady-state concentration profiles of O_2 、 NH_4^+ 、 NO_2^- 、and NO_3^- in the biofilm cultured at C/N=2.0 (A)。The modeled profiles were indicated by solid lines。The spatial distributions of specific oxidation and production rates of NH_4^+ 、 NO_2^- 、and NO_3^- (B)。Values are means of triplicate measurements。Surface is at a depth of 0 μm 。

(3) 河床生物膜への適用例とその評価

次に、比較的汚染が進行していない琴似発寒川から採取した河床生物膜を試料とし、微小電極による測定を行った。図3・5・31に示すように、生物膜厚は約200 μmと薄かった。生物膜は深緑色を呈しており、藻類の存在が示唆された。暗条件下での測定では、バルク水中では4.6 mg-O₂/LであったO₂濃度は、生物膜内では3.6 mg-O₂/Lまで減少したが、O₂は生物膜底部まで完全浸透していた。これは生物膜内に存在する微生物密度が低く、酸素消費活性が非常に低かったためと考えられる。一方、明条件下での測定では、藻類による光合成のため、バルク水中では5.9 mg-O₂/LであったO₂濃度は生物膜内で約7.7 mg-O₂/Lまで増加した。このことより、生物膜採取地点の水深は約50 cmであり濁度も低く、日光は河床まで透過しており、生物膜内では藻類による光合成が生じていることが明らかとなった。

次に、河床生物膜内 *in situ* での硝化活性を測定するために、NH₄⁺, NO₂⁻, NO₃⁻, O₂, pH測定用微小電極を用いて、各濃度分布を測定した。しかしながら、対象とした生物膜が薄く硝化活性は非常に低かったため、新川、琴似発寒川から採取した何れの生物膜内においても NH₄⁺, NO₂⁻, NO₃⁻濃度勾配が検出できず、硝化活性は微小電極の検出限界以下であった。

3.5.4.4 今後の課題

本研究では、近年発達の著しい分子生物学的手法と各種微小電極を併用することにより、数100 μm程度の河床生物膜内の生態学的構造とその機能の関係を解明し、

河川の自浄作用・環境調節作用や汚濁機構に対する、河床生物膜の役割を検討することを目的とした。河床または底質の微生物生態系を指標として河川の浄化機能・汚濁状況を評価することを試みた。微生物生態系を解析・評価する方法として、分子生物学的手法（16S rRNA遺伝子の解析）を適用した。機能の解析には微小電極を用いた。

マイクロレベルでの解析結果が河川全体の浄化機能及び汚濁状況（マクロレベル）をどれだけ適確に反映するかに関しては、ほとんど情報が存在しない。そこには大きなギャップが存在するであろうと思われるが、更なる手法の開発とバイオマーカーをモニタリングしマクロなレベルでの河川水質とをいかに結び付けるかといった研究が重要になると思われる。具体的には以下のようない点である。

- ①藻類の光合成（一次生産）が生物膜内 *in situ* での硝化・脱窒活性（窒素循環）に及ぼす影響を定量的に評価する。
- ②今回の分子系統学的解析により、多くの今だ分離・培養したことのない全く新規のアンモニア酸化細菌の存在が明らかとなった。これらアンモニア酸化に対するDNAプローブを設計し、FISH (Fluorescent *in situ* hybridization) 法により、河床生物膜内の空間分布を共焦点レーザー蛍光走査型顕微鏡を用いてその存在を確認する。また、分離しその生理学的特性を把握する。
- ③これらの結果を統合し河川底質内における硝化細菌の生態と自浄作用について総合的に検討する。

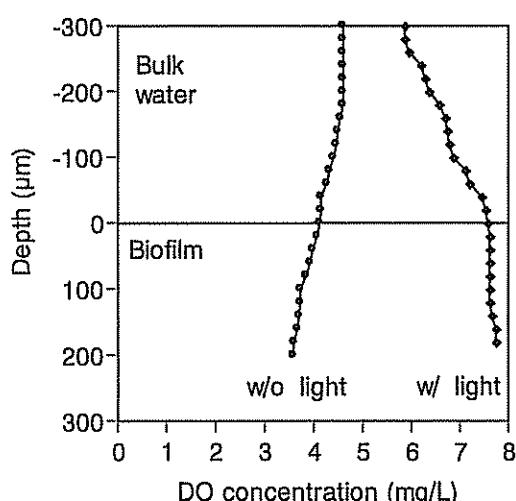


図3・5・31 Steady-state concentration profiles of O₂ in a river biofilm. DO concentration profiles were measured before (●) and after (◆) 24 h of light incubation. Values are means of triplicate measurements. Surface is at a depth of 0 μm.

参考文献

- 1) Amann, R. I., Ludwig, W., and Schleifer, K.-H. (1995): Phylogenetic identification and in situ detection of individual microbial cells without cultivation. *Microbiol. Rev.* 59:143-169.
- 2) Amann, R. I. (1995): *In situ* identification of micro-organisms by whole-cell hybridization with rRNA-targeted nucleic acid probes, p.1-15. In A. D. L. Akkerman, J. D. van Elsas, and F. J. de Bruijn (ed.), *Molecular microbial ecology manual*. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht, The Netherlands.
- 3) de Beer, D. and van den Heuvel, J. C. (1988): Gradients in immobilized biological systems. *Anal. Chim. Acta* 213:259-265.
- 4) de Beer, D. van den Heuvel, J. C., and Ottengraf, S. P. P. (1993): Microelectrode measurements of the activity distribution in nitrifying bacterial aggregates. *Appl. Environ. Microbiol.* 59:573-579.
- 5) de Beer, D., Schramm, A., Santegoeds, C. M., and Kühl, M. (1997): A nitrite microsensor for profiling environmental biofilms. *Appl. Environ. Microbiol.* 63: 973-977.
- 6) Revsbech, N. P. and Jorgensen, B. B. (1986): Microelectrodes: Their use in microbial ecology. *Adv. Microb. Ecol.* 9: 293-352.
- 7) Maidak, B. L., Olsen, G. L., Larsen, N., Overbeek, R., McCaughey, M. J., and Woese C. R. (1997): The RDP (Ribosomal Database Project). *Nucleic Acids Res.* 25: 109-110.
- 8) Mobarry, B. K., Wagner, M., Urbain, V., Rittmann, B. E., and Stahl, D. A. (1996): Phylogenetic probes for analyzing abundance and spatial organization of nitrifying bacteria. *Appl. Environ. Microbiol.* 62:2156-2162.
- 9) Wagner, M., Rath, G., Koops, H.-P., Flood, J., and Amann, R. I. (1996): *In situ* analysis of nitrifying bacteria in sewage treatment plants. *Water Sci. Technol.* 34 (1/2): 237-244.
- 10) Wagner, M., Rath, G., Amann, R. I., Koops, H.-P., and Schleifer, K.-H. (1995): *In situ* identification of ammonia-oxidizing bacteria. *Syst. Appl. Microbiol.* 18: 251-264.
- 11) Juretschko, S., Timmermann, G., Schmid, M., Schleifer, K. -H., Pommerening-Roser, A., Koops, H.-P., and Wagner, M. (1998): Combined molecular and conventional analyses of nitrifying bacterium diversity in activated sludge: *Nitrosococcus mobilis* and *Nitrospira*-like bacteria as dominant populations. *Appl. Environ. Microbiol.* 64:3042-3051.
- 12) Muyzer, G., Teske, A., Wirsen, C. O., and Jannasch, H. W. (1995): Phylogenetic relationships of *Thiomicrospira* species and their identification in deep-sea hydrothermal vent samples by denaturing gradient gel electrophoresis of 16S rDNA fragments. *Arch. Microbiol.* 164: 165-172.
- 13) Kowalchuk G. A., Stephen J. R., De Boer W., Prosser J. I., Embley T. M., and Woldendorp J. W. (1997): Analysis of ammonia-oxidizing bacteria of the β -subdivision of the class *Proteobacteria* in coastal sand dunes by denaturing gradient gel electrophoresis and sequencing of PCR-amplified 16S ribosomal DNA fragments. *Appl. Environ. Microbiol.* 63:1489-1497.
- 14) Altschul S. F., Gish W., Miller W., Myers E. W., and Lipman D. J. (1990): Basic local alignment search tool. *J. Mol. Biol.* 215: 403-410.
- 15) Thompson, J. D., Higgins, D. G., and Gibson, T. J. (1994): CLUSTAL W: improving the sensitivity of progressive multiple sequence alignment through sequence weighting, position specific gap penalties and weight matrix choice. *Nucleic Acids Res.* 22: 4673-4680.
- 16) Saito N. and Nei M. (1987). The neighbor-joining method: a new method for constructing phylogenetic trees. *Mol. Biol. Evol.* 4: 406-425.
- 17) Arjen, G. C. L., Georg S., Kowalchuk, A., Roest, K., and Laanbrek, H. J. (1998): Recovery of a Nitrosomonas-like 16S rDNA sequence group from freshwater habitats. *System. Appl. Microbiol.* 21: 321-330.
- 18) Coates, J. D., Michaelidou, U., Bruce R. A., O' Connor, S. M., Crespi, J. N., and Achenbach, L. A. (1999): Ubiquity and diversity of

- dissimilatory (Per)chlorate-reducing bacteria. *Appl. Environ. Microbiol.* 65:5234–5241.
- 19) Lorenzen J., Larsen L. H., Kjar T., and Revsbech N. P. (1998). Biosensor detection of the microscale distribution of nitrate, nitrate assimilation, nitrification, and denitrification in a diatom-inhabited freshwater sediment. *Appl. Environ. Microbiol.* 64:3264–3269.
- 20) Okabe S., Satoh H., and Watanabe Y. (1999). In situ analysis of nitrifying biofilms as determined by in situ hybridization and the use of microelectrodes. *Appl. Environ. Microbiol.* 65:3182–3191.
- 21) Schramm A., Larsen, L. H., Revsbech, N. P., Amann R. I., and Schleifer K.-H. (1996). Structure and function of a nitrifying biofilm as determined by in situ hybridization and the use of microelectrodes. *Appl. Environ. Microbiol.* 62:4641–4647.
- 22) Schramm A., deBeer D., Wagner M., and Amann R. (1998). Identification and activities in situ of *Nitrosospira* and *Nitrospira* spp. as dominant populations in a nitrifying fluidized bed reactor. *Appl. Environ. Microbiol.* 64:3480–3485.
- 23) Schramm A., deBeer D., van den Heuvel, J., Ottengraf, S., and Amann R. (1999). Microscale distribution of populations and activities of *Nitrosospira* and *Nitrospira* spp. along a microscale gradient in a nitrifying bioreactor: quantification by in situ hybridization and the use of microsensors. *Appl. Environ. Microbiol.* 65:3690–3696.
- 24) Gieseke, A., Purkhold, U., Wagner, M., Amann, R., and Schramm, A. (2000): Community structure and activity dynamics of nitrifying bacteria in a phosphate-removing biofilm. *Appl. Environ. Microbiol.* 67:1351–1362.

3.5.5 河川・湖沼（小水域）の直接浄化手法の構築

水環境における富栄養化の問題は依然として深刻であり、特に閉鎖性水域における水質の改善は未だなされない状況にある。これは、河川や湖沼等の公共用水域に流入する栄養塩の対策が十分でないためであり、下水道等の点源負荷に対しては高度処理の導入を図る必要がある。一方、田畠や森林等の面源からの栄養塩負荷も大きく、このような窒素・リンの除去について、自然の浄化能力を利用する生態工学に基づく技術が注目されている。そこで、本研究では植物と植栽基盤と微生物の浄化能力を利用するウェットランドシステムおよびバイオジオフィルターを用いた浄化法について検討を行った。ウェットランドシステムについて本研究では大型水生植物ヨシを用い、植栽基盤および処理水量と栄養塩除去能力の関係を検討した。また、バイオジオフィルターについて、リン除去性の改善に着目したリン吸着剤の担体としての利用可能性について検討した。

(1) コンパクトウェットランドシステムによる栄養塩除去

去

(1-1) 実験方法

a) 植栽基盤が栄養塩除去能力に及ぼす影響

実験装置

装置は幅80cm、長さ120cm、高さ80cmの水槽を長さ110cmの仕切り板によって中央で区切ったものを用いた。水槽に植栽基盤として砂、礫、網状担体（空隙率の高い樹脂ろ材）の3種類の基盤材料を70cmまで充填した。空隙率はそれぞれ砂30%，礫45%，網状担体99.5%である。ヨシは宮城県七北田川の土手に生育したもの水槽に植栽し、1年以上経過した状態のものをいた。

実験条件

下水二次処理水の流入は浸透流れ方式で行い、5月下旬から12月上旬まで行った。水面積負荷はそれぞれ砂系 $0.23\text{m}^3/\text{m}^2\text{/day}$ 、礫系および網状担体系は $0.60\text{m}^3/\text{m}^2\text{/day}$ とした。採水は月1回行い、試料は直ちに $0.45\mu\text{m}$ メンブレンフィルターでろ過したのち、分析に供した。測定項目は溶存態全有機炭素（DOC）、溶存態全窒素（DTN）、アンモニア態窒素（NH₄-N）、亜硝酸態窒素（NO₂-N）、硝酸態窒素（NO₃-N）、溶存態全リン（DTP）、リン酸態リン（PO₄-P）である。測定方法は下水試験方法に準じた。ヨシは生育状態を把握するために月1回水槽ごとに本数を測定し、さらにランダムに20本を選択して高さを測定し平均値を算出した。

b) 水面積負荷と栄養塩除去能力の関係

a)と同様の装置に植栽基盤として砂と礫を用い、8月および12月に水面積負荷を変動させて流出水の水質の変化を測定した。水面積負荷（ $\text{m}^3/\text{m}^2\text{/day}$ ）は8月 $0.15 \cdot 0.23 \cdot 0.38 \cdot 0.60 \cdot 0.75$ 、12月 $0.15 \cdot 0.23 \cdot 0.38 \cdot 0.45$ である。測定項目はa)と同様である。また対照系として砂のみを充填した系を設けた。

(1-2) 結果および考察

a) 植栽基盤が栄養塩除去能力に及ぼす影響

ヨシの生育

生育密度の最大値は砂系452本/m²、礫系658本/m²、網状担体系507本/m²であった。ヨシが枯れ始める9月以降には台風の影響もあり生育密度は減少したが、網状担体系における減少は砂および礫系に比べて急激なものであった。各系の平均高さは最大値で砂系200cm、礫系180cmに対し網状担体系は100cm前後と低い値で推移した。網状担体は空隙率が99.5%と高いためヨシの生長にともなう分けつに適しているが、ヨシの枯死や台風などの外的要因が生じた9月以降に生育密度の減少が網状担体系で大きかったことから、高い空隙率がヨシの安定性に悪影響を与えると考えられる。

栄養塩除去能力

各系におけるDTN除去速度の推移を図3-5-32に示す。砂系は年間を通して $2.35 \sim 3.57\text{g/m}^2\text{/day}$ の範囲で比較的安定しており、礫系は生育が最も盛んであった9月の $6.07\text{g/m}^2\text{/day}$ をピークとして以降安定した値を示している。それに対して網状担体系は9月に $2.65\text{g/m}^2\text{/day}$ とピークを迎えるものの値は他の系より小さく、12月には溶出に転じ、 $-1.96\text{g/m}^2\text{/day}$ となっている。冬期において窒素の除去速度が変動する理由としてヨシの枯死によ

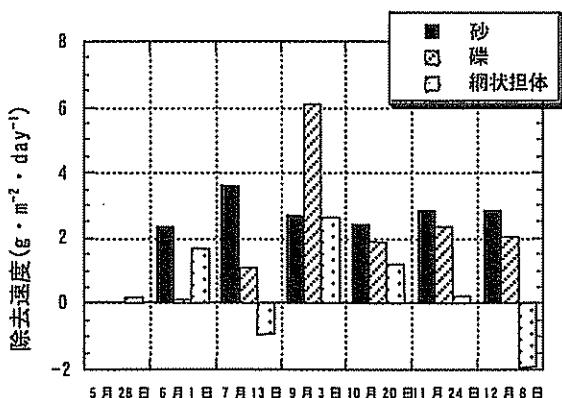


図3-5-32 各実験系におけるDTN除去率の推移

る吸収量の低下が考えられるが、網状担体系では9月以降本数の減少が激しかったことから影響が大きかったものと考えられる。砂系と礫系において9月以後にも除去速度が維持されたのは、硝化・脱窒および担体の吸着作用による窒素の除去が行われていたためと考えられる。

リンについては季節変動が大きく、平均除去速度は砂系 $0.10\text{g/m}^2/\text{day}$ 、礫系 -0.05 、網状担体系 -0.01 と、砂>礫>網状担体という結果となった。

b) 水面積負荷と栄養塩除去能力の関係

窒素除去能力

8月における各系のDTN除去速度を比較した結果を図3・5・33に示す。最大値は8月は砂系 $5.5\text{g/m}^2/\text{day}$ 、礫系 6.6 、砂のみ系 2.8 となった。それに対して12月は砂系 $4.0\text{g/m}^2/\text{day}$ 、礫系 2.7 、砂のみ系 2.3 となった。また流入水に対する流出水中のDTNについて比較した結果、流入水は8月に比べ12月でやや高い値を示したもの、 $15.0\sim20.0\text{mg/l}$ の範囲で推移しており、8月における砂系の流出水のDTNは 1.0mg/l 前後と安定していた。これは本実験の設定条件の範囲において十分な除去が行われたためであると考えられる。12月は除去率が90%以上あった水面積負荷 0.15 および 0.23 m/day では8月と同様に 1.0mg/l 以下の流出水が得られた。礫系の流出水については、除去率が92.6%と最大であった水面積負荷 0.23m/day でDTNが 1.5mg/l と最も低くなつたが、水面積負荷の増大にともない最大 6.6mg/l まで悪化した。さらに、12月においては $10.6\sim14.4\text{mg/l}$ と高い値で推移した。

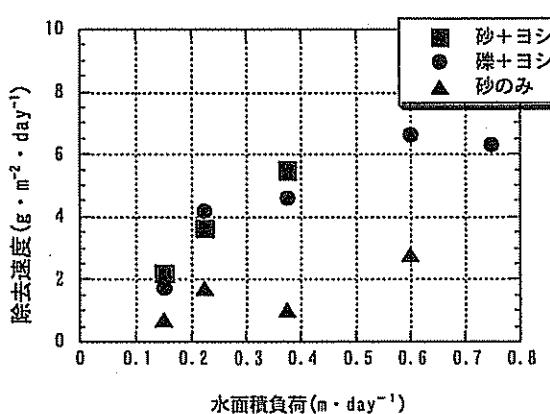


図3・5・33 水面負荷とDTN除去速度（8月）

リン除去能力

砂系および礫系については流出水中の PO_4-P は水面積負荷にかかわらず $1.0\sim4.7\text{mg/l}$ と高い値を示した。このことからヨシを用いたバイオジオフィルターの適用にあたっては、リンの除去能力を向上させる必要があるこ

とがわかった。

c) 砂系と礫系の窒素除去機構の比較

本結果から、基盤として砂と礫を用いた場合窒素の除去に大きな差があることが示された。8月および12月の装置内部の窒素成分の挙動について、砂系を図3・5・34、礫系を図3・5・35に示す。砂系においては8月には NH_4-N の減少とともに NO_2-N および NO_3-N も減少しており、同じゾーンですみやかに硝化、脱窒が生じていることがわかる。さらに窒素除去は実験装置の流下距離のほぼ半分の地点で終了している。12月には速度は減少するものの装置の後半のゾーンで同じく同時に硝化、脱窒が生じている。それに対して礫系では、8月はまず NH_4-N の減少とともに NO_2-N および NO_3-N が増加しており、このゾーンでは硝化のみが起きている。そしてその後に NO_2-N および NO_3-N が減少していき、脱窒が起きている。しかし、12月においては温度の低下のため反応速度が減少し、本実験装置の規模では硝化までしか起こっていない。砂系と礫系でこのような差が生じたのは、より粒径の小さい砂の方が実験装置内に確実に嫌気的な環境を形成できるということと、ろ過作用による有機物の蓄積量の違いによるものと考えられる。砂系および礫系の間隙水中のDOCを測定したところ、礫系のDOCは深さ方向にはほとんど変化がみられないのに対して、砂系のDOCは深さ方向に最大 20.0mg/l まで増加した。砂系では脱窒に十分なだけの有機物の蓄積があったため、12月においても良好な除去率と流出水が得られたと考えられる。

窒素の除去に着目すると、礫系は処理水量が多く確保でき夏期においては水面積負荷を制御することで砂系よりも除去量を多く確保できるが、冬期においては処理水量を確保することで除去率の低下、および水質の悪化などの問題が生じる。それに対して砂系は水面積負荷を制御することで年間を通して安定した除去が可能である。

礫系の逐次的な硝化、脱窒反応は、これまでの生物学的な窒素除去方法と同様である。すなわち嫌気好気循環法や、回分式間欠ばっ氣法では反応槽毎あるいは時間分割で嫌気、好気条件を与え、硝化細菌、脱窒細菌の働きを促す。しかしそれぞれの細菌の特性から硝化と脱窒の機能を同時に働くことは困難であるとされてきた。一方、砂系では砂を基盤としたヨシの根間にヨシを通した酸素の供給、ヨシの根の分解による酸素消費、有機物の供給、砂のろ過機能による有機物の蓄積等の生物的、非生物的因素が硝化細菌、脱窒細菌を同時に同じ場所で働く環境を整えたといえよう。

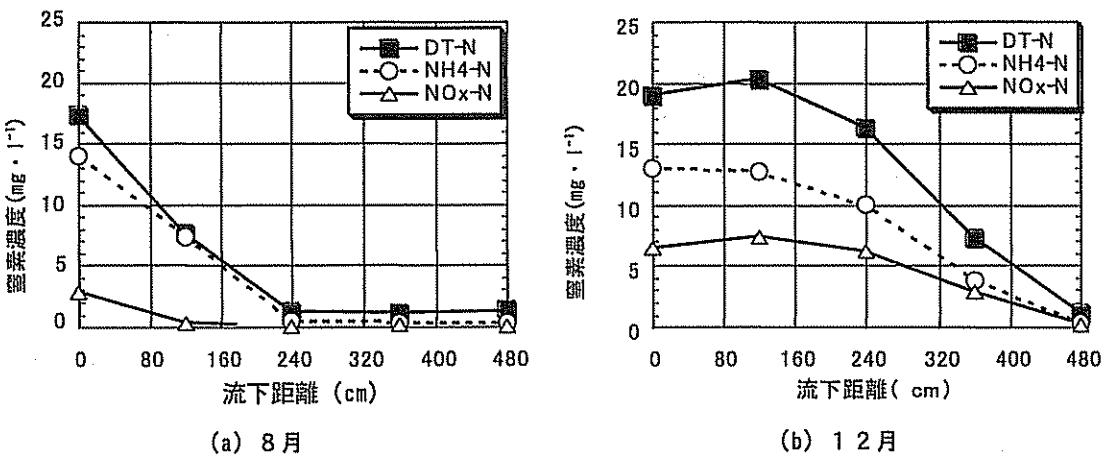


図3・5・34 砂を基盤としたヨシスポットにおける8月および12月の窒素の挙動 (0.23m/day)

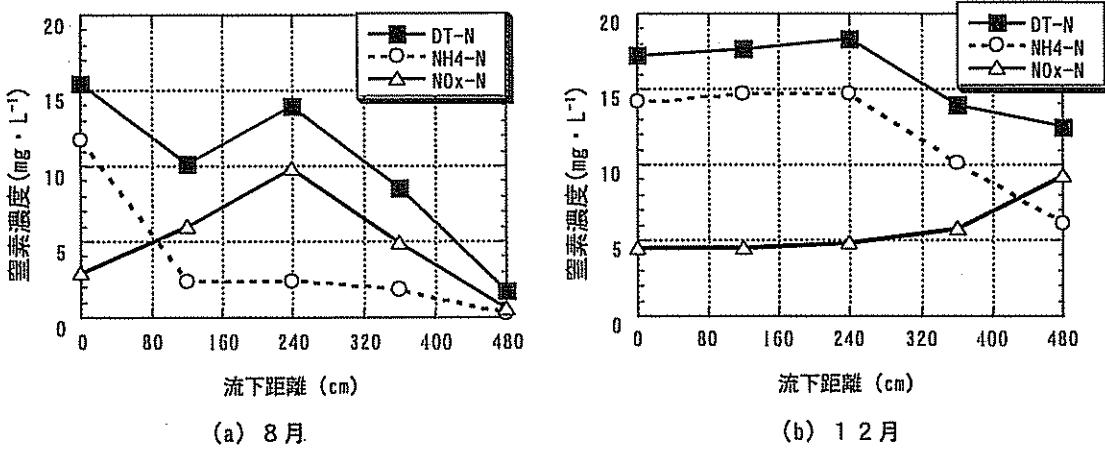


図3・5・35 磯を基盤としたヨシスポットにおける8月および12月の窒素の挙動 (0.23m/day)

d) 窒素除去に必要なウェットランドシステムの面積の算定

以上の結果をもとに、下水2次処理水中の窒素を除去するために必要なウェットランドシステムの面積算定を試みる。窒素除去は、押し出し流れの条件で1次反応に従うと仮定すると、流入水と処理水の窒素濃度の関係は式(1)で示される。

$$C_{out} = C_{in} \cdot \exp(-k/HLR) \quad (1)$$

ここで、 C_{in} : 流入水窒素濃度(mg/L), C_{out} : 処理水窒素濃度(mg/L), k : 1次反応速度定数(m/year), HLR : 水面積負荷(m/year)。表3・5・13には1次反応速度定数に関する研究結果をまとめた。著者等の窒素除去に関する1次反応定数は最も高いが、これは水面積負荷と充填する基盤のサイズの組み合わせを工夫することによって必要面積の削減が可能となることを意味している。

表3・5・13 浸透流方式ヨシ湿地の1次反応速度定数

	$k(BOD)$	$k(TN)$	$K(TP)$
細見	59	27	46
細見	82.5	33	60
Brix	39.3	12.7	6.6
本研究		320	-

単位(m/year)

面積とHLRの関係は、以下のとおりである。

$$HLR = V/A \quad (2)$$

ここで、 V : 1人1日あたりの排水量(m³/year/head), A : 1人分の排水を処理するのに必要な湿地面積(m²/head)。したがって、ヨシ湿地の面積は式(3)で算出される。

$$A = -(V/k) \ln(C_{out}/C_{in}) \quad (3)$$

いま、生活排水の原単位を水量200 l/dayとし、2次処理水の窒素濃度が20mg/lであるとする。高度処理による目標水質1mg/lとして式(3)に代入すると、 $A=0.68\text{m}^2/\text{head}$ という値が得られる。以上の計算には夏期の反応速度定数を用いたが、冬季には反応速度の低下が起こり、必要面積はおよそ2倍、すなわち $1.2\text{m}^2/\text{head}$ 程度になる。これまでの結果[およそkを30とした場合]の面積 $7.3\text{m}^2/\text{head}$ の16%であり、適切な構造と運転方法によってコンパクト化を達成できる可能性が示された。

(2) バイオジオフィルターによる栄養塩除去

(2-1) 実験方法

a) リン吸着材が栄養塩除去能力に及ぼす影響

リン吸着材に関する予備実験

リン吸着材として用いたのはポリ硫酸鉄に水酸化マグネシウムと高吸水性ポリマを添加してつくられた多孔性粒状脱リン材リントリックスである。実験に先立ち簡易な吸着実験を行った。200mlビーカーにNH₄Cl溶液(NH₄-Nで1.0, 5.0, 10, 20mg/l)とKH₂PO₄溶液(PO₄-Pで0.5, 1.0, 2.0, 5.0mg/l)を満たし、粉状にしたリントリックスを加えて72時間静置したのち、平衡濃度を測定してリントリックス1.0gあたりの吸着量を求めた。結果NH₄-Nの吸着はみられず、PO₄-Pについては初期濃度5.0mg/lに対して吸着量0.20g/gが得られた。

実験装置

装置は幅40cm、長さ100cm、高さ30cmのアクリル製の水槽を用いた。水槽は厚さ1cmのアクリル板で4つに区切られている。植栽基盤として砂または砂にリン吸着材を混ぜたものを高さ20cmまで充填し、ヨシを植栽した。砂は阿武隈川で採取された川砂、リン吸着材は予備実験で使用したリントリックスを粒径が砂と同程度になるよう破碎して使用した。

実験条件

実験系は砂系・砂+ヨシ系・砂+吸着材系・砂+吸着材+ヨシ系の4つを設定した。ヨシは各系に15本植栽した。人工排水は水道水にNH₄-Nで2.0mg/l、PO₄-Pで0.1mg/lになるようNH₄ClとKH₂PO₄を添加して調製したものを使いた。この人工排水を流量1.0 l/minで連続的に流入させた。採水は人工排水の流入を停止し、流入停止後0, 2, 6, 12, 24, 48, 72時間後に行った。測定項目はアンモニア態窒素(NH₄-N)、亜硝酸態窒素(NO₂-N)、硝酸態窒素(NO₃-N)、リン酸態リン(PO₄-P)である。

b) 低濃度汚濁水に対する適用可能性

実験はa)と同様の水槽に植栽基盤として砂・ゼオライト・リン吸着材・高炉スラグを充填し、セリを植栽した装置を用いて行った。実験系として砂系・ゼオライト系・ゼオライト+吸着材系・ゼオライト+スラグ系の4つを設定した。セリは各系に12本植栽した。人工排水は水道水にNH₄-Nで2.0mg/l、PO₄-Pで0.2mg/lになるようNH₄ClとKH₂PO₄を添加して調製したものを流量1.0 l/minで連続的に流入させた。採水は人工排水の流入を停止し、流入停止後0, 2, 6, 12, 24, 48, 72時間後に行った。測定項目はアンモニア態窒素(NH₄-N)、亜硝酸態窒素(NO₂-N)、硝酸態窒素(NO₃-N)、リン酸態リン(PO₄-P)である。

(2-2) 結果および考察

a) リン吸着材が栄養塩除去能力に及ぼす影響

窒素除去能力

各系のDINの経時変化を比較したものを図3-5-36に示す。72時間後の各系のDINは砂系2.2mg/l、砂+ヨシ系2.0、砂+吸着材系0.30、砂+吸着材+ヨシ系0.27となり、除去率は砂系9.4%，砂+ヨシ系19.0%，砂+吸着材系86.9%，砂+吸着材+ヨシ系87.9%であった。さらに各系におけるDIN、NH₄-N、NO_x-Nの挙動について比較すると、ヨシの植栽の有無にかかわらず、吸着材を添加していない系ではNH₄-Nの減少にともないNO_x-Nが増加しており硝化が生じているが、NO_x-Nの減少はみられず脱窒がほとんど起こっていないものと考えられる。それに対して、吸着材を添加した系ではNH₄-Nの減少に対してNO_x-Nはほとんど変化していないにもかかわらずDINは大きく減少していた。リン吸着材はNH₄-Nの吸着能力がないことから、これらの系では硝化によるNH₄-NからNO_x-Nへの酸化を上回る速さで脱窒が進行し、DINのすみやかな除去が行われたと考えられる。本実験で用いた人工排水には窒素・リンのみを添加しており有機物はほとんど含まれていないため、脱窒素細菌の炭素源となるのはもともと砂に含まれていた有機物か植栽したヨシの根から放出されると考えられる有機物のみである。しかし本実験で用いた吸着材にはエチレン系炭化水素であるプロピレンを原料としてつくられた高吸水性ポリマが加えられており、多量の有機物が含まれていることが予想される。吸着材を添加した系では吸着材が含む有機物が炭素源となり脱窒素が促進し、窒素の除去が行われた可能性があると考えられる。

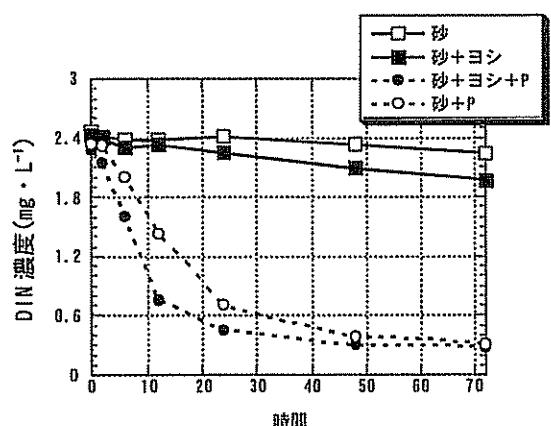


図3・5・36 各系におけるDINの経時変化（ヨシ植栽）

リン除去能力

各系のPO₄-Pの経時変化を比較したものを図3・5・37に示す。24時間後の各系のPO₄-Pは砂系0.07mg/l、砂+ヨシ系0.05、砂+吸着材系0.02、砂+吸着材+ヨシ系0.01となり、除去率は砂系38.5%，砂+ヨシ系54.1%，砂+吸着材系82.4%，砂+吸着材+ヨシ系85.8%となった。ヨシを植栽しない系では吸着材を添加すると除去率は約2倍となり、ヨシを植栽した系では吸着材を添加すると除去率は1.6倍となった。結果として吸着材を添加しヨシを植栽した砂+吸着材+ヨシ系で最も良好な除去が得られた。リン除去能力については吸着材を添加することで植栽基盤の吸着容量が増加し、速やかな除去を行うことができることがわかった。

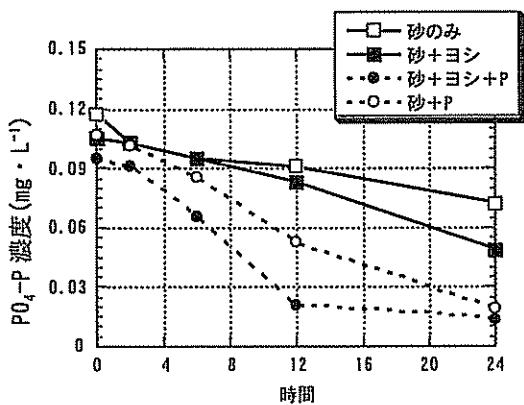


図3・5・37 各系におけるPO₄-Pの経時変化（ヨシ植栽）

b) 低濃度汚濁水に対する適用可能性

セリはゼオライト+スラグ系を除く3系で定着した。実験終了時におけるセリの本数とは砂系24本、ゼオライト系25本、ゼオライト+吸着材系2本であり、平均高さは砂系19.6cm、ゼオライト系18.7cm、ゼオライト+吸着材系で5.4cmであった。ゼオライト+吸着材系およびゼオライト+スラグ系では実験開始後pHが9.0まで上

昇したことから、高pHによる生育阻害のため定着状況が悪かったと考えられる。

各系のDINの経時変化を比較したものを図3・5・38に示す。DINの除去率は砂系44.2%，ゼオライト系57.7%，ゼオライト+吸着材系52.9%，ゼオライト+スラグ系1.3%で、ゼオライト系が最も高い値を示した。セリの植栽による影響は砂系でもっとも顕著にみられ、NH₄-Nの除去率が植栽前は15.6%であったのに対して植栽後は76.8%と5倍近く増加した。

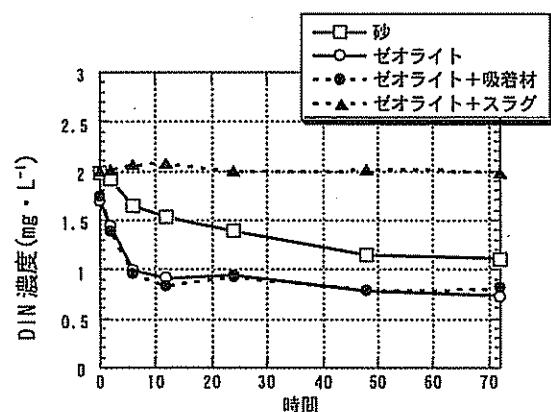


図3・5・38 各系におけるDINの経時変化（セリ植栽）

各系のPO₄-Pの経時変化を比較したものを図3・5・39に示す。除去率は砂系97.3%，ゼオライト系71.4%，ゼオライト+吸着材系62.7%，ゼオライト+スラグ系49.2%で、砂系が最も高い値を示した。流出水中の栄養塩濃度は砂系でDTN0.71mg/l、PO₄-P 0.004mg/lとなり、セリの生育を見込めばバイオジオフィルター水路は低濃度汚濁水からの栄養塩除去技術として適用が可能であることが示された。

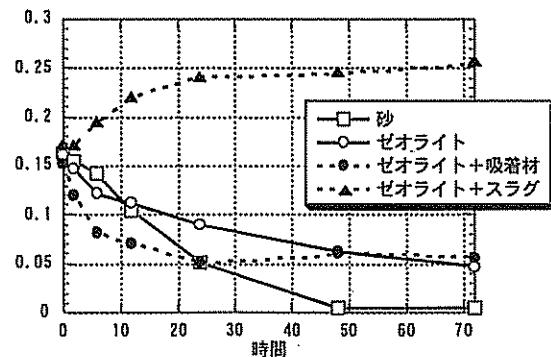


図3・5・39 各系におけるPO₄-Pの経時変化（ヨシ植栽）

参考文献

國枝晴子(2000)：バイオジオフィルターによる下水処理水からの栄養塩除去、東北大学大学院修士論文

3.5.6 水質と生物相からみたワンドと河川本流との関係

3.5.6.1 はじめに

ワンドとは、河川流水域に開口部を有する止水域で、一般に流れが緩やかな場所である。そのため弱い流れを好んで生息する魚介類や水生昆虫などの棲み家と成り得るので、豊かな自然環境を目指した多自然型川づくりにおいても注目されている。ワンドには自然に形成されたものから人工的なものまで様々な種類が存在している。本研究は、多摩川に存在する自然に形成されたワンドと自然に近い状態を目的として造られたワンドを対象として、DOやpHなどの水質測定と水生生物や魚類などの生物調査からワンドの特徴とワンドの生態系を把握し、ワンドと河川本流の環境の違い、異なるワンドの形状による環境の違いを論じるものである。

3.5.6.2 調査場所の概要

図3・5・40に対象とした多摩川に存在するワンドA、BおよびCの位置を示す。それぞれのワンドは中流域に存在しており多摩川本流は瀬と淵の連続する区間である。またIおよびIIは東京都が水質を測定している多摩川原橋（河口から27.5km）および第三京浜多摩川橋（河口から16.6km）である。

Aは河口から16.5km地点（第三京浜自動車道路下流100m：東京都世田谷区）の左岸にあるワンドである。以後「第三京浜ワンド」と呼ぶこととする。

Bは河口から18.4km地点（国道246号新二子橋上流200m：東京都世田谷区）の左岸にあるワンドである。以後「二子玉川ワンド」と呼ぶこととする。

Cは河口から25.0km地点（二ヶ領上河原堰下流800m：東京都調布市）の左岸にあるワンドである。以後「調布ワンド」と呼ぶこととする。

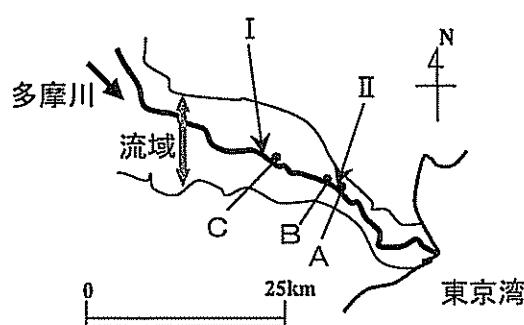


図3・5・40 対象としたワンドの位置

図3・5・41に第三京浜ワンドの形状を示す。また、調査地点を×で示す。このワンドは、掘り込みを利用して連柴柵工という伝統工法を用いて整備した人工のワンドである。掘り込みを利用したため河川本流からの流入・流出口が同じで本流に対して直角になっており、ワンドの開口部の水深もワンド内より浅いので水の循環が行われにくい形状である。また風向・風速の違いにより河川本流とワンド内との水の循環に影響を与えていたと思われる。大きさは幅が12m、長さが9m、深さが1998年10月31日に整備した時点では最大水深は60cmであったが、ワンドが冠水する洪水の時にはワンドの形状が変化したり、土砂が堆積したりした。また、ワンド内の流れが緩やかなため土砂がワンド内に堆積して水深を浅くし1999年12月の時点で30cmになり、2000年7月の時点で15cmとなり、その時点ではワンドの開口部も河川本流とワンドが分離しタマリとなる時もあり水の循環がほとんど行われていない時もあった。

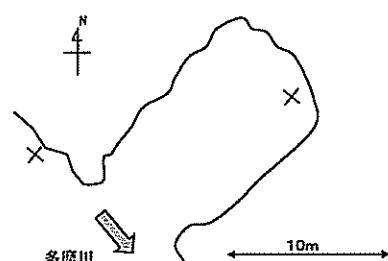


図3・5・41 第三京浜ワンドの形状

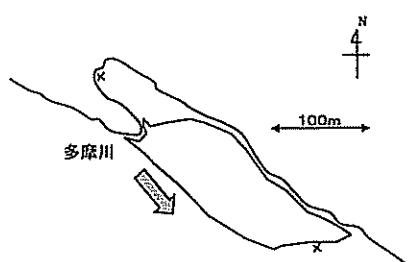


図3・5・42 二子玉川ワンドの形状

図3・5・42に二子玉川ワンドの形状を示す。また、調査地点を×で示す。このワンドは河川の蛇行によって自然にできたものと思われる。ワンドの開口部が2箇所あり河川勾配があるため上流側が流入口、下流部が流出口となっている。ワンドの大きさは幅60m、長さ300m、深さ90cmである。

図3・5・43に調布ワンドの形状を示す。また、調査地点を×で示す。このワンドは人工の素掘りワンドであり、

水源は湧水だけである。河川本流からの水の流入口はなくワンドの下流側に湧水の流水口がある。大きさは幅40m、長さ200m、深さ4.5mである。

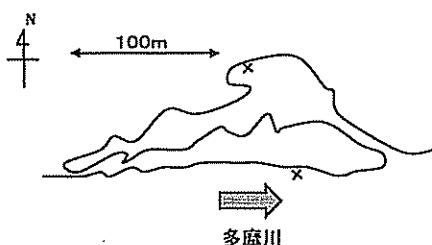


図3・5・43 調布ワンドの形状

3.5.6.3 調査期間

水質測定は3つのワンド内とそのすぐそばの河川本流で1999年12月6日から2000年12月6日まで午後4時を中心にはほぼ10日おきに測定をした。

図3・5・44に1999年12月1日から2000年12月31日までの東京都世田谷におけるアメダスの日降水量を示す。

後述するが、今回の測定期間の降水量に関して、7月は8日に1日降水量131mmを記録したため月降水量が平均の2倍以上となり、8月は平均の半分以下となり、9月は平均の約1.5倍となりこの3ヶ月間で変動が大きかったことおよび9月11日から17日の東海地方に集中豪雨をもたらした降雨によって以降の水質に影響を与えていた。そのほか、1999年12月から2000年12月までの合計降水量が1548mmと平均年降水量1405mmより143mm(10.2%)多く、日降水量10mm以上の日数が51日と年平均43日より8日(18.6%)多かったことなども影響していると思われる。

3.5.6.4 調査方法

a) 水質測定

測定項目は水温、DO、pH、濁度、アンモニア、硝酸性、亜硝酸、リン酸体リン、塩化物イオン、TOCである。測定および試料を採取した深さは水面から-5cmの位置である。なお河川本流の濁度の結果から降雨の影響があると思われる測定結果は除いた。

b) 生物調査

河川に住む「肉眼で見ることのできる大きさ」の様様な生物を調査した。川底にこぶし大から頭大の石が多い場所で50cm×50cmに生息する生物を採取した。

3.5.6.5 調査結果

(1) 水質からみたワンドと河川本流

図3・5・45に水温の経日変化を示す。第三京浜ワンドおよび二子玉川ワンドは本流の水温の変化とほぼ同じ変化となった。調布ワンドは年間を通じてほぼ同じ値となつた。降雨が続いた9月中旬以降において水温に顕著な変化はみられなかった。このことより、水温は本流からの直接流入水のある第三京浜ワンドおよび二子玉川ワンドは本流の水温の変化とほぼ同じであるが調布ワンドは年間を通じてほぼ同じ値となつた。これは、湧水が季節を問わず一定した水温で供給されていることを示している。

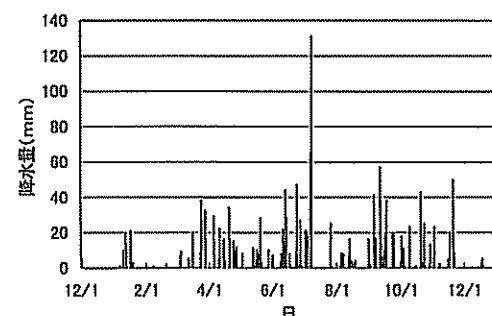


図3・5・44 降水量の経日変化

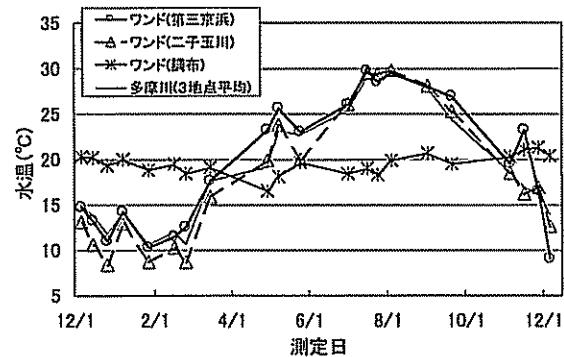


図3・5・45 水温の経日変化

図3・5・46にCIの経日変化を示す。本流とワンド内はほぼ同じ傾向を示したため本流とワンド内の違いは判断できなかった。水源が湧水である調布ワンドも多摩川本流と同じ傾向を示したので湧水は多摩川から供給されていると思われる。

図3・5・47にDOの経日変化を示す。値のない所は20.0mg/l以上で測定不可能であった。第三京浜ワンドおよび二子玉川ワンドは本流よりも大きい値となつた。調布ワンドは本流より小さい値となつた。降雨が続いた9月中旬以降は本流の値も下がったが第三京浜ワンドと二子玉川ワンドで本流より小さな値となつた。

このことより、ワンドは流れが緩やかなため藻類が繁

茂し光合成により第三京浜ワンドおよび二子玉川ワンドのDOは本流より高い値を示した。洪水により藻類がワンド内からなくなるとDOは小さい値を示した。

調布ワンドも藻類が繁茂していたがそれ以上に湧水の影響により値が本流より低い値となったと思われる。また、調布ワンドのDOは本流の値と同じような傾向を示しており本流の影響を受けていると思われる。

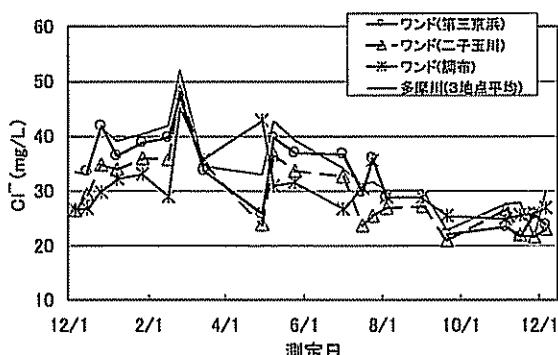


図3・5・46 Cl-の経日変化

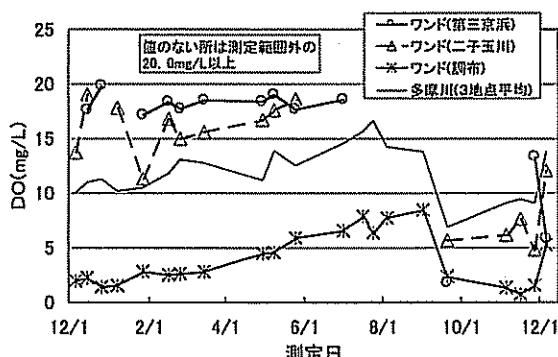


図3・5・47 DOの経日変化

図3・5・48にpHの経日変化を示す。第三京浜ワンドおよび二子玉川ワンドは本流より高い値を示した。調布ワンドは本流より小さい値を示した。降雨が続いた9月中旬以降は第三京浜ワンドと二子玉川ワンドで本流より小さな値となつた。

このことより、pHはDO同様に藻類の光合成により第三京浜ワンドおよび二子玉川ワンドは本流より高い値を示した。また、洪水により藻類がワンド内からなくなると値は小さくなつた。調布ワンドは湧水の影響により本流より低い値となつたと思われる。

図3・5・49に濁度の経日変化を示す。第三京浜ワンドおよび二子玉川ワンドは本流より大きい値を示した。調布のワンドは本流より小さな値で年間を通してほぼ同じ値を示した。降雨の続く9月中旬以降は第三京浜ワンドで非常に高い値となつたこともあつた。これはワンドが静水域であるため水の循環が小さいために藻類および植物

の遺骸があるためやワンドが砂泥質であるためと思われる。また、水深が浅いので風の影響も大きいと思われる。調布ワンドは年間を通して一定した値で本流よりも小さい値を示した。

図3・5・50にTOCの経日変化を示す。第三京浜ワンドおよび二子玉川ワンドは変動が激しくほとんど本流より大きい値を示した。調布ワンドは本流より小さな値で年間を通してほぼ同じ値を示した。これは、藻類や植物の枯れ葉などが加水分解し、有機物として溶出したためであると思われる。調布ワンドは湧水の影響により本流より低い値となつたと思われる。

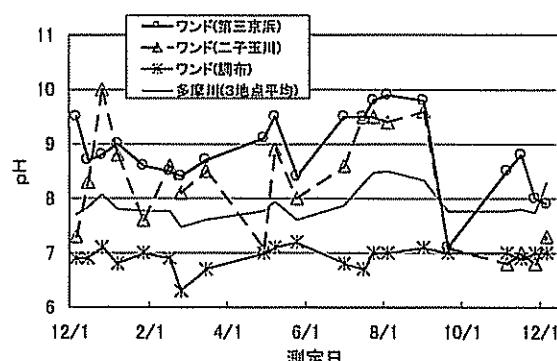


図3・5・48 pHの経日変化

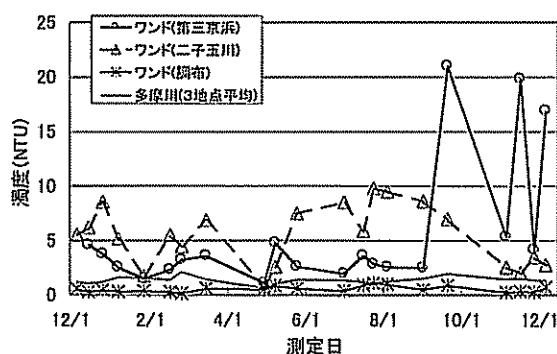


図3・5・49 濁度の経日変化

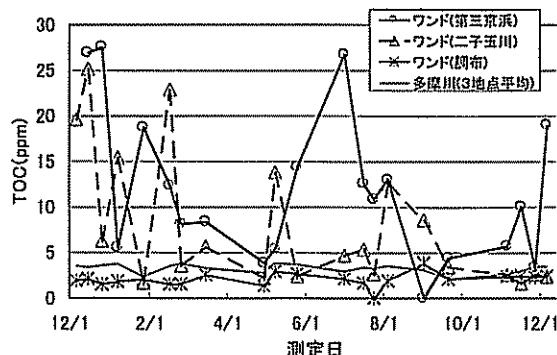


図3・5・50 TOCの経日変化

図3・5・51にNO₃-Nの経日変化を示す。ワンド内より多摩川本流の方が高い値を示した。これは藻類や水生植物の光合成により硝酸性窒素が有機性窒素として藻類に蓄積されたこと、水生植物や生物膜に吸収されたこと、底泥で嫌気性状態において硝酸性窒素から窒素ガスへの脱窒が原因であると思われる。

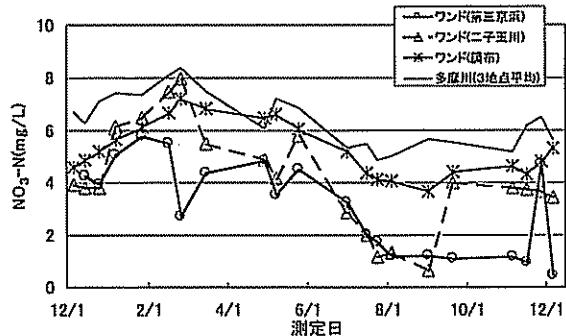


図3・5・51 NO₃-Nの経日変化

(2) 生物からみたワンドと河川本流

水生生物を調査し水生生物からみた水質階級（I：きれいな水、II：少し汚れた水、III：汚い水、IV：大変汚い水）を調査した。調査日は2000年7月20日、9月28日および12月21日である。

表3・5・14、表3・5・15および表3・5・16に水生生物の調査結果を示す。○が出現した生物で、●が多く出現した生物である。ワンド内はほとんど生物が確認されなかった。河川本流では特にシマイシビル、サカマキガイ、およびシマトビケラの数が多く確認された。

河川本流の水生生物からみた水質階級は第三京浜、二子玉川および調布の地点ともIIIの汚い水となった。

第三京浜ワンドおよび二子玉川ワンドは本流からの流入水があり、ワンド内で流れが緩くなつたためワンド内の底には砂泥質が堆積していた。そのため水生生物が生息しにくい環境であると思われる。第三京浜ワンドおよび二子玉川ワンドについては河川本流からの流入水がありその影響が水質測定結果でも表れ本流の水質に左右されたので水質階級も河川本流と同じIIIであると思われる。

湧水が水源である調布のワンドも砂泥質のため顕著な水生生物が確認されなかつたが水質階級IIIの生物が確認された。

(3) 水質と生物相からみた河川本流とワンド

今回対象としたワンドは比較的距離が近いため多摩川本流は水質および生物相において同じような環境となつた。水生生物からみた水質階級はIIIの汚い水となつた。これは水質に置き換えるとBODでおよそ5~10mg/lと

されており、今回の水質測定ではTOCから換算したBODの値が1.78mg/lから4.67mg/l（平均3.70mg/l）となつたので水質からみた生物階級はきれいな階級を示した。今回対象としたワンドのうち第三京浜および二子玉川のワンドに関して、多摩川本流からの流入水により砂泥質が堆積しておもに瀬の石やレキに生息する水生生物はほとんどみられなかつた。

表3・5・14 水生生物の調査結果（2000年7月20日）

	ワンド			多摩川		
	第三京浜	二子玉川	調布	第三京浜	二子玉川	調布
シマイシビル	○			●	●	●
サカマキガイ				●	●	○
シマトビケラ				●	●	●
ヒラタカゲロウ類				●	○	○
サホコカゲロウ					○	○
ヒラマキミズマイマイ	○	○				
シオカラトンボ(幼虫)						

表3・5・15 水生生物の調査結果（2000年9月28日）

	ワンド			多摩川		
	第三京浜	二子玉川	調布	第三京浜	二子玉川	調布
シマイシビル				●	●	●
サカマキガイ				●	●	●
シマトビケラ				●	●	●
ヒラタカゲロウ類				○	●	●
サホコカゲロウ					○	○
ミズムシ						○

表3・5・16 水生生物の調査結果（2000年12月21日）

	ワンド			多摩川		
	第三京浜	二子玉川	調布	第三京浜	二子玉川	調布
シマイシビル			○	●	●	●
サカマキガイ		○		●	○	●
シマトビケラ				●	●	●
ヒラタカゲロウ類				○	●	●
サホコカゲロウ					○	●
ヨコエビ	○					○
コオニヤンマ(幼虫)				○		

3.5.6.6 結論

多摩川におけるワンドを対象として水質と生物を調査した。

第三京浜ワンド二子玉川ワンドは流入水があるため特に水温に影響を及ぼした。またワンド内は流れが緩やかため光合成が活発におこなわれておりDOおよびpHに本流との違いがみられた。ワンドは砂泥質のため本流より濁度は高くなつた。NO₃-Nは、ワンド内より多摩川本流の方が高い値を示した。これは光合成により取り込みおよび底泥での脱窒が原因であると思われる。

本流の水生生物からみた水質階級は第三京浜、二子玉川および調布の地点ともIIIの汚い水となった。ワンド内は砂泥質のため水生生物が生息しにくい環境であると思われる。

3.5.7 大型水生植物による水質浄化の定量的評価法

ヨシを初めとする大型水生植物は高い水質浄化機能を有していることが知られている^{1), 2), 3), 4), 5)}(名取, 1987; Brix, 1987; 桜井1988; Ostendorp, 1989; 細見と須藤, 1991). この機構には次のようなことが考えられている。まず、植物本体が水中の栄養塩を吸収すること、植物に付着する藻類(エピフィトン)が栄養塩を吸収すること、大型植物のアレロバシーや日射の遮断により植物プランクトンの発生が抑制されること、植物が嫌気状態にある地中に酸素を供給すること、また、それによって根圏において硝化作用、脱窒作用が促進されること、植物群落がレフージとなり植物プランクトンの濾過摂食効率の高い大型の動物プランクトンの量が増加することなど様々な機構が考えられている。しかし、これらの機構については必ずしも十分な定量化がなされておらず、大型植物の群落を浄化施設用いようとする場合には、モデルプラントにおいて長期間実験を行わなければならなかったり、また、運用時においても必ずしも効率的な運用がなされていない。こうしたことを考慮し、ここではヨシ *Phragmites australis* を対象にして、ヨシの生活史を考慮して、上記の過程を定量的な評価を行い、他の植物へ適用する際の示唆を考える。

3.5.7.1 ヨシの生活史

わが国におけるヨシの生活史は以下のようなものである。まず、4月初旬に地下茎より1次葉茎が発芽し、初期には地下茎に蓄えられている物質を利用し、十分生長した後には自ら光合成を行うことで生長する。その後、5~6月より2次葉茎が発芽する。7月半ばから8月半ばにかけて穂付けるが、穂を形成した後は光合成生産物のほとんどは穂の形成と地下茎への再配分に向けられるために1次葉茎の生長は止まる。10月頃から葉茎は徐々に枯れ始め、12月までにはほとんどの葉茎が枯死する。一方、地下茎は、初春の1次葉茎を発芽させる時点では大量の物質を利用するためにバイオマスを減少させるが、6月後半頃から光合成生産物を供給するために徐々にバイオマスを回復させる。地下茎は1年に通常1つの節を形成させながら増え、それぞれの節の寿命は5~6年程度である。

ヨシの場合強度な茎が存在するために、枯死した後も葉茎は暫く立ったままの状態で存在し、徐々に倒壊する。立ち枯れの状態でも大気中で多少分解されるものの、分

解が進むのは倒壊した後、好気的な水中にある期間である。枯死したリターが嫌気的な水底の土壤中に没すると分解速度は極めて小さくなる。

こうした過程を栄養塩の收支でみると、生长期には大量の栄養塩を土壤中から吸収し、分解時には蓄えていた栄養塩を放出する。そのため、ヨシの植物体を通じた栄養塩收支は、ヨシの生長量による吸収量と分解されるバイオマス量と分解速度による栄養塩の回帰量に規定される。そのため、これらの量を見積ることで、植物体を経由する栄養塩の收支を評価することが可能になる。以上の過程を模式的にあらわしたもののが図3・5・52である。これに従って、栄養塩收支を見積もる。

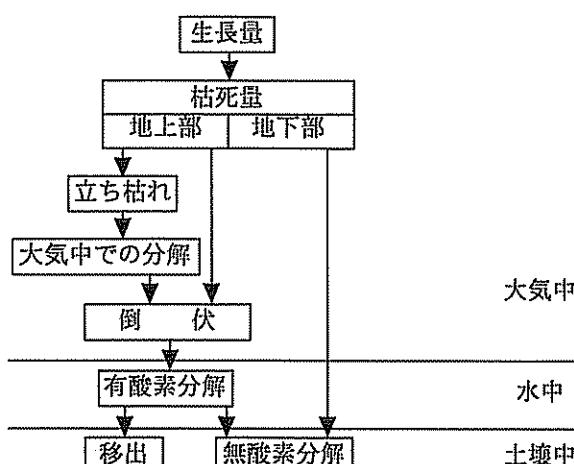


図3・5・52 ヨシの分解過程

3.5.7.2 ヨシの生長解析

ヨシの生長については、バイオマスや高さを経験的な数式において示す方法、バイオエナジエティクスにより各器官ごとにその量の時間変化を予測する方法の二つが可能である。Asaeda & Karnaratne^{6), 7)}は、地下茎、根、葉茎、穂に分けたバイオエナジエティクスによる解析を提案、世界各地のヨシに適用し、概ね良好な結果を得ており、気象条件と最初の発芽の時期の条件のみでバイオマスの予想が可能となっている⁸⁾。

3.5.7.3 分解の解析

リターの分解についての解析は、分解速度が有機物量に比例するという過程の元、指數関数で与えられる。ただし、その際の係数は水温等の関数となる。また、易分解性の物質と分解され難い物質に分けた解析等、情報量

に応じてより高精度の解析も可能である。また、分解初期に生ずる溶解性物質の溶脱、酸素量の関数としての解析等も可能である。ここでは、Asaeda et al.¹⁰による。

以上の過程で、立ち枯れの状態から倒壊するまでの期間は一般的な議論にはのり難いものの、オーストラリアのMirrool Creekでの観測例^{10, 11}を用いることにする。

3.5.7.4 適用の例

以上のような考え方を用いて、オーストリアとハンガリー国境に位置するNeusiedlersee湖での観測例に適用する^{12, 13, 14}。この湖は、オーストリアで最大の湖（表面積320km²）で、1868年に乾燥された後、沿岸帯にヨシの群落が発達し、表面積の53%を占めるまでに発達している。他の抽水植物ではガマ等がまばらに生長するのみで殆どがヨシの単群落であり、また、ヨシ帶内部の水面には *Utricularia* が生長するが最大バイオマスは 15g m⁻²で、植物プランクトンのバイオマスも 0.002g m⁻² と少なく、ヨシのバイオマスと比較するとそれぞれ 0.15 %, 0.0001 % に過ぎず、密集したヨシ帶においては、ヨシが物質循環の主要な役割を果たしている。また、Purbachの近くのBreitenbrunnのヨシ帶では表層堆積物の 7 % が有機物であり、ヨシ帶の外側の 1 ~ 2 % とは大きく異なっている。ヨシ帶周辺部においては細かい物質は水の弱い動きによっても流动し、無機物を含んだ砂が蓄積されるが、ヨシ帶の内部においては波は弱く、大部分のリターは定着し地下に蓄積されていく。このように、ヨシ帶内部の全ての有機物はヨシにより生産されかつ分解されたものと仮定できる状態にある。

ヨシの生活史、生長は Sieghardt により、1981年、1982年に観測されている¹⁴。日単位の水温、気温データの観測値を元に、計算した結果が図3・5・53である。

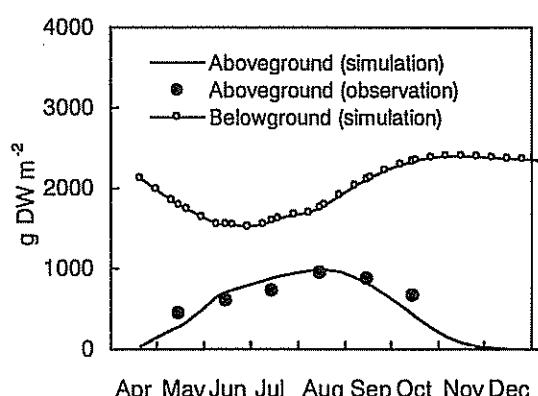
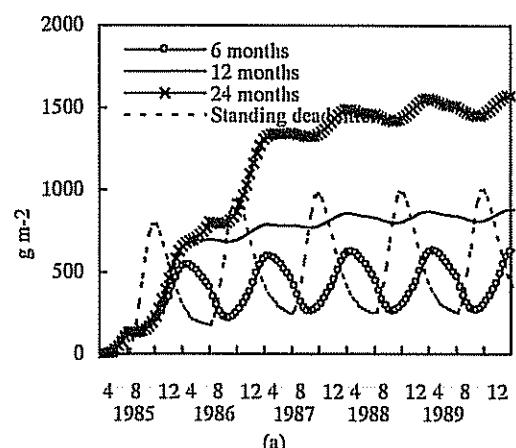


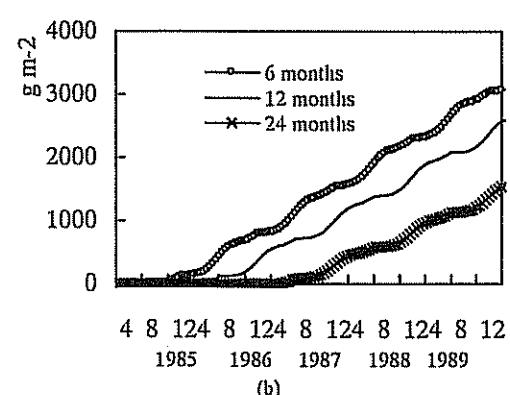
図3・5・53 Neusiedlerseeにおけるヨシのバイオマスのシミュレーション結果

同モデルでのモラビアNesyt fish pond、オーストラリアMirrool Creek、霞ヶ浦⁹、スコットランドのロッホ⁷の計算結果と同様の結果が得られており、十分実用に利用できる程度の予測が可能である。

好気的な水中にある状態から嫌気的な土壌中に埋没していくまでの期間については、場所ごとに異なるものであり、実用上はこの期間の関数で表すことの方が現実的である。この期間を6ヶ月、1年、2年とした場合の有酸素層および無酸素層のリターの量は図3・5・54のように得られる。初期にリターが存在しないという仮定で計算を進めているために、立ち枯れの量と有酸素層のリター量は、それぞれ3年程度と有酸素層での滞在期間に1年を加えた年限で定常状態に達する。しかし、土壌中の無酸素層については、徐々にリターが蓄積されていくことがわかる。こうしたリター中には、含有率は時間とともに減少するものの、大量の窒素やリンが含まれており、こうした栄養塩はほぼ一定の割合で無酸素の土壌中に取り込まれていくことを示している。



(a)



(b)

図3・5・54 立ち枯れ、有酸素層中、無酸素層中のリター量の年変化

さて、こうしたリターも徐々に分解し、土壤中もしくは水中に栄養塩を回帰する。また、植物体は生長時に土壤中から栄養塩を吸収する。生長の解析の結果、分解過程における栄養塩の回帰量を見積もったものが図3・5・55である。

この図より、栄養塩量の回帰量は2~3年程度のうちにほぼ定常な状態になるものの、その量は植物体の生長時に吸収される量の1/10程度のオーダーであることがわかる。このことは、ヨシ原においては、刈り取り等の管理を行わなくても、毎年、生長時に吸収されるものと同じオーダーの栄養塩は土壤中に蓄積されることを示している。ただし、土壤表面にリターが堆積していることは、リターの分解による有害物質の発生、温度の変化、発芽時の抵抗等のためヨシに発芽にとって必ずしも適さないこと、土壤中のリターは分解されないまま有機物として蓄積されるために水底にやわらかい土壤の層を形成することでそこに根を張る植物の発生を妨害するなど^{10, 11}の問題は残るため、刈り取りの有無はそうした点を考慮して総合的に判断する必要はある⁹。

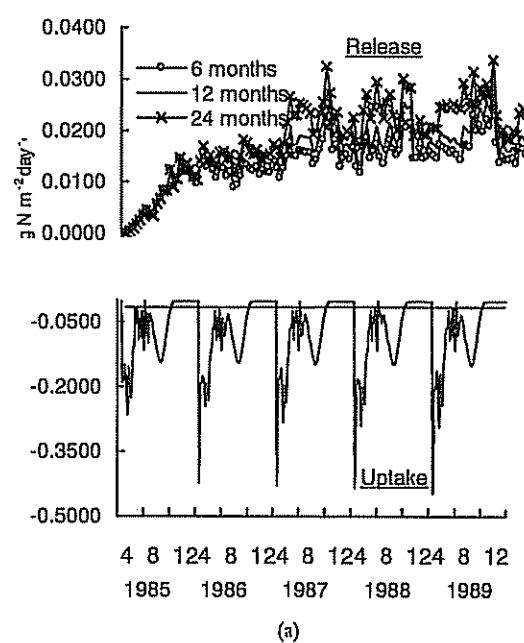
3.5.7.5 他の種の植物群落における栄養塩除去効率

さて、ヨシ原においては大量の栄養塩が土壤中に蓄積されることが示され、この機構が浄化効率に大きく関与していることがわかるが、他の種を用いた場合の効果を考察する。

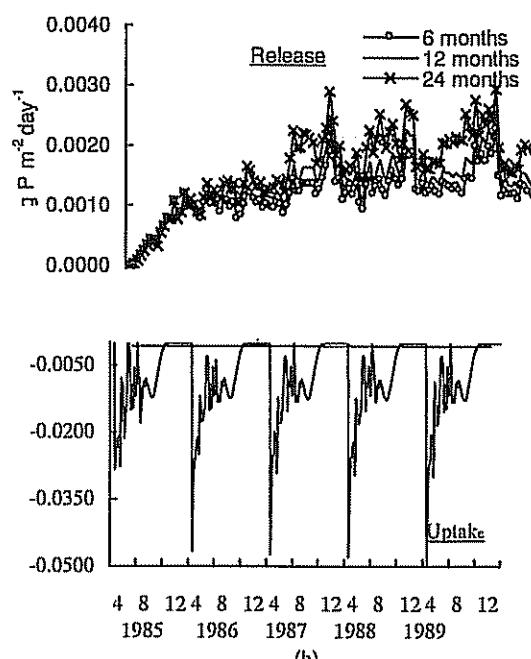
前の考察により、ヨシの植物体の吸収によっても水質浄化において大きな効果を発揮する理由は、ヨシの生長はC₃植物の中では極めて大きく、栄養塩の吸収量も多く、かつ、ヨシのリターは他の植物と比較すると分解しにくく、有酸素の状態にあっても、1年間に30~50%程度しか分解しないことによっている。このように、一般に、リターの分解速度が遅いことが、植物体による栄養塩除去効率を高める理由となっている。

こうしたことを考慮して、有酸素の状態にある場合の分解定数および50%分解するのに要する日数を表3・5・17に示す。ここで、分解定数が大きい程、枯死したリターのより多くがデトリタスとして蓄積していくことを示しており栄養塩の吸収効果の高いことを示している。ヨシにおいては、50%分解するのに1年程度を必要とするのに対して、クロモやヒルムシロ科の植物のような沈水植物では1月程度しか要せず、非常に短時間の間に生長による吸収量と分解による回帰量がバランスする。Asaeda et alの解析⁹では、リュウノヒゲモ *Potamogeton pectinatus*の場合、リターの全くない状

態から始めて、10年程度の間に、栄養塩の吸収量と分解による回帰量がバランスすることが示され、刈り取りの必要性が示唆されている。ただし、リュウノヒゲモの場合、根茎で越冬し、翌年の葉茎はこの根茎に蓄えられた物質に依存するため、刈り取り時期は、翌年の葉茎を十分に形成させ得る程に根茎が十分生長した時期に刈り取りとらなければならない。



(a)



(b)

図3・5・55 ヨシ群落内における窒素(a)およびリン(b)の回帰量と生長時の吸収量

このように、大型植物群落による水質浄化においては、利用する植物種の生活史および生産量、分解速度が大きく関与しており、そうした量を十分な精度で測定することによって、栄養塩の吸収量も見積もることも可能である。また、その結果にこれまで様々な形で提案されている植物プランクトンの予測を用いることによって、植物プランクトンなどのより直接的な要素の予測もある程度可能になるであろう^{17), 18)}。

ただし、脱窒過程や動物プランクトンやアレロバシーなどによる植物プランクトンの増殖抑制効果については、それぞれにおける機構を考慮した解析が必要であり、今後の課題といえる。

本研究を行うにあたり、チェコ科学アカデミーのHana Cizkova博士、オーストリア生態学研究所のPeter Hietz博士、キャンベラ大学のDavid Williams上級講師、信州大学名誉教授の桜井義雄先生に多大な助言をいただいた。また、プログラム作成は埼玉大学博士後期過程のLe Huu Nam君による、記して感謝いたします。

ただし、脱窒過程や動物プランクトンやアレロバシーなどによる植物プランクトンの増殖抑制効果については、それぞれにおける機構を考慮した解析が必要であり、今後の課題といえる。

表3・5・17 分解速度を示すパラメータ¹⁹⁾

植 物	分解定数 k(day-1)	50%分 解に 要する日数
抽水植物		
ヨシ <i>Phragmites australis</i>	0.0005-0.0031	224-1386
ヒメガマ <i>Typha angustifolia</i>	0.0019-0.0047	147-64
ガマ <i>Typha latifolia</i>	0.0043-0.104	67-160
オモダカ属の一種 <i>Sagittaria latifolia</i>	0.0495	14
ウキヤガラ <i>Scirpus fluviatilis</i>	0.0018	385
カヤツリグサ属の一種 <i>Cyperus articulatus</i>	0.0069	101
イグサ属の一種 <i>Juncus sparsus</i>	0.0013	533
スゲ属の一種 <i>Carex riparia</i>	0.0029	240
浮葉植物		
コウホネ属の一種 <i>Nuphar variegatum</i>	0.035-0.093	32-83
スイレン属の一種 <i>Nymphaea nouchali</i>	0.042	17
ハス属の一種 <i>Nelumbo lutea</i>	0.0033-0.0108	64-210
沈水植物		
マツモ <i>Ceratophyllum demersum</i>	0.0213	31
コカナダモ <i>Elodea canadensis</i>	0.026-0.0912	8-27
クロモ <i>Hydrilla verticillata</i>	0.020	35
ホザキノフサモ <i>Myriophyllum spicatum</i>	0.0315	22
イバラモ属の一種 <i>Najas major</i>	0.0341	29
エビモ <i>Potamogeton crispus</i>	0.042-0.093	7.5-17
ヒルムシロ属の一種 <i>Potamogeton lucens</i>	0.0525	13
リュウノヒケモ <i>Potamogeton pectinatus</i>	0.0097-0.082	8.5-71
ヒロハノエビモ <i>Potamogeton perfoliatus</i>	0.0537	13
浮遊植物		
アカウキクサ属の一種 <i>Azolla pinata</i>	0.0097	72
Eichhornia crassipes	0.006-0.38	18-115
コウキクサ <i>Lemna minor</i>	0.0109-0.0351	20-64
スギ	0.0013-0.00065	2307-4615
ウェットランド森林	0.0021-0.0057	122-330

参考文献

- 1) 名取真(1978): 水生植物による排水処理, 環境技術, Vol.7, pp.917.
- 2) Beall,D.L.(1984): Brigantine Division-Marsh vegetation rehabilitation-channel control of *Phragmites*.USFWS, pp.8.
- 3) Brix,H.(1987) Treatment of wastewater in the rhizosphere of wetland plants -The root-zone method-, Wat. Sci.Tech., 19, 107-118.
- 4) 桜井善雄(1988)水辺緑化による水質浄化, 緑の読本, pp.899-909.
- 5) 細見正明, 須藤隆一(1991): 濕地による生活排水の浄化, 水質汚濁研究, pp.674-681.
- 6) Asaeda, T. & Karunaratne, S. (2000): Dynamic modelling of the growth of *Phragmites australis*: model description, Aquatic Botany, Vol.67, pp.301-318, 2000.
- 7) Karunaratne, S. & Asaeda, T. (2000): Verification of a mathematical growth model of *Phragmites australis* using field data from two Scottish Lochs, Folia Geobotanica, Vol.35, pp.419-432.
- 8) 田中規夫, 浅枝隆, Karunaratne,S.(2000): 日射量・気温変化によるアシ*Phragmites australis*の生長予測解析, 土木学会論文集, No.663, II -53, 119-129.
- 9) Asaeda, T., V.K.Trung, & J. Manatunge (2000): Modeling the effects of macrophyte growth and decomposition on the nutrient budget in shallow lakes, Aquatic Botany, Vol.68, pp.217-237.
- 10) Hocking, P.J. (1989): Seasonal dynamics of production, and nutrient accumulation and cycling by *Phragmites australis* (Cav.) Trin. ex Steudel in a nutrient-enriched swamp in inland Australia. I. Whole Plants, Australian Journal of Marine and Freshwater Research, Vol.40, pp.421-444.
- 11) Hocking, P.J., Finlayson, C.M. & Chick, A.J. (1983): The biology of Australian weeds. 12. *Phragmites australis* (Cav.) Trin. ex Steud., J. Aust. Inst. Agr. Sci., Vol.49, pp.123-132.
- 12) Neuhuber, F. & Hammer, L. (1979): Oxygen conditions. In: Löffler, H. (Editor), Neusiedlersee: The Limnology of a Shallow Lake in Central Europe, Dr. W. Junk bv Publishers, The Hague-Boston-London, pp.121-130.
- 13) Löffler, H. (Editor) (1979): Neusiedlersee: The Limnology of a Shallow Lake in Central Europe, Dr. W. Junk bv Publishers, The Hague-Boston-London.
- 14) Sieghardt, H. (1987): Dry matter production of common reed (*Phragmites australis*) in different zones of the reed belt in lake Neusiedlersee (Austria), Sitzgs.ber. OAW Math.naturw. Kl.I, Vol.198, pp.73-80.
- 15) Polunin, N.V.C. (1982): Processes contributing to the decay of reed (*Phragmites australis*) litter in freshwater, Arch. Hydrobiol., Vol.94, pp.182-209.
- 16) Polunin, N.V.C. (1984): The decomposition of emerged macrophytes in freshwater, Adv. Ecol. Res., Vol.14, pp.115-166.
- 17) Asaeda,T. & Bon, T.V.(1997): Modelling the effects of macrophytes on algal blooming in eutrophic shallow lakes, Ecol. Modelling, Vol.104, pp.261-287.
- 18) Asaeda,T., V.K.Trung, Manatunge, J (2001): Modelling macrophyte-nutrient-phytoplankton interactions in shallow lakes and the evaluation of environmental Impacts, Ecol. Eng., Vol.16, pp.341-357.
- 19) Vymazal, J. (1995) Algae and element cycling in wetlands, Lewis.

3.5.8 水質汚濁が魚に与える影響に関する実験的研究

3.5.8.1 研究背景

米国では、ブッシュ大統領(1988)による”No Net Loss”のスローガンのもと、開発行為に伴う環境悪化を最小限にとどめ、どうしても避けられない環境悪化については、代償措置として破壊された環境に相当する量の良好な環境を新たに創り出していこうという「ミチゲーション」が導入されている。ミチゲーションを適切に実施するためには、破壊され、あるいは創造された環境の価値を適切に評価することが必須となる。これに応えるため、表3・5・18に見られるような種々の環境評価法が提案されてきた。これらの多くは湿地環境を主眼においてものであるが、河川においても同様の手法が試みられている。その代表例が、アメリカ魚類・野生生物保護局によって開発されたPHABSIM (Physical HABitat SIMulation System)であろう¹⁾。PHABSIMによる環境評価手順の概略を図3・5・56に示す。適性度(合成適正値)に面積を乗じるという意味では、PHABSIMも野生収容力定量型の一種といえる。PHABSIMで最も重視される

環境因子は、図3・5・56にもあげられている流速・水深・底質である。水質項目については、PHABSIMの上位概念であるIFIM (Instream Flow Incremental Methodology)において、水温について縦断方向の生息域制限要因として扱われているものの、他の水質項目についてはPHABSIMにおける前記3項目ほどの明快な扱いはされていない。その理由の一つには、水質項目については流速・水深・底質などの物理的環境因子ほどはっきりした適性基準(魚がある環境因子に対してどのような選好性を示すか)が定まっていないことがあると思われる。

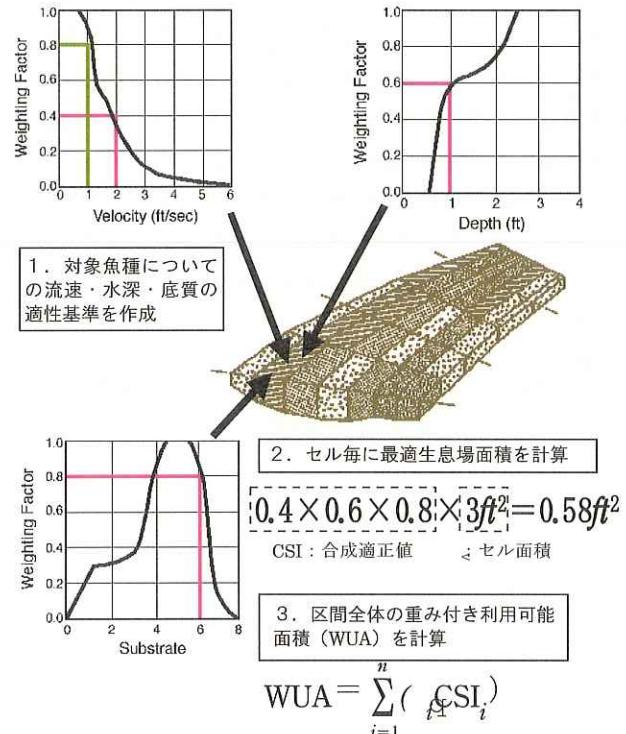
一方筆者らは、PHABSIMとは独立に、人間活動が生態系に与える影響を評価し、生物資源量の保護・管理に利用することを想定した動的な生態系モデルの開発を試みてきた²⁾。このモデルにおいても、魚の環境選好性に基づく移動の評価が生物資源量の評価にとって本質的な問題であることから、PHABSIMと類似の環境因子毎の適性基準(筆者らは選好曲線と呼んでいる)を求める必要性があった。PHABSIMそのものにしても、その理論的な明快さとある程度の汎用性から一定の成功を収めて

表3・5・18 環境評価手法一覧

型	代表的評価法	特徴	類似法
野生 収容 力定 量型	HEP (Habitat Evaluation Procedure 1976,80)	生息場価値=A × I I=生息場適性度 ・評価法の主流 ・HGM 法でも踏襲	HES(1980), Minnesota HEP(1987), Oregon HEP (1986), CalHEP(1987), PAM-HEP (1980,95), WHAMS (1993), WVA (1993), WHAP (1995), WHAG (1991), HAT (1989), WRAP (1996), WWEM (1976)
機能 収容 力定 量型	HGM Hydro-Geomorphic Method (1995)	I=地域を代表する環境を基準とした Functional Capacity Index	LARSON-GOLET 法 (1974), MWEM (1988), WWEM (1988), Holland-Magee (1985), OWES (1983), IVA (1985), EPW (1994), NC (1993, 95), CONNECTICUT-NEW HAMPSHIRE (1986, 90)
多機能定性型	WET (Wetland Evaluation Technique 1983,87)	生息場機能と社会機能の指標からランクイン(上、中、下)を誘導	Highway Methodology (1995), WEThings (1994), Coastal Method (1993)
広域累積インパクト型	SCI (Synoptic Cumulative Impact 1990,92)	環境に対するインパクトをGIS的分解能でINVENTORYする	PCM (1993), WEG (1992), CBM (1991), SCIA (1992), MDE (1995), EIW (1986, 91)
資料重点型	IBI (Index of Biotic Integrity 1986, 97, 98)	測定可能な指標で水系生態系の健康度を探点	BRAST (1982), BEST (1991)

Choule J. Sonu によるまとめ

(「アメリカの環境政策の動向から見た日本の環境保全の将来」講演会資料 東京大学, 1999)



図版は U.S. Geological Survey のホームページ (<http://webmesc.mesc.nbs.gov/rsm/ifsc5of7.html>) を再構成したもの

図3・5・56 PHABSIMの手順

きたものの、生物量そのものは評価できないため、動的個体群モデルの開発が今後の課題とされており、目標は筆者らと同じである。こうした動的モデルを用いれば、水質項目についての選好曲線さえあれば、工場からの汚水や温排水の排出、土木工事による濁水など局所的な人間活動が生態系に与える影響をも評価可能となるが、魚の移動や成長、死亡を直接数値シミュレーションするため、選好曲線もより精度の高いものでなければならない。次世代の環境評価法のためには、水質項目についての選好曲線の整備が求められているのである。

ところが、3.4.2でも述べたように、水質などの化学的条件と魚類との関係については、水温、DO、pHなどごく少数の項目を除いては未だ明確でない部分が多い。水温やDO、pHにしても、選好曲線という形でまとめられた情報はほぼ皆無といって良い。本研究では、いくつかの水質項目について選好曲線を作成して、魚類と水質の関係を定量的に明らかにすることを目的とした。

3.5.8.2 実験方法

PHABSIMでは選好曲線は専門家による討議もしくは現場における環境調査・生物量調査によって定める場合がほとんどである。しかし、現地調査では流速と同時に水深も変化するなど、環境因子それぞれに独立した形で選好曲線を求めるのは至難である。特に水質項目など1河川中での変化が物理環境にくらべて小さいものでは、現地調査から選好曲線を定めるのは不可能と言ってよい。このため、現地調査に比べて魚にとっての環境が違いすぎるなどの批判はあるものの、実験条件を制御可能な室内実験によって選好強度を求ることとした。実験

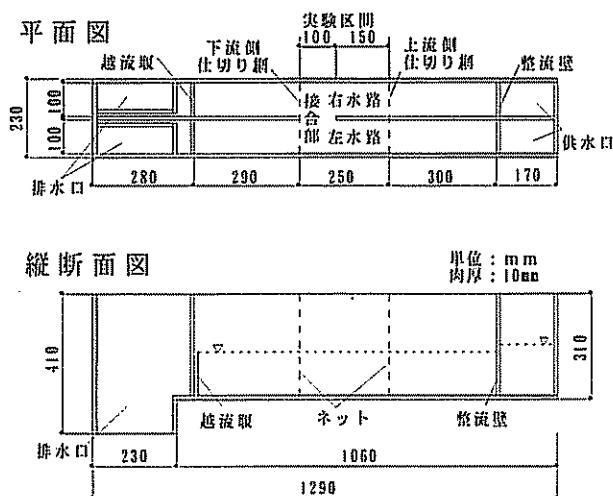


図3・5・57 実験装置の概要

装置の概略を図3・5・57に示す。装置は透明アクリル製で、2本の水路（試験水路・対照水路）が平行している。実験区間は水路中央のネットで仕切った縦25cm、横20cm、高30cmの区間で、魚を所定数ここに入れて実験を行った。実験区間の一部で2本の水路が接合されており、魚は左右の水路を自由に選択し、行き来することができる。実験水路の周りは灰色の暗幕で覆い、視覚的に刺激となるものを極力少なくし、内部を一灯で照明した。

実験中の魚の行動はビデオカメラで撮影し、1分毎に魚の左右分布を計数して、実験条件に応じ20分から50分の平均分布を求めた。以下で述べる1項目ごとの分布結果は、それぞれ2～3実験についての平均値である。

3.5.8.3 水温

試験魚はアユ（体長17cm）、コイ（体長10cm）、アブラボテ（体長5cm、以下、タナゴ）である。実験毎の分布を図3・5・58に、これより求めた選好曲線を図3・5・59に示す。アユは23℃をピークとしてタナゴに比べて狭い選好範囲を示した。コイについては高温側の実験が不足で最適水温は求められてはいないが、他の魚と同じく低温に対して急速に選好性が低下する。

3.5.8.4 濁度

カオリソを懸濁させた濁水を用い、アユ、タナゴについて実験を行った。実験毎の分布を図3・5・60に、これより求めた選好曲線を図3・5・61に示す。実験した濁度範囲では、いずれの魚種についても濁度が高い方が選好されるという結果となった。これは濁度がカバー（隠れ場）として機能するからである。特にタナゴについては明確にこの傾向が見られ、別に行った遮蔽実験とも傾向がよく一致していた。一方、一般にアユは濁水を忌避すると言われており、3.4.2でも紹介したように稚魚についてはそれを支持するような実験結果も報告されている。成魚と稚魚の違いも考えられるが、タナゴについては実験中6ヶ月以上も蓄養可能であったことから、蓄養や実験が魚自体にあまりストレスを与えていなかったと判断できるのに対し、アユについては1ヶ月程度しか蓄養に成功しておらず、ストレスのため通常より強い逃避行動を示していたとも考えられる。選好性のピークも求めることができていないため、特にアユについては今後も検討が必要である。

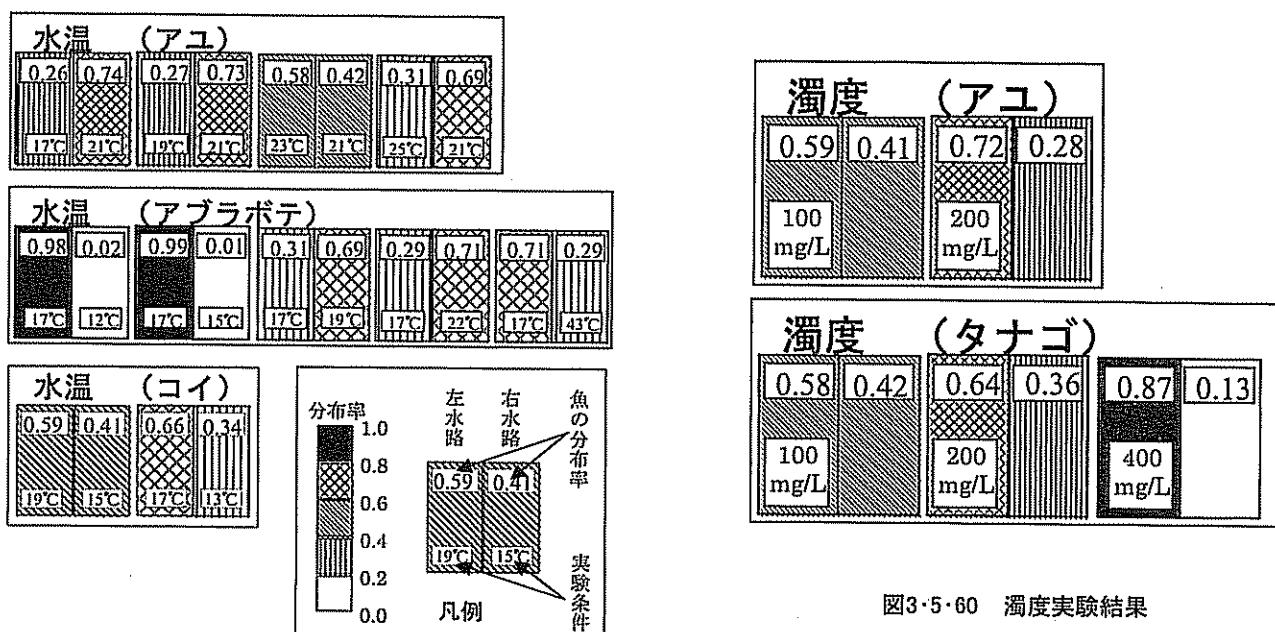


図3・5・60 濁度実験結果

図3・5・58 水温実験結果

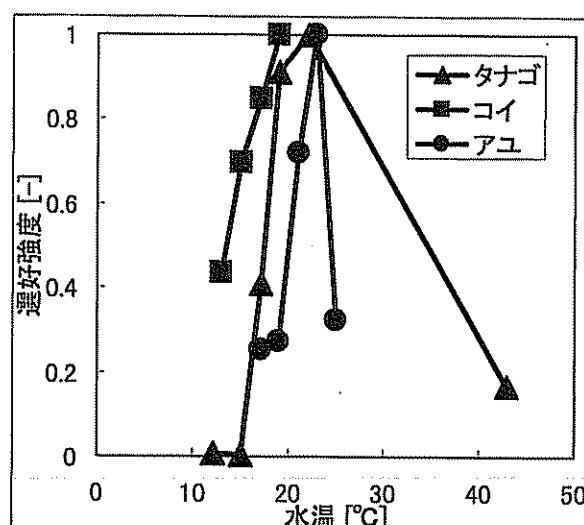


図3・5・59 水温に対する選好曲線

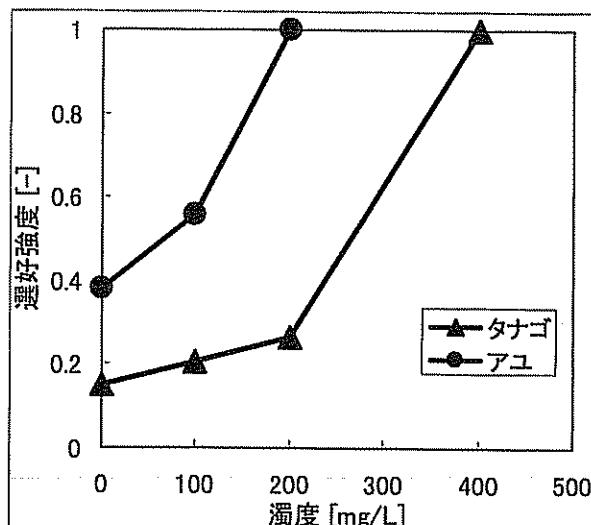


図3・5・61 濁度に対する選好曲線

3.5.8.5 アンモニア

塩化アンモニウムを使用し、試験水路をNH₄⁺濃度2mg/l, 4mg/l, 6mg/l (pH8.0水温20°C:遊離アンモニアNH₃濃度0.180mg/l, 0.350mg/l, 0.530mg/l)に調節した。試験魚には、アンモニアを含む下水廃水により遡上が阻害されているとの報告³⁾があるアユを用いた。

実験毎の分布を図3・5・62に、これより求めた選好曲線を図3・5・63に示す。選好曲線では遊離アンモニア0.18mg/lのとき選好強度が最大になるよう見えるが、一般にはっきりした忌避や選好性が見られない濃度範囲では分布のバラツキが大きくなることから、アンモニア

を忌避する濃度の限界が0.180~0.350mg/lの間にあると読むべきである。国内外の環境基準でも目標とされるNH₄⁺濃度の値が2mg/l前後であり、これを考慮しても、アユがアンモニアに忌避反応を示す境界となる0.18mg/lという値は注目すべき値である。

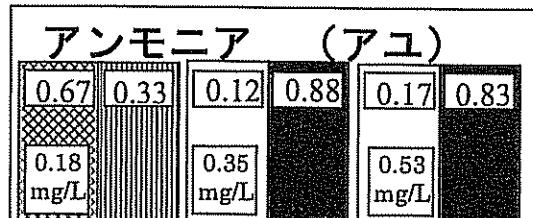


図3・5・63 アンモニア実験結果

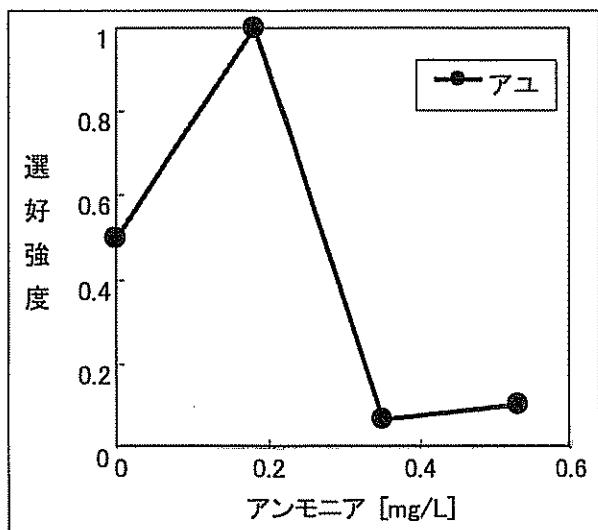


図3・5・63 アンモニアに対する選好曲線

3.5.8.6 その他の有害化学物質

タナゴ、コイ、ニジマス（体長14cm）を用い、テトラクロロエチレン、クロロホルム、チウラム、シマジンについての実験を行った。実験ごとの分布を図3・5・64に、これより求めた選好曲線を図3・5・65に示す。有害化学物

質に対する魚の挙動は、非常に特異なものであった。たとえば、クロロホルムに対して、タナゴは高濃度を選好するという結果になっている。ところが、観察によれば、タナゴはクロロホルムの存在する区間と存在しない区間を頻繁に右往左往しており、結果的に分布だけでみると選好するような結果となったのである。観察する限りでは、クロロホルムの中に長く留まることはできないものの、誘引されるようにクロロホルムが存在する側に行かずにはおれないよう見受けられた。実際、タナゴが非常に好む遮蔽条件をクロロホルムの存在する側に設定した実験も行ったが、クロロホルム側の存在率の上昇は見られず、クロロホルムを選好しているわけではないことは明らかである。また、タナゴとニジマスはシマジンに対しても弱い選好性を示しているが、これも複数回の実験で再現性が認められたものである。過去の研究から毒性物質の濃度があるレベルを越えると忌避率はかえって低下することが広く認められており^{4,5,6,7)}、この濃度範囲は忌避試験としては高濃度すぎた可能性もある。いずれにせよ、水温などの魚にとってなじみ深い水質項目と比較して、これら有害化学物質に対する魚の忌避行動は敏感なものとは言えないようと思われた。

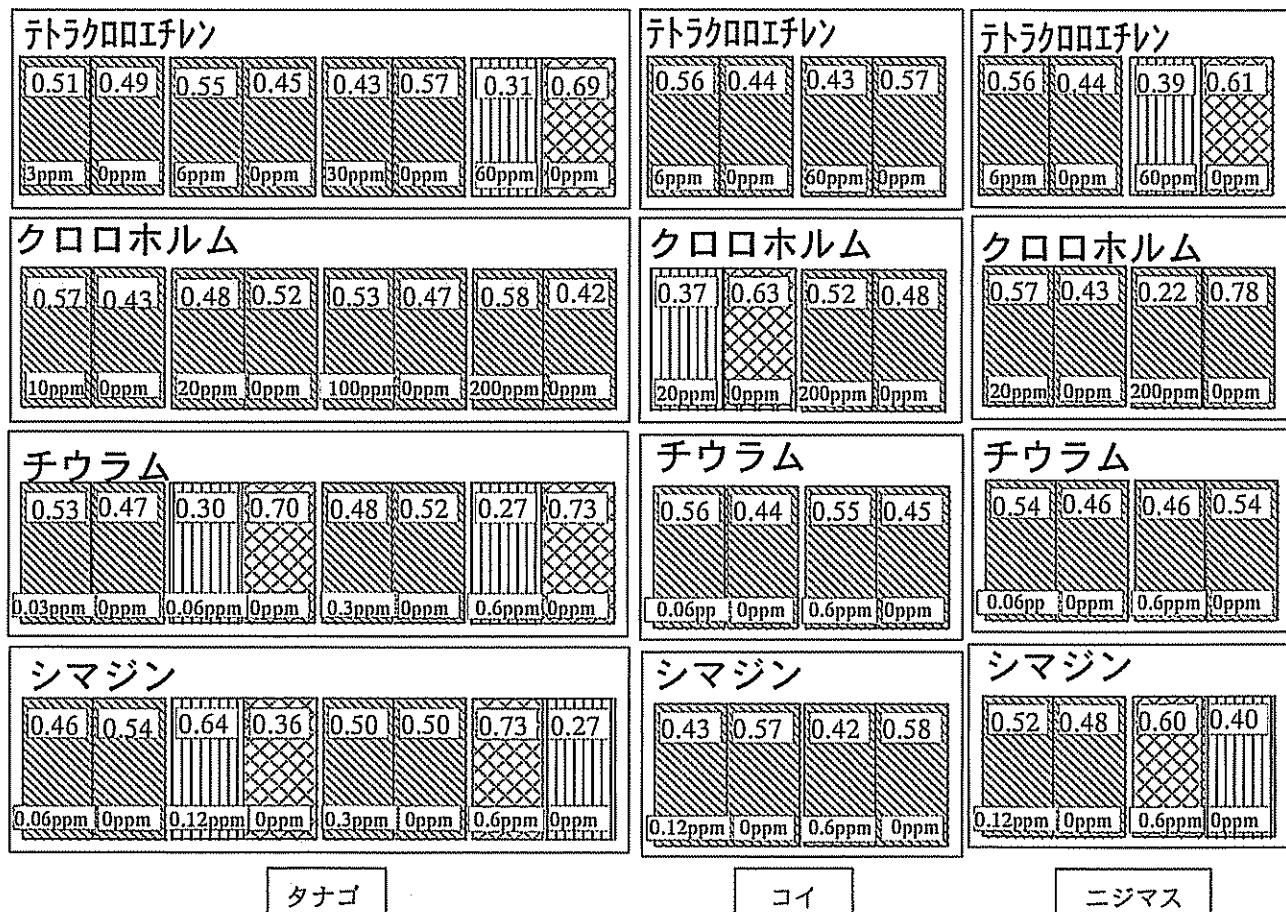


図3・5・64 有害物質の実験結果

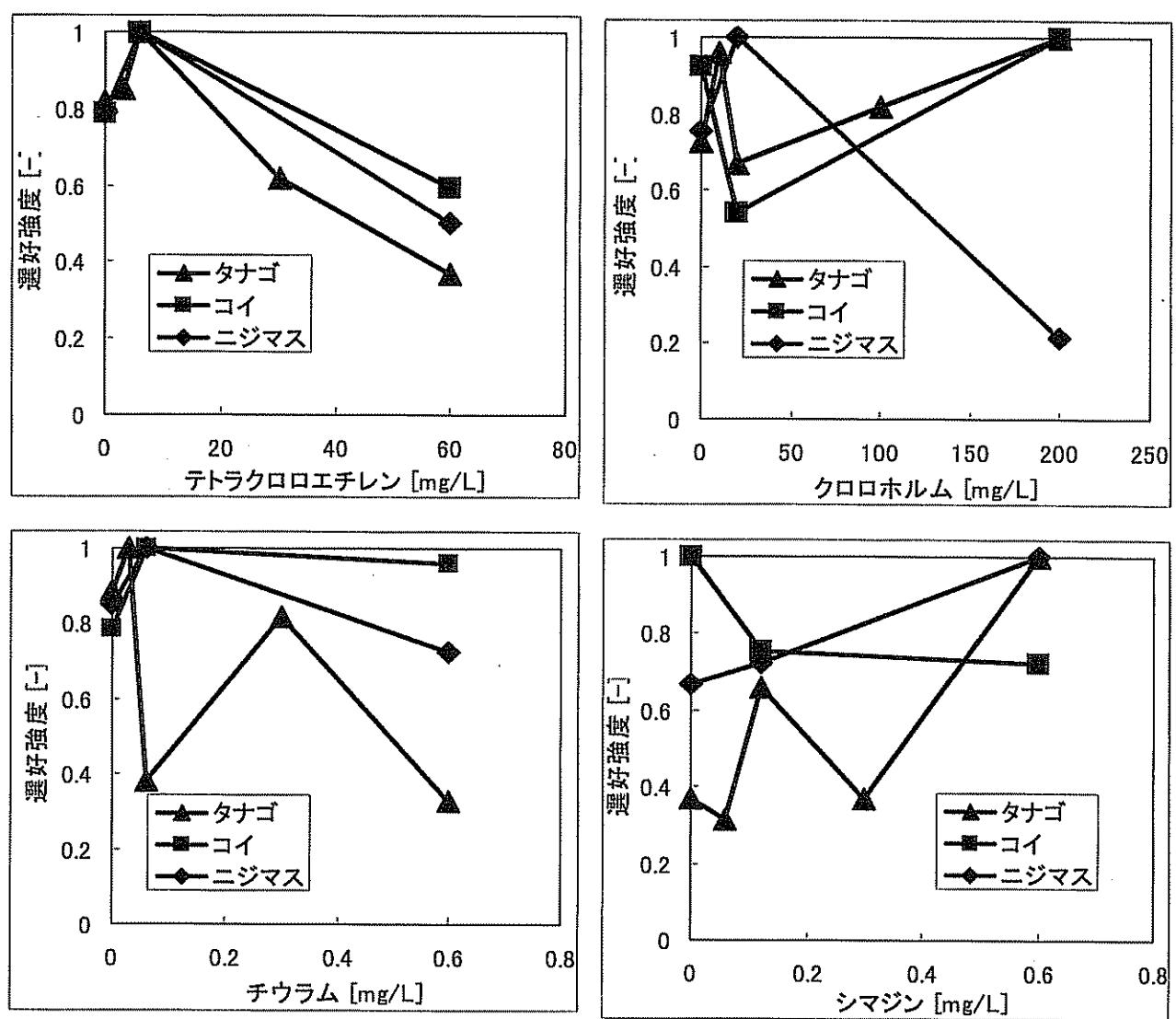


図3・5・65 有害物質に対する選好曲線

3.5.8.7 結論

いくつかの水質項目についての選好曲線の作成を試みた。実験技術的な難しさもあり、すべての物質について十分な精度の選好曲線を作成できたわけではないが、興味深い知見を得ることができた。今後は、その他の重要な水質項目についての知見を増やすほか、物理項目との影響の大きさの比較、水質項目相互の影響の大きさの比較、忌避行動をとる濃度レベルと急性毒性、慢性毒性を示す濃度レベルの関係の整理、魚の成長段階による忌避行動の違いの整理など、残された課題は多い。

参考文献

- 1) アメリカ合衆国内務省／国立生物研究所（中村俊六、テリー・ワドウル訳）(1999): IFIM入門、(財)リ

バーフロント整備センター、

- 2) 関根雅彦、浮田正夫、中西弘、内田唯史（1994）: 河川環境管理を目的とした生態系モデルにおける生物の環境選好性の定式化、土木学会論文集、No. 503/II-29, pp. 177-186.
- 3) 風間真理（2000）: なぜ神田川にアユが遡上したか、多自然研究、55号, pp.16~19.
- 4) 日高秀夫、立川涼（1985）: 魚類による化学物質の忌避試験法(1), 生態化学, 7(4), pp. 17-25.
- 5) 日高秀夫、立川涼（1985）: 魚類による化学物質の忌避試験法(2), 生態化学, 8(1), pp. 17-27.
- 6) 日高秀夫、立川涼（1985）: 魚類による化学物質の忌避試験法(3), 生態化学, 8(2), pp. 31-40.
- 7) 日高秀夫、立川涼（1985）: 魚類による化学物質の忌避試験法(4), 生態化学, 8(3), pp. 31-38.

3.5.9 転炉スラグの還元機能を利用した水域での生物学的・化学的窒素除去促進技術の開発

3.5.9.1 はじめに

下水道の整備に伴い水域への有機物の負荷は減少しているものの、窒素やリン等の栄養塩類の濃度は必ずしも減少傾向にはない。これには、下水道未整備地区からの生活排水や農業排水の流入、底質からの溶出などが主な要因となっている。平成11年、環境庁が亜硝酸態窒素($\text{NO}_2\text{-N}$)と硝酸態窒素($\text{NO}_3\text{-N}$)を水質汚濁に係わる人の健康の保護に関する環境基準、及び地下水の水質汚濁に係わる環境基準の項目に追加したことから、各種排水処理施設に高度処理が導入され始めている。このように陸域からの負荷を削減すると共に、水域での浄化機能を高めるために、多種多様な生物を高密度に保持できる担体を導入して物質循環を活性化し、恒常的に水域環境を保全する技術の確立が望まれる。

本研究は、水域の浄化促進技術として、製鉄過程で排出される転炉スラグ（以下スラグ）を、その特性を充分に生かした生物学的・化学的栄養塩除去担体として導入することの可能性について検討したものである。スラグは製鉄過程の副産物であり、その有効利用が求められている。これまでに底質からのリンの溶出抑制にその効果が認められている^{①, ②, ③}。しかし、リン吸着能以外の機能については未知の分野であり、ここでは窒素除去能について検討した。

3.5.9.2 スラグの構成成分と溶出特性

使用したスラグの平均的な組成を表3・5・19に示す。主要成分は、 CaO 、 SiO_2 、全 Fe 、 AlO_2 、 MgO で、その他 MnO 、 P_2O_5 、 S 、 Cr_2O_3 、 TiO_2 等も含まれている。最も多く含まれる CaO は、全体の約40%を占め、次に含有率の高い SiO_2 は、10～20%程度である。これらの物質がどのような化合物として存在するかは不明である。スラグを水域へ適用する場合、問題となるのは含有成分の溶出による生態系への影響である。そこで、スラ

表3・5・19 転炉スラグの主な組成成分

(%)

CaO	SiO_2	T- Fe	AlO_2	MgO
36.8	16.9	15.1	8.9	4.8

グから水中へ溶出する成分とその量を回分実験により検討した。溶出速度には比表面積が大きく影響するため、粒径で4種類に分け（A：5.00～9.52mm、B：0.850～2.33mm、C：0.425～0.850mm、D：0.300mm以下）、単位質量当たりの溶出量を算出して粒径別の溶出特性を比較検討した。測定項目は、pH、アルカリ度、及び主要な構成元素である。本研究は、スラグを自然水域に設置することを前提にしているため、アルカリ度はpHを5.6にまで下げるのに要するHClの量から CaCO_3 の量に換算した。pHの測定にはpHメーターを、溶出元素の分析には、誘導結合プラズマ質量分析装置を使用した。

溶出は長期間に渡って徐々に進行したため、溶出可能な量のすべてを把握することはできなかったが、表3・5・19に示した主な構成元素の内、各元素の溶出量は Fe を除いてスラグ中の含有率が高いものほど多かった。溶出開始後50日間の含有量当たりの溶出率は、粒径の最も小さいスラグDで、 Ca で約13%、 Si で約10%、 Mg で約10%、 Al で約2%で、 Fe で約0.5%であり、 Fe の溶出率は特に小さかった。 Ca の溶出曲線はアルカリ度のそれと比較的よく一致していた。アルカリ成分、 Ca 、 Si 、 Al 、 Mg 等の主要構成成分の溶出初速度及び溶出率は粒径が小さいほど大きくなつた。また、溶出液中の析出物を粉末X線回折で分析した結果、 CaCO_3 と Ca(OH)_2 を同定した。これは、溶出の際にpHが急激に10以上に上昇したことから、スラグ中の Ca(OH)_2 が溶出後、水中の CO_2 と反応して CaCO_3 を形成したものと考えられる。構成成分の溶出初速度は粒径が小さいほど大きくなることから、スラグを担体として河川へ導入する際、粒径を調節することにより各構成物質の初期溶出速度を、ある程度制御することが可能である。

3.5.9.3 生物膜付着担体としての機能

アルカリ成分の溶出により、pHが10以上に達するスラグ表面に生物膜が形成されるかどうか、その可能性について検討した。スラグ及び、対照として玄武岩と石灰岩の粒径を筛いで0.85～1.40mmに調整し、これらを別々の容器（ステンレス製網カゴ）に入れ、河川に設置し、時折それらの一部を採取して付着生物量を脱水素酵素活性として測定した。各試料の脱水素酵素活性の時間変化を図3・5・66に示す。すべての試料で脱水素酵素活性は時間の経過とともに増加した。特に、スラグの脱水素酵素活性は、玄武岩や石灰岩に比べて特に高く、アルカリ成分の溶出が継続中でも微生物膜は形成されるものと考え

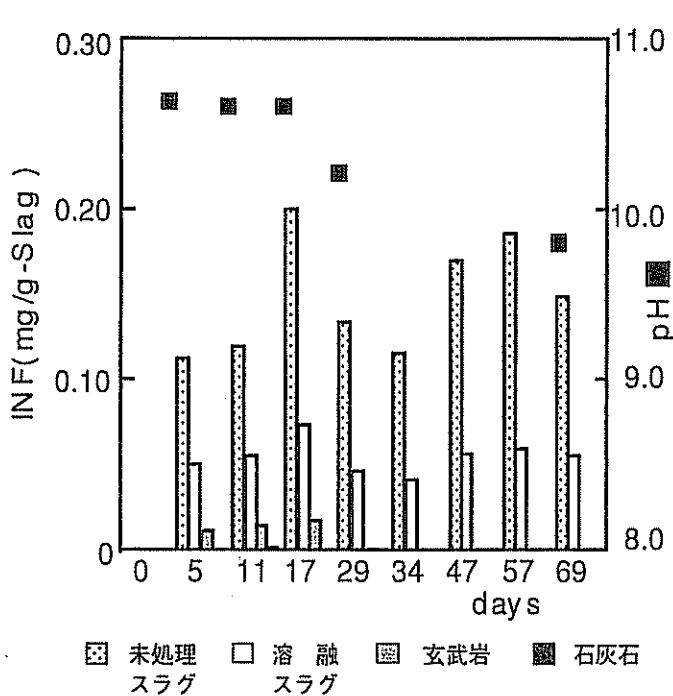


図3・5・66 各種担体の脱水素酵素活性の経日変化スラグのその時のスラグの溶出液のpH

られる。更に、この生物膜のアセトン抽出液はクロロフィルaと同じの蛍光スペクトルを示したことから、植物プランクトンを含む生物膜がスラグの表面に形成されるものと考えられる。微生物を高密度に保持するためには比表面積が大きい担体とする必要がある。その一つの方法が、細粒化したスラグを溶融処理で粒子間を結合させ、空隙率の高い担体を作製することである。このような担体に成形可能な溶融温度は、約1170°Cであった。そこで約1170°Cでの溶融処理がスラグへの生物膜形成に与える影響について検討した。その結果、溶融スラグの脱水素酵素活性は未処理スラグに比べて半分以下に減少したものの、玄武岩や石灰石より高い活性を示した（図3・5・66参照）。生物膜の保持能に影響を与えると考えられる表面形状を走査型電子顕微鏡で観察した結果、スラグの表面は微小な凹凸が多く、複雑な形状を示しているのに対し、玄武岩及び石灰岩の表面は非常に滑らかであり、その形状に大きな違いが認められた。更に、溶融処理することによって、スラグの表面は凹凸面が消失し、滑面部分が増加した。したがって、溶融処理による比表面積の減少が生物保持能の低下の主要な原因と考えられる。以上の結果から、スラグに微生物を高密度に集積できるのはその表面形状が大きな要因であり、脱アルカリ処理しなくても生物膜付着担体として充分利用できるものと期待できる。

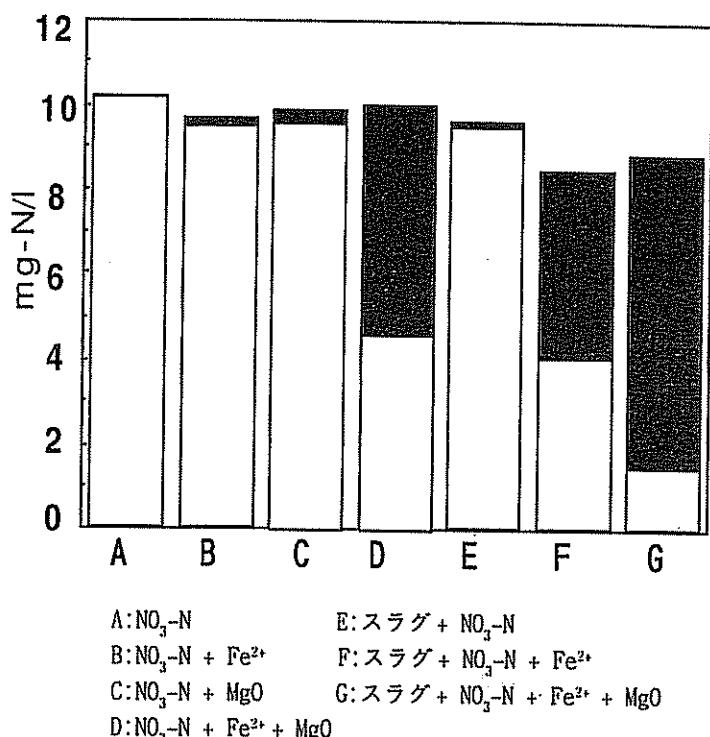
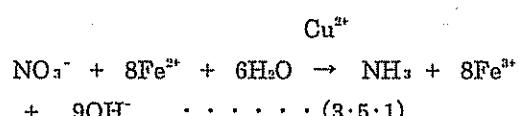


図3・5・67 転炉スラグによる硝酸塩還元に与える影響

3.5.9.4 スラグによる硝酸塩の化学的還元

無酸素及び高pH条件下において、Fe²⁺はCu²⁺を触媒としてNO₃-NをNH₄-Nに還元できることが既に報告されている^{11, 12, 13}。その反応式を次の式(3・5・3・1)に示す。



3.5.9.2 で示したように、スラグからはアルカリ成分やFe²⁺が溶出する。また、触媒機能を持つCu²⁺の含有率は極めて小さいが、スラグ中に含有率が高く、また溶出率も高いMgOに触媒機能が認められた。そこで、スラグの構成成分の溶出特性を利用したNO₃-Nの化学的還元能について検討した。初期のNO₃-Nを10mg/lとした場合、これを還元するのに充分なFe²⁺をスラグから供給できないため、Fe/N=8（式3・5・1参照）以上を満足できるFe²⁺を加えて実験を行った。

その結果、スラグはMgOを触媒としてFe²⁺によるNO₃-Nを還元を促進した¹¹。その生成物質は主にNH₄-Nであったが、10%程度は脱窒であった（図3・5・67参照）。この反応を自然水域で利用する場合の問題点は、反応生

成物が主にNH₄-Nであることがある。水環境保全の立場からすると、脱窒を促進させるべきであるが、化学的反応だけでは脱窒は約10%と少なかった。また、PO₄³⁻はFe²⁺と反応するため、PO₄³⁻の存在は、NO₃-Nを還元を抑制した。

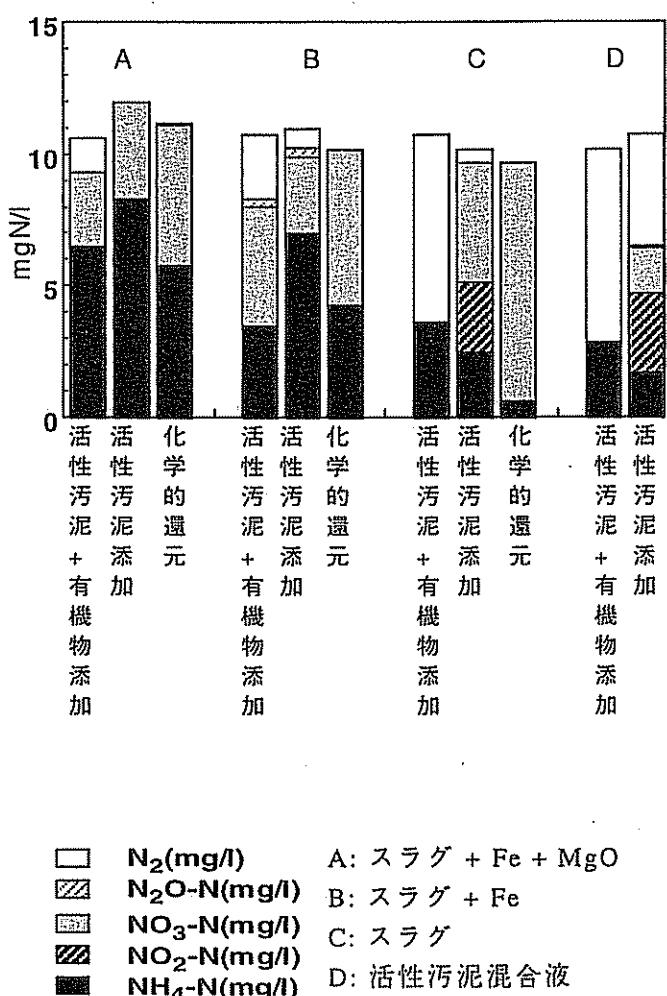


図3・5・68 生物学的窒素変換に与える転炉スラグの化学的還元能の影響

3.5.9.5 生物学的窒素変換に与えるスラグの影響

スラグによるNO₃-Nの化学的還元反応式(3・5・1)はpHが約8程度から進行し、pHが上昇するほど還元能は大きくなる^{①, ②, ③}。3.5.9.4で示したように、スラグはNO₃-Nを化学的に還元できるが、その最終産物は90%がNH₄-Nであった。水域において、スラグによるNO₃-Nの化学的還元と底質中の微生物による生物学的還元で、NH₄-Nへではなく、N₂への還元を促進できるかどうか

について検討した。NO₃-Nの生物学的及び化学的還元が共に可能なpH領域、pH=8.3~8.7において、スラグと微生物共存下におけるNO₃-Nの還元経路についてバイアル実験を行った。微生物として活性汚泥を用いた。その結果を図3・5・68に示す。スラグによるNO₃-Nの還元力が強いグループAでは活性汚泥と有機物の両方を添加された系で脱窒が認められたが、全体的には化学的還元の方が卓越していた。グループAの次にNO₃-Nの還元力が強いグループBではグループAより脱窒活性が高かったが、有機物添加がない系ではグループAと同様にNH₄-Nの生成量が増加した。これは有機物不足で生物学的脱窒が不完全となり、化学的還元との相乗効果によりNH₄-Nの生成量が増加したものと考えられる。NO₃-Nの還元力が極めて弱いグループCでは、スラグと活性汚泥共存下で、しかも有機物が添加された場合、NO₃-Nは約70%がN₂へ脱窒され、残りの30%がNH₄-Nへ還元された。これはグループDの生物学的還元反応のみの場合と大差なかった。スラグが存在しないグループDにおけるNH₄-Nの生成は活性汚泥に由来するものと考えられる。

以上の結果から、NO₃-Nの生物学的及び化学的還元が共に可能なpH領域において、化学的反応が生物学的反応より反応速度が大きかったため、NO₃-NはNH₄-Nへ還元され、生物学的脱窒量は減少したものと考えられる^④。今後、化学的還元力と生物学的還元力の調節を検討する必要がある。

3.5.9.6 底泥の窒素変換機能に与えるスラグの影響

3.5.9.4の結果から、Fe/N=8以上を満足できればスラグによるNO₃-Nの化学的還元は生じるが、スラグから溶出するFe²⁺やMg²⁺以上のNO₃-Nが供給された場合、Fe²⁺やMg²⁺を補足すれば、NO₃-Nの還元能は増大することが示された。そこで、底質中に普遍的に存在するこれらのイオンを利用するため、スラグを底泥中に散布した場合の効果について検討した。スラグの比重は2以上と大きいため、環境中では流れやバイオオーバーショーンにより一部は底泥中に埋没する。Feは酸化的環境ではFe(OH)₃やFePO₄など不溶性となって沈殿しているが、還元的環境では溶解しFe²⁺として存在する。Fe²⁺/Fe³⁺の標準酸化還元電位は+760mVと高く、水域の底泥ではごく表層部でFeの酸化還元は生じる。堆積物のFeの含有量は多く、還元的環境ではFe²⁺として溶出するため、間隙水中に80mg/lのFe²⁺が存在するという報告もある^⑤。従って、スラグを底泥上に散布した場合、

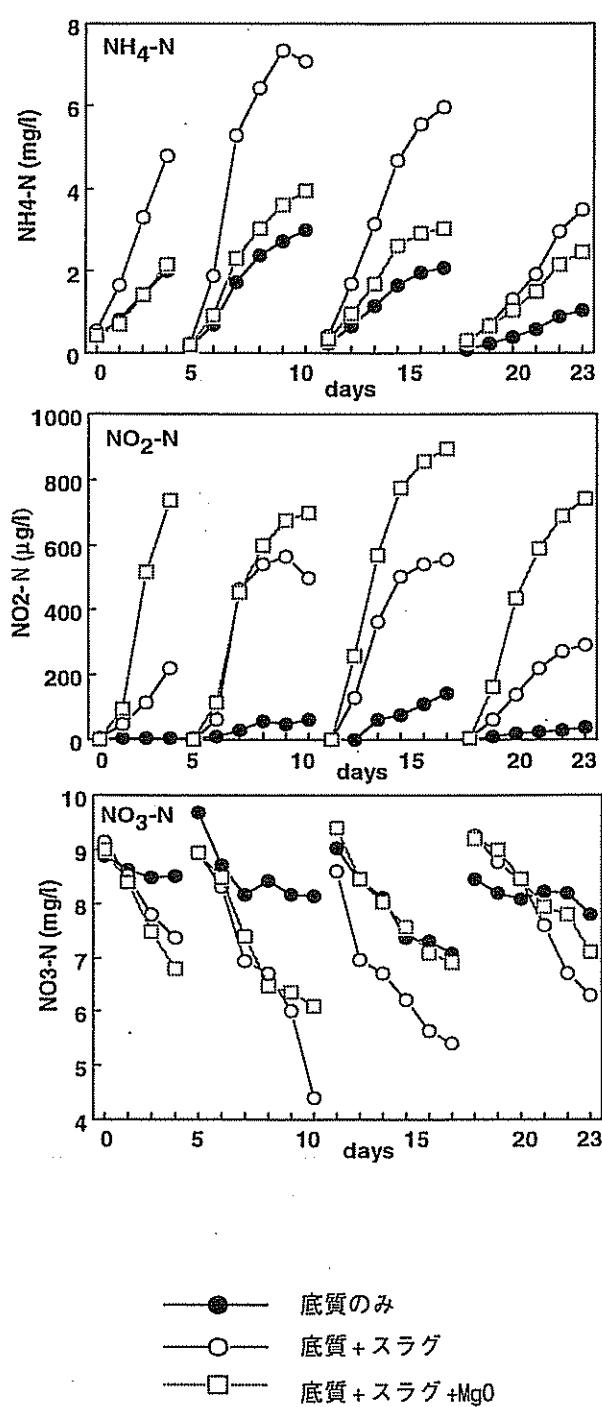


図3.5.69 低酸素条件下における底泥コア直上水中の無機態窒素濃度の経日変化

スラグから供給されるFe²⁺の量が少くとも、底泥から供給されるFe²⁺でFe/N=8以上を確保できる可能性がある。さらに、反応式(3.5.1)に示すように、NO₃-Nの還元によりFe²⁺はFe³⁺へ酸化されるため、底泥の酸化還元電位の低下が抑制され硫化水素の発生を抑制できる可能性もある。

一方、スラグのCu²⁺の含有率は極めて低い。現在、底質改良剤として主に海域で使用されているMgOが反応式(3.5.1)の触媒効果を示したのでCu²⁺の代替物としてMgOを使用した。その結果、スラグ及びスラグとMgOが共存した底泥コアにおいて、NO₃-Nの除去速度が増加し、NO₂-NとNH₄-Nの生成が促進された(図3.5.69参照)。スラグによるNO₃-NからNH₄-Nへの化学的還元の他に、スラグやMgOから溶出するアルカリ成分で底泥内のpHが上昇するため、NH₄⁺イオンとして粘土粒子や有機物に吸着していたものが溶存態のNH₄となりフックスが増大したこと、さらに底泥のpHが上昇して底泥有機物が分解し易くなったことなども考えられる。NO₂-Nの濃度も同様にスラグやMgOが入ったコアで高くなつた。NO₂-NはNH₄-Nと異なり、本来底泥中にはほとんど存在しないため、底質から溶出したNH₄-Nの酸化と3.5.9.4で示したNO₃-Nの還元によるものと考えられる。いづれにしても、スラグとMgO共存下でNO₂-Nの濃度が高いことから、これらの物質は生物学的・化学的NO₃-Nの還元反応を促進させるものと考えられる¹⁰⁾。

3.5.9.7 スラグを利用した農業排水の再資源化の可能性

窒素肥料の過剰施肥による農業排水や周辺の地下水の硝酸塩汚染が問題となっている。施肥量の適正化及び施肥の方法についてはすでに種々の取り組みがなされている。一方で、最近循環型施肥が検討され始めている。NO₃-NをNH₄-Nに還元して液肥として再使用する方法である。灌漑用溜め池や水路を反応槽としてNO_x-NをNH₄-Nに還元できれば窒素肥料の循環型施肥が可能となる。また廃棄物としてのスラグを資源化できるという面も有している。3.5.9.4及び3.5.9.5で示したように、スラグはpHが8~9でも十分なNO₃-Nの還元能を有すること、またHgやCrなどの重金属の溶出が極めて小さいことから、生態系への影響は比較的小さいと考えられる。しかし、作物の生育や収穫高などへの影響については未知数である。今後、検討しなければならない課題は多々あるものの、環境政策の基本理念である“循環型”的視点で農業排水の対策を考えるとき、一つの方向として検討する価値がある。

3.5.9.8まとめ

産業廃棄物の再資源化のひとつとして、金属やアルカリ成分を含む転炉スラグを利用した水域のNO₃-N除去について検討した。その結果、スラグから溶出するFe²⁺や環境中に分布しているFe²⁺、特に底質中に含まれるFe²⁺によって、MgOを触媒としてNO₃-Nを化学的に還元可能であった。その主な反応生成物はNH₄-Nであり、脱窒は10%程度であった。生物学的脱窒が可能なpH領域（pH=8～9）においては、生物学的脱窒及び化学的還元が同時に進行したが、化学的還元能が大きいほど、NH₄-Nの生成率が増加した。今後、添加するスラグの量を調整するなどして、スラグによる化学的還元力と底泥微生物の脱窒活性を調整することによりN₂への脱窒を促進できる可能性がある。また、スラグ表面には微小な凹凸があり、アルカリ成分の溶出が継続中にも関わらず砂類に比べて高密度に微生物を集積できた。したがって、生物膜付着担体としても充分利用できるものと期待できる。

参考文献

- 1) Yamada Hisashi, Mitsu Kayama, Kazuo Saito, and Hara (1986) : A fundamental research on phosphate removal by using slag, Water Research, Vol.20, pp.547-517.
- 2) Yamada Hisashi, Mitsu Kayama, Kazuo Saito, and Masakazu Hara (1987) : Suppression of phosphate liberation from sediment by using iron slag, Water Research, Vol.21, pp.325-333.
- 3) 伊藤一明, 西嶋 渉, 伊藤英司, 岡田光正 (1996) : 鋼鉄スラグ散布による沿岸海域でのリン除去の基礎的研究—室内実験と長期現場実験, 水環境学会誌, Vol.19, pp.501-507.
- 4) Young G. K., H. R. Bungay, L. M. Brown, and W. A. Parsons (1964) : Chemical reduction of nitrate in water, Journal of Water Pollution Control Federation, Vol.36, pp.395-398.
- 5) Buresh R. J. and J. T. Moraghan (1976) : Chemical reduction of nitrate by ferrous iron, Journal of Environmental Quality, Vol.5, pp.320-325.
- 6) Van Hecke K., O. Van Cleemput, and L. Baert (1990) : Chemo-denitrification of nitrate-polluted water, Environmental Pollution, Vol.63, pp.261-274.
- 7) 大石京子, 楠田哲也 (2000a) : 底泥の窒素変換機能に及ぼす転炉スラグの影響, 第34回日本水環境学会年会講演集, p26.
- 8) 大石京子, 楠田哲也 (2001) : 生物学的窒素変換機能に与える転炉スラグの影響, 第35回日環境学会年会講演集, p. 246.
- 9) Sugawara K., T. Koyama and E. Kamata (1957) : Recovery of precipitated phosphate from lake muds related to sulphate reduction, Journal of Earth Science, Nagoya University, Vol.5, p60.
- 10) 大石京子, 楠田哲也 (2000b) : 転炉スラグによる硝酸塩の化学的還元, 第55回土木学会年次学術講演会講演概要集.

4. 河川の水質環境総合対策のあり方

4.1 河川水質環境管理の現在の状況

河川の水質環境の総合的対策を考える上で、わが国の河川水質環境管理がおかれていた現在の状況をここに取りまとめて示す。詳細な歴史的展開過程は第1章に示したとおりである。

わが国の水質汚濁は、明治時代の足尾鉛毒事件のような産業活動の公害事件としてはじまっている。都市衛生面からの水質汚濁問題がその後に続く。近代的な法整備は、1958年（昭和33年）の「工場排水等の規制に関する法律」及び「公共用水域の水質の保全に関する法律」、いわゆる旧水質二法を持つことになる。この旧水質二法は、水質汚濁が生じた水域を指定水域として指定する方式であり、罰則規定も改善命令に従わない場合のみである。現時点から見れば、公害の事後対策型の法律であった。その後、1970年（昭和45年）の公害対策基本法と水質汚濁防止法の制定へと進んだ。環境のナショナルミニマムと行政の目標としての環境基準が公共用水域に指定され、排水基準に違反すれば直ちに罰則を適用される規定が盛られ、公害の事後対策から未然防止型の法整備へと進展した。

この公害対策基本法に基づく環境基準を中心とする日本の公害対策は、水質汚濁対策も含め、1978年のOECDレポート「日本の経験—環境政策は成功したか」でその成功を高く評価された。しかし、濃度規制を中心とする手法では、都市域の人口と産業活動の集中に伴う汚染拡大、閉鎖性水域の水質汚濁の悪化などに対応できないことから、1973年の瀬戸内海環境保全特別措置法制定に始まる一連の総量負荷規制の概念に基づく法の整備が進むこととなった。

しかしながら、現在では、河川域の環境基準（生活関連項目）達成率はその改善が横ばい状態であること、面源汚濁が相対的に大きな負荷を持つようになってきたこと、新しい汚染物質が認識されるようになったこと、水利用の複雑化に伴う水の繰り返し利用を強いられること、など新たな課題が出現している。従来からの手法では十分対応できなくなってきたと言える。

水質面のこのような動向と時を同じくして、水量面についても従来の対策が万能ではなくなってきた。農業における水田面積の減少、水資源多消費型産業の衰退など、水資源需要構造の変化が生じ、水資源開発のあり方が検討されてきている。加えて、都市化と異常気象による洪水被害の変化により、都市域内における貯留機能の強化、

あるいは流域全体での保水・遊水機能の強化など対策手法の変化が起きてきている。この変化に加え、生態系への配慮が重要な課題として姿をあらわしている。

すなわち、水質と水量の両者の課題が、流域の総合的対策へと合流しつつある。これまでの展開の必然として、質と量を分けて別々に対策を議論することは不可能である。流域全体を総合的に設計し管理する手法が求められている。

4.2 新しい河川水質環境総合対策に向けて

本報告書の第2章では、水質環境保全のための技術と管理手法について、2.2節、2.3節、および2.4節に、生活系汚濁源、工場・事業所等汚濁源、面源の現況と課題および今後の方向を詳細に示した。2.5節では河川水の直接浄化手法を取りまとめ、2.6節では、流域住民の参加の現状と今後の展望を取りまとめた。新しい技術の導入は今後の総合対策を推進する上で重要であり、2.7節では、流域の負荷、汚染物質の挙動を面向に捉える手法としてGISの有効性について取りまとめた。

新しい総合的な対策の概念を形成するために、具体的な事例として、第3章の3.2節 水遊びができる河川の創出、3.3節 クリプトスポリジウムなどへの対策、3.4節 多種多様な生物が生息できる河川の創出を示した。これら3つの事例は、総合的な対策の具体的な計画と実施が迫られている課題であり、これから河川水質環境総合対策を考察する上での重要な研究事例である。

3.5節に示した9件の新しい知見と新技術開発に関する研究内容から、河川環境にかかわる知見は多岐にわたり、かつ、それぞれの課題においていかに深い知識を必要とするかがわかる。データの集積と、科学技術の新しい知見と道具の積極的な開発と導入が不可欠であることが読みとれるであろう。

以上、前章までの内容の俯瞰である。それでは、河川水質総合対策の計画と実施、またその準備に必要な課題とは何であろうか。

序論にも示したように、現在の河川水質対策は、環境基準（低水時を対象とし、限られた水質項目で、定常的平均値を基準としている）を目標とした水質保全対策、発生源別個別対策、また、行政分掌ごとの対策、などとして特徴づけることができる。

総合的な対策のために語られている新しい概念は、流域単位に基づく計画策定、河川生態系の重視、水循環を促す水量・水質保全対策、情報公開と住民参加、面源対策、などである。このような概念は、第1章の1.3節の、

国際的な動向についての部分で詳しく述べられているよう、ヨーロッパとアメリカにおいてすでに実行段階にあるものも多い。日本においてもすでに概念あるいは政策理念としては、環境基本計画、河川法あるいは各種審議会答申などに謳われている。今後の総合的な対策が成功するためには、これらの理念や概念をいかに具体的な知識、管理手法、技術手段、および、制度で肉付けできるかにかかっている、といえる。

新しい総合的な対策で考察すべき対象は、河川環境を形成する自然そのものの認識から、水質保全技術、あるいは政策までと幅が広い。第1章から第3章までの研究成果を基に、河川水質環境総合対策を構成する要素となる知識と技術を、科学技術的側面、現象的側面、および社会的側面にわけて抽出すると次のようになる。

科学技術的側面としては、河川生態系の認識が深まつたこと、内分泌搅乱物質のような新しい汚染物質が立ち現れたこと、情報技術の革新的な発達、水質分析技術の急激な高精度化、分子生物学的知見とその適用技術の発展、がある。

現象的側面としては、降雨に伴う負荷流出、面源からの負荷の非定常性、事故などの突発的な汚染、短時間の現象が大きなリスクを生じる状況など、非定常現象の把握が必要となっている。また、窒素など栄養塩に見られるように、河川水中での形態と挙動、さらに排出源（下水処理場、農地）からの排出が複雑で複合的な関係を構成している汚染物質もある。

社会的側面では、飲料水、水遊びなど直接的な利水からの水質に対する高い要請が生じている。また、河川情報の公開に対する流域住民の強い要望、あるいは河川行政政策への説明責任の拡大が求められている。流域住民の河川環境保全対策への参加も重要な要素となってきている。

この科学技術的側面、現象的側面、および社会的側面の各要素をとりまとめると、河川水質総合対策の当面の課題は次の4点になる。

(1) 対策の優先順位づけ手法の開発

環境基準達成という包括的な対策に限界が出てきている以上、飲料水、水遊び、あるいは生態系の保全など利水水質目標を各水域で明確にし、そのための対策の優先順位を定めるための調査と研究を行うべきである。例えば、ある流域において、複数の利水水質目標を達成するために様々な対策をとりうる。汚染源を特定し削減対策を施すこと、河川内直接浄化の導入、取水位置の合理的

な再検討、水質改善のための導水、などが選択肢であろう。これら対策の優先順位を付けるための体系が必要である。同時に、流域における水質汚染の危機の度合い（リスクの程度）を判断する評価手法の開発も必要である。

(2) 非定常水質情報と面源負荷情報の蓄積と解析手法の開発

定常状態での情報に加え、降雨時の負荷量や水質の把握、事故的な汚染の把握・監視方法の開発、面源とみなされている汚染源（クリプトポリジウム、窒素、多環芳香族などの排出源）のデータ蓄積と対策手法の開発が求められている。流域全体を把握できるさらに高度な水質監視システム、流域総合情報管理システムなどの開発も必要である。より一般的には、新しい計測技術、情報技術などの導入が必要である。

(3) 情報公開の促進とその手法の開発

水質・水量に関する積極的な情報公開が必要である。情報公開により、流域住民の参加を促すことができ、対策について住民合意を得るために説明責任を果たすことができる。さらに、河川の安全性（危険性）の周知のために、あるいは子供の環境教育のためにも必要である。また、その技術（電子情報機器の活用、双方向合意形成手法の活用など）と手法の開発が必要である。また、水質リスク、事故のリスクなどに対する責任のあり方についての法整備も必要である。

(4) 複合的な対策の体系化

従来の施設・事業の行政分掌を超えた負荷削減対策（例えば、畜産排水などの下水処理場での処理など）を積極的に計画し、既存の環境保全資産を有効に活用する工夫が必要である。河川内の直接浄化も排出源処理対策などとその役割を分担し、複合的な水質保全システムを構築することが必要である。トリハロメタン前駆物質やアンモニア性窒素対応などは、排出源から処理場、河川、さらに浄水場と、流域全体にわたる複合的な対策が必要であり、流域全体の視点から合理的な対策手法を生み出す必要がある。

国毎に、流域毎に、河川環境は多様である。河川水質環境の総合的対策のために最も必要なものは、普遍的な対策手法の適用に加え、個別的で特殊な各流域の特性を把握し、その総合的対策を立案することができる関係者の能力である。本報告書がその一助になれば幸いである。

以上

平成13年11月発行
編集・発行 財団法人 河川環境管理財團
東京都中央区入船1丁目9番12号
タ'イヤライズ'ビル
TEL.03-3297-2644
FAX.03-3297-2677

印刷 株式会社 大應
TEL.03-3292-1488

