

河川整備基金事業

感潮河川の水環境特性に関する研究

平成 11 年 度

(財) 河川環境管理財団

まえがき

(財) 河川環境管理財団では、平成10年度から2ヶ年にわたり、河川整備基金により全国的・総合的な視点で当財団が実施する基金事業として、河川感潮域における水理的、水質的な面からの水環境特性およびその水環境特性と生態系の関係について、環境水理、水質環境保全、生物、環境生態、植生生態学の研究者から成る「感潮域の水環境研究会」を組織して研究を実施してきました。本報告書は、この研究会の先生方に、大変ご多忙の中研究に取り組み、かつ貴重な時間を割いて熱心に討議していただき、その成果をとりまとめさせていただいたものです。

河川感潮部の環境については、汽水域の水理特性や生態系の複雑性等から、十分な実態把握や評価の考え方方が確立されていないのが実情です。本研究の成果が河川感潮域の水環境特性を解明する一翼を担い、河川環境の整備と保全に取り組まれる際に活用され、またこの分野の研究のさらなる発展が図られることを念願してやみません。

近年、国民の環境に対する関心の高まりとともに、河川に求められる機能は、より高度でより総合的なものとなってきております。当財団としても、こうした社会的な要請を踏まえ、一層の努力をしてまいりますので、今後とも引き続き関係各位のご指導、ご支援のほどよろしくお願い申し上げます。

最後に、研究会に積極的に参加され、研究を推進し、かつ成果報告書の執筆をしていただいた各先生方に対し、ここに深甚なる謝意を表する次第です。

平成12年5月

財団法人 河川環境管理財団
理 事 長 和 里 田 義 雄

感潮域の水環境研究会

・研究グループ（順不同）

- 椎貝 博美*）（財）河川環境管理財団技術参与 [座長：H10年6月～H10年9月まで]
古米 弘明 東京大学教授 大学院工学系研究科（水質環境保全）[座長：H10年10月～H12年3月]
石川 忠晴 東京工業大学教授 大学院総合理工学研究科（環境水理学）[座長：H12年4月～5月]
大野 啓一 横浜国立大学助教授 環境科学研究センター（植生生態工学）
濱 健夫 筑波大学助教授 生物科学系（水圈生態学）
山田 一裕 東北大学講師 大学院工学研究科（環境生態工学）
松政 正俊 岩手医科大学助手 教養部（生物学）
山西 博幸 九州大学助手 大学院工学研究科（環境工学）
中島 典之 東京大学講師 大学院工学系研究科（都市環境工学）：共同研究者
吉川 秀夫 （財）河川環境管理財団研究顧問 河川環境総合研究所長
・事務局 （財）河川環境管理財団 河川環境総合研究所研究第一部

*）現 山梨大学学長

目 次

1. はじめに	古米 弘明	1
1.1 研究の背景および目的.....		1
1.2 研究の位置づけと研究方法の検討.....		1
1.3 研究活動の経緯と概要.....		2
2. 得られた主な成果		
2.1 河川下流部の塩水遡上とそれに伴うエスチュアリー循環の数値解析	石川 忠晴	5
2.2 河川感潮部における高濃度SS水塊の挙動と底泥の堆積抑制に関する検討	山西 博幸	9
2.3 感潮域に分布する塩生植生の生態と立地特性（要約）	大野 啓一	12
2.4 感潮域における有機物の起源とその安定性	濱 健夫	14
2.5 感潮域におけるペントスと水環境のバイオモニタリング	松政 正俊	16
2.6 河川感潮部における底生生物の生息環境と水理・水質変動に関する研究	山西 博幸	19
2.7 貝類の水質浄化特性に及ぼす感潮域の環境因子	山田 一裕	21
2.8 河川感潮域における都市域からの微量汚染物質の排出と底泥内分布について	古米 弘明・中島 典之	24
3. 研究成果		
3.1 河川下流部の塩水遡上とそれに伴うエスチュアリー循環の数値解析－利根川及び 旧北上川をフィールドとして－	石川 忠晴	27
3.1.1 序論		27
3.1.2 河川感潮域における塩水流動モデル		28
3.1.3 利根川河口堰下流部における貧酸素水塊の発生と流動		31
3.1.4 旧北上川における塩水遡上と底質の縦断的特性		43
参考文献		49
3.2 河川感潮部における高濃度SS水塊の挙動と底泥の堆積抑制に関する検討－佐賀県 六角川をフィールドとして－	山西 博幸	50
3.2.1 はじめに		50
3.2.2 河道内での高濃度浮泥層の形成についての調査		50
3.2.3 河岸堆積底泥の効率的除去に関する検討		51
参考文献		58
3.3 感潮域に分布する塩生植生の生態と立地特性－三浦半島小網代干潟をフィールドと して－	大野 啓一	59
3.3.1 はじめに		59
3.3.2 干潟と植生		59

3.3.3 小網代干潟の概要	60
3.3.4 調査目的と調査方法	60
3.3.5 調査結果	62
3.3.6 塩生植生の生態と立地特性	66
3.3.7 干潟の保全と再生	70
3.3.8 まとめ	70
参考文献.....	70
3.4 感潮域における有機物の起源とその安定性－利根川下流部を対象として－	72
3.4.1 はじめに	72
3.4.2 材料および方法	72
3.4.3 懸濁態有機物	72
3.4.4 クロロフィルと懸濁態有機物	77
3.4.5 懸濁態有機炭素 (POC) と溶存態有機炭素 (DOC)	79
3.4.6 懸濁態有機物の脂肪酸組成	80
3.4.7 有機物の安定性	84
謝辞.....	86
参考文献.....	86
3.5 感潮域におけるペントスの分布と水環境－特に塩分変動との関係を北上川を フィールドとして－	87
3.5.1 序論	87
3.5.2 北上川におけるペントスの分布	90
3.5.3 塩分変動に対するニホンドロソコエビ (<i>Grandidierella japonica</i>) の生理・形態 的応答	95
3.5.4 まとめ	99
謝辞.....	99
参考文献.....	100
3.6 河川感潮部における底生生物の生息環境と水理水質変動に関する研究－宮崎県 北川をフィールドとして－	102
山西 博幸	
3.6.1 はじめに	102
3.6.2 北川における水理・水質学的特性に関する現地調査	102
3.6.3 北川河川感潮部でのカワスナガニの生息環境と水質変動	107
3.6.4 おわりに	118
謝辞.....	118
参考文献.....	118
3.7 貝類の水質浄化特性に及ぼす感潮域の環境因子.....	山田 一裕 119
3.7.1 はじめに	119
3.7.2 研究方法	120
3.7.3 結果および考察	122

3.7.4	まとめ	130
	謝辞	130
	参考文献	130
3.8	河川感潮域における都市域からの微量汚染物質の排出と底泥内分布について －荒川をフィールドとして－	古米 弘明・中島 典之 132
3.8.1	はじめに	132
3.8.2	試料採取および分析方法	136
3.8.3	結果および考察	141
3.8.4	まとめ	146
	参考文献	146
4. 既往研究のとりまとめ		
4.1	河口密度流研究の流れ	石川 忠晴 149
4.1.1	一次元解析の時代	149
4.1.2	一休みの間に	149
4.1.3	再び、河口密度流	150
	参考文献	151
4.2	河口沿岸域における底質輸送に着目した水環境に関する既往の研究成果と概要	山西 博幸 153
4.2.1	河口沿岸域でのシルテーション問題	153
4.2.2	底泥・浮泥・懸濁物質の輸送過程の特性	153
4.2.3	底泥・浮泥の特性	155
4.2.4	懸濁物質の沈降特性	157
4.2.5	流れによる底質輸送機構の概略	157
4.2.6	波動下における底泥輸送機構の概略	158
	参考文献	159
4.3	感潮域に分布する塩生植生の生態と立地特性（文献レビュー）	大野 啓一 161
4.3.1	はじめに	161
4.3.2	塩生植生に関する研究	161
4.3.3	干潟生態系に関する研究	162
4.3.4	干潟生態系の保全に関する研究	163
4.4	感潮域における有機物の起源とその安定性	濱 健夫 164
4.4.1	物質循環と有機物の安定性	164
4.4.2	有機物の起源	164
4.4.3	クロロフィルaと有機炭素	164
4.4.4	脂肪酸の指標性	165
4.4.5	溶存態有機物	165
	参考文献	166

4.5 感潮域のバイオモニタリングと指標生物－ベントス研究における現状と方向性－	松政 正俊	167
4.5.1 はじめに		167
4.5.2 感潮域のベントスとバイオモニタリング		167
4.5.3 感潮域におけるベントスの調査と取り扱い		168
4.5.4 塩分環境のバイオモニタリングとベントスの移動・分散様式		169
4.5.5 塩分変動に対するベントスの生理・形態的応答：3つの体液浸透調節型と 鰓上皮細胞の機能形態		170
4.5.6 塩分環境の指標種としてのニホンドロソコエビ (<i>Grandidierella japonica</i>)		171
参考文献		172
4.6 感潮域の水質浄化における貝類の役割と現状	山田 一裕	176
4.6.1 ヤマトシジミをめぐる水環境の現状		176
4.6.2 ヤマトシジミの生息に与える環境因子		176
4.6.3 ヤマトシジミの水質浄化能力と感潮域生態系での役割		177
参考文献		178
4.7 都市域ノンポイント汚染と感潮域水環境に関する既往の研究	古米 弘明・中島 典之	180
4.7.1 都市域ノンポイント汚染と感潮域水環境に関して		180
参考文献		189
4.7.2 感潮域に関する研究動向 (JICSTキーワード検索による)		192
謝 辞		205

1. はじめに

1. 1 研究の背景および目的

近年、河口堰の建設等に伴って、河川の感潮域における環境および生態系に対する関心が高まっている。河川の感潮部は、豊かな生態系をはじめ多種多様な環境を形成している場であるが、これらの環境が水質の悪化や河床の浚渫、埋め立て等による干涸の減少などの影響を受け、劣化してきている傾向が見られる。特に、赤潮発生による魚介類への影響、干涸の保全やヒヌマイトトンボ等貴重な動植物種の生息環境の保全等の課題が山積みしている。また、河口部の多くは港湾として利用されるなど、都市活動の重要な拠点でもあり、同時に人々の安らぎの場としても貴重な空間でもある。したがって、河川感潮域の環境の保全・回復や創造についての方針の確立が急務である。

一方、河川感潮域における環境についてはその重要性にもかかわらず、淡水と海水が混合する汽水域としての複雑な水理特性、またその環境に基盤をおく生態系の複雑性などから、十分な実態把握や評価の考え方が確立されていないのが実情である。米国では、感潮域の保全の重要性から1987年にNational Estuary Programという米国水質浄化法の改訂に伴った保全と管理のための事業が展開されて、すでに10年以上も経過している。従来の法規制による手法ではなく、地域住民を巻き込んだ形での展開の試みがなされている。その保全や管理において基本となるものは、感潮域ごとの地域性に根ざして、水環境特性やそこにおける問題点を科学的に且つ定量的に理解することである。

本研究会では、以上のような背景から、感潮域の水環境特性を解明するため、各分野の研究者がその研究領域と関連して、感潮域では何がどのように問題なのか、その解決法を見出すためには何が必要なのか、またその方法は何なのか、ということを議論しながら研究をスタートした。そして、河川感潮域における水理特性、水質等の水環境に関する研究を行うとともに、生態系をも含めた水環境の特性を解明することにより、河川感潮域の適正な水環境管理に資する知見を得ることを目的とした。

1. 2 研究の位置づけと研究方法の検討

研究対象である「河川感潮域における水環境特性」の研究を進める第一歩として、水域としての特殊性を

研究メンバー相互に確認し、場の位置づけや定義を明確にすることが重要と考え、その特徴を以下のように簡単に整理した。

<河川感潮域における「水環境」の特殊性>

- 1) 物理的・化学的に複雑な環境（水理特性、塩分の存在、沈殿・凝集・堆積作用など）
- 2) 多様な物理化学的な環境に支えられた水域生態系の存在（汽水環境、干涸、ベントスなど）
- 3) 人間都市活動のインパクトの存在（市街地からの汚染物質の流入など）

研究目的にも記載されているように、感潮域は多種多様な環境を形成している場であるため、そこでの環境事象やプロセスも多岐にわたり、本研究グループのメンバーだけではすべての事象を検討対象にすることは困難であると判断された。しかしながら、研究メンバーは工学から理学まで幅広い分野の研究者が集まっている、上記の特殊性にもあるように「物理的・化学的なプロセス」、「生物・生態学的なプロセス」、「人為活動に伴うプロセス」を網羅しつつ、相互に情報・意見交換を行いながら、成果のとりまとめを進めることした。

まず、研究目的に沿って感潮域における具体的な検討項目をリストアップするとともに、各研究メンバーが有する既存の研究成果紹介を兼ねた文献レビューを行い、今後の研究テーマの絞り込みと相互の関係の理解を進めた。なお、この成果は本報告書の4章に文献レビューとしてまとめられている。

このレビュー作業により、「物理的・化学的なプロセス」に関わるものとして、密度流場のシミュレーションや振動流下での浮泥の挙動、「生物・生態学的なプロセス」に關係するものとして、藻類やベントス、アシを含む植生などの生態構造や物質循環の評価、「人為活動に伴うプロセス」に関するものとして、懸濁有機物、PAH（多環芳香族炭化水素）や重金属などの人為起源汚染物質の挙動把握が取り上げるべきものとして掲げられた。

各環境事象やプロセスごとの“時間”スケールごとに分担課題を整理したものが図1.1である。必ずしも時間スケールを正確に表現できていないが、生物や生態学的プロセスは対象生物によりその時定数が異なることや、一般的には物理化学的なプロセスに比べ長いこと、底泥汚染などは長期間の蓄積により形成されて

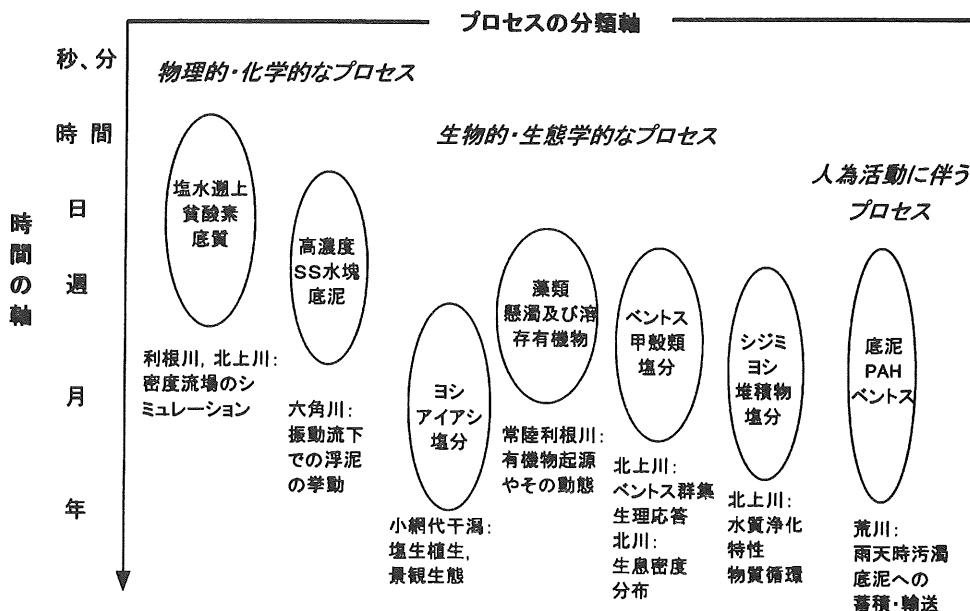


図1・1 感潮域における研究対象の現象・プロセスの分類

いるものとして表現した。この図を基礎に、共通の研究対象（例えば、底泥、ベントス、アシなど）を考慮した相互関係や各対象プロセスの“場”的スケールも組み込めば、感潮域の水環境の特性を検討する上で、より一層有用な概念図となると思われる。

具体的な研究の実施については、それぞれ研究実績のある対象フィールドでの個別研究が進められていることから、個別研究を基礎として、可能な範囲で共同調査や研究を進めるという研究方法を採用した。現実には、2年間という時間的な制約もあり、共同作業は北上川の事例のみの実施にとどまった。しかしながら、個別の研究における成果を他の感潮河川に適用したり、活用することを意識して、各研究対象の場の“スケール”、“自然度”、“塩分濃度などの水質特性”を明確に定義して、グループ研究としても最大限に生かせるように配慮することとした。

これらの分担研究の推進と相互連携を絡めて、感潮域での複雑な環境事象を含む水環境特性の解明を目指し、その結果として、感潮域における水環境の持続性に配慮した管理手法や技術を検討するための知見を提供すべく研究を推進することとした。

1. 3 研究活動の経緯と概要

この研究会は、当初椎貝博美座長（(財)河川環境管理財団技術参与、筑波大学名誉教授）のもとで進められ、第1回研究会において、感潮域の諸現象と研究事例の紹介、各研究者の感潮域に関する研究内容等に

ついて議論した。その後、椎貝座長が山梨大学学長に就任されることになり、本研究会の座長は古米弘明（執筆者、東京大学教授）に引き継がれ、第2回研究会から第7回研究会において、研究の分担と実施内容、研究の中間報告、全体報告書のとりまとめ案等について討議し、その決定が行われた。しかし、座長が文部省の長期在外研究員として平成12年3月29日から平成13年1月26日まで海外に出張することになり、その後の研究会の座長を石川忠晴東京工業大学教授にお願いすることとなった。石川座長による第8回および第9回研究会では、研究成果の内容、最終報告書の全体構成案等について討議し、その決定を行った。

平成10年度開催

・第1回研究会

椎貝座長による感潮域の諸現象と研究事例の紹介、感潮域に関連する各研究者の研究実施内容等について議論した。

・第2回研究会

研究分担のテーマとその実施内容について討議し、分担課題を決定した。また、各研究者の既往研究成果や文献レビューを行い、相互理解と情報交換を進めることとした。

・第3回研究会

既往研究成果の紹介およびその後の研究状況についての中間報告を行い、検討解明すべき項目等について討議した。

・第4回研究会

荒川下流部および隅田川の現地視察を行い、都市部における感潮河川の実態と水環境について把握し、知見を得た。さらに、各研究分担者から今年度の研究成果の報告と次年度に向けての取り組み、研究計画等について討議した。

平成11年度開催

・第5回研究会

今年度（平成11年度）の実施内容、調査研究の進め方について、各研究分担者による説明と討議を行い、実施方針を確認した。

・第6回研究会

利根川下流部の現地視察を行い、大河川における感潮域の諸現象、生態系、堰構造物等についての実態を把握した。また、各研究分担者が研究の進捗状況について報告し、その質疑を行った。さらに古米座長より成果報告書の目次案が示され、その構成や執筆分担などについて意見交換が行われた。

・第7回研究会

研究の進捗状況と成果、とりまとめ方針について各研究分担者が順次説明し討議を行った。成果報告書の目次案について討議し、その全体構成と方針について確認した。

・第8回研究会

得られた主な成果と研究内容について各研究者が報告し、研究成果の構成内容や修正・追加項目等を討議した。

・第9回研究会

研究成果の修正した構成内容についての報告と討議を行った。成果報告書の全体構成案について再調整し、目次項目、順序等の細部について決定した。

2. 得られた主な成果

2.1 河川下流部の塩水遡上とそれに伴うエスチュアリー循環の数値解析

[1] はじめに

海水と淡水の接触により感潮域に形成される密度流場は、河川の規模・形状、潮汐特性、流量条件等によって様々な形態をとり得る。このため、感潮域の水理・水質・生態環境は、通常の河道区間に比べて、河川ごとの“個性”が強い場合が多い。一方近年、治水・利水を目的とした河道改修と河川の自然環境保全とを融合させる高度な河川計画手法の確立が望まれるようになってきたが、その対象として、感潮域は特に注目を集めつつある。このような背景から、感潮域の自然環境のベースをつくる塩水流動・混合特性を、より詳細に把握する必要が出てきている。

そこで、本研究では、近年の密度流研究の成果及び数値計算技術の発展を踏まえ、河口密度流の新たな数値シミュレーションモデルの開発を行った。その際、河川管理や環境影響評価などの実務への適用を念頭におき、問題のない範囲でできるだけ単純な形式を採用するよう心がけた。また、利根川、北上川で現地観測を行いモデルの妥当性を検証するとともに、感潮区間の河川管理における実際的問題を2つ取り上げ、本モデルの有効性を示した。

[2] 塩水流動モデルの概要

1) モデルの形式

数値計算モデルは、あまり複雑になると、自然水域のように形状が複雑で且つ大きな空間での計算が実質上不可能になる。またモデルが高度になればなるほど、境界条件として高度な情報が入用になったり、パラメータ調整のための検証データが得られにくかったりする。そこで、実用的で且つ流体力学的にも妥当なモデルとして、 $k-\epsilon$ モデルを用いることとした。このモデルは、1970年代に英国で開発され、その構造が比較的簡単であるにもかかわらず、成層界面の連行現象をかなり適切に表現することが知られている。

さて、現実の現象は、いうまでもなく三次元的である。しかし、感潮域の広い空間において三次元計算を実施することは、 $k-\epsilon$ モデルであっても、かなりの計算負荷を生じる。というのは、密度界面付近において

諸量の鉛直変化が急な場合、少なくとも鉛直方向のグリッドサイズをかなり密にする必要があるからである。また、感潮域は海に接続しているから、三次元モデルとした場合には海部での計算の負荷が大きくなる。一方、河川感潮域は、湖沼や内湾と異なり、縦断方向スケールに比べて横断方向スケールが小さい。したがって、例えば内部界面が傾斜を持ったとしても、横断方向の変位量は縦断方向変位量に比べて小さいものと思われる。そこで、三次元方程式を横断積分し、鉛直二次元モデルとすることが適当であると考えられる。このモデルは、純粋な鉛直二次元モデルと異なり、河道幅が水深により異なることを考慮することになるので、河道地形の不規則性もある程度計算に反映される。

2) 基礎方程式

三次元の運動方程式、連続式及び各種輸送方程式を横断方向に積分すると次式を得る。

$$\frac{\partial}{\partial x}(Bu) + \frac{\partial}{\partial z}(Bw) = 0 \quad (2 \cdot 1 \cdot 1)$$

$$\begin{aligned} \frac{D(Bu)}{Dt} - \frac{\partial}{\partial x}\left(Bv_L \frac{\partial u}{\partial x}\right) - \frac{\partial}{\partial z}\left(B(v_t + v) \frac{\partial u}{\partial z}\right) \\ = -\frac{B}{\rho} \frac{\partial p}{\partial x} + \frac{F_x}{(n_s \cdot n_y)} \end{aligned} \quad (2 \cdot 1 \cdot 2)$$

$$\begin{aligned} \frac{D(Bw)}{Dt} - \frac{\partial}{\partial x}\left(Bv_L \frac{\partial w}{\partial x}\right) - \frac{\partial}{\partial z}\left(B(v_t + v) \frac{\partial w}{\partial z}\right) \\ = -\frac{B}{\rho} \frac{\partial p}{\partial z} + B\delta g + \frac{F_z}{(n_s \cdot n_y)} \end{aligned} \quad (2 \cdot 1 \cdot 3)$$

$$\begin{aligned} \frac{D(Bk)}{Dt} - \frac{\partial}{\partial x}\left(Bv_L \frac{\partial k}{\partial x}\right) - \frac{\partial}{\partial z}\left(B \frac{v_t + v}{\sigma_k} \frac{\partial k}{\partial z}\right) \\ = BP_r - Bg \frac{v_t + v}{\sigma_t} \frac{\partial \delta}{\partial z} - B\epsilon + \frac{F_k}{(n_s \cdot n_y)} \end{aligned} \quad (2 \cdot 1 \cdot 4)$$

$$\begin{aligned} \frac{D(B\epsilon)}{Dt} - \frac{\partial}{\partial x}\left(Bv_L \frac{\partial \epsilon}{\partial x}\right) - \frac{\partial}{\partial z}\left(B \frac{v_t + v}{\sigma_\epsilon} \frac{\partial \epsilon}{\partial z}\right) \\ = BC_1 \frac{\epsilon}{k} P_r - BC_2 \frac{\epsilon^2}{k} + \frac{F_\epsilon}{(n_s \cdot n_y)} \end{aligned} \quad (2 \cdot 1 \cdot 5)$$

$$\frac{D(B\delta)}{Dt} - \frac{\partial}{\partial x}\left(Bv_L \frac{\partial \delta}{\partial x}\right) - \frac{\partial}{\partial z}\left(B \frac{v_t + v}{\sigma_\delta} \frac{\partial \delta}{\partial z}\right) = \frac{F_\delta}{(n_s \cdot n_y)} \quad (2 \cdot 1 \cdot 6)$$

$$\begin{aligned} \frac{D(BC)}{Dt} - \frac{\partial}{\partial x}\left(Bv_L \frac{\partial C}{\partial x}\right) - \frac{\partial}{\partial z}\left(B \frac{v_t + v}{\sigma_C} \frac{\partial C}{\partial z}\right) \\ = BS_C + \frac{F_C}{(n_s \cdot n_y)} \end{aligned} \quad (2 \cdot 1 \cdot 7)$$

$$\begin{aligned} v_L &= 0.01(\Delta x)^{4/3}, \quad v_t = C_n \frac{k^2}{\epsilon} \\ P_r &= v_t \left[2 \left\{ \left(\frac{\partial u}{\partial x} \right)^2 + \left(\frac{\partial w}{\partial z} \right)^2 \right\} + \left(\frac{\partial u}{\partial z} + \frac{\partial w}{\partial x} \right)^2 \right] \end{aligned}$$

ここに、 x : 河道下流向きの座標、 z : 鉛直上向きの座標、 u : x 方向流速、 w : z 方向流速、 k : 乱れエネルギー、 ϵ : エネルギー散逸率、 δ : 塩分による相対密度差、 τ_x : x 方向に働く側岸部剪断応力、 τ_z : z 方向に働く側

岸部剪断応力, C :一般スカラー量, p :圧力, ν :水の動粘性係数, ν_1 :鉛直方向の渦動粘性係数, ν_L :水平方向の渦動粘性係数, S_c : C の生成項, F_i ($i=k, \epsilon, \delta, C$):側岸部におけるフラックス項, $(n_s \cdot n_y)$:側岸部に垂直な単位ベクトル n_s と横断方向の単位ベクトル n_y の内積である。なお, ν_L はリチャードソンの $4/3$ 乗則に基づいて設定した。 F_i の具体的な取り扱いについては後述する。式(2・1・7)は輸送方程式の一般形であり、対象とするスカラー量(例えば, DO, 濁質, 水温など)によって S_c, F_c を個々にモデル化する必要がある。なお、式(2・1・4), (2・1・5)に含まれる係数, $C_2, C_\epsilon, \sigma_k, \sigma_\epsilon$, には $k-\epsilon$ モデルの標準値を採用している。式の離散化には有限体積法を用いた。この方法は基礎方程式の積分形を離散化しており、保存則を確実に満たす事が特長である。また、計算格子には振動解を防ぐためにスタガード格子を使用し、運動量の輸送方程式と連続式のカプリングには SIMPLE 解法を用いている。

3) 水面変動の取り扱い

感潮域の流れの数値計算において難しい点の一つは、潮汐により水面位置が大幅に変化することである。このため、鉛直方向のグリッド数やグリッドサイズを変更する必要が生じる。しかし、これを仔細に行うと計算が煩雑になるだけでなく、計算誤差を増大させる恐れがある。一般に、水面の変位が流れに及ぼす効果は2通りに別けて考えられる。一つは幾何学的効果で、水面が上昇するほど流水断面積が増加する。もう一つは力学的効果で、水面の勾配によって体積力が誘起される。通常は、後者に対しては水面位置を正確に与える必要があるが、前者に対してはそれほどではない。

そこで、以下に述べるケーススタディのうち、水面の空間偏差の少ない利根川については、筆者らが湖沼流について以前に考案した“修正 SIMPLE 解法”を用いる。この方法は、計算領域の上方境界として水面位置を(それなりに)適当に与える一方で、真の水面と計算領域上方境界とのズレを“過剰水圧”的形で与えることにより、水面の力学的効果を適切に考慮するものである。なお、北上川におけるケーススタディでは、水位の空間偏差が比較的大きいので、水面位置をグリッドごとに逐次調節する通常の方法をとった。

4) 下流側計算領域及び境界条件

「河口」の流速分布や塩分分布は、潮汐状況によって変化するので、計算下流端をさらに下流にセットする必要がある。しかし、そこは「海」であり、三次元的広がりを持つ。そこで、河口より下流を便宜的に「川幅が線形に増大する広い河道」として計算に組み込んだ。

下流端で順流の場合は、下流端境界の上流側の諸量をそのまま流出させ、逆流の場合は下流端境界の下流側の海水諸量が流入するように設定した。なお、その他の境界条件は、通常よく行われる方法に従った。

[3] 利根川河口堰下流部における貧酸素水塊の発生と流動

一般に河口堰の上流部は淡水化されるので、感潮部は河口堰下流部のみに限定されるが、そこでは河口堰のために停滞性が高まり、いわゆる貧酸素化が生じやすくなると言われている。そこで、利根川河口堰下流部の塩水流動に対して本モデルを適用するとともに、貧酸素水塊の発生・流動現象の再現を試みた。

1) 現地観測の概要

観測サイトを図2・1・1に示す。銚子大橋(河口から2km)から利根川河口堰までの16km区間を観測対象とし、濁筋上において1kmおきに塩分、水温、DO(溶解酸素)、濁度の鉛直分布を計測した。観測は1996年～1998年にかけて実施した。

観測の結果、貧酸素水塊は塩水楔先端部で発生し下流方向に発達することがわかった。また、塩分躍層に沿って貧酸素水の一部が下流に輸送されている様子も捉えられた。

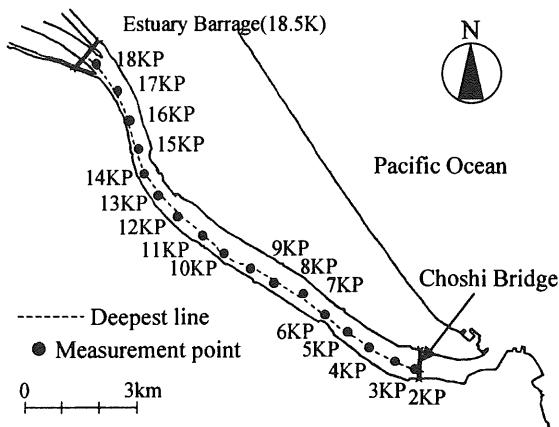


図2・1・1 利根川河口堰下流部の形状及び計測地点

2) 貧酸素水塊の挙動に関する数値シミュレーション

塩水流動モデルを用いて貧酸素水塊の挙動の再現を試みた。この場合、(2・1・7)式の C が DO の輸送方程式に相当する。DO消費速度については現地底泥と河川水を用いた室内実験に基づいて設定している。

貧酸素水塊が発生する塩水楔先端部(16KP中層)におけるDOの長期変動について、計算結果と観測結果の比較を行った。図2・1・2に結果を示す。図の上段には

堰放流量の時間変動も示してある。計算結果は、8月上旬～下旬と10月上旬以降の大規模な貧酸素化の様子を概ね再現している。しかし、出水直後の6月下旬～7月下旬においては観測結果と計算結果は一致していない。詳細な説明は紙面の都合上省略するが、この原因は水理学的要因以外の要素と考えられる。具体的には、出水に伴って上流から新たな酸素消費物質が供給されたり堆積底泥がフラッシュされるといった現象が生じた可能性が原因の一つとして考えられる。

以上から、平常時において底泥及び河川水の酸素消費が安定している場合、河道内のDO変化は主に水理学的要素によって決定されており、本モデルを用いた数値シミュレーションによってDOの時空間変動を概ね予測可能であることがわかった。

[4] 旧北上川における塩水遡上と底質の縦断的特性

河口から侵入した塩水は濁筋沿いに遡上するため、河床地形の影響を強く受ける。一方、上流から流送される微細懸濁物質は、感潮域で塩分に接触するとフロックを形成して沈降しやすくなるため、河床地形の形成に寄与すると考えられる。そこで、蛇行により瀬と淵が交互に形成されている旧北上川において塩水遡上と底質分布の調査を行うと共に、本モデルを適用してその有効性を検討した。また、流量の変動に伴う塩水遡上距離の変化についても検討した。

1) 現地観測の概要

旧北上川河口から上流10kmの区間において、塩水

流動観測及び底質調査を行った。(図2・1・3参照) 塩水流動観測は1998年7月、11月の連続した大潮・中潮・小潮時に実施した。底質調査は1998年7月に実施した。なお、これらの観測期間の日平均流量は240m³/s前後と、ほぼ平水流量で安定していた。

現地観測の結果、塩水の混合形態は大潮・小潮に関係なくほぼ弱混合であった。また、塩水の遡上は河床形状の影響を強く受け、特に6km付近の瀬では、濃い塩水は潮によらずほぼせき止められていた。一方、底質は6km付近を境に上流側は砂質、下流側はシルト質を多く含むことがわかった。また、強熱減量の分析結果から下流側の底質には有機物も多く含まれていることがわかった。

2) 塩水遡上に関する数値シミュレーション

塩水流動モデルを用いて塩水遡上の再現を試みた。観測結果と計算結果を比較したところ、大潮・小潮の違いによる塩分分布の変化や、潮によらず塩水が6kmの瀬でせき止められる様子が比較的よく再現できた。

次に、観測期間中の潮位条件のもとで、上流端流入量を種々変化させることにより、流量が仮に異なった場合の流量と遡上距離の関係を調べた。その結果を図2・1・4に示す。塩水の遡上は瀬の影響を強く受けていることがわかる。

現地観測と数値実験を総合すると、旧北上川では平水流量では河口から6kmの瀬で塩水は堰き止められることが多い、その先端部から懸濁物質が沈降・堆積するものと考えられた。

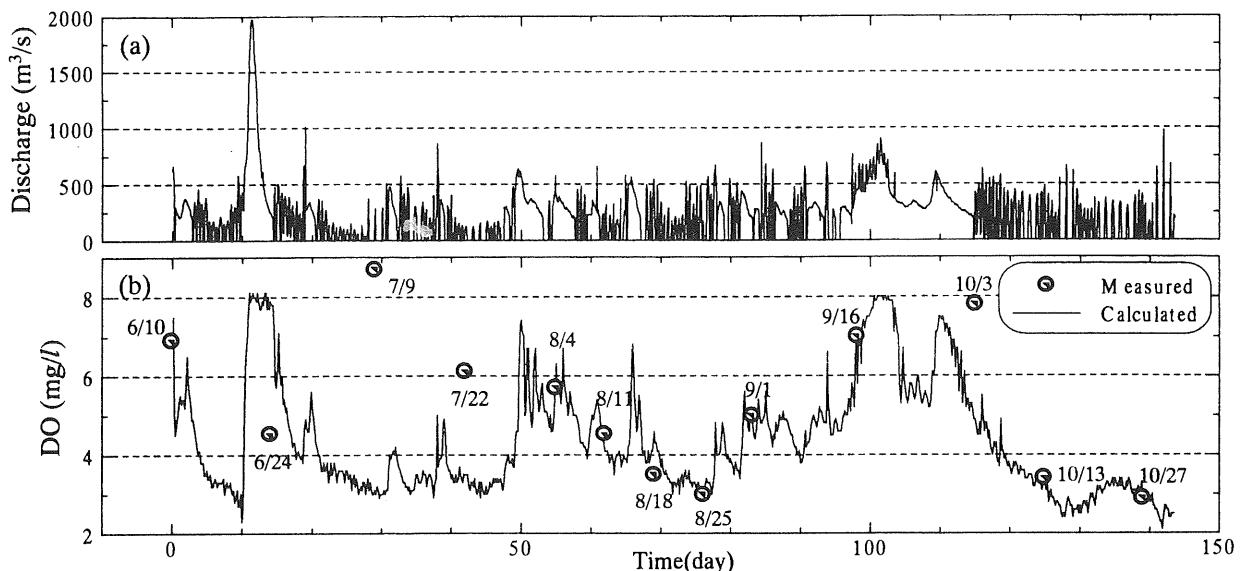


図2・1・2 (a) 堰放流量時系列と (b) 塩水楔先端部におけるDOの時間変動 (計算期間：1997年6月9日～10月3日)

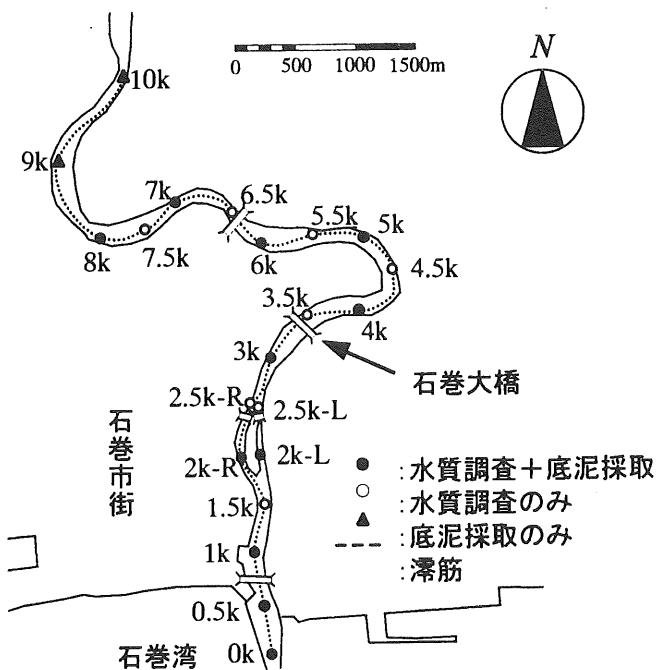


図2・1・3 旧北上川下流部の形状と観測地点

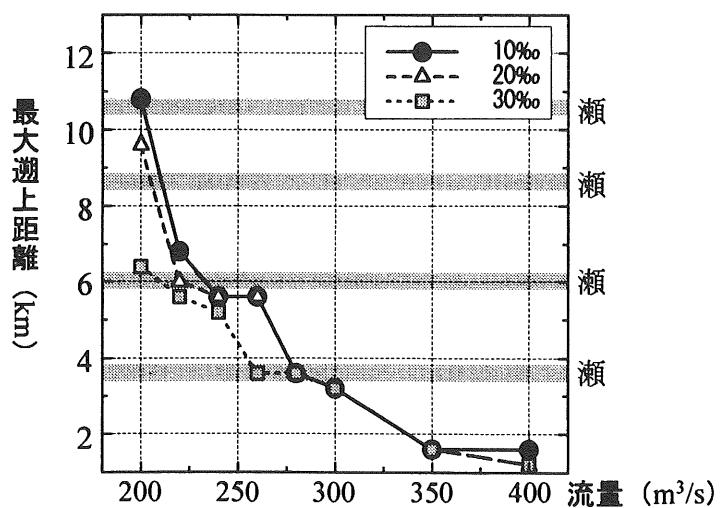


図2・1・4 流量と塩水遡上距離の関係（小潮日）

2.2 河川感潮部における高濃度SS水塊の挙動と底泥の堆積抑制に関する検討

一般に、河川水中の浮遊懸濁物質 (Suspended Solids) は、海水と淡水の混合部である河口付近やその境界域、あるいは潮の転流時や流速減速域で沈降が促進される。懸濁物質の沈降が進行すると、河床上に高濃度SS水塊、いわゆる浮泥層が形成される。また、浮泥層の形成過程には、底泥の巻き上げや沈降、潮汐と河道内の地形特性に伴う水理学的影響なども関与している。さらに、浮遊懸濁物質の沈降の際に、水中の様々な物質を取り込みながら河床に沈積する。すなわち、水中の汚濁物質を高濃度に集積させる。これは河川水質浄化と底質汚染といった、水質学的には相反する現象である。

また、高濃度の懸濁物質を有する感潮域では、河道内に多量の底泥堆積が生じるため、河道内に堆積した底泥は、水・底質環境への影響はもちろん、河道断面の減少による船運障害や流下能の低下をもたらし、海上交通や防災上の問題をも引き起こす。河道断面における底泥の堆積量に関する定式化の研究もなされてはいるが、未だ現実的な問題の解決までには至っていない。

ここでは、粘土-シルト系粒子群からなる多量の懸濁物質を河道内に有する佐賀県六角川を対象河川としてそこで形成される高濃度SS水塊の挙動調査を行った。また、河道内に堆積している底泥の現地及び室内実験を通じ、現地底泥の物理・化学的状態を明らかにした。さらに、底泥の堆積抑制および河道断面確保の立場から、河岸に堆積した底泥除去の一手法として、波による洗掘を考えた。ここでは、底泥の洗掘強度に及ぼす影響因子や洗掘に関わる挙動を、現地調査や数値計算により検証した。

2.2.1 高濃度浮泥層の形成に関する調査

調査は、佐賀県六角川の満潮時17.0 km地点と干潮時5.4 km地点で行った。浮泥層厚の測定には、107kHzと400kHzの周波数振動子を持つ魚群探知器を用いた。図2・2・1は満潮時の各時刻における手用測鉛による実測水深 h 、周波数107kHzにより検出された水深 h_1 、周波数400kHzにより検出された水深 h_2 及び浮泥厚 $h_f (=h_1 - h_2)$ の経時変化を、図2・2・2は流速分布と濃度分布を示している。浮泥層厚の経時変化から、次のようなパターンが認められた。①転流以前では、水流中に浮遊していた懸濁粒子がその流速減速とともに一斉に沈降し始め、浮泥層を形成し、その層厚は粒子沈降のため

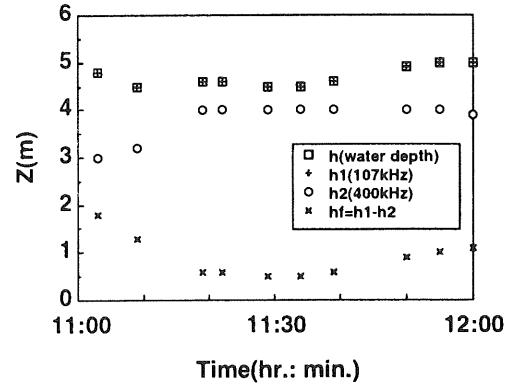


図2・2・1 浮泥層厚の現地調査

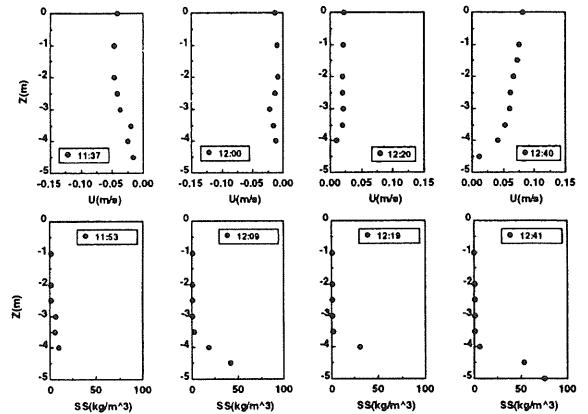


図2・2・2 流速分布・濃度分布の経時変化（流速の向きは、十が上流から下流、一が下流から上流）

に徐々に薄くなる。②憩流時には、浮泥層厚自身はそれほど変化しないものの、層内濃度は高くなる。③転流後は、流速増加とともに底泥からの巻き上げと浮泥層からの連行および流れにのった移動によって浮泥層厚が増加し始める。このように、浮泥層は河道内の流況に応じてその挙動を常に変化させている。

2.2.2 現地堆積底泥の物理・化学的特性

図2・2・3は底泥の含水比分布を、河道横断面上に描いたものである。図2・2・4は剪断強度の鉛直分布を、図2・2・3同様、横断面上に表したものである。一般に、岸側は流心側に比べ、水流が遅く、流れによる底泥の巻き上げの影響を受けにくく、浮泥が堆積しやすい。一方、流心側では比較的水流が速いために浮泥が沈積しづらく、また、巻き上げ限界強度よりも大きい強度を有する底泥のみが残存する。つまり、図2・2・3で含水比150%の等価線上の剪断強度を見ると、図2・2・4ではA地点で $\tau_s \approx 4$ kPa、B、C地点で $\tau_s \approx 2$ kPaと同一含水比にもかかわらず、その強度に大きな差が生じ

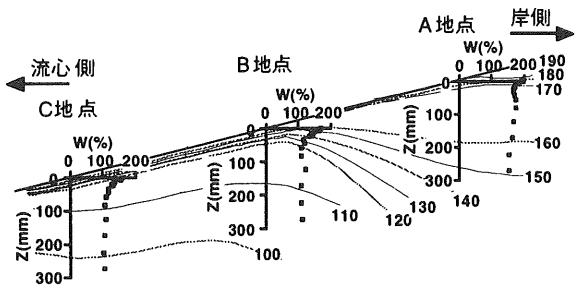


図2・2・3 含水比の等值線図

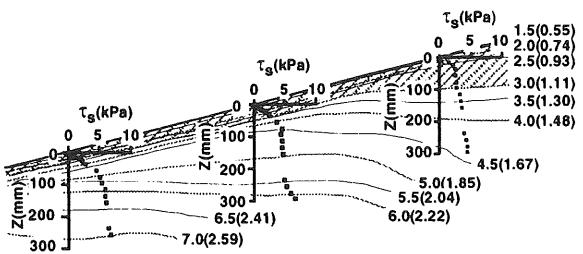


図2・2・4 剪断強度の等值線図

るという結果をもたらす。これは、河道内に底泥が連続的に堆積していく過程で、斜面一様な強度を有しているものではなく、底泥の効率的除去対策を施す上で考慮すべき点でもある。

図2・2・5は各地点底泥の強熱減量の鉛直分布である。図より、強熱減量は表層付近でやや高く、深さ5cm以深では地点A, B, Cの順で低下した。この結果は、表層付近に浮泥が沈積することや岸側で浮泥が堆積しやすいことなどを考え合わせると、浮泥中では有機物量が多く、したがって生物活性も高いことが推測される。

図2・2・6に酸化還元電位の遷移状況を示す。流心側(C地点)では水没時間が長いため、酸化状態にある底泥層は薄く、A地点では大気と接する時間が長いとともに高含水比の浮泥が堆積しやすいため、深層まで酸化状態になりやすい。また、酸化還元電位が急激に減少する部分と底泥の色が赤茶色から黒色に変色する遷移部分は一致していた。一方で、強熱減量(有機物量)や酸化還元電位と底泥の剪断強度との明瞭な相関は今回の調査範囲では見られなかった。

天日乾燥による底泥の剪断強度の経日変化を調べるために、不攪乱のまま持ち帰った現地底泥を屋外、室内、水槽内にそれぞれ設置し、各条件下の底泥の含水比測定、ベーン剪断試験を定期的に行つた。その結果、それぞれの初期硬化あるいは初期脆弱化速度は0.27kPa/day(屋外), 0.23kPa/day(室内), -0.27kPa/day(水槽内)であった。ここでもし大潮時

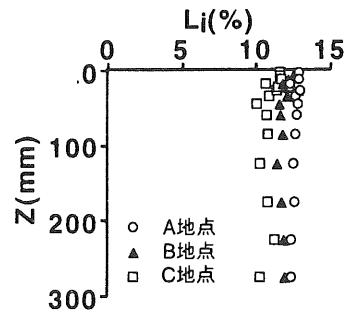


図2・2・5 強熱減量の分布

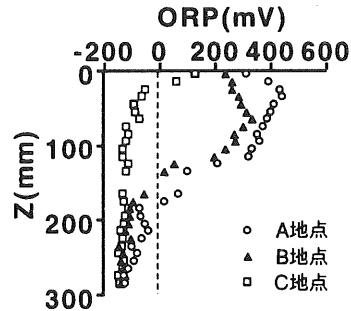


図2・2・6 酸化還元電位

に岸側で底泥が堆積するならば、次の大潮時までの2週間程度で天日乾燥した底泥の剪断強度はおよそ2倍となることが推測される。

2.2.3 波による河岸堆積底泥の洗掘実験

図2・2・7はA地点で採取した底泥を用いた場合の洗掘断面の経時変化である。このとき、同様の洗掘が水路幅方向に生じているものとして底泥の洗掘量 W_s を算出する。図2・2・8は波の数Nが500波の時点での無次元洗掘速度($W_s g/A_s$)/ τ_s と無次元衝撃圧 p_m/τ_s との関係を示したものである。なお、図中には最大衝撃碎波圧 p_m と底泥洗掘量 W_s との関係式

$$(W_s g/A_s)/\tau_s/N = m [(p_m/\tau_s) - (p_m/\tau_s)_c] \quad (2.2.1)$$

を示している。 A_s は底泥の洗掘面積、 $(p_m/\tau_s)_c$ は無次元洗掘限界値(=0.37)、mは係数(=1.4)である。

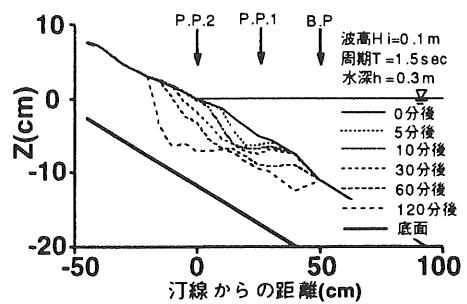


図2・2・7 A地点底泥洗掘状況

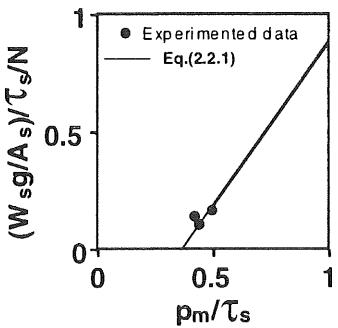


図2・2・8 衝撃碎波圧と底泥洗掘量との関係

今、 $p_m/\tau_s > 0.37$ で洗掘が生じるものとし、図2・2・4中の括弧内に表示した換算洗掘限界衝撃圧 p_{mc} とし、今回の実験での衝撃圧 p_m が1.25(kPa)であることを考慮すれば、波により図2・2・4中の斜線部分の洗掘が可能であるということがわかる。

2.2.4 河岸堆積底泥の洗掘に関する数値計算

個々の底泥要素は、粘着性により、かなりの連続性をもつ。ここでは、波による底泥の破壊機構の解析に、個々の要素が接触したときのみ力を伝達する要素ばねとその要素間の粘着性の効果を表す間隙ばねを組み入れた拡張個別要素法を用いた。

図2・2・9は、それぞれ実験開始4分後(N=160)の要素配置と間隙ばねの破壊状況を表している。

図2・2・9より、衝撃碎波圧の作用領域では、間隙ばねの破壊が著しく、亀裂が内部まで広がっている。間隙ばねの破壊された要素群は、戻り流れの作用により沖方向へ流されるものとすれば、図2・2・9の間隙ばねの破壊状況から推測される洗掘形状と洗掘実験結果との比較が、図2・2・10のように示される。なお、実測値(N=200)は、水路中央部での横断測量から得られる洗掘深である。図より、両者はおおむね一致し、数値計算により底泥の洗掘形状とともに洗掘量の概算も可能となった。

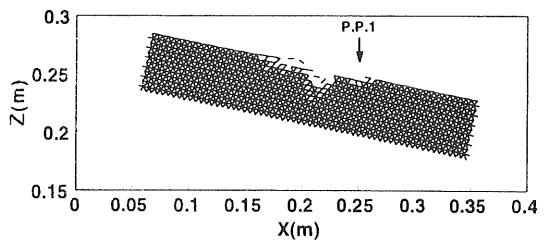


図2・2・9 間隙ばねの破壊状況 (N=160)

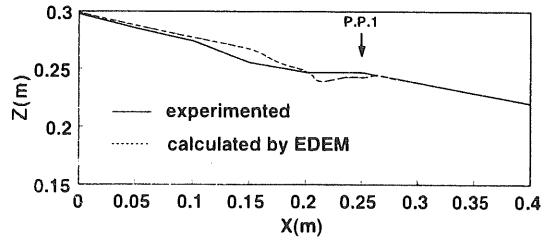


図2・2・10 洗掘実験結果と数値計算結果との比較

2.3 感潮域に分布する塩生植生の生態と立地特性（要約）

2.3.1 はじめに

海水と淡水の混じり合い汽水的な環境となる、いわゆる感潮域(汽水域)とよばれる河口付近や河川の流入する入江などの海岸線には、砂泥が堆積し干潟が形成される。こうした干潟の周囲の塩沼地には、シオクグやアイアシなどの塩生植物や、ヨシなど塩分濃度に対する耐性範囲の広い抽水植物の優占する塩生植生が発達する。

塩生植生は、海域と陸域の二つの異なる生態系の移行帶あるいは境界領域に位置しているが、そこはまた海生動物や鳥類など多様な生物の重要な生息空間である。さらには栄養塩類の吸収・固定による水質の改善などいわゆるリビングフィルターとして地域環境の保全など生態学的機能を果たすなど、感潮域における干潟生態系の重要な植物的構成要素でもある。

一般に干潟に分布する塩生植生は、底質、微地形、潮汐、波浪、土壤溶液中の塩分濃度など様々な環境要因に応じた分布配列を示すことが知られている。

本研究では、神奈川県三浦半島南西部に位置する小網代干潟に発達する塩生植生を対象として、従来の植物社会学的植生調査を行い、当該地区の塩生植生を構成している各種植生単位を識別するとともに、現存植生図を描いてその分布状況を明らかにした。さらに、塩生植生の分布を規定している主要な環境要因である、微地形の測量、潮汐の観察、地下水中的塩分濃度の測定などを行い、その結果に基づいて、塩生植生の分布配列と環境要因の因果関係について考察を行っている。

2.3.2 得られた主な成果

[1] 識別した植生単位

三浦半島小網代湾の最奥の後干潟に発達する塩生植生を対象として植物社会学的植生調査を行い、以下の8の植生単位を識別した（表2・3・1）。

表2・3・1 塩生植生群落区分表（三浦半島小網代）

群落区分	A	B	C				D	E	F	G	H
			c1	c2	c3	c4					
通し番号	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11
調査番号	K13	K61	K52	K12	K31	K31	K41	K32	K42	K51	K11
調査年月日	99	99	99	99	99	99	99	99	99	99	99
調査面積(m ²)	6	6	6	6	6	6	6	6	6	6	6
低木層(S)の高さ(m)	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3
低木層(S)の植被率(%)	4	2	2	2	4	2	1	4	2	2	4
草木層(H)の高さ(m)	1	1	1.4	0.9	0.8	0.6	1.2	1.6	1	1.6	1.6
草木層(H)の植被率(%)	70	80	90	80	70	70	90	90	100	100	80
草木層(H)の高さ(m)	1	1	2	2	2	3	3	3	3	3	3
出現種数	1	1	2	2	2	3	3	3	3	3	3
群落区分種	H	54	54	55	44	44	44	54	44	+2	33
ヨシ	H	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
群集樹木種	H	33	23	12	34	34	54	+	+	22	+
シオクグ	H	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
群集樹木種	H	44	54	54	44	+2	55	54	54	55	55
アツバセ	H	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
アツバセ	H	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
下位単位区分種	H	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
アツバセ	H	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
スイバ	H	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
フジ	S	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
ノバラ	S	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
下位単位区分種	H	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
ノバラ	H	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
シオクグ	H	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
アツバセ	H	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
アツバセ	H	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
クズ	H	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
群落区分種	H	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
チゴササ	H	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
サンカクイ	H	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
ホントクタデ	H	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
ミツバ	H	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
ヒシソウ	H	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
群落区分種	H	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
ハゼ	S	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
ヤマグワ	S	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
群落区分種	H	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
セイカアワダチソウ	H	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
スイバ	H	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
イスバキ	H	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
スキ	H	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
ヨモギ	H	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
キツネノマコ	H	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
カタツミ	H	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
イヌテ	H	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
スカボロ	H	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
ハマスカ	H	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
ニガナ	H	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
ヒナクサコヅチ	H	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
群落区分種	H	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
アツバセ	S	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
群落区分種	H	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
タチサギ	S	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
パンキ	S	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
スズメカリ	S	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
その他の種省略											
兩層: S=低木層 H=草木層											

1) ヨシ先駆群落

前浜干潟に発達する塩生植生の最前線を1~2m幅で帶状に縁取るヨシ1種類のみで構成された植生単位。

2) シオクグ群集

ヨシ先駆群落に接して、より内陸側に分布する、ヨシとシオクグの混生する植生単位。

3) アイアシ群集

イネ科の多年草植物であるアイアシの優占する群落単位。小網代湾の干潟の周りに発達する塩生植生のうち、最も広い面積を占めている。

4) チゴザサ-ヨシ群落

最も内陸側のアイアシ群集と海蝕崖地の間に形成された、淡水性の湿地に生育する抽水植物群落。

5) ハゼ-ヤマグワ群落

陽地生の先駆性落葉樹であるハゼおよびヤマグワの混生する低木群落。

6) スイバ-セイタカアワダチソウ群落

土砂の投棄によりアイアシ群集が破壊された立地に生育するセイタカアワダチソウ、スイバ、イヌムギなどからなる雑草植物群落。

7) アズマネザサ群落

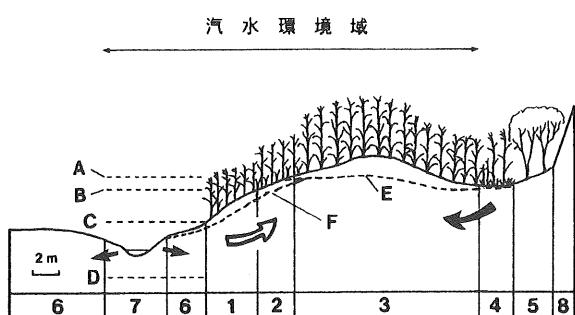
塩生植生の周辺、特に東側の農道沿いに発達するアズマネザサの優占群落。

8) タチヤナギ群落

アイアシ群集とアズマネザサ群落の間に形成された凹状地に生育するタチヤナギとハンノキの混生林。

[2] 現存植生図および植生断面図の作成

塩生植生の発達する地区の地形図(縮尺1/400)を作成し、その上に識別した8の植生単位を凡例とする現存植生図を描いた。また、左岸側に分布する塩生植生の植生断面図を作成した(図2・3・1)。この植生断面図で



1.ヨシ先駆群落, 2.シオクグ群集, 3.アイアシ群集, 4.チゴザサ-ヨシ群落, 5.ハゼ-ヤマグワ群落, 6.前浜干潟, 7.みお筋, 8.海蝕崖地, A.大潮平均高潮線, B.小潮平均高潮線, C.小潮平均低潮線, D.大潮平均低潮線, E.最高地下水位, F.最低地下水位

図2・3・1 植生断面図(左岸側)と潮汐および地下水位の関係

は、汀線から内陸側に向かって、ヨシ先駆群落、シオクグ群集、アイアシ群集、チゴザサ-ヨシ群落の順序で分布配列していることが分かった。この塩生植生の帶状の分布配列が各植生単位の生育地の塩分濃度勾配に対応していることを明らかにした(図2・3・2)。

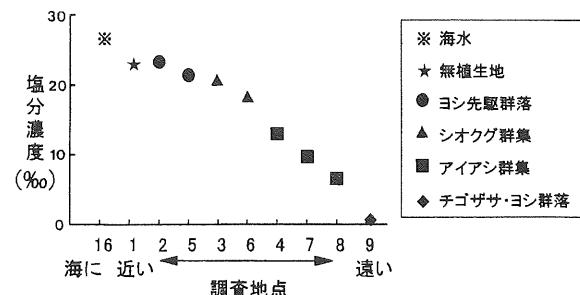


図2・3・2 小網代干潟(左岸)に分布する主要な植生単位の平均塩分濃度

[3] ヨシの生態と立地特性

ヨシ先駆群落、シオクグ群集、チゴザサ-ヨシ群落の3の植生単位に共通して分布するヨシが相観的に生育型の異なる3タイプに分けられた。この3タイプは平米当たりの稈の本数、平均草丈、平均基部径など生長量の違いとしても明らかにされた。

また、ヨシ先駆群落およびシオクグ群集に分布するヨシは汽水性のヨシであり、その生長量の差が潮汐の影響の強弱および塩分濃度の高低に起因していることを明らかにした。一方、チゴザサ-ヨシ群落に生育するヨシは淡水性のヨシと同じ生育型を示した。

[4] アイアシの生態と立地特性

アイアシ群集を特徴づけているアイアシについては、左岸と右岸でその生長量が異なることが分かった。また、こうした生長量の違いが、生育地の塩分濃度とそれに対するアイアシの耐性能力に起因するとした。

[5] 小網代干潟の生態的特性

小網代干潟に分布する塩生植生の主要構成種であるヨシとアイアシの「すみわけ」や、主要な塩生植生の生の分布配列が、潮汐と波浪の物理的破壊作用の強弱、汽水的環境下にある各生育地の塩分濃度勾配、そしてヨシとアイアシの塩分に対する耐性範囲の違いなどが複雑に絡み合った微妙なバランスの上に成立することを明かにした。

2.4 感潮域における有機物の起源とその安定性

2.4.1 はじめに

河川水中に存在する有機物は河川水の景観や水質に影響を与え、またその生産や分解は、河川水に溶存する酸素の濃度に影響を与えるなど、有機物は河川における炭素や窒素などの親生物元素の循環において極めて重要な役割を演じている。粒子状の有機物（懸濁態有機物）として代表的なものは植物プランクトンである。そのほかにも動物プランクトンやバクテリアなどの微生物群、さらには非生物の有機物なども、懸濁態有機物の重要な構成要素である。環境科学的見地から有機物を評価する際には、化学的酸素要求量(COD)や生物学的酸素要求量(BOD)が用いられてきている。しかし、感潮域における有機物の動態とその水環境に対する影響を評価するためには、有機物の種類や起源などを含む生物地球化学的な見地からの研究が必要であると思われる。本研究では利根川下流部から河口域を研究対象として、河川水中に存在する懸濁態有機物の起源を推定した。その際に、感潮域の物質循環に対する有機物の役割を評価するために重要なパラメーターである有機物の安定性に着目して解析を行った。

2.4.2 懸濁態有機炭素と植物プランクトン

植物プランクトン炭素量の見積もりのために、植物プランクトンだけが持つクロロフィル a の濃度を用いた。このクロロフィル a の濃度に、培養された植物プランクトンについて得られている炭素/クロロフィル a 比である45を乗ずることにより、植物プランクトンの炭素量を求めた。この植物プランクトン炭素量の推定値と実測した懸濁態有機炭素量とを比較し、河川水に懸濁する有機炭素における植物プランクトンの寄与を算出した。その結果、利根川河口においては、懸濁態有機炭素における植物プランクトンの炭素の占める割合は、8.9%から43.1%と見積もられた(図2・4・1)。この値は利根川河口堰などの他の測点について得られた値に比較して、非常に低いものであった。懸濁態有機炭素に対する植物プランクトン炭素の比が低い時には、懸濁態有機炭素濃度が高く、河口域の懸濁態有機物の濃度の増減には、植物プランクトン以外の有機物が大きく影響していることが示唆される。これは懸濁態有機物濃度と非植物プランクトン濃度との高い相関関係からも確認することができた(図2・4・2)。河口域

には海洋性の懸濁態有機物も存在しているが、海洋表層の粒子が高い炭素/クロロフィル a 比および高い非植物プランクトンの寄与を持つことは考えにくい。

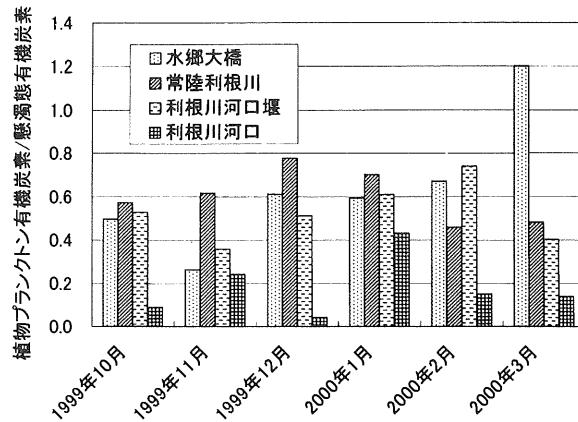


図2・4・1 植物プランクトン有機炭素/懸濁態有機炭素

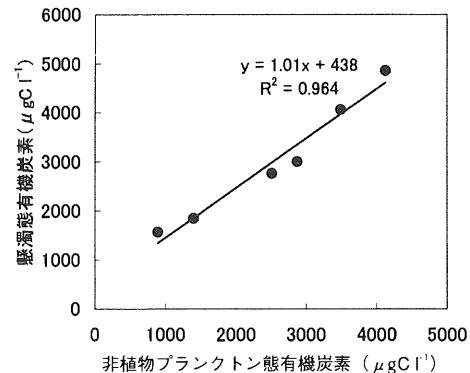


図2・4・2 利根川河口における非植物プランクトン有機炭素と懸濁態有機炭素の関係

2.4.3 脂肪酸組成と有機物の起源

河口域において植物プランクトン以外にその起源を持つと考えられる有機物の化学的特徴を知るために、懸濁態脂質を構成する脂肪酸の組成を明らかにした。脂肪酸は植物プランクトン、動物プランクトン、バクテリア、あるいは陸上植物などによりその組成を大きく異なる。また有機物が分解するにつれて、組成の変化も生ずるため、極めて指標性の高い物質である。

河口域で得られた脂肪酸組成は他の測点と大きな違いが認められた。他の測点では生きている植物プランクトンが持つ多不飽和脂肪酸類が飽和脂肪酸や一不饱和脂肪酸と同程度存在していたのに対して、河口域ではその割合は著しく低い傾向にあった(図2・4・3)。

多不飽和脂肪酸は安定性が悪いため、植物プランクトンの死後、速やかに分解される。他方、飽和脂肪酸や一不饱和脂肪酸は安定性が高く、比較的の長期間にわ

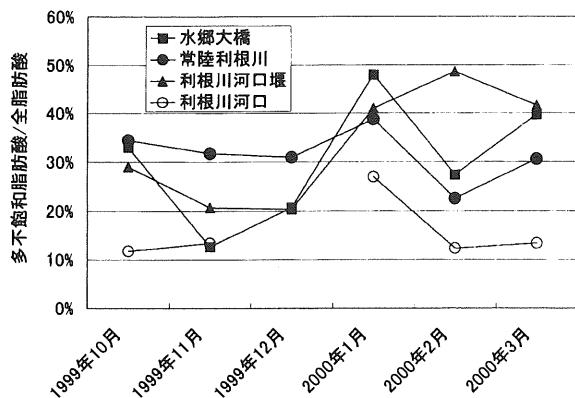


図2・4・3 懸濁態脂質の多不飽和脂肪酸/全脂肪酸

たり分解されずに残存する。すなわち多不飽和脂肪酸が多く含まれる有機物は、分解の余り進んでいない「新鮮な」状態であると考えられるのに対して、飽和脂肪酸および一不飽和脂肪酸が卓越する有機物は、分解の進んだ「古い」有機物と考えることができる。脂肪酸組成からみると、河口域で懸濁粒子として多く存在する有機物は、分解の進んだ「古い」有機物であることが推測される。河口域におけるこのような「古い」懸濁態有機物の起源としては、底泥の堆積物が予想される。河床に堆積した分解の進んだ有機物が、潮の干満の際の流れや水位が低下した際の風の影響で水中に懸濁し、河口域の懸濁態有機物を全体として「古い」性質としているものと考えられる。

このように感潮域の河川水中に懸濁する有機物の多くが、河床の堆積物に起源を持つことが明らかとなった。しかしながら、この結果は今回実施した試料の採取方法を反映している可能性も大きい。今回は、比較的水深の浅い河岸から試料の採取を行っており、これが堆積物粒子の高い影響につながった可能性がある。河川中央部などの水深の深い水域では、堆積物の再懸濁の影響は河岸近くより少なく、植物プランクトンの寄与が高い可能性も予想できる。

2.4.4 懸濁態および溶存態有機物の安定性

河川水中に存在する有機物は分解の際に水中に溶存する酸素を消費するため、水塊の貧酸素化と深く関わっている。また、水圈生態系での物質とエネルギーの流れにおいても有機物は主役を演じている。このような観点から有機物を評価する際には、有機物の濃度の比較するだけでは不十分である。それは、河川水中に存在する有機物が分解に対して安定な難分解性の有機物を含むからである。感潮域の水環境ならびに生態系における有機物の役割を評価するためには、存在する有機物についてその

分解性に焦点をあてた解析が必要となる。このため、利根川河口から採取した有機物の安定性について、懸濁態有機物と溶存態有機物のそれぞれについて2ヶ月にわたる分解実験を通して明らかにした。

懸濁態有機炭素(POC)および溶存態有機炭素(DOC)とともに、実験開始時から数日間で濃度は比較的早く減少し、懸濁態有機物および溶存態有機物ともに易分解性有機物を含むことが分かる（図2・4・4, 2・4・5）。実験開始時の初期濃度を100とするとき、実験開始から6日目で懸濁態有機炭素は63に溶存態有機炭素は80に減少した。6日目以降は懸濁態有機炭素は更に濃度の減少が続き、最終的に61日目の濃度は初期濃度の43%にまで達した。一方、溶存態有機炭素は実験終了時には初期濃度の67%にまでしか減少しなかった。この結果から、懸濁態有機物は溶存態有機物より、分解しやすい易分解性有機物を含む割合が高いことが明らかとなった。しかし、分解量を初期濃度に対する割合ではなく、有機炭素量で比較すると、懸濁態有機炭素および溶存態有機炭素でほぼ同一の値が得られた。これは、実験に用いた試水中の溶存態有機炭素濃度が懸濁態有機炭素濃度よりも高いことによっている。今回の利根川下流部における観測では、溶存態有機炭素量は懸濁態炭素量をほとんどの試料で上回っており、溶存態有機炭素の水環境および生態系における重要性を示すものとして注目される。

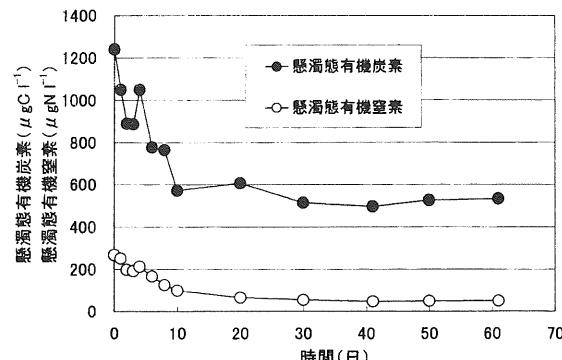


図2・4・4 分解実験における懸濁態有機炭素および懸濁態有機窒素濃度の変化

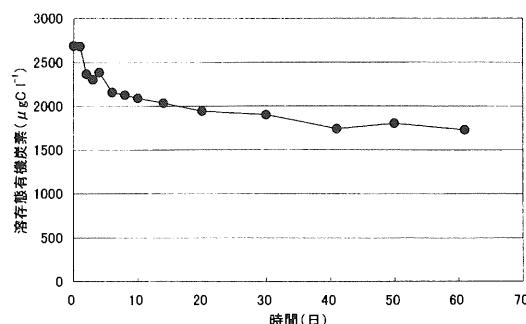


図2・4・5 分解実験における溶存態有機炭素濃度の変化

2.5 感潮域におけるベントスと水環境のバイオモニタリング

2.5.1 はじめに

ベントス（底生生物）とは、水底に生活する生物の総称であり、浮遊生活をするプランクトンや遊泳生活を行うネクトンに対比される。これは水生生物の生態的側面による分け方の1つであるから、ベントスにはバクテリア、植物および動物からなる極めて多様な分類群が含まれることになる。このうち、肉眼で容易に確認できるベントスをマクロベントスと呼び、特に淡水域ではマクロベントスを用いたバイオモニタリングの手法が20世紀はじめから精力的に検討され、国内外において多くの成果が上げられてきている。しかし、河川の感潮域に発達する生物群集は上流の淡水域のそれとは極めて異なった特徴を有するため、淡水域での成果をそのまま適用することは難しい場合が多い。また、感潮域の生物的諸過程を、水環境の評価あるいは河川下流部に発達する生態系の管理・維持と関連づけた総合的かつ精力的な研究は極めて少ないので現状である。こうした状況において、河川感潮域におけるバイオモニタリングではベントスのどういった生態的特徴に注目すべきか、ベントスを対象とした生物・生態学者からの具体的な方向性の提示が急務と思われる。

本研究では、感潮域を特徴づける重要な要因の1つである塩分環境とベントスとの関わりを取り上げ、(1)ベントスの分布と塩分環境との関係を北上川河口部の

調査、および人工基質を用いた河口堰上・下流における調査例を紹介しつつ概説するとともに、(2) 塩分変動に対するベントスの生理・形態的な応答を甲殻類・端脚目（ヨコエビ類）のニホンドロソコエビに関する研究をモデルケースとして紹介する。

2.5.2 河川感潮域における塩分環境とベントスの分布

汽水域を塩分濃度によって分類したヴェニス・システム(1959)に従えば、海から上流淡水域にかけての水域は、海水(>30‰), 多鹹水(18~30‰), β 中鹹水(10~18‰), α 中鹹水(5~10‰), 貧鹹水(0.5~5‰), および淡水(<0.5‰)に区分される¹⁾。日本における主要な汽水性ベントスの分布範囲と上記の塩分環境の区分との関係については、堀越・菊池によって簡潔かつ要領よくまとめられており²⁾、例えば、本報告において山田によって詳しく扱われているヤマトシジミは中鹹水から貧鹹水に分布するベントスとされている。

図2・5・1は平成11年10月29日の昼間の下げ潮時の調査結果にもとづき、北上川河口域におけるヤマトシジミ、およびその他の主なベントスの分布と環境要因との関係を模式的に示したものである。ヤマトシジミは塩水の影響が大きい河川の海への開口部近く(st.1)および800m上流の深場(st. 2a, b)には出現せず、それに変わって二枚貝ではイソシジミが認められる。イソシジミは海水から多鹹水に生息する二枚貝とされてお

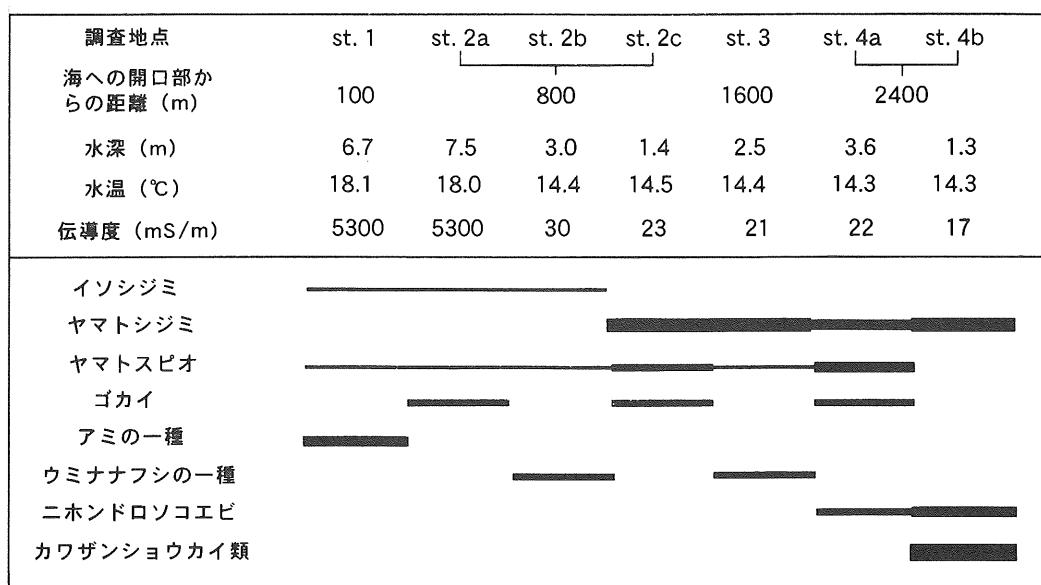


図2・5・1 北上川河口域における調査地点の環境とベントスの密度(N/m²)

り、北上川におけるこれら2種の二枚貝の分布は両種と塩分環境との関係を明確に示している。

一方、多毛類のヤマトスピオもイソシジミと同様にやや塩分の高い水域に生息する種類であるとされるが、その分布はヤマトシジミと大きく重なった。また、同じく多毛類のゴカイは多鹹水から中鹹水に、甲殻類のウミナナフシは海水から中鹹水に生息するとされ、後述するように甲殻類のニホンドロソコエビも多鹹水から中鹹水に特徴的な種類である。しかし、こうしたヤマトシジミよりも高い塩分環境を特徴づけるペントスの分布も、実際にはヤマトシジミのそれと大きく重複した。ヤマトスピオやニホンドロソコエビなどの小型のマクロペントスでは、ヤマトシジミやイソシジミのような二枚貝に比較して生活史のサイクルが短く、また水の流れによる成体の移動・分散も容易に行われやすい。従って、生活史が短く移動性が高いペントスの分布はヤマトシジミやイソシジミの成貝分布よりも比較的短期間の環境を反映すると考えられ、ヤマトシジミの生息域は本種の生息に不適な高塩分にしばしば曝されていると推定された。

2.5.3 人工基質法を使った河口堰上流および下流におけるペントス相の比較—特にモクズガニの移動に関して—

河口堰による河川の分断、あるいはそれに伴った河口堰の上・下流における塩分環境の相違がペントスにどのように影響するかは興味ある点である。しかし、河口堰の上・下流では種々の環境要因が共に変化するために単純な比較は難しい。例えば、水底を形成する基質の状態はペントスの動態に大きな影響をおよぼす重要な要因であるが、河口堰の上・下流では一般に基質の状態が大きく異なり、特定のペントス種の分布パターンの把握あるいはペントス相の比較等を妨げる一因となる。こうした場合、人工の基質を現場に設置し、移入してくる生物を調べることが有効な方法の1つとしてあげられる。これによって、基質の場所による違いの影響を取り除いた定量的な比較検討がある程度は可能となる。

北上川においては、特に海域と淡水域との間を移動するモクズガニへの河口堰の影響を知る目的で、岡本と栗原³⁾が用いたものと同様な石積みトラップを使用した(図2・5・2)。トラップは河口堰の上流2kmと下流10km地点に設置し、移入してくるモクズガニとその他のマクロペントスを調査した。平成11年9月27日(基質設置期間約1.5ヶ月)の結果では、モクズガニは

河口堰をはさんだ両地点で確認され、本種が汽水域・海域でのみ交尾・産卵して幼生を放出することを考慮すれば、この移動力の高いカニは河口堰を越えて回遊するものと推定された。ただし、旧北上川が河口堰の上流で合流していること、十分な数の稚ガニが淡水域に遡上しているかは不明であることから、河口域での稚ガニ着底数の推定および魚道等を通して淡水へ移動する個体数の直接的な把握等が今後必要であると思われる。モクズガニのほかには底生魚類のウキゴリが両地点で認められたが、その他のペントスの種組成は大きく異なった。上流地点ではユスリカの幼生が卓越し、その他にブユの幼生や端脚目のキタヨコエビの一種などが認められた。下流域では巻貝のカワザンショウガイ類が卓越し、底生魚類のヌマチチブ、汽水性の甲殻類(スジエビの仲間、アリアケモドキ、ドロクダムシの仲間など)やヤマトシジミも多く認められた。

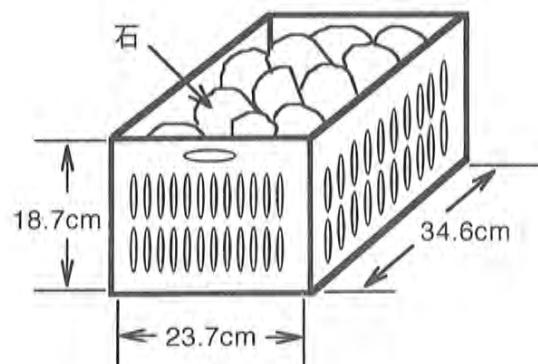


図2・5・2 石積みトラップと採集されたモクズガニ

2.5.4 塩分変動に対するニホンドロソコエビの生理・形態的応答－汽水性ベントスのモデルとして－

野外における塩分の挙動とベントスの生態的な応答との関係を解釈するためには、塩分変動に対するベントスの生物学的な反応に関する情報が不可欠である。しかし、そうした知見はヤマトシジミやゴカイなどの一部の種類を除いては極めて不足しているのが現状である。そこで、本研究では、北海道から九州までの河口域の底泥に広く認められるニホンドロソコエビ（甲殻類、端脚目）をモデル生物として取り上げ、塩分の変化に対する彼等の生理・形態的な応答を検討した。

ニホンドロソコエビに関しては、その鰓に体液の浸透圧調節に関わると思われる2つのタイプの組織が存在することが筆者らによって明らかにされている⁴⁾。そこで、本種を室内で塩分を変えて飼育し、その鰓の微細構造を透過型電子顕微鏡で詳細に検討するとともに、飼育水の塩分濃度と体液のナトリウム量との関係を調べて体液浸透調節型を特定した。その結果、飼育水の塩分濃度を10～120%海水に変化させてもニホンドロソコエビの体液浸透圧は30～70%海水相当に維持されると推定された。体液浸透圧は40～50%海水で外液と等張になると予想され、それより高い塩分環境では塩分を排出し、低塩分環境では塩分を吸収する高-低体液浸透調節を行うことが明らかになった（図2・5・3）。鰓に存在する塩分吸収型細胞の微細構造は外液の塩分濃度に応答して変化し、低塩分で飼育した個体では細胞表面の膜構造が著しく発達して細胞内に豊富に存在するミトコンドリア間に陥入した。これと同様な現象は他の甲殻類でも広く認められ、この組織

による塩分の吸収は電気生理学的および生化学的手法によっても証明されている。一方、塩分の排出に関わると思われる「塩類細胞」様の組織の微細構造には外液の塩分濃度による大きな変化は認められず、電気生理学的あるいは生化学的手法による検討も今後の課題として残されている。以上のことから、外液の大きな塩分変動に遭遇した際にも本種はその体液浸透圧を30～70%海水相当に保つ能力を有するため、塩分変動が激しい多鹹水～ β 中鹹水域で個体群を維持できることが裏付けられた。

2.5.5 まとめ

- 1) 小型のマクロベントスの分布パターンから、ヤマトシジミの生息に適した北上川河口部の貧鹹水域がしばしば高塩分に曝されていると推定された。
- 2) 今回の調査では、北上大堰による河川の分断がモクズガニの回遊に大きく影響しているとは考えられなかつたが、さらに詳細な定量的調査が必要であると思われた。
- 3) ニホンドロソコエビに関する生理・形態的検討によって、本種が多鹹水～ β 中鹹水域に特徴的な種類であることが示された。小型マクロベントスの1つのモデルとして、塩分環境のバイオモニタリングに利用可能である。

参考文献

- 1) McLusky, D. S. (1989): The estuarine ecosystem, 2nd edition, 215p, Chapman & Hall, New York.
- 2) 堀越増興・菊池泰二（1976）：第II編ベントス、海洋科学基礎講座5海藻・ベントス、東海大学出版会。
- 3) 岡本一利・栗原康（1987）：ケフサイソガニの個体群構造の季節的变化について。日本生態学会誌37, pp. 81-89.
- 4) Kikuchi, S. and M. Matsumasa (1993): The osmoregulatory tissue around the afferent blood vessels of the coxal gills in the estuarine amphipods, *Grandidierella japonica* and *Melita setiflagella* (Crustacea). Tissue and Cell, 27, pp. 627-638.

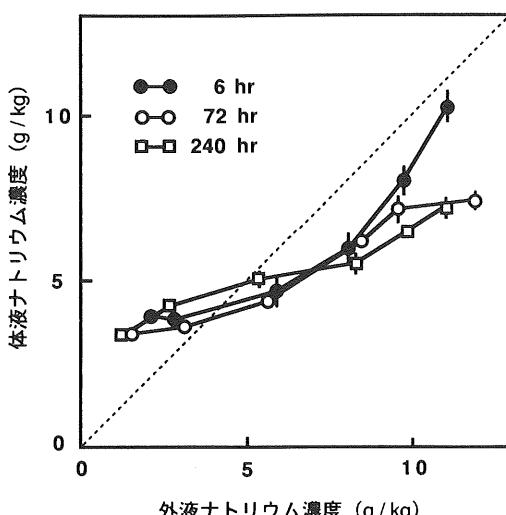


図2・5・3 ニホンドロソコエビにおける飼育水と体液のナトリウム濃度の関係

2.6 河川感潮部における底生生物の生息環境と水理・水質変動に関する研究

大規模な河川改修工事では、そこに生息する生物種への影響は多大であり、自然と調和した河川改修を目指すためには、まず、現在の生息生物にとっての最適な環境がどのようなものであるかを把握する必要がある。本研究では、宮崎県五ヶ瀬川水系北川感潮部に生息する底生生物種としてカワスナガニに着目し、カワスナガニの生息環境と北川の水理・水質変動との関係を明らかにするための現地調査および室内実験を行った。

2.6.1 北川感潮部の現地縦断水理・水質調査

図2・6・1は大潮・小潮時に実施した河道縦断方向の等塩分線図の一例である。図中の等塩分線の間隔から、大潮時よりも小潮時に成層化が促進され、典型的な塩水楔の様相を呈することがわかる。また、北川河川感潮部の混合形態は、弱混合型に近い緩混合型となる。さらに、鉛直塩分分布から塩分値が10～15psuのとき、塩分躍層の上側界面とみなされ、このとき、この等塩分線の上流側先端は大潮時の満潮時には6～7km上流まで、干潮時には5km上流まで到達している。水温の縦断形状も塩水楔とほぼ同様の形状を有し、下層塩水の方が上層淡水に比して水温はやや高くなっている。一方、Chl-a、TN、TPは塩水遷上の形態とは別にバッ

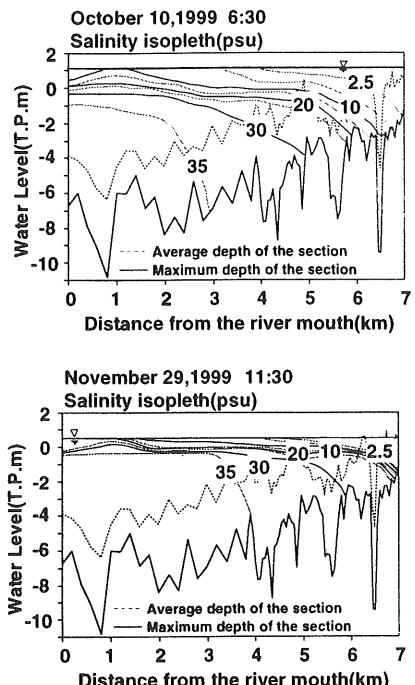


図2・6・1 等塩分線図（上図：大潮・満潮、下図：小潮・満潮）

チ状に高濃度点が存在したり、時間的にも場所的にも変化が大きい（図2・6・2参照）。それらの平均値は、Chl-aで $1 \mu\text{g/l}$ 、TNでは 0.1mg/l 、TPでは 0.01mg/l のオーダーとなっている。これら環境因子となりうる水質変動の把握は、河川改修前後での水環境の変化や今後の生息生物の動態との関係付けの上で重要である。

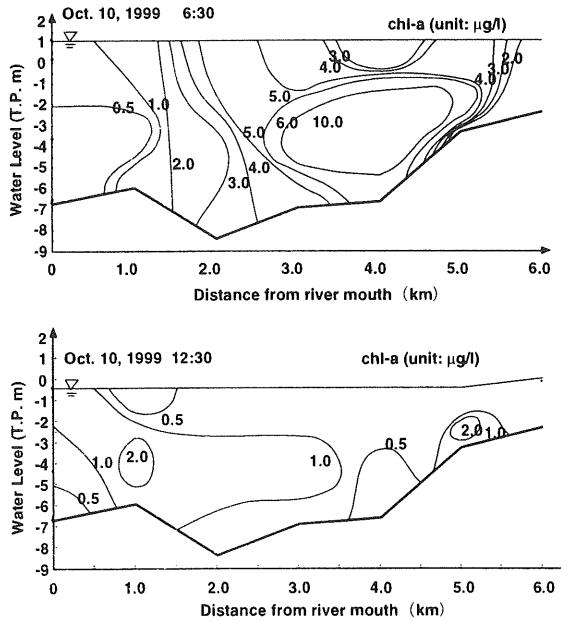


図2・6・2 Chl-aの等濃度線図（10月10日大潮時）

2.6.2 カワスナガニの生態に関する調査・実験

図2・6・3は北川感潮域のマップ上にカワスナガニ密度調査の結果を示したものである。図よりカワスナガニの生息域が下流1.3kmから上流6.5kmにまで及んで

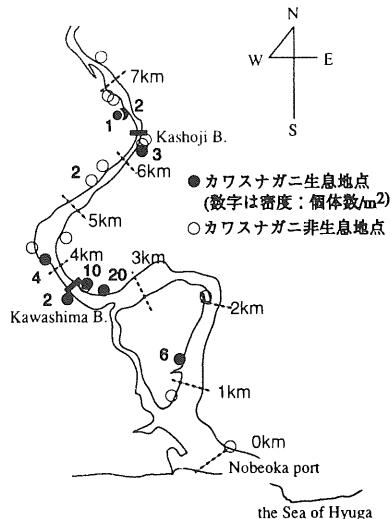


図2・6・3 カワスナガニの生息空間分布

いることがわかる。カワスナガニの生息縦断分布は、カワスナガニの生息選好性に応じた空間的パターンを示している。また、生息範囲の上流端は塩水の遡上する上限域とほぼ一致し、カワスナガニの生息条件と塩分との相関が伺える。さらに、カワスナガニの生息地点では比較的粒度の大きな河床材料の占める割合が多く、中礫（粒径4.75～19mm）以上の粒径を有する河床材料が存在する（図2・6・4参照）。これら礫がカワスナガニの大きさと同程度以上であることやカワスナガニ採取時の状況からも、礫が彼らの隠れ場として果たす役割は大きく、生息選好性を考える上で重要な因子である。

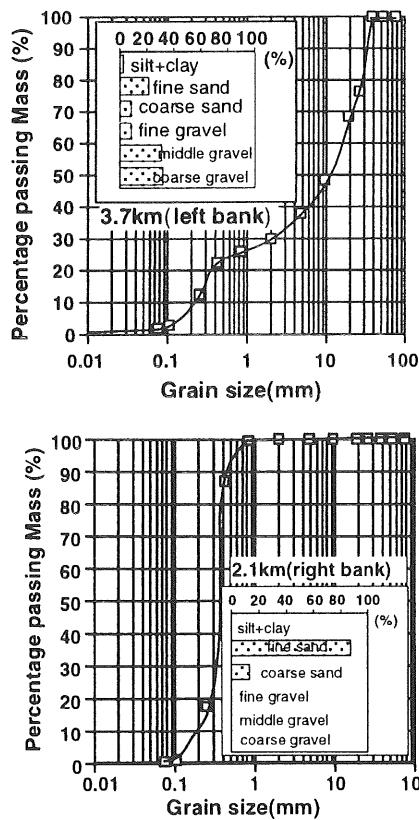


図2・6・4 カワスナガニ生息地（上）及び非生息地（下）における底質の粒径加積曲線の一例

カワスナガニの生息域最上流域の長期塩分変動から、そこで塩分変動は大きく、カワスナガニは潮汐により、塩水と淡水の両方にさらされていることがわかる。さらにこれらを考慮し、カワスナガニの塩分耐性を室内実験で調べたところ、塩分が10psuと30psuでは生存日数に差が見られないものの、カワスナガニが淡水中で長期間に渡って生息することは困難であることがわかった（図2・6・5参照）。

図2・6・6は、カワスナガニの生息密度分布と各測定地点の塩分および水温を比較したものである。図中に

は、カワスナガニが河道両岸域で生息することを考慮して、水表面下0.1mでの塩分と水温の変動幅と平均値を示している。図にはその一例として平成11年10月10日大潮時のものを示した。カワスナガニの生息分布は3～4km地点で極値を持つ上に凸の形状を示す。カワスナガニの生息環境にとって塩分・水温のみに依存しているとは一義的にはいえないものの、塩分・水温は生息上下端で変動幅が大きいことや、塩分値が0近くで生息上限域となっている等の相関を示していることは理解できる。

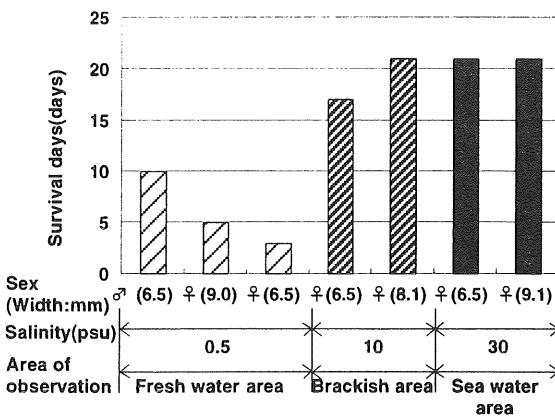


図2・6・5 塩分耐性実験の結果

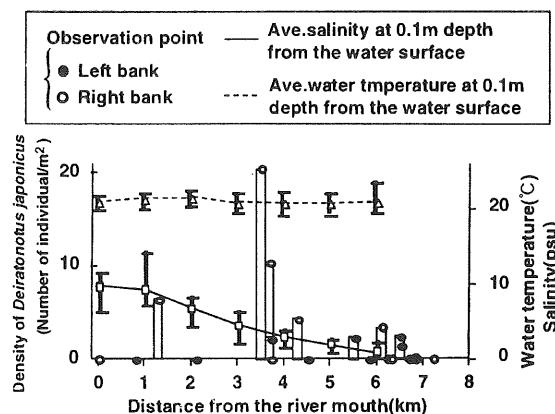


図2・6・6 カワスナガニの密度と塩分、水温の影響

ここでは、北川感潮部での水質変動特性やそこに生息するカワスナガニの生息環境に着目し、その選好性に関して考察を加えた。その結果、環境因子としての塩分は、カワスナガニの選好性において重要な一因子であり、また、別の因子である河床材料においても、隠れ場としての役割が考えられた。カワスナガニの生息選好性に関しては、その他多数の因子が影響していると考えられ、それらを考慮し、生息生物の空間分布を適切に表現するための解析法やツールの作成が今後の課題となってくる。

2.7 貝類の水質浄化特性に及ぼす感潮域の環境因子

2.7.1 はじめに

感潮域である河川河口域は生物生産量が高く、とくに感潮域の代表的生物であるヤマトシジミ (*Corbicula japonica*, 以下、シジミと称す) は大きな水質浄化能力を持っている。しかし、河口や沿岸部など感潮域においては、治水や利水、土地利用などを目的とした人為的改変によって生息環境、水質環境が大きく変わってきたため、健全な河川感潮域生態系を維持、復元するには、河川感潮域の環境特性やその場に生息する水生生物の生理的特性について十分把握しておく必要がある。とくに近年、水生生物を含む生態系の機能を高めることで水質改善・管理を図る手法が提案され、貝類等による水質浄化作用についてもその役割が大きく注目されている。

そこで本研究では、まずシジミの生理的特性と河川感潮域での役割や水質浄化能力について、既往の研究を整理した。つぎに、河口堰の設けられた宮城県北上川河口域（追波川）において、ヤマトシジミの生態調査とその生息に影響を与える塩分濃度の分布特性を明らかにして、感潮域の水質浄化に果たす貝類の役割を検討することを目的とした。

2.7.2 既往の研究

ヤマトシジミは植物プランクトンをろ過摂食する懸濁物食二枚貝であり、幅広い塩素量（1～12‰Cl）域で生息できる広塩性汽水種である。しかし、生殖による発生を促すためには塩分濃度と水温が重要な因子であり、淡水だけ、または高塩分にさらされると発生が不可能になる。また稚貝の方が成貝よりも塩分耐性が弱く、成貝にとって60%海水は生息に適さない上限値であった。治水・利水上の理由で河川改修や河口堰が建設されているが、人為的改変によるシジミへの影響も大きい。とくに河口堰については、その下流側で底層の泥質化や貧酸素化、高塩分化が取り沙汰されている。一方、シジミはろ過によって懸濁物を水中から除去するなど、その水質浄化能力が注目されている。感潮域では高密度にシジミは繁殖しているので、その系外排除（漁業）を制御したり生息環境を整備すれば健全な感潮域生態系の維持も可能であることが示唆されている。

以上のことから、水質条件によるシジミの生理的特性と感潮域の水質浄化に対するシジミの役割が明らかとなつた。

2.7.3 研究方法

[1] 調査地点の概要

対象河川は宮城県北部に位置する北上川（追波川）であり、流路延長が約249km（全国第5位）、流域面積が10,150km²、その流量は年平均384m³/sec（観測地点：登米、最大3273—最小113）である。河口から上流17.2kmに設置された北上大堰（総延長約340m）は、灌漑用水や生活用水などの確保、塩害防止を目的に旧飯野川可動堰（1932年から通水）に代わるものとして1979年から本格的に運用されている。河口域には、「日本の音風景百選」にも選ばれた広大なヨシ原が見られ、北上大堰下流域だけでもヨシ原（他の植物も含む）が約9km²あり、多様な生物の生息環境を提供している。

平成9年度漁業・養殖業生産統計年報によれば北上川のシジミ漁獲量は250トンであり、県内シジミ漁獲量のほぼ100%を占めている。水産宮城（宮城県水産林業部、各年度）によれば、1970年代中頃から年間200トン前後の漁獲量を確保している。河口堰建設が古いため、河口堰による漁獲量への影響について正確には述べられない。

[2] 調査方法および項目

調査は堰下流側のみで行なった。調査地点数は、1ヶ月に1回程度の定期観測2個所（河口から、岸寄り1.6km, 3.9km地点）と季節ごとの縦断観察5個所（定期観察地点のほか、中央部1.6km, 9km, 15km地点）とした（図2・7・1）。1995年7月～1997年5月（予備調査のため定期観察のみ）、1998年11月～1999年11月にかけて、深さ方向の水質（水温、塩分濃度、pH、DO、濁度）とシジミ生存量（1個所、1.6km地点）を調査した。シジミ生存量は、干潮時に現れる砂質地帯において、1m²（深さ15cm程度）の囲い内の砂や生物を全量掘り出し、個体数を数え、殻長と湿重量も測定した。また、季節ごとのシジミの成熟度を調べるために、軟体部を10%ホルマリンで固定したのち、生殖腺部分をアルコールで脱水、テクノビット7100に包埋してから2～5μm厚さの切片を作り、メチレンブルー、フクシンで二重染色して生殖腺組織を顕微鏡観察した。

さらに、シジミのエサとなる植物プランクトン（浮遊藻類）の出現実態を把握するために、季節ごとに河川表層と底層を採水し、同定および個体数を計測した。

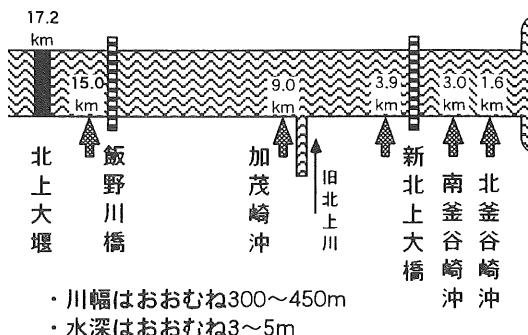


図2・7・1 北上川調査地点概略図

2.7.4 結果および考察

[1] 北上川河口域の塩分濃度分布特性

まず、北上川飯野川橋（河口より15km）でのBODは1mg/l前後であり、A類型の北上川はとくに汚濁した河川ではない。DOは底層で5mg/l程度まで下がるときがあったものの、季節や水深に関わらずほぼ飽和溶存酸素量を満たしていた。利根川河口堰や長良川河口堰の下流で懸念されている底層の貧酸素化は起きていないと推察された。また、pHは海水の混合状態にも左右されるが概ね8前後、濁度は2~5度程度であった。

つぎに、塩分濃度分布は潮汐によって一定の傾向を示さず、大潮時の同一地点の観測であっても、全層淡水もあれば、シジミ成貝の生息に適さない60%海水(2.1%NaCl)を越える場合もあり、堰からの淡水の放流が大きく影響していると考えられた(図2・7・2)。そのため、観測日の平均流量(堰からの放水量)と水深

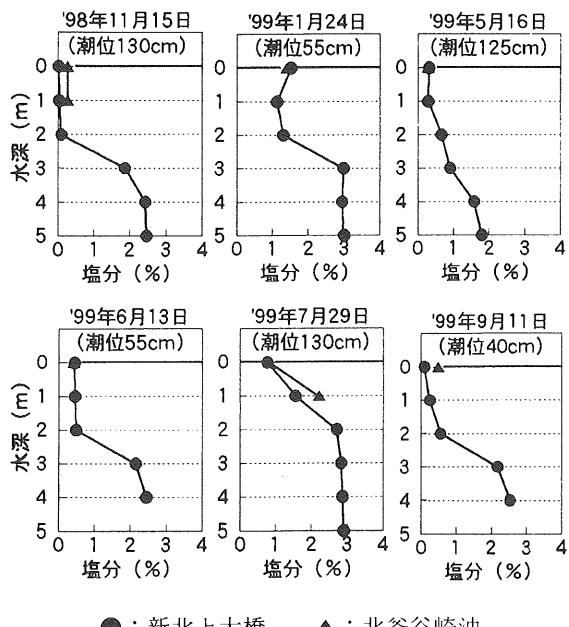


図2・7・2 北上川河口域における塩分濃度分布

別塩分濃度との関係（新北上大橋、干潮時）を調べた結果、水深1mまでは流量が多くなると塩分濃度が低くなるものの、2m以上では流量によらず高塩分状態であることが明らかとなった(図2・7・3)。

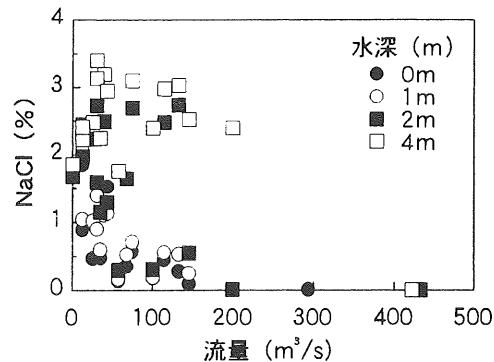


図2・7・3 干潮時の流量と水深別塩分濃度との関係
(新北上大橋、調査日：1995年～1999年)

底層に高塩分濃度が観察されたことから、シジミへの影響を考えるとそのような状態がどのくらいの期間発生しているのかを知る必要がある。そこで、塩水が滞留しやすいと考えられる降雨の少ない時期、冬期（1999年1月）と夏期（1999年7月、梅雨明けから1週間後）（図2・7・4）に一潮汐の水質変化を観察した。その結果、堰直下から河口にかけての底層では3%前後の塩分濃度が潮汐に係わらず変化しなかった。一方、表層から1mまでは1～2%程度であった。

シジミ漁は水深0~5m程度で行なわれているが、とくにシジミの定期観察地点では0~1.5mの浅瀬である

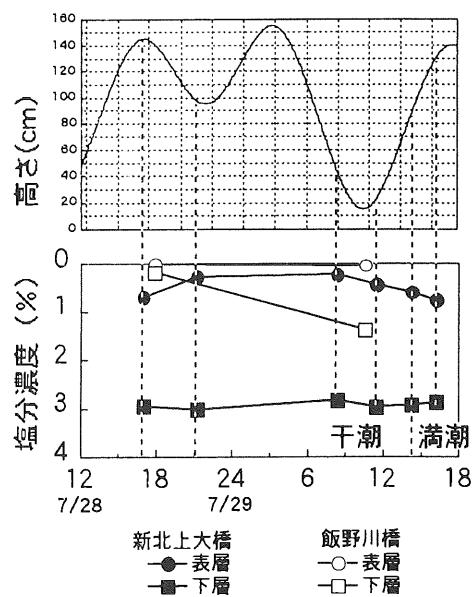


図2・7・4 潮汐による塩分濃度の変化
(1999年7月28～29日)

ため、満潮時でも2%を越えるときが少なく、高濃度の塩水が滞留することはなかった。一方、漁師からの聞き取りによれば、河川の中心部（水深約3~5m）での漁獲量は減少し、河口近くにあった主な漁場も、上流域に移動しているとのことであった。

[2] 北上川河口域のヤマトシジミの生態

1999年の1年間の定期観測（9回）によれば、320~1150個体/m²程度の個体数が維持されていた（表2・7・1）。殻幅/殻長比が0.60、殻高/殻長比が0.89、身重量/全重量比が0.17であり、既往の調査例と同等であった。また6~7月には、身重量/全重量比が0.20~0.22となり、軟体部の成長が伺えた。さらに、生殖腺組織の観察によれば、その成熟度は水温の季節変化と連動しており、水温が20℃程度となる6月には成熟卵（写真2・7・1）が形成されており、7月における産卵・放精間近の成熟個体の割合は、雄で94%，雌で43%であった。

またシジミのエサとなる植物プランクトンは、季節を問わず珪藻が多く出現し、春と夏には緑藻も観察された。珪藻の種類でいえば、*Navicula* sp.や*Asterionella formosa*, *Nitzschia* sp.（1999年5月16日、7月29日）が多く観察された。また塩分濃度の高い底層水中には海産種の*Chaetoceros debile*（1999年11月28日）が見られた。幼貝・稚貝は成貝よりも塩分耐性が弱いと言われている。水質調査の結果を踏まえれば、個体数を維持するためには、夏期の水質管理が重要であるとともに、ヨシ原などの存在で高低差のある砂場があれば高塩分に曝されることなくシジミは十分生息できることが明らかになった。

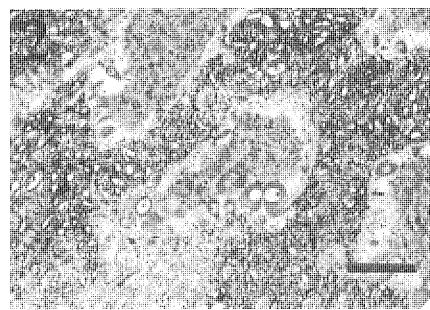
2.7.5 まとめ

本研究の結果、北上川河口堰下流においては、水質汚濁による底生生物への影響は考えられなかった。しかし、堰からの放水量が少ない気象条件では、堰近くまで底層の高塩分化が観察され、しかも潮汐によらず長期間滞留する可能性が考えられた。とくに夏季は、シジミの生殖にとって重要な時期であるため、水産資源の確保も考慮に入れた堰の運用が今後の課題となる。また、底層の高塩分化からシジミを守るためにもヨシ原等の存在による河床の高低差または傾斜の重要性が示唆された。

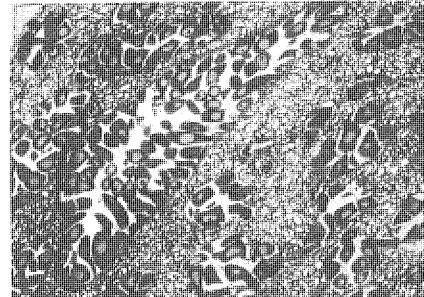
表2・7・1 北上川河口域ヤマトシジミの特徴（季節変化）

採取日	密度 個体/m ²	個数 個体	殻長 mm	湿重量 g	高/長* %	幅/長** %	個数 個体	身/全*** %	水温 ℃	塩分 %
1998.11.15	324	51	18.9	2.59	90.0	59.2	17	16.8	9.5	0.27
1998.12.20	512	40	21.2	4.10	89.8	59.1	34	18.4	4.4	0.07
1999.1.23	645	150	18.3	2.78	90.6	60.2	48	14.4	6.4	1.37
1999.3.21	556	337	13.6	1.10	87.3	59.7	30	14.7	5.7	0.01
1999.5.16	669	1384	16.5	1.28	87.2	60.1	25	15.2	14.4	0.29
1999.6.13	508	717	13.4	1.09	86.3	60.0	20	22.2	22.2	0.41
1999.7.28	1150	1150	15.2	1.52	87.6	60.1	36	19.8	30.2	0.47
1999.9.11	—	897	15.2	1.69	89.2	59.3	44	18.4	24.3	0.34
1999.11.28	—	1077	20.0	2.38	89.9	59.5	39	15.2	12.3	1.77
平均				88.7	59.7			17.2		

* 殻高/殻長 ** 殻幅/殻長 *** 身重量/全重量（湿重量）
ただし身重量0.1g未満は含まず水温および塩分の測定は、シジミ採取地の底層部分で行なった。



4月～5月（成長過程）水温 15℃程度



6月下旬～8月（産卵可能な状態）水温 23℃程度

写真2・7・1 ヤマトシジミの生殖腺組織（♀）

2.8 河川感潮域における都市域からの微量汚染物質の排出と底泥内分布について

2.8.1 はじめに

河川感潮域を含め公共用水域における水質汚濁問題は、工場排水や事業所排水への規制強化と、排水を収集・処理する下水道の施設整備に伴い、着実に改善されてきている。しかしながら、いわゆる有機物汚濁対策は着実に機能して水質改善が進行しているものの、都市域の河口域、湖沼や内湾などの閉鎖性水域における環境基準達成率の向上は頭打ちの状況にある。特に、感潮域を含む河口域には、多くの大都市が位置しており、都市活動に伴う汚濁物質が流入するため、都市ノンポイント汚染問題や底泥への微量汚染物質の蓄積による底生生物への影響などが危惧されている。

感潮域は、その複雑な環境特性からさまざまな生物の多様な生息の場になっており、貴重な水環境空間である。一方で、密度流などの水理特性や海水と淡水の混合に伴う凝集作用など、物理的にも化学的にも、汚濁物質の集積場としても機能している特殊な空間とも言える。したがって、感潮域の生息空間や水生生物の保全にとって、土木構造物の建設による流況条件や塩分条件の変化だけでなく、都市ノンポイント由来の微量汚染物質の流入は、急性毒性と慢性毒性の両面から懸念される影響因子である。

微量汚染物質のなかでも、発ガン性も報告されている多環芳香族炭化水素類（PAHs）は複数のベンゼン環が縮合したものであり、石油や石炭タール中に含まれるだけでなく、化石燃料の不完全燃焼過程でも発生する。都市域では工場や焼却場、自動車、特にディーゼル車などから排出されるものの寄与が大きいと言われている。PAHのうち特に4環以上のものは、疎水性が高く、生分解性が極めて低く、また変異原性や発ガン性を持つものがある。このようなPAHは、大気経由で人間の呼吸器系への障害をもたらすだけでなく、微小粒子として都市域の地表面へ沈着・堆積し、それらが雨天時に水系（河川や湖沼・海洋、およびその底泥）へ排出されることにより、水生生物への蓄積、さらには生物濃縮を通じて生態系全体へ影響を与えることが危惧される。

本研究では、都市域から排出される微量汚染物質であるPAHがどのように河川感潮域において分布しているかを現場調査を通じて評価することを目的とした。その際、その重要な発生源であるノンポイント汚染源（雨天時における道路堆積物などの流出）を、分流式

下水道の雨水幹線からの放流水や合流式下水道の雨水吐け口からの雨天時越流水として捉え、それらの位置関係を考慮して感潮域におけるサンプリング箇所を選定した。

現場調査は、東京都内を流れる荒川下流部の感潮域を対象とし、1999年の3月と11月に行った。底泥および底泥中に生息するゴカイを採取し、それらに含まれるPAHsを抽出・定量することにより、微量汚染物質としてのPAHsの底泥への蓄積や分布状況およびゴカイを感潮域の底生生物の代表として、PAHの生物濃縮状態を把握することを試みた。

2.8.2 試料採取および分析方法

調査対象の荒川の感潮域は、河口から36.0 km（秋ヶ瀬取水堰地点）まであり、図2・8・1に示すように底泥を採取した地点は、洪水制御のために1924年に人工的に掘削された放水路区間にある。東京都東部に位置するこの区間の集水域は、極めて都市化が進んだ地域であり、下水道普及率も100%である。この都市化の進行した感潮区間でも、数十年前までは釣り餌であるゴカイの商業的な採取が行われていたが、現在では海外からの輸入、後継者不足、現存量の低下により、商業的な採取は行われなくなっている。

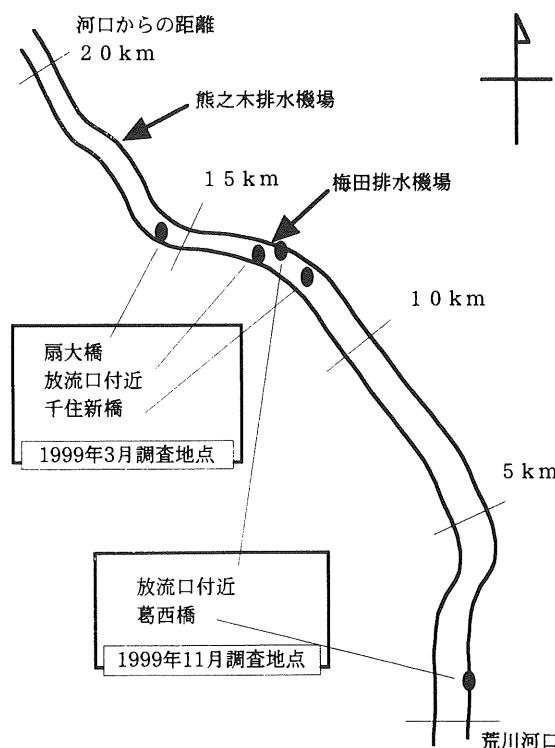


図2・8・1 調査地域（荒川下流）

この対象区間の左岸に位置する足立区を中心とした中川処理区は分流式下水道の整備がなされ、雨天時には都市域からのノンポイント汚濁を含む雨水が、梅田（河口より13km地点）と熊之木（18km地点）の排水機場などから排出されている。したがって、都市ノンポイント汚染源の流入点と想定されるこれらの雨水排水機場に着目し、採泥及びゴカイ採取を行なった。なお、ゴカイに関しては比較的都市ノンポイント汚染が少ないと考えられる北上川の試料（河口より約2km上流にて本研究会のメンバーである山田一裕氏ら（東北大学）が1999年9月11日採取）も比較対象として分析した。

2.8.3 結果および考察

(1) 多環芳香族炭化水素類の荒川下流域での分布

1999年3月に採取された底泥に関して、主要16種類のPAH成分濃度の合計値を、乾燥重量当たりと、強熱減量当たりの両方の単位で図2・8・2に示した。

乾燥重量当たりのPAH濃度で見ると、全体的な傾向として、分流式下水道地域（中川処理区）の雨水排出口の一つである梅田排水機場放流口付近の底泥がPAHの合計値で1.157 mg/kg-dryと最も高い濃度を示した。この傾向はPAHの成分ごとの濃度で比較しても認められた。このことから放流口付近の底泥が都市域からの雨水の影響でPAHに汚染されていることが分かる。

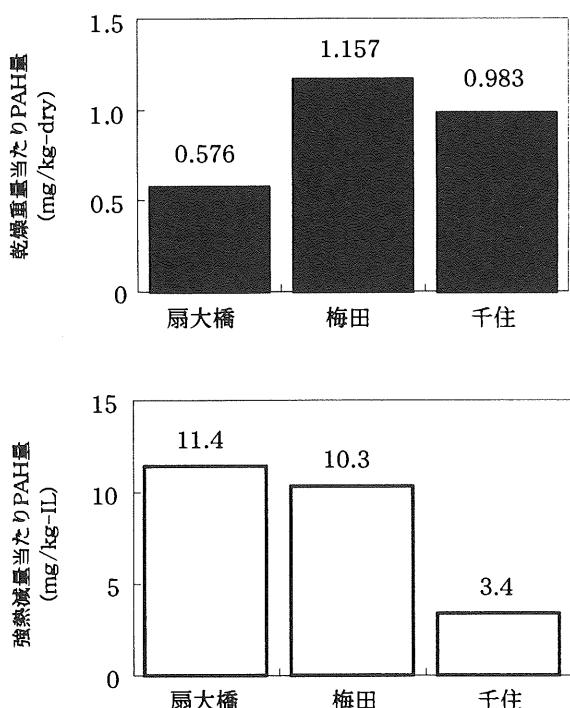


図2・8・2 各地点での底泥中PAH濃度合計値
(99年3月)

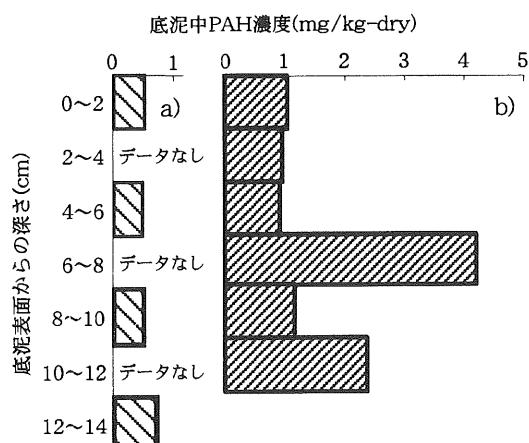
底泥の強熱減量当たりのPAH濃度での評価の意義は、PAHの分配状態が底泥中の有機物に深く関係していることや食餌などの生物利用性の面から、有機物当たりの有害物質量として基準化して整理することである。今回の結果では、下流に向かって強熱減量が大きくなる傾向があったため、それに応じて、強熱減量当たりのPAH濃度 (mg/kg-IL) も千住新橋地点の試料が最も小さくなっている。この指標で評価すると、梅田排水機場放流口付近の底泥はPAHの合計値が10.3 mg/kg-ILとなり、その上流の扇大橋の底泥よりも若干低い値となる。

今回の結果と、過去の東京湾、多摩川河口、隅田川河口の分析結果とでは、測定成分が一致していないため、直接比較することができないものの、共通した測定成分（例えば、Benzo (a) pyrene）では、放流口付近の底泥は同程度か若干高めである。

また、海外のPAH汚染の底泥分析事例と比較すると低い汚染レベルであった。また、現在米国で整備されつつあるPAHの汚染ガイドラインと比較すると、今回最も高い汚染底泥でも、有機炭素当たりに換算すると20～30 mg/kg-有機炭素であり、急性毒性の判断基準として提案されている閾値ガイドライン (290 mg/kg-有機炭素) の1/10程度である。したがって、PAHだけを考えた場合には底生生物への急性毒性はないものと判断される。しかし、慢性毒性や重金属やPCBなど他の汚染物質との相乗毒性影響は不明な点が多いため、今後の汚染の進行の監視が必要であろう。

(2) 多環芳香族炭化水素類の底泥中の深さ方向分布

図2・8・3に1999年11月に2箇所の干潟で採取した底泥コアサンプルについて、深さ方向の15成分のPAH濃



a) 葛西橋付近 b) 梅田排水機場放流口付近

図2・8・3 深さ方向のPAH濃度分布 (99年11月)

度合計値を、乾燥重量当たりで示した。排水機場から遠く離れた河口付近（葛西橋付近）で採取した泥は深さ方向で大きな差異は認められず、合計値で0.464～0.668mg/kg-dryという値が得られた。一方、雨水排出口の一つである梅田排水機場放流口付近の干潟の泥は合計値で0.923～4.222mg/kg-dryと、葛西橋地点よりも高い濃度を示し、かつ深さ方向での変動が認められた。特に6～8cmと10～12cmの層に高い濃度のPAHが含有されていた。雨天時流出の状態に依存して底泥の堆積や巻き上がりなど絶えず底泥形成状態が変化していることを反映しているものと推察される。

(3) 底生生物（ゴカイ）中の多環芳香族炭化水素類

表2・8・1に1999年11月に採取したゴカイ中の各PAH濃度とその合計値を、乾燥重量当たりで示した。比較対象として、他河川のゴカイの分析結果も2つ併記した。一つは北上川（岩手県）で採取したゴカイについて分析したものである。ただしこのゴカイについては、採取後、体内の泥を吐き出させる操作なく凍結乾燥・抽出操作を行っているため、体内にある泥に付着したPAHをも合わせて評価している。もう一例は西Scheldt

川（オランダ）で1993年12月に採取されたlugworm（タマシキゴカイ；*Arenicola marina*）での分析例である。

今回の分析では試料量が少なかったこともあり、検出限界以下のPAH種が多かった。また、分析回数も1回であり、文献で提案されたクリーンアップ処理を行っているものの、前処理や回収操作などの点で十分な検討が済んでいるとは言えず、底泥試料に比べると精度に問題が残された状態である。したがって、現段階では参考値として扱うことが妥当と考えられる。

上記のような限界の上の結果であるが、底泥中のPAH濃度が高い排水機場付近のゴカイより、河口付近のゴカイのPAH濃度が高く、北上川の試料はその中間に位置していた。また、含有量が最も高かった葛西橋のゴカイでは、最も高いPAH成分が底泥と共に通じており、周辺底泥のPAH組成が底生生物への生物濃縮へ影響を受けていることが示唆された。しかし、PAHの生分解性は低いものの、長期間ではバクテリアや底生生物自体によっても分解されており、その組成が変化することも考えられるため、生物濃縮を議論するためには、さらに多くのデータ蓄積が必要である。

表2・8・1 ゴカイ中の多環芳香族炭化水素（PAH）濃度

河川名 採取地点名	ゴカイ中PAH濃度 (mg/kg-dry)			
	梅田排水機場放流口付近	荒川 葛西橋付近	北上川	蘭・西Scheldt川 地点3
Naphthalene	ND	ND	ND	-
Acenaphthylene	ND	ND	ND	-
Acenaphthene	0.003	ND	0.010	-
Fluorene	ND	0.286	0.033	-
Anthracene	0.008	0.156	0.020	0.017
Phenanthrene	ND	0.060	ND	0.007
Fluoranthene	0.003	0.035	0.006	0.024
Pyrene	0.003	0.045	0.002	0.025
Benzo(a)anthracene	ND	ND	ND	0.009
Chrysene	ND	ND	ND	0.014
Benzo(k)fluoranthene	0.001	ND	ND	0.003
Benzo(a)pyrene	0.007	ND	0.005	0.005
Indeno(1,2,3-cd)pyrene	ND	ND	ND	0.002
Dibenz(a,h)anthracene	0.005	ND	0.019	-
Benzo(ghi)perylene	ND	ND	ND	-
total	0.029	0.581	0.096	-
出典	本研究	本研究	本研究（ゴカイ 体内の泥は未排出）	文献
生物種	ゴカイ	ゴカイ	ゴカイ	タマシキゴカイ

- : 未測定 , ND : 不検出

3. 研究成果

3.1 河川下流部の塩水遡上とそれに伴うエスチュアリー循環の数値解析～利根川及び旧北上川をフィールドとして～

3.1.1 序論

[1] はじめに

海水と淡水の接触により感潮域に形成される密度流場は、河川の規模・形状、潮汐特性、流量条件等によって様々な形態をとり得る。このため、感潮域の水理・水質・生態環境は、通常の河道区間に比べて、河川ごとの“個性”が強い場合が多い。一方近年、治水・利水を目的とした河道改修と河川の自然環境保全とを融合させる高度な河川計画手法の確立が望まれるようになってきたが、その対象として、感潮域は特に注目を集めつつある。このような背景から、感潮域の自然環境のベースをつくっている塩水流動・混合特性を、より詳細に把握する必要が出てきている。

そこで、本研究では、近年の密度流研究の成果及び数値計算技術の発展を踏まえ、河口密度流の新たな数値シミュレーションモデルの開発を行った。その際、河川管理や環境影響評価などの実務への適用を念頭におき、問題のない範囲でできるだけ単純な形式を採用するよう心がけた。また、利根川、北上川で現地観測を行いモデルの妥当性を検証するとともに、感潮区間の河川管理における実際的問題を2つ取り上げ、本モデルの有効性を示した。

[2] モデル開発の方針

一口に乱流モデルといっても、様々な種類がある。最も単純なものは、渦粘性係数や混合距離を直接的に仮定する“一方程式モデル”であるが、これらは乱流混合強度を直接与えるに等しく、乱流混合の機構をモデル化したものではない。乱流モデルと呼び得るものは、渦粘性係数または混合距離を、別途シミュレーションされる何らかの乱流特性量で表現するものであり、 $k-l$ モデルや $k-\epsilon$ モデルなどの“二方程式モデル”以上のモデルである。しかし一方で、モデルがあまり複雑になると、自然水域のように形状が複雑で且つ大きな空間での計算が実質上不可能になる。例えばLESのような高度なモデルは、確かに非定常渦を再現するという意味で有用なものではあるけれども、少なくとも現時点では狭い単純な形状の空間でなければ適用で

きない。またモデルが高度になればなるほど、境界条件として高度な情報が入用になったり、パラメータ調整のための検証データが得られにくかったりする。

筆者の経験によれば、1970年代に英国で開発された $k-\epsilon$ モデルは、その構造が比較的簡単であるにもかかわらず、成層界面の運行現象をかなり適切に表現する。このモデルは、乱流エネルギー k と逸散率 ϵ というスカラー量で渦粘性係数を表現するものであるから、乱れ特性が概ね等方的である場合にしか適用できないものと考えられてきた。しかし、 k を記述する方程式は、成層混合を記述するためにかつて用いられたTKEバランスモデルと同じ構造をしていることから、水平方向の現象変化が緩やかで局所的には鉛直一次元的である場においては、有效地に機能する可能性がある。実際、筆者らを始めとして何人かの研究者が試みたところでは、室内実験及び現地実験の結果をかなりよく再現している。そこで、本研究では、 $k-\epsilon$ モデルをベースにして河口密度流のシミュレーションモデルを構築することとする。

さて、現実の現象は、いうまでもなく三次元的である。しかし、感潮域の広い空間において三次元計算を実施することは、 $k-\epsilon$ モデルであっても、かなりの計算負荷を生じる。というのは、密度界面付近において諸量の鉛直変化が急な場合、少なくとも鉛直方向のグリッドサイズをかなり密にする必要があるからである。また、感潮域は海に接続しているから、三次元モデルとした場合には海部での計算の負荷が大きくなる。一方、河川感潮域は、湖沼や内湾と異なり、縦断方向スケールに比べて横断方向スケールが小さい。したがって、例えば内部界面が傾斜を持ったとしても、横断方向の変位量は縦断方向変位量に比べて小さいものと思われる。そこで、三次元方程式を横断積分し、鉛直二次元モデルとすることが適当であると考えられる。このモデルは、純粋な鉛直二次元モデルと異なり、河道幅が水深により異なることを考慮することになるので、河道地形の不規則性もある程度計算に反映される。

感潮域の流れの数値計算において難しい点の一つは、潮汐により水面が大幅に変化することである。このため、鉛直方向のグリッド数やグリッドサイズを変更する必要が生じる。しかし、これを仔細に行うと計算誤差を増大させる恐れがある。一般に、水面の変位が流れに及ぼす効果は2通りに分けて考えられる。一つは幾何学的効果で、水面が上昇するほど流水断面積

が増加する。もう一つは力学的効果で、水面の勾配によって体積力が誘起される。一般に、後者に対して水面位置を正確に与える必要があるが、前者に対してはそれほどではない。そこで本研究では、筆者らが以前に考案した“修正SIMPLE解法”を用いる。この方法は、計算領域の上方境界としての水面位置を（それなりに）適当に与える一方で、眞の水面と計算領域上方境界とのズレ分を“過剰水圧”的形で与えることにより、水面の力学的効果を適切に考慮するものである。

本研究では、3.1.2においてモデルの具体的な説明を行い、3.1.3、3.1.4において2つのケーススタディをとりあげ本モデルの有効性を検討した。

[3] ケーススタディの対象

(利根川河口堰下流部の貧酸素水塊について)

長良川河口堰の一件以来、河口堰という構造物が自然環境に与える影響の適否は別にして様々に取りざたされている。一般に河口堰の上流部は淡水化されるので、感潮部は河口堰下流部のみに限定されるが、そこでは河口堰のために停滞性が高まり、いわゆる貧酸素化が生じやすくなると言われている。そこで本研究では、利根川河口堰下流部の塩水流動に対して本モデルを適用するとともに、そこでの流れと貧酸素水塊の発生・流動との関係を論じる。

(北上川蛇行部の塩水流動特性と河床材料の縦断特性について)

河口から侵入した塩水は濛筋沿いに遡上するため、河床地形の影響を強く受ける。一方、上流から流送される微細懸濁物質は、感潮域で塩分に接触するとフロックを形成して沈降しやすくなるため、河床地形の形成に寄与すると考えられる。そこで、本研究では、蛇

行により瀬と淵が交互に形成されている旧北上川において塩水遡上と底質分布の調査を行うと共に、本モデルを適用してその有効性を検討した。また、流量の変動に伴う塩水遡上距離の変化についても検討した。

3.1.2 河川感潮域における塩水流動モデル

[1] 基礎方程式及び計算方法

3.1.1のモデル開発の方針で述べたように、本研究では $k-\epsilon$ モデルをベースにして縦断一鉛直面内の鉛直二次元モデルを構築している。基礎方程式は、連続式、ブシネスク近似した運動量輸送方程式、乱れエネルギー k とエネルギー散逸率 ϵ 及び塩分の輸送方程式から成る。これらの三次元方程式を河川横断方向に積分することにより式(3.1.1)～(3.1.7)の二次元基礎方程式が導出される。なお、これらの方程式は河道幅 B が水深により異なることを考慮出来るため、河道地形の三次元性もある程度反映される。ここに、 x : 河道下流向きの座標、 z : 鉛直上向きの座標、 u : x 方向流速、 w : z 方向流速、 k : 乱れエネルギー、 ϵ : エネルギー散逸率、 δ : 塩分による相対密度差、 τ_x : x 方向に働く側岸部剪断応力、 τ_z : z 方向に働く側岸部剪断応力、 C : 一般スカラー量、 p : 圧力、 v : 水の動粘性係数、 v_L : 鉛直方向の渦動粘性係数、 v_L : 水平方向の渦動粘性係数、 S_C : C の生成項、 F_i ($i=k, \epsilon, \delta, C$): 側岸部におけるフラックス項、 $(n_s \cdot n_y)$: 側岸部に垂直な単位ベクトル n_s と横断方向の単位ベクトル n_y の内積である。なお、 v_L はリチャードソンの4/3乗則¹¹⁾に基づいて設定した。 F_i の具体的な取り扱いについては後述する。式(3.1.7)は輸送方程式の一般形であり、対象とするスカラー量(例えば、DO、濁質、

$$\frac{\partial}{\partial x}(Bu) + \frac{\partial}{\partial z}(Bw) = 0 \quad (3.1.1)$$

$$\frac{D(Bu)}{Dt} - \frac{\partial}{\partial x}\left(Bv_L \frac{\partial u}{\partial x}\right) - \frac{\partial}{\partial z}\left(B(v_t + v) \frac{\partial u}{\partial z}\right) = -\frac{B}{\rho} \frac{\partial p}{\partial x} + \frac{\tau_x}{(n_s \cdot n_y)} \quad (3.1.2)$$

$$\frac{D(Bw)}{Dt} - \frac{\partial}{\partial x}\left(Bv_L \frac{\partial w}{\partial x}\right) - \frac{\partial}{\partial z}\left(B(v_t + v) \frac{\partial w}{\partial z}\right) = -\frac{B}{\rho} \frac{\partial p}{\partial z} + B\delta g + \frac{\tau_z}{(n_s \cdot n_y)} \quad (3.1.3)$$

$$\frac{D(Bk)}{Dt} - \frac{\partial}{\partial x}\left(Bv_L \frac{\partial k}{\partial x}\right) - \frac{\partial}{\partial z}\left(B \frac{v_t + v}{\sigma_k} \frac{\partial k}{\partial z}\right) = BP_r - Bg \frac{v_t + v}{\sigma_t} \frac{\partial \delta}{\partial z} - B\varepsilon + \frac{F_k}{(n_s \cdot n_y)} \quad (3.1.4)$$

$$\frac{D(B\varepsilon)}{Dt} - \frac{\partial}{\partial x}\left(Bv_L \frac{\partial \varepsilon}{\partial x}\right) - \frac{\partial}{\partial z}\left(B \frac{v_t + v}{\sigma_\varepsilon} \frac{\partial \varepsilon}{\partial z}\right) = BC_1 \frac{\varepsilon}{k} P_r - BC_2 \frac{\varepsilon^2}{k} + \frac{F_\varepsilon}{(n_s \cdot n_y)} \quad (3.1.5)$$

$$\frac{D(B\delta)}{Dt} - \frac{\partial}{\partial x}\left(Bv_L \frac{\partial \delta}{\partial x}\right) - \frac{\partial}{\partial z}\left(B \frac{v_t + v}{\sigma_\delta} \frac{\partial \delta}{\partial z}\right) = \frac{F_\delta}{(n_s \cdot n_y)} \quad (3.1.6)$$

$$\frac{D(BC)}{Dt} - \frac{\partial}{\partial x}\left(Bv_L \frac{\partial C}{\partial x}\right) - \frac{\partial}{\partial z}\left(B(v_t + v) \frac{\partial C}{\partial z}\right) = BS_C + \frac{F_C}{(n_s \cdot n_y)} \quad (3.1.7)$$

$$v_L = 0.01(\Delta x)^{4/3}, v_t = C_\mu \frac{k^2}{\varepsilon}, P_r = v_t \left[2 \left\{ \left(\frac{\partial u}{\partial x} \right)^2 + \left(\frac{\partial w}{\partial z} \right)^2 \right\} + \left(\frac{\partial u}{\partial z} + \frac{\partial w}{\partial x} \right)^2 \right]$$

水温など) によって S_c , F_c を個々にモデル化する必要がある。具体的な例については3.1.3で述べる。

また、式(3・1・4), (3・1・5)に含まれる係数 C_1 , C_2 , C_μ , σ_k , σ_ϵ には $k-\epsilon$ モデルの標準値²⁾を採用している。

$$C_1 = 1.44, C_2 = 1.92, C_\mu = 0.09, \sigma_k = 1.0, \sigma_\epsilon = 1.3, \sigma_t = 0.8 \quad (3 \cdot 1 \cdot 8)$$

式(3・1・6)の σ_t について、福嶋³⁾の研究を参考に0.8とした。

式の離散化には有限体積法を用いた²⁾。この方法は基礎方程式の積分形を離散化しており、保存則を確実に満たす事が特長である。また、計算格子には振動解を防ぐためにスタガード格子を使用し、運動量の輸送方程式と連続式のカプリングには SIMPLE 解法を用いている。

[2] 潮汐による水面変動の取り扱い

河川感潮域の縦断的流動は主に潮汐と河川流によって支配されている。そのため、これら二つの因子の特性を適切にモデルに組み込むことがモデル作成において重要なポイントの一つと考えられる。特に潮汐の取り扱いは難しく、一般的には水面が大幅に変化する効果（幾何学的効果）と水面勾配によって圧力勾配が生じる効果（力学的効果）の二つに分けて考えられる。

これら二つの効果をモデル化するための一般的方法の一つとして次のような方法が挙げられる。すなわち、水面において圧力一定条件と運動学的条件を課すことによって単位時間あたりの水面変化量を計算し、計算領域に反映させるという方法である。この方法は汎用的ではあるが、水面の鉛直メッシュサイズが水面に沿って個々に違うため計算プログラムにおける取り扱いが煩雑になる。

一方、別の解決策として問題を個々の感潮域の水面変動特性に合わせて簡略化してしまう方法も考えられる。3.1.3で述べる利根川の場合がその一例であるが、適切な簡略化であれば現象を十分再現できるだけでなく、プログラム上での取り扱いも簡潔になる。

以下では簡略的方法と一般的方法について具体例を挙げて説明する。

1) 簡略的方法（利根川の場合）

利根川は河口から 18.5 km 上流に河口堰が建設されている。通常、河口堰では塩水が遡上しないようゲート操作を行っているため塩水楔は堰より下流に存在する。そこで利根川の計算では堰を計算領域の上流側境界に設定し、計算領域の水位変動特性を調べた。図 3・1・1 に利根川河口付近及び河口堰直下流地点の観測水位の時間変動を示す。二地点の水位は、ほぼ一定の

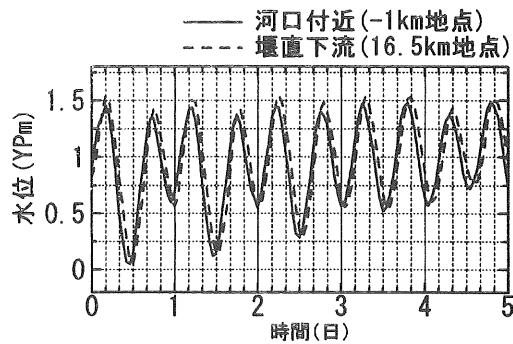


図 3・1・1 利根川下流部の水位変動特性

位相差、ほぼ同じ振幅で変動しており、水面は上流から下流まで概ね一様に上下していると推測される。これは、この河道が自流量と比較して河積が非常に大きいために、実質的には「細長い入江」に近くなっていることによる。

そこで水面を潮汐に合わせて上下する Rigid Wall とみなし、水面に接するすべての鉛直メッシュ幅 Δz_s を通常のメッシュ幅 Δz の 0.5 倍～1.5 倍の範囲で一様に変化させ、その範囲を越えた場合には、 Δz_s を分割あるいは直下のメッシュと結合させるスキームを導入した。（図 3・1・2 参照。）

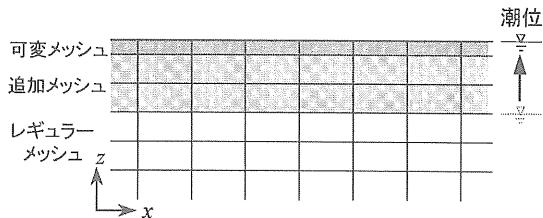


図 3・1・2 簡略的な水面の取り扱い（利根川の場合）

一方、「水面勾配によって生じる縦断的な圧力勾配」については錢ら⁴⁾が霞ヶ浦の三次元計算で用いた「水面での鉛直流速成分の時間積分値を静水圧増分として考慮した」スキームを導入した。これにより、メッシュが水平であっても水面勾配の効果は静水圧増分として計算に考慮される。

2) 一般的方法（北上川の場合）

北上川は感潮域に堰がなく流量の安定した河川である。詳細は後で述べるが、現地観測の結果、塩水は概ね河口から上流 6 km 付近までしか遡上していなかった。そこで計算領域の上流端には塩水が全く遡上していないなかった河口から上流約 13 km 地点を選んだ。

図 3・1・3 に計算上流端と北上川河口付近の観測水位の時間変動を示す。利根川と比較して位相差が時間とともに大きく変動し、2 地点間の水位差も下げ潮時に

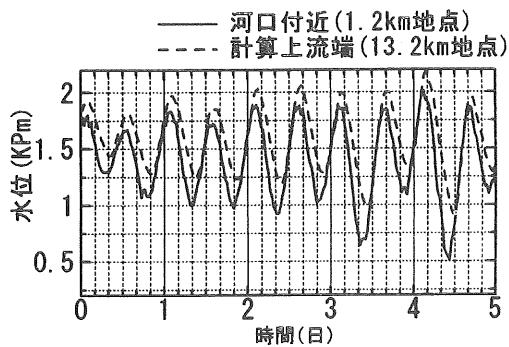


図3・1・3 北上川下流部の水位変動特性

おいて最大で約60cm生じている。このような場合、利根川のように水面が一様に上下しているとは言い難く、一般的な方法によって水面変動を取り扱った方が計算を合理的に安定して行えると思われる。

具体的には次のようにした。まず表層の鉛直メッシュ幅 Δz_s を水面形状に合わせて個々に変化する可変メッシュとした。(図3・1・4参照。) 次に力学的境界条件として水面において圧力一定条件を課す。その上で、運動学的条件から水面変動分を計算し、 Δz_s を更新して計算領域に反映させる。なお、メッシュの合体・分割には利根川と同様の方法を用いた。

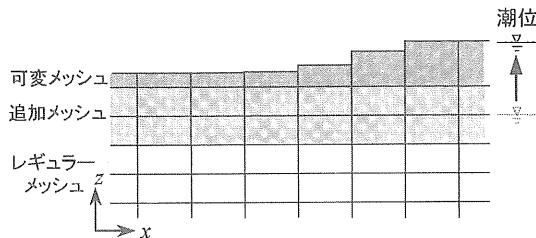


図3・1・4 一般的な水面の取り扱い（北上川の場合）

[3] 計算領域及び境界条件

1) 計算領域の設定

上流端については、利根川・北上川とも前述の通りである。一方、下流端は利根川・北上川ともに河口より下流に設定した。河口から沖合の部分（以下、海部と呼ぶ）を設定したのは以下の理由による。河口では潮汐の位相ごとに塩分や流速の鉛直分布が変動するため、それらの分布を各時間ステップ毎に境界条件として与える必要が生じる。しかし、下流端条件をこの方法で与えることは現実的には不可能である。そこで、鉛直分布の変動が比較的小ない海部において境界条件を与えることにより、境界条件の設定が河道の中の計算結果に及ぼす影響を少なくした。なお、詳細な設定については3.1.3, 3.1.4で述べる。

2) 上流端・下流端の境界条件

① 簡略的方法（利根川の場合）

上流端の流速については河口堰からの放流量時系列を上流端断面積で除し、断面一様に与えた。また、水面を「潮位に合わせて上下するRigid Wall」として取り扱っているので、河道内貯留量の時間変化量と上流端流入量から下流端排水量を近似的に求めることが出来る。そこで、下流端排水量を下流端断面積で除した平均流速を下流端において断面一様に与えた。

塩分については上流端で淡水（0%）が流入するとした。一方、下流端では順流の場合は下流端境界の上流側の塩分が流出し、逆流の場合は下流端境界の下流側の海水（33~34%）が流入するように設定した。

② 一般的な方法（北上川の場合）

上流端の流速には、河川流量時系列を上流端断面積で除した平均流速を用いた。下流端では観測潮位を与え、水位差によって生じる圧力差で下流端の流れが誘起されるようにした。なお、塩分の取り扱いは利根川と同様である。

3) 河床及び側岸部の境界条件

① 流速

x 軸方向に働く剪断応力は次式で与えた。

$$(v_t + v) \frac{\partial u}{\partial z} \Big|_{Bottom} = \tau_x = \alpha^2 f_b u |u| \quad (3 \cdot 1 \cdot 9)$$

ここに、 f_b は摩擦係数である。係数 α は側岸付近の流速が横断平均流速より小さいことを考慮する係数で、側岸部では1より小さい値、河床部では1とした。 z 軸方向の河床剪断応力は小さいので無視した。また、境界面に対して垂直な流速はゼロとした。なお、各パラメータの値は3.1.3, 3.1.4において示す。

② 亂れエネルギー k 、エネルギー散逸率 ϵ

一般に河床は起伏に富んでおり数値計算や室内実験で見られるような単純な壁面はほとんど存在しない。また自然水域を対象とすると、計算領域が広いため空間刻みをある程度粗くせざるを得ない。そのような場合、計算で用いる河床形状は実際とは異なるため、合理的な境界条件を設定することは現実的には非常に難しい。結局のところ、河床での k の境界条件が特に重要な場合、現時点では河床における k の境界条件は便宜的に取り扱うのが実用性や計算効率の点から妥当と思われる。以上のような考え方から、本研究でも k の境界条件は実際の現象から大きく逸脱しない範囲で便宜的に取り扱うこととした。

まず利根川においては、室田・道奥ら⁵⁾が振動格子

の実験から求めた機械的擾乱のエネルギー・フラックス式を k の境界条件に適用してみた。

$$\frac{\nu_t + \nu}{\sigma_k} \left. \frac{\partial k}{\partial z} \right|_{Bottom} = F_k = \eta_0^3 \left(\frac{fb\alpha^2 u^2}{\rho} \right)^{3/2} \quad (3 \cdot 1 \cdot 10)$$

ここに、 $\eta_0 = 2.9$ であり、 α は (3・1・9) 式と同じ値を用いている。また、 ϵ のフラックスは側岸部・河床部ともゼロとした。

一方、北上川の場合は k 、 ϵ とともに河床・側岸部におけるフラックスをゼロとしてみた。

③ 塩分

塩分は側岸部・河岸部ともフラックスをゼロとした。

3.1.3 利根川河口堰下流部における貧酸素水塊の発生と流動

[1] はじめに

河川下流部に設置される潮止め堰（以下、河口堰という）は、沖積低地の塩害を防除するとともに、B/C の高い水資源開発を可能にすることから、高度成長期以降、わが国の各地に建設されてきた。その反面、河口堰は潮汐域の流動形態を大幅に変えるため、水質や生態系に及ぼす影響も大きく、特に長良川河口堰に関する紛争以降、種々の環境影響が論じられるようになってきた。その中のひとつに堰下流部における貧酸素水塊の問題がある。

河口堰による流況調整は概して下流部の流動性を低下させる。その結果、淡塩二層状態が強められ、また微細懸濁物質の堆積が促進されるため、底層水が貧酸素化しやすくなる。西條ら⁶⁾は、長良川におけるモニタリング調査の結果をもとに、堰下流部の溶存酸素（以下、DO という）の時間変動特性を論じ、底層に滞留する塩水の内部で貧酸素化の生じていることを指摘している。一方、鈴木ら⁷⁾は利根川河口堰下流部において現地観測を行い、塩水楔先端から貧酸素化が進行する様子を明らかにしている。また天野ら⁸⁾も、鈴木らとほぼ同様の現地観測を同じサイトで行い、上記の現象の発生を確認している。

貧酸素水塊の発達と流動は、底生生物に大きな影響を及ぼす恐れがある。実際、利根川河口堰下流部ではシジミの斃死がときたま報告されるが、あり得る原因の一つとして、貧酸素水塊の浅瀬への浮上が考えられている。この現象は、もちろん自然の河口域においても条件次第で発生し得る。しかし河口堰での流況操作が現象の程度や頻度を増加させていくことは十分考えられる。したがって、河口堰の環境影響を適切に把握

し放流操作を改善していく上で⁹⁾、貧酸素水塊の発生と流動の機構を定量的に評価することが必要である。

河口堰下流部での貧酸素水塊の発生は、水中及び河床の酸素消費物質の増加と塩分躍層による鉛直方向輸送の抑制が根本原因であると考えられる。しかし、貧酸素水塊の発達過程を定量的に評価・予測する際にには、塩水流動に伴う移流拡散が DO 収支に及ぼす影響も考慮する必要があると思われる。すなわち、同水域の水は潮汐と堰放流によりかなり流動しているため、塩水楔の形状は必ずしも一定しておらず、また塩水楔内部においても、DO の豊富な海水と古い塩水の間で密度流が生じ、その残差流としてエスチュアリ循環が形成されているからである。このことはまた、貧酸素水塊の浅瀬への浮上現象や、堰操作の改善方法を検討する上でも重要であろう。

そこで本研究では、利根川河口堰下流部における貧酸素水塊の発達現象を、水理学的観点から調査及び考察した。まず、1 kmごとの塩分・DO・流速等の鉛直分布観測を繰り返し実施し、貧酸素水塊の発達過程と塩水流動の関係を縦断的に把握した。また、 k - ϵ モデル方程式と塩分・DO 輸送方程式を横断方向に積分して鉛直二次元シミュレーションモデルを構築し、観測結果と比較することにより、同現象の再現性を検討した。なお、本論文では文献¹⁰⁾に発表したデータの他に新たな観測事例を加えて現象の一般性を確認している。また文献¹⁰⁾で発表した数値シミュレーションモデルを改良し、さらに適用性の高いモデルとした上で、DO の長期変動について総合的考察を加えている。

[2] 現地観測の概要

1) 対象水域の概要

利根川河口堰は、塩害防止と新規利水開発を目的とした可動堰で、昭和46年に、河口から 18.5 km の地点に建設されている。東京、埼玉、千葉の水利権量の 70% 近くは利根川に依存しているが、河口堰の開発水量自体はその約 13% に当たっている。しかし、額面の利水量もさることながら、河口堰の特長は渴水期の利水効果にある。すなわち、塩水週上を防止することにより取水を安定化させ実質的取水量を増加させるとともに、最下流にあることから“落ち水を拾える”。このため、利根川河口堰が首都圏の利水補給に果たしている役割は額面以上に大きいと言える。

このような河口堰の特長は、逆に言えば、河川水を徹底的に利用することを意味している。利根川河口堰からの放流は、日平均 $30 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ を最低流量としているが、夏季にはこの放流量を目標にゲート操作される日

が少なくない。この数値を河口堰上流流域面積で除して比流量に換算すると $0.18 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1} \cdot (100 \text{ km}^2)^{-1}$ となる。また、利根川東遷以前の流域面積に対する比流量でも $0.8 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1} \cdot (100 \text{ km}^2)^{-1}$ となり、わが国の直轄河川の自然平水比流量である $2.6 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1} \cdot (100 \text{ km}^2)^{-1}$ に比べてかなり小さい。

図3・1・5に対象河道の堤防法線平面形状、図3・1・6に平均及び最深縦断形状、図3・1・7に代表的な横断形

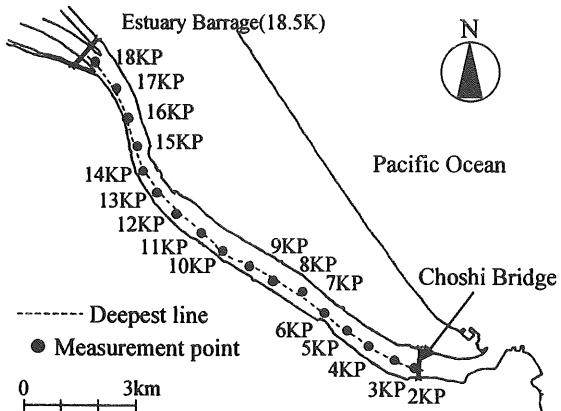


図3・1・5 観測サイト及び計測地点

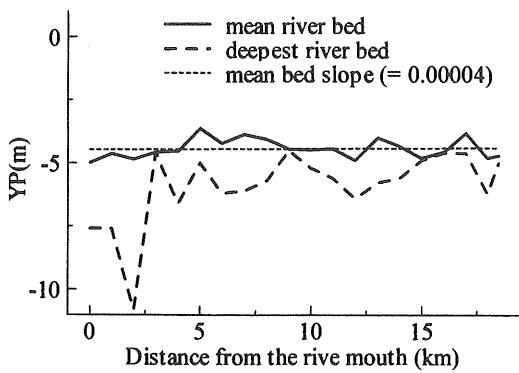


図3・1・6 最深河床縦断形状と平均河床縦断形状及び平均河床勾配

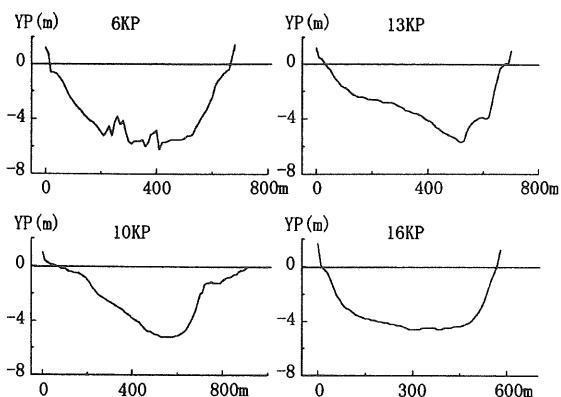


図3・1・7 観測サイトの横断面形状

状を示す。堤防法線間距離は約1000mで大きな蛇行部はない。河道は概ね複断面的だが、低水路幅は約600mと広く、ほぼ一様で直線的である。河床縦断形はほぼ平坦（一万分の一以下）だが、これは本河道が比較的最近まで内海（香取海）の一部だったからである。図3・1・6, 3・1・7に示すように、常時の河道断面のほとんどは平均潮位以下である。

図3・1・7に基づき平均潮位以下の平均断面積を約 3000 m^2 とし、前述の最低放流量($30 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$)での断面平均流速を算定すると $0.01 \text{ m} \cdot \text{s}^{-1}$ となる。これから計算される平均滞留時間は21.4日である。これに対して河道部の平均入退潮量は流速換算で約 $0.3 \text{ m} \cdot \text{s}^{-1}$ であるから、河口堰下流部の河道は、出水時及び豊水時以外は、河川というより“細長い入江”と考えたほうがよい。河口堰からの放流は、堰上下流の水位状態に応じて行われる。すなわち下流側水位が高い場合は閉塞され、低い場合に放流される。日平均放流量は布川（河口堰より約40km上流の基準地点）における流量から途中の取水量($40 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$)を減じた量である。常時は2段ゲートを用いた部分開度放流（上層放流または下層放流）が行われている。河川流量が多い場合には必要放流量に応じた門数のゲートを全開する。後に示すように、部分開度放流の場合には塩水楔の先端が河口堰付近に停滞するが、全開放流操作を行うと下流に後退する。

2) 観測方法

① 観測期間と観測項目

銚子大橋（河口から2km）から利根川河口堰までの16km区間を観測対象とし、図3・1・5に破線で示す添筋上において●印の地点（1kmおき）で塩分、水温、DO、濁度の鉛直分布を計測した。（以下、水質観測という。）また、同じ測線上において、超音波ドップラーワー式流速プロファイラ（以下ADCPという）を用いて流速の鉛直分布を縦断的に計測した。（以下、流速観測という。）

観測期間及び観測項目を表3・1・1に示す。1996年観測は、現象の概要と仕組みを基礎的に把握するために行った。1997年には、現象の季節的变化を把握するために、6月から10月にかけて水質観測を約2週間おきに実施した。また同年8月と1998年8月には、短期間での現象の推移を調べ、また後に述べる数値シミュレーションモデルの検証に供することを目的として、1週間に1回（1997）及び2回（1998）の頻度で水質観測を行うとともに、1997年は流速観測も行った。

表3・1・1 観測期間及び計測項目

	Date		Measured factors						
			Sal	Temp	DO	Turb	Vel	Sed	Wat
1996	Sep. 2	Middle	○	○	○	○			
	Sep. 13	Spring	○	○	○	○	○		
	Sep. 20	Neap	○	○	○	○			
	Sep. 26	Spring	○	○	○	○			
	Oct. 21	Middle	○	○	○	○			
1997	June 10	Middle	○	○	○	○			
	June 24	Middle	○	○	○	○			
	July 9	Middle	○	○	○	○			
	July 22	Middle	○	○	○	○			
	Aug. 4	Spring	○	○	○	○			
	Aug. 11	Neap	○	○	○	○			
	Aug. 18	Spring	○	○	○	○	○		
	Aug. 25	Neap	○	○	○	○			
	Sep. 1	Spring	○	○	○	○	○		
	Sep. 16	Spring	○	○	○	○			
1998	Oct. 3	Spring	○	○	○	○			
	Oct. 13	Middle	○	○	○	○			
	Oct. 27	Middle	○	○	○	○	○		
	July 8	Spring	○	○	○	○			○
	Aug. 7	Spring	○	○	○	○			
1999	Aug. 11	Middle	○	○	○	○			
	Aug. 14	Neap	○	○	○	○			
	Aug. 18	Middle	○	○	○	○			
	Aug. 21	Spring	○	○	○	○			
	Oct. 13	Neap	○	○	○	○			

Sal:Salinity
Temp:Temperature
Turb:Turbidity

Vel:Velocity
Sed:Bottom sediment
Wat:River water taken at bottom layer

② 水質観測

1996年観測においては、塩分、水温、濁度を多項目水質計（アレック電子（株）製、ACL-1180-DK）で計測した。この測定器の時定数は0.2s以下であり、水压も同時に計測されている。そこで、センサー部を約0.5m・s⁻¹の速度で降下させ、そのアナログ出力をAD変換してパソコンに取り込み、各水質項目について約0.1mごとの値を得た。DO計測は、直読式DOメータ（セントラル科学（株）製、UC-12）を用いて、0.5mおきに行った。

1997年以降は、DOセンサーも付属した多項目水質計（アレック電子（株）製、ACL-1183PDK）を用いて全ての水質項目を同時に測定した。ただしDOセンサーは他のセンサーに比べて時定数がかなり大きいので(20s)、通常の計測方法では多大の観測時間を要し、全区間の計測を終了する前に潮位が大きく変化してしまう恐れがある。そこで鈴木ら¹¹⁾が開発した効率的DO計測法を採用し、計測時間の短縮を図った。この方法は、センサーを一定の速度(0.1m・s⁻¹)で降下及び上昇させて得られる出力を、センサーの時間応答特性を考慮して補正するものである。

流速計測には、RD-Instruments社製の1200kHzのADCPを

使用した。このADCPはBottom Tracking機能を持っているので、銚子大橋から河口堰までの16km区間の滯筋上を約5ノットの一定速度で走行し、流速データを連続的に取得した。全区間の走行に要した時間は1.5~2時間である。15個のピンの計測結果を平均し1プロファイルデータとした。その結果、1プロファイルデータを取得するのに約18sを要した。この時間を距離に換算すると約50mである。なお、1996年観測では下流側から1回計測した。また1997年観測では、往復することにより、異なる潮汐位相の流速分布を捉えた。

[3] 観測結果

1) 成層構造

1996年9月13日の観測結果を用いて流れの概要を説明する。なお同日の潮位変化と観測時間帯を図3・1・8に示す。水質観測、流速観測とも上潮時に行われたが、水質観測の時間帯は干潮時に近く、流速観測は満潮時に近かった。なお、この日はちょうど大潮であり、また、河口堰からの日平均放流量は約190m³・s⁻¹であった。

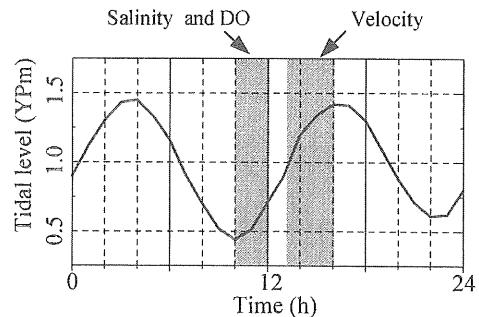


図3・1・8 1996年9月13日の潮位変動と観測行程

塩分の観測結果を図3・1・9a)に示す。縦軸は水深、横軸は河口からの距離で、下部の黒く塗りつぶされた部分は河床の形状を表している。前述のように、水質観測は干潮の直後に行われているが、かなり明瞭な界面を持つ塩水楔が河口堰まで達していることがわかる。したがって、この程度の放流量条件下では、塩水楔先端は常に河口堰に達しているものと考えられる。(このことは後に示す図3・1・10、3・1・14からもわかる。)

図3・1・9b)にDOの観測結果を示す。塩水界面を境にしてDO濃度が急変し、楔内部では貧酸素化の進行していることがわかる。また、縦断的には、下流から上流にいくほどDO濃度が低下し、楔先端付近では1mg・l⁻¹以下の値も生じている。ただし最下流部では下層のDOが比較的高く、界面付近で最小となっている。これは、DOの比較的豊富な海水が底部に浸入する一方で、塩水界面に沿って古い海水が流出していることによると考えられる。

図3・1・9c)に流向の縦断分布を示す。流速観測は上潮時の後期に行われたのでほとんどの領域で逆流となっている。しかし最上流部分では河口堰からの放流により順流となっており、また10kmから14kmの区間の底層でも順流がみられる。後者は貧酸素水塊の中心部にあたるが、上部では淡水が逆流し、下部にも海水が逆流しており、貧酸素水塊は両者に挟まれる形で下流に移動している。図3・1・9a), b)より、底層に侵入している水は相対的に塩分が高くDOもやや高いことから、この時、貧酸素水塊は上方に持ち上げられていた可能性が高い。

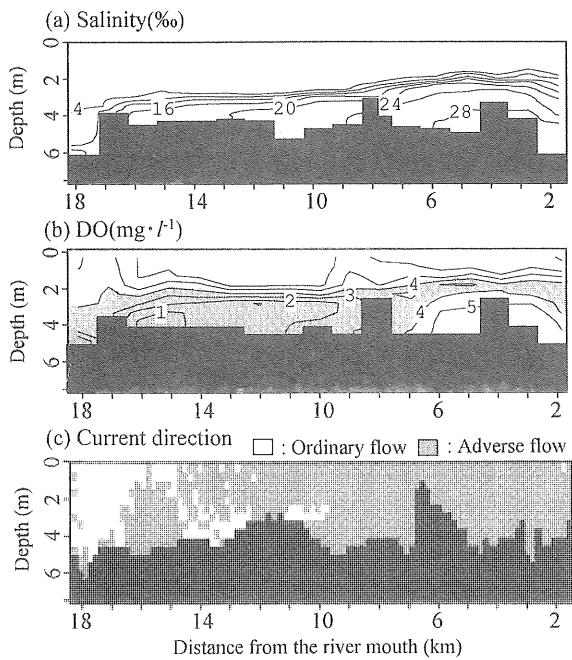


図3・1・9 貧酸素水塊の挙動及び流れの構造
(1996年9月13日観測)

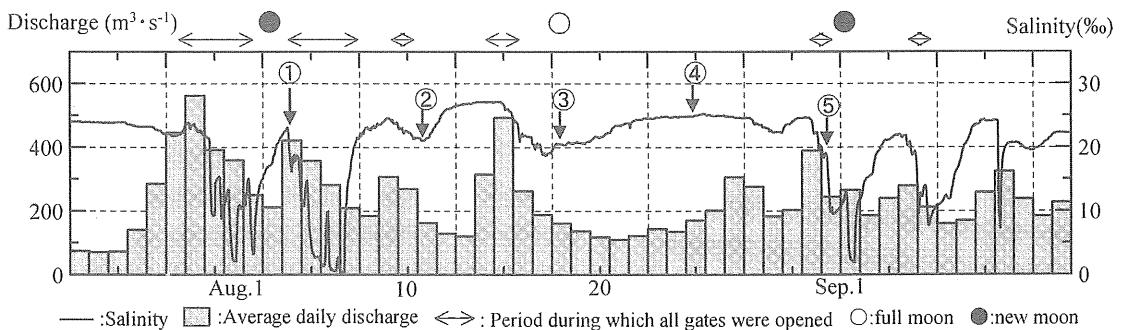


図3・1・10 布川地点（河口から58km上流）の日平均流量と16.5KPの底層塩分（1997年7月24日-9月13日）

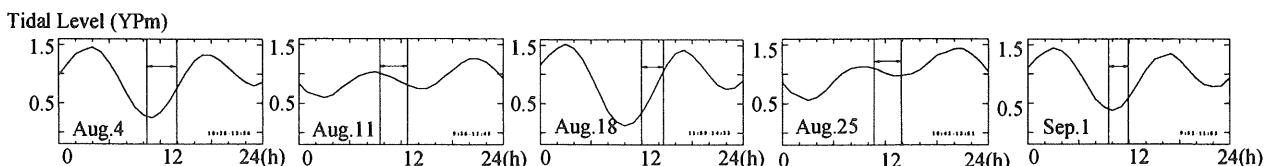


図3・1・11 1997年8月、9月における観測日の潮位変動及び観測時間帯

2) 貧酸素水塊の発達・流動状況

① 1997年8月観測の結果

貧酸素水塊の発達・流動状況を、1997年8月の観測結果を用いて説明する。図3・1・10に観測期間における布川の日平均流量、16.5km地点の底層塩分濃度、ゲートの操作状況及び観測日（①～⑤）を示す。また、各観測日の潮位変化と観測時間帯を図3・1・11に示す。第1回、第3回、第5回観測は大潮日であり、第2回と第4回観測は小潮日にあたっている。

図に示す観測期間には小出水が何度かあり、ゲートが全開操作されている。その時には16.5km底層塩分が減少することから、塩水楔が下流に後退しているものと考えられる。しかしそれに達したのは8月6日のわずかの時間帯であることから、塩水楔が河口までフラッシュされることはなかったと思われる。したがって、8月のほぼ全期間において、塩水楔が停滞し、貧酸素化が進行したと考えられる。

図3・1・12に塩分のセンター図を示す。第1回観測（8月4日）は450m³·s⁻¹程度の小出水の最中に行われたので、上層（淡水層）が厚く、また塩水界面が不明瞭になっている。第2回観測（8月11日）は、16.5km底層塩分（図3・1・10）が回復してから5日後の小潮日に行われた。塩水楔は河口堰まで達しており、塩分界面も明瞭である。第3回観測（8月18日）は大潮日だったが、計測は引き潮時に行われたので河口堰は部分開放操作中で、塩水楔は多少下流側に後退している。また塩分界面はやや不明瞭であり、緩混合気味である。第4回観測（8月25日）は小潮日であり、塩水楔は河道内深く侵入し、塩分界面は明瞭でほぼ水平に成層していた。第5回観測（9月1日）は大潮日であり、また

小出水のために全層放流が行われていたため、塩分界面はかなり不明確となり、底層塩分も減少している。

図3・1・13にDOのコンター図を示す。第1回観測では、塩水楔内のDO濃度は $5 \sim 6 \text{ mg} \cdot l^{-1}$ であったが、その後は上流から減少し始め、塩水楔先端DO濃度は第2、3回観測では $4 \text{ mg} \cdot l^{-1}$ 程度、第4回観測では $3 \text{ mg} \cdot l^{-1}$ 以下となった。第5回観測では、DOが $3 \text{ mg} \cdot l^{-1}$ 以下の領域が中流部に移動している。これは、図3・1・12に示したように、塩水楔が下流に後退したためである。以上のように、貧酸素化は1ヶ月程度の時間スケールで塩水楔の上流から徐々に発達し、塩水楔の運動に従って移動する。

ところで1996年9月13日のDO観測結果(図3・1・9b)では、塩分界面に沿って貧酸素水が下流に輸送されていたが、1997年観測ではこの現象は明瞭でない。その原因としては、観測期間の流量変動が比較的大きく、また観測時に放流されていることが多かったので、界面での連行が大きかったためではないかと思われる。ただし、第2回及び第3回観測(図3・1・13b, c)では、微弱ではあるが、その様子が見て取れる。

② 1998年8月観測

1998年8月には、1週間に2回の頻度で水質観測を実施した。図3・1・14に観測期間における流況を示す。

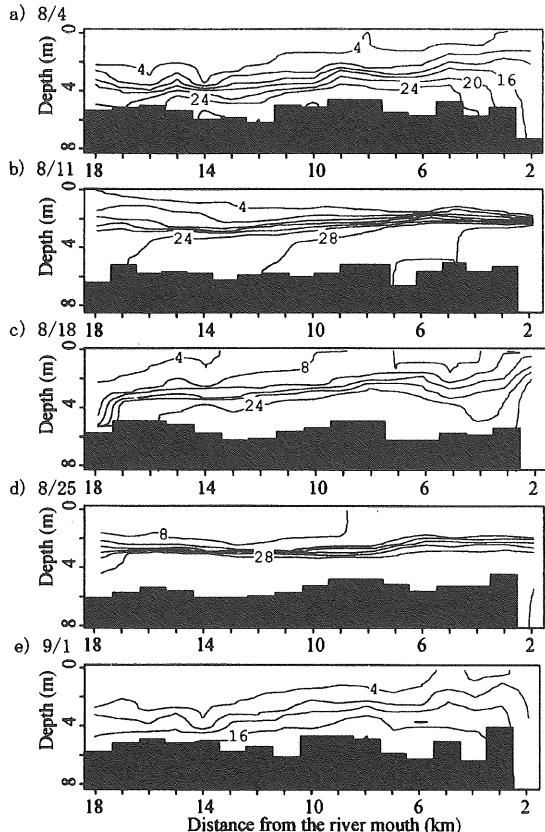


図3・1・12 塩分縦断分布(1997年)(コンター間隔:4‰)

また、各観測日の潮位変化と観測時間帯を図3・1・15に示す。第1回と第5回の観測は大潮日であり、第3回観測は小潮日にあたっている。8月1日に小出水があり、16.5km底層塩分は2.5日にわたってゼロとなつた。しかし、8月3日には塩水楔の先端が到達している。8月10日頃までは流量が比較的大きかったために16.5km底層塩分も変動しているが、その後は20%付近で安定した。8月20日に若干の増水があり、16.5km底層塩分は再び変動しているが、ゼロになってはいないので、塩水楔はフラッシュされていると思われる。8月28日に大きな出水(ピーク流量 $5,000^3 \cdot s^{-1}$)があり、この時点で塩水楔はフラッシュされた。したがって、8月のほぼ全期間において、塩水楔が停滞し、貧酸素化が進行したと考えられる。

図3・1・16に塩分のコンター図を示す。第1回観測(8月7日)は大潮日であり、またゲートが全開操作されていたので、塩水楔は後退し塩分界面も不明瞭になっている。第2回～第4回観測は中潮と小潮であり、またこの期間は流量も少なく、ゲートも部分開放操作であった。そのため塩水楔は堰直下流に停滞し、塩分界面もかなり明瞭であった。第5回観測(8月23日)は大潮日で、小出水のため全開操作が行われており、塩水楔はかなり後退し塩分界面も不明瞭になっている。

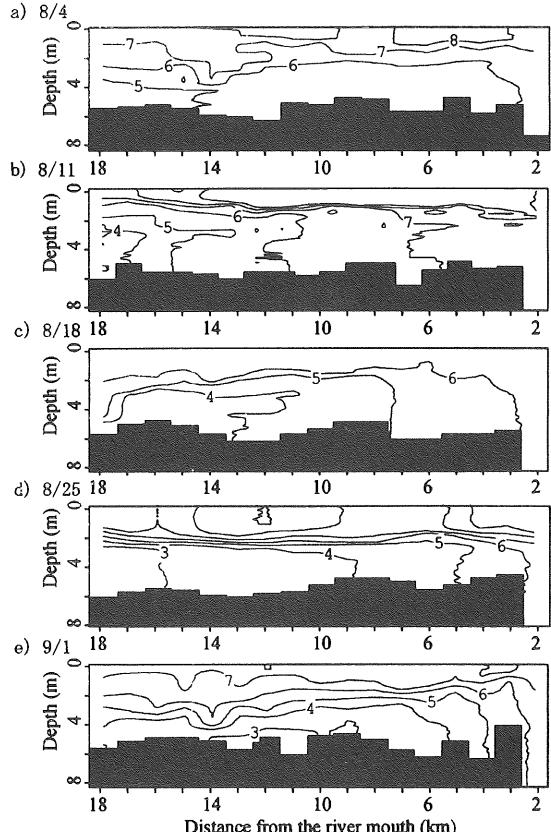


図3・1・13 DO縦断分布(1997年)(コンター間隔:1mg/l)

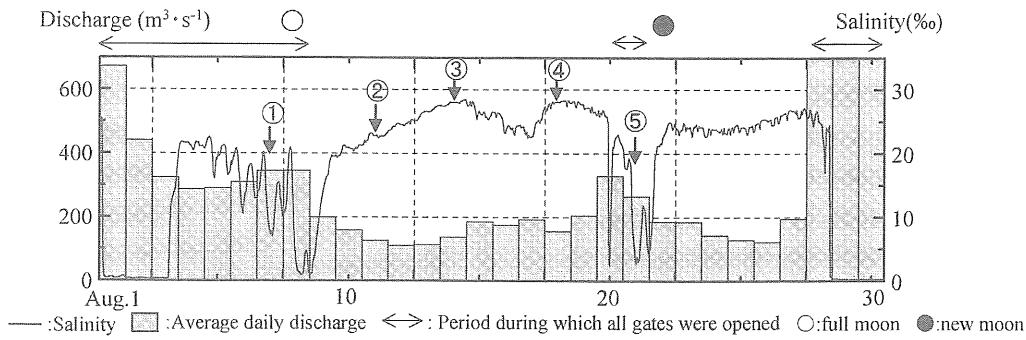


図3・1・14 布川地点（河口から58km上流）の日平均流量と16.5KPの底層塩分（1998年8月1日-30日）

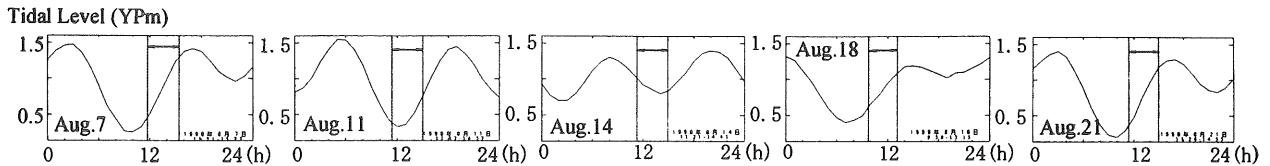


図3・1・15 1998年8月における観測日の潮位変動及び観測時間帯

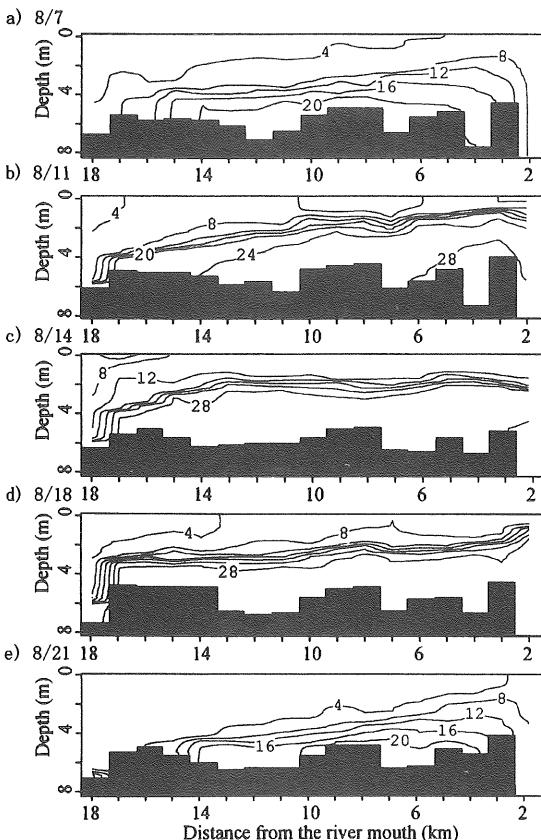


図3・1・16 塩分縦断分布（1998年）(コンター間隔: 4‰)

図3・1・17にDOのコンター図を示す。第1回観測は塩水楔が回復した4日後に行われたが、河道全域にわたってDOは約 $5\text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$ のオーダーであった。その後、DOは上流側の底層から減少し始め、第5回観測時には塩水楔先端で $3\text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$ 以下となった。しかし、塩水

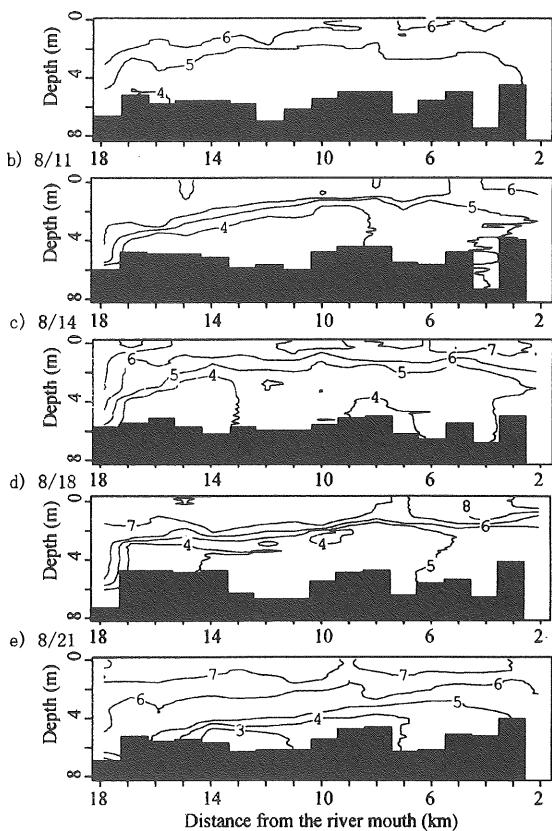


図3・1・17 DO縦断分布（1998年）(コンター間隔: 1mg/l)

楔内のDOは必ずしも単調に減少しているわけではない。例えば、DOが $4\text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$ 以下の領域は、第2回観測から第4回観測にかけて縮小している。これは、潮流に伴う海水の流入と、界面に沿った貧酸素水の流出の結果であると考えられる。

3) 現地観測結果のまとめ

[3]1) 及び [3]2) で述べたように、各々の観測結果は、その時々の潮汐及び流量条件や過去の履歴により、少しずつ異なった様相を呈している。しかし全体的に見れば、現象の特徴を次のようにまとめることができる。

利根川河口堰下流部の河道では、非洪水時には塩水楔が発達し、その先端は河口堰直下流に停滞しがちである。小潮及び中潮の混合形態は弱混合で、塩分界面はきわめて明瞭である。大潮においては緩混合気味で界面がやや不明瞭になるが、塩水楔の特性は保持されている。ただし、河口堰のゲートが全開操作されると、塩水楔の先端は下流に後退し、界面は不明瞭になる。

平均的には、鉛直面内のエスチュアリ循環によって、下流部底層から海水（新鮮な塩水）が流入する一方、中密度の塩水が押し上げられ塩水界面に沿って流出する。したがって、河床面上の塩水で最も“古い水”は塩水楔先端にあり、貧酸素領域はそこから発生することが多い。DOが $3 \text{ mg} \cdot l^{-1}$ 以下の水を仮に貧酸素水とすると、夏期に貧酸素水塊が広範囲に発達するために要する時間は、2週間から1ヶ月程度である。

塩水楔先端の貧酸素水は、エスチュアリ循環により塩分界面に沿って輸送される傾向がある。ただし、貧酸素領域が塩水楔先端から下流に広がる際には、塩水楔の全層にわたってDOが低下していく傾向がある。

[4] 現地観測に基づく酸素消費速度の概算

貧酸素水塊の形成は、基本的には、塩分躍層による酸素供給の遮断と、底層水及び河床における酸素消費によっている。しかし、前章で述べたように、流動に伴うDOの移流拡散が比較的活発なことから、貧酸素水塊の形成速度を論じる上でこの要素を無視できない可能性がある。そこで本章では、現地で観測されたDO減少速度と、実験で得られた底泥及び河川水の酸素消費速度とを比較し、DO収支に対する移流拡散の影響度を大まかに把握しておく。

1) 現地でのDO減少速度

① 概算方法

表3・1・2に示す3期間について、現地データを用いて塩水楔内部における酸素消費速度の概算を行った。いずれも塩水楔が堰付近まで遡上して滞留していた期間である。まず、河道横断方向には水平に成層してい

表3・1・2 酸素消費速度の概算を行った期間

Case 1	Sep. 2 - Sep. 13, 1996
Case 2	Aug. 11 - Aug. 25, 1997
Case 3	Oct. 3 - Oct. 27, 1997

るものと仮定して、DO濃度を内部界面以下で断面積分する。さらにその結果を、河口堰から下流に向けて縦断的に積分することにより、塩水楔内のDO現存量を算定し、さらにそれを内部界面以下の体積で除すことにより塩水楔内の平均DO濃度を求め、その時間変化を調べた。断面積分にあたっては1996年に建設省が実施した測量結果を用いた。

② 概算結果

計算結果を図3・1・18に片対数表示で示す。各図に示す3種類のプロットは塩水楔の積分区間が異なっている。短い区間での計算値は塩水楔先端付近の局所的な変化に対応し、積分区間が長くなるほど縦断平均的な変化を表す。なお、塩水楔が堰まで遡上している場合は堰地点から下流方向へ積分したが、放流により多少後退している場合には楔先端を起点として積分した。

積分区間が短いほど塩水楔先端部分に対応するので、DO濃度は小さくなっている。しかし減少速度係数（グラフの傾き）は、各期間ごとにほぼ同じである。そこで、各ケース毎に片対数グラフ上での平均的な傾き K_{obs} を最小二乗法により求めてみた。その結果は、図4・18中に示すように、 0.03 d^{-1} 程度である。

2) 酸素消費実験結果との比較

① 底泥の酸素消費速度

18KP, 9KP, 5KPの濁筋上の3地点において底泥を採取し、以下に述べる方法で酸素消費実験を行った。なお採泥にはエクマンバージ採泥器（離合社製）を用いた。採取した底泥をよく混ぜて、底面が $65 \text{ mm} \times 65 \text{ mm}$ 、高さ 145 mm の角柱容器の底に 35 mm 厚で敷き詰めた。次に蒸留水を食塩によって現地の塩分濃度に調整し、十分曝気した後、容器に満たして密栓した。検体は複数個作成し、採泥時とほぼ同じ 24°C で保存し、各測定時間に一つずつ開栓してDO濃度を計測した。計測には直読式DOメータ（セントラル科学：UC-12）を使用した。実験結果を図3・1・19に示す。いずれの結果も片対数グラフ上で概ね直線となっている。減少速度係数 K_{sed} （グラフの傾き）の範囲は、図中に示すように、 $1.0 \sim 2.1 \text{ d}^{-1}$ である。

② 河川水の酸素消費速度

16KP, 11KP, 6KPの濁筋の底層（河床上 0.5 m ）から採取した河川水を用いて酸素消費実験を行った。複数の容器に入れて密封し、恒温水槽で採水時の水温（約 21°C ）に保ち、1, 3, 5日目に容器を開封してDO濃度を測定した。その結果を図3・1・20に示す。DOの減少速度係数 K_{wat} は採水場所によらず約 0.07 d^{-1} である。

③ 観測結果と実験結果の比較

酸素消費が一次反応に従うものと仮定し、高さHの

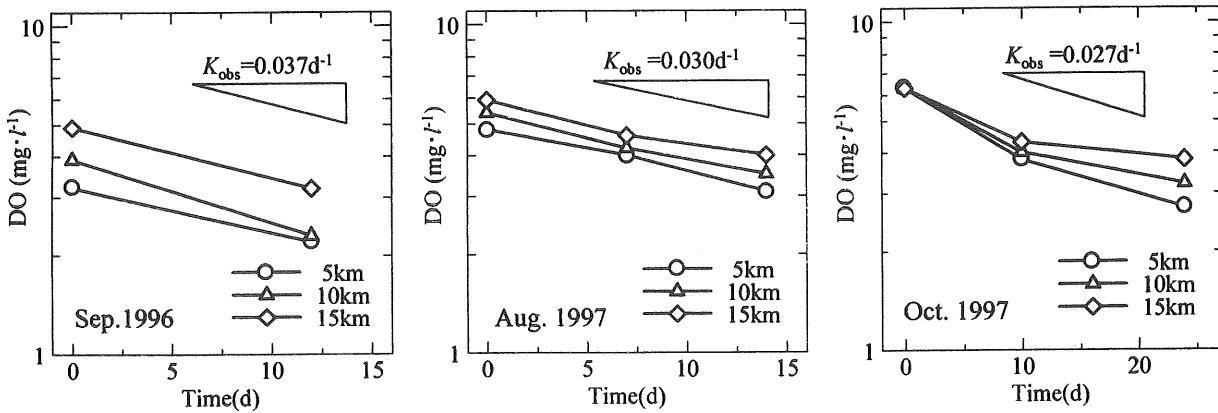


図3・1・18 現地観測データから概算されたDO減少速度

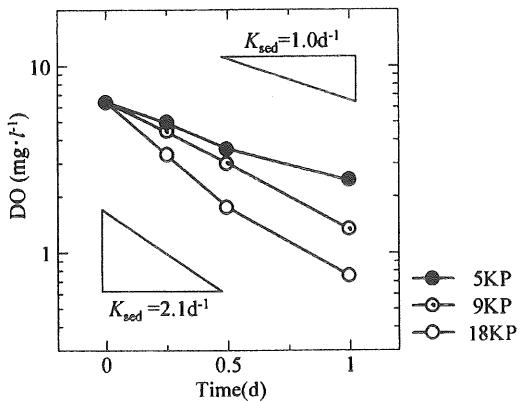


図3・1・19 底泥による酸素消費実験結果

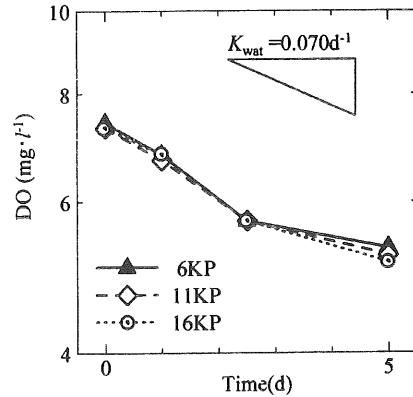


図3・1・20 河川水による酸素消費実験結果

静止した水柱のDO収支を考えると次式が成立する.

$$H \frac{\partial C}{\partial t} = -K_2 HC - K_1 C \quad (3 \cdot 1 \cdot 11)$$

ここに, C はDO濃度である. K_2 は水中物質の脱酸素係数で前項の K_{wat} に等しい. 一方 K_1 は単位面積あたりの底泥の脱酸素係数で, 前々項の K_{sed} と実験容器の高さ h ($= 0.1 \text{ m}$) を用いて $K_1 = K_{\text{sed}} \cdot h$ と表される. 従って, 仮に現地において移流拡散が全く存在しないとすれば, DO減少速度係数は次のようになる.

$$K_3 = K_2 + \frac{K_1}{H} \quad (3 \cdot 1 \cdot 12)$$

H として現地の塩水楔の代表平均厚さ 2.0 m を仮定し, 1), 2)における実験結果を代入すると K_3 は $0.12 \sim 0.18 \text{ d}^{-1}$ となる. この値は, 現地の酸素消費速度 $\sim 0.03 \text{ d}^{-1}$ よりも 1 オーダー大きい. このことは, 塩水楔を静的状態とみなしたDO収支の見積もりが適当でないことを示唆している. 筆者らは水理学が専門であり十分な水質分析道具や技術を持たないので, 上記の検討はかなりラフなものとなっている. しかし 2 つの値

の開きの大きさからすれば, 分析上の問題を差し引いたとしても, 流動に伴う移流拡散が塩水楔内におけるDO収支に比較的大きな影響を及ぼしていると考えてよいものと思われる. したがって, 貧酸素水塊の発達を評価・予測するためには, 塩水流動のシミュレーションが不可欠であると言える.

[5] 貧酸素水塊の挙動に関する数値シミュレーション

1) モデル構築の基本方針

3. 1. 2で説明した塩水流動モデルを用いて貧酸素水塊の挙動の再現を試みた. この場合, 基礎方程式 (3・1・7) がDOの輸送方程式に相当する.

DO消費速度については, 前述した実験結果をもとに設定することとする. 本来は, 酸素消費物質の供給量, 生産量及び現存量を定量的に表すための方程式系を連立することが望ましいが, そのためには, 上下流及び河岸からの各種流入物質量, 水域内の化学的・生物的反応系, 底泥の浮上・沈降の効果などに関する膨大な量の情報が必要とされ, 現状では困難なことが多い. 一方, 本研究の目的は, 貧酸素水塊の形成に関わる水理学的要素を定式化することである. したがって, そ

の他の部分については、現実と大きく食い違わない範囲で簡単な取り扱いをすることとする。

2) DO消費の取り扱い及び境界条件

水中での酸素消費を式(3・1・13), 底泥による酸素消費を式(3・1・14)で与える。

$$S_C = -\left(\frac{C}{C + DO_0}\right) \cdot \Delta k \quad (3 \cdot 1 \cdot 13)$$

$$(v + v_t) \frac{\partial C}{\partial z} \Big|_{Bottom} = F_C = -K \cdot C \quad (3 \cdot 1 \cdot 14)$$

ここに Δk は水中での単位時間あたりの酸素消費速度の基準値, K は底泥による単位面積当たりの脱酸素係数である。式(3・1・13)の括弧の部分はDOの低下に伴い酸素消費が抑制されていく効果を表している。 DO_0 は半飽和値と呼ばれ、多くの研究報告によれば0.1~1.0の範囲の値を選ぶことが出来る¹²⁾。ここでは $0.5 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$ とした。

Δk , K には[4]2)の実験結果を用いた。すなわち、 Δk は水中では常に一定の酸素消費が生じていると考え、図3・1・20の1日目の酸素消費量から $0.6 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1} \cdot \text{d}^{-1}$ とした。また、 K は図3・1・19に示す3地点の脱酸素係数の平均値 $0.17 \text{ m} \cdot \text{d}^{-1}$ とした。

水面での境界条件は以下のように与えた。

$$(v + v_t) \frac{\partial C}{\partial z} \Big|_{Surface} = K_L (DO_{Sat} - C) \quad (3 \cdot 1 \cdot 15)$$

ここで K_L は酸素移動係数、 DO_{Sat} は飽和DO濃度である。 K_L は平山ら¹³⁾の研究を参考に $0.003 \text{ cm} \cdot \text{s}^{-1}$ とした。

上流端・下流端におけるDOの流入出については観測データが無い。そこで、それぞれの地点における観測期間中の平均水温における飽和値を与えた。

3) 計算領域及び計算条件

計算領域は、上流端を河口堰(河口から18.5km上流)、下流端を河口より下流10kmの28.5km区間とした。水路幅B(x, z)は建設省の利根川測量結果(1996年)を基にして数値として与えた。また海部(河口より下流部)では、水路幅Bは河口からの距離を半径とした円周の1/2の長さとし、河床位置は一様にYP-10mとして河口付近のみ滑らかに接続した。

計算メッシュは、 $\Delta x=500 \text{ m}$, $\Delta z=0.25 \text{ m}$, 時間ステップは $\Delta t=60 \text{ s}$ とした。ただし、表層メッシュ厚 Δz_s は前述の通り、各計算時刻の潮位と一致するように可変となっている。初期条件は、塩分・DOについては観測値を与え、流速については静止流速場とした。最後に、利根川の計算で用いたモデルパラメータの一覧を表3・1・3に示す。

表3・1・3 計算に用いたモデルパラメータ

α	f_b	塩分(‰)	
		上流端	下流端
0.8	0.004	0	34

[6] 計算結果

1) 塩分及び流速の時空間変動

まず最も長期的及び総合的な観測を行った1997年にについて6月10日~10月30日の期間を対象として再現計算を行った。

河道方向流速uの計算結果と観測結果(8月18日実施)を図3・1・21に比較する。また同日の潮位変動及び観測時間帯を図3・1・22に示す。なお、船を移動しながら観測を行っているので各地点の計測には時差があることから、計測時間に対応する計算結果をつないで図3・1・21を作成している。観測は干潮時~満潮時にかけて行われたため、最初(図3・1・21a)は表層が順流となっている。その後、上げ潮時(図3・1・21b, c)になると下流部では鉛直一様に逆流を生じ、上流~中流部では上下で交差流が生じている。計算結果では観測結果に較べて流速が全体的に多少小さくなっている。これは、観測が溝筋上で行われているのに対し、シミュレーションでは横断平均流速が計算されているからである。しかし、全体的な順流・逆流のパターンは観測値と比較的よく一致していると言える。

塩分の計算結果と観測結果を図3・1・23に比較する。9月1日の計算結果については観測結果と傾向が異なるが、それ以外については濃い塩水が堰付近まで侵入している様子や空間的な塩分分布についても概ね再現されている。ただし、塩分躍層のセンターの間隔が観測結果に比べてやや広くなっている。この一つの原因として数値拡散が考えられるが、今のところ明確にはわからない。また、9月1日の観測結果では全開放流によって塩水楔は稀釈され14KP付近まで後退しているが、計算結果では濃い塩水が残り続けており塩水楔も観測結果ほど後退していない。この原因も明確にはわからないが、本計算モデルでは横断平均的流れを取り扱っているため、堰直下流の局所流を表現できないことが原因として考えられる。なお、1998年7月8日~10月20日についても再現計算を行ったが、ほぼ同様の一致度であった。

以上を総合すると、堰が全開になる洪水時の現象についての再現性は必ずしも十分でなかったが、貧酸素水塊の形成される非洪水時については基本的な流動特性を本計算モデルによって概ね再現できたと言える。

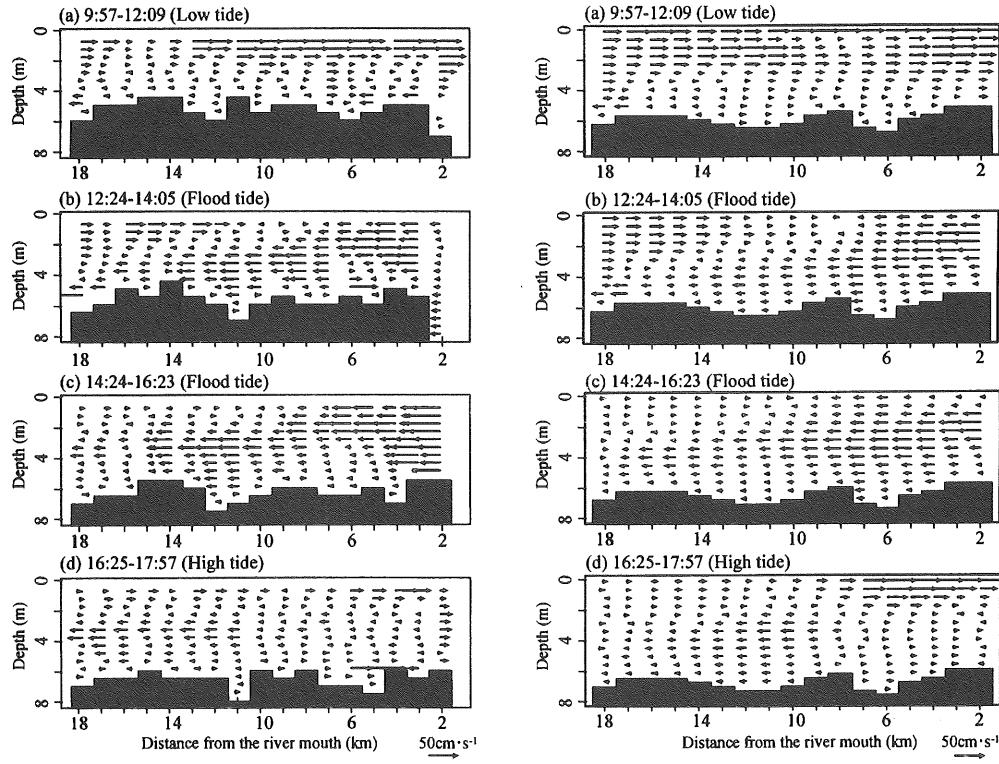


図3・1・21 1997年8月18日の流速縦断分布（左：観測結果、右：計算結果）

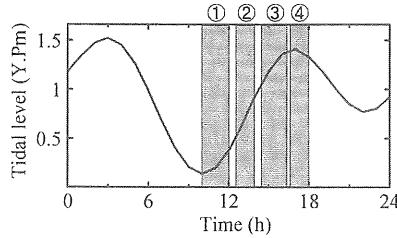


図3・1・22 1997年8月18日の潮位変動と計測時間帯

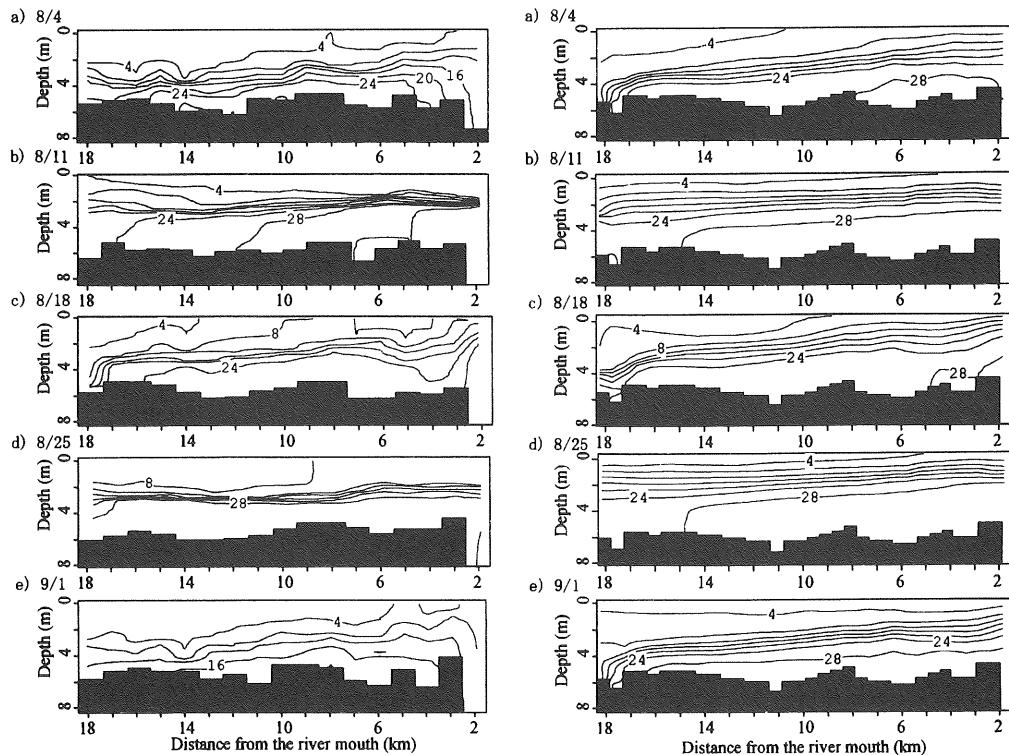


図3・1・23 塩分縦断分布（1997年 左：観測結果、右：計算結果、コンター間隔：4 ‰）

2) 貧酸素水塊の時空間的変動

1997年8月の計算結果を図3・1・24に、1998年の計算結果を図3・1・25に示す。これらは図3・1・13と図3・1・17に示した観測結果に対応している。観測と計算で貧酸素水塊の大きさは多少異なるが、DO濃度の時空間的な変動は全体的によく再現されていると考えられる。また、貧酸素水塊が塩分躍層に沿って輸送される様子もある程度再現されている。ただし、1998年8月11日～8月18日の観測結果において、 $4 \text{ mg} \cdot l^{-1}$ の等濃度線で囲まれた貧酸素水塊が徐々に縮小していくのに対し、計算において貧酸素水塊は逆に拡大している。また、同年8月7日から11日、18日から21日にかけて比較的急なDOの低下が見られるが、計算では時間とともに単調にDOが減少している。したがって細部の結果は必ずしも十分一致しているとはいえないが、全体的な傾向は概ね再現されていると考えられる。

3) 塩水楔先端のDOの長期変動

上述のように、貧酸素化は塩水楔先端付近で最も顕著である。そこで、全計算期間における塩水楔先端部のDOの時間変動特性を調べるために、1997年観測時の16KP中層（水位：YP-3.5m程度）におけるDOの計算結果と観測結果を図3・1・26に比較する。図の上段に

は堰放流量の時間変動を示している。なお、比較地点を16KPとしたのは、塩水楔先端が潮汐によって移動することと、図3・1・24からわかるように貧酸素水塊の中心部がこの付近に存在するためである。

前述したように、平常時の堰操作は潮汐に応じて行われるため、放流量は一日の中で変動している。顕著な流量変動としては、6月20～22日に約 $2,000 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ の出水があった。また9月15日～10月2日にかけて $500 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ 内外の流量が継続している。現地観測結果によれば、8月上旬から下旬にかけてと10月上旬以降に大規模な貧酸素化が生じているが、数値シミュレーション結果はこの二つの時期のDOの時間変動を概ね再現していることがわかる。しかし、6月の下旬から7月下旬においては、計算結果と観測結果は一致していない。この原因は以下のように推測される。

まず、6月24日の観測は $2,000 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ の出水の直後に行われたが、この時には塩水楔が下流にフラッシュされていた。したがって、同日の低いDOの値は塩水楔の停滞に起因するものではないと考えられる。この日の観測結果によれば、河道全体にわたって濁度が数十～百ppm（SS換算値）に上昇し且つDO低下も河道全域で生じていたことから、上流からの濁質の輸送や底泥の

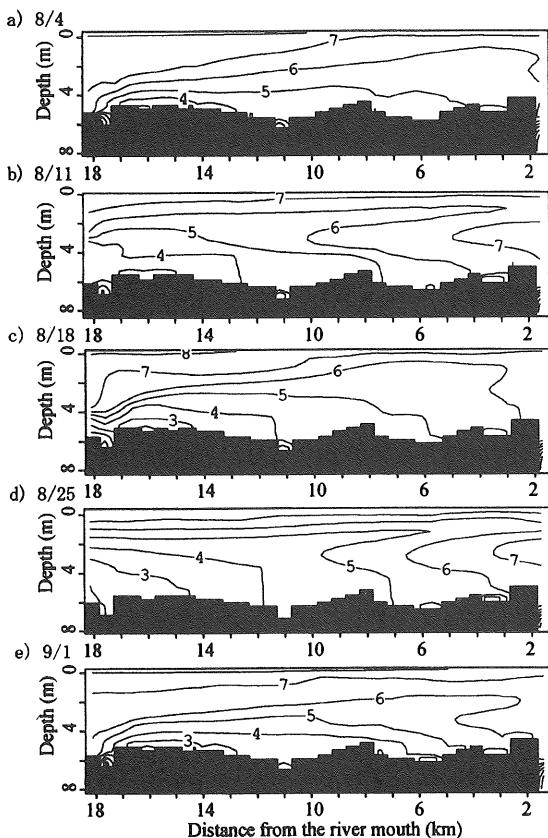


図3・1・24 DO縦断分布の計算結果（1997年）
(コンター間隔： 1 mg/l)

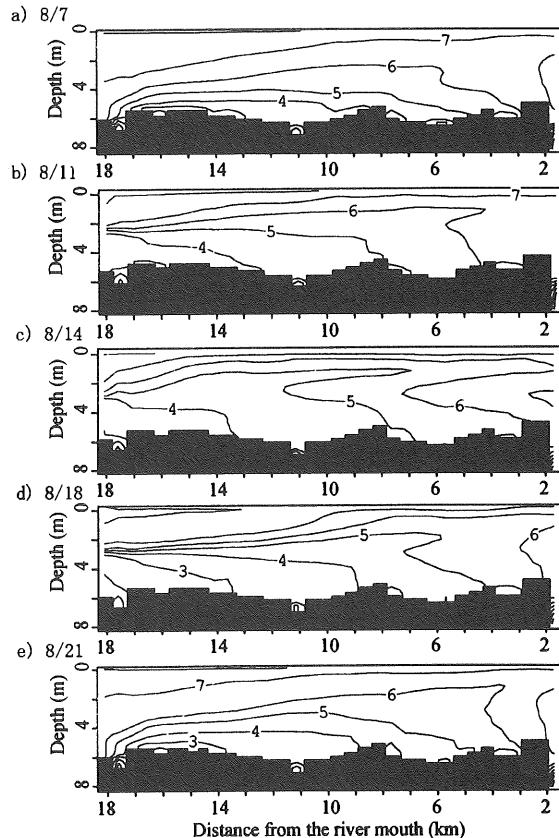


図3・1・25 DO縦断分布の計算結果（1998年）
(コンター間隔： 1 mg/l)

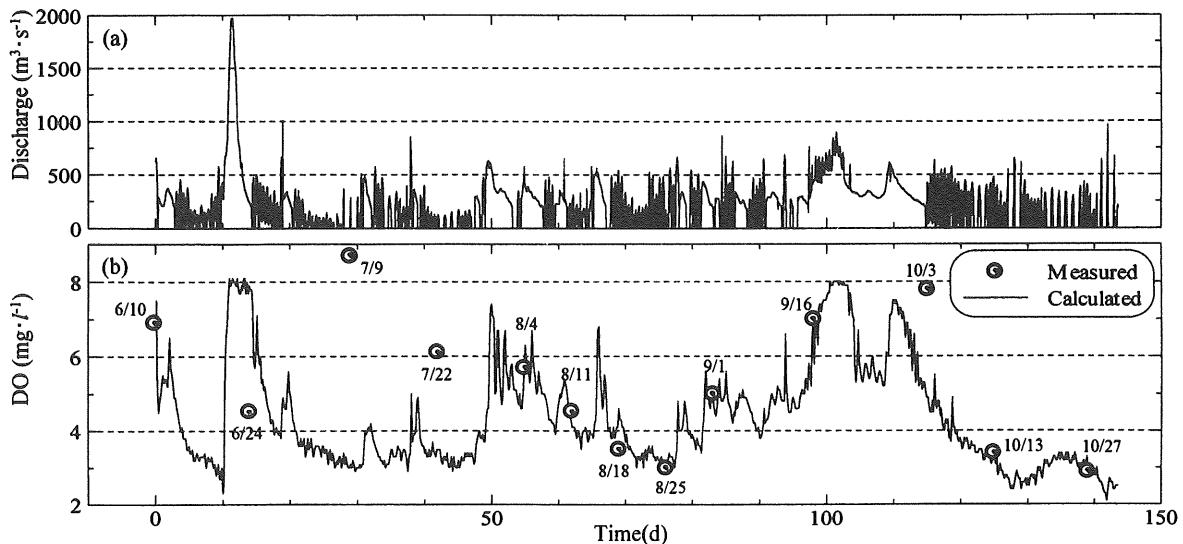


図3・1・26 (a) 堀放流量時系列と (b) 塩水楔先端部におけるDOの時間変動（計算結果と観測結果の比較）
(計算期間：1997年6月9日-10月3日)

巻き上げに伴う酸素消費が生じていたのではないかと考えられる。前述のように、本数値シミュレーションにおいては、流入水のDOとして飽和値を与えていたため、このような現象を再現することはできない。

7月9, 22日の両日は、逆に観測結果のDOが高い値を示しているのに対し計算結果はかなり低い値で推移している。この期間は、塩水楔が停滞していたことから、底泥及び河川水のDO消費速度が他の期間と同様であれば貧酸素水塊が発生してもおかしくない。したがって、この部分の不一致は、水理学的要因以外の原因によると思われる。考えられる一つの原因として、6月21日の $2,000 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ の出水において、塩水楔だけでなく河床底泥もフラッシュされた可能性がある。筆者らの経験では、 $5,000 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ 規模の出水（1998年9月17日）の直後に採泥を実施した時、堀付近に堆積していた底泥がほとんどなくなり砂質になっていたことがある。

以上の検討結果は次のようにまとめられる。すなわち、平常時において底泥及び河川水の酸素消費が安定している場合、河道内のDO変化は主に水理学的因素によって決定されており、本モデルを用いた数値シミュレーションによってDOの時空間変動を概ね予測可能である。しかし出水によって上流から新たな物質供給がなされたり堆積底泥がフラッシュされるといった現象が生じた場合には、当然のことながら、計算結果の適合性は大きく低下する。図3・1・26によれば、このような不一致は流量 $2,000 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ の後（1997年6月下旬から7月下旬）で生じているが、 $500 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ 内外の流量（同年9月）には生じていない。したがって、このような変化は $1,000 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ クラスの出水において生じるものと思われる。

4) エスチュアリ循環による貧酸素水塊の流動

以上のように、本モデルは $1,000 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ クラスの出水の後の状況の現象再現には問題を残しているが、常時のエスチュアリ循環による移流が貧酸素水塊の発生・発達に及ぼす効果については、ある程度適正に評価していると思われる。そこで本計算モデルを用いて、河口から流入してくる海水に仮想的中立浮遊物質を分布させて塩水楔内部における水塊の移動状況を可視化し、貧酸素水塊との関連性について検討した。

中立浮遊物質の濃度は、初期条件として計算領域一様に濃度をゼロとし、また上流端流入濃度もゼロとした上で、下流端については1日間隔で濃度をステップ的に増加させた。こうすることにより、下流から流入した海水は1日ごとに異なる濃度の水塊となり塩水楔内部の濃度分布から水塊の滞留時間を把握することが出来る。

1997年8月11日（小潮日）及び8月18日（大潮日）の計算結果を図3・1・27に示す。図中の数字は滞留日数を表している。なお、塩分躍層付近及び上層の水は上流端からの濃度ゼロの水と混合・稀釈されているので数値の意味はない。

そこで塩水楔内部に着目すると、貧酸素水塊が発達した8月18日と8月25日には、滞留時間が8日程度に達していることがわかる。第4章で検討したDO減少速度係数（ $K_3=0.18 \text{ d}^{-1}$ ）からすると、DO飽和値を $9 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$ とした場合の8日後のDO濃度は $2.1 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$ となり、塩水楔先端は十分貧酸素化し得る。一方、貧酸素の初期である8月4日と8月11日の滞留日数は5日であり、これに対応するDO濃度は $3.7 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$ となる。

そこで、例えば滞留時間4日（上記の換算方法では

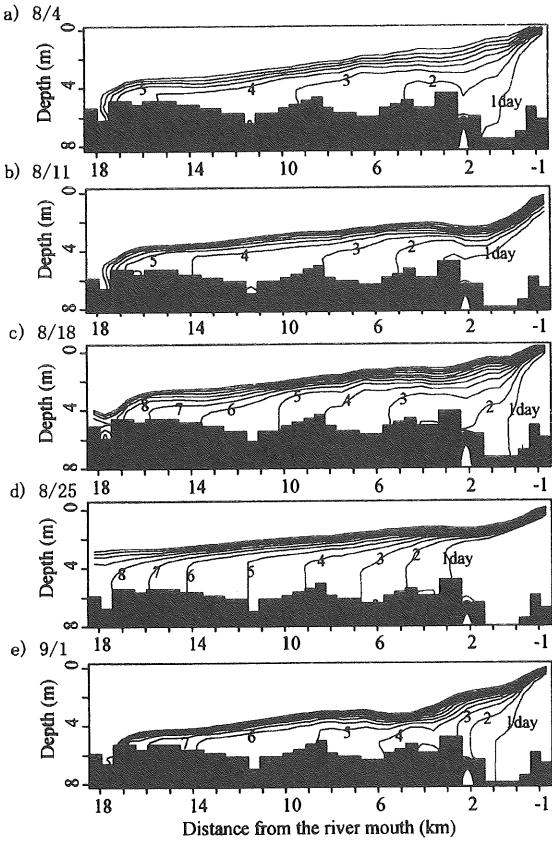


図3・1・27 塩水楔内部における海水の移動状況(1997年)

$\text{DO}=4.4 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$ に対応)を一つの目安として、図3・1・27と観測結果(図3・1・13)とを比較すると、貧酸素水の空間分布は、9月1日も含めて滞留日数に概ね対応することがわかる。したがって、貧酸素化は塩水楔先端部で生じているというよりも、海水が河口から塩水楔先端部まで移動する間に生じていると言える。また、貧酸素化の強度は、海水の河道内における滞留日数に支配されていると考えられる。このことは、堰操作による水理的流況制御によって貧酸素水塊の発達をある程度コントロール出来る可能性を示唆している。

[7] まとめ

本研究では、利根川河口堰下流部における貧酸素水塊の発生と流動を水理学的観点から把握することを目的とし、河道縦断的な現地観測及び数値シミュレーションを行った。その結果以下のような知見を得た。

(1) 貧酸素水塊は塩水楔先端部で発生し下流方向に発達する。夏期の場合、塩水楔が停滞し始めてから2週間~1ヶ月程度で、河口堰から下流10km程度のスケールまで貧酸素水塊が発達し得る。

(2) 塩水楔先端部の貧酸素水は、塩分躍層に沿って下流に輸送される傾向がある。この現象は、河道内の中間密度の塩水(貧酸素水)が下流部から侵入する新

鮮な海水に押し上げられて形成されるエスチュアリ循環によっていると考えられる。

(3) 現地観測から概算されたマクロな酸素消費速度と、実験で得られた底泥及び河川水の酸素消費速度とを比較したところ、後者が前者に比べて1オーダー大きかった。このことは、流動に伴う移流拡散が塩水楔内部におけるDO収支に比較的大きな影響を及ぼしていることを示唆している。

(4) 貧酸素水塊の挙動をシミュレーションする鉛直二次元数値モデルを $k-\epsilon$ 乱流モデルをもとに構築したところ、非洪水時に貧酸素水塊が塩水楔先端部で発生し下流へ発達していく様子が比較的よく再現された。

(5) 河道内塩水の滞留日数の計算結果から、貧酸素化は、塩水楔の先端部で生じるというより、海水が楔先端部に達する間に生じているものと考えられた。

(6) $1,000\text{m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ クラスの洪水の後しばらくの間は、本計算モデルの適合度が悪くなる。この原因是、洪水によって懸濁物質が供給されたり或いは底泥がフラッシュされたりするためではないかと考えられる。したがって、より一般的なモデル化にあたっては、洪水時における懸濁物質及び底泥の運動を組み込む必要があると考えられる。

3.1.4 旧北上川における塩水遡上と底質の縦断的特性

[1] はじめに

河川感潮域における塩水侵入は、一般に滻筋形状の影響を受ける。一方、塩水楔先端付近では流れが停滞するとともに塩分が急変するため、懸濁物質が凝集沈殿しやすく、また塩水楔の運動に伴い、一旦沈殿した懸濁物質が移流・拡散される。したがって河川感潮域においては、塩水流動と河川地形の相互干渉により、懸濁物質の堆積環境はより複雑になるものと考えられる。

近年、河川感潮域における水環境の保全と回復が行政的・学術的課題としてクローズアップされてきているが、懸濁物質の運動と堆積は、付着栄養塩の循環や貧酸素水塊の発生に大きく関与すると考えられることから、その定量的理を深めることは重要であると思われる。

塩水流動と懸濁物質の堆積との関係は、定性的または通説的に述べられているものの¹³⁾、その実態を定量的に検討した例はほとんど見られない。そこで本研究では、その基礎的段階として、蛇行により瀬と淵が交互に形成され、且つ流況が比較的安定している旧北上川下流部において、塩水遡上の現地観測と底質調査を行い、両者の関係について考察した。また $k-\epsilon$ モデル

により塩水流動の数値計算を行い、現地観測結果との比較からその有効性を確認した上で、河床形状が塩水週上及び底質分布に及ぼす影響について考察した。

[2] 現地調査

1) 調査区間の特徴

本研究で対象とする区間は、旧北上川の河口より10.0kmの範囲である（図3・1・28参照）。旧北上川はこの区間で大きく蛇行しており、数百mおきに瀬と淵が交互に現れる。図3・1・29に河床縦断形を示す。数百m～1kmのスケールで瀬と淵が形成され、その水深差は数mのオーダーとなっている。図中の黒い帯は平均的な河床縦断形を示しているが、河口から6kmの辺りで大局的な勾配の変化が見られる。なお旧北上川の流量は脇谷の分流工（新北上川分派点）で調整されているため、流量はかなり安定している。近年は平水流量が約250m³/s、渴水流量でも約200m³/sが確保されている。

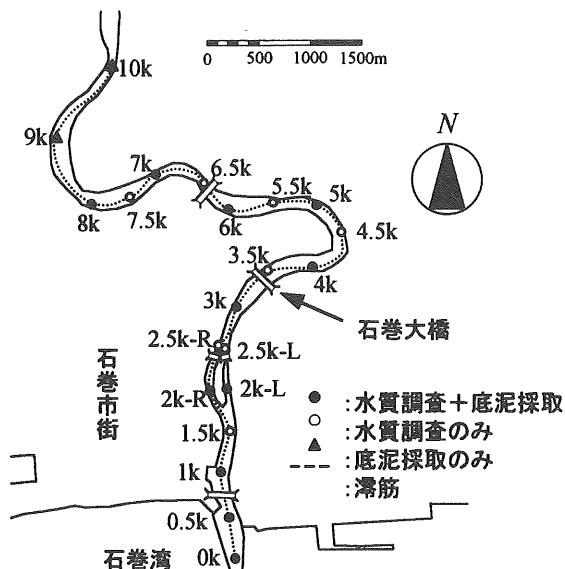


図3・1・28 旧北上川下流部の形状と観測地点

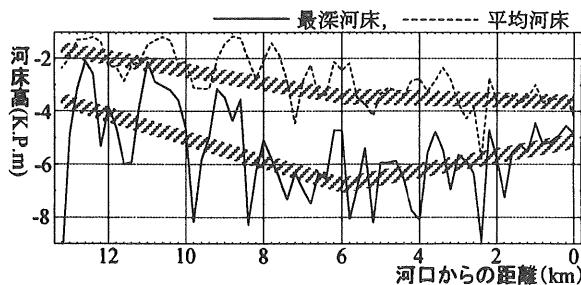


図3・1・29 観測サイト内における河床縦断面図

2) 調査の概要

底質調査は1998年7月21日に実施した。採泥地点は、0.0km～10.0kmの区間の濁筋上に1kmおきに設定した（図3・1・28参照）。採泥にはエクマンバージ採泥器を用い、採取した底質の上層の数センチ分を試料として分析をした。分析項目は粒度分布および強熱減量である。

塩水流動の現地観測は1998年7月16～23日と11月4日～11日に実施した。ただし本論文では紙面の制約から11月観測のみについて述べる。図3・1・30に観測期間中の潮位（鮎川港）、大森（河口より13.2km地点）の観測水位、及び和渕（河口より21.2km地点）の観測流量を示す。図中の灰色の部分が観測時間帯である。この図から、潮汐に伴う水位・流量変動が和渕の上流まで達していることがわかる。しかし後に述べるように、塩水週上自体は7.0km付近までであった。なお、この期間の日平均流量は240m³/s前後で安定しており、流況の時間変動は潮汐によって誘起されていたと考えられる。

塩水流動観測は縦断観測と定点連続観測から成る。縦断観測は、大潮・中潮・小潮時の塩水週上の時空間変化を捉るために3日にわたって行った。河口（0.0km）より8.0kmにおいて、濁筋上に500mおきに観測点を設定した（図3・1・28参照）。そして、各計測点をボートで移動しながら塩分、水温、濁度の鉛直分布を計測した。このような計測をそれぞれの潮について3時間おきに3回実施した。（夜間計測は危険を伴うので、いずれも早朝から夕方までの間に行つた。）なお、1つの縦断分布を得るために約90分の時間を要した。

定点連続観測は、石巻大橋上（3.4km地点）の左岸側（濁筋）、中央、右岸側の3地点を行つた。1時間おきに塩分などの鉛直分布を計測し、その時間変動を捉えた。縦断観測、定点連続観測のいずれも、多項目水質計（アレック電子製：ACL-1183 PDK）を使用した。

3) 観測結果

① 底質の縦断分布特性

0.0km～10.0kmの底質の粒径加積曲線を図3・1・31に示す。また、中央粒径と強熱減量の縦断分布を図3・1・32及び図3・1・33にそれぞれ示す。ただし2.0km地点には中州があるため、右岸川水路（2.0km-R）と左岸川水路（2.0km-L）における値を記している。分析結果から、底質は6.0km付近を境に上流側は砂質、下流側はシルト質を多く含み、特に下流側の底質には有機物も多く含まれることが分かる。

分析結果のもう一つの特徴は、2.0kmと5.0kmにおいて砂質分が増大（或いはシルト分が減少）することである。このことは図3・1・32、図3・1・33からも推測されるが、図3・1・31の粒径加積曲線により明瞭に表

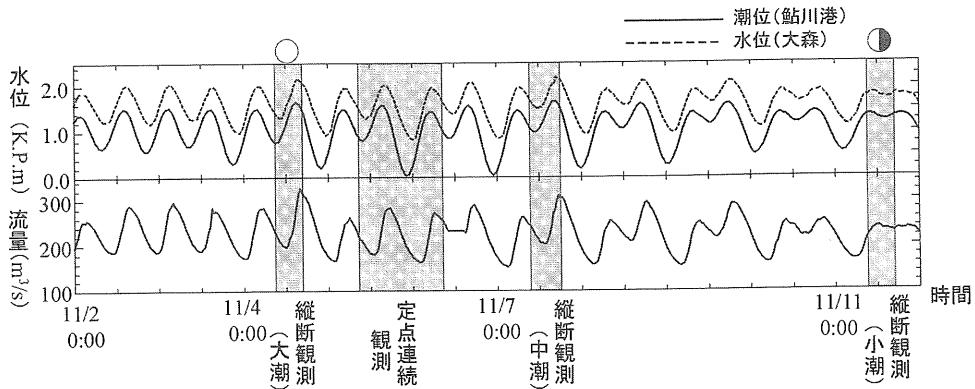


図3・1・30 観測日程および観測期間中の潮位

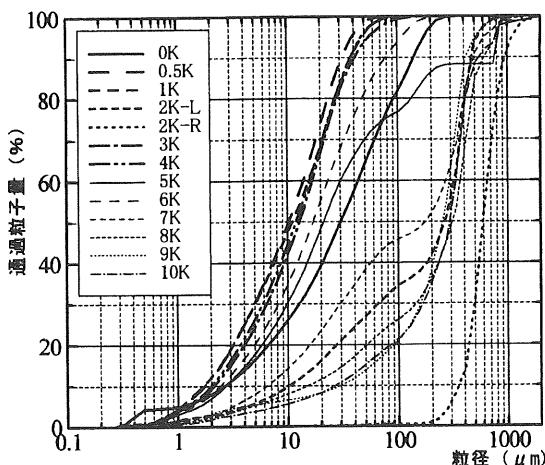


図3・1・31 底質の粒度分析結果

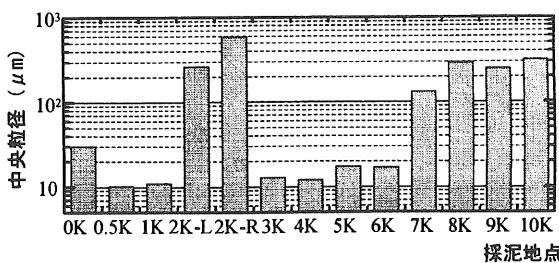


図3・1・32 底質の中央粒径

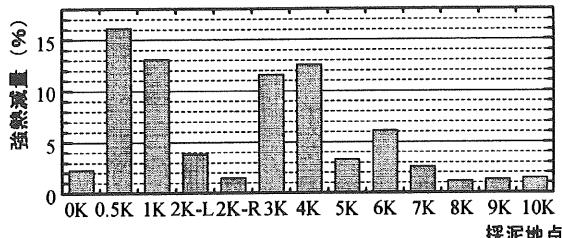


図3・1・33 底質の強熱減量

れている。すなわち、2.0 km-Lと5.0 kmの粒径加積曲線は屈曲しており、二峰性の粒度分布であることを示している。同様の特徴は7.0 kmと8.0 kmにも見られる。したがって、河床材料はかなり粒径の異なる2つの成分から構成され、その割合が地点によって変化していると言える。

2.0 kmは河道が分岐している特異な区間であるためこれを除いて考えると、8.0 km～5.0 kmの間にセグメント¹¹⁾の境目があり、堆積物の組成が変化するものと解釈できよう。このことは図3・1・29に示した河床縦断図でも裏付けられる。すなわち、図中に暗い帯で示したように、平均河床も最深河床も6.0 km付近で折れ曲がっている。このような堆積環境の大局的変化の上に、蛇行に伴う瀬と淵の配置の影響が重なり、観測結果のような縦断変化が形成されたと考えられる。

① 塩水遡上の時空間的变化

図3・1・34に11月の大潮(11月4日)、小潮(11月11日)の縦断観測結果を等濃度線で示す。濃度間隔は5%である。各図の矩形の黒い部分は、各計測点における河床を表している。計測位置が毎回多少ずれるために各図の河床形状は少しずつ異なっている。

図3・1・34より、混合形態が弱混合であることがわかる。ただし、大潮の場合には5.0 kmより上流で緩混合気味になっている。また、塩水の遡上は河床形状の影響を強く受け、特に6.0 km付近の瀬では、濃い塩水は潮によらずほぼせき止められている。満潮時には塩水楔上部の薄い塩水が上流に遡上するものの、濃い塩水は依然として6.0 kmの瀬より下流にとどまっている。なお、7月の観測においても濃い塩水が6.0 kmの瀬でせき止められており、それより上流には殆ど遡上していなかった。

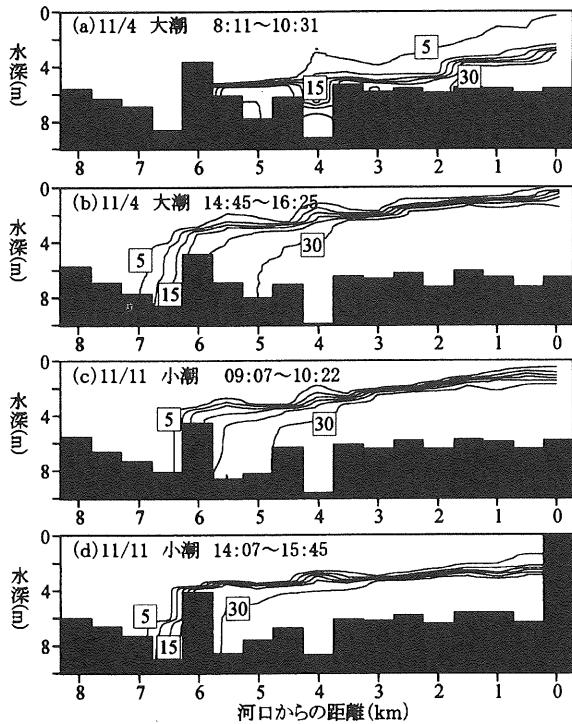


図3・1・34 塩分濃度の縦断分布（観測結果、単位%）

[3] 塩水遡上現象の数値計算による再現

現地観測で得られた結果はあくまで流量が $240\text{ m}^3/\text{s}$ 程度の場合であり、それ以外の流量条件での塩水の遡上特性はわからない。そこで、3.1.2で述べた塩水流動モデルを用いて旧北上川における塩水遡上現象の再現を試みた。次に、河床形状によって塩水遡上が受けける影響を数値実験により検証した。

1) 計算領域及び計算条件

計算領域は、大森（13.2 km地点）から、河口より4 km下流までの17.2 km区間とした。海部は河口から角度45度で水平幅を直線的に広げている。計算メッシュは、 $\Delta x=400\text{ m}$, $\Delta z=0.25\text{ m}$, 時間ステップは

$\Delta t=30\text{ s}$ とした。ただし、表層メッシュ厚 Δz_s は可変となっている。

計算期間は10月31日～11月12日の12日間とした。初期条件は利根川の場合と異なり、次のように設定している。旧北上川の計算期間は約2週間と比較的短く、初期条件が計算結果に及ぼす影響が大きいと思われる。そこで、計算初日の上流・下流端境界条件を用いて3日間繰り返し計算を行い、初期条件の影響がほとんど見られなくなった上で本計算を進行させた。最後に、計算に使ったモデルパラメータの一覧を表3・1・4に示す。

表3・1・4 計算に用いたモデルパラメーター

		塩分(%)	
α	f_b	上流端	下流端
1.0	0.005	0	33

2) 計算結果と観測結果の比較

図3・1・34の観測結果に対応する時刻の計算結果を図3・1・35に示す。両者の河床形状が若干異なっているが、その理由は以下のとおりである。北上川の濁筋は航路であるため標識ブイを設置できない。そこで観測においては目測と音探で最深部を探し計測するが、時間の制約や流れおよび風の影響で、どうしても位置が若干ずれる。このため、図3・1・34では最深河床よりやや浅いところに河床面が描かれている。また、図3・1・34の観測は500 mピッチで行われたが、図3・1・35の数値計算は、定期横断測量図のピッチにあわせて400 mおきになっている。

さて、両図を比較すると、計算結果では大潮における満干潮の界面変化がやや小さい。また小潮における6～7 kmの塩分濃度に差が見られる。しかし、大潮小

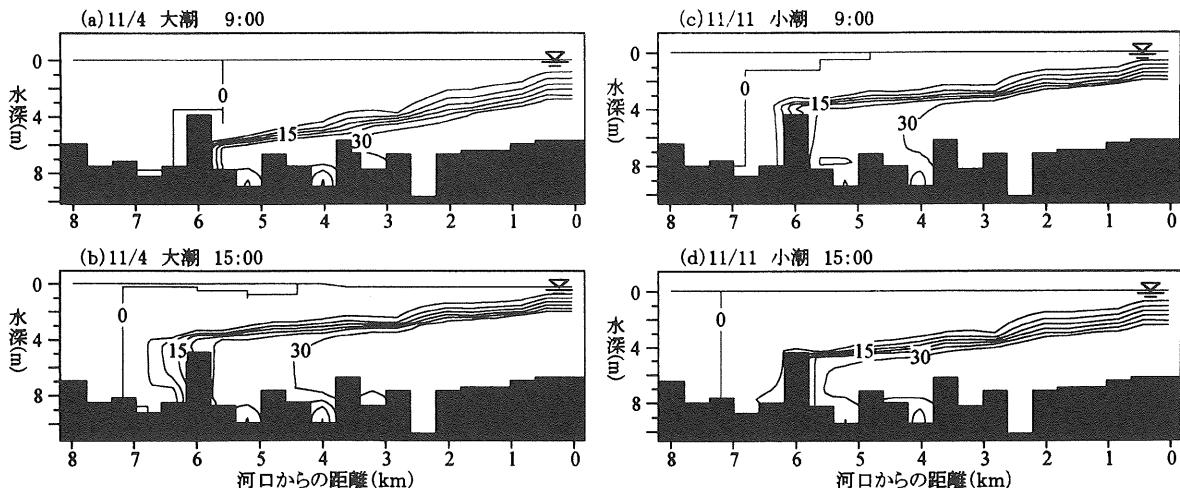


図3・1・35 塩分濃度の縦断分布（計算結果、単位%）

潮の塩水流動の特性の違いや、潮によらず塩水が 6.0 km の瀬でせき止められる様子が再現されていることがわかる。

ただし、河床付近において密度が上下逆転する箇所が見られる。この原因は次のように考えられる。前後に比べて河床が凹んでいる地点の底部矩形メッシュにおいては出口が上方にしかないため、計算上の水の出入りが不自由であり、過去に存在した水が取り残される。実際現象においては、もちろん、重い流体が斜面に沿って軽い流体を押しのけながら下に侵入するであろう。あるいは、仮に不連続的な凹みが在ったとしても、密度不安定による鉛直混合で一様化するであろう。矩形メッシュを用いてそのような状況まで表現するには、メッシュサイズをかなり小さくして河床形状をより滑らかにするとともに、通常の $k-\epsilon$ モデルではうまく表現できない密度不安定に基づく混合を便宜的に表すルーチンを付け加える必要があると考えられる。この点については今後の課題としたい。ただし“体積的”には、この問題はさほど大きくない。というのは、本計算モデルでは、前述したように、各深度における川幅を考慮して基礎方程式を横断方向に積分しているので、凹んだ地点における最下段メッシュの実質的体積は表層・中層に比べてかなり小さいからである。この点を考えれば図 3・1・35 の計算結果はおおむね良好であると言える。

次に、定点連続観測結果を図 3・1・36 に示し、対応する計算結果を図 3・1・37 に示す。グラフの横軸は時間、縦軸は河床からの距離で、一番上の曲線が水面である。等濃度線の間隔は 5 % である。両図を比較すると、計算結果における時間変化率が観測結果のそれに比べてやや緩やかであるが、水位変動や塩水層の厚さ、

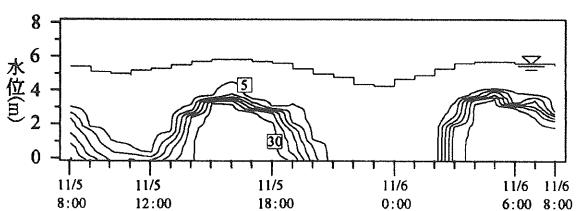


図 3・1・36 塩分濃度分布の時間変動
(石巻大橋 (3.4km 地点), 単位 %)

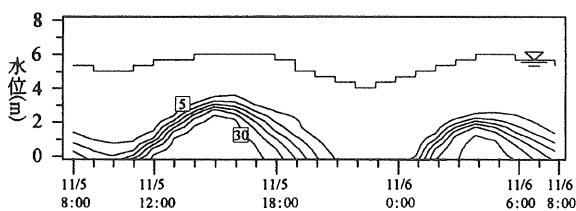


図 3・1・37 塩分濃度分布の時間変動
(計算結果 (3.2km 地点), 単位: %)

及び上げ潮時に比べて下げ潮時の躍層が厚くなるなどの傾向はある程度再現されていると思われる。以上より、本計算モデルにより旧北上川における塩水遡上現象をおおむね把握できるものと考えられる。

[4] 瀬の塩水遡上・底質分布に及ぼす影響

1) 塩水遡上距離の変動特性に関する数値実験

6.0 km 地点の瀬が塩水遡上に与える影響を調べるために、図 3・1・30 に示した実際の潮位条件のもとで、上流端流入量を種々変化させることにより、流量が仮に異なった場合の大潮日（11月4日）と小潮日（11月11日）における流量と遡上距離の関係を調べた。なお、計算対象流量は 200 ~ 400 m³/s とした。前述したように、旧北上川では渇水流量でも 200 m³/s を下回ることは極めて稀だからである。

その結果を図 3・1・38 に示す。縦軸は各濃度の塩水の河床付近における最大遡上距離であり、横軸は計算区間の上流端における流量である。なお、図中には、瀬の位置を水平のハッチで示している。

大潮と小潮における塩水遡上距離を比較すると、流量が 250 m³/s 以下において、小潮の侵入距離が大きくなっている。これは、従来から認識されているように、潮位変化速度の大きい大潮では塩淡混合が強くなり、密度差が減少するためである。このことは、Q=220, 240 m³/s の計算ケースにおける大潮時の 30 % と 20 % の位置の開き、及び Q=200 m³/s の計算ケースにおける 10 % と 20 % の位置の開きに表れている。

遡上距離が瀬の位置の影響を強く受けていることがわかる。すなわち、どの等濃度線も瀬の位置で停留し、その後に次の瀬まで一気に遡上する傾向が見られる。福岡ら¹⁵⁾は、那珂川における現地観測で、塩水楔のこのような性質を確認している。

図 3・1・38 ではややわかりにくいか、大潮時（緩混合）には“瀬を越えるごとに” 塩分濃度の減少が認められた。すなわち、3.6 km の瀬においては 30 % と 20 % の線が分離し、6.0 km の瀬では 20 % と 10 % の線が分離している。この現象は、図 3・1・34 の観測結果にも見られるように、緩混合の上部のみが瀬を越えて遡上することによっている。一方、小潮の場合には、部分的に同様の状態が生じるが（流量が 260 m³/s の場合）、弱混合であるため密度躍層が薄いので、さらに流量が減少した場合には高濃度の塩水が楔先端に“追いついている”。（流量が 220 m³/s と 240 m³/s の場合）

以上のように、塩水の遡上は瀬の位置の影響を強く受けるとともに、その効果は大潮と小潮で微妙に異なるものと考えられる。

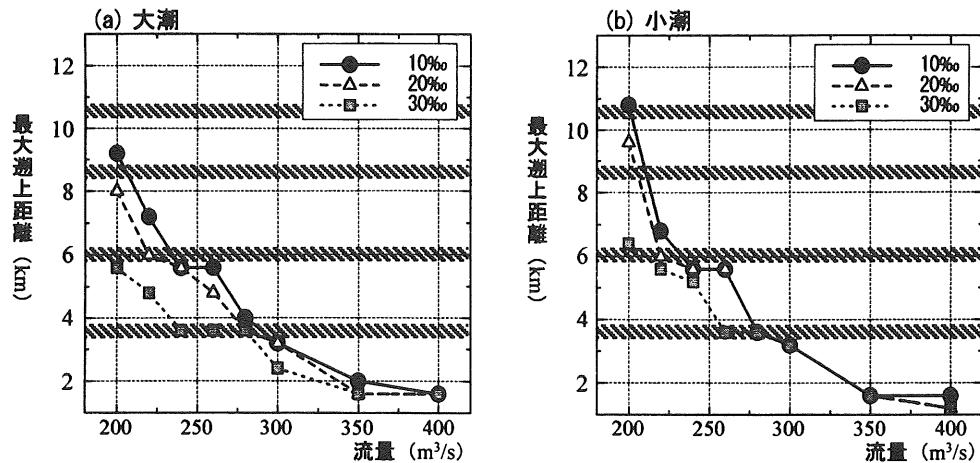


図3·1·38 流量と塩水の遡上距離の関係

2) 底質分布に及ぼす瀬の影響

前節で述べたように、塩水の遡上は瀬の位置の影響を強く受けると考えられるが、旧北上川の場合には6.0 kmの瀬の効果が最も大きい。図3·1·38からわかるように平水流束 ($250 \text{ m}^3/\text{s}$)に対応する塩水遡上距離がこの位置に対応しているからである。

さて、河床材料特性の縦断変化について、[2] 3)ではセグメントという大局的な見方から説明した。しかし、塩水楔の先端付近において濁質が凝集沈降しやすいということから、楔先端が最も停留しやすい6.0 km付近で河床材料の急激な細粒化が生じると解釈することもできる。もちろん、現象の原因が一つに特定されねばならないということはない。この場合には、塩水楔の遡上距離自体が大局的な勾配変化（すなわちセグメント）の影響を受けているわけだから、二つの原因どうしが密接に関係しているとも言える。しかし塩水楔が存在する状態においては、河床勾配と掃流力の関係は一価的ではないから、通常のセグメントの概念をそのまま適用できず、より詳細な考察が必要になろう。その意味で、細粒分が6.0 km付近から急激に増加する現象について、少なくともその“直接的”原因を塩水遡上現象に求めることは妥当であると考えられる。すなわち、塩水楔先端におけるマウンド形成⁶⁾と同様の見方である。ただし、旧北上川の場合は、塩水楔が自力でマウンドを形成したというよりも、河道蛇行によって生じた瀬の効果が大きいと言える。図3·1·39に河道内地形のコンター図を示すが、実際、旧北上川6.0 km付近にはマウンドと呼べるほどの顕著な盛り上がりは見られない。しかし三つの主要な瀬（9.0 km, 6.0 km, 3.6 km）を比較すると、6.0 kmの瀬がきわめて平坦であることに気づく。通常の瀬は、9.0 kmや3.6 kmの瀬のように、平坦とは言っても滯筋の切れ

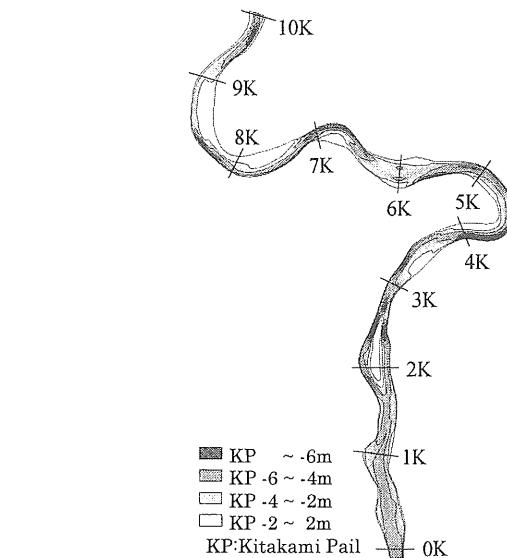


図3·1·39 河道内の地形

込みが多少は見られるものだが、6.0 kmの瀬においては、それらが懸濁物質の沈降によって埋没しているのではないかと考えられる。

[5] まとめ

本研究では、旧北上川の感潮域において現地観測を行い、塩水遡上現象と底質の縦断的特性を調べた。また、 $k-\epsilon$ 乱流モデルを用いた塩水遡上の数値実験により、流量と塩水遡上距離の関係を調べ、懸濁物質の堆積環境について考察した。その結果、以下に示す知見を得た。

- (1) 現地観測はほぼ平水流束時に実施されたが、塩水楔の先端は、大潮・中潮・小潮のいずれの条件においても、6.0 kmの瀬の付近に停留していた。
- (2) 底質調査の結果、6.0 km地点の瀬およびその下流の底質は有機物を多く含むシルト質、6.0 km地点

より上流は砂質となり、瀬の上流と下流で底質の傾向は異なった。

(3) 数値実験の結果では、塩水遡上距離と流量の関係は瀬の位置の影響を強く受けている。また、塩水は一つの瀬を越えると次の瀬の位置まで一気に遡上する傾向が見られた。

(4) 現地観測と数値実験を総合すると、旧北上川では平水流量では河口から 6.0 km の瀬で塩水はせき止められることが多く、その先端部から懸濁物質が沈降・堆積するものと考えられた。

謝辞：現地観測を実施するにあたり、建設省関東地方局利根川下流工事事務所、霞ヶ浦工事事務所、水資源開発公団利根川河口堰管理所及び建設省東北地方建設局北上川下流工事事務所に多大の便宜を図っていただいた。記して謝意を表する。

参考文献

- 1) 土木学会編 (1985) : 水理公式集, 土木学会, pp. 45-46.
- 2) 荒川忠一 (1994) : 数値流体工学, 東京大学出版会.
- 3) 福嶋祐介 (1988) : 乱流モデルによる傾斜壁面密度噴流の解析, 土木学会論文集, 399, pp.65-74.
- 4) 銭新, 石川忠晴, 西部隆宏 (1997) : 霞ヶ浦高浜入りにおける日成層形成時の湾水交換の数値シミュレーション, 海岸工学論文集, 44, pp. 1051-1055.
- 5) 室田明, 道奥康治 (1986) : 機械的擾乱と熱的擾乱が複合的に作用する水温成層場での鉛直混合量に関する研究, 土木学会論文集, 369, pp. 61-70.
- 6) 西條八束, 奥田節夫 (1996) : 河川感潮域, 名古屋大学出版会pp. 180-190.
- 7) 鈴木伴征, 若岡圭子, 石川忠晴 (1998) : 利根川河口堰下流部における嫌気水塊の運動について, 水工学論文集, 42, pp.769-774.
- 8) 天野光歩, 陳飛勇, 唐澤仁士, 上岡友幸, 森下和志 (1999) : 利根川河口堰下流部における流動及び水質特性について, 河川技術に関する論文集, 第5巻, pp.53-58.
- 9) 泊宏, 西川友幸, 柳川晃 (1996) : 長良川河口堰のフラッシュ操作に伴う水理現象と水質改善効果, 水工学論文集, 40, pp.31-38.
- 10) 鈴木判征, 石川忠晴 (1999) : 利根川河口堰下流部における貧酸素水塊の発達・流動に関する現地観測と数値計算, 水工学論文集, 43, pp.881-886.
- 11) 鈴木伴征, 鶴田泰士, 石川忠晴 (1998) : 河川・湖沼等におけるDO空間分布の高速計測, 水環境学会誌, 21, pp.455-459.
- 12) 横山長之 (1993) : 海洋環境シミュレーション, 白亜書房.
- 13) 平山公明, 松尾友矩, 今岡正美, 平山けい子(1995) : 亂れ強度モデルに基づく河川の再ばつ気係数の推定式, 土木学会論文集, 521, pp.181-191.
- 14) 鮎川登, 大矢雅彦, 石崎勝義, 荒井治, 山本晃一, 吉本俊裕 (1992) : 河川工学, 鹿島出版会, pp.107-108.
- 15) 福岡捷二, 嶋村春夫, 鍛冶屋義信, 高橋晃, 岡田和郎 (1988) : 那珂川における塩水遡上の現地観測, 第32回水理講演会論文集, pp.203-208.

3.2 河川感潮部における高濃度SS水塊の挙動と底泥の堆積抑制に関する検討 —佐賀県六角川をフィールドとして—

3.2.1 はじめに

一般に、河川水中の浮遊懸濁物質（SS）は、海水と淡水の混合部である河口付近やその境界域、あるいは潮の転流時や流速減速域で沈降が促進される。懸濁物質の沈降が進行すると、河床上に高濃度SS水塊、いわゆる浮泥層が形成される。また、浮泥層の形成過程には、底泥の巻き上げや沈降、潮汐と河道内の地形特性に伴う水理学的影響なども関与している。さらに、浮遊懸濁物質の沈降の際に、水中の様々な物質を取り込みながら河床に沈積する。すなわち、水中の汚濁物質を高濃度に集積させる。これは河川水質浄化と底質汚染といった、水質学的には相反する現象である。

ここでは、感潮域における浮遊懸濁物質と高濃度SS水塊の一連の現象に着目し、高濃度SS水塊の挙動の現地調査および河岸に堆積したこれら底泥の効率的除去に関する検討についてとりまとめる。

3.2.2 河道内での高濃度浮泥層の形成についての調査

二渡¹⁾は強混合型感潮河川の佐賀県六角川において経時的な懸濁液濃度の鉛直分布を河道方向20数kmにわたって調査している。その結果、底泥からの巻き上げや懸濁粒子の沈降によって下層部に高濃度水塊（Turbidity maximum）が形成され、潮の干満とともに河道方向数十kmを移動していることがわかった。このとき、高濃度水塊の最高濃度が出現するのは、満潮時に河口から17kmの地点と干潮時に河口から5kmの地点であった（図4・2・5参照）。この結果をもとに河道内で形成される高濃度水塊、すなわち浮泥層の形成過程とその層厚測定のための現地調査を行った。

調査は、佐賀県六角川の満潮時17.0km地点と干潮時5.4km地点で行った。なお、この地点では、二渡¹⁾の調査によって高濃度浮泥が検出されている。

浮泥層厚の測定には、107kHzと400kHzの周波数振動子を持つ魚群探知器（本多電子、HE-5702F）を用いた。一般に、高周波数になるほど密度差の小さい層で反射する。したがって、ここでは400kHzによって検出される面を浮泥の上側界面とし、107kHzによって検出される面を浮泥の下側界面（=底面）と定義した。従来の音響測深手法では、浮泥の上側界面の検出には200kHzの周波数を用いることが多い。しかしながら、棚

橋・佐々木²⁾が行った東京湾での調査において、200kHzと400kHzではほぼ同じ深度を示し、実用上の差はほとんど確認されなかったことから、400kHzを用いることへの問題は特にないものと思われる。逆に、ここでは400kHzの周波数を採用することで弱い濃度勾配をもつ界面（weak lutocline）も検出できる可能性がある。また、これら魚群探知器から得られるデータの検証のために鉛直濃度分布から浮泥の上側界面を、通常、測深に用いられる手用測鉛（六角錐の形をした3kg程度の鉛製のおもり）を使用して、浮泥の下側界面を同時に測定した。さらに、現地用に開発されたプロペラ流速計³⁾を用いて流速分布を求めた。

図3・2・1と図3・2・2は満潮時、干潮時の各時刻における手用測鉛による実測水深 h 、周波数107kHzにより検出された水深 h_1 、周波数400kHzにより検出された水深 h_2 及び魚群探知器により観測された水深より求めた浮泥厚 $h_f (=h_1 - h_2)$ を示している。また、図3・2・3では満潮時における、図3・2・4では干潮時における流速分布と濃度分布を示している。図3・2・1より、手用測鉛による実測水深 h と魚群探知器による水深 h_1 はほぼ一致している。ただし、図3・2・1では満潮時に水深がやや減

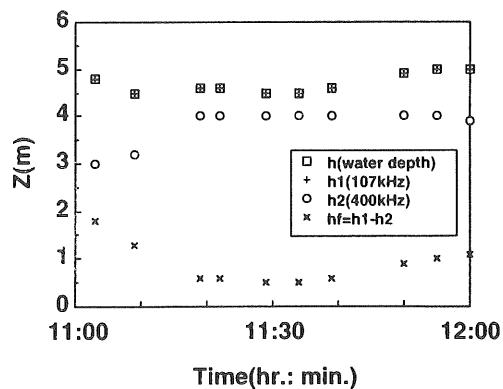


図3・2・1 浮泥層厚の現地調査（満潮時）

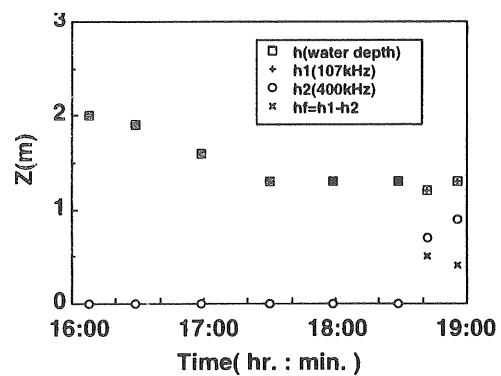


図3・2・2 浮泥層厚の現地調査（干潮時）

少している箇所が見られる。この原因として、アンカーによって河川中央に停留させていた船が転流とともにこれを支点として測定場所をやや変化させたことが挙げられる。また図3・2・1、2より、浮泥層厚 h_f が時間とともに変化している様子が見られ、そのオーダーは数十cmから数mの範囲であった。さらに流速の増加とともに浮泥層厚の増加が見られる。浮泥層厚の経時変化から、次のようなパターンが認められた。
①転流以前では、水流中に浮遊していた懸濁粒子がその流速減速とともに一斉に沈降し始め、浮泥層を形成し、その層厚は粒子沈降のために徐々に薄くなる。
②憩流時には、浮泥層厚自身はそれほど変化しないものの、層内濃度は高くなる。
③転流後は、流速増加とともに底泥からの巻き上げと浮泥層からの連行および流れにのった移動によって浮泥層厚が増加し始める。

このように、魚群探知器によって感潮河川河道内に生成される高濃度浮泥層の形成過程を把握することができた。ただし、今回の調査から次のような課題も残されている。図3・2・1より、魚群探知器により検出された界面高さと濃度測定によって得られた界面高さには相関があり、浮泥界面を検出することができるものの、どのくらいの濃度差が生じたときに界面として魚群探知器で検出されているのかは、これらのデータだけでは正確に判断できない。すなわち、各周波数によって反射される面とそこでの濃度には一般に相関はない

いために、反射面での濃度を求めるには魚群探知器による測定とともに濃度の測定によるクロスチェックが必要である。また、一つの固定断面において、高濃度浮泥層の挙動を測定しているために、オイラー的なものの見方しかできず、底泥からの巻き上げや連行によって変動する浮泥層の様子をラグランジエ的に把握することはできない。しかしながら、水流にのって浮泥層を追跡するか、あるいは固定計測断面をさらに増やすことでこの問題は解決されよう。今後これらの関係が詳細に検討されることで、さらに音響測深器による高濃度SS水塊の測定に対して有用性が増すものと思われる。

3.2.3 河岸堆積底泥の効率的除去に関する検討

[1] はじめに

九州南西部に位置する有明海湾奥部では、日本有数の潮汐差によって広大な泥質干潟が形成されている。また、ここに堆積する底泥は、常時、波や流れにより、巻き上げ、移流、沈降・堆積が生じ、その影響は河川上流数十km地点にまで及んでいる。河道内や河口沿岸域で底泥が堆積することは、河道断面の確保や河口沿岸施設機能の維持管理に直接関わり、浚渫に多大の費用と労力が費やされることになる。したがって、これら底泥をいかに効率よく除去もしくは堆積しないように制御するかが課題となっている。すでに、山西ら⁴⁾

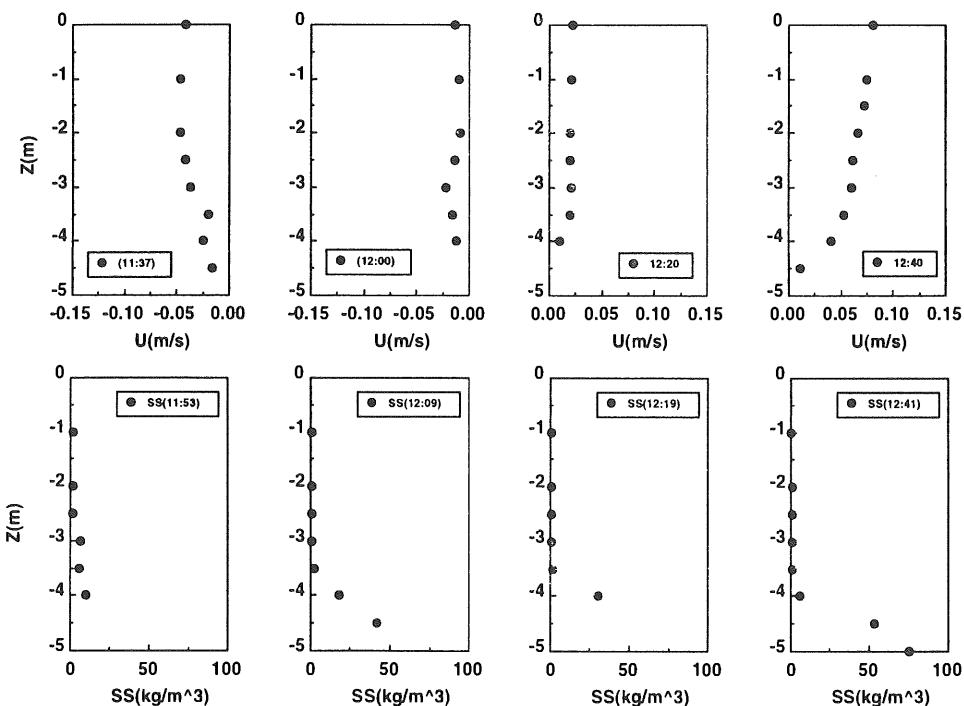


図3・2・3 流速分布・濃度分布の経時変化（満潮時）

※流速の向きは、十が上流から下流、一が下流から上流

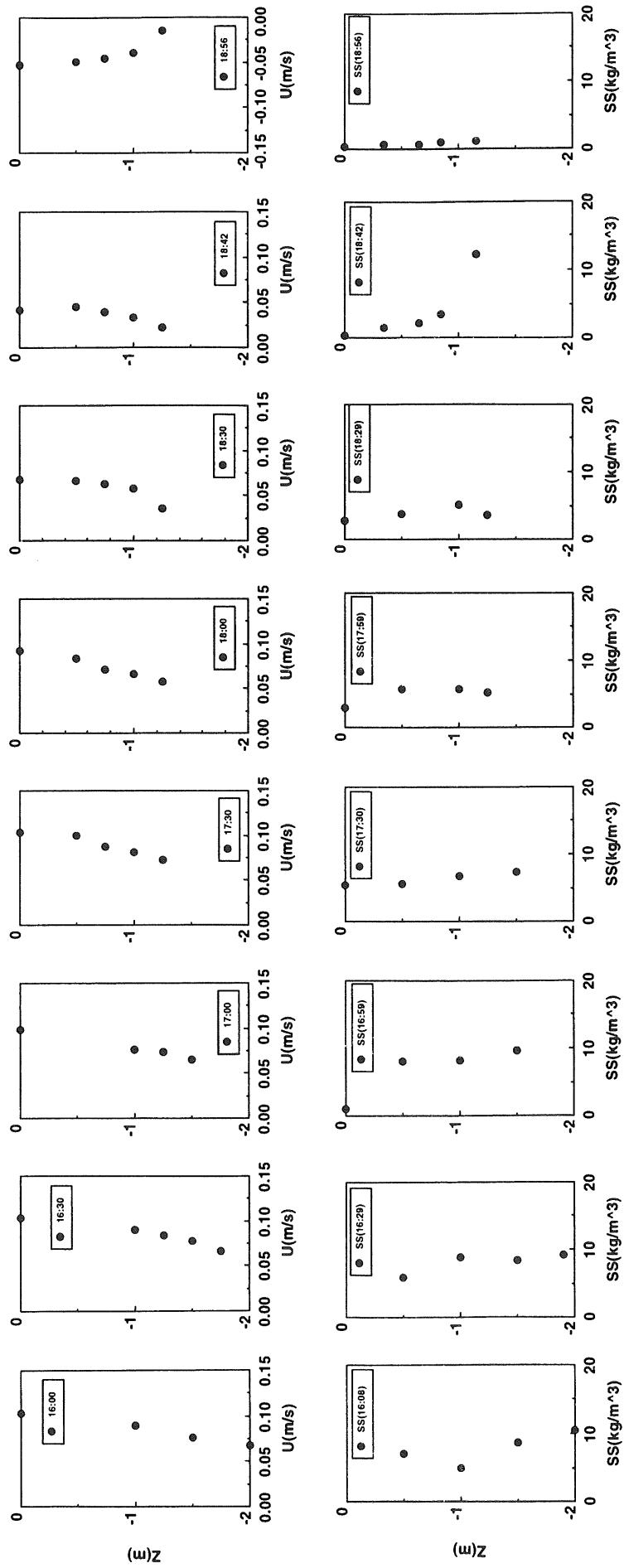


図3・2・4 流速分布・濃度分布の経時変化（干潮時）※流速の向きは、十が上流から下流、一が下流から上流

は、河岸に堆積した底泥（ガタ土）に波を作用させることで、このガタ土を洗掘・除去させる効果とこのときの碎波水塊がガタ土面に直接作用する衝撃碎波圧を考慮した洗掘量の関係式を示している。ただし、衝撃碎波圧を算定する際に用いた一連の過程には、いくつかの経験式が使用されており、これらを数値計算等で検証する必要がある。ここでは、比較的急勾配の斜面上で碎波する波の挙動について、自由表面を持つ流れの解法の一つであるSMAC法にて解析を行う。また、現実の感潮域を想定し、水没時間や天日乾燥の有無といった条件での泥の剪断強度の変化について調べ、これらの結果をもとに現地堆積底泥の効率的除去について検討する。さらに、波による底泥の破壊機構の解析には、要素ばねと間隙ばねを組み入れた拡張個別要素法⁵⁾を用いて、底泥洗掘時の破壊状況や底泥内部の強度変化および底泥の洗掘形状とともに洗掘量について考察する。以上のように、本研究では河道断面確保の立場から、河岸に堆積した底泥除去の一手法として、波による洗掘を考え、これに関する数値計算と室内実験から底泥の洗掘機構、洗掘過程や洗掘に及ぼす影響因子などについて明らかにすることを目的とする。

[2] 急傾斜面上での碎波水塊の数値計算

1) SMAC法による碎波水塊の挙動と経験式との比較

碎波の衝撃現象は瞬間的な変化であり、水路実験による現象解明よりも数値実験を用いた方が適当である。ここでは、傾斜面上に働く衝撃碎波圧を算出する際に山西ら⁴⁾が水路実験を通して得たいくつかの経験式の妥当性をSMAC法により検証した。なお本研究では、酒井ら⁶⁾同様、計算フレームを2次元とし、乱れの3次元性に起因する斜め渦などの影響を無視している。

数値実験の外部応力条件として1/5勾配の斜面沖側の一様水深部（ $h=30\text{ cm}$ ）に室内実験の条件と同様の正弦波を与えた。図3・2・5は傾斜面上の碎波水塊を模式的に示したものである。ここで、 θ ：前方水面への

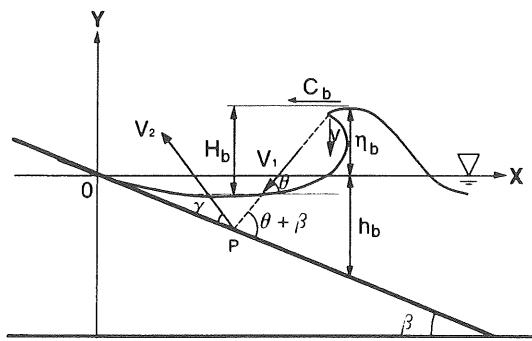


図3・2・5 傾斜面上での碎波水塊と座標軸

入射角、 β ：傾斜角、 γ ：水塊の跳ね返り角、 V_1 ：水塊の入射速度、 V_2 ：水塊の跳ね返り速度、 v ：碎波水塊の落下速度、 C_b ：碎波速度、 H_b ：碎波波高、 h_b ：碎波水深、 η_b ：碎波峰高、である。また、汀線を原点とし、汀線より沖方向を正、岸方向を負とする。図3・2・6はSMAC法により計算された碎波水塊の挙動の一例（いずれも周期 $T=1.5\text{ s}$ 、波高 $H_i=11.0\text{ cm}$ 、刻み幅 $\Delta X=\Delta Y=0.5\text{ cm}$ 、刻み時間 $\Delta t=10^{-3}\text{ s}$ ）である。図3・2・6 (a) は碎波水塊が傾斜面上に突込む様子、図3・2・6 (b) は、碎波水塊が傾斜面に衝突した直後の様子、図3・2・6 (c) は水塊の跳ね返る様子を示している。

図より、碎波する際に気泡を巻き込む様子がみられ、水路側面からの目視とも合致する。また、数値計算より得られた波形から、入射角 θ と跳ね返り角 γ およびSMAC法により算出された速度ベクトルから、碎波水塊の入射速度 V_1 と跳ね返り速度 V_2 を求めた。以上の結果を既報⁴⁾と比較したものが図3・2・7, 8, 9であり、いずれも経験式との良好な相関を示し、数値実験においても既報で用いた経験式の妥当性が確認された。

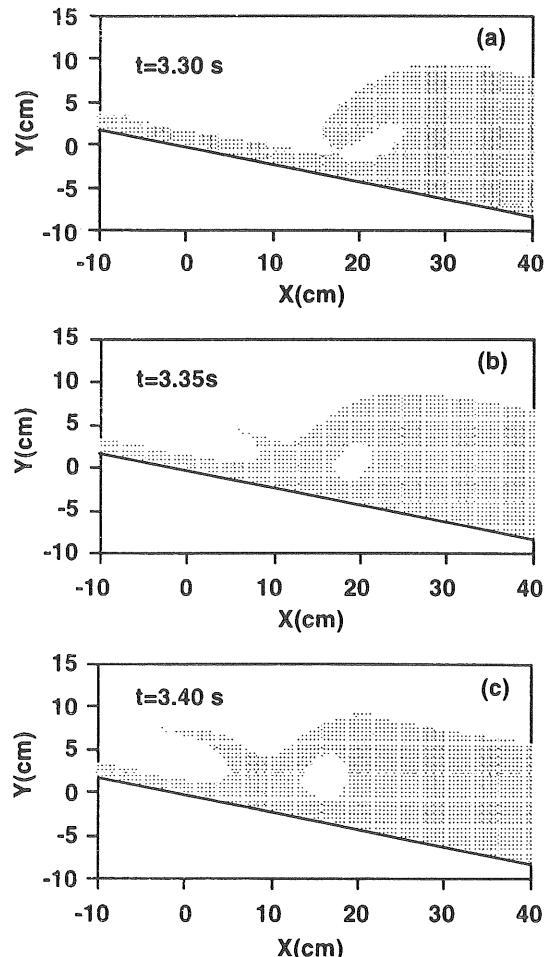


図3・2・6 碎波水塊の挙動 ($T=1.5\text{ s}$, $H_i=11.0\text{ cm}$)

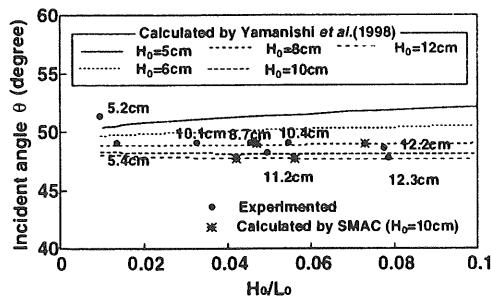


図3・2・7 沖波波形勾配 H_0/L_0 と入射角 θ との関係

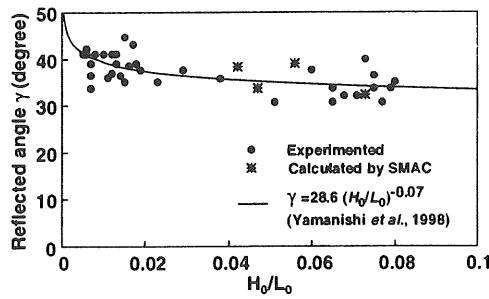


図3・2・8 沖波波形勾配 H_0/L_0 と跳ね返り角 γ との関係

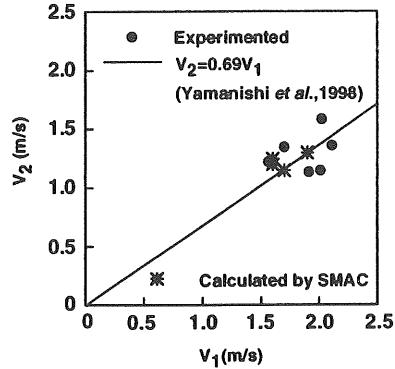


図3・2・9 入射速度 V_1 と跳ね返り速度 V_2 との関係

2) 衝撃碎波圧の変動と算定曲線との比較

図3・2・10は、汀線より沖側25, 35cm地点での変動圧力の経時変化の一例（周期T=1.5 s, 入射波高 $H_i=10.0$ cm）である。図中、実線は実測値を、点線は計算結果を表し、実測値、計算結果とともに、実験開始初期での値である。なお、ここでの変動圧力は全圧力から静水圧分を差し引いたものを水頭換算している。汀線より沖側35cmでの衝撃圧は見られず、また、この位置からさらに沖側でもその傾向は同様であり、実測値と計算結果はほぼ一致する。一方、汀線より沖側25cmの地点では、碎波水塊の第1突込み点（P.P.1）であることから、急激な圧力変動が見られる。また、最大衝撃圧に達した直後は、実測値、計算値ともに気泡

の通過により圧力の急激な低下が見られるが、実測値と計算値とでは、その低下の度合いに差が見られる。この理由として、碎波現象の3次元的な効果、気泡混入の大小あるいは計算上、斜面が階段状になるための戻り流れの流速増減など、数値実験結果と水路実験による実現象との違いが見られる。

図3・2・11はSMAC法によって得られた変動圧力の等圧線図の一例である。図より、P.P.1付近で最大の衝撃圧が形成され、そこで最大値 $P_{1,m}$ は1.33kPaであった。この値は同一条件下で衝撃碎波圧算定曲線（図3・2・12）から求めた値とほぼ同じである。なお、図3・2・12中に $H_i=10.0$ cmとして入射波形勾配 H_i/L_i を何通りか変化させた計算結果も同時に示している。

図3・2・13は各傾斜面上の各地点における最大衝撃圧 P_m の実測値と数値実験による結果とを比較したものである。図より、斜面上各地点の最大圧力は、計算に

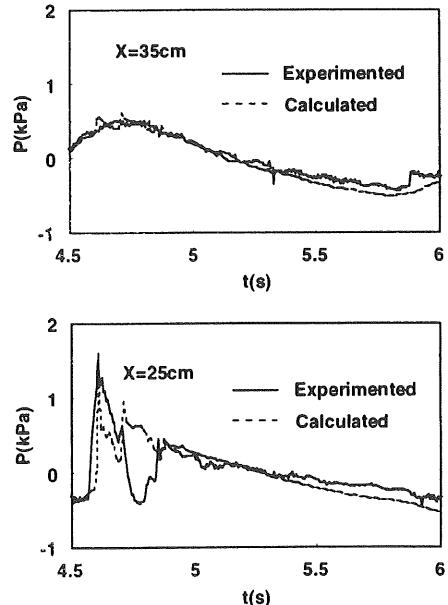


図3・2・10 変動圧力の経時変化 ($T=1.5$ s, $H_i=10.0$ cm)

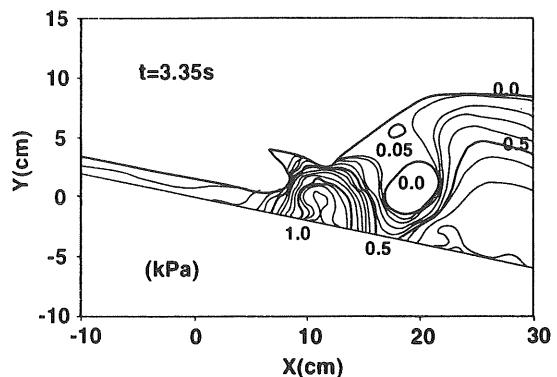


図3・2・11 碎波水塊の等圧線図
($T=1.5$ s, $H_i=11.0$ cm)

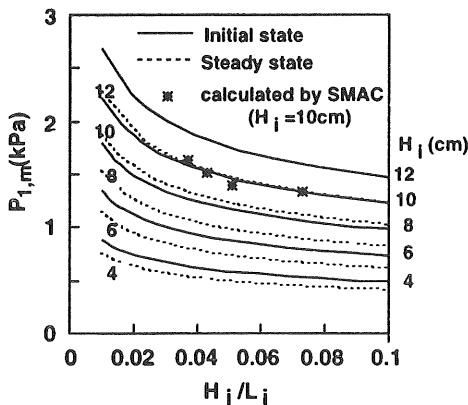


図3・2・12 衝撃碎波圧算定曲線

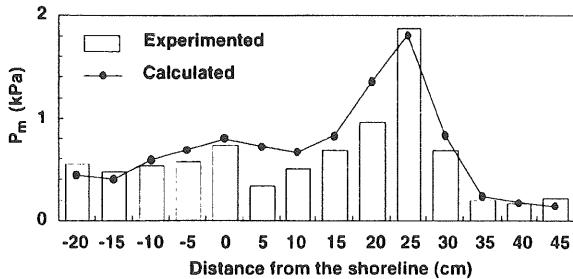


図3・2・13 傾斜面上の変動圧力分布
($T=1.5\text{s}$, $H_i=10.0\text{cm}$)

より十分再現されているので、この結果は傾斜底泥面の洗掘計算の際に使用可能である。

[3] 現地底泥の土質力学的特性

1) 現地底泥の含水比、剪断強度及び変形係数との関係

衝撃碎波圧による底泥の破壊過程を数値計算で再現するに当たり、衝撃碎波圧の受け手である底泥の力学特性を明らかにしておかなければならない。ここでは、底泥の洗掘に関わるパラメータとして、剪断強度と変形係数について検討する。実験試料には佐賀県六角川河道側面に堆積した不攪乱底泥を用いた。底泥採取地点を河道傾斜面に沿って岸側から3m間隔でA, B, C地点と定め、各地点でカラムにより底泥を採取した。

図3・2・14は底泥の含水比分布を河道横断面上に描いたものである。どの地点でも表層付近で含水比がやや高いのは、底泥採取時に底泥表面に浮泥が沈積していたためである。また、深さ方向の平均含水比を各地点で比較してみると、B, C地点に比べ、A地点で高くなつた。一般に、岸側は流心側に比べ、水流が遅く、流れによる底泥の巻き上げの影響を受けにくく、浮泥が堆積しやすい。一方、流心側では比較的水流が速いために浮泥が沈積しづらく、また、巻き上げ限界強度よりも大きい強度を有する底泥のみが残存する。図3・2・15は剪断強度の鉛直分布を、図3・2・14同様、河

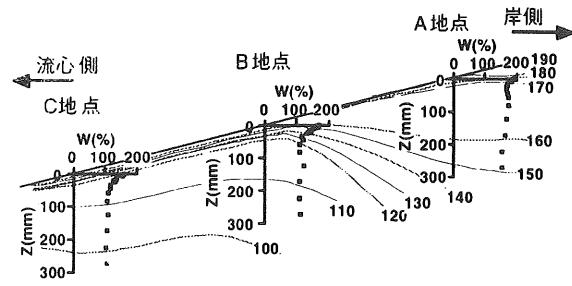


図3・2・14 含水比の等值線図

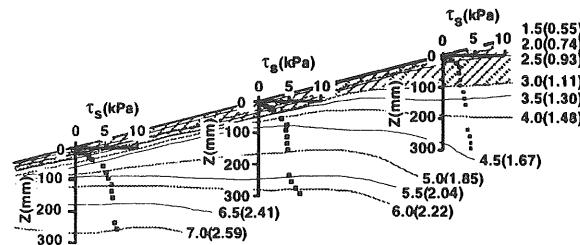


図3・2・15 剪断強度の等值線図

道横断面上に表したものである。例えば、図3・2・14で含水比150%の等值線上の剪断強度を見ると、図3・2・15ではA地点で $\tau_s \approx 4\text{kPa}$, B, C地点で $\tau_s \approx 2\text{kPa}$ と同一含水比にもかかわらず、その強度に大きな差が生じている。これは、A地点でのこの点が、多少なりとも圧密を受けるとともに、粒子間構造に何らかの変化が生じている下層部分の値であるのに対し、B, C地点でのこの点が、表層付近、つまり未だ圧密の影響を強く受けていない攪乱状態ともいえる浮泥部分の値であるからである。

図3・2・16は、底泥の剪断強度分布と含水比分布をもとに両者の関係をプロットしたものである。図中には山西ら⁴⁾が六角川ガタ土を用いて得た含水比Wと剪断強度 τ_s との関係

$$\text{不攪乱試料: } \tau_{s,1} = 1.42 \times 10^{10} W^{-4.47} (\text{kPa}) \quad (3 \cdot 2 \cdot 1)$$

$$\text{攪乱試料: } \tau_{s,2} = 4.49 \times 10^9 W^{-4.47} (\text{kPa}) \quad (3 \cdot 2 \cdot 2)$$

も同時に示している。図中、不攪乱試料による経験曲線（式（3・2・1））から攪乱試料による経験曲線（式（3・2・2））寄りのデータは、各地点の上層部分、つまり攪乱状態に近い浮泥の値となっている。なお、ガタ土の強度に応じて2種類のペーン（幅20mm×長さ40mm, 幅15mm×長さ30mm）を使い分け、剪断強度の値はペーンの回転角速度を0.5deg/sとして得られる最大トルクを測定して算出している。

土質工学において地盤の変形解析を行う際に、変形係数 E_{50} を近似的な弾性係数として利用することがある⁷⁾。これに倣い、本論文でも底泥破壊の数値計算で必要となる弾性係数（ばね定数）を変形係数 E_{50} によって評価する。図3・2・17は含水比Wと一軸圧縮試験により求

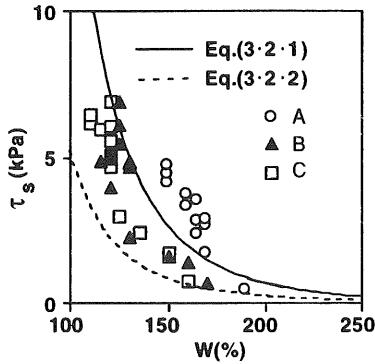


図3・2・16 含水比と剪断強度

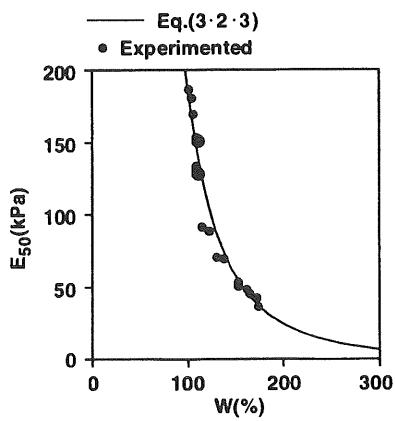


図3・2・17 WとE₅₀の関係

めた変形係数E₅₀との関係である。このとき、E₅₀をWの関数として表すと次式のようになる。

$$E_{50} = 1.27 \times 10^8 W^{-2.92} \quad (\text{kPa}) \quad (3 \cdot 2 \cdot 3)$$

2) 底泥の剪断強度に及ぼす潮汐の影響

現地堆積底泥は日々潮汐の影響により水没・干出を繰り返すために、含水比の変化はもちろん、その堆積状態や剪断強度に影響を与える。実際に、傾斜底泥面に波を作用させて底泥を効率的に除去するには、潮汐による堆積底泥の強度変化を予測しておく必要がある。ここでは、水没時間や天日乾燥による底泥の剪断強度の経日変化を調べるために、不搅乱のまま持ち帰った現地底泥をそれぞれ屋外、室内、水槽内に設置し、各条件下の底泥の含水比測定、ベーン剪断試験を定期的に行つた。なお、水槽内の底泥とは、SS濃度が10 kg/m³である攪拌水槽内に常時水没させておいたものである。また、剪断強度は底泥層厚5 cm平均の値である。図3・2・18は各試料の剪断強度を実験開始初期の剪断強度で除した無次元剪断強度の経日変化を示したものである。屋外設置分の底泥と室内設置分の底泥の剪断強度は、日々増大し、常時水没状態にある底泥の剪断強度は、日々減少している。実測値をもとに τ_s が指數関数的に増加、もしくは減少するものと仮定すると、次式となる。

$$\tau_s / \tau_0 = \tau_\infty / \tau_0 + (1 - \tau_\infty / \tau_0) e^{-\alpha t} \quad (3 \cdot 2 \cdot 4)$$

ここに、 τ_0 は実験開始初期の剪断強度、 α は係数である。式(3.2.4)より、それぞれの初期硬化あるいは初期脆弱化速度は0.27 kPa/day(屋外)、0.23 kPa/day(室内)、-0.27 kPa/day(水槽内)であった。図より、日射させた屋外試料の剪断強度は2週間程度で約1.7倍まで増大している。同様に、日射無しの室内試料では1.5倍、水没試料では底泥界面に沈積する浮泥の影響から初期の値に対して0.6倍となっている。現地堆積底泥を考えた場合、大潮時に岸側上部で堆積した底泥は、次の大潮までのおよそ2週間、水没せずに天日乾燥したとするならば、その底泥の剪断強度は約1.7倍になると推測される。

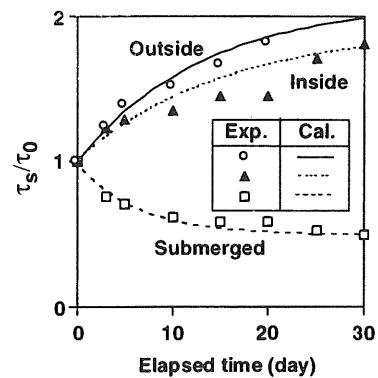


図3・2・18 剪断強度の経日変化

[4] 洗掘に関する数値計算

1) EDEMを用いた底泥洗掘に関する計算手法の概略

個々の底泥要素は、粘着性により、かなりの連続性を有する。ここでは、波による底泥の破壊機構の解析に、個々の要素が接触したときのみ力を伝達する要素ばねとその要素間の粘着性の効果を表す間隙ばねを組み入れた拡張個別要素法(EDEM)を用いた。数値計算に必要な主なパラメータは、要素ばねと間隙ばねそれぞれのばね定数と粘性係数である。接線方向の間隙ばねの破壊基準には、クーロンの破壊基準を用いた。この基準式は、剪断強度 τ_s 、粘着力 c 、直応力 σ 、摩擦角 ϕ とすると、 $\tau_s = c + \sigma \tan \phi$ となる。粘土の場合、摩擦角 $\phi = 0$ と考えれば、 $\tau_s = c$ となる。また、要素ばねと間隙ばねの法・接線両方向のばね定数(k_{en} , k_{es})、(k_{pn} , k_{ps})は、現地不搅乱底泥の変形係数 E_{50} をもとに定める。さらに、要素ばね、間隙ばねの法・接線両方向の粘性係数(η_{en} , η_{es})、(η_{pn} , η_{ps})は、一軸圧縮試験の数値計算結果との比較により、適切な値を定める。波による傾斜底泥の洗掘に関する数値計算の条件は、室内洗掘実験と同様とした。また、傾斜面上に作用させる衝撃圧はSMAC法で算出した衝撃碎波圧分布(図3・2・13参照)を用いる。さらに、傾斜底泥に見立てたパ

ッキング粒子群は、一軸圧縮試験結果とEDEMによる計算結果が一致するように定めたパラメータにより規定する。なお、計算の際、繰り返し衝撃碎波圧が作用することによる底泥の脆弱化も考慮した。これらより、底泥洗掘時の破壊状況や底泥内部の強度変化あるいは底泥の洗掘形状とともに洗掘量に関する考察を行う。

2) 洗掘シミュレーションに用いるパラメータの検討

実験には毎秒1mmの速度で供試体を圧縮する装置を用いた。数値計算との比較のための実験供試体は、幅3.5cm、奥行き5.0cm、高さ7.0cmの直方体である。なお、このときの底泥試料の平均含水比Wは150%であった。図3・2・19は、数値計算のための要素、間隙ばねの初期配置状態である。各要素は直径5mmの等径とし、これを規則的に配置した。図中の黒色要素は圧縮板に見立てた粒子群である。図3・2・20は、実験開始14秒後の要素、間隙ばね配置図である。図より、斜め45度の角度で間隙ばねの破壊が見られ、滑り面が形成されている。また、供試体の形状をトレースし、実測値と計算値との比較をしたものが図3・2・21である。実測値は、一軸圧縮の過程をビデオ撮影し、その画像解析から得たものである。ここでは、計算値と実測値の形状ができるだけ合致するようにパラメータを

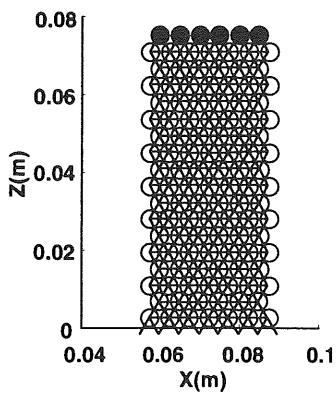


図3・2・19 供試体の要素・間隙ばね配置($t=0\text{s}$)

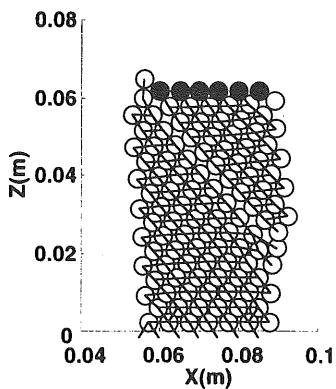


図3・2・20 供試体の要素・間隙ばね配置($t=14\text{s}$)

設定した。表3・2・1は、このようにして得たパラメータの一覧である。

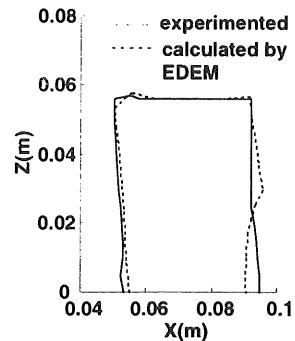


図3・2・21 実測値と計算値との比較

表3・2・1 数値計算に用いたパラメータ($W=150\%$)

k_{en}	$4.61 \times 10^4 \text{ N/m}$
k_{es}	$1.32 \times 10^4 \text{ N/m}$
k_{pn}	$3.69 \times 10^4 \text{ N/m}$
k_{ps}	$1.05 \times 10^4 \text{ N/m}$
η_{en}	$5.75 \times 10^2 \text{ Ns/m}$
η_{es}	$3.07 \times 10^2 \text{ Ns/m}$
η_{pn}	$1.29 \times 10^3 \text{ Ns/m}$
η_{ps}	$2.75 \times 10^2 \text{ Ns/m}$
Δt	$1.00 \times 10^{-5} \text{ s}$

3) 洗掘シミュレーションと洗掘実験データとの比較

数値計算との比較のために用いる洗掘実験結果は、周期 $T=1.5\text{s}$ 、P.P.1での最大衝撃碎波圧 $P_{1,m}=1.25\text{kPa}$ 、表層含水比 $W=150\%$ 、のときのものである。図3・2・22は、数値計算のための要素配置の初期状態である。図中の黒色要素に対して、各地点での定常時の衝撃碎波圧を矢印の方向から図3・2・23に示すように0.01秒おきに加えた。図3・2・24、3・2・25は、それぞれ実験開始4分後(160波)での要素配置と間隙ばねの破壊状況を表している。図3・2・24より、傾斜面表層部の要素群の多くは、繰り返し作用する衝撃圧のため、表面上からはじき出されている。また、衝撃碎波圧の作用領域では、間隙ばねの破壊が著しく、亀裂が内部まで広がっている(図3・2・25参照)。間隙ばねの破壊された要素群は、戻り流れの作用により沖方向へ流されるものとすれば、図3・2・25の間隙ばねの破壊状況から推測される洗掘形状と洗掘実験結果との比較が、図3・2・26のように示される。なお、実測値(200波)は、水路中央部での横断測量から得られる洗掘深である。図より、両者はおおむね一致し、数値計算により底泥の洗掘形状とともに洗掘量の概算も可能となった。

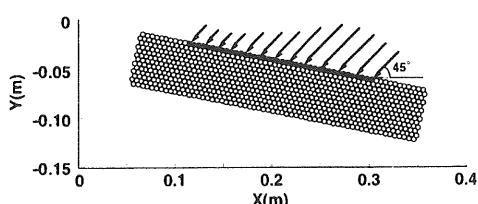


図3・2・22 初期要素配置 ($t=0\text{s}$)

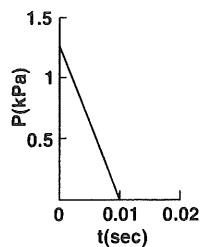


図3・2・23 衝撃碎波圧

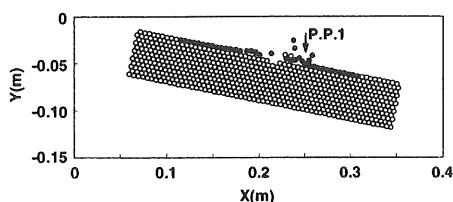


図3・2・24 要素配置 (160波)

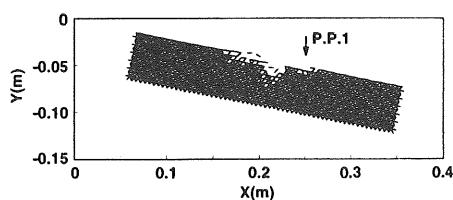


図3・2・25 間隙ばねの破壊状況 (160波)

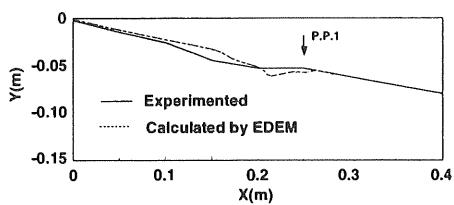


図3・2・26 洗掘実験と数値計算との比較

[5] まとめ

ここで得られた成果をまとめると以下のようになる。

- 1) SMAC法を用いた数値計算により衝撃碎波圧算定のために使用したいいくつかの経験式、そして一連の算定手法の妥当性を確認した。
- 2) 底泥の剪断強度と含水比・変形係数の関係を求め、これを定式化し、洗掘シミュレーションでの計算に利用した。また、実河川感潮域の潮汐を想定し、剪断強度の経日変化を求めたところ、2週間程度で、天日乾燥した底泥表層部の剪断強度は初期の2倍、水没状態のそれは底泥界面に沈積する浮泥の影響から初期の剪断強度の0.6倍となった。
- 3) EDEMを用いた計算結果から底泥洗掘に及ぼす内部破壊の状況を数値計算により示すことができた。また、間隙ばねの破壊状況から推測される洗掘形状と実験結果との比較は概ね一致し、数値計算により底泥の洗掘形状とともに洗掘量の概算も可能となった。

参考文献

- 1) 二渡 了 (1993) : 強混合河川感潮部における物質輸送と水質変換に関する研究, 九州大学学位論文, 168p.
- 2) 棚橋貞明・佐々木栄三 (1978) : 東京湾における汚泥(浮泥を含む) シュンセツについて, 土と基礎, 26-1, pp. 41-46.
- 3) 楠田哲也・古賀憲一・二渡了・栗谷陽一・古本勝弘・海田輝之・井前勝人・荒木宏之 (1986) : 水質観測用計測器器の試作, 水質汚濁研究, 第9巻, 第4号, pp. 239-243.
- 3) 山西博幸・東 修・楠田哲也・渡辺亮一 (1998) : 「波による傾斜底泥面の洗掘に関する研究」, 土木学会論文集, No 607/II-45, pp. 55-67.
- 5) 伯野元彦 (1997) : 「破壊のシミュレーション」, 森北出版, pp. 10-55.
- 6) 酒井哲郎・水谷太作・田中秀明・多田幸夫 (1987) : 斜面上の巻き波型碎波の碎波後の運動機構の数値解析, 第34回海岸工学講演会論文集, pp. 71-75.
- 7) 地盤工学会編 (1991) : 「土の試験実習書」 - 第二回改訂版-, 地盤工学会, pp. 141-146.

3.3 感潮域に分布する塩生植生の生態と立地特性－三浦半島小網代干潟をフィールドとして－

3.3.1 はじめに

一般に河川が流入する河口や入江は感潮域とよばれ、海水と淡水の混じり合った、いわゆる汽水的な環境がつくられる。こうした河川の河口部や入江の海岸線には、砂泥が堆積し干潟が形成されることが多い。この干潟の塩沼地には、シオクグやアイアシなどの塩生植物や、ヨシなど塩分濃度に対する耐性範囲の広い抽水植物の優占する塩生植生が発達する^{1) 2) 3) 4) 5) 6)}。

塩生植生は、海域と陸域の二つの異なる生態系の移行帯あるいは境界領域に位置しているが、そこはまた海生動物や鳥類など多様な生物の重要な生息空間である。さらには栄養塩類の吸収・固定による水質の改善などいわゆるリビングフィルターとして地域環境の保全など生態学的機能を果たすなど、感潮域における干潟生態系の重要な植物的構成要素でもある。

本研究では、感潮域の干潟生態系において重要な生態学的環境保全機能をもった塩生植生の分布配列がどのような環境条件下で成立、持続しているのかについて生態学的解析手法を用いて調査研究を行うものである。この研究成果は、干潟生態系の保全・再生・回復など新たな干潟形成のための基礎資料となることが期待される。

3.3.2 干潟と植生

本論に先だち、干潟とそこに分布する植物およびその集合である植生についての概要は以下の通りである。

[1] 干潟の定義と類型

一般に干潟は、干潮時に露出する砂泥質の平坦な地形と定義づけられている。すなわち厳密には前浜ともよばれる潮間帯が干潟に相当する場所である。一方、高潮線付近およびそれより内陸側のいわゆる前浜干潟の後背地を後浜とよんでいる。従って本研究でいう干潟とは、前浜と後浜の両方を含む領域である。

また、干潟は河川により運ばれた砂泥が河口付近に堆積することで形成されるが、干潟が形成された場所や地形形状により、「前浜干潟」、「河口干潟」、「潟湖干潟」の3タイプに分類されることが多い⁷⁾。

[2] 干潟の環境特性

干潟のうち前浜には、通常、陸生植物およびその集

合である植生は分布しない。それは前浜が満潮時には冠水し、干潮時には地表面が乾燥するなど環境変化が急激かつ不安定で、陸生植物にとって大変厳しい立地環境下にあることによる。これに対して後浜では、海水や塩分の影響はあるものの、前浜のような潮汐や波浪などによる直接的な物理的破壊作用は弱く、比較的安定した立地環境下にあると考えられる。従って後浜では、耐塩性の植物および植生の生育が十分可能であることから、そこにはしばしば塩生植生が発達する。

[3] 干潟の塩生植物

満潮時には定期的に海水につかる沿岸干潟に生育し塩分に対して適応を示す植物を塩生植物という。干潟に生育する塩生植物の種類は、干潟の地理的位置、気候環境や地形、底質などの立地条件、流入する河川の水量と塩分濃度、河川や海からの栄養供給、そして潮汐や波浪の強弱などによって異なっており、それぞれの場所に応じた植物相が形成されている。

東京湾沿岸に形成された干潟における代表的な塩生植物として、高潮線付近に生育するシオクグ、ナガミノオニシバ、アイアシ、ハママツナ、ウラギクなどがみられる³⁾。厳密にはヨシは塩生植物ではないが、干潟の塩生湿地に優勢に生育する代表的な植物であり、しばしば干潟に大群落を形成する。

[4] 干潟における塩生植生帶の形成

干潟に形成される塩生植生は、植物の場合と同様に、気候環境や微地形や土壤などの立地条件、干潟の形状や微地形、流入する河川の水量と塩分濃度、土砂や栄養塩類の供給量、そして潮汐や波浪の強弱などによって異なっており、それぞれの場所の環境条件に応じた塩生植生が形成される。

1) 熱帯マングローブの帶状植生帶の形成

ワルター⁸⁾は、熱帯の海岸、特に泥土の堆積した河口の干潟に分布するマングローブ林において、汀線から内陸方向に、いわゆる帶状の植生帶が形成される主要な原因として、土壤中の塩分濃度の違いと、それに対する植物の生理的な耐性能力の違いにあることを明らかにしている。

すなわち、ワルターは土壤溶液中の塩分濃度を浸透圧で計測し、低潮線付近ではほぼ海水と同じ値で最も低く、高潮線付近で浸透圧が最も高い値になること、さらに、こうした違いに応じて、低潮線付近では、細胞液の浸透圧の低い値を持ったマングローブ植物が、高潮線付近では高い浸透圧を持った植物が分布するなど、塩分に対する生理的耐性能力が異なることが帶状

の植生帯を形成させる主要な要因とみなしている。

2) 温帯域の塩生植生と帶状植生帯の形成

大部分が温帯域に位置する日本列島の海岸にも多くの干潟が形成され、そこには様々な塩生植生が分布している。このうち東京湾沿岸に形成された干潟における代表的な塩生植生として、シオクグ群集、アイアシ群集などがあげられる。シオクグ群集は、東京湾に流入する多摩川や小櫃川の河口干潟の砂泥の堆積した干潟の塩沼地に分布する。

シオクグの稈はきわめて弾力であるため、潮汐の際の水流の移動や波浪に対する抵抗力がある。さらに厚いコルク質の表皮で被われた葉は、海水や半鹹水に対し適応力を持っている³⁾。多摩川など流水量の多い河川の河口では機械的破壊作用を強く受けるため、シオクグのみの優占する群落が形成されやすい。一方、流水の影響の少ない干潟では、ヨシとシオクグの共生した群落が形成される³⁾。

アイアシ群集は、塩生植生の中では最も海水の影響の少ない高潮線以上の干潟に分布する³⁾。アイアシ群集は一般にアイアシが優占し、ヨシやシオクグなどがわずかに混生する。アイアシの地下茎はきわめて強固で、網目状に密生する。

干潟に発達するシオクグ群集とアイアシ群集の分布配列をみると、海側にシオクグ群集が、陸側にアイアシ群集が位置する³⁾。このように、塩生植生の分布配列を規定している主要な要因として、潮汐、波浪、感潮域の塩分濃度などが考えられている。しかしながらわが国において、実際に土壤溶液中の塩分濃度を計測し、干潟における濃度勾配と塩生植生の帶状分布との因果関係を論じた研究は少ない。

3.3.3 小網代干潟の概要

今回調査研究対象とした場所は、神奈川県三浦半島の南西部にある小網代湾奥に形成された干潟で、面積は約4000m²で満潮時でも水深は1m以内である(図3・3・1、写真3・3・1)。この小網代干潟は、「前浜干潟」と「潟湖干潟」の両方の地形的特性を併せ持っている調査対象は、この前浜干潟を取り囲むように形成された後浜干潟で、そこにはヨシ群落とアイアシ群落を中心とした塩生植生が発達し、その面積は約1600m²である。本地区の東側には、丘陵地の湧水を水源とする小川があるが、そこから干潟に流入する水量は、500m³～2000m³/日の範囲と推定される。また、南北方向にある海崖斜面部からは、雨水や湧水が、表面流あるいは地下水として流入し、塩生植生が発達する生育地の

土壤環境を常に湿潤な状態に保ちながら汽水的環境をつくり出している。

3.3.4 調査目的と調査方法

本地区の塩生植生の主要構成植物の一つであるヨシの生態については、比較的多くの研究が行われている河川の河口部の感潮域など汽水的環境下に分布するヨシの生態に関わる研究を通して、ヨシの分布を制限する環境要因のうち、最も重要なのが塩分であることが明かにされている⁹⁾。

一般にヨシは淡水域から汽水域まで広い範囲に生育でき、塩分にたいしては、21.7%で生長が阻害され、24.4%が生長限界となることが知られている¹⁰⁾。

この他ヨシに関わる生態学的知見として、感潮域においては、地上だけでなく地下部でも海水と淡水（地下水）が混じり合って汽水的環境が形成されること^{11) 12)}、またこの地下水がヨシの生長に重要な役割を果たしていること¹³⁾などが報告されている。

これらの研究報告からも明らかなように、感潮域においてヨシの分布を制限する主要な環境要因として、物理・化学的要因では潮汐、波浪、塩分濃度、土壤など、また無機的要因として微地形が、そして生物的要因として植物相互の競争関係などが考えられる。

ところで、小網代干潟に発達する塩生植生には、ヨシだけでなくアイアシ、シオクグなどが生育している。とくにアイアシの優占する植物群落の分布面積はヨシ群落より広く、当該地区の干潟生態系の植生要素として生態学的にも主要な地位を占めていると考えられる。また、ヨシを主体とした群落とアイアシの優占する群落の分布領域をみると、同じ塩生植生でありながら、前者は潮汐の影響を直接受ける汀線近くに、後者は表層土壤の比較的乾燥したより内陸側に位置するなどそれぞれ生育地を異にしている。このように本地区に分布するヨシ群落とアイアシ群落は、それぞれ固有の分布領域を

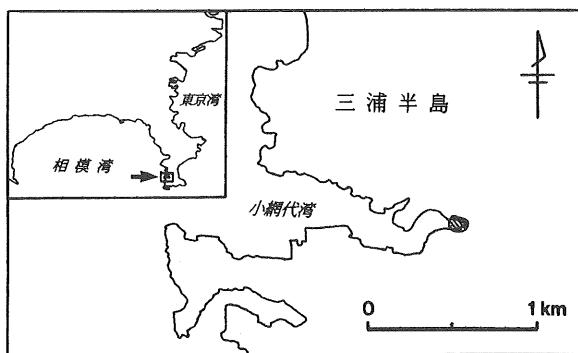


図3・3・1 調査地位置図



写真3・3・1 小網代湾の最奥に発達する塩生植生



写真3・3・4 穗を受けたアイアシ



写真3・3・2 ヨシ先駆群落とその後背に生育するアイアシ群集 (右岸側)



写真3・3・5 汀線沿いに打ち上げられた枯れたヨシの稈



写真3・3・3 総穂を受けたヨシ



写真3・3・6 汀線部のヨシの茎部にはフジツボが付着している

持った、いわゆる「すみわけ」状態が認められる。

しかしながら、アイアシの生態についての研究は少なく、先に述べたヨシ群落とアイアシ群落の「すみわけ」が生起する要因についてこれまで不明であった。こうした状況をふまえ、本研究では、当該地区に発達

する塩生植生の主要な植生であるヨシ群落とアイアシ群落が、どのような環境要因に規定され、現在みられる植生配列分布が成立したのか生態学的手法を用いて解析を行った。

[1] 植生調査の方法

植生調査は、方形区法ともよばれる植物社会学的植生調査法¹⁴⁾を用いた。この植生調査により現地で得られた資料は、一連の表操作法の手順に従って群落区分表にまとめた¹⁵⁾。

植生調査と並行して、調査地域の測量を行い、詳細な地形図（縮尺1/400）を作成した。また、植生調査および群落区分表により識別された植生単位に基づいて植生図の凡例を決め、作成された地形図上に、現地で判別可能な群落単位ごとに、その配分と広がりを地形図上に描き、現存植生図を作成した。室内作業の過程で、最新のカラー航空写真（平成10年撮影）により現地で描いた植生図の補正を行った。

この他、調査地に優占するヨシを主体とした群落およびアイアシの優占する群落など主要な群落単位の生育状況については、1m²当たりの地上部の稈の本数の平均草丈、平均基部径を計測し、その数値に基づいてヨシおよびアイアシの生長量を推定した。

[2] 塩分濃度の測定方法

地下部の土壤溶液に含まれる塩分濃度の測定は、識別された各群落単位の典型部位に定点を設置し、毎月1回、大潮の干潮時に、調査対象のヨシやアイアシの根茎が高密度に分布する地下10~20cmの所に大起理化学工業製採水器を設置し、土壤溶液を採取した。採取した土壤溶液中の塩分濃度の測定は、堀場製携帯型

水質チェッカーを用いて現地で行った。

[3] 地下水位の測定方法

潮汐と地下水位の対応関係を明らかにする目的で、塩化ビニール製パイプ（φ20mm）と聴診器を用いて地下水位の観測を行った。

3.3.5 調査結果

三浦市小網代湾の干潟の周辺部に発達する塩生植生を対象として植生調査を実施し、群落単位の識別およびヨシやアイアシの生長量の計測、そして各植生タイプから干潟を挟んで左岸側で10箇所、右岸側で5箇所の合計15箇所の調査地点を選定し、地下水の塩分濃度の測定を行った。また、植生調査に並行して現存植生図および植生断面図の作成、潮汐と地下水位の対応関係についての調査を行った。本調査で得られた結果は下記の通りである。

[1] 植生単位

調査対象地区の干潟の縁辺に優占して生育するヨシを主体とした群落およびアイアシの優占する群落、そしてそれに隣接して分布する各種植物群落を対象として、27箇所で植生調査を行った。得られた植生調査資料に基づいて群落区分表を作成し、下記の8の植生単位を識別した（表3・3・1）。

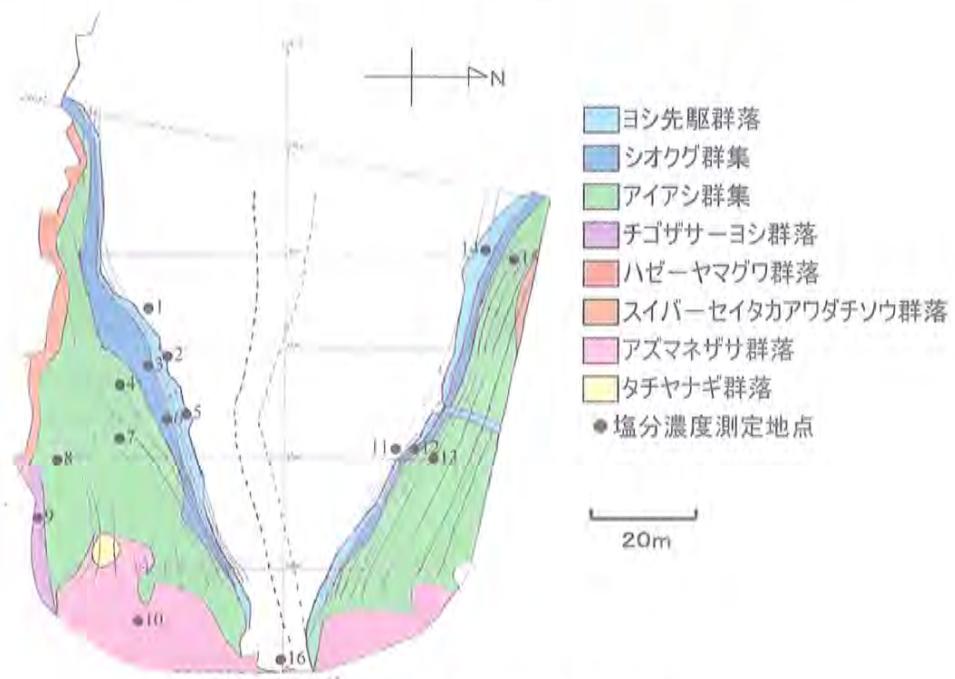


図3・3・2 小網代湾の現存植生と塩分濃度測定地点

表 3・3・1 塩生植物群落区分表（三浦半島小網代）

A:ヨシ先駆群落 B:シオクグ群集 C:アイアシ群集 D:チゴザサヨシ群落
E:ハゼーヤマグワ群落 F:スイバーセイタカアワダチソウ群落 G:アズマネザサ群落
H:タチヤナギ群落

階層：S=低木層 H=草本層

1) ヨシ先駆群落

① 群落相観と立地環境

ヨシ先駆群落は、前浜干潟を取り囲むように発達する塩生植生の最前線を1~2m幅で帯状に分布する群落で、ヨシ1種類のみで構成されている（表3・3・1、群落区分A、写真3・3・2）。

ヨシ先駆群落の平均群落高は1m、平均植被度は80%ほどである。ヨシ先駆群落の発達する生育地の表層土壌は、干潟の無植生地と同様に、シルト質の微砂を含む砂土である。

② ヨシの生長量

ヨシ先駆群落の右岸側の植分で行った2箇所の生長量の測定では、平米当たりのヨシの稈の本数は82本と115本であった。同様に、ヨシの個体サイズをみると、稈の平均草丈は90cmと96cmを、また平均基部径は3.3mmと4.3mmの値を示した（表3・3・2）。

③ 生育地の塩分濃度

ヨシ群落のうち、このヨシ先駆群落の植分において、干潮時に流入する小川が前浜干潟に形成したみお筋に近い左岸側で2箇所、みお筋から遠い右岸側で2箇所で地下水の塩分濃度の測定を行った。左岸側の調査地点2では、6回の測定を行い、そこで塩分濃度の平

表3・3・2 ヨシおよびアイアシの生育状況と塩分濃度

		平均本数 (本/m ²)	平均草丈 (cm)	平均基部径 (mm)	平均塩分濃度 (%)
ヨ シ シ ア	右岸 ヨシ先駆群落	82	96	4.3	19.8
	ヨシ先駆群落	115	90	4.7	
	左岸 シオクグ群集	98	102	5.3	21.1
	シオクグ群集	155	107	4.6	
ア イ ア シ	右岸 アイアシ群集	20	171	7.2	0.4
		24	104	6	
		90	146	5.6	18.5
	左岸 アイアシ群集	106	132	5.2	
	アイアシ群集	115	129	5.5	
	左岸 アイアシ群集	90	196	5.8	12.3
	アイアシ群集	147	183	5.2	

均値は22.9%であった。調査地点5では、5回の測定を行い、そこでの塩分濃度の平均値は22.0%であった。ちなみにヨシ先駆相に接した前浜干潟の無植生地である調査地点1の平均塩分濃度は22.6%で、ヨシ先駆群落とほぼ同じ値を示している（表3・3・3）。

一方、右岸側のヨシ先駆群落2箇所のうち、調査地点12では6回の測定を行い、そこでの塩分濃度の平均値は15.9%であった。また、調査地点14では5回の測定を行い、そこでの塩分濃度の平均値は23.0%であった（表3・3・3）。前者の塩分濃度が低いのは、測定地点の近くに常時湧水が地表を流れしており、これがこの地点における地下水の塩分濃度に影響していると考えられる。ちなみに湧水の影響のない右岸側の無植生地点での地下水の平均塩分濃度は21.7%の値を示している（表3・3・3）。

2) シオクグ群集

① 群落相観と立地環境

ヨシ先駆群落に接して、より内陸側には、草丈が1~2m内外のヨシとその下に草丈が30~60cm前後のシオクグの混生するシオクグ群集^{1) 2) 3) 16) 17) 18)}が分布している（表3・3・1、群落区分B）。

シオクグ群集の平均群落高は1.2m、平均植被率は83%である。シオクグ群集は、比較的傾斜の緩やかで植生帯も広い左岸側に多く分布している。シオクグ群集の生育地の表層土壌は、ヨシ先駆群落のそれに比較して、泥質を多く含んだ砂土である。

② ヨシの生長量

シオクグ群集の左岸側の植分で行った2箇所の生長量の測定では、平米当たりのヨシの稈の本数は98本と155本であった。同様にしてヨシの個体サイズをみると、稈の平均草丈は102cmと107cmを、また平均基部

表3・3・3 各調査地点（1~16）における塩分濃度（%）一覧表

調査地点	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
左 岸	調査月日	無植生1	ヨシ先駆1	シオクグ1	アイアシ1	ヨシ先駆2	シオクグ2	アイアシ2	アイアシ3	チコサーソン
	8月11日	19	19	16	—	—	16	—	—	—
	9月16日	18.1	24.6	21.4	12.6	18	23.2	8.4	2.6	0.4
	10月25日	11	21	25	19	22	26	16	9	—
	11月23日	28.6	25.5	26.9	11.4	24.8	—	8.6	6.7	0.5
	2月21日	29.8	21	20.9	16.1	20.1	10	4.9	11.6	3.3
	3月22日	29	26	22	12	25	20	10	7	1
右 岸	平均値	22.6	22.9	22	14.2	22	19.8	10.7	7.4	1.6
	調査地点	11	12	13	14	15				
	調査月日	無植生2	ヨシ先駆3	アイアシ4	ヨシ先駆4	アイアシ5				
	8月11日	22	17	19	—	—				
	9月16日	—	26.4	23.9	11.9	12.2				
	10月25日	21	26	27	21	23				
	11月23日	23.4	28.1	19.4	25.1	14.3				
海 域	2月21日	15.1	16.6	19.5	11.6	19.5				
	3月22日	27	24	16	10	10				
	平均値	21.7	23	20.8	15.9	15.8				
	調査地点	16								
	調査月日	海水								
	8月11日	25								
	9月16日	—								
	10月25日	24.9								
	11月23日	32.1								
	2月21日	—								
	3月22日	—								
	平均値	27.3								

径は5.3mmと4.6mmの値を示した（表3・3・2）。

③ 生育地の塩分濃度

シオクグ群集の地下水の塩分濃度は左岸のみで2箇所測定を行った。そのうち調査地点3では6回の測定を行い、そこでの塩分濃度の平均値は22.0%であった。また、調査地点6では4回の測定を行い、そこでの塩分濃度の平均値は19.8%であった（表3・3・3）。

3) アイアシ群集

① 群落相観と立地環境

小網代湾の干潟の周りに発達する塩生植生のうち、最も広い面積を占めているのがイネ科の多年草植物であるアイアシにより構成されたアイアシ群集である（表3・3・1、群落区分C、写真3・3・4）。

アイアシ群集は、九州、四国、本州、北海道など感潮域となる河口部に形成された砂州や干潟の周辺に広く分布し、塩生植生の中では最も内陸側に生育する³⁾¹¹⁾¹⁶⁾¹⁷⁾¹⁹⁾。ちなみに、小網代干潟の中央に基準を置いて地形測量を行った場合、比高40~70cmの範囲でヨシ先駆群落とシオクグ群集が生育し、より内陸側の比高70~100cmの範囲にアイアシ群集が分布しているのが確認された。また、シオクグ群集とアイアシ群集の分布の境界となる比高70cm付近は、本地区での大潮平均高潮線が位置している。

アイアシ群集の生育地の表層土壤は、シルトあるいは壤土を含む砂土で、シオクグ群集の生育地の表層土壤を被うように、厚さ10~30cmで堆積している。

小網代干潟のアイアシ群集は、種組成的に4の下位単位に区分された（表3・3・1、c1~c4）。シオクグ群集との境界付近にはシオクグ下位単位が、地下水位が高く、湿潤な立地にはアブラガヤ下位単位がみられる。最も広い面積を占めているのがアイアシのみが優占する典型下位単位である。堆積土がマウンド状に高まり、そのため地下水が低く土壤が比較的乾燥した立地では、淡水湿地に生育するシロバナサクラタデやアメリカセンダングサ、スイカズラ、フジ、ノブドウなどツル植物の混生したスイカズラ下位単位が分布している。

② アイアシの生長量

アイアシ群集では、左岸で2箇所、右岸で3箇所の植分で生長量の測定を行った。左岸側では、平米当たりのアイアシの稈の本数は147本と90本であった。同様に、アイアシの個体サイズをみると、稈の平均草丈は183cmと196cmを、また平均基部径は5.2mmと5.8mmの値を示した（表3・3・2）。

一方、右岸側では、平米当たりのアイアシの稈の本数は、115本、106本、90本であった。同様に、アイアシの個体サイズをみると、稈の平均草丈は129cm、

132cm、146cmを、また平均基部径は5.5mm、5.2mm、5.6mmの値を示した（表3・3・2）。

③ 生育地の塩分濃度

アイアシ群集の生育地の塩分濃度については、左岸で3箇所、右岸で2箇所測定を行った。このうち、調査地点4では5回の測定を行い、そこでの塩分濃度の平均値は14.2%であった。また、調査地点7では6回の測定を行い、そこでの塩分濃度の平均値は10.7%であった。そして調査地点8では5回の測定を行い、そこでの塩分濃度の平均値は7.4%であった（表3・3・3）。ちなみにアイアシ群集の中で最も塩分濃度の低い値を示した調査地点8は最も内陸側に位置し、淡水湿地生のチゴザサヨシ群落に隣接した比較的地下水位の高い立地である。

一方、右岸側のアイアシ群集2箇所のうち、調査地点13では、6回の測定を行い、そこでの塩分濃度の平均値は20.8%とアイアシ群集の中では最も高い値を示した。また、調査地点15では5回の測定を行い、そこでの塩分濃度の平均値は15.8%であった（表3・3・3）。

4) チゴザサヨシ群落

① 群落相観と立地環境

小網代干潟の左岸側は、前浜干潟から海蝕崖地まで、自然地形がそのまま残されている。塩生植生であるアイアシ群集の最も内陸側の生育立地と海蝕崖地の間に崖斜面から流れ込む雨水や湧水により常時地表面に水が滲出した湿地が形成されている。この淡水性の湿地には、草丈が1m前後のヨシやサンカクイなどの抽水植物と草丈が30cm内外のチゴザサがカーペット状に混生するチゴザサヨシ群落が生育している（表3・3・1、群落区分D）。

このチゴザサヨシ群落の生育地の表層土壤は、泥質の灰色沖積土である。

② ヨシの生長量

チゴザサヨシ群落の植分で行った2箇所の現存量の測定では、平米当たりのヨシの稈の本数は24本と20本であった。これらのヨシの個体サイズをみると、稈の平均草丈は104cmと171cm、また平均基部径は6.0mmと7.2mmの値を示した（表3・3・2）。

③ 生育地の塩分濃度

チゴザサヨシ群落における塩分濃度の測定は1箇所のみで3回測定を行った。この調査地点9における地下水の塩分濃度の平均値は1.6%であった（表3・3・3）。

5) ハゼーヤマグワ群落

① 群落相観と立地環境

ハゼーヤマグワ群落は、陽地生の先駆性落葉樹であるハゼおよびヤマグワの混生する低木群落である。ハゼー

ヤマグワ群落の植生高は3m、低木層の植被率は60%ないしは90%で、草本層にはフジ、スイカズラなどのツル植物やヨシが混生する（表3・3・1、群落区分E）。

ハゼーヤマグワ群落の生育立地は、塩生植生であるアイアシ群集との境界付近にあり、そこの表層土壤は、海崖斜面から崩れ落ちた土砂や礫が堆積してきた未熟土である。

6) スイバーセイタカアワダチソウ群落

① 群落相観と立地環境

小網代干潟の右岸側の塩生植生は、アイアシ群集と海蝕崖地との間に農道や別荘が造成され、自然植生は破壊され消失している。さらに、農道沿いの一部では、土砂の投棄によりアイアシ群集が破壊され、そこにはセイタカアワダチソウ、スイバ、イヌムギなど多数の雑草植物の混生したスイバーセイタカアワダチソウ群落が生育している（表3・3・1、群落区分E）。

7) アズマネザサ群落

① 群落相観と立地環境

アイアシ群集の生育地に接して、比高が120cm以上と砂泥が厚く堆積し、地下水の影響が少なく、表層土壤が比較的乾燥した立地には、アズマネザサ群落が発達している。このアズマネザサ群落の植生高は3m前後で、植被率は100%に達する。このため草本層に生育する植物はほとんどみられない（表3・3・1、群落区分F）。

② 生育地の塩分濃度

左岸側に分布するアズマネザサ群落において、1回だけ地下水の塩分濃度の測定を行っている。そこでの値は0.4%であった（表3・3・3）。

8) タチヤナギ群落

① 群落相観と立地環境

左岸側のアイアシ群集とアズマネザサ群落の間の一部には、降雨時に一時的に雨水が溜まる凹状地がみられる。こうした凹状地には、樹高が7mに達するタチヤナギやハンノキが混生し、林床の草本層にはアズマネザサが低被度で散生するタチヤナギ群落が生育している（表3・3・1、群落区分H）。

[2] 現存植生図の作成

調査地区の地形図（縮尺 1/400）上に、今回識別された8の植生単位を凡例とする現存植生図を描いた（図3・3・2）。

1) 現存植生図の概要

今回作成された現存植生図に基づいて以下のことが概観された。

無植生地である前浜干潟を囲むように、帯状にヨシ先駆群落が分布する。ヨシ先駆群落に隣接して内陸側

にシオクグ群集が分布する。左岸側の一部では10m前後の幅でシオクグ群集が広がっている。シオクグ群集と境界を接してアイアシ群集が分布する。アイアシ群集は、地形的に高潮線以上となるマウンド状に盛り上がった後浜干潟の大部分を生育地としている。自然地形の残された左岸側では、アイアシ群集に接して内陸側に、これらの塩生植生を取り囲むように、海食崖地下の崖錐地に生育するハゼーヤマグワ群落、後背湿地に生育するチゴザサヨシ群落、そしてアズマネザサ群落が分布している。

[3] 植生断面図の作成

現存植生図および現地踏査に基づいて植生断面図を作成した（図3・3・3）。さらに、この植生断面図上には、現地観測で明らかとなった潮汐および地下水位を加筆した。

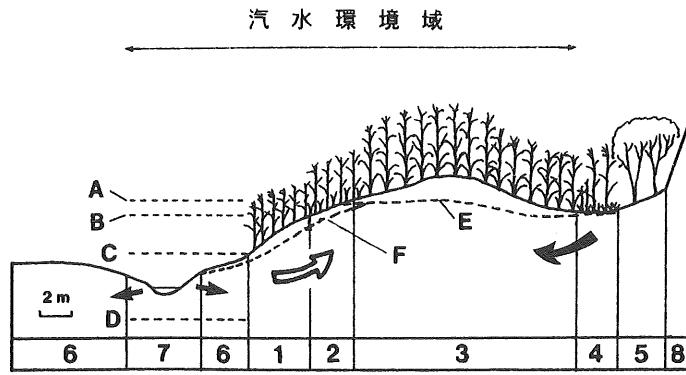
1) 植生断面図の概要

植生断面図は、無植生地の前浜干潟から塩生植生の広がる後浜干潟そして海食崖地に至る自然地形の残された左岸側のみで作成された。この植生断面図では、干潟から内陸側に向かって、前浜干潟の無植生地→ヨシ先駆群落→シオクグ群集→アイアシ群集→チゴザサヨシ群落→ハゼーヤマグワ群落→海食崖地の順で配列する様子が描かれている（図3・3・3）。また、この植生断面図では、各植生単位の分布境界が、微地形と大潮平均高潮線にほぼ対応していること、そして当該干潟では、海からの海水の浸透と内陸からの小河川や雨水および湧水の流入により地下部で汽水的環境が形成されることを示している（図3・3・3）。

3. 3. 6 塩生植生の生態と立地特性

小網代干潟に分布する塩生植生を対象とした植生調査の結果、識別された植生単位のうち、ヨシを共通の主要構成種とするヨシ先駆群落、シオクグ群集、チゴザサヨシ群落と、アイアシを標徴種とするアイアシ群集が、汽水的環境下の後浜干潟において、それぞれが固有の立地環境下に生育し、それぞれ別個の群落相観を呈し、なおかつそれらが隣接して帶状に分布していることを明かにした。

これら4植生単位の主要構成種であるヨシとアイアシの生長量と生育地の土壤溶液の塩分濃度の測定結果を踏まえて、帶状の分布配列を規定している要因について考察した。



1. ヨシ先駆群落, 2. シオクグ群集, 3. アイアシ群集,
4. チゴザサ-ヨシ群落, 5. ハゼ-ヤマグワ群落, 6. 前浜干涸,
7. みお筋, 8. 海蝕崖地, A. 大潮平均高潮線, B. 小潮平均高潮線,
C. 小潮平均低潮線, D. 大潮平均低潮線, E. 最高地下水位, F. 最
低地下水位

図3・3・3 植生断面図（左岸側）と潮汐および地下水位の関係

[1] ヨシの生長量と立地環境

ヨシ先駆群落, シオクグ群集, チゴザサ-ヨシ群落など3の植生単位に共通して分布しているヨシは、相観的にもその生育型に違いが認められた（写真3・3・2, 3・3・3）。

一般的に、淡水性の湿地に生育するヨシの方が、干涸など感潮域に生育するものより個体サイズが大きいことが知られているが、感潮域に生育するヨシの生長に影響を及ぼす要因として、潮汐および波浪による物理的破壊作用や塩分などの環境ストレスが考えられる。

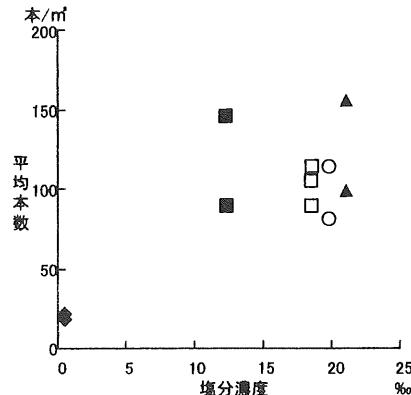
今回実施した上記3の植生単位に分布するヨシの平均当たりの平均本数、平均草丈、平均基部径などの生長量と生育地の土壤溶液中の塩分濃度の対応関係を調べたところ、生育地の塩分濃度がヨシの生長に何らかの影響を与えていたことが明かとなった（表3・3・2）。

1) ヨシの平均本数と塩分濃度

ヨシ先駆群落、シオクグ群集、チゴザサ-ヨシ群落など3の植生単位に共通して分布しているヨシの平均当たりの平均本数と各生育地の塩分濃度の関係をみると、平均塩分濃度の最も高いシオクグ群集のヨシの平均本数が最も多く、次いでヨシ先駆群落で、平均塩分濃度の最も低いチゴザサ-ヨシ群落で最も少なかった（図3・3・4）。

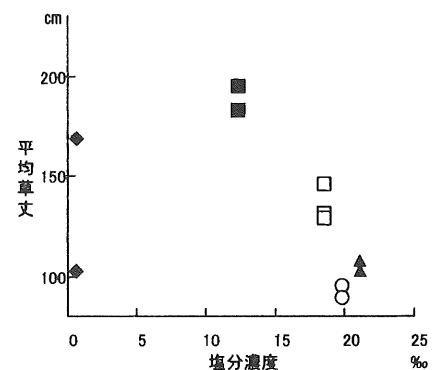
2) ヨシの平均草丈と塩分濃度

ヨシ先駆群落、シオクグ群集、チゴザサ-ヨシ群落など3の植生単位に共通して分布しているヨシの平均草丈と各生育地の塩分濃度の関係をみると、塩分濃度の最も低いチゴザサ-ヨシ群落の平均草丈が最も高く、次いで最も平均塩分濃度の高かったシオクグ群集が、そして最も平均草丈の低かったのがヨシ先駆群落であった（図3・3・5）。



○：ヨシ先駆群落（右岸）、▲：シオクグ群集（左岸）、◆：チゴザサ-ヨシ群落（左岸）、□：アイアシ群集（右岸）、■：アイアシ群集（左岸）

図3・3・4 各植生単位に生育するヨシとアイアシの平均本数(本/m²)と平均塩分濃度の関係



○：ヨシ先駆群落（右岸）、▲：シオクグ群集（左岸）、◆：チゴザサ-ヨシ群落（左岸）、□：アイアシ群集（右岸）、■：アイアシ群集（左岸）

図3・3・5 各植生単位に生育するヨシとアイアシの平均草丈(cm)と平均塩分濃度の関係

3) ヨシの平均基部径と塩分濃度

ヨシ先駆群落、シオクグ群集、チゴザサ-ヨシ群落など3の植生単位に共通して分布しているヨシの平均基部径と塩分濃度の関係をみると、平均草丈の場合と同様に、塩分濃度の最も低いチゴザサ-ヨシ群落の平均基部径が最も太く、次いで最も平均塩分濃度の高かったシオクグ群集が、そして最も平均基部径の細かつたのがヨシ先駆群落であった(図3・3・6)。

4) ヨシの分布領域と塩分濃度

抽水植物であるヨシの生育領域は広く、内陸部の水湿地だけでなく、塩分濃度の高い汽水域にも分布する¹⁸⁾。ヨシの耐塩性については、栽培実験で塩分濃度が20%前後まで生育可能であることが報告されている⁹⁾。

今回の調査結果からも、小網代干潟には汽水性と淡水性の2タイプのヨシが分布することが確認された。汽水性のヨシはヨシ先駆群落とシオクグ群集に、また淡水性のヨシはチゴザサ-ヨシ群落に分布する。

ヨシ先駆群落の生育地の平均塩分濃度は15.9~23.0%の範囲であったが、個々の計測では最高28.1%の値を記録している(図3・3・7)。ところで塩分濃度が17%以上では、ヨシの種子の発芽を阻害するとの報告がある⁹⁾。本調査区に生育するヨシでは、種子発芽の実生はみられず、地下茎から発芽する栄養生殖で繁殖していることが確認された。

一方シオクグ群集の土壤溶液の平均塩分濃度は19.8~22.0%の範囲にあり、とくに右岸側が左岸側の値より高く、その最高値は26.9%を示した(表3・3・3)。前述のヨシと同様に、シオクグ群集に生育するヨシでは、種子起源の実生は見られず、ほとんどが地下茎からの発芽による栄養繁殖個体であった。

全般的にみれば、ヨシ先駆群落とシオクグ群集の塩

分濃度は、それほど差がないといえる(表3・3・3、図3・3・7)。従って、ヨシ先駆群落とシオクグ群集に共通して分布するヨシの生長量の微妙な相違は、塩分濃度の高低よりは、潮汐による冠水頻度の多少や波浪および打ち上げられた枯れたヨシの稈や海草類による破壊作用の強弱により生じたものと考えられる(写真3・3・5)。

後浜干潟の後背湿地に分布するチゴザサ-ヨシ群落の生育地の塩分濃度は、0.5%から3.3%の範囲にあり平均値でも1.6%と、この後背湿地がほぼ淡水性の水質環境に近いことを示している(表3・3・3)。

このように、チゴザサ-ヨシ群落に生育するヨシは生長量や生育地の塩分濃度の測定結果からも草丈が高く、稈の基部径も太い、いわゆる淡水性のヨシと同じと考えられる。

[2] アイアシの生長量と立地環境

小網代干潟の左岸と右岸に分布するアイアシ群集を唯一特徴づけているアイアシの生長量と立地環境の関係が考察された。

ところでアイアシ群集の生育地は、潮汐や波浪の直接的な影響の少ない大潮平均高潮線以高に分布していることから、アイアシの生長量の違いは、主として生育地の塩分濃度に起因していると推測される。

1) アイアシの平均本数と塩分濃度

アイアシ群集に生育するアイアシの平米当たりの平均本数をみると、生育地の塩分濃度が異なる右岸側と左岸側で多少差があることが分かった。すなわち、平均塩分濃度の高い右岸側より、やや低い値の左岸側の本数が僅かながら多かった(図3・3・4)。

2) アイアシの平均草丈と塩分濃度

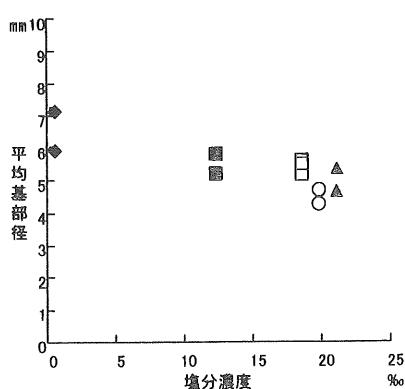
アイアシ群集に生育するアイアシの平均草丈をみると、生育地の塩分濃度が異なる右岸側と左岸側で大きな差があることが分かった。すなわち、平均塩分濃度の高い右岸側より、やや低い値の左岸側の平均草丈が高かった(図3・3・5)。

3) アイアシの平均基部径と塩分濃度

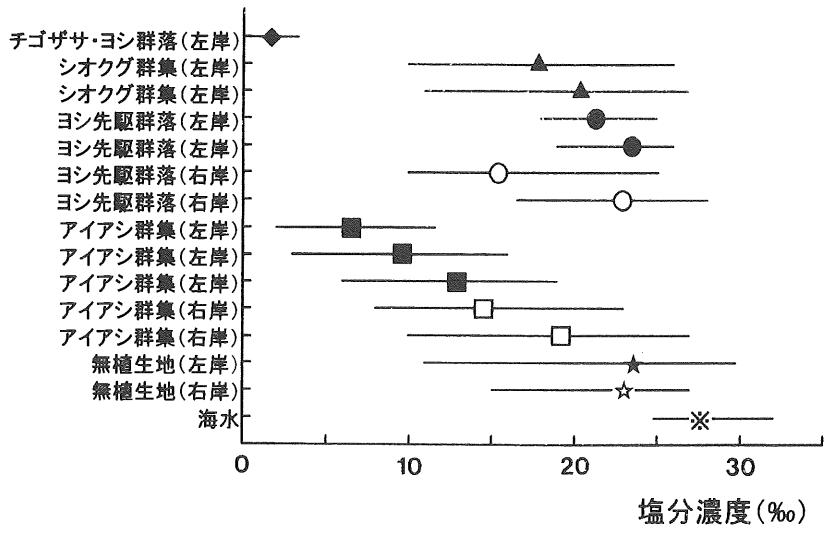
アイアシ群集に生育するアイアシの平均基部径では、生育地の塩分濃度が異なる右岸側と左岸側ではほとんど差がなかった(図3・3・6)。

上記のアイアシの生長量と塩分濃度の測定結果からは、わずかながら塩分濃度の低い左岸側のアイアシの生長が良好であると判定できる。

こうしたアイアシの生長量に多少の差が生じた原因として、左岸と右岸のアイアシ群集の生育地の塩分濃度が関係していると考えられる。左岸の平均塩分濃度



○：ヨシ先駆群落(右岸)、▲：シオクグ群集(左岸)、◆：チゴザサ-ヨシ群落(左岸)、□：アイアシ群集(右岸)、■：アイアシ群集(左岸)
図3・3・6 各植生単位に生育するヨシとアイアシの平均基部径(mm)と平均塩分濃度(%)の関係



●：ヨシ先駆群落（左岸）、○：ヨシ先駆群落（右岸）、▲：シオクグ群集（左岸）、◆：チゴザサ-ヨシ群落（左岸）、■：アイアシ群集（左岸）、□：アイアシ群集（右岸）、★：無植生地（左岸側）、☆：無植生地（右岸側）、※：流入海水

図3・3・7 各調査地点および各植生単位における土壤溶液中の平均塩分濃度

が7.4～14.2%であるのに対し、右岸では15.8～20.8%と高い値を示している（表3・3・3、図3・3・7）。このように高い塩分濃度が右岸のアイアシの生長に影響したと考えられる。

全般的に左岸に比較して右岸の方の塩分濃度が高い傾向にあるが、これは一つには、みお筋の流路が左岸側に接しているのに対し、右岸側はかなり離れていることがあげられる。さらにもう一つの原因として、左岸側は、自然地形が残されていることから、周辺部から塩沼地への雨水や湧水の流入、そして地下水への淡水の供給に支障がないのに対し、右岸側はアイアシ群集の中央部に農道がつくられ、地形の改変が行われた。このため、周辺部から塩沼地への淡水の供給が遮断され、地下水の塩分濃度が高くなったのもと考えられる。

3) ヨシとアイアシの「すみわけ」

すでに述べたように、抽水植物のヨシの耐性範囲は広くは、淡水湿地だけでなく塩沼地においても生育可能である。小網代干潟においても、チゴザサ-ヨシ群落には淡水性のヨシが生育し、ヨシ先駆群落やアイアシ群集において、汽水性のヨシが分布している。

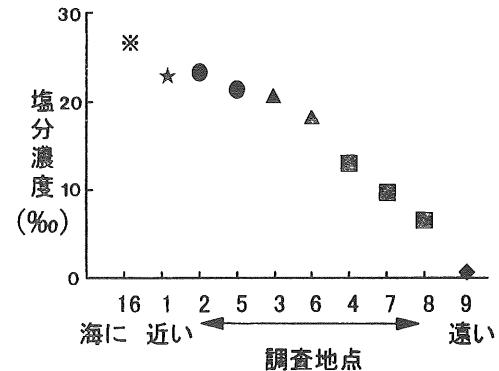
一方、塩生植物であるアイアシの耐性範囲は狭く、塩分を含んだ汽水的環境下においてのみ生育が可能である。しかもその耐塩性はヨシよりも狭く、今回アイアシ群集の地下水の塩分濃度の測定値をみると、最低値が左岸側の淡水性のヨシの生育するチゴザサ-ヨシ群落に隣接した調査地点8の2.6%で、最高値は右岸側の調査地点13の27.0%であった（表3・3・3、図3・3・7）。

今回作成した現存植生図からも明かなように、後浜

干潟の前縁部では、汀線から内陸側に向かってヨシ先駆群落、シオクグ群集、アイアシ群集の順に帯状に分布配列している。このようなヨシを主要構成種とするヨシ先駆群落とシオクグ群集、そしてアイアシ群集の「すみわけ」が、すでに述べた潮汐や波浪の影響の強弱、底質や微地形などの違いに加えて、各植生単位の生育地の塩分濃度と、それに対するヨシとアイアシの耐性能力の違いにあること考えられる。

このように塩生植物の帯状分布を規定している要因の一つとして塩分濃度があるが、これについては、左岸側に分布する塩生植物の植生断面図と前浜干潟から後背湿地に至る塩分濃度勾配の対応関係からも明らかである（図3・3・3、3・3・8）。

これに対して、最も内陸側のアイアシ群集とチゴザ



●：ヨシ先駆群落、▲：シオクグ群集、◆：チゴザサ-ヨシ群落、■：アイアシ群集、★：無植生地、※：流入海水

図3・3・8 小網代干潟（左岸）に分布する主要な植生単位の平均塩分濃度

サヨシ群落やアズマネザサ群落との分布境界を規定しているのは、土壤の水分条件と塩分濃度で、その値はほぼ3.0%付近にある（表3・3・3）。

このようにヨシとアイアシの「すみわけ」現象については、塩生植生の前面部では潮汐と波浪による物理的作用と塩分濃度が、また後背地では塩分濃度がそれを規定する主要な環境要因と考えられる。

3.3.7 干潟の保全と再生

はじめにも述べたように、大きな河川河口部のいわゆる感潮域では汽水的環境が形成されるが、汽水中の塩分濃度は、満潮時や干潮時で大きく変化する。また、前浜干潟や河口干潟では、潮汐や波浪による影響を直接受けるなど厳しく不安定な立地環境下にあり、植物の生育や植生が発達するのには不適当である。

一方、前浜干潟の後背地に位置する後浜干潟では、地中において海水と地下水が混じり合うことで汽水的環境が形成され、しかもその塩分濃度が前浜やみお筋からの距離など後浜における位置や微地形に応じて比較的一定の幅で規則的に変化することが、今回調査対象となった小網代湾奥の干潟の後浜に形成された塩沼地で行った調査研究から明かとなった。

すなわち、後浜干潟では、海側からは潮汐と海水の浸透作用、内陸側からは、小河川および雨水や湧水など淡水が流入することによって、地下部で汽水的環境がつくられる。しかも土壤溶液中の塩分濃度は、比較的安定しており、そのことが後浜における塩生植生の生育を許容するとともに、塩分濃度に従った塩生植生の分布配列を成立させたと考えられる。

この研究成果は、地域に固有の生育環境の微妙なバランスの上に成立している塩生植生を、代償措置（ミティゲーション）の一環として人工干潟の中に再構築するうえで、重要な基礎資料となる^{7) 20)}。すなわち、干潟や塩生植生を人工的に復元するに際し、画一的で単なる形態の回復（リストレーション）に止めるだけでなく、汽水生態系をつくり出している地域固有の環境特性を十分把握し、それを極力再現することによって、多様な生物の生息空間としてのビオトープとして、また水質浄化機能などの生態的機能を持った干潟生態系の主要な構成要素としての回復（リハビリテーション）を可能にする。

3.3.8 まとめ

1) 三浦半島小網代湾の最奥の干潟に発達する塩生植

生を対象として植物社会学的植生調査を行い、8の植生単位（ヨシ先駆群落、シオクグ群集、アイアシ群集、チゴザサ-ヨシ群落、ハゼーヤマグワ群落、スイバ-セイタカアワダチソウ群落、アズマネザサ群落、タチヤナギ群落）を識別した。

2) 塩生植生の発達する地区の地形図（縮尺1/400）を作成し、その上に識別した8の植生単位を凡例とする現存植生図を描いた。また、左岸側に分布する塩生植生の植生断面図を作成した。この結果、汀線から内陸側に向かって、ヨシ先駆群落、シオクグ群集、アイアシ群集、チゴザサ-ヨシ群落の順序で分布配列していることが分かった。

3) ヨシ先駆群落、シオクグ群集、チゴザサ-ヨシ群落の3の植生単位に共通して分布するヨシが相観的に生育型の異なる3タイプに分けられた。この3タイプは、平米当たりの稈の本数、平均草丈、平均基部径など生長量の違いとしても明らかにされた。また、ヨシ先駆群落およびシオクグ群集に分布するヨシは汽水性のヨシであり、その生長量の差が潮汐の影響の強弱および塩分濃度の高低に起因していることを明らかにした。一方、チゴザサ-ヨシ群落に生育するヨシは淡水性のヨシと同じ生育型を示した。

4) アイアシ群集を特徴づけているアイアシについては、左岸と右岸でその生長量が異なることが分かった。また、こうした生長量の違いが、生育地の塩分濃度とそれに対するアイアシの耐性能力に起因するとした。

5) 小網代干潟に分布する塩生植生の主要構成種であるヨシとアイアシの「すみわけ」や、主要な塩生植生の分布配列が、潮汐と波浪の物理的破壊作用の強弱、汽水的環境下にある各生育地の塩分濃度勾配、そしてヨシとアイアシの塩分に対する耐性範囲の違いなどが複雑に絡み合った微妙なバランスの上に成立することを明かにした。

参考文献

- 1) Miyawaki, A. & Ohba, T. (1969) : Studien über Strand-Salzwiezen gesellschaften auf Honshu, Shikoku und Kyushu (Japan). Sci. Rep. Yokohama-Nat. Univ. Sec. II. 15 : 1-23.
- 2) 宮脇昭ほか(編) (1972) : 神奈川県の現存植生. 788 pp. 神奈川県教育委員会.
- 3) 宮脇昭・奥田重俊・鈴木邦雄 (1975) : 東京湾臨海部の植生. 119 pp. (財)運輸経済研究センター.
- 4) 奥田重俊 (1978) : 関東平野における河辺植生の植物社会学的研究, 横浜国大環境研紀要, 4: 43-112.

- 5) 西条八束・奥田節夫(編)(1996):河川感潮域, 248 pp. 名古屋大学出版会.
- 6) 加藤真(1999):日本の渚. 220pp. 岩波新書.
- 7) エコポート(海域)技術WG(編)(1998):港湾における干潟との共生マニュアル, 138pp. 港湾空間高度化センター, 港湾・海域環境研究所.
- 8) Walter, H. (1964): Die Vegetation der Erde. B.I. 592 pp. Gustav Fischer, Jena.
- 9) 堀江毅・細川恭史・三好英一・関根好幸(1987):植物体(ヨシ)による浄化能力の検討, 技術資料(運輸省港湾技術研究所) No. 591. pp. 3-19.
- 10) 栗原康編著(1988):河口・沿岸域の生態学とエコテクノロジー. 335pp. 東海大学出版会.
- 11) 細見正明(1999):人工ヨシ湿地の浄化機能とそれを創出する技術開発. 関西自然保護機構会報, 21(2): 235-247.
- 12) Pott, R. & Petersen, J. 1999. The European Reed Beds and their ecology with an example from the Frisian Islands in the Northern Sea. 関西自然保護機構会報, 21(2): 271-288.
- 13) 布谷知夫(1999):ヨシの地下茎の生態. 関西自然保護機構会報, 21(2): 95-102.
- 14) Braun-Blanquet, J. (1964): Pflanzensoziologie. Grundzuge der Vegetationskunde. 3. Aufl. 865pp. Springer.
- 15) Ellenberg, H. (1956): Grundlagen der Vegetationsgliederung, I. Aufgaben und Methoden der Vegetationskunde. 136pp.
- 16) 宮脇昭(編著)(1986):日本植生誌関東. 641pp. 至文堂.
- 17) 宮脇昭・奥田重俊(編著)(1990):日本植物群落図説. 800pp. 至文堂.
- 18) 奥田重俊・熊谷宏尚(1998):利根川河口堰付近の植生, 日本自然保護協会報告書, pp. 121-127. 日本自然保護協会.
- 19) Miyawaki, A. & Okuda, S. (1972): Pflanzensoziologische Untersuchungen über die Auen-Vegetation des Flusses Tama bei Tokyo, mit vergleichenden Betrachtung über die Vegetation des Flusses Tone. Vegetatio, 24(4-6): 229-311.
- 20) 森誠一(1998):自然への配慮としての復元生態学と地域性, 応用生態工学, 1:43-50.

3.4 感潮域における有機物の起源とその安定性 一利根川下流部を対象として一

3.4.1 はじめに

水圏に存在する有機物はその生産、分解、輸送の諸過程を通して、炭素・窒素・リンおよび酸素など親生物元素はもちろんのこと、更には微量元素などを含めて、多くの元素の存在形態や分布、さらにその循環の様式を支配している。すなわち、有機物は水圏における物質循環の主役を演じているといつても過言ではない。有機物は構成元素の違い、元素の結合様式の違い、分子量の違いなどにより、極めて多くの種類の形態で存在しており、またその違いを反映して生体内での機能や、物質循環系における役割なども異なっている。これらの事実は感潮域を含めた河川水の物質循環系における有機物の役割を明らかにするためには、その全体量を通して評価するのはもちろんのこと、有機物の組成を含めた質的な評価を行うことの必要性を示唆している¹⁾。

この様に有機物は河川の水環境に密接な関連を持つが、従来は有機物については化学的酸素要求量 (COD) や生物学的酸素要求量 (BOD) などの環境基準をパラメーターとして解析されていることが多い、有機物そのものに関する研究例は少ない。本研究では利根川の下流部から河口域を対象として、有機物の形態や化学組成などからその起源を推定するとともに、形態や組成による安定性の違いを知ることにより、有機物が感潮域の水環境に及ぼす影響を評価しようと試みた。このため、4点の測点を設定し6回の河川水の採取を行い、有機物の量および質に関する分析を行うとともに、河口域から採取した試水を用いて分解実験を実施し、懸濁態有機物と溶存態有機物の安定性について明らかにした。

3.4.2 材料および方法

[1] 試料採取

利根川下流部から河口にかけて、図3・4・1および写真3・4・1に示すように4点の採水点を設定し、1999年10月から2000年3月まで、毎月1回の頻度で河岸より採水バケツを用いて試料を採取した。尚、常陸利根川の測点は常陸川水門の上流側に、利根川河口堰の測点は河口堰の下流側に位置する。試料の採取は午前8時30分から10時30分の間に実施した。採水日における河口域（銚子港）の潮汐を図3・4・2に示す。河口での採水時間帯（午前9時55分から10時20分）においては、2000

年の2月および3月を除いて潮位は平均潮位(90cm)よりも高く、また1999年10月、12月および2000年2月、3月は下げ潮時に、他の月においては上げ潮時に相当した。

[2] 分析方法

採取した試料はガラス纖維濾紙（ワットマンGF/F）を用いて濾過を行い、濾紙上の有機物について炭素（懸濁態有機炭素：POC）と窒素（懸濁態有機窒素：PON）を元素分析計/質量分析（TracerMAT：Finnigan）により、クロロフィルaの濃度を吸光法により測定した。また、濾液中の有機物について炭素（溶存態有機炭素：DOC）の濃度を全炭素計（TOC 5000 A：Shimadzu）を用いて測定した。尚、今回用いたガラス纖維濾紙により捕集される粒子は0.7μm以上とされている。従って、本研究では0.7μm以上の有機物が懸濁態有機物として、0.7μm以下の有機物が溶存態有機物として分別されている。

懸濁脂質はフィルター上の懸濁態有機物からクロロホルム/メタノールを用いて抽出し、脂質を構成する脂肪酸を塩酸メタノールを用いてメチルエステルとした後、ガスクロマトグラフ（HP 9850：Hewlett-Packard）によりそれぞれの脂肪酸の濃度を測定した。尚、脂肪酸はガスクロマトグラフ/質量分析計（Voyager:Thermoquest）を用いて同定したが、一部の脂肪酸については、現在のところ不飽和結合の位置が同定できていない。

[3] 分解実験

2000年1月18日に利根川河口から採取した河川水について、原水および濾過により懸濁粒子をのぞいた濾液の2種類の試水を対象に、2ヶ月に渡る分解実験を実施し、それぞれの有機物の安定性の評価を行った。原水には懸濁態および溶存態有機物が、濾液には溶存態有機物のみが含まれる。分解実験は20℃の暗所で行い、隨時試料の一部を採取し、ガラス纖維濾紙で濾過した後に、源水の試料についてはPOCおよびPONの濃度を、濾液の試料についてはDOCの測定を行った。尚、分解実験の開始にあたり、濾液の試料についてはバクテリア等の分解者を接種するために、現場から採取した10mlの原水を加えた。

3.4.3 懸濁態有機物

懸濁態有機物の炭素および窒素各測点におけるPOC、DOC、全有機炭素(TOC (POC + DOC))の濃度を表3・4・1に示す。POCおよびPONの濃度は、それぞれ570～5490 μgC l⁻¹および110～1130 μgN l⁻¹の間で変動し

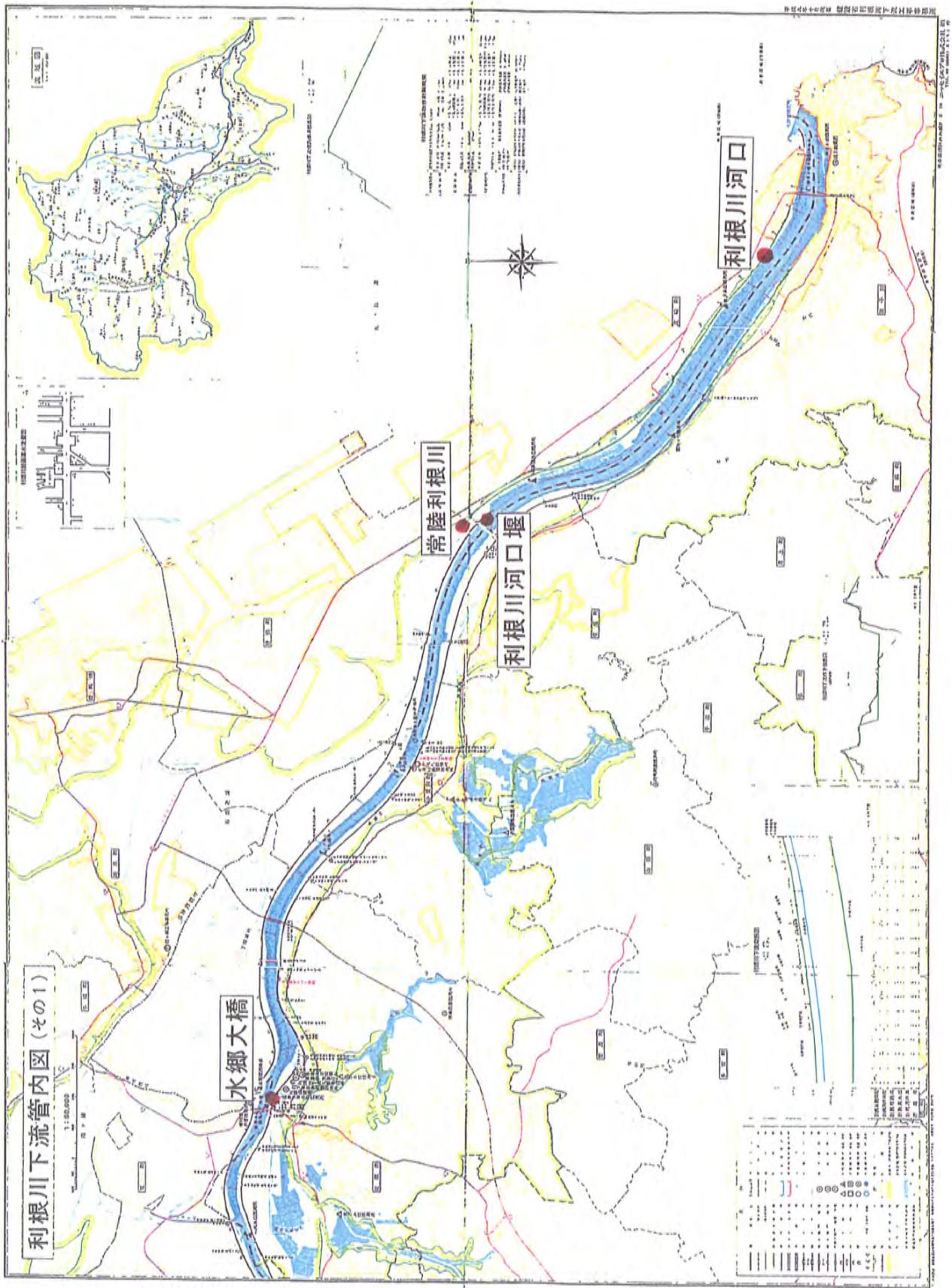


図3・4・1 利根川下流域における試料の採取地点



水郷大橋

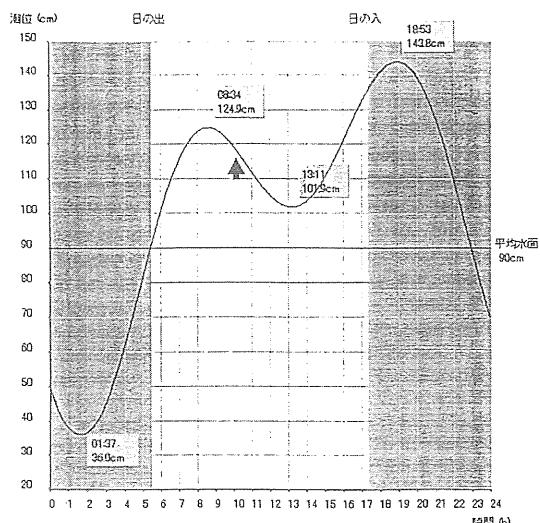


利根川河口堰および常陸利根川水門

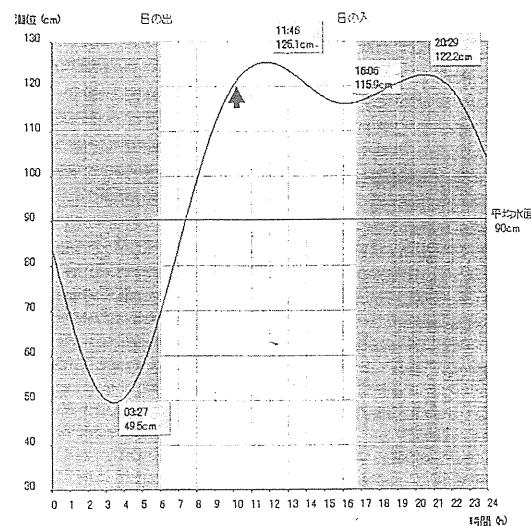


利根川河口

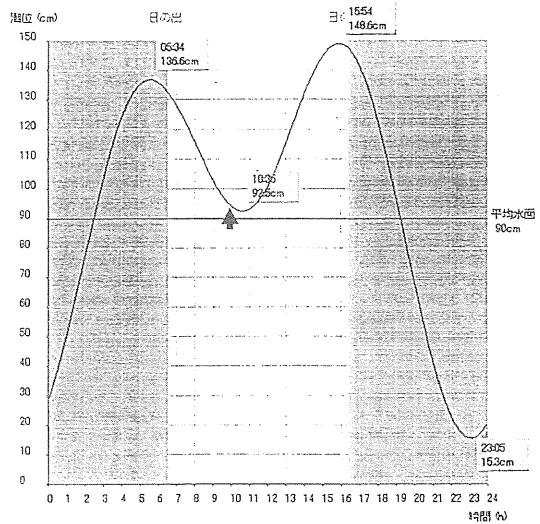
写真3・4・1 採取地点付近の河岸の状況



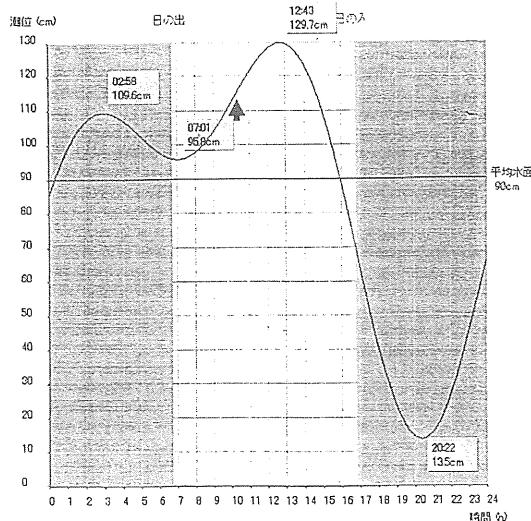
1999年10月1日



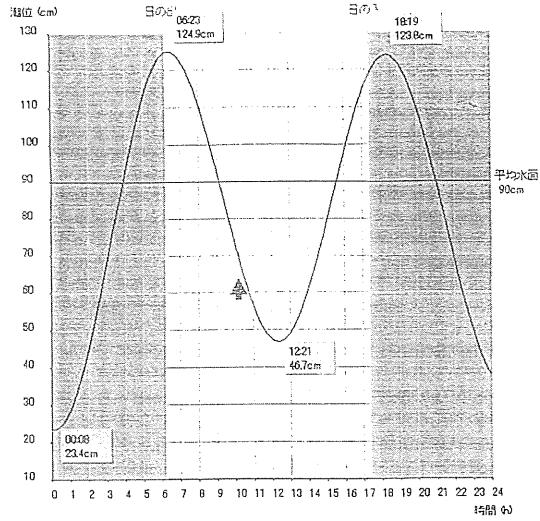
1999年11月1日



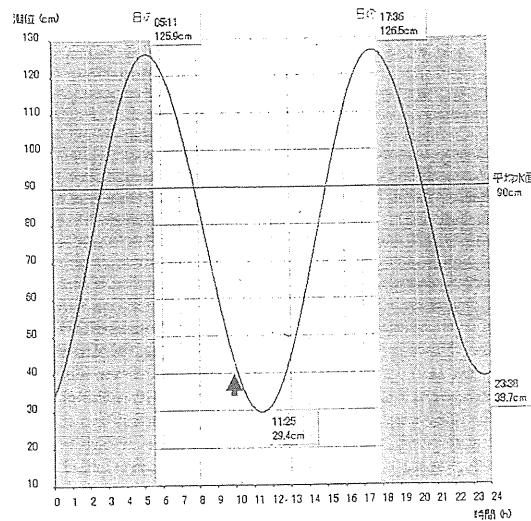
1999年12月9日



2000年1月18日



2000年2月23日



2000年3月22日

図3・4・2 試料の採取日における銚子港での潮位の変化。図中の矢印が利根川河口における採取時間に相当する
(海上保安庁水路部資料より)

表3・4・1 水郷大橋、常陸利根川、利根川河口堰および利根川河口における懸濁態有機炭素(POC)、溶存態有機炭素(DOC)、全有機炭素(TOC: POC+DOC)、懸濁態有機窒素(PON)およびクロロフィルa(Chl. a)の濃度

	POC ($\mu\text{g C l}^{-1}$)	DOC ($\mu\text{g C l}^{-1}$)	TOC ($\mu\text{g C l}^{-1}$)	PON ($\mu\text{g N l}^{-1}$)	Chl.a ($\mu\text{g l}^{-1}$)
水郷大橋					
1999年10月1日	1100	1130	2230	162	12.2
1999年11月1日	1310	1660	2970	163	7.65
1999年12月9日	860	1820	2680	180	11.7
2000年1月18日	1460	2980	4440	220	19.2
2000年2月23日	1630	2390	4020	307	24.3
2000年3月22日	2320	2650	4970	437	61.4
常陸利根川					
1999年10月1日	1090	1240	2330	189	13.8
1999年11月1日	1890	3230	5120	318	25.8
1999年12月9日	2120	4020	6140	410	36.6
2000年1月18日	2970	3540	6510	480	46.3
2000年2月23日	4270	3720	7990	671	43.6
2000年3月22日	3670	3910	7580	694	39.4
利根川河口堰					
1999年10月1日	1080	1100	2180	159	12.7
1999年11月1日	1550	2020	3570	193	12.3
1999年12月9日	570	1720	2290	110	6.50
2000年1月18日	1350	2190	3540	220	18.3
2000年2月23日	5490	2660	8150	1130	90.3
2000年3月22日	1450	2570	4020	275	13.0
利根川河口					
1999年10月1日	2760	3330	6090	588	5.46
1999年11月1日	1850	2070	3920	241	10.0
1999年12月9日	3000	4290	7290	450	2.77
2000年1月18日	1570	2210	3780	290	15.0
2000年2月23日	4860	4090	8950	672	16.3
2000年3月22日	4060	3810	7870	325	12.7

た。POCは一般的に水郷大橋および利根川河口堰では濃度が低く、常陸利根川および利根川河口で濃度が高い傾向が認められた。特に、利根川河口におけるPOC濃度は、6回の観測の中で4回において最大の値を示し、また他の2回においても最大値に近い値が得られた。他方、PONの濃度もPOCと同様に、利根川河口で高い値が得られる傾向にあったが、他測点との差はPOCほど顕著ではなかった。このため、利根川河口におけるPONに対するPOCの比(C/N比)は、他の測点に比較して高い傾向にあり、6回の観測の平均値(6.37)は、他の測点において得られた平均値(5.79~6.13)を上回っていた(図3・4・3)。

一般に植物プランクトンを構成する有機物のC/N比は5.7程度である事が知られている²⁾。今回の観測において常陸利根川で得られたC/Nの平均値は5.79と、植

物プランクトンについて得られている値と極めて良く一致しており、試料を採取した常陸川水門上部の懸濁粒子の多くが、植物プランクトンにより構成されていることを示唆している。

植物プランクトンなどの有機物が分解するにつれて有機物の組成も変化し、一般にC/N比の上昇が認められる(3.4.7を参照)。これは、窒素を含むタンパク質などの含窒素有機物が、窒素を含まない炭水化物などよりも不安定であり分解しやすいためと考えられている。このため、利根川河口で懸濁態有機物のC/N比が他の測点より高い傾向にあったことは、河口域において存在する懸濁粒子が、植物プランクトンに加えて、分解の進んだ有機物を、他の測点より多くの割合で含んでいることを示唆している。

河口域における潮位とC/N比の関係を見ると、潮位の

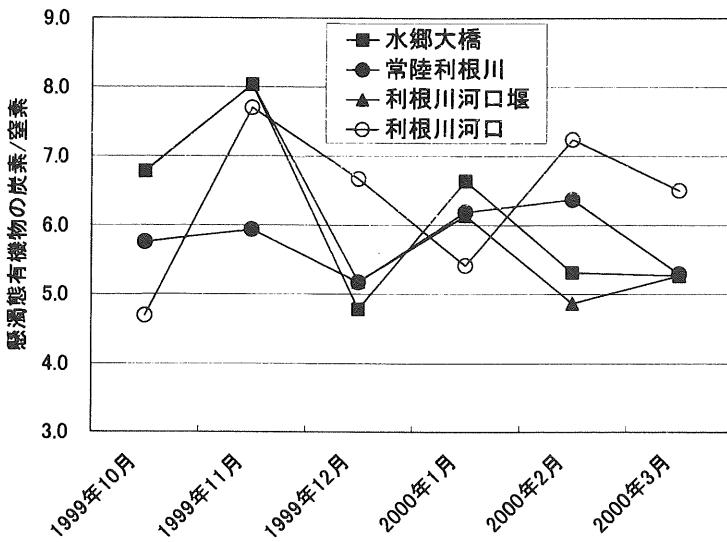


図3・4・3 懸濁態有機物の炭素/窒素

低い時間帯に採水を行った2000年2月と3月は、7.2および6.5と他の測点より高い傾向にあった。この時間帯では、採水地点の水深が著しく低下したため、底泥の巻き上がりが観察された。このことから、底泥に含まれる分解の進んだC/N比の高い有機物が水中に懸濁して、懸濁粒子のC/N比の増加を引き起こしているものと考えられる。また、潮位の高い他の4回の観測ではC/N比は低潮位時よりも低い傾向にあったが、1999年11月には潮位が高いのにも関わらず、7.7と高いC/N比が認められた。当日は強い風が吹いており、この影響により底泥が巻き上がった結果、懸濁粒子のC/N比の上昇が生じたものと思われる。この11月の観測日においては、水郷大橋および利根川河口堰においても河口域と同様にC/N比は高く、強風により底泥が巻き上がり、粒子として河川水中に懸濁する現象が利根川下流部全域に広がっていたことが分かる。常陸利根川では11月におけるC/N比の増加は認められなかったが、これは採水地点が常陸川水門のために風の影響が少ない場所に位置しており、強風による水の混合が生じなかつことによる。

3.4.4 クロロフィルと懸濁態有機物

植物プランクトンの現存量の指標となるクロロフィルaの濃度は、水郷大橋、常陸利根川、利根川河口堰および利根川河口で、それぞれ7.65-61.4, 13.8-46.3, 6.50-90.3および2.77-16.3 $\mu\text{g l}^{-1}$ の間で変動した(表3・4・1)。観測期間を通して、常に多くのクロロフィルaの濃度が認められたのは、常陸利根川であり、1999年10月を除いて20 $\mu\text{g l}^{-1}$ を上回っていた。これは採水地点が常陸川水門の上部に位置しており、河川水

が停滞することが多いことが、植物プランクトンの現存量の増加につながっているものと思われる³⁾。一方、利根川河口におけるクロロフィルaの濃度は常に20 $\mu\text{g l}^{-1}$ 以下と、植物プランクトンの現存量は低いものであった。今回の河口域の観測点においては、潮の干満による流れのため水が停滞することが少なく、植物プランクトンの現存量の増加に至らなかったためと考えられる。

POCやPONが植物プランクトンなどの生物粒子に加えて非生物由来の懸濁態有機物を含むのに対して、クロロフィルaは植物プランクトンのみに由来する物質である。POC/クロロフィルaの比に着目すると、POCに占める植物プランクトンの割合が大きいほど値は小さくなり(植物プランクトンの持つ値に近くなり)，逆に植物プランクトンの占める割合が小さいほど値は大きくなる。図3・4・4は各測点におけるPOC/クロロフィルaの比の変化を示している。利根川河口を除いた他の3測点では、POC/クロロフィルa比は水郷大橋で37-171、常陸利根川で58-98および利根川河口堰で73-126とその変動は比較的少なく、また測点の間に大きな違いが見られなかった。これに対して利根川河口では、POC/クロロフィルa比は104-1080と他の測点に比較して大きく変動するとともに、観測期間を通して他の測点よりも高い値を示した。この高い値は、利根川河口においてはクロロフィルaを持たない植物プランクトン以外の有機物が、懸濁粒子の構成成分として多くの割合を占めることを示唆している。

そこで、植物プランクトンの持つクロロフィルaと有機炭素量比が一定であると仮定し、河川水中のPOCに対する植物プランクトンの有機炭素の占める割合を見積もることを試みた。植物プランクトンの細胞を構成する有機炭素とクロロフィルaの比は、植物プラン

クトンの種類により、あるいは植物プランクトンの成長段階や生理状態の違いによって、変動することが知られている。ここでは植物プランクトンの炭素/クロロフィル a の比として45を採用した⁴⁾。各測点において得られたクロロフィル a の濃度に45を乗することにより、植物プランクトンに由来する有機炭素濃度を推定し、さらにその植物プランクトンが持つ炭素の、河川水中のPOCに対する割合を求めた(図3・4・5)。植物プランクトンが持つ炭素のPOCに対する割合は、水郷大橋で26~120%、常陸利根川で46~78%、利根川河口堰で40~74%および利根川河口で4.2~43%と算出され、利根川河口とその他の3測点との間に認められる差は顕著なものであった。

利根川河口を除く3点では期間を通してPOCに占める植物プランクトンの炭素の割合は大きく、平均値として水郷大橋で63.5%，常陸利根川で60.2%，利根川

河口堰で52.5%と、半分以上が植物プランクトンの炭素で占められていると推定された。また、水郷大橋と利根川河口堰において植物プランクトンの寄与が30%前後と他の観測日に比較して低い値の認められた1999年11月は、先にも述べたように強風による底泥の巻き上げが観察された日であり、その影響がPOCにおける植物プランクトンの有機炭素の減少につながったものと考えられる。

一方、利根川河口において得られた平均値は18.3%であり、他の測点に比較して極端に低いものであった。懸濁態有機炭素濃度から植物プランクトンの有機炭素濃度を差し引くことにより、非植物プランクトンの有機炭素量を求め、その濃度を懸濁態有機炭素濃度と比較した(図3・4・6)。その結果、両者には極めて良い直線的な関係が認められた。この結果は、河口域の測点においては、懸濁態有機炭素濃度は、非植物プラン

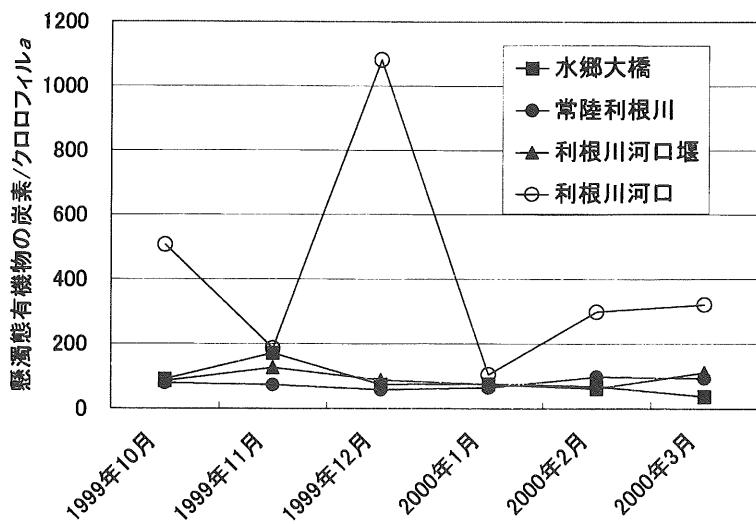


図3・4・4 懸濁態有機物の炭素/クロロフィル a

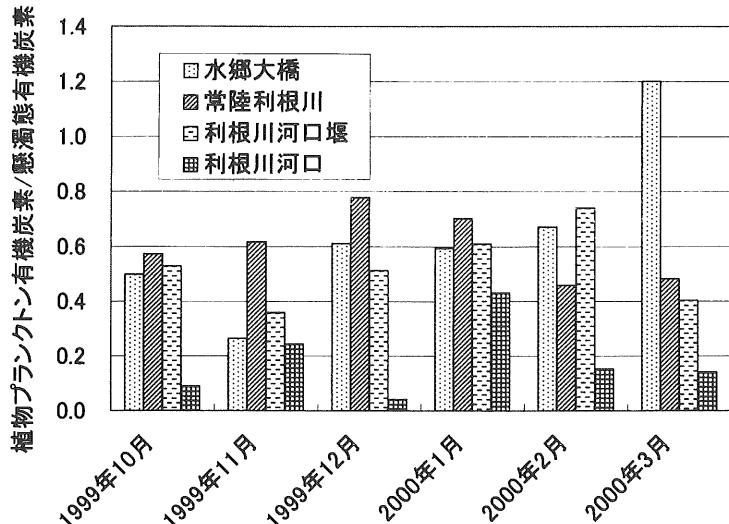


図3・4・5 植物プランクトン有機炭素/懸濁態有機炭素

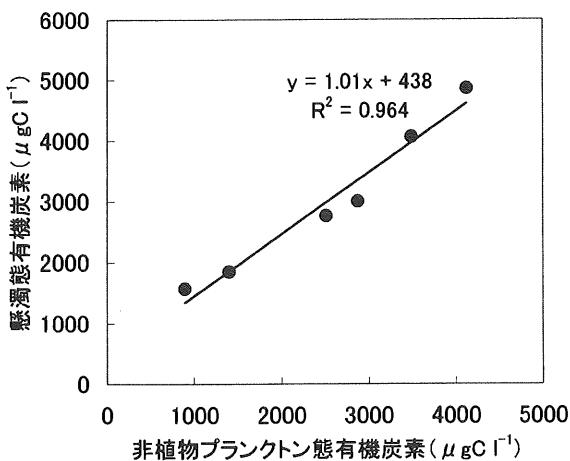


図3・4・6 利根川河口における非植物プランクトン有機炭素と懸濁態有機炭素の関係

クトンの濃度の変動によって支配されていたことを示している。算出された植物プランクトンの寄与の大小と観測時の潮の状況を見ると、低潮時に試水を採取した2000年2月と2000年3月では、平均値よりも低い値が得られた。この結果は、水位の減少による底泥の巻き上げが活発であり、再懸濁した堆積物が懸濁態有機物として存在していることを示唆している。しかし、植物プランクトンの炭素がPOCに占める割合が10%以下という非常に低い値は、1999年の10月と12月に認められている。この観測時においては潮位は比較的高く、非植物プランクトンの寄与と潮位との関係は必ずしも明確ではなかった。

河口域の測点で非植物プランクトンの有機炭素の占める割合が高く、また懸濁態有機炭素量と良い関係を示した原因としては、今回実施した試料の採取方法による可能性も強い。試料採取を行った河岸近くは、河川の中央部などに比較すると常に水深は浅く、河床の影響を受けやすい状況にあった。このため、河川中央部などの水深の深い場所では、感潮域であっても非植物プランクトンの影響が河岸近くほどは高くなる可能性も考えられる。また、感潮域には海洋性の懸濁粒子も常に存在していると予想されるが、海洋表層の懸濁粒子が高い炭素/クロロフィルa比および高い非植物プランクトン有機物比を持つことは考えにくい。

植物プランクトンの炭素/クロロフィルa比を用いて得られた懸濁粒子の起源に関する情報は、先に懸濁態有機物のC/N比を通して得られた傾向と一致していた。しかし先に述べたように、植物プランクトンの炭素/クロロフィルa比は決して一定ではないことが、培養した植物プランクトンによる研究を通して明らかになってきている。今回採用した植物プランクトンの炭素/ク

ロロフィルa比の45という値は、植物プランクトンの成長速度が最大にある時に認められるものである。栄養塩制限などにより植物プランクトンの成長が低下した場合には、炭素/クロロフィルa比が増加することが大半の植物プランクトン種において認められている⁵⁾。今回採用した45という値は植物プランクトンがとりうる最小に近い値と考えて良い。つまり、ここで見積もったPOCに対する植物プランクトンの炭素の寄与は最小の見積もりであり、実際の寄与は今回の見積もりよりも高い可能性がある。しかし、植物プランクトンの炭素/クロロフィルa比が、測点により大きく異なる可能性は少なく、今回得られたPOCに対する植物プランクトンの寄与に関する各測点の特徴は現状を反映している可能性は高いものと考えられる。

3.4.5 懸濁態有機炭素（POC）と溶存態有機炭素（DOC）

今回の観測では粒子状の有機炭素（POC）に加えて濾紙を通過する溶存態の有機炭素（DOC）についても測定を行った。尚、先にも述べたようにここで述べる溶存態という定義は、用いた濾紙の口径である0.7μm以下の物質を指しており、この中には「真の」溶存態有機物に加えて一部のコロイド状の有機物も含まれている⁶⁾。

6回の観測を通して得られたDOCの濃度は、1130～4290μgC l⁻¹の間で変動した（表3・4・1）。その変動幅はPOCに比べるとやや小さく、最小値と最大値との比は水郷大橋、常陸利根川、利根川河口堰および利根川河口において、それぞれ、2.63、3.25、2.41および1.97であった。測点間の濃度の違いを見ると、POCと同様に水郷大橋と利根川河口堰では、平均値がそれぞれ2110および2043μgC l⁻¹と少なく、常陸利根川と利根川河口では平均値がそれぞれ3280および3300μgC l⁻¹と高い傾向にあった。POCに対するDOCの濃度比は水郷大橋、常陸利根川、利根川河口堰および利根川河口において、それぞれ1.03～2.12、0.87～1.90、0.48～3.01および0.84～43であり、4試料を除いてDOCの濃度がPOCの濃度を上回っていた（図3・4・7）。すなわち、植物プランクトンなどの生物粒子が含まれる懸濁態の有機物よりも、溶存する「死んだ」有機物の濃度の方が一般的に高いことになる。

測点別で見ると、全期間を通して利根川河口でのPOC/DOC比は他の測点よりも低い傾向にあり、ほぼ1に近い値を取ることが多かった。すなわち利根川河口での有機物の存在状態の特徴として、POCとDOCがほ

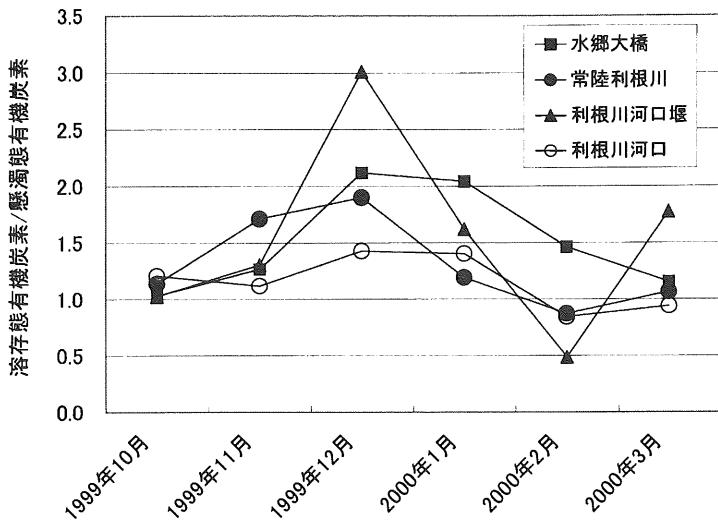


図3・4・7 溶存有機炭素/懸濁態有機炭素

ほぼ同程度の濃度で存在している事が明らかとなった。

今回得られたPOCの濃度とDOCの濃度の関係を図3・4・8に示す。一般にPOCの濃度が増加するにつれ、DOCの濃度も上昇する傾向が認められた。この両者の間にはPOCの濃度が $3000\mu\text{g C l}^{-1}$ 以下(DOCの濃度が $4000\mu\text{g C l}^{-1}$ 以下)の範囲で正の相関を示した($\text{DOC} = 1.13 \times \text{POC} + 536, r^2 = 0.688, n=19$)。しかし、POCの濃度が $3000\mu\text{g C l}^{-1}$ を越えるとPOCの濃度の増加に伴ったDOCの濃度の上昇は認められず、DOCの濃度は $4000\mu\text{g C l}^{-1}$ 程度であった。POCの濃度が $3000\mu\text{g C l}^{-1}$ を上回る値が見られたのは、常陸利根川の2000年2月と3月、利根川河口堰の2月および利根川河口の2月と3月であった。これらの中で、常陸利根川および利根川河口堰で認められた高いPOCの濃度は、クロロフィルaの濃度の増加を伴っていることから植物プランクトンの増殖によるものである。

植物プランクトンは光合成を行う際に、光合成で生

産した有機物を溶存態有機物として細胞外に排出することが知られており、これは溶存態有機物の主要な成因であるとされている。湖などの陸水において、植物プランクトンの光合成量と排出量とをまとめた報告によると、光合成量が少ない範囲では光合成量の増加に比例して排出量も増加するが、光合成量がある一定の高さ以上になると排出量の増加が認められないことが明らかとなっている。これは今回得られた傾向と一致しており、溶存態有機物の起源として植物プランクトンの排出の重要性を示唆している。一方、利根川河口において観測された $3000\mu\text{g C l}^{-1}$ 以上のPOCの高い濃度はクロロフィルaの増加を伴っておらず、先に述べたように底泥の巻き上がりにその起源を持つと考えられる。このPOCの濃度の増加がDOCの濃度の増加を伴わなかった事実は、堆積物中の粒子状の有機物量に対して、間隙水中に溶存する有機物量が少ないことを示しているように思われる。また、河口域では塩分濃度の変化により河川水に溶存する種々の物質がコロイドを形成することにより河川水から除かれることが報告されており、今回利根川河口で得られた他の測点より低いDOC/POC比は、このような溶存物質のコロイド化と関係している可能性も考えられる。

3.4.6 懸濁態有機物の脂肪酸組成

各測点について得られた懸濁態脂質の脂肪酸組成を表3.4.2～5に示す。尚、各脂肪酸のコロンの前の数字はその脂肪酸に含まれる炭素数を、コロンの後の数字は脂肪酸に含まれる不飽和結合の数を、また括弧内のn-以下の数字は不飽和結合の位置をメチル基端末からの炭素の数として示している(図3・4・9)。

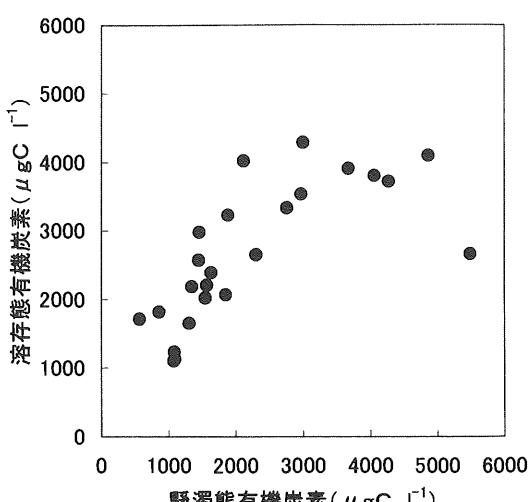


図3・4・8 懸濁態有機炭素濃度と溶存有機炭素濃度

表3・4・2 水郷大橋における懸濁態脂質の脂肪酸組成 ($\mu\text{gC l}^{-1}$)

	1999/10/1	1999/11/1	1999/12/9	2000/1/18	2000/2/23	2000/3/22						
14:0	3.5	2.4%	37.3	8.0%	13.0	7.3%	11.6	3.4%	31.5	5.8%	57.3	7.5%
15:0	2.4	1.6%	18.2	3.9%	5.3	3.0%	0.0	0.0%	18.6	3.4%	21.8	2.9%
16:0	34.4	23.1%	141.0	30.2%	45.0	25.2%	55.6	16.2%	118.4	21.6%	119.2	15.7%
16:1(n-?)	8.5	5.7%	55.5	11.9%	8.1	4.5%	9.9	2.9%	14.6	2.7%	6.6	0.9%
16:1(n-7)	15.1	10.1%	28.8	6.2%	24.5	13.7%	42.3	12.3%	63.8	11.7%	172.6	22.7%
16:2(n-3)	3.6	2.4%	4.8	1.0%	4.9	2.7%	11.0	3.2%	16.7	3.1%	44.3	5.8%
16:3(n-3)	6.4	4.3%	12.5	2.7%	10.3	5.8%	37.7	11.0%	25.6	4.7%	124.9	16.4%
17:0	3.5	2.3%	12.3	2.6%	3.9	2.2%	8.7	2.5%	12.6	2.3%	18.7	2.5%
18:0	13.5	9.1%	60.1	12.9%	23.7	13.3%	21.9	6.4%	98.3	18.0%	24.8	3.3%
18:1(n-9)	15.3	10.3%	48.5	10.4%	14.4	8.1%	19.9	5.8%	29.5	5.4%	21.7	2.9%
18:1(n-7)	3.6	2.4%	5.7	1.2%	3.9	2.2%	8.7	2.5%	10.2	1.9%	16.4	2.2%
18:2(n-6)	4.7	3.2%	7.7	1.6%	3.9	2.2%	6.5	1.9%	8.9	1.6%	9.4	1.2%
18:3(n-3)	9.1	6.1%	7.5	1.6%	5.4	3.0%	16.1	4.7%	23.5	4.3%	32.1	4.2%
18:4(n-4)	5.2	3.5%	6.0	1.3%	4.9	2.7%	16.7	4.9%	19.8	3.6%	27.9	3.7%
18:5(n-3)	3.0	2.0%	10.9	2.3%	0.0	0.0%	0.0	0.0%	5.6	1.0%	28.6	3.8%
20:5(n-3)	15.6	10.5%	9.5	2.0%	7.6	4.2%	60.7	17.7%	41.7	7.6%	24.3	3.2%
22:6(n-3)	1.5	1.0%	0.0	0	0.0	0.0%	16.5	4.8%	7.7	1.4%	10.7	1.4%
合計	148.9		466.2		178.7		343.9		547.1		761.5	

表3・4・3 常陸利根川における懸濁態脂質の脂肪酸組成 ($\mu\text{gC l}^{-1}$)

	1999/10/1	1999/11/1	1999/12/9	2000/1/18	2000/2/23	2000/3/22						
14:0	3.1	1.9%	43.9	7.0%	42.2	6.9%	132.6	11.4%	457.7	17.8%	106.6	9.4%
15:0	2.9	1.8%	15.5	2.5%	10.9	1.8%	18.1	1.6%	24.7	1.0%	22.1	2.0%
16:0	35.2	21.7%	131.2	21.0%	128.0	21.0%	165.8	14.3%	372.1	14.5%	193.1	17.0%
16:1(n-?)	6.4	4.0%	32.7	5.2%	13.4	2.2%	21.5	1.9%	10.2	0.4%	15.4	1.4%
16:1(n-7)	16.2	10.0%	111.4	17.8%	136.5	22.4%	260.3	22.5%	884.0	34.5%	303.3	26.7%
16:2(n-3)	3.4	2.1%	23.7	3.8%	23.7	3.9%	77.2	6.7%	171.4	6.7%	62.2	5.5%
16:3(n-3)	5.2	3.2%	43.7	7.0%	25.4	4.2%	80.3	6.9%	26.0	1.0%	24.4	2.2%
17:0	3.6	2.2%	12.9	2.1%	9.8	1.6%	19.2	1.7%	21.1	0.8%	17.7	1.6%
18:0	16.3	10.1%	32.1	5.1%	30.4	5.0%	31.9	2.8%	37.4	1.5%	27.5	2.4%
18:1(n-9)	16.6	10.3%	33.0	5.3%	31.4	5.1%	41.7	3.6%	146.1	5.7%	63.2	5.6%
18:1(n-7)	5.8	3.6%	14.4	2.3%	18.7	3.1%	18.8	1.6%	34.1	1.3%	37.9	3.3%
18:2(n-6)	6.1	3.8%	11.8	1.9%	14.3	2.3%	22.7	2.0%	59.3	2.3%	25.9	2.3%
18:3(n-3)	12.6	7.8%	33.9	5.4%	30.0	4.9%	51.8	4.5%	131.7	5.1%	92.7	8.2%
18:4(n-4)	9.2	5.7%	25.5	4.1%	31.0	5.1%	47.9	4.1%	44.9	1.8%	26.0	2.3%
18:5(n-3)	9.2	5.7%	6.8	1.1%	6.2	1.0%	10.6	0.9%	5.9	0.2%	20.2	1.8%
20:5(n-3)	7.6	4.7%	46.3	7.4%	44.1	7.2%	114.2	9.9%	113.8	4.4%	65.1	5.7%
22:6(n-3)	2.3	1.4%	6.9	1.1%	14.1	2.3%	44.2	3.8%	24.5	1.0%	30.9	2.7%
合計	161.8		625.7		610.0		1158.8		2564.8		1134.4	

表3・4・4 利根川河口堰における懸濁脂質の脂肪酸組成 ($\mu\text{gC l}^{-1}$)

	1999/10/1	1999/11/1	1999/12/9	2000/1/18	2000/2/23	2000/3/22						
14:0	6.8	3.5%	13.0	7.3%	6.1	4.3%	25.5	4.8%	162.5	6.0%	25.5	4.9%
15:0	5.2	2.6%	5.3	3.0%	2.9	2.1%	10.2	1.9%	14.9	0.6%	10.2	2.0%
16:0	46.9	23.8%	44.9	25.1%	37.5	26.6%	99.0	18.7%	570.9	21.2%	99.0	18.9%
16:1(n-?)	12.3	6.3%	8.1	4.5%	8.4	6.0%	16.9	3.2%	33.9	1.3%	16.9	3.2%
16:1(n-7)	20.7	10.5%	24.5	13.7%	14.6	10.4%	49.7	9.4%	330.5	12.3%	49.7	9.5%
16:2(n-3)	5.3	2.7%	4.9	2.7%	0.0	0.0%	10.9	2.1%	71.7	2.7%	10.9	2.1%
16:3(n-3)	7.8	4.0%	10.3	5.8%	3.1	2.2%	37.6	7.1%	168.3	6.2%	37.6	7.2%
17:0	4.6	2.3%	3.9	2.2%	3.1	2.2%	12.9	2.4%	61.8	2.3%	12.9	2.5%
18:0	17.7	9.0%	23.7	13.3%	19.9	14.1%	46.0	8.7%	39.3	1.5%	46.0	8.8%
18:1(n-9)	21.7	11.0%	14.4	8.1%	14.3	10.2%	29.9	5.6%	42.0	1.6%	29.9	5.7%
18:1(n-7)	3.8	1.9%	3.9	2.2%	5.3	3.8%	15.2	2.9%	129.2	4.8%	15.2	2.9%
18:2(n-6)	5.6	2.8%	3.9	2.2%	4.2	3.0%	12.3	2.3%	32.5	1.2%	12.3	2.4%
18:3(n-3)	2.5	1.3%	5.4	3.0%	5.7	4.1%	14.3	2.7%	107.5	4.0%	14.3	2.7%
18:4(n-3)	4.7	2.4%	4.9	2.7%	4.2	3.0%	32.8	6.2%	478.1	17.7%	32.8	6.3%
18:5(n-3)	4.2	2.2%	0.0	0.0%	0.0	0.0%	7.5	1.4%	88.4	3.3%	7.5	1.4%
20:5(n-3)	27.0	13.7%	7.6	4.2%	6.0	4.3%	56.8	10.7%	248.9	9.2%	56.8	10.9%
22:6(n-3)	0.0	0.0%	0.0	0.0%	5.5	3.9%	45.3	8.5%	116.6	4.3%	45.3	8.7%
合計	196.7		178.6		140.8		530.5		2697.1		522.8	

表3・4・5 利根川河口における懸濁脂質の脂肪酸組成 ($\mu\text{gC l}^{-1}$)

	1999/10/1	1999/11/1	1999/12/9	2000/1/18	2000/2/23	2000/3/22				
14:0	34.9	3.6%	35.5	7.2%	29.7	6.0%	75.7	5.0%	83.7	4.2%
15:0	25.8	2.7%	18.7	3.8%	9.7	2.0%	18.3	1.2%	27.5	1.4%
16:0	243.0	25.1%	142.6	28.8%	111.0	22.5%	451.0	29.9%	569.2	28.6%
16:1(n-?)	50.8	5.2%	53.8	10.9%	15.6	3.2%	34.8	2.3%	45.8	2.3%
16:1(n-7)	182.0	18.8%	48.6	9.8%	84.1	17.0%	75.3	5.0%	123.0	6.2%
16:2(n-3)	10.0	1.0%	6.9	1.4%	12.5	2.5%	0.0	0.0%	0.0	0.0%
16:3(n-3)	0.0	0.0%	14.6	2.9%	26.5	5.4%	0.0	0.0%	9.9	0.5%
17:0	17.4	1.8%	12.1	2.4%	9.1	1.9%	17.5	1.2%	19.8	1.0%
18:0	81.4	8.4%	41.1	8.3%	31.2	6.3%	225.0	14.9%	272.0	13.7%
18:1(n-9)	139.0	14.4%	65.0	13.1%	47.4	9.6%	378.2	25.1%	507.7	25.5%
18:1(n-7)	78.7	8.1%	11.7	2.4%	17.6	3.6%	45.2	3.0%	74.9	3.8%
18:2(n-6)	46.5	4.8%	15.9	3.2%	19.2	3.9%	123.1	8.2%	193.5	9.7%
18:3(n-3)	8.8	0.9%	7.4	1.5%	14.5	2.9%	19.0	1.3%	24.5	1.2%
18:4(n-4)	8.8	0.9%	4.6	0.9%	17.6	3.6%	13.2	0.9%	6.9	0.3%
18:5(n-3)	8.8	0.9%	6.5	1.3%	0.0	0.0%	13.0	0.9%	6.5	0.3%
20:5(n-3)	30.9	3.2%	10.3	2.1%	42.7	8.7%	16.7	1.1%	12.0	0.6%
22:6(n-3)	0.0	0.0%	0.0	0.0%	0.0	0.0%	0.0	0.0%	12.2	0.6%
合計	966.5		495.2		493.4		1506.1		1989.0	

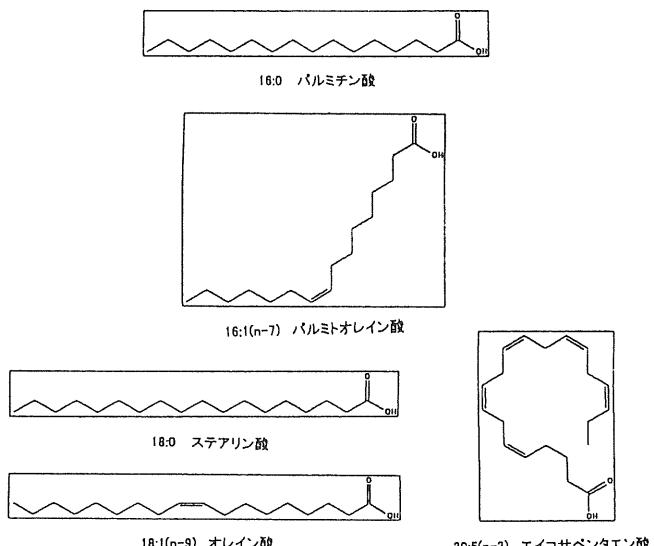


図3・4・9 利根川下流域において認められた主な脂肪酸の構造式

懸濁態脂質を構成する脂肪酸としては、炭素数14から22の脂肪酸が主要なものであった。特に寄与の大きかった脂肪酸としては、炭素数16の飽和(16:0)および一不飽和(16:1(n-7))脂肪酸、炭素数18の飽和(18:0)および一不飽和(18:1(n-9))脂肪酸であった。また多不飽和脂肪酸としては、炭素数16(C_{16})、18(C_{18})に加えて炭素数20および22の脂肪酸多くの試料に存在し、試料によっては高い寄与を示すことがあった。これらの脂肪酸は基本的に植物プランクトン、特に珪藻類に見られるものであり、珪藻類によりもたらされた脂質が今回対象とした河川水中の懸濁態脂質の主要な構成成分であることが示唆される⁷⁾。一方、陸上植物の脂質の特徴である長鎖の脂肪酸は、いずれの測点においても検出されず、陸上植物の脂質は利根川下流部における懸濁態脂質の主要な起源となっていないと予想される。

今回測定された脂肪酸の中で、主要な脂肪酸である5種類の脂肪酸(16:0, 16:1(n-7), 18:0, 18:1(n-9)および20:5)、および2グループ(C_{16} 多不飽和および C_{18} 多不飽和)の脂肪酸について、植物プランクトンの現存量との関係を知るため、クロロフィルaの濃度と比較した(図3・4・10、表3・4・6)。処理を試みた脂肪酸(グループ)の中でクロロフィルaの濃度と比較的良い相関関係を示したのは多不飽和脂肪酸であった。この結果は、多不飽和脂肪酸が主としてクロロフィルaを持つ、生きた植物プランクトンに由来していることを強く示している。脂質を構成する脂肪酸の中で、不飽和結合を2つ以上持つ多不飽和脂肪酸は、飽和脂肪酸や一不飽和脂肪酸に比較して分解速度が大きい⁸⁾。このため、生きた状態の植物プランクトンには比較的豊富に存在する多不飽和脂肪酸も、植物プランクトンの死後は急激にその濃度が減少する。つ

まり死後にデトリタス化した脂質には多不飽和脂肪酸の存在量は著しく低いことが予想され、これが多不飽和脂肪酸とクロロフィル a との強い正の関係につながっているものと考えられる。

一方、飽和脂肪酸および一不飽和脂肪酸は、クロロフィル a の濃度との関係は明確ではなく、これらの脂肪酸の濃度が植物プランクトンの現存量に支配されて

いる可能性は低い。これらの脂肪酸は、多不飽和脂肪酸とは異なり、比較的安定な状態として懸濁態脂質を構成しており、非植物プランクトンの懸濁態脂質にも多く存在していると考えられる⁹⁾。この非植物プランクトンの脂質の影響を受けることにより、飽和脂肪酸と一不飽和脂肪酸の濃度がクロロフィル a の濃度と明確な関係を示さない原因と考えられる。

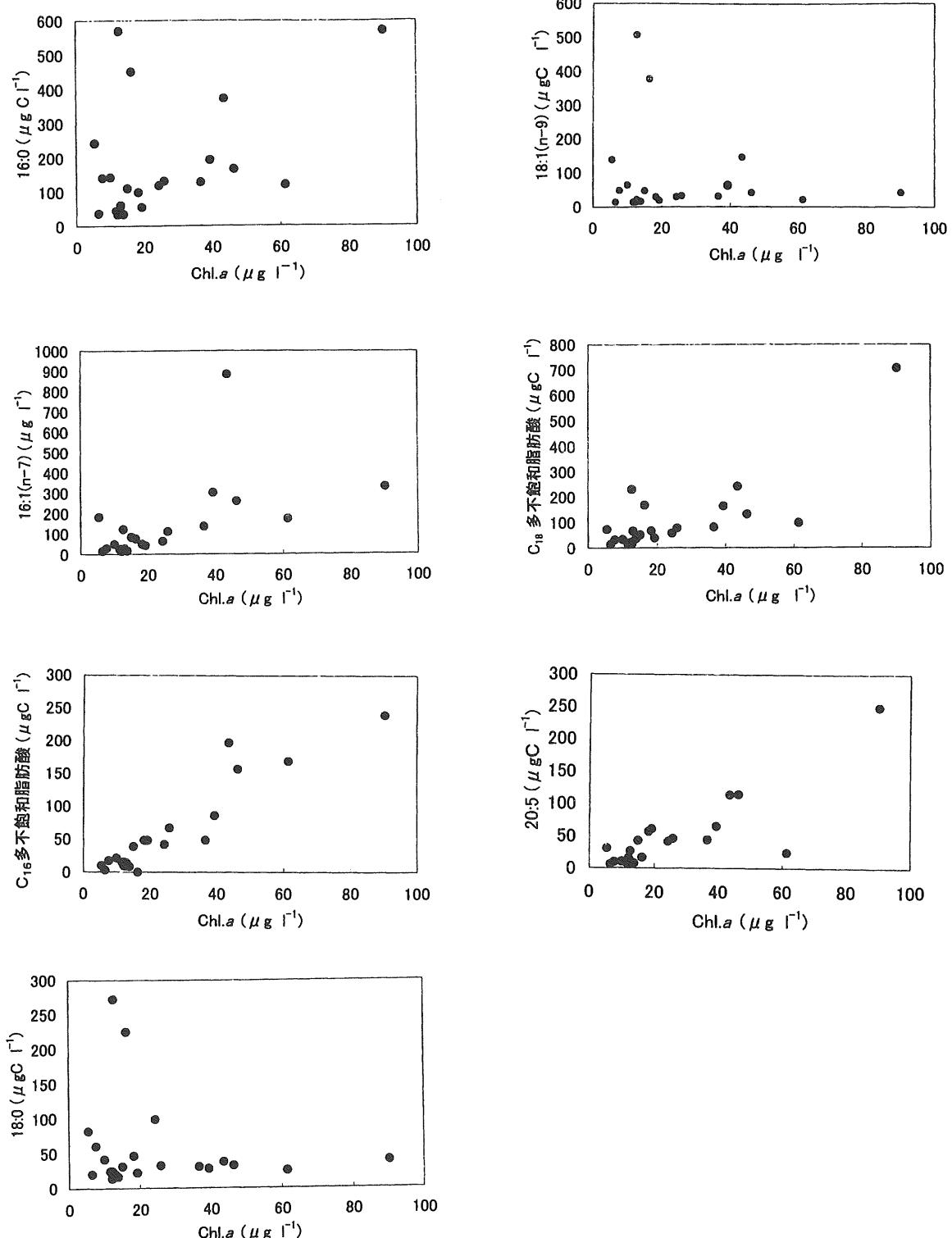


図3-4-10 クロロフィル a 濃度と各種脂肪酸濃度との関係

表3・4・6 懸濁態脂質を構成する脂肪酸濃度（y）とクロロフィル濃度（x）との関係

	回帰式	r^2	データ数
16:0	$y = 3.60x + 83.5$	0.204	23
16:1(n-7)	$y = 5.20x + 6.90$	0.320	23
C ₁₆ 多不飽和脂肪酸	$y = 3.11x - 19.2$	0.874	23
18:0	$y = -0.478x + 65.2$	0.0228	23
18:1(n-7)	$y = -0.686x + 93.0$	0.0133	23
C ₁₈ 多不飽和脂肪酸	$y = 5.62x - 29.2$	0.619	23
20:5	$y = 2.22x - 9.42$	0.704	23

このように、安定性が脂肪酸により異なることは、脂肪酸組成からその懸濁態脂質について分解が進んでいる程度、すなわち有機物の「新鮮さ」を見積もることを可能にする。このため、全脂肪酸量に対する多不飽和脂肪酸の寄与を比較した（図3・4・11）。多不飽和脂肪酸の寄与は水郷大橋で12.6%~48.0%，常陸利根川で22.5%~38.7%，利根川河口堰で20.4%~48.6%および利根川河口で11.8%~27%と算出され、利根川河口では他の3測点よりも常に多不飽和脂肪酸の寄与が低いものであった。この結果は、利根川河口を除く他の3測点では生きた植物プランクトンの持つ「新鮮な」脂質が比較的多く存在するのに対し、利根川河口では飽和および一不飽和脂肪酸脂肪酸からなる分解の進んだ「古い」脂質を多く含むことを示している。この「古い」脂質の起源としては、先に述べたように、底泥の巻き上げにより水中に再懸濁した堆積物中の脂質が考えられる。これは、底泥の巻き上げが観察された1999年11月の水郷大橋および利根川河口堰においても多不飽和脂肪酸の寄与が他の月よりも少なかった事からも支持される。

3.4.7 有機物の安定性

原水に含まれるPOCの分解実験の開始時における濃度は、1240 μgCl^{-1} であったが、実験開始とともに急激な減少を示し、実験を開始してから6日後では初期濃度の63%にまで減少した（図3・4・12）。その後の減少は初期に比べるとゆっくりとしており、最終的に61日後では初期濃度の43%に減少した。61日間で河川水中に存在したPOCの60%程度が分解されたことになる。また、PONも分解実験初期はPOCと同様の減少傾向を示し、6日後に存在するPONは初期濃度の62%とPOCとほぼ等しかった。しかしPONに関しては、これ以降も分解が継続し、実験終了時の61日後では初期濃度の19%のみが懸濁粒子として存在していた。これにより分解の過程で有機窒素が有機炭素より早く消失することが実験的に確認できた。この結果、分解実験中の懸濁態有機物のC/N比は、初期の10日間はほとんど変動が

なかったものの、10日目以降に急激に上昇し、40日目以降は10を超える値となった（図3・4・13）。この結果は、先に述べたように、河床の底泥が巻き上がった際に認められた河川水中の懸濁粒子の高いC/N比が、底泥中の分解の進んだ有機物によることを強く示唆している。

上述した懸濁態有機物の分解の特性については、従来から知見が得られていたが、溶存態有機物については、そのどの程度が易分解性を持つ有機物により占められているかについては、これまで余り実験的な解析が行われてきていません。今回の実験では、溶存態有機物においても分解実験の過程において濃度の低下が認められ、溶存態有機物中にも分解性の高い有機物が一定量は含まれていることが確認された（図3・4・14）。しかし、その減少する割合はPOCで認められたほど多くはなく、実験開始から6日後で初期濃度の80%への減少にとどまった。さらに、6日以降の分解はゆっくりとしたものであり、61日後の実験終了時には初期濃度の64%が残存していた。つまり、61日間で当初河口域に存在していた溶存態有機物の36%が分解したことになる。これは、POCで見積もられた相対的な分解量の57%の約半分に相当する。つまり、POCとDOCとで比較すると、POCの方がより分解性に富んでおり、DOCには微生物の分解作用に対して安定な難分解性有機物が多く含まれるという結果が得られた。

しかしながら、分解実験におけるPOCおよびDOCの減少量を、初期濃度に対する相対値ではなく絶対量で比較すると、POCとDOCの減少量は実験の初期ではほぼ一致し、実験の後半ではDOCの減少量が上回ることがわかる（図3・4・15）。つまり、易分解性有機物の占める割合はDOCはPOCの半分程度であったが、実験に用いた河川水のDOCの濃度がPOCのはば2倍であったため、有機炭素の減少量としてはPOCとDOC間でほぼ同程度であったことになる。河川水中のDOC濃度は一般的にはPOC濃度を上回ることが多く、有機物の分解に伴う水塊の貧酸素化など河川の物質循環における溶存態有機物の重要性が示唆された。

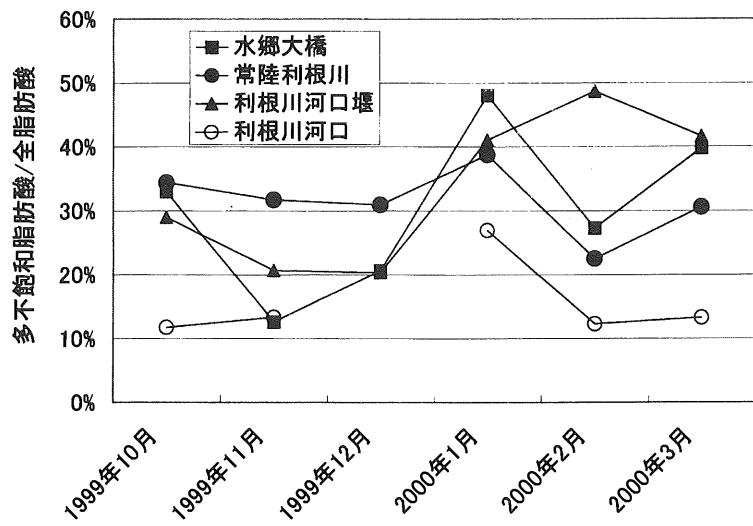


図3・4・11 懸濁態脂質の多不飽和脂肪酸/全脂肪酸

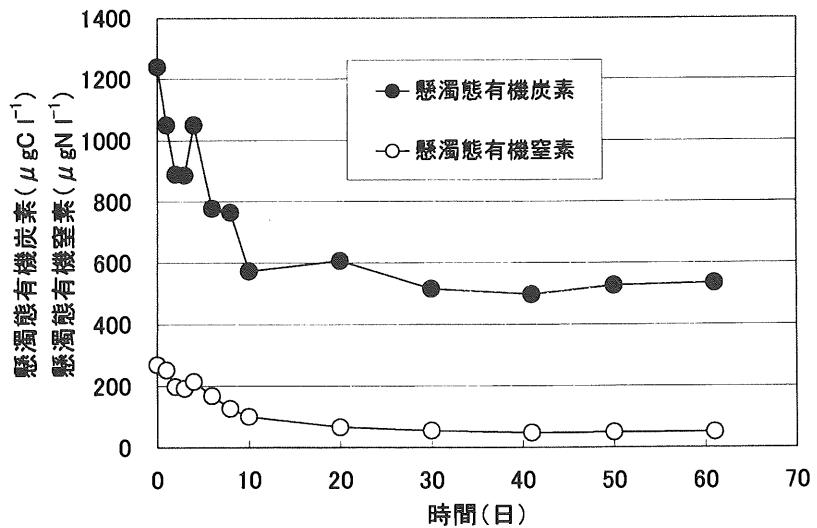


図3・4・12 分解実験における懸濁態有機炭素および懸濁態有機窒素濃度の変化

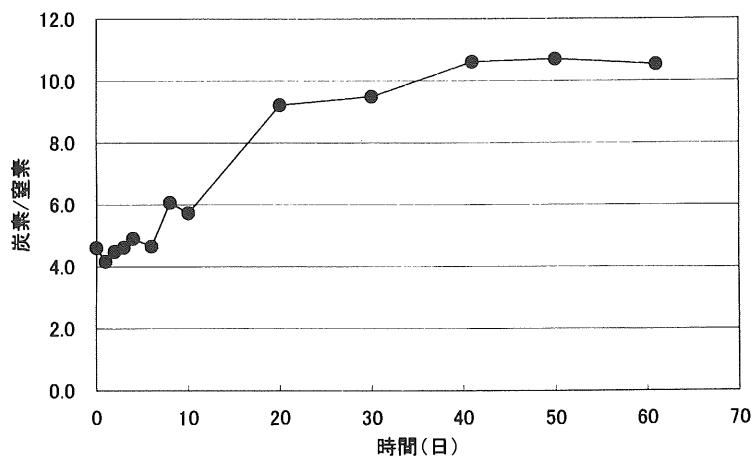


図3・4・13 分解実験における懸濁態有機物の炭素/窒素の変化

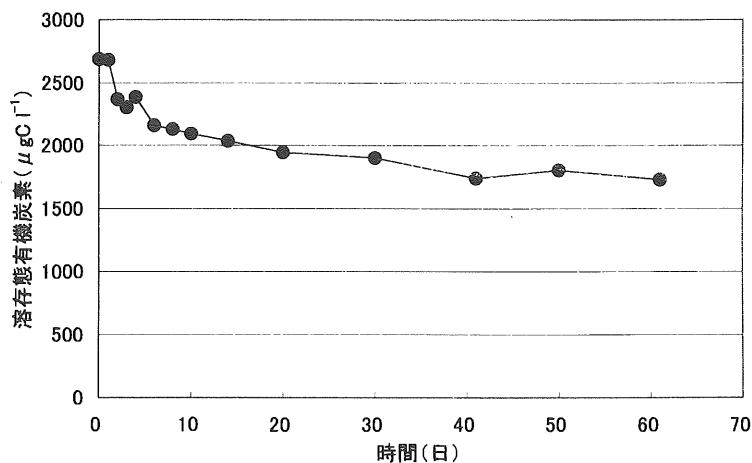


図3・4・14 分解実験における溶存態有機炭素濃度の変化

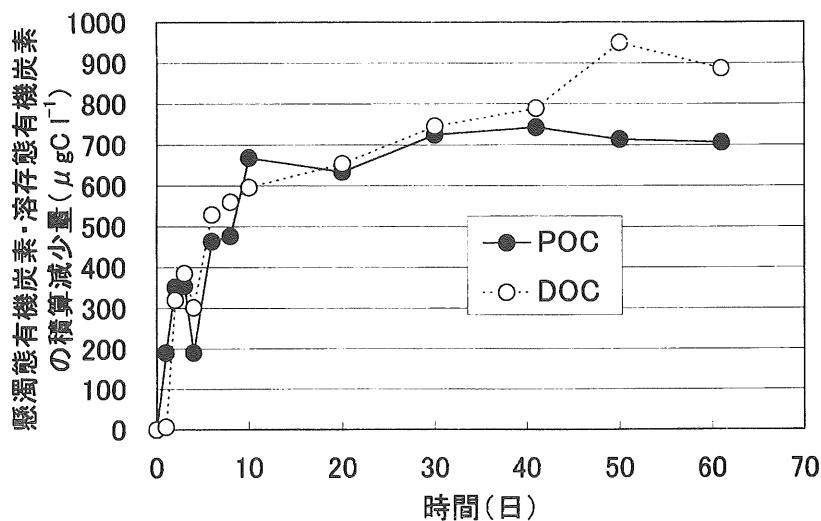


図3・4・15 分解実験における懸濁態有機炭素および溶存態有機炭素の積算減少量

謝辞

本研究の実施にあたり、筑波大学大学院修士課程環境科学研究科、山本百代さんのご協力を得た。

参考文献

- 1) T. Hama (1999) Production and turnover of organic matter through phytoplankton photosynthesis. In *Dynamics and Characterization of Marine Organic Matter*. N. Handa, E. Tanoue and T. Hama (eds.), Terra Scientific Publishing, Tokyo, pp. 497 - 532.
- 2) T. R. Parsons, M. Takahashi and B. Hergrave (1984) *Biological Oceanographic Processes* 3rd ed. Butterworth-Heinemann Ltd.
- 3) 村上哲生・西條八束・奥田節夫 (2000)：河口擾，講談社
- 4) O. Holm-Hansen and B. G. Mitchell (1969) : Determination of microbial biomass in ocean profiles. Limnol. Oceanogr., 14, 740 - 747.
- 5) S. Myklestad and A. Haug (1972) Production of carbohydrates by the marine diatom *Chaetoceros affinis* var. *willei* (Gran) Hustedt. I. Effect of the concentration of nutrients in the culture medium. J. Exp. Mar. Biol. Ecol., 9, 125 - 136.
- 6) S. M. Libes (1992) *An introduction to Marine Biogeochemistry*. John Wiley & Sons.
- 7) M. T. Arts and B.C. Wainman (1998) : *Limpids in Freshwater Ecosystems*. Springer.
- 8) G. Thounelin, L. Bodineau and M. Wartel (1997) : Origin and transport of organic matter across the Seine estuary: Fatty acid and sterol variations. Mar. Chem., 58, 59 - 71.
- 9) T. Hama (1999) Fatty acid composition of particulate matter and photosynthetic products of phytoplankton in subarctic and subtropical Pacific. J. Plankton Res. 21, 1355 - 1372.

3.5 感潮域におけるベントスの分布と水環境—特に塩分変動との関係を北上川をフィールドとして—

3.5.1 序論

[1] はじめに

ベントス (benthos, 底生生物) とは、水底に生活する生物の総称であり、浮遊生活をするプランクトン (plankton) や遊泳生活を行うネクトン (nekton) に対比される。これは水生生物の生態的側面による分け方の1つであるから、ベントスにはバクテリア、植物および動物からなる極めて多様な分類群が含まれることになる。このうち、肉眼で容易に確認できるベントスをマクロベントス (macrobenthos) と呼び、特に淡水域ではマクロベントスを用いたバイオモニタリング (biomonitoring) の手法が20世紀はじめから精力的に検討され、国内外において多くの成果が上げられてきている^{1) 2)}。しかし、河川の感潮域に発達するベントス群集 (benthic community) は上流の淡水域のそれとは極めて異なった特徴を有するため、淡水域での成果をそのまま適用することは難しい場合が多い。また、感潮域の生物的諸過程を、水環境の評価あるいは河川下流部に発達する生態系の管理・維持と関連づけた総合的かつ精力的な研究^{3) 4)} は極めて少ないので現状である。こうした状況において、河川感潮域におけるバイオモニタリングではどのようなベントスのどういった生態的特徴に注目すべきか⁵⁾、ベントスを対象とした生物・生態学者からの具体的な方向性の提示が急務と思われる。また、日本各地の感潮域における生物の現状がどのようなものか、全体像の把握は難しい状況にはあるものの、具体的な知見を蓄積していくことが必要であろう。

本研究では、感潮域を特徴づける重要な要因の1つである塩分環境とベントスとの関わりを取り上げ、(1) ベントスの分布と塩分環境との関係を北上川河口域における砂泥底ベントスに関する野外調査、および人工基質 (artificial substrate) を用いた河口堰上・下流におけるベントス相の比較結果を報告する。また、感潮域に生息する個々のベントス種が塩分環境の変化にいかに応答するかという基礎的な情報を提示するため、(2) 塩分の変化に対する甲殻類・端脚目 (ヨコエビ類) のニホンドロソコエビの生理・形態的な応答を、1つのモデルケースとして紹介する。

[2] 河川感潮域の特質とバイオモニタリング

バイオモニタリングは、生物の動態・反応から環境の変化や人間活動による環境への負荷の影響等を推定しようというものである。この際、環境についての情報を得るために野外で観察される特定の生物種、あるいは生物群を「指標生物 (indicator, またはindex organism)」と呼ぶ。指標生物を用いたモニタリングは、対象とする環境要因のレベルや変動幅を化学・物理的手法によって直接にモニタリングすることが困難な場合に有効であり、また細かい変動を平滑化してある期間における環境要因の「平均的な」レベルあるいは変動幅を示すという特徴を有する^{1) 6)}。もちろん、指標生物の選定には対象となる生物群に関する分類学的、および生態学的な知見や経験が要求され、河川淡水域における生物学的水質判定法では、種数と量が豊富な水生昆虫が最も重要なグループとされている^{7) 8)}。

一方、感潮域の生物相は淡水域とは劇的に異なり、貝類、多毛類、あるいは甲殻類などが卓越する^{3) 4) 9)}。従って、河川感潮域は河川の性質を有しつつも、生物相（およびそれらの生物の生活型）としては沿岸域に類似するという特徴を有する。この点は、感潮域に特有の潮汐による塩分の周期的な変動とともに、河川特有の物理的環境（下流への流れの卓越や、洪水による物理的擾乱など）とベントスとの関わり^{10) 11)}を知る上で興味深い。すなわち、海と川の接点である感潮域は学問的にも「境界領域」的存在であるが、現在のところこの点がむしろ障壁となって基礎的な生態学的知見の不足が生じ、さらにはその応用としてのバイオモニタリングの手法の確立が遅れているのが実状であろう。

[3] 塩分環境のバイオモニタリングとベントスの移動・分散様式

本研究は河川感潮域における塩分環境のバイオモニタリングを中心に扱うが、その手法は（1）塩分変動に対するベントス各種の生態および生理的な応答様式を野外・室内で明らかにするとともに、（2）河川感潮域の塩分環境区分とそれぞれを特徴づける種群のリストを得ることで確立されるはずである。このうちの（1）に関しては、特に室内実験等による塩分変動に対するベントスの応答に関する情報が不足しているので、本研究の後半においても1つの知見を加えることとする。

一方（2）については、野外におけるベントスの分布調査の結果を総合することによって暫定的なリストを作成することは可能であり、すでに日本産主要汽水性ベントスの塩分環境に対する分布範囲が堀越・菊池によって簡潔かつ要領よくまとめられている⁹⁾。すな

わち、汽水域を塩分濃度によって分類したヴェニス・システム（1959）に従えば、海から上流の淡水域にかけての水域は、海水（> 30‰）、多鹹（かん）水（18 ~ 30‰）、 β 中鹹水（10 ~ 18‰）、 α 中鹹水（5 ~ 10‰）、貧鹹水（0.5 ~ 5‰）、および淡水（< 0.5‰）に区分され^{4) 9)}、例えば、本報告において山田によって詳しく扱われているヤマトシジミは中鹹水から貧鹹水に分布するベントスとされている。この他、淡水産ベントス3種を含む合計49種および2分類群（ヌマガイ類とタニシ類）の分布が23のグループにまとめられて示されている。

ところで、こうした塩分区分-生物群のリストを使用した塩分環境のバイオモニタリングにあたっては、実際の調査で見いだされた種類の生活型あるいは移動・分散様式に注意する必要があると思われる。感潮河川の生物相は沿岸域のそれに類似するが、沿岸域におけるベントス研究では、成体が基質に固着あるいは埋在してあまり移動しないグループ（分散は主に浮遊幼生期に行われる：ここでは「定在型」と呼ぶ）と、基質から離れて受動的・能動的な移動を頻繁に行うもの（ここでは「移動型」と呼ぶ）とに対象とするベントス群集を類型化することがしばしばある。これは様々な生態的要因（環境要因の変化、物理的攪乱、捕食など）に対するベントスのレスポンス、あるいは逆にベントスからの環境への作用様式（基質の安定化や不安的化作用など）が移動・分散性の違いに深く関連するためであり^{12) 13) 14) 15)}、この点はベントスの個体群や群集の動態を考える際に極めて重要である。さらに、ベントスの移動・分散性は、沿岸域と淡水域のベントスの動態を統一的に捉えるための生物学的な基盤としても捉えられてきている^{16) 17)}。河川の感潮域に見られるベントスの中では、基質に固着して生活するマガキなどの二枚貝や甲殻類のフジツボ類、あるいは砂や泥に埋没して生活するヤマトシジミやイソシジミなどの埋在性二枚貝などが「定在型」に、ヨコエビ類などの小型甲殻類や多毛類の一部、あるいは十脚甲殻類のカニ類やエビ類などが「移動型」と類型されよう。「移動型」のうち、小型の種類は短い生活史サイクル（数日から数ヶ月）を持ち、しばしば水柱（water column）に泳ぎ出すことで水の流れによる受動的な成体の移動・分散が頻繁に行われる^{18) 19)}。また、カニ類やエビ類などの大型の「移動型」ベントスは主に歩行や遊泳によって移動する。ヤマトシジミの成貝も感潮域内を移動するとされているが、その頻度は「移動型」に属するベントスに比較すると低いものと考えられ、主な分散過程はその浮遊幼生によるものである。

さて、実際にベントスを用いて感潮域の塩分環境をモニタリングするには、各塩分区を特徴づける生物を選定しなくてはいけない。平均的な環境レベルを反映させようという一般的な指標生物の選定基準に従えば、「場に強く結びついた生物」、陸上においては動物よりは植物、を選ぶのが普通である。同様な視点から、感潮域においても「移動型」よりも「定在型」のベントスが指標生物として適していると考えられる。しかし、ここに2つの問題点がある。1つは、指標生物の選定は、モニタリングの対象とする環境要因の変動様式や突発的な変化が生じる頻度にも依存するということである。感潮域における塩分環境は河川水量によって短期間でも様相が変化するので、そうした変動を反映するような指標生物を選定することも必要であろう。この意味で、「定在型」の指標生物に加えて「移動型」の種類も対象とすることは重要である。もう1つ注意すべきことは、「定在型」のベントスには水産上重要な種類が比較的多く含まれ（例えば、マガキ、アサリ、ヤマトシジミなど）、かつそれらの種類自体が指標生物としても有効である場合が多いということである。ある生物にとっての環境をモニタリングする際には、基本的には環境は対象生物とは独立に測定されるべきである。従って、「定在型」の水産資源の維持・管理を考えつつ塩分環境のバイオモニタリングを行う際には、対象とする水産上の重要種以外の「定在型」あるいは「移動型」のベントスを指標生物として適宜取り扱う必要がある。本研究の北上川感潮域における調査では、特にこれらの2点に注意しつつ、ヤマトシジミにとっての塩分環境について考察する。

[4] 塩分変動に対するベントスの生理・形態的応答

—3つの体液浸透調節型と鰓上皮細胞の機能形態—

前述のように、野外における塩分の挙動とベントスの生態的な応答との関係を解釈し、さらにはバイオモニタリングのための指標生物を選定するためには、塩分変動へのベントスの応答に関する生物学的基盤が明らかにされる必要がある。しかし、そうした知見はごく一部の種類に関するものに限られているのが現状である。そこで、本研究では北海道から九州までの河口域に広く認められるニホンドロソコエビ（甲殻類、端脚目）をモデル生物として取り上げ、塩分の変化に対する彼等の生理・形態的および生態的な応答を検討した。ここでは、その背景となる水生生物の体液浸透調節に見られる3つのタイプと、体液浸透調節の重要な場である鰓上皮細胞の機能的形態について解説する。

塩分変動に対する感潮域の生物の適応様式を知るこ

とは、海から陸水、あるいは陸域への生物の進化を伴った侵入過程を考えることに通じる。一般に海産生物の体液はその組成およびイオン濃度が海水とほぼ等しく、体液浸透圧を調節する能力を持たない（浸透順応型：osmoconformer、図3・5・1参照）。こうした海産種を起源とした生物が低塩分環境に侵入するためには、1) 体液の浸透圧調節能の獲得、および2) 細胞レベルでの浸透調節あるいは低塩分への耐性獲得の2つの生理的プロセスのいずれか、あるいは両者が要求される²⁰⁾²¹⁾。例えば、感潮域に生息するケフサイソガニ (*Hemigrapsus penicillatus*) は、主に上の1) によって感潮域の低塩分に対応している種類である。すなわち、彼等は低張環境における塩分吸収能を獲得し、少なくとも40%海水程度までの塩分低下に対して体液を高張に維持することができる（高浸透調節型：hyperregulator）²²⁾。この高浸透調節に上記の2) が平行して獲得されることによって、基本的には「平均的な」環境塩分の低下には対応可能であるようである。つまり、塩分変動がある範囲以内であれば、細胞レベルでの耐性範囲を低めながら外液からのイオンの吸収能を高めることで淡水環境までへの適応が可能となっている。淡水産無脊椎動物の多くは高浸透調節型であるが、その体液の浸透圧は海水の高々2分の1程度であり²³⁾、細胞レベルの耐性範囲が低塩分側へシフトしているものと考えられる。興味深いことに、体液の高浸透調節による低塩分環境への適応では、高塩分側への耐性範囲の減少が避けがたいようであり、多くの淡水産無脊椎動物では半海水よりも高い塩分における生存が難しい。同様なことは、感潮域の中でも比較的塩分が低い貧鹹水域に生息するベントスにも当てはまり、例えばヤマトシジミの個体群維持には塩水の遡上が不

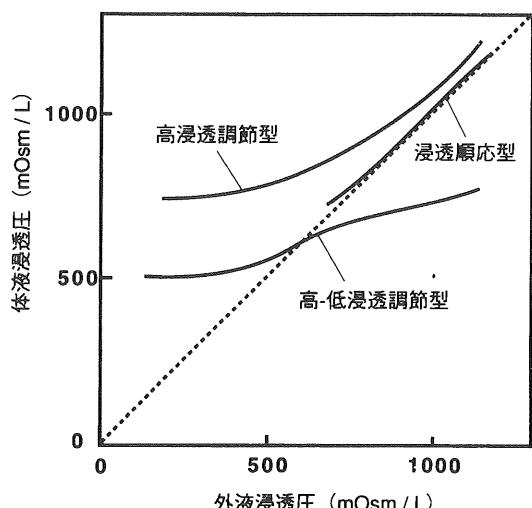


図3・5・1 体液浸透調節の3つのタイプ

可欠であるものの、2/3海水を越える塩分はその生存率を低下させてしまうことが知られている²⁴⁾²⁵⁾。

また、感潮域のベントスの中には、高-低浸透調節型 (hyper-hyporegulator) の生物も認められる。このタイプの生物は、低張環境における高浸透調節に加えて外液が体液よりも高張な場合にはイオンの排出を行っており、「平均的な」環境塩分の低下のみならず、塩分濃度の大きな変動にも生理的に対応できる。高-低浸透調節型の無脊椎動物は、塩湖に生息するブラインシュリンプ (*Artemia salina*) や半陸棲甲殻類の一部を除けば、感潮域に生息する種類、しかも“true estuarine organisms”と呼ばれる多鹹水から中鹹水に生息する生物⁴⁾ にほぼ限定される²⁰⁾²¹⁾。

さて、体液の浸透調節には外界からの積極的なイオンの吸収、あるいは外界への排出が必要である。こうしたイオンの能動輸送の場としては、水生動物の場合には消化管や泌尿排泄器官に加えて鰓が重要である²⁶⁾。呼吸を担う鰓の上皮では、ガスの拡散距離が短い必要があるため、その他の体表を覆う上皮に比較して極めて薄い。また、体表がクチクラで覆われている甲殻類などでは、クチクラも鰓部で薄くなっている。従って、鰓はイオンの透過性が極めて高い体表部位ということになる。体液浸透調節を行わない海産の浸透順応型の生物の場合は、鰓上皮は扁平、かつミトコンドリアなどの細胞小器官（オルガネラ：organelle）に乏しいという典型的な呼吸上皮の特徴を有する。

一方、体液浸透調節を行う汽水・淡水産生物の場合、イオンの透過性の高い鰓上皮が能動輸送の場となっており、その微細構造においては次のような特徴を示す²⁶⁾²⁷⁾。まず第一に、能動輸送にはATPが必要であるので、浸透調節型の鰓上皮細胞はATPを産生する細胞小器官であるミトコンドリア (mitochondria) を豊富に含み、単純な呼吸上皮よりもかなり厚い。また、細胞基底側の細胞膜が陥入し、ミトコンドリアを挟み込む。この陥入した基底膜上にはNa⁺, K⁺-ATPaseの高い活性が認められる。こうした特徴は塩分吸収型および塩分排出型の上皮に共通する特徴であるが、外界に接する細胞頂端側の膜形態は塩分吸収型と排出型の上皮で異なる。塩分吸収型の上皮細胞では、頂端側の膜が高頻度で陥入してAIS (apical infolding system) と呼ばれる構造²¹⁾²⁸⁾を示し、細胞の表面積を飛躍的に増大させていく。一方、塩分排出型の上皮の場合、細胞頂端には多数の微絨毛が認められる。また、細胞内には基底膜陥入の変形である密集した細管構造が発達する。

3.5.2 北上川におけるベントスの分布

[1] 北上川（追波川）の概要

北上川は岩手県北部の「弓弭（ゆはず）の泉」に発し、多くの支流を合流しながら岩手県を南流して宮城県北部の追波湾に注ぐ。その流域面積（ 10150 km^2 ）は全国第4位、幹川流路延長は249kmとされる大型の河川である。また、北上川は宮城県津山町において石巻湾に注ぐ旧北上川と分かれ、分岐点の下流約9km地点（河口から上流17.2km）には北上大堰が設置されている。この北上大堰は塩水遡上阻止をその目的の1つとしているので、北上川の感潮域は北上大堰下流側から追波湾への開口部までを含むことになる。こうした北上川の感潮域には広大なヨシ原（航空写真による概算：約9～10km²程度）が発達し、その周囲に広がる砂質あるいは泥質の干潟とセットとなって、水産上重要なヤマトシジミをはじめとした多くの生物種にとっての良好な生息環境を提供していると思われる。また、北上川が注ぐ追波湾は親潮と黒潮がぶつかる南三陸に位置し、生物地理学的にも興味深い。しかし、その生態系についての学術的な知見は極めて不足しているのが現状である。

本研究では、北上川の感潮域におけるベントス相および彼等の分布と環境、特に塩分との関連についての基礎的な情報を蓄積するため、河口域における砂泥底ベントスの分布調査、および人工基質を用いた河口堰上・下流におけるベントス相の比較を行った。

[2] 調査方法

北上川における塩分環境とベントスの分布との関係を知るために、河川の海への開口部から上流2.4kmまでの間に設置した7地点（図3・5・2）における環境要因と、ベントスの密度を平成11年10月29日の昼間の下げ潮時に調査した。環境要因としては、スラッジレベルメーター（KRK SZ-1 F；半導体水圧センサー）を用いて水深を測定するとともに、水質モニタリングシステム（HORIBA U-21）によって水温、pH、溶存酸素（DO）、導電率、濁度、塩分濃度、全溶存固体物量（TDS）および海水比重の垂直分布を記録した。ベントスの採取の際には、エクマンバージ型採泥器（採集面積： $15 \times 15 \text{ cm}^2$ ）を用い、各点につき2回底泥を採取した。採取した底泥は目合い1mmの篩で処理し、篩上に残った試料をプラスチックバックに入れて中性ホルマリン原液でホルマリン濃度が10%程度になるように固定した。固定サンプルは実験室に持ち帰った後にソーティングし、ベントスの同定および各種の出現

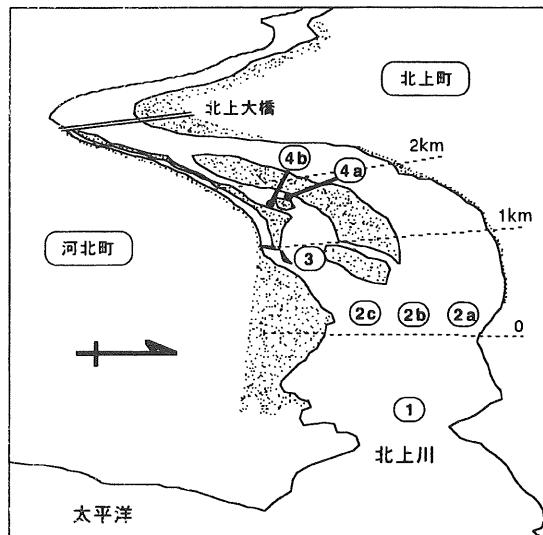


図3・5・2 海側から見た北上川河口域と調査地点
(点を打った部はヨシ原を示す)

個体数を記録した。

また、上記の7地点のうちのst. 4 b（本報告書の山田における1.6km地点）では、夏場におけるヤマトシジミ、特に殻長20mm以下の幼貝が問題なく成長しているか否かを知る目的で、平成11年の7月から9月にかけて月に1度の調査を行った。エクマンバージ型採泥器による底泥の採取を3～4回行い、目合い1mmの篩で処理した後に篩上に残ったヤマトシジミの殻長、殻幅、殻高をデジタルキャリパー（Mitsutoyo CD-20）を用いて現場で計測・記録した。なお、測定を終了した個体は採集場所にもどした。

さらに、河口から上流17.2kmに設置された北上大堰をはさんだ回遊性ベントスの状況を知るため、岡本と栗原²⁹⁾が用いたものと同様な石積みトラップ（図3・5・3）を使用した調査を行った。トラップはプラスチック製のバスケット（内寸：幅34.6cm×奥行23.7cm×高さ18.7cm）に長径約8～10cmの石を20個入れたものであり、開放された上面から底生魚類も含めたベン

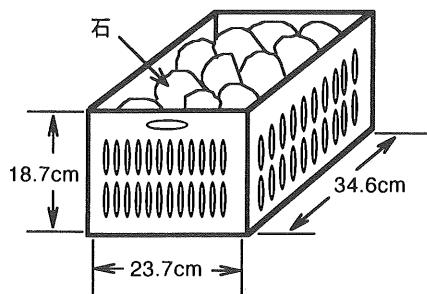


図3・5・3 北上大堰の上・下流に設置した石積みトラップ

トスがトラップ内の石の間隙に自由に移入できる。設置地点は河口堰の上流2kmと下流10kmの左岸ヨシ原野とし、平成11年6月13日の干潮時に、大潮干潮時あるいは渇水時にも干出しないように各地点あたり2個のトラップを設置した。約2ヶ月後の8月11日にはトラップをバット内に入れて引き上げ、トラップ内のベントスを目合い1mmの篩を用いてプラスチックバックに集め、中性ホルマリンで固定した（最終ホルマリン濃度：約10%）。トラップは、内部の石とバスケットを洗浄した後に再び現場に設置し、9月27日にも同様な手順でベントスを採集した。固定サンプルは実験室に持ち帰った後にソーティングし、ベントスの同定および各種の出現個体数を記録した。

[3] 調査結果

1) 砂泥底ベントスの分布と環境要因

表3・5・1は、平成11年10月29日の昼間の下げ潮時における各調査地点の環境要因を示したものである。調査前々日から前日にかけては局所的な大雨が東北地方を襲い、調査前日には河川の増水のために北上大堰のメインゲートは全開状態であった。このため、河口付近のst.1と2aの水深4m以深を除いて全て淡水という状態であった。こうした状態においてもst.1および2aの底泥直上は海水で占められており、これらの水域では常に海水程度の塩分が維持されていると推定された。濁度は水深とともに増加する傾向にあり、本報告書の山田の調査結果と比較すると極めて高い値を示し

表3・5・1 北上川河口域における各調査地点の水深および測定項目の垂直分布

地点	開口部から の距離 (m)	水深 (m)	pH	伝導度	濁度 (NTU)	DO (mg/L)	水温 (°C)	塩分 (%)	TDS (g/L)	σ_t
st. 1	100	0.5	8.1	15 (mS/m)	230	10	14.3	0	0.1	0
		2	9.1	44 (mS/m)	140	10.4	14.1	0	0.14	0
		4	8.1	5.4 (S/m)	105	8	18.1	3.5	32	26
		6.7	8	5.3 (S/m)	780	7.9	18.1	3.5	32	25
st. 2a	800	0.5	8	17 (mS/m)	150	9.9	14.2	0	0.11	0
		1	8.2	18 (mS/m)	170	10	14.1	0	0.12	0
		3	8.9	34 (mS/m)	200	10.3	14.1	0	0.16	0
		5	8.3	1.8 (S/m)	160	9.8	15.3	0.9	10	6
		6	8.1	5.2 (S/m)	200	8	18	3.4	31	25
		7.5	8.1	5.3 (S/m)	350	8	18	3.4	31	25
st. 2b		0.5	7	20 (mS/m)	130	9.5	14.5	0	0.13	0
		2	7.1	25 (mS/m)	400	9.5	14.3	0	0.15	0
		3	7.2	30 (mS/m)	300	9.8	14.4	0	0.19	0
st. 2c		0.5	7.3	22 (mS/m)	140	9.5	14.5	0	0.14	0
		1	7.4	23 (mS/m)	150	9.7	14.5	0	0.15	0
		1.4	7.6	23 (mS/m)	240	10.1	14.5	0	0.16	0
st. 3	1600	0.5	6.9	20 (mS/m)	110	9.5	14.4	0	0.13	0
		1	7	20 (mS/m)	110	9.6	14.4	0	0.13	0
		2	7	21 (mS/m)	120	9.7	14.4	0	0.14	0
		2.5	7.1	21 (mS/m)	220	10.2	14.4	0	0.13	0
st. 4a	2400	0.5	6.9	17 (mS/m)	380	9.4	14.3	0	0.11	0
		1	6.9	17 (mS/m)	330	9.5	14.3	0	0.11	0
		2	7	18 (mS/m)	340	9.5	14.3	0	0.11	0
		3	7	18 (mS/m)	300	9.6	14.3	0	0.11	0
		3.6	7	22 (mS/m)	650	9.9	14.3	0	0.13	0
st. 4b		0.5	7	18 (mS/m)	260	10.4	14.3	0	0.12	0
		1	7	17 (mS/m)	400	9.7	14.3	0	0.11	0
		1.3	7.1	17 (mS/m)	470	10.2	14.3	0	0.11	0

たが、その他の測定項目では山田の結果から大きくはずれなかった。

ベントスの分布を見ると、常に高塩分環境が維持されていると考えられたst. 1と2a、およびst. 2aよりもやや水深の浅いst. 2bには二枚貝のイソシジミ (*Nuttallia* sp.) が分布しており（写真3・5・1）、さらに浅いst. 2cおよび上流の地点ではイソシジミに代わってヤマトシジミ (*Corbicula japonica*) が高密度に出現した（表3・5・2）。アミの1種 (*Neomysis* sp.) は最も海側にのみ出現し、逆にカワザンショウガイ類 (*Assimineidae* gen. spp.) とニホンドロソコエビ (*Grandidierella japonica*) は上流のst. 4のみで認められた。ヤマトスピオ (*Pseudopolydora kempfi*) は連続的に、ゴカイ (*Neanthes japonica*) は点在して、調査区域全体に広く認められた。

図3・5・4はst. 4bにおけるヤマトシジミの殻長の頻度分布を示したものである。平成11年7月17日には殻長7mmに級心を持つモードが認められ、8月11日には級

心13mm、9月27日には級心15mmにモードが移動した。

2) 石積みトラップへのベントスの移入

北上大堰の上・下流に設置した石積みトラップに関しては、平成11年8月11日（基質設置期間2ヶ月）には上流地点のものに人為的なディステープを受けた形跡があったために定量的なデータを得ることができな



写真3・5・1 北上川河口付近に生息するイソシジミ、近縁の数種が知られており、種までの同定には注意が必要である³⁰⁾

表3・5・2 北上川河口域における砂泥底ベントスの密度 (N/m²)

海への開口部からの距離 (m)	100				800		1600		2400	
	st. 1	st. 2a	st. 2b	st. 2c	st. 3	st. 4a	st. 4b			
水深 (m)	6.7	7.5	3	1.4	2.5	3.6	1.3			
水温 (°C)	18.1	18	14.4	14.5	14.4	14.3	14.3			
伝導度 (mS/m)	5300	5300	30	23	21	22	17			
イソシジミ	22.2	44.4	22.2	0	0	0	0			
ヤマトシジミ	0	0	0	577.2	799.2	355.2	577.2			
ヤマトスピオ	44.4	22.2	222	88.8	44.4	355.2	0			
ゴカイ	0	44.4	0	22.2	0	44.4	0			
アミの1種	133.2	0	0	0	0	0	0			
ウミナナフシの1種	0	0	44.4	0	66	0	0			
ニホンドロソコエビ	0	0	0	0	0	88.8	177.6			
カワザンショウガイ類	0	0	0	0	0	0	2264.4			

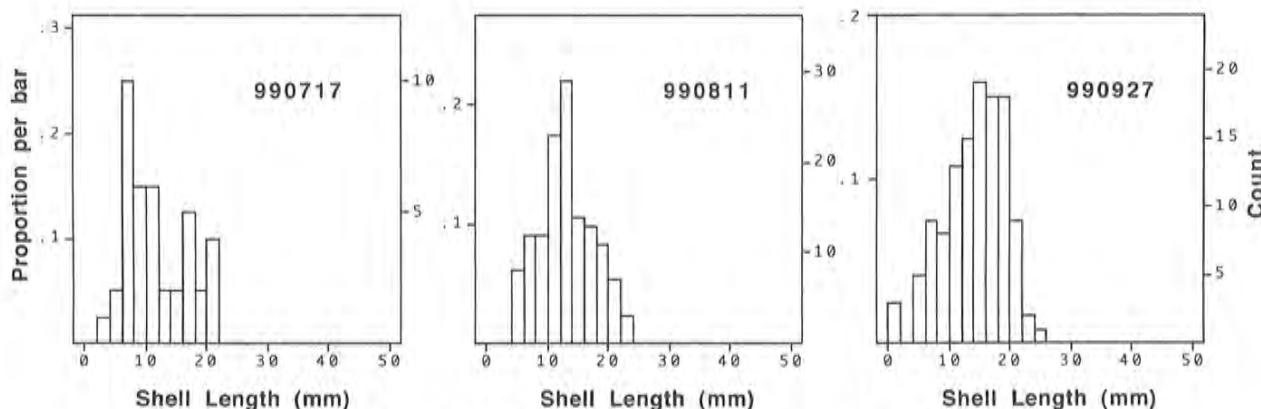


図3・5・4 st. 4bにおけるヤマトシジミの殻長の頻度分布 (平成11年7月～9月)

かった。しかし、定性的ではあるものの、上・下流のいずれの地点においても回遊性の甲殻類であるモクズガニ (*Eriocheir japonica*: 写真3・5・2), 底生魚類のウキゴリ (*Chaenogobius* sp.) およびチチブ (*Tridentiger* sp.) が認められた。表3・5・3は平成11年9月27日(基質設置期間1.5ヶ月)の結果を示したものである。この際にもモクズガニは河口堰をはさんだ両地点で確認され、ウキゴリも両地点で認められたが、その他のベントスの種組成は大きく異なった。上流地点ではユスリカ (*Chironomus* sp.) の幼生が卓越し、その他に端脚目のキタヨコエビの一種 (*Jesogammarus* sp.) などが認められたが、淡水域のベントス相としては単純なものであった。下流域では巻貝のカワザンショウガイ類が卓越し、底生魚類のチチブ、汽水性の甲殻類のスジエビの仲間 (*Palaemon* sp.), アリアケモドキ (*Deirato-notus cristatus*: 写真3・5・3), ドロクダムシの仲間 (*Corophium* sp.) などの他、ヤマトシジミ (*Corbicula japonica*) の稚貝も多く認められた。

表3・5・3 北上大堰上・下流に設置した石積みトラップに見られたベントスの密度 (N/trap)

種名	上流2km地点	下流10km地点
チチブ	1	2.5
ウキゴリ	5	3
ヤマトシジミ	0	10
カワザンショウガイ類	0	141.5
ワカウラツボの仲間	0	88
ヤマトスピオ	0	83.5
ゴカイ	0	55
モクズガニ	1.5	1.5
アリアケモドキ	0	2
スジエビの仲間	0	5
ニホンドロコエビ	0	12.5
ドロクダムシの仲間	0	14
キタヨコエビの1種	8.5	0
その他のヨコエビ類	0	4
ユスリカの幼虫および蛹	41	0

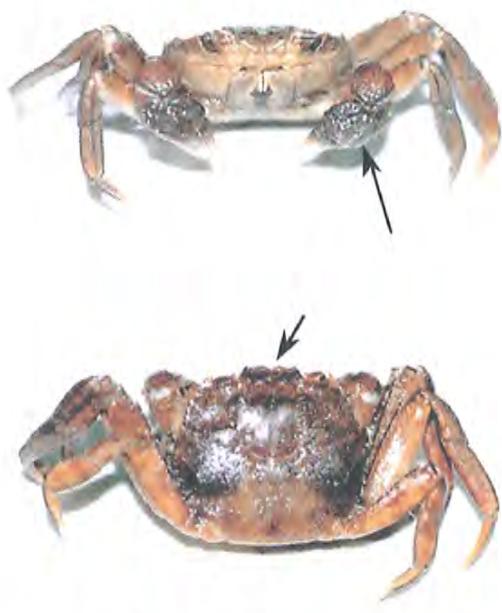


写真3・5・2 石積みトラップに移入してきたモクズガニ、鉗脚の腕節から掌節にかけて軟毛を密生する(上図矢印)。額と甲らの側縁の歯の形態等によってチュウゴクモクズガニと区別される(下図矢印)。北海道から沖縄までの河川に生息し、成熟固体は産卵のために川を下り、幼ガニは川を遡って上流で成長する。甲長5~6cmまでで、食用とされる。



写真3・5・3 石積みトラップに移入してきたアリアケモドキ、甲面の心域から鰓域に続く強い稜線が特徴的である(上図矢印)。重要な分類形質には使われないが、腹部の赤色が美しい(下図矢印)。カワスナガニ(本報告書の山西³¹参照)に近縁で、その生態の詳細はよく分かっていない。甲長は1.5cm程度まで。

[4] 考察

1) ベントスの分布から見た北上川河口域の塩分環境

平成11年10月29日の調査結果では、ヤマトシジミは塩水の影響が大きい河川の海への開口部近くのst. 1および800m上流のst. 2の深場には出現せず、それに変わって二枚貝ではイソシジミが認められた（表3・5・2）。ヤマトシジミは中鹹水から貧鹹水に、イソシジミは海水から多鹹水に生息する二枚貝とされており、これら2種の二枚貝の分布から河川の海への開口部から少なくともst. 2の深場までは海水～多鹹性であり、中鹹水～貧鹹性の水域はst. 2の浅場およびその上流に形成されていると推定される。これは底層水の塩分濃度の分布と極めて良く一致したが、移動性動物も含めた他のベントスの分布様式を見ると、状況はやや異なるものとなる。すなわち、多毛類のヤマトスピオもイソシジミと同様にやや塩分の高い水域に生息する種類であるとされるが、その分布はヤマトシジミと大きく重なった。また、同じく多毛類のゴカイは多鹹水から中鹹水に、甲殻類のウミナナフシは海水から中鹹水に生息するとされ、後述するように甲殻類・端脚目のニホンドロソコエビも多鹹水から β 中鹹水に特徴的な種類である。しかし、こうした海水～中鹹水を特徴づけるベントスの分布も、実際には、感潮域のなかでは比較的塩分が低い水域に特徴的なヤマトシジミのそれと大きく重複した。これらの多毛類や小型の甲殻類の分布は、埋在性の二枚貝のそれに比較すると塩分や河川水量などの変動に速やかに反応すると考えられるので、貧鹹水性のヤマトシジミの分布域も短期的には多鹹的な塩分環境に曝されている可能性がある。夏期（7～9月）の定点観測におけるヤマトシジミの殻長分布から、殻長20mm以下の個体の成長は他の水域（宍道湖、東郷湖、諏訪湖など）のもの³²⁾と比較しても良好なものと考えられる。現在の北上川におけるヤマトシジミ個体群を維持していくためにも、河川水量の減少による過大な塩水の遡上には注意していく必要があると思われる。

2) 北上大堰上・下流におけるベントス相の比較

河口堰による河川の分断、あるいはそれに伴った河口堰の上・下流における塩分環境の相違がベントスにどのように影響するかは興味ある問題である。しかし、河口堰の上・下流では種々の環境要因が共に変化するために単純な比較は難しい。例えば、水底を形成する基質の状態はベントスの動態に大きな影響をおよぼす重要な要因である^{10) 33) 34)}が、河口堰の上・下流では一般に基質の状態が大きく異なり、特定のベントス種の分布パターンの把握あるいはベントス相の比較等を妨

げる一因となる。そこで本研究では人工基質³⁵⁾を使用し、特に海域と淡水域を移動するベントスへの河口堰の影響を知る目的で調査を行った。人工基質を用いる利点としては、基質の場所による違いの影響を取り除いた定量的な比較検討が可能となることに加えて、浮遊幼生の着底基質として使用すればベントスの着底時期やその年次変動のモニタリングにも有効である³⁴⁾、あるいは本研究のように石積みのトラップを人工基質に選定した場合、石積みの護岸等に住み込むベントス相の予測がある程度可能になる等があげられる。ただし、人工基質によって提供される生息環境は、あくまでも自然の生息基質によるものとは似て非なるものであることには常に注意を払うべきである³⁵⁾。例えば、多くのベントスの浮遊幼生は種に特有の基質選好性、あるいは生息場所選択性（habitat selection）を示す³⁶⁾ので、わずかな基質性状の違いによっても幼生の着底数等に大きな相違が生じる。ベントスの成体も同様な生息場所選択を行うことが普通であり^{34) 35) 36)}、基質の物理的な構造による水の流れの変更や、基質表面のバクテリア皮膜の状態などがベントスに作用すると考えられている。

北上大堰の上流2kmと下流10km地点に設置した石積みトラップには、平成11年の8月および9月にはモクズガニがいずれの地点でも移入してきた（表3・5・3参照）。本種が汽水域・海域でのみ交尾・産卵して幼生を放出すること³⁷⁾を考慮すれば、この移動力の高いカニは河口堰を越えて回遊するものと推定される。ただし、旧北上川は河口堰の上流約9km地点で合流しているため、旧北上川をいったん遡上した個体が降下して北上大堰上流部に達した可能性もある。また、河口域で着底した本種の稚ガニが北上大堰を越えて遡上するとしても、その数が充分であるか否かは不明である。上流域においてはモクズガニは重要な内水面水産資源ともなりつつあるので、今後は河口域での稚ガニ着底数の推定、および魚道等を通過して淡水へ移動する個体数の直接的な把握等が必要であると思われる。モクズガニのほかには底生魚類のウキゴリやチチブも両地点で認められたが、チチブ等では陸封型も知られているので北上大堰上・下流部間での個体の交流についてはさらに詳しい調査が必要である。

回遊性の種類を除くと、その他のベントス組成は堰の上・下流で大きく異なり、感潮域に特徴的なベントスは下流地点でのみ認められた。下流地点において最も多く認められた巻貝のカワザンショウガイ類や、汽水性の甲殻類であるアリアケモドキガニは、和田ら³⁸⁾による「レッドデータブック」においてそれぞれ危険

および稀少とされている種類であり、これらの種類を含めて北上川河口域におけるベントス相のより詳細な調査が望まれる。また、下流地点において認められたヤマトシジミの稚貝は上流地点では全く認められず、本種の定着は上流域においては生じていないと考えられる。

3.5.3 塩分変動に対するニホンドロソコエビ (*Grandidierella japonica*) の生理・形態的応答

[1] 指標種としてのニホンドロソコエビ

本種は日本各地の感潮域に広く分布し³⁹⁾、極めて塩分変動が激しい水域において個体群を維持することが知られている⁴⁰⁾。こうしたことから、建設省の生物による簡易水質調査においても汽水域の指標生物の1つとしてリストにあげられている^{8) 41) 42)}。また、人間活動によって北米東岸に持ち込まれて分布を拡大しつつあり⁴³⁾、北米でも感潮域における移入種として注目されている。本種は飼育が容易であるため(図3・5・5)，野外調査の結果を解釈するために必要な室内実験にも適する。従って、指標種としてのみならず、実験室レベルで環境汚染物質の濃度や毒性を知るために生物検定(bioassay)の対象種、あるいはフィールドでの生物検定のための生物計(biometer)としても注目に値する。日本国内には本種に近縁な数種が認められるために種の同定における混乱もあり得るが、この点については有山の分類学的成果³⁹⁾が活用できる。

筆者らは、ニホンドロソコエビを含めた小型の甲殻類の生態および生理・形態的特徴と環境塩分との関係

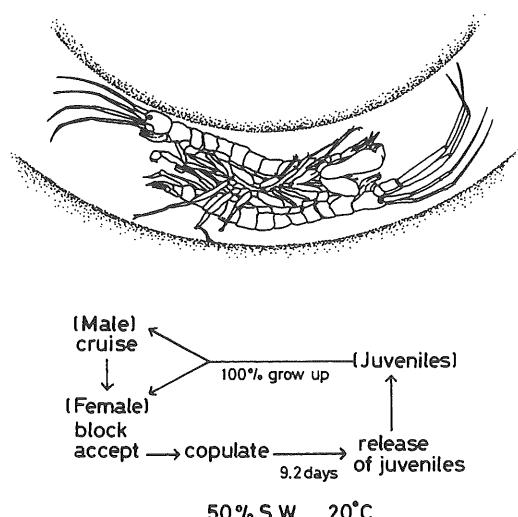


図3・5・5 飼育下で観察されるニホンドロソコエビの巢穴内での交尾、および50%海水・水温20°Cで飼育した場合の繁殖サイクル（未発表）

を解析してきたが^{44) 45) 46)}、その過程で本種の腮に体液の浸透圧調節に関わると思われる2つのタイプの細胞群が存在することが明らかになった。すなわち、細胞表面の膜陷入が発達した塩分吸収型の上皮(以後、「塩分吸収型上皮」と呼ぶ)と、細胞上面に微絨毛が発達し、陷入した基底膜がチューブ状のネットワークを形成する塩類細胞(chloride cell)に類似した細胞からなる上皮(「塩類細胞様上皮」と呼ぶ)がニホンドロソコエビの腮には見いだされる。そこで、彼等の体液浸透調節型を飼育水と体液のナトリウム量との関係を検討することによって特定するとともに、その体液浸透調節能を支える生理・形態的な裏付けを与えるため、腮の微細構造を透過型電子顕微鏡で詳細に検討した。

[2] 室内実験および組織観察の方法

1) 体液浸透調節型

ニホンドロソコエビにおける体液浸透調節の様式を知る目的で、野外から採集した個体を10%, 20%, 50%, 75%, 100%，および120%海水に移して飼育し(20°C, 12L: 12D), 6時間, 72時間，および240時間後の体液中のナトリウム濃度を測定した。ナトリウム濃度の定量には原子吸光装置(Shimadzu, AA-646)を用い、体液および飼育水をディスポーザブル・マイクロピペット(Drummond Scientific Company), ガラス製のホールピペットおよびメスフラスコを用いて純水で希釈して分析に供した。なお、純水を同様に希釈したものも同時に用意し、被験体の体液以外からのナトリウムの混入がないことをチェックした。

2) 硝酸銀染色

イオンの透過性が高い(能動輸送の場である可能性が高い)体表部位を検索するため、野外から採集してきたニホンドロソコエビの成体を蒸留水で素速く洗浄したのち、暗室・赤色光下で1%硝酸銀・0.2N硝酸溶液に2分間入れた。これによって、体内からの塩素イオンは塩化銀として体表に沈殿する。さらに、炭酸銀を除去するために、0.2N硝酸溶液で1分間洗浄する操作を3回繰り返した。これを再び蒸留水で洗浄したのち、写真用現像液で還元・黒化させ、70%アルコール溶液に移して保存した。さらに、体表面の沈殿が塩化銀であることを確認するため、上記と同様な処理を行った標本を現像前の段階で乾燥させ、電子顕微鏡によるエネルギー分散型X線分光法を用いて沈殿の元素分析を行った。

3) 塩分環境と腮の微細構造

塩分の変化と腮の微細構造との関係を検討するため、上述の体液浸透圧の測定のために飼育した個体のうちのいくつかを透過型電子顕微鏡(日本電子, JEM-100

B) での観察に供した。各塩分濃度で飼育したニホンドロソコエビを冷3%グルタルアルデヒド・0.1Mリン酸緩衝液(pH 7.4) 中で解剖して鰓を切り取り、同じ固定液中で氷冷下で振とうしながら2時間固定した。その後、材料をメッシュケースに入れて冷緩衝液で洗い、1%四酸化オスミウム・0.1Mリン酸緩衝液(pH 7.4) 中で氷冷下で振とうしながら1時間の後固定を行った。固定した材料はエタノール系列で脱水し、n-ブチルグリシジルエーテル(QY-1)を通してエポキシ樹脂(Spurr)に浸透包埋して試料とした。Reichert-Jung OmU 4型超ミクロトームを用いて約 $0.07\mu\text{m}$ の切片を作成し、銅製グリッドに貼付した後に酢酸ウラニルとクエン酸鉛で二重染色して標本とした。なお、観察時には、透過型電子顕微鏡の加速電圧を80kVに設定した。

[3] 結果

1) 体液浸透調節型

飼育水の塩分濃度を10~120%海水に変化させても本種の体液浸透圧は30~70%海水相当に維持された(図3・5・6)。ニホンドロソコエビの体液ナトリウム濃度は、外液のそれが4~5g/kg程度で等張線と交わり、体液の浸透圧はおよそ40~50%海水で外液と等張になると予想された。すなわち、本種はこれよりも高い塩分環境では塩分を排出し、より低い塩分環境では塩分を吸収する高-低浸透調節型の生物(hyperhyporegulator)であることが判明した。また、外液の塩分変化への対応も極めて速やかであり、特に低塩分環境に曝された場合は6時間以内にそれ以後の体液ナトリウム濃度のレベルに達していた。

2) 硝酸銀染色

胸脚基部に存在する5対の鰓が黒く染色されるとと

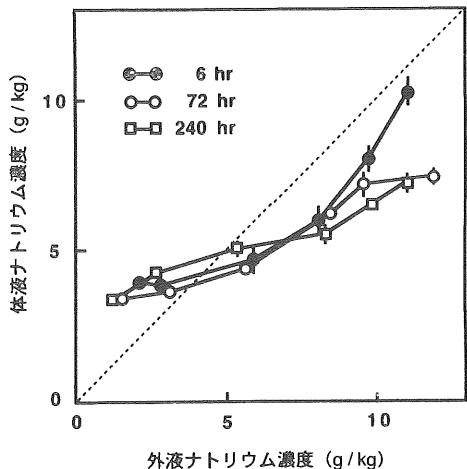


図3・5・6 ニホンドロソコエビにおける飼育水と体液のナトリウム濃度の関係

もに、鰓の基部にもバッチ状に染色される領域を認めた(写真3・5・4)。電子顕微鏡によるエネルギー分散型X線分光法による元素分析ではAgとClの明瞭なピークが認められ、鰓表面の沈殿が主に塩化銀であることが確認された。

3) 塩分環境と鰓の微細構造

ニホンドロソコエビを塩分濃度を変えて飼育したところ、塩分吸収型上皮の微細構造は塩分変動に応答して変化し、低塩分で飼育した個体では細胞表面の膜構造(AIS)が著しく発達して細胞内に豊富に存在するミトコンドリア間に陥入した(写真3・5・5)。逆に、高塩分環境では陥入した膜の間隙が狭くなった。

一方、塩類細胞様上皮の場合は、低塩分環境で細胞内に存在する空胞が発達する傾向があったが一定せず、飼育水の塩分濃度を変えてもその微細構造に顕著な変化を認めることは出来なかった(写真3・5・6)。

[4] 考察

室内における飼育水の塩分濃度とニホンドロソコエビの体液中のナトリウム濃度との関係(図3・5・6)から、本種が極めて強力な体液浸透調節能を持つことが判明した。この際、その体液浸透圧は半海水程度で外液と等張となるので、β中鹹水(10~18%)が生理的には最も生息に適していると考えられる。ただし、本種は高塩分環境ではイオンを排出、低い塩分環境ではイオンを吸収する高-低・体液浸透調節を行い、かつその体液浸透圧調節が極めて速やかに行われることから、河口部のように塩分変動が激しい多鹹水~中鹹水での生息に適した生物であると結論される。

鰓組織の微細構造に関する検討により、塩分吸収型上皮の膜構造が飼育水の塩分濃度の低下に対応して発達することが明らかになった(写真3・5・5)。これと同様な現象は他の甲殻類でも広く認められ、電気生理学的および生化学的手法による検討も加えられて、低塩分環境における膜構造の発達は細胞の表面積拡大を伴ったイオン吸収能の強化によるものと結論づけられている^{21) 28)}。ニホンドロソコエビにおいても、鰓に存在する塩分吸収型上皮が、実際に低塩分環境におけるイオンの積極的な吸収に重要な役割を担っていることは間違いない。一方、塩分の排出に関わると思われる「塩類細胞」様組織の微細構造には外液の塩分濃度による大きな変化は認められなかった(写真3・5・6)。形態的には、この組織の機能はイオン排出であると推定されるが、電気生理学的あるいは生化学的手法による検討は未だなされておらず、その特定は今後の重要な課題である。

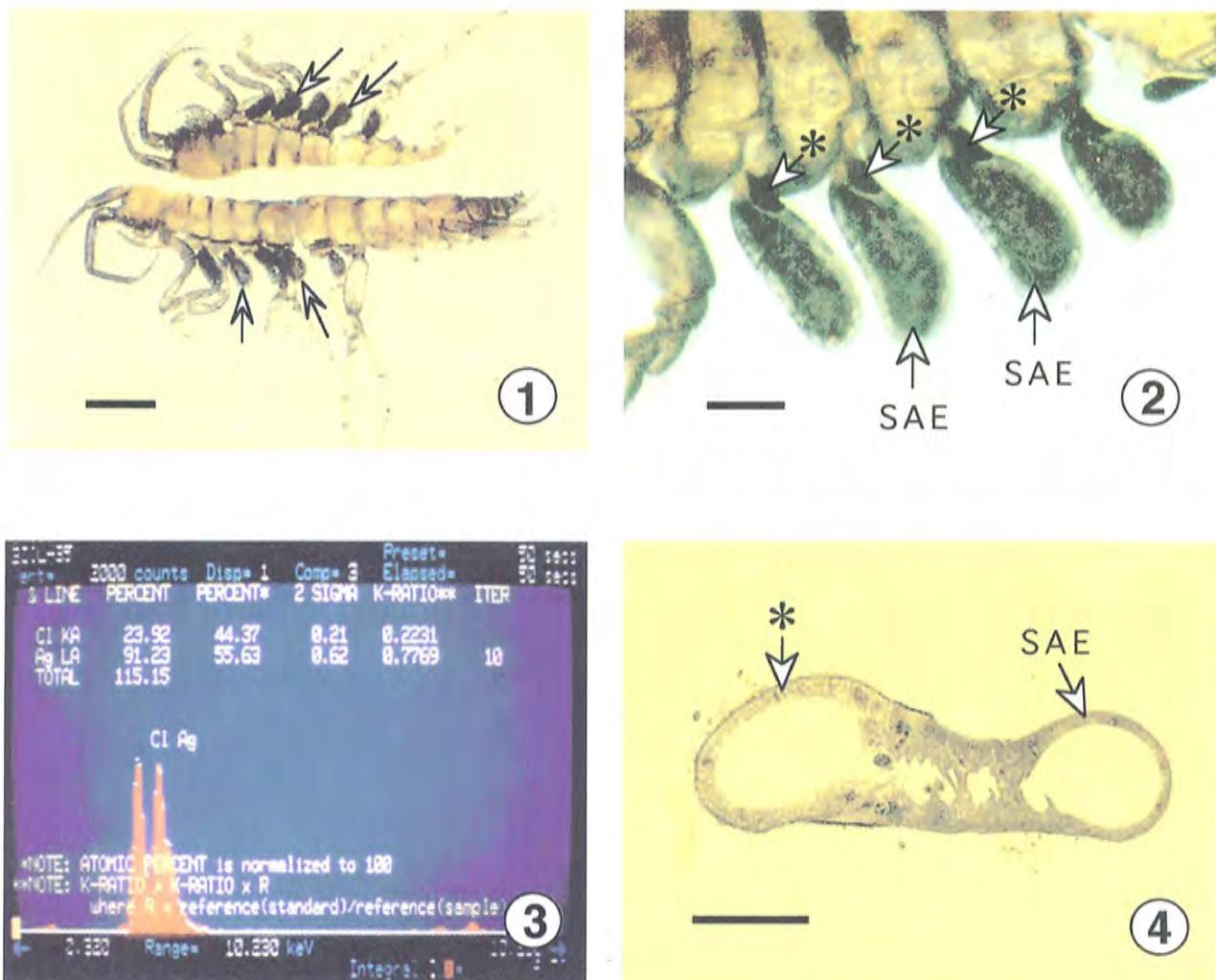


写真 3・5・4 ①硝酸銀染色を施したニホンドロソコエビの標本（1 固体を正中面で左右に割断したもの）。胸脚基部に存在する 5 対の鰓が黒く染色され（矢印）、イオンの透過性が特に高い部位であることが示されている。スケールは 1 mm。②鰓部の拡大。塩分吸收型の上皮（写真 3・5・5 参照）が存在する鰓部（SAE）のほか、鰓の基部にもパッチ状に染色される領域が認められる（*）。電子顕微鏡で観察すると、この部分には「塩類細胞様上皮」が認められる（写真 3・5・6 参照）。スケールは 0.3 mm。③電子顕微鏡によるエネルギー分散型X線分光法による鰓表面に生じた沈殿の元素分析結果。AgとClの明瞭なピークが認められ、鰓表面の沈殿が主に塩化銀であることが示されている。④鰓基部の横断面の透過光学顕微鏡像。塩分吸收型の上皮が存在する鰓部（SAE）、および「塩類細胞様上皮」が存在する部分（*）ともに厚い上皮細胞を伴うことが分かる。

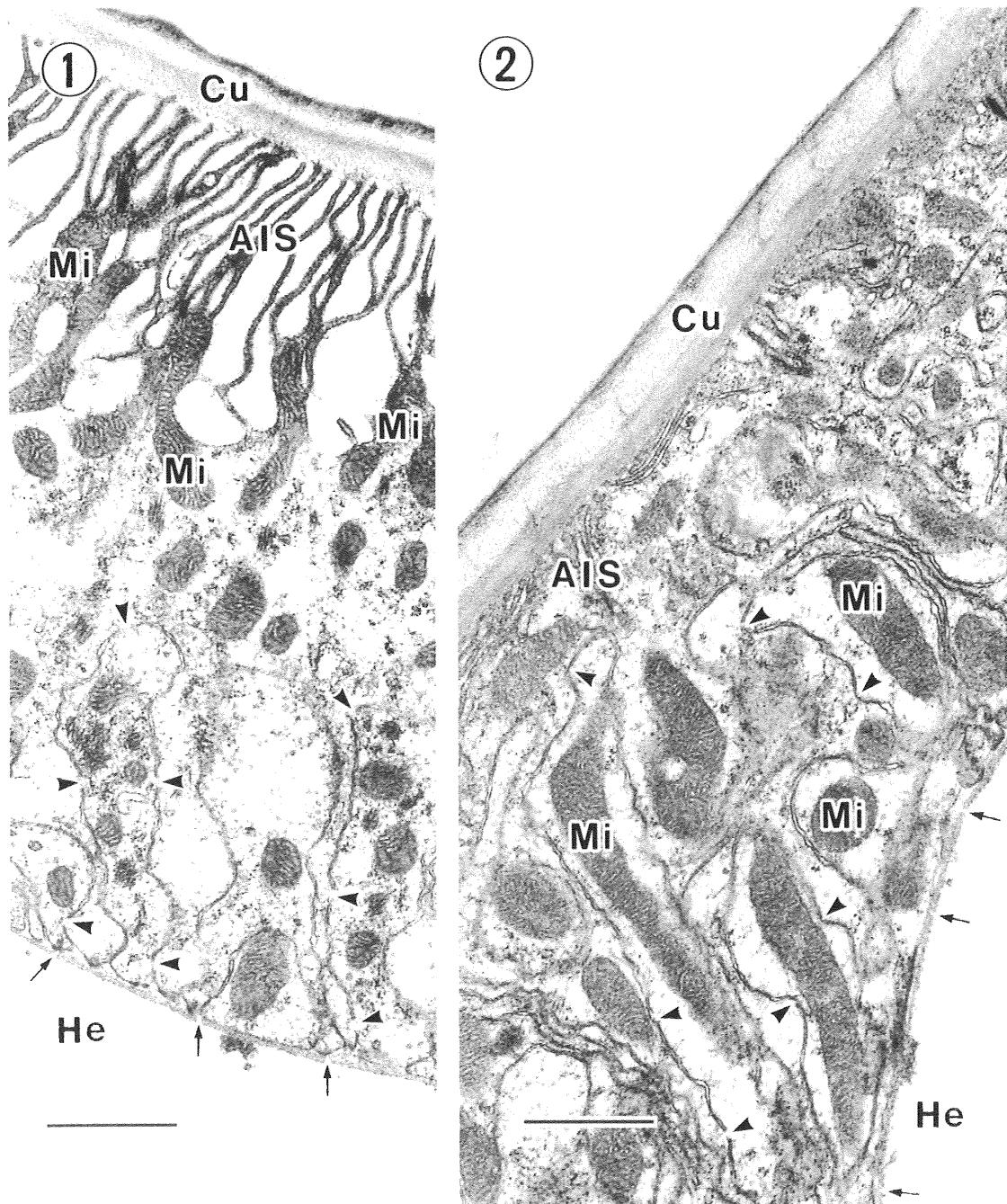


写真3・5・5 ニホンドロソコエビの鰓に存在する塩分吸収型上皮の微細構造。10 %海水で飼育した個体（①）では、AIS (apical infolding system: 細胞表面の膜陷入) が100 %海水で飼育したもの（②）に比べて著しく発達している。Cu: クチクラ, He: 血体腔（血管）, Mi: ミトコンドリア。矢印は基底膜を、矢頭は基底側の膜陷入を示す。スケールは1 μm .

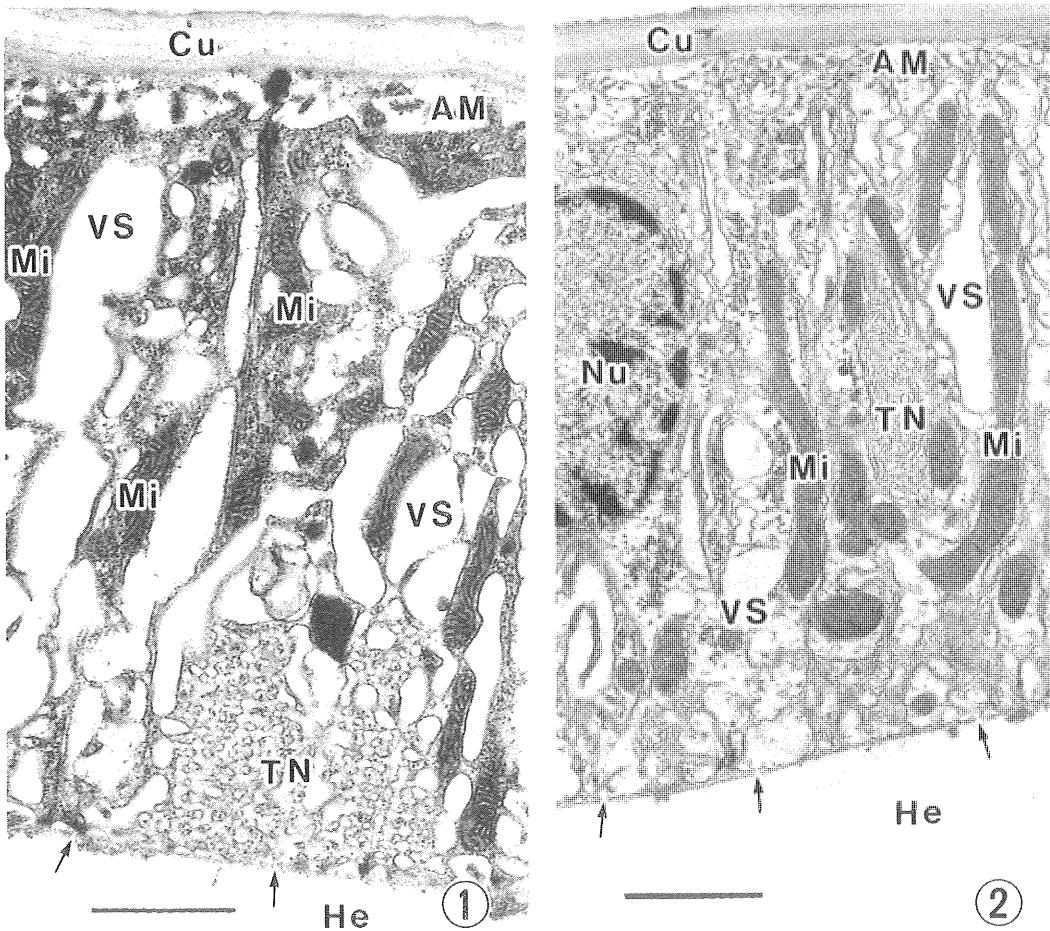


写真3・5・6 ニホンドロソコエビの鰓に存在する塩類細胞様上皮の微細構造。① 10%海水で飼育した個体（スケールは1 μm）。② 100%海水で飼育した個体（スケールは2 μm）。AM：細胞頂端の微絨毛、Cu：クチクラ、He：血体腔（血管）、Mi：ミトコンドリア。TN：基底膜陷入が変形した細管構造、VS：空胞（液胞）。矢印は基底膜を示す。

3.5.4 まとめ

- 1) 北上川におけるヤマトシジミ（殻長20mm以下）の夏期における成長は良好と思われたが、移動性が高い小型のマクロベントスの分布パターンからは、ヤマトシジミの生息に適した北上川河口部の貧鹹水域がしばしば高塩分に曝されている可能性が示唆された。
- 2) 今回の調査では、北上大堰による河川の分断がモクズガニの回遊に大きく影響しているとは考えられなかった。ただし、水産資源として本種の個体群維持を考えるならば、さらに詳細な定量的調査が必要であると思われた。
- 3) 日本の感潮域に広く分布する移動性のベントスのモデルとしてニホンドロソコエビを取り上げ、その体液浸透調節型を調べた。その結果、本種が体液の高-低浸透調節を行って激しい塩分変動に対応して

いることが明らかになった。

- 4) ニホンドロソコエビの体液浸透調節能の生物学的基盤を得るために鰓の微細構造を調べ、塩分吸収上皮の形態が環境塩分の変動に応じて変化することを示した。
- 5) 上記の3) および4) より、ニホンドロソコエビが多鹹水～ β 中鹹水域を特徴づける種類として、塩分環境のバイオモニタリングに利用可能であること明示した。

謝 辞

北上川河口域における調査では、熊谷貞良さん、熊谷秋雄さんはじめ熊谷産業の皆様、および狩野英一組合長をはじめとした北上追波漁業協同組合の皆様に大変お世話になった。心からお礼申し上げる。また、北

上川下流工事事務所ならびに飯野川出張所、特に加藤信行調査課長と山中勇一堰管理専門官には研究を遂行する上で多大な便宜を図っていただいた。ニホンドロソコエビの生理・形態的研究は岩手医科大学の菊池進教授との共同研究であり、体液浸透調節に関わる機能形態について多くのことをご教示いただいた。この場をかりて謝意を表したい。

参考文献

- 1) Rosenberg D. M. and V. H. Resh (1993) : Introduction to freshwater biomonitoring and benthic macroinvertebrates. In, Freshwater biomonitoring and benthic macroinvertebrates, eds., D. M. Rosenberg and V. H. Resh, pp. 1 - 9 . Chapman & Hall, New York.
- 2) 建設省河川局河川環境課 (1996) : 河川水辺の国勢調査年鑑 魚類調査、底生動物調査編. 山海堂.
- 3) 栗原康編著 (1988) : 河口・沿岸域の生態学とエコテクノロジー, 335p, 東海大学出版会.
- 4) McLusky, D. S. (1989) : The estuarine ecosystem, 2nd edition, 215p, Chapman & Hall, New York.
- 5) 奥田節夫・西条八束・吉田正人 (1998) : 河口堰事業の環境アセスメントとモニタリング調査への提言, 利根川河口堰の流域水環境に与えた影響調査報告書, (財) 日本自然保護協会, pp. 201-217.
- 6) 山県登編著 (1978) : 生物濃縮—環境科学特論—, 288p, 産業図書.
- 7) 水野寿彦監修 (1975) : 淡水生物の生態と観察, 174p, 築地書館.
- 8) 谷 幸三 (1995) : 水生昆虫の観察, 202p, トンボ出版.
- 9) 堀越増興・菊池泰二 (1976) : 第II編ペントス, 海洋科学基礎講座 5 海藻・ペントス, 東海大学出版会.
- 10) Giller P. S. and B. Malmqvist (1998) : The biology of streams and rivers, 296p, Oxford University Press, Oxford.
- 11) Hildrew, A. G. and P. S. Giller (1994) : Patchiness, species interactions and disturbance in the stream benthos, In, Aquatic ecology: scale, pattern and process, eds., P. S. Giller, A. G. Hildrew and D. G. Raffaelli, pp. 93 - 112 . Blackwell Scientific Publications, London.
- 12) Woodin, J. A. and J. B. C. Jackson (1979) : Interphyletic competition among marine benthos. Am. Zool, 19, pp. 1029-1043.
- 13) 玉置昭夫 (1986) : 干潟におけるペントスの種間関係および群集研究の現状. 日本生態学会誌 36, pp. 55-68.
- 14) Gunther, C.-P. (1992) : Dispersal of intertidal invertebrates: a strategy to react to disturbances of different scales? Netherland Journal of Sea Research, 30, pp. 45-56.
- 15) 松政正俊・向井宏 (1996) : 藻場(海中植物群落)の生物群集 (9) —葉上動物の競争と移動性—. 海洋と生物 104, pp. 218-222.
- 16) Frid, C. L. J. and C. R. Townsend (1989) : An appraisal of the patch dynamics concept in stream and marine benthic communities whose members are highly mobile. Oikos, 56, pp. 137-141.
- 17) Palmer, M. A., J. D. Allan and C. A. Butman (1996) : Dispersal as a regional process affecting the local dynamics of marine and stream benthic invertebrates. TREE, 11, pp. 322-326.
- 18) Palmer, M. A. (1988) : Dispersal of marine meiofauna: a review and conceptual model explaining passive transport and active emergence with implications for recruitment. Mar. Ecol. Prog. Ser., 48, pp. 81-91.
- 19) 松政正俊・菊地永祐 (1993) : 底生小型甲殻類の分布と流れ—直接作用と住み込み関係を介した間接作用—. 月刊海洋, 25, pp. 269-276.
- 20) Lockwood, A. P. M. (1971) : Animal body fluids and their regulation. Heinemann Educational Books Ltd, London, 177pp.
- 21) Gilles, R. and A. Pequeux (1983) : Interactions of chemical and osmotic regulation with the environment. In, The biology of crustacea: environmental adaptations, eds., F. J. Vernberg and W. B. Vernberg, pp. 109-177. Academic Press, New York.
- 22) Matsumasa, M. and S. Kikuchi (1993) : Blood osmoregulatory type and gill ultrastructure of an estuarine crab *Hemigrapsus penicillatus* (de Haan) (Crustacea; Brachyura) . Ann. Rep. Iwate Med. U. Sch. Lib. Arts & Sci., 28, pp. 37-45.
- 23) 星元紀 (1979) 17. 魚類および無脊椎動物の成分. 生化学データブック I , 日本生化学会編, pp. 1850-1873.
- 24) 中村幹夫・安木茂・高橋文子・品川明・中尾繁 (1996) : ヤマトシジミの塩分耐性. 水産増殖, 44, pp. 31-35.
- 25) 山田一裕 (2000) : 貝類の水質浄化特性に及ぼす

- 環境要因. 本報告書
- 26) 菊池進 (1992) : 甲殻類鰓上皮の微細構造と生息環境の塩分濃度. 比較生理生化学, 9, pp. 129-140.
- 27) Berridge, M. J. and A. L. Oschman (1972) : Transporting Epithelia, 91 p, Academic Press, New York.
- 28) Gilles, R. and A. Pequeux (1982) : Ion transport in crustacean gills: physiological and ultrastructural approaches. In, Transport process, iono- and osmoregulation, eds., R. Gilles and M. Gilles-Baillien, pp. 136-158. Springer-Verlag, Berlin, Heidelberg, Germany.
- 29) 岡本一利・栗原康 (1987) : ケフサイソガニの個体群構造の季節的变化について. 日本生態学会誌 37, pp. 81-89.
- 30) 土田英治・黒住耐二 (1995) : 岩手県大槌湾とその周辺の貝類相 (5) 二枚貝綱-2. 東京大学海洋研究所大槌臨海研究センター報告, 20, pp. 13-42.
- 31) 山西博幸 (2000) : 宮崎県北川における水理・水質変動と生息生物に関する研究. 本報告書
- 32) 松本勉 (1998) : 鳥取県におけるヤマトシジミの生長. 全国シジミシンポジウム講演要旨, pp. 49-53, 松江.
- 33) 土屋誠 (1980) : 基質-水界面における底生動物におけるBiodepositionと栄養循環. ベントス研連誌, 19, pp. 1-19.
- 34) Matsumasa, M. (1994) : Effect of secondary substrate on associated small crustaceans in a brackish lagoon. J. Exp. Mar. Biol. Ecol., 176, pp. 245-256.
- 35) Cairns, J., Jr. (1982) : Preface in artificial substrates. In, Artificial Substrates, ed., J. Cairns, Jr., pp. ix-x. Ann. Arbor Scientific Publishers, Inc.
- 36) Meadows, P. S. and J. I. Campbell (1972) : Habitat selection by aquatic invertebrates. Adv. mar. Biol., 10, pp. 271-382.
- 37) Kobayashi, S and S. Matsuura (1995) : Reproductive ecology of the Japanese mitten crab *Eriocheir japonicus* (De Haan) in its marine phase. Benthos Res., 49, pp. 15-28.
- 38) 干潟の生物のレッドデータブック作成のための作業グループ (1996) : 日本における干潟海岸とそこに生息する底生生物の現状. WWF Japan Science Report, 3, 181 p, WWF For Nature Japan.
- 39) Ariyama, H. (1996) : Four species of the genus *Grandidierella* (Crustacea: Amphipod: Aoridae) from Osaka Bay and the northern part of the Kii Channel, central Japan. Publ. Seto Mar. Biol. Lab., 37, pp. 167-191.
- 40) 松政正俊・栗原康 (1988) : 宮城県蒲生潟における底生小型甲殻類の分布と環境要因. 日本ベントス研究会誌, 33/34, pp. 33-41.
- 41) 建設省河川局 (1988) : 川の環境を調べる. 建設省.
- 42) 谷 幸三 (1992) : 水生生物自然観察ガイド. 建設省大和川工事事務所.
- 43) Chapman, J. W. and J. A. Dorman (1975) : Diagnosis, systematics, and notes on *Grandidierella japonica* (Amphipod: Gammaridea) and its introduction to the Pacific coast of the United States. Bull. Stn. Calif. Acad. Sci., 74, pp. 104-108.
- 44) Kikuchi, S. and M. Matsumasa (1993) : The osmoregulatory tissue around the afferent blood vessels of the coxal gills in the estuarine amphipods, *Grandidierella japonica* and *Melita setiflagella* (Crustacea). Tissue and Cell, 27, pp. 627-638.
- 45) Matsumasa, M., S. Kikuchi and I. Takeuchi (1998) : Specialized ion-transporting epithelium around the blood vessel of the coxal gills in a deep-sea amphipod, *Eurythenes gryllus*. J. Crust. Biol., 18, pp. 686-694.
- 46) 松政正俊 (1998) 小型甲殻類の群集構造を決める要因は何か. 生物科学, 50, pp. 30-36.

3.6 河川感潮部における底生生物の生息環境と水理水質変動に関する研究 —宮崎県北川をフィールドとして—

3.6.1 はじめに

宮崎県五ヶ瀬川水系北川では、平成9年度より建設省指定の「河川激甚災害対策特別緊急事業」として大規模な河川改修が行われている。これは、平成9年9月の台風19号に伴う豪雨により、北川町（熊田観測所）で昭和30年代以降最大の流量 $5,000\text{m}^3/\text{s}$ を記録し、大災害となったことを契機にしている。現在、緊急的な対応策として、既往最大流量 $5,000\text{m}^3/\text{s}$ の流下能を有するよう整備が進んでいる。

一方で、これらの改修に伴い、多くの生息生物の生態系に影響を与えることが指摘されている。北川は洪水時を除けば、流下縦断方向に多くの自然や生態系を有した河川である。したがって、北川の河川改修に当たっては防災的な側面はもちろんのこと、現在の生態系を保全もしくはそれらへの影響を最小限にするための配慮がなされるべきである。この目標達成には、まず、北川の現況における生態系がどのようなパターンで配置され、そこに生息する生物の最適な生息環境がどのようなものであるかなどの基礎的データの収集を行うことが急務である。

本研究は、環境庁のレッドデータブックに記載されている希少種であり、その生態が未だ不明な点も多いカワスナガニに着目し、カワスナガニの生息環境と北川の水理・水質変動との関係を明らかにするための現地調査および室内実験を行った。なお、本研究は従来からの北川での本格的な調査による水理・水質学的数据がほとんどない状況を考えると、今後の調査研究のための基礎資料という位置づけがなされる。

3.6.2 北川における水理・水質学的特性に関する現地調査

[1] 北川の現況と本調査の意義

宮崎県五ヶ瀬川水系北川の流域面積は 587.4km^2 、流路長 50.9km の一級河川である。また、河道内には堰などの工作物も少なく、河口から 27km 付近の下赤ダムまで魚類の遡上が見られる。そのため北川町ではアユ漁が有名である。

河口から調査対象域として想定される感潮区間を含む概略図を図3・6・1に示す。図が示す感潮区間での北川の縦断勾配は、 $1/2000 \sim 1/1000$ で比較的緩勾配であ

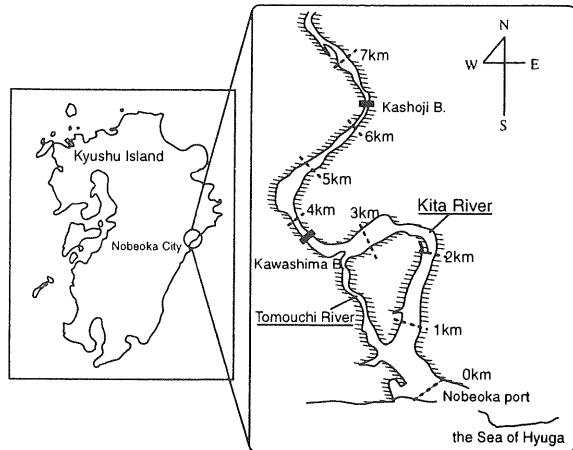


図3・6・1 宮崎県北川感潮域

る。また、川幅は河口から 7km 付近にかけてやや狭くなる（ $100 \sim 300\text{m}$ ）が、総じて広いものと言える。さらに、年間の流量状況は河口から 15km 地点の熊田（平成10年までの建設省延岡工事事務所所蔵資料より）での値は、豊水流量（39年間平均 $30.4\text{m}^3/\text{s}$ 、平成10年年間合計 $1184.57\text{m}^3/\text{s}$ ）、平水流量（ $13.2\text{m}^3/\text{s}$, $513.35\text{m}^3/\text{s}$ ）、低水流量（ $7.0\text{m}^3/\text{s}$, $273.93\text{m}^3/\text{s}$ ）、渇水流量（ $3.7\text{m}^3/\text{s}$, $142.36\text{m}^3/\text{s}$ ）、である。したがって、河況係数（洪水流量/渇水流量）は4桁のオーダーとなっている。

一方、北川の水質に関する調査は、旭化成工業株式会社が昭和62年に実施した塩水遡上調査や北川漁業協同組合が独自にアユなどの遡上してくる魚類の生態に及ぼす影響を評価する目的のために調査を実施しているのみで、感潮域を対象に塩分以外の水質を含めた大小規模の調査は、ほとんどなされていないのが実状である。

本研究で対象とする感潮域では、日周潮や混合潮といった特殊な潮汐変化を除けば、一般に1日に2回の水位昇降が生じている。したがって、このような場での特性を明らかにするためには、潮汐により時々刻々と変化する流向・流速や海水の進入に伴う塩分の変化などを考慮しなくてはならない。すなわち、水理・水質変動は時空間的に複雑で、現在の北川モニタリング調査の実施要領のようにかなりの時間間隔で現象を捉えても数値計算の検証に適さない可能性がある。また、数値計算の検証には、洪水時以外の平常時の水位、流量及び塩分等の水質項目の一潮汐にわたる変動特性を把握する必要がある。さらに、その密度流現象としての混合形態も様々であるとともに、汽水域での生息生物の種及び生息環境の選好も多様であり、水工学的にも、生態学的にも関心の高い空間であるといえる。

本調査は、潮汐による河道縦断方向の水位変動や河

道内を流下する河川水と河口部から流入する海水との混合による密度流現象と汽水域の生息生物の動態との関係を明らかにする際の資料として供されるとともに、これらの評価資料としても重要である。

[2] 現地調査方法

調査日は、平成11年10月10日(大潮時)の5:30~19:30(満潮時前1時間~干潮~満潮時後1時間)と11月29日(小潮時)の10:30~23:30(満潮~干潮~満潮とその前後1時間)である。河道縦断方向にプレジャーボートで移動しながらの予備調査(8月27日、大潮時)により、河口から6~7kmまでを感潮域とみなし、この区間を測定区間とした(図3・6・1参照)。河口0kmを含む1km毎に調査船を配し、調査船は各地点の断面形状から最深部の横断地点まで移動・係留させた。各種測定は1時間毎に調査船上から行った。なお、調査船は初期に設定した地点に調査終了まで係留し、各種データの場所的な変化を最小限にするよう努力した。

測定項目は水位、流速、pH、導電率、濁度、DO、水温、塩分、Chl-a、TN、TP、懸濁中のCN量である。流速測定は、0, 3, 6km地点で現地調査用プロペラ式流速計および電磁流速計を用い、水面下0.5m間隔の場所で行った。

また、pH、導電率、濁度、DO、水温、塩分の測定には、マルチ水質モニタリングシステム(堀場製作所製、U-20シリーズ)を用い、水面下0.5m間隔の測定の他に河床上0.1mと水面下0.1mでの値も記録した。なお、塩分躍層付近では塩分の急激な変化が生じるため、その近傍では水深方向にやや多めに測定し、塩分躍層の位置を定めた。

一方、採水には研究室自作の採水器を用い、これを塩分躍層の界面を基準に、これより上層側中央部、下層側中央部及び河床上0.1mの計3点で測定した。Chl-a、TN、TP、CNの現地直接測定は困難なため、現地では試水を冷暗保存し、研究室に持ち帰った後、分析までの期間は冷凍保存した。回収試水の一部は懸濁物質のCN測定のため、公称孔径1.2μmのガラス纖維濾紙(Whatman製GF/C)で現地にて濾過した。Chl-a量は、試水をGF/Cで濾過後、濾紙上の濾過残渣をアセトンで抽出したものの吸光度によった。CN量はGF/Cで濾過後の濾過残渣をCN分析計(ヤナコ社製CN CORDER MT-700)で測定した。TN、TP量はインドフェノール青吸光分析法(BRAN+LUEBBE製AACSI)によった。

[3] 北川感潮域の水理・水質変動特性

北川現地調査時の河川固有流量として熊田観測所

(河口から上流16km付近)での値を参考すれば、大潮・小潮時の日平均流量はそれぞれ3.94m³/s, 1.86m³/sであった。これら流量は、大潮時で渴水流量程度に、小潮時で渴水流量以下に相当しており、北川の平水流量が13.2m³/sであることを考慮すると、比較的流量の少ない状況における調査であった。

図3・6・2は、河口0km地点での調査船上から測定した水位と建設省が管理する東海水位観測所における自記水位観測データとの比較をしたものの一例である。これによると、北川河口0km地点での潮位差は大潮時で1.5m程度、小潮時で1.0m程度であった。得られた結果から見て、観測所の値との一致度は比較的良好であるといえる。図3・6・3は各調査地点の水位変動である。潮汐波の遡上に伴う干満時間の差はさほど大きくない。また、小潮時に上流域で潮汐波の振幅の減

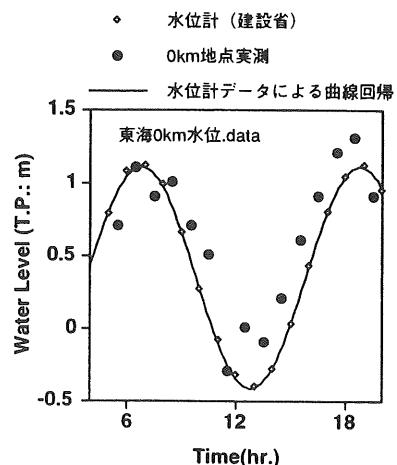


図3・6・2 河口0km地点での水位変動(船上データと東海水位観測所データとの比較)

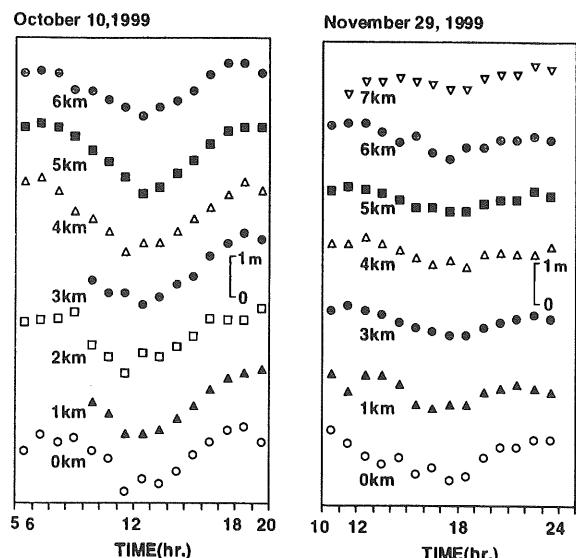


図3・6・3 各調査地点の水位変動

少がやや見られるが、大潮時の振幅には上流・下流でさほど顕著な差は見られない。

図3・6・4、3・6・5は大潮・小潮時に実施した河道縦断方向の塩分の等濃度線図の一例である。図中の等塩分線の間隔から、大潮時よりも小潮時に濃度変化の急変する部位が見られ、鉛直方向の塩分分布の形状が成層化され、典型的な塩水楔の様相を呈することがわかる。すなわち、小潮時には鉛直方向の混合が抑制され、弱混合型に近くなる。また、河川固有流の影響を受けて、等塩分線の勾配は、大潮時よりも小潮時の方がやや水平に近くなっている。この勾配特性は、潮位変動に伴う潮汐流と河川固有流との相互作用によっても形成される。例えば、下げ潮時には河川流と潮汐流が表層流の流下を促進させ、塩水を海側へ流出させるために等塩分線の形状が水平となる。さらに、小潮時には

その流量の影響もあり、塩分が30psuの水塊が干満の影響を受けずに上流側6km地点まで滞留している様子も見られる。なお、北川河川感潮部の混合形態は、図3・6・4、3・6・5の結果をもとにHansen & Rattray¹⁾や須賀²⁾の分類を適用すれば、弱混合型に近い緩混合型であるといえる。また、須賀¹⁾と同様に、河口付近における塩素イオン濃度の値による同様の整理を感潮区間長と大潮時の潮位変動量との関係により求めた山本ら³⁾の図に照らしても同じ結果が得られた。

図3・6・6、3・6・7は各調査地点における流速分布と塩分分布の経時変化である。両図の塩分分布の傾向から塩分値が10~15psu(1~1.5%)のとき、塩分躍層の上側界面とみなせる。一般に、塩水楔の形状を定義するための濃度規定は、各調査目的に応じて、塩化物イオン濃度500mg/l(工業用水などの取水時の条件)と

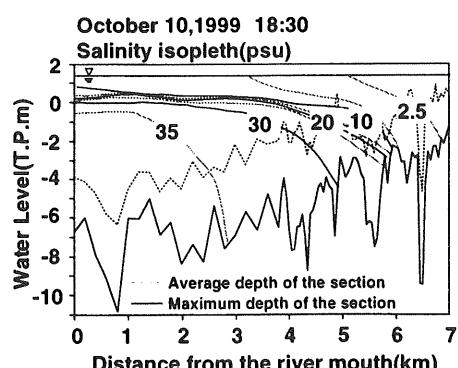
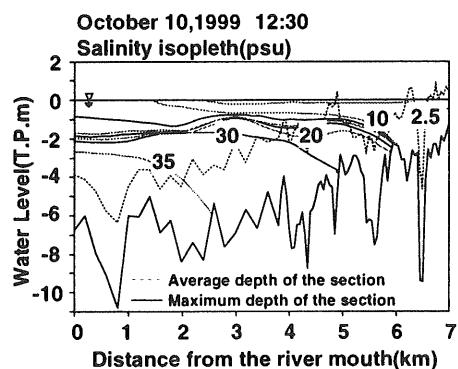
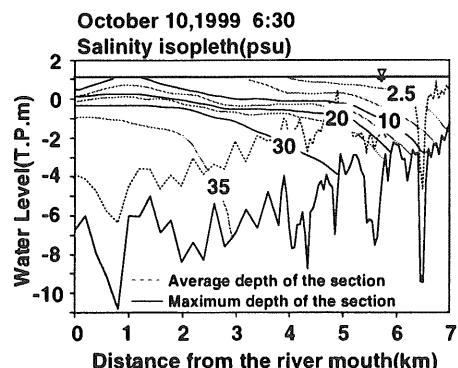


図3・6・4 縦断方向塩分等濃度線図(10月10日大潮時)

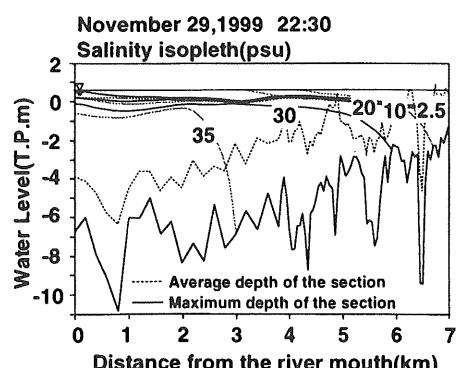
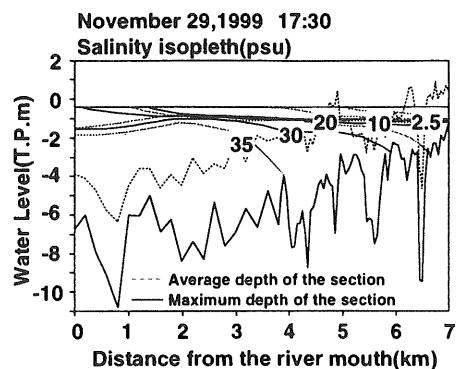
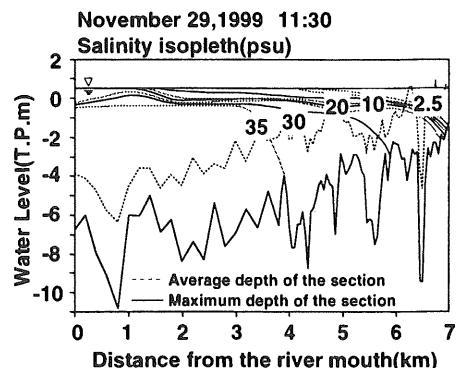
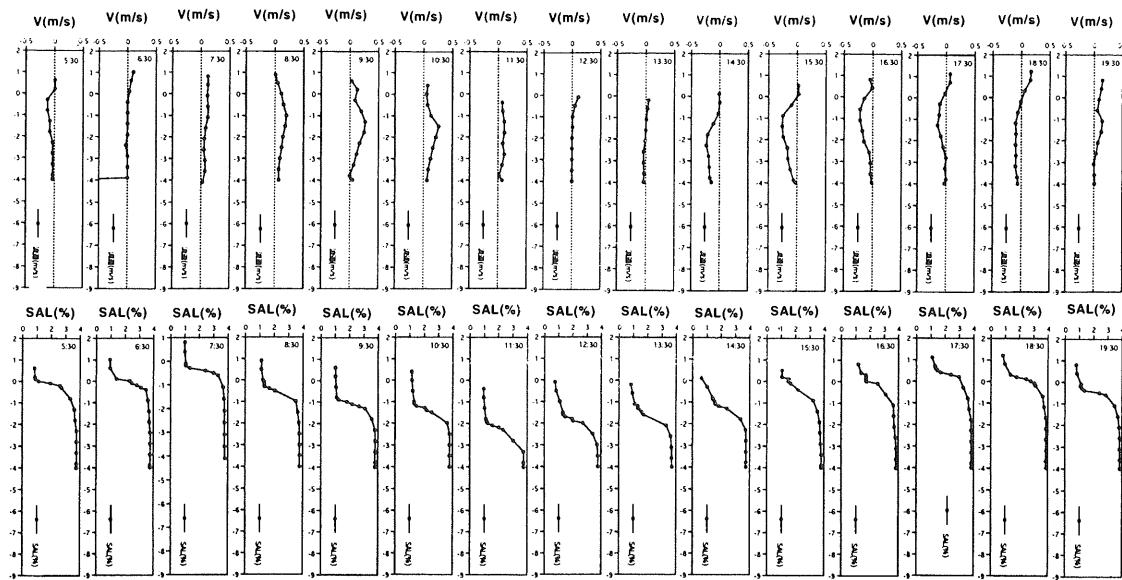
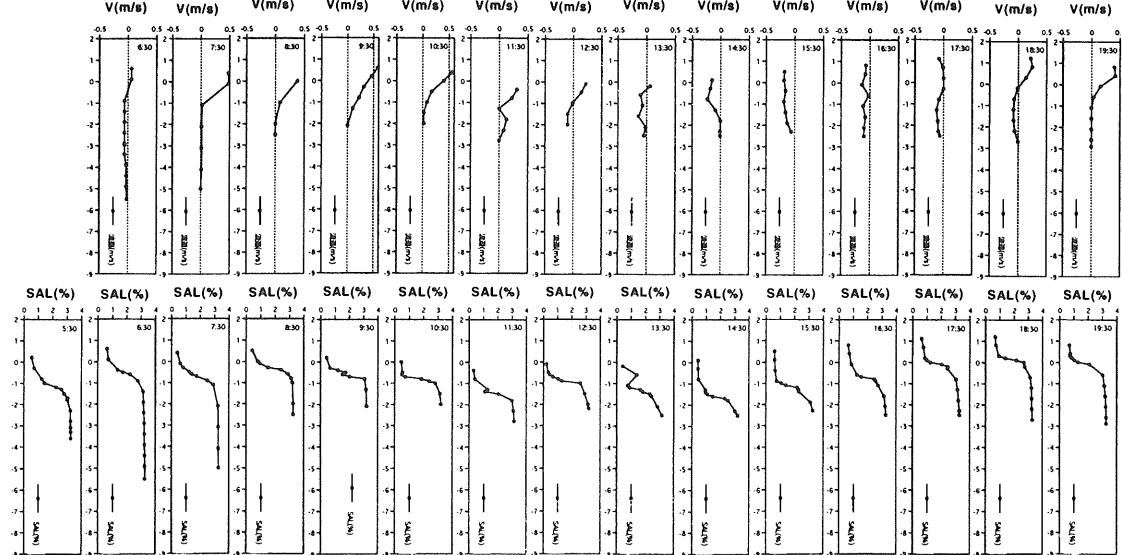


図3・6・5 縦断方向塩分等濃度線図(11月29日小潮時)

0km (October 10, 1999)



3km (October 10, 1999)



6km (October 10, 1999)

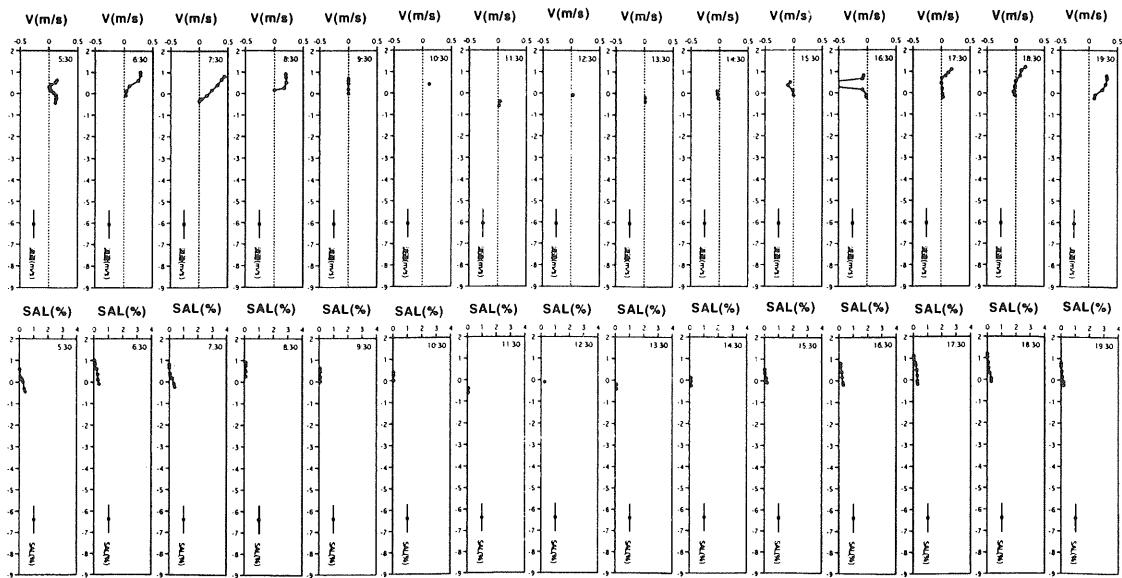
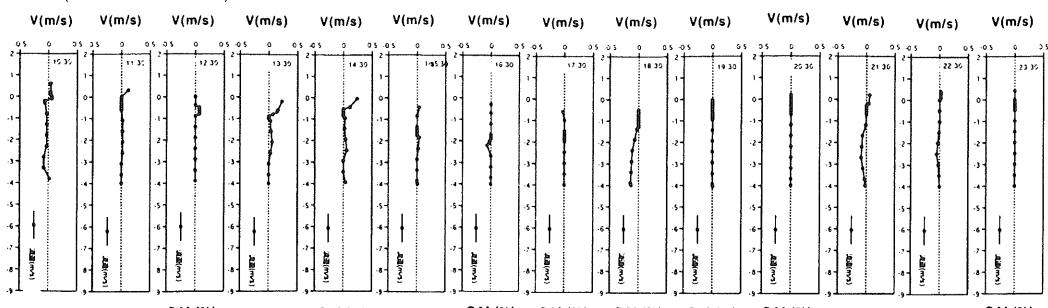
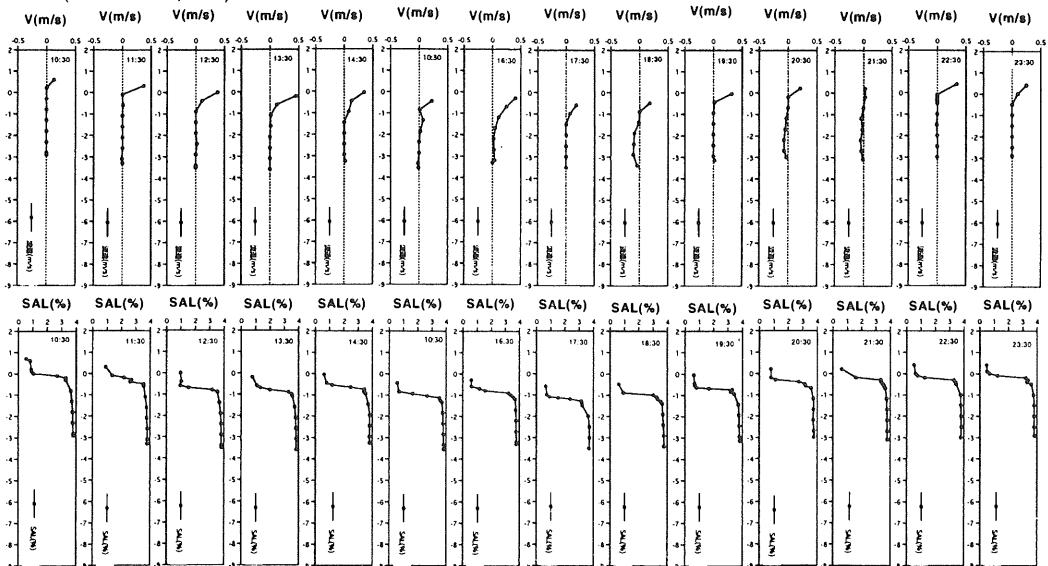


図3・6・6 各地点における流速分布と塩分濃度分布の経時変化（大潮時）

0km (November29,1999)



3km (November29,1999)



6km (November29,1999)

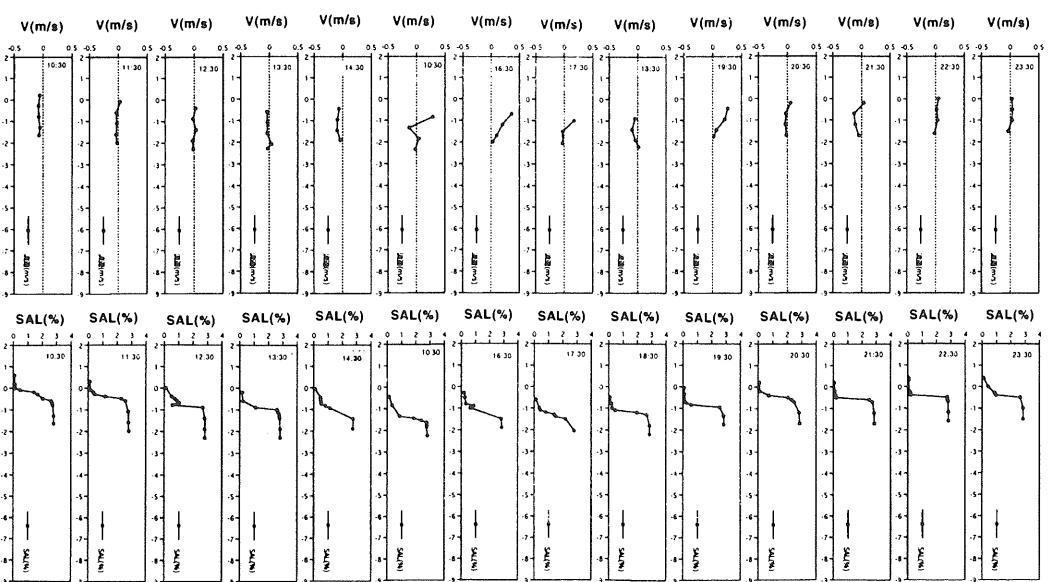


図3・6・7 各地点における流速分布と塩分濃度分布の経時変化（小潮時）

定義したり、各研究者によってまちまちである。ここでは塩水楔の形状を定義する等塩分値を上記理由から10~15 psuとして定めた。このとき、この等塩分線の形状から上流側に侵入した塩水楔先端部は、大潮時の満潮時には6~7km上流まで、干潮時には5km上流まで到達している。

塩水楔長は理想的状態を塩水楔侵入域全体にわたって仮定することで解析的に解くことも可能である³⁾。現地調査から塩水楔長を7kmとして、界面抵抗係数を逆算すると通常使用される値よりも1桁程度大きくなる。すなわち、実河川の河床起伏や川幅変化などによる抵抗値の増加や水理・地形の理想状態を仮定することの困難さがこのような値として現れる原因として挙げられる。

また、大潮・小潮時の塩水楔侵入長を比較すると、大潮時より小潮時の方が侵入長が長くなっている。河川固有流量が両者で同じでないために、これが潮汐の影響によるものであるとはいえない。井上ら⁴⁾は河口感潮域における塩分侵入の3次元解析を行っている。この解析では、緩混合型を仮定し、実河床条件を用いて縦断方向の塩分分布を算出している。これによると、流量が同じで潮汐（大潮・小潮）が変化する場合や潮汐が同じで流量が変化する場合の塩水侵入の解析結果から、潮汐よりも流量の影響が大きいことを示した。ただし、著者も指摘しているように、鉛直方向の塩分輸送をRi数の関数とした渦動拡散係数で表しているために、鉛直方向の濃度分布が平滑化される問題などが残されており、観測結果との定量的な一致までには至っていないのが現状である。

水温の等温線図は塩分のそれと同様の形状を示し、下層の塩水層が上層の淡水層に比して水温がやや高くなる（図3・6・8参照）。

図3・6・9、3・6・10はChl-a、TNおよびTPの縦断分布である。図より、部分的に突出した値は見られるものの、それら平均値は、Chl-aで $1\mu\text{g/l}$ 、TNでは 0.1mg/l 、TPでは 0.01mg/l のオーダーで変動している。Chl-aやTN、TPは塩水遷上の形態とは別にパッチ状に高濃度点が存在したり、時間的にも場所的にも変化が大きい。このことは、例えば図3・6・11のようなChl-aの経時変化の様子からも伺える。また、塩水楔との挙動を考えれば、その先端部位となる5~6km地点に集積するようにも見える（図3・6・12参照）。

これらの環境因子となりうる水質変動の把握は、今後の生息生物の動態との関係付けの上で重要である。

3.6.3 北川河川感潮部でのカワスナガニの生息環境と水質変動

[1] カワスナガニの生態

カワスナガニは、南日本の汽水域に生息し、環境庁のレッドデータブックに記載されている希少種で、最大甲幅が1cm程度の十脚目端尾下目スナガニ科に属している（写真3・6・4、3・6・5参照）。学名を*Deiratonotus japonicus*といい、日本固有種である。特徴として、甲は丸みのある六角形で甲面は平たく、横に走る浅い溝が数本ある。鋏脚・歩脚とも短い。相模湾葉山・伊豆半島下田・鹿児島から記録されているが、葉山では汚染により絶滅したと言われる（環境庁⁶⁾）。その他、福岡県の桜井川および西郷川の河口域で発見された事例がある。本研究の調査対象である宮崎県北川もカワスナガニの貴重な生息場所のひとつである。現在の所、カワスナガニ生息の北限は相模湾で、南限はフィリピンであると言われており、暖かい場所を好むことが予想される。生息場所の特徴に関しては、「河口付近の砂泥底の石の下」または「礫間」および「砂礫質な場所」と表現されている。福岡県の2川の場合、いずれも河口域の砂礫質な場所で、支川などの合流地点で淡水が流れ込むような地点で発見されている。

カワスナガニの生態に関してはあまり知られていないが、その成長サイクルは図3・3・13のようになると推測される⁷⁾。すなわち、大潮の満潮時に放出されたゾエアは潮の流れにのって移動し、始めは光に対してプラスの方向に動くが、ある時期を境にマイナス方向に動きだす。これも、大潮の満潮時に準じて移動が起こる。2週間ほどメガロバは生息に好都合な場所を低層で探し、見つかるとそこに埋まる。ここで、およそ1ヶ月にわたり4回程度脱皮を繰り返した後に、成カニとなる。1回目の脱皮段階では、真水の中でも生息できる耐性を持っているが、その耐性は徐々に失われるため、成長するにつれて個体数は上流側から徐々に減少していく。以上のサイクルは1年に1回のペースで行われていると考えられるが、カワスナガニの産卵時期は未だ解明されていない。

カニはえら呼吸を行っているが、眼域の下に水分を保持し、そこに溶け込む溶存酸素を取り込む器官がある。カニが陸上で活動をする際は、そこに保管された溶存酸素で呼吸を行う。しかしながら、カワスナガニのそれは、作りが非常に簡易なので水中でのみ活動する。スナガニ類が水中と陸上で生活するのに対して、カワスナガニに特有の現象といえる。

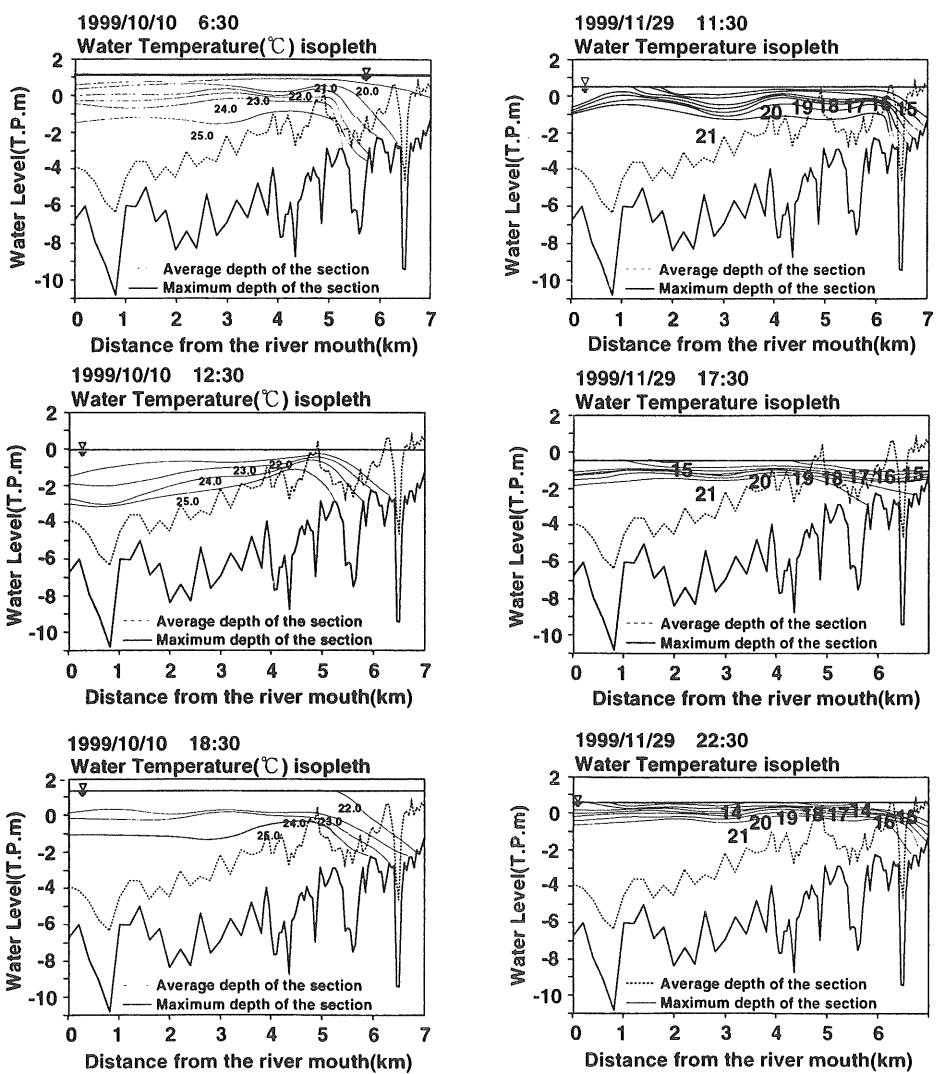


図3・6・8 水温の等温線図（左：10月10日大潮時，右：11月29日小潮時）

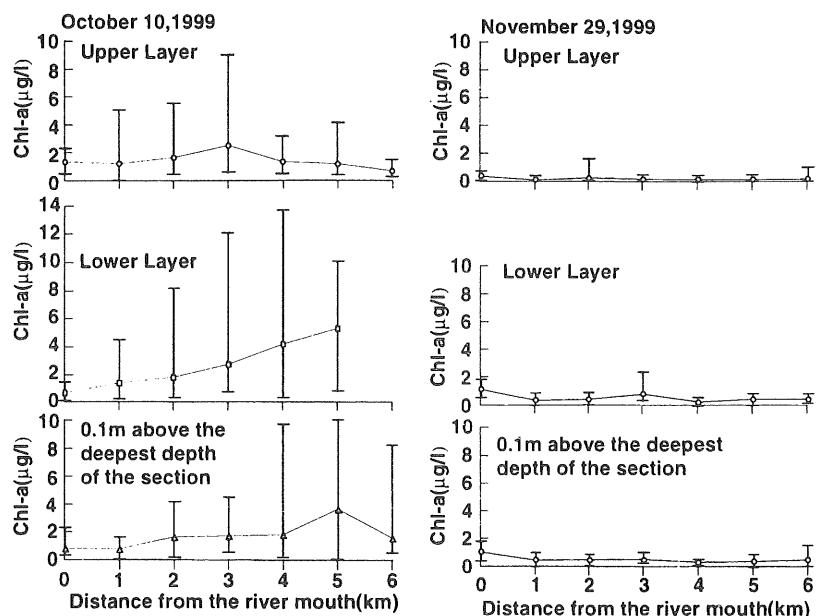


図3・6・9 Chl-aの縦断分布

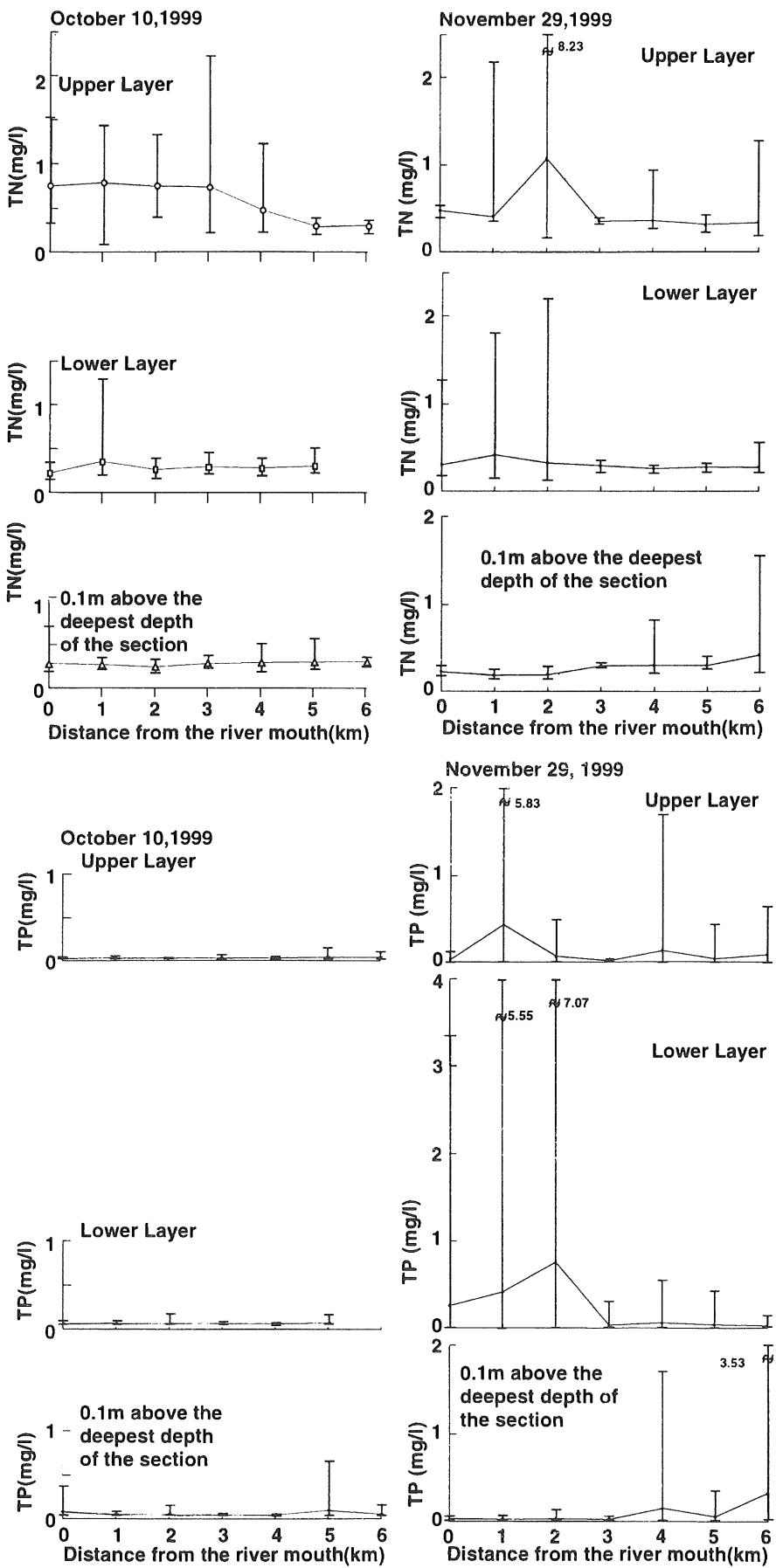


図3・6・10 T-N (上図), T-P (下図) の縦断分布

99/10/10

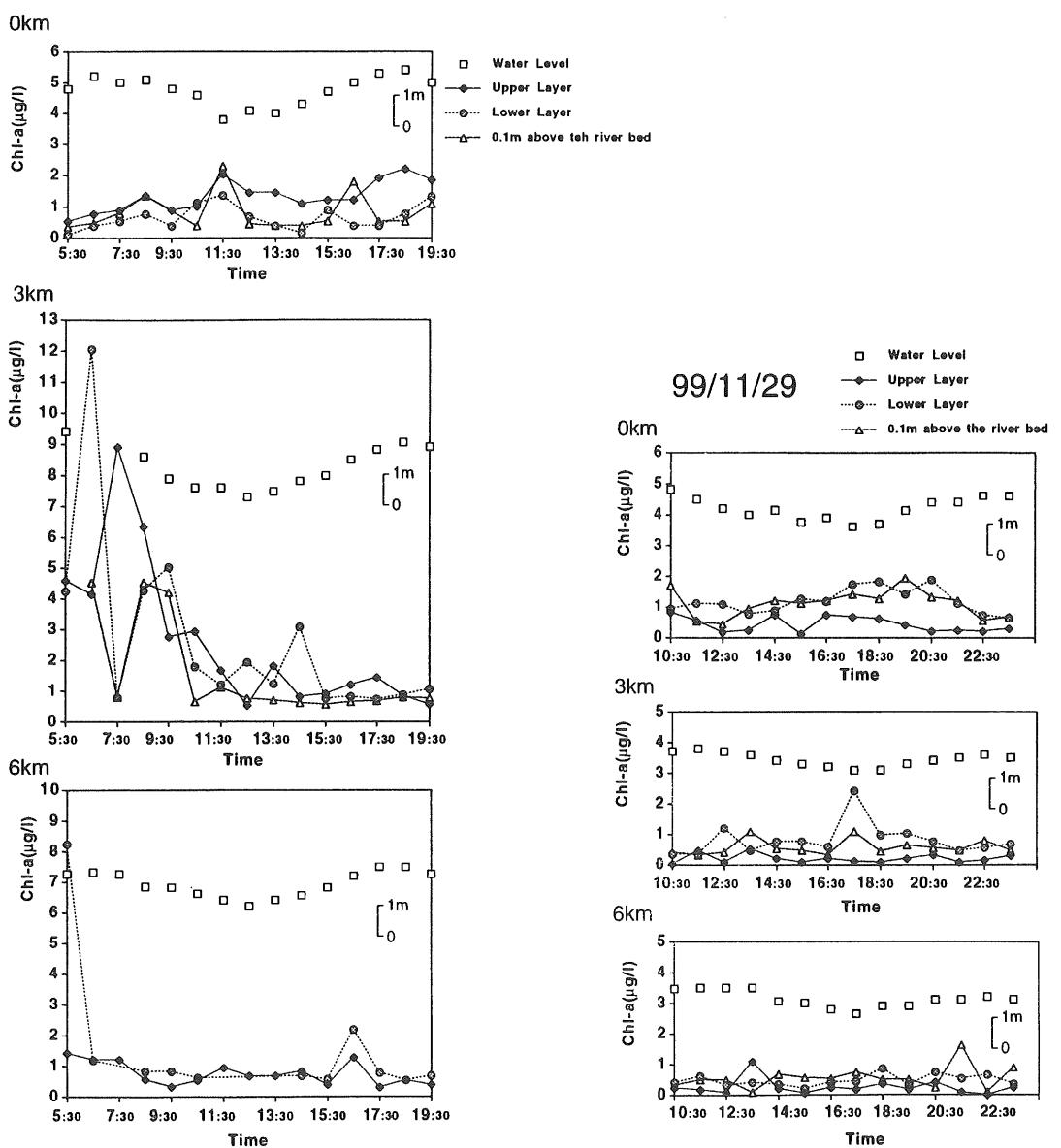


図3・6・11 Chl-aの各地点における経時変化

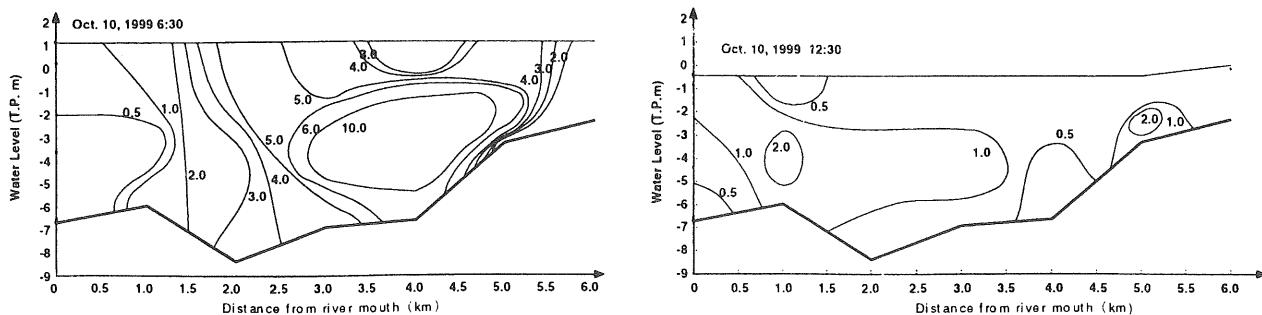


図3・6・12 Chl-aの等濃度線図の一例（10月10日大潮の満潮と干潮時）

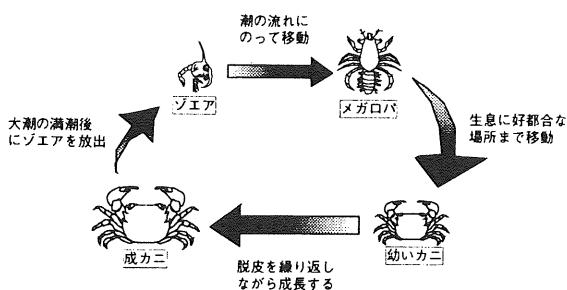


図3・6・13 カワスナガニの成長サイクル

[2] カワスナガニの同定法

- カワスナガニの甲幅は、大きいもので1cm強である。色や大きさは、成長段階または生息環境により異なる。
- 1) 甲はほぼ六角形で、角が切り立っておらず、やや丸みを帯びている(①)。甲の表面に小顆粒が密生している(②)。甲域はよく区分され、なお浅い横溝により甲域が細分画されているが、目視でも心域付近に水平に筋が確認できる程度である(③)。また、甲表面は平滑でなく、起伏の多い粗面を呈している。カワスナガニを甲に対して水平に横から見ると、その様子がよく分かる。
 - 2) 甲の前側縁には3個の鈍歯がある(④)が、これが明瞭でなく、きれいに曲線を描いたように見えるものもある。
 - 3) 鉗脚は、雌よりも雄のそれの方が大きい。
 - 4) 歩脚は第2、3対が長く、長節と前節の幅が広い(⑤)。第1対は細く、第4対よりは長い。しかし、第4対は短いが幅が広くなっている。第1対を除く残りの3対は短毛におおわれている。
 - 5) 頭は眼高よりやや高く、幅が広い。頭の中央に窪みが見られる(⑥)のが特徴である。

以上の特徴を写真3・6・1および写真3・6・2に示す。写真的カワスナガニはいずれも雄で、宮崎県北川産のものである。また写真3・6・3～8はカワスナガニの雄と雌の比較である。写真に使用したカワスナガニは全て、宮崎県北川にて捕獲したものである。

[3] 環境因子の選定

生息生物に影響を与える種々の環境因子が連続的に変化するさまを、農学・理学系では環境傾度(environmental gradient)という単語で表現している⁸⁾。Whittaker⁹⁾は、ある環境傾度を設定して、そこに生息する生物の分布を当てはめる環境傾度分析と呼ばれる手法を確立している。一方、この環境傾度には、以下のような4つの主要なものがある⁷⁾。

- 1) 海から陸に向かっての垂直方向の環境傾度

2) 波浪に対する露出度の水平的な傾度

3) 粒子の大きさの傾度

4) 海水から淡水への塩分の変化の傾度

つまり、潮汐、波浪、底質粒度、塩分、の各環境因子の変化ということになる。

本研究では現時点でのカワスナガニの生息選好性に関する有効な分析手法を提示することは困難であるため、この環境傾度分析に沿う形でその考え方を倣い、いくつかの環境因子を選定することとした。ただし、本研究が対象とする北川の河口域の一部で波浪の影響は見られるものの、その影響は比較的小さいものと判断される。したがって、Raffaelli & Hawkins⁸⁾が提案する主要な環境傾度のうち、波浪に関しては特に観測対象因子としていない。すなわち、北川感潮部に生息するカワスナガニの生息選好性に影響を与える環境因子として、潮汐、底質粒度、塩分、を代表因子として念頭において次項の調査・実験を実施した。

[4] カワスナガニの生態に関する調査・実験

1) カワスナガニの生息密度調査

カワスナガニの北川における生息分布を調べるために、平成11年7月30日、10月23～25日および11月8～9日に調査を行った。調査日はいずれも大潮であった。

カワスナガニの採取は、コドラーント法に従い、コドラーント(50cm×50cm枠、もしくは100cm×100cm枠

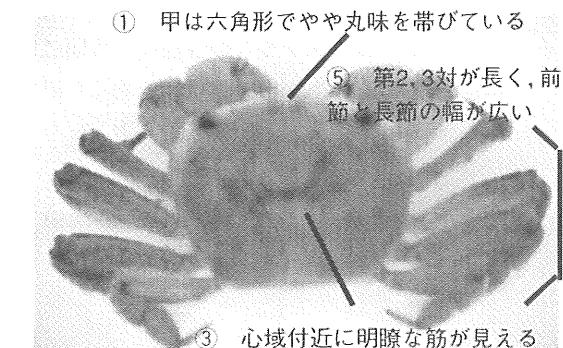


写真3・6・1 カワスナガニ全体（雄）

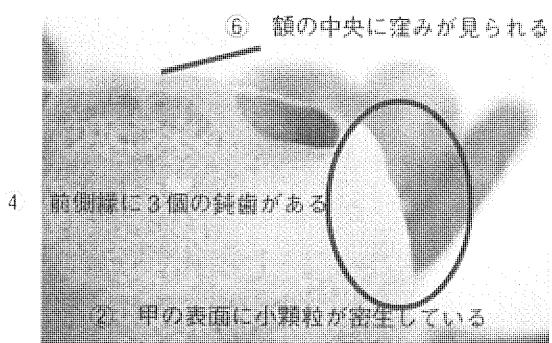


写真3・6・2 カワスナガニ眼域拡大（雄）



写真3・6・3 カワスナガニ背面 ♂



写真3・6・4 カワスナガニ背面 ♀

カワスナガニの雄、雌の大きさは成長段階にもよるが、極めて大きな差はないと
思われる。

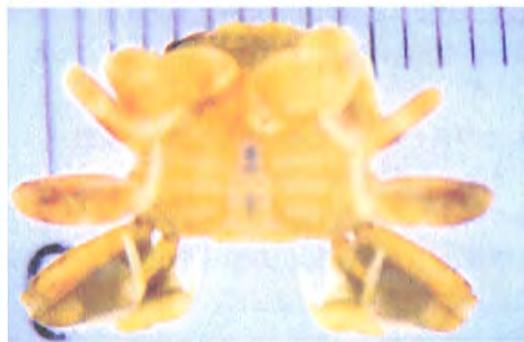


写真3・6・5 カワスナガニ腹面 ♂



写真3・6・6 カワスナガニ腹面 ♀

カワスナガニの性別は、腹面にて容易に判別することができる。雄の場合、後縁
は細い。一方、雌は卵を抱くために後縁が雄のそれと比べて幅広い。



写真3・6・7 カワスナガニ鉗脚 ♂



写真3・6・8 カワスナガニ鉗脚 ♀

カワスナガニの性別の目安のひとつとして、鉗脚を挙げることができる。カワス
ナガニの鉗脚は、他のカニ類に比べて目立って大きいものではない。しかしながら、
雄の鉗脚は雌のそれに比べて太く大きい。ただし、カニの成長段階においては、雄
の場合でも鉗脚が小さく雌と判別し難いものもあることを留意すべきである。

使用）を調査地点に設置した後、枠内の砂泥をその下流に配したサーバーネット（2 mm網目）へ流し込むようにしてカワスナガニを採取した（写真3・6・9～11）。

採取したカワスナガニは単位面積当たり（1 m²当たり）の個体数として求めた。カワスナガニの同定には実体顕微鏡を用いた。なお、採取したカワスナガニのうち必要個体は5%ホルムアルデヒドで硬化させた後、70%エタノールに水浸させて、保存した。



写真3・6・9 サーバーネット付きコドラート
(縦100cm×横100cm×高さ15cm)



写真3・6・10 コドラート（縦50cm×横50cm×
高さ15cm）による採取風景



写真3・6・11 サーバーネットにより捕獲した
河床材料をバットへ移す作業

また、カワスナガニの生息選好性に関わる環境因子として、[3]でも述べたように河床材料は重要であり、カワスナガニの生息調査と同時にそこでの底質を持ち帰り、土質試験法に則った標準網ふるいを用いて粒度試験を行った。さらに川島橋では、横断方向にカワスナガニを採取するためにエクマンバージでの底生生物および底質採取を試みた。

2) カワスナガニ生息最上下流端での長期水質変動調査

カワスナガニ生息密度調査で明らかになった生息最上流部と最下流部の水質変動を把握するために、最上流部では平成11年10月25日～11月8日（大潮～小潮～大潮）に、最下流部は11月9日～23日（大潮～小潮～大潮）に実施した。3.6.2の[2]と同様の水質測定器を用いてpH、電気伝導率、濁度、DO、水温、塩分濃度の5項目の変動を10分間隔で計測し、2週間にわたってデータロガーに保存した。

3) カワスナガニ塩分耐性実験

カワスナガニの生息に関する塩分の影響について実験を行った。実験は塩分の濃度を変えたビーカー内に2～3匹のカワスナガニを水没させて、その生存日数を調べた。実験に用いたカワスナガニは平成11年11月8、9日に北川3.7km地点（川島橋下）で採取したものである。なお、実験開始前1週間は、カワスナガニ蓄養のために現地河川水を入れたビーカーに水没させておいた。想定水域を淡水、汽水域及び海水域として塩分を0.5, 10, 30psuの3種類に設定した。ビーカー内には北川で採取した河川水を使用し、これに海水を混合して所定の塩分を作製した。また、現地調査時にカワスナガニの生息地点ではDOがおよそ8 mg/l以上を呈していることが多かったことから、本実験でもビーカー内のDOを8 mg/l以上に保つようにした（図3・6・14参照）。

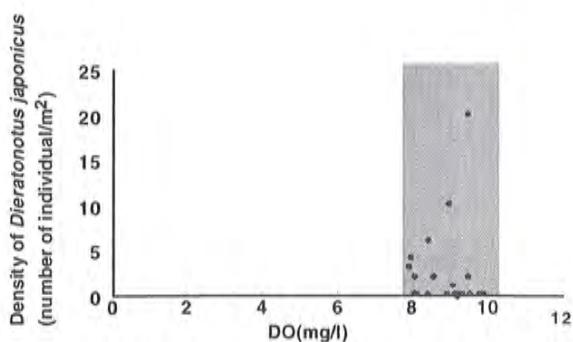


図3・6・14 DOとカワスナガニ密度

[5] 実験結果および考察

2回の現地縦断方向の水理・水質調査に基づき、塩水遡上が6~7km上流まで及んでいることから汽水域を7km付近までと想定し、汽水域に生息するカワスナガニの密度調査はこの範囲を中心として行った。

表3・6・1は計3回にわたる調査結果を示したものである。「カニ」の欄には、コドラートの設置回数とそれで採取されたカニの総数を示している。また、()内にはその時のカワスナガニの個体数をのせた。「カワスナガニ」の欄には採取されたカワスナガニの個体数を1m²あたりに換算したものをのせた。同表には、

調査時刻の水質も記している。

図3・6・15, 3・6・16は北川感潮域のマップ上にカワスナガニ密度調査の結果を示したものである。図よりカワスナガニの生息域が下流1.3kmから上流6.5kmにまで及んでいることがわかる。カワスナガニの生息縦断分布は、カワスナガニの生息選好性に応じた空間的パターンを示している。また、生息範囲の上流端は塩水の遡上する上限域とほぼ一致し、カワスナガニの生息条件と塩分との相関が伺える。

図3・6・17は粒径を粗礫(19~75mm), 中礫(4.75~19mm), 細礫(2~4.75mm), 粗砂(425mm~2mm),

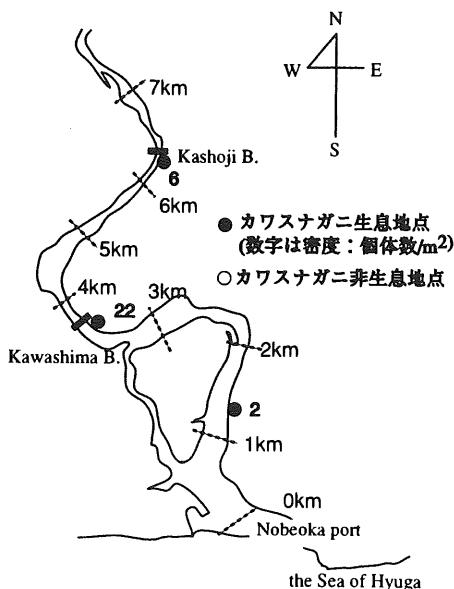


図3・6・15 カワスナガニ生息の空間分布（7月30日）

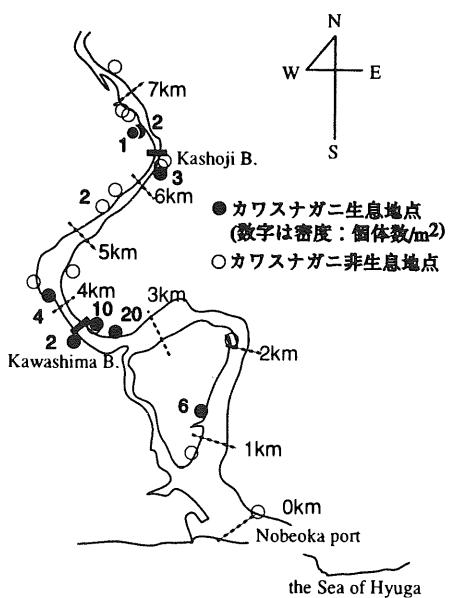


図3・6・16 カワスナガニ生息の空間分布
(10月23-25日, 11月8-9日)

表3・6・1 カワスナガニ生息密度調査内容

第1, 2, 3回カワスナガニ密度調査

	あ	い	う	①	②	③	④	⑤	⑥	⑦	⑧	⑨
地点	6/300	3/700	1/300	7/200	6/800	6/700	6/500	6/300	5/600	5/500	6/200	6/100
岸	左岸	左岸	左岸	右岸	右岸	右岸	右岸	右岸	右岸	右岸	左岸	左岸
日付	7月30日	7月30日	7月30日	10月23日	10月23日	10月23日	10月23日	10月23日	10月24日	10月24日	10月24日	10月24日
時間	12:40	14:10	16:00	14:32	15:14	15:30	16:15	17:13	8:30	9:16	10:55	11:17
潮の状態	下げ潮	上げ潮	上げ潮	上げ潮	上げ潮	上げ潮	上げ潮	上げ潮	下げ潮	下げ潮	下げ潮	干潮
pH	6.96	7.54	7.91	6.82	6.87	6.82	6.60	6.80	6.95	7.11		6.37
COND(mS/cm)					30.0	20.0	43.0	1.3	0.5	1.5	1.8	2.5
TURB(NTU)	15	15	35	27.7	26.4	41.7	3.9	1.5	89.3	39.5		21.4
DOD(mg/l)	8.56	8.14	7.07	9.88	9.80	9.55	9.10	9.17	8.45	8.56		7.95
TEMP(°C)	20	20.2	21.4	21.1	19.5	19.4	20.9	19.9	20.1	20.7		23.4
DEP(m)				0.1	0.0	-0.1	0.1	0.0	-0.1	0.1		0.2
SAL(psu)	0	0	0.4	0.01	0.01	0.02	0.78	0.27	0.89	1.04		1.56
カニ	(6)52	(22)62	(2)56	0/2回	0/3回	0/1回	(1)4/4回	0/2回	2/4回	(2)7/5回	0/3回	(2)11/3回
カワスナガニ(/m ²)	6	22	2	0	0	0	1	0	2	0	0	3

⑩	⑪	⑫	⑬	⑭	⑮	⑯	⑰	A	B	C	D
6/700	6/500	4/500	3/700	2/100	1/300	0/800	0/000	3/700	3/700	4/300	4/500
右岸	右岸	左岸	左岸	右岸	右岸	左岸	左岸	右岸	右岸	右岸	左岸
10月24日	10月24日	10月24日	10月24日	10月25日	10月25日	10月25日	10月25日	10月25日	11月8日	11月9日	11月9日
12:13	12:33	15:10	15:35	9:35	10:00	11:27	13:19	14:17	16:37	10:12	10:49
干潮	干潮	上げ潮	上げ潮	下げ潮	下げ潮	干潮	上げ潮	上げ潮	下げ潮	下げ潮	干潮
7.34	7.41	7.44	7.57	7.67	7.46	7.67	6.71	7.05	7.53	7.45	8.02
0.3	0.4	2.8	3.2	2.6	3.2	3.0	1.8	1.4	2.2	2.6	2.7
102.0	43.0	4.4	147.0	27.7	72.2	25.0	3.4	1.4	19.4	7.2	10.4
9.13	9.50	8.95	9.34	8.45	8.14	9.22	8.97	8.10	7.96	8.06	9.49
19.6	20.3	22.6	22.5	21.3	21.0	21.4	21.8	19.8	18.9	20.1	20.4
0.0	0.3	0.3	0.3	0.1	0.1	0.6	0.3	0.2	0.0	-0.1	0.4
0.14	0.18	1.75	2.00	1.94	2.02	1.86	1.05	0.83	1.31	1.51	1.69
0/1回	(1)1/2回	0/1回	5/2回	0	(4)20/3回	1/2回	3/2回	(5)15/2回	(1)4/2回	(3)5/3回	(0)6/3回
0	2	0	0	0	6	0	0	10	2	4	0
											20

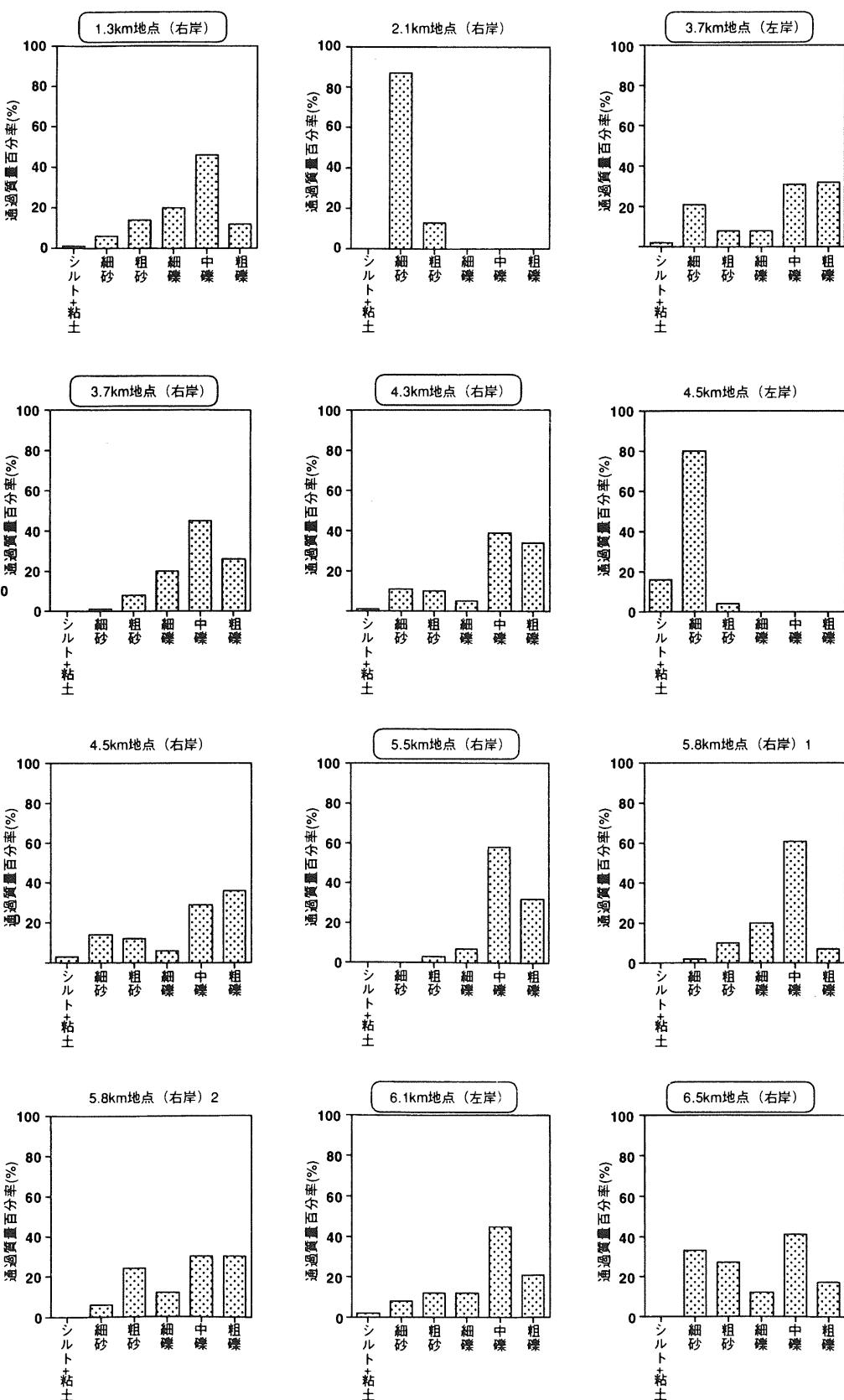


図3・6・17 底質の粒度分布組成

細砂（75～425 mm）、粘土+シルト（75 mm未満）で区分したときの質量を全体に対する百分率で表したものである。地点名を囲んであるものが、カワスナガニの生息を確認した地点で採取した試料である。礫分がなかった2.1 km右岸や4.5 kmのような場所とカワスナガニの生息確認された地点とでは明らかに底質粒度の構成に違いが見られる。5.8 km右岸1と5.8 km右岸2はほぼ同じ場所で採取した。1の地点ではカワスナガニ以外のカニの生息を確認できたが、2では確認できなかった。

図3・6・18はカワスナガニの生息・非生息地における河床材料の粒径加積曲線の一例を示したものである。カワスナガニの生息地では比較的大きな河床材料の占める割合が多く、中礫（粒径4.75 mm～19 mm）以上の粒径を有する河床材料の存在がわかる。これら礫がカワスナガニの大きさと同程度であることやカワスナガニ採取時の状況からも、これらの河床材料が彼らの隠れ場として果たす役割は大きく、生息選好性を考える上で重要な因子であることが推察され

る。写真3・6・14は、カワスナガニが多く生息していた3.7 km左岸（川島橋下）の様子である。一方、写真3・6・15はカワスナガニの非生息地であった2.1 km右岸の様子である。

図3・6・19は3.7 km地点（川島橋下）における断面方向の粒度分布試験の結果である。地点③を含む流れ場中央付近では、表層の大きな礫によりエクマンバーで底質試料の採取が非常に困難であり、③より深い場所では試料採取ができていない。本研究では①と④ではカワスナガニの生息が確認されているが、その他の場所ではまだ確認していない。

図3・6・20はカワスナガニの生息域最上流域（6.5 km地点）と最下流域（1.3 km地点）の塩分の長期変動を示したものである。両地点とも塩分変動は大きく、そこに生息するカワスナガニは潮汐の影響のため、塩水と淡水の両方にさらされていることがわかる。なお、塩分測定値を測定期間で平均すると、下流では23.3 psu、上流では5.0 psuとなる。

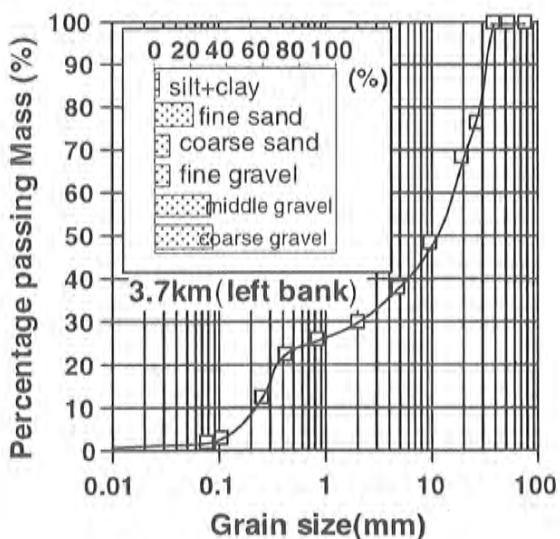


図3・6・18 カワスナガニ生息地（左）及び非生息地（右）における底質の粒径加積曲線の一例

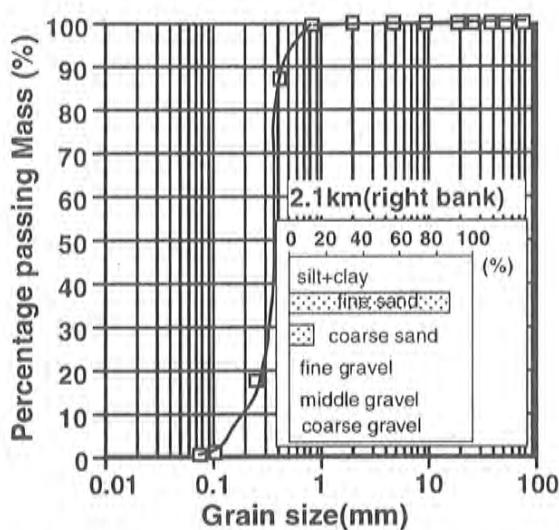


写真3・6・14 カワスナガニの生息地の代表的風景
(3.7 km川島橋下、左岸)



写真3・6・15 カワスナガニの非生息地の代表的風景
(2.1 km、右岸)

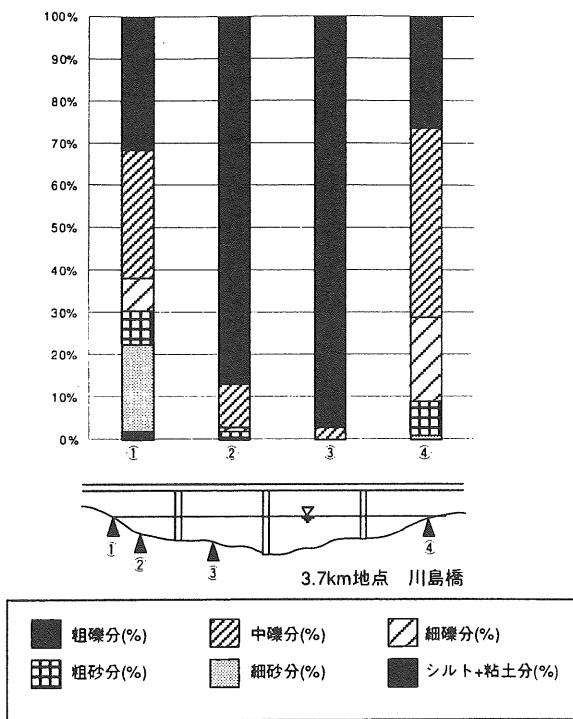


図 3・6・19 3.7km地点での横断方向の底質分布

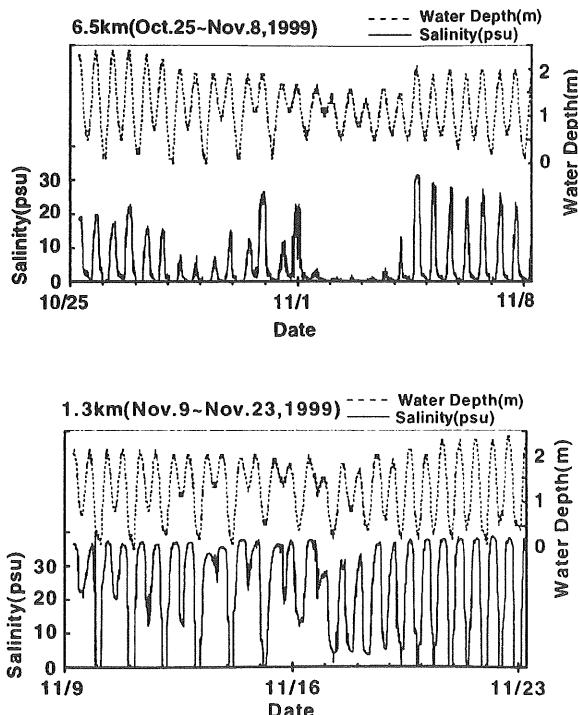


図 3・6・20 カワスナガニ生息上限（上）・下限（下）域での長期水質変動

一方、カワスナガニの塩分に対する耐性を室内実験で調べたものが図3・6・21である。この図より、塩分が10 psuと30 psuでは生存日数に差が見られないものの、カワスナガニが淡水中で長期間に渡って生息することは困難であることがわかる。実際には図3・6・20で示したようにカワスナガニの生息地点では、潮汐に

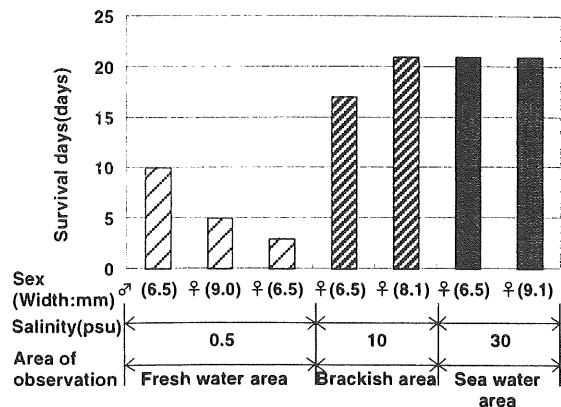


図 3・6・21 塩分耐性実験の結果

より同一塩分が長期にわたって滞留することはないが、その極端なケースを考えることもカワスナガニの生態を知る上で重要であると考える。

図3・6・22は、カワスナガニの生息密度分布と各測定地点の塩分および水温を比較したものである。図中には、カワスナガニが河道両岸域で生息することを考慮して、水表面下0.1mでの塩分と水温の変動幅と平均値を示している。図にはその一例として10月10日大潮時のものを見た。カワスナガニの生息分布は3～4 km地点で極値を持つ上に凸の形状を示す。

ある環境因子（環境傾度）に沿って、そこに生息する生物の空間分布は、その種の選好性に依存し、忌避的な部分を避けることは当然である。これらの群集構造には一般的に次のような特徴がある¹⁰⁾。

- 1) 1つに環境傾度に沿った個々の種の数分布が正規分布で近似できる。
- 2) その中央値（平均値） μ は種ごとに散らばり、標準偏差 σ の値はあまり大きくならず、ある環境傾度上に集中して多くの種が存在することはない。このような仮定がなされるモデルを群集構造の正規分布モデルと呼んでおり、今回のカワスナガニの生息分布もこのモデルによる説明と合致しているようである。

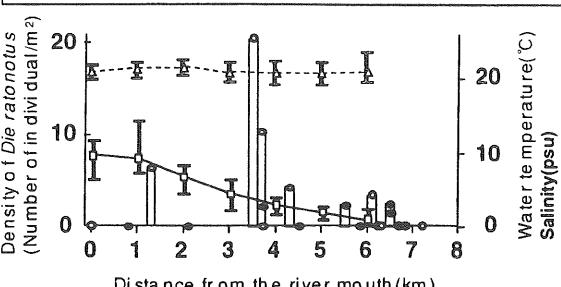
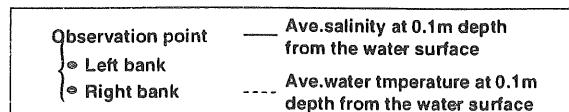


図 3・6・22 カワスナガニ密度と塩分、水温の影響

いずれにせよ、カワスナガニの生息環境にとって塩分・水温のみに依存しているものではないものの、塩分・水温は生息上下端で変動幅が大きいことや、塩分値が0近くで生息上限域となっている等の相関を示していることは理解できる。

3.6.4 おわりに

本研究では、北川感潮部での水質変動特性やそこに生息するカワスナガニの生息環境に着目し、その選好性に関して考察を加えた。その結果、環境因子としての塩分は、カワスナガニの選好性において重要な一因子であり、また、別の因子である河床材料においても、隠れ場としての役割が考えられた。カワスナガニの生息選好性に関しては、その他多数の因子が影響していると考えられ、それらを考慮し、生息生物の空間分布を適切に表現するための解析法やツールの作成が今後の課題となってくる。

謝 辞

現地調査に際し、建設省九州地方建設局延岡工事事務所、宮崎県延岡土木事務所、宮崎大学・村上啓介助教授、福岡市保健環境研究所・濱本哲郎氏、エースコンサルタント・工藤征生氏、東京建設コンサルタント・大和則夫氏、九州大学工学部・原浅黄（学部4年）、同大学院・李昇潤（博士課程3年）両君をはじめ、九州大学・宮崎大学学生諸氏には多大なるご協力を頂いた。また、九州大学名誉教授・小野勇一先生、北九州市立自然誌博物館・馬場稔学芸員、九州大学大学院生物資源環境科学研究科・嶺井久勝先生および西日本技術開発株式会社・原田圭介、松本豊隆両氏には、カワスナガニの同定や種々の質問に快くお答えいただいた。ここに、記して謝意を表す。

参考文献

- 1) Hansen, D.V. and Rattray, M (1966) : New dimensions in estuary classification, Limnol. Oceanogr., Vol. 11, pp.319-326.
- 2) 須賀堯三（1979）：河川感潮部における塩水くさびの水理に関する基礎的研究、土木研究所資料、第1537号、pp.168-169.
- 3) 山本晃一・高橋 晃・深谷 渉（1993）：感潮河川の塩水遡上実態と混合特性、土木研究所資料、第3171号、pp. 7 - 9 .
- 4) Schijf, J.B. and Schöfeld, J.C. (1953) :Theoretical conditions on the motion of salt and fresh water, Proc. Minnesota Int. hydr. Conf. I.A.H.R., pp.321 - 333.
- 5) 井上和也・田中正博・坂口拓史・西澤賢太郎（1993）：河口感潮域における塩水侵入の解析、京都大学防災研究所年報、第36号B-2, pp. 411-423.
- 6) 環境庁編（1991）：日本の絶滅の恐れのある野生生物 -レッドデータブック-, 無脊椎動物編, p.226.
- 7) 椎名季雄（1964）：総説・甲殻類、中山書店, pp. 653-656.
- 8) 朝倉彰訳（1999）：潮間帯の生態学-上- (D. Raffaelli & S. Hawkins (1996) : Intertidal Ecology), 文一総合出版, pp. 20-69.
- 9) Whittaker, R. H. (1967) : Gradient analysisis of vegetation, Bio. Rev. 42, pp. 207-264.
- 10) 小林四郎（1995）：生物群集の多変量解析、蒼樹書房, 194p.

3.7 貝類の水質浄化特性に及ぼす感潮域の環境因子

3.7.1 はじめに

ヤマトシジミ (*Corbicula japonica*, 以下、シジミと称す) は植物プランクトンをろ過摂食する懸濁物食二枚貝であり、幅広い塩素量 (1~12‰ C1) 域で生息できる広塩性汽水種である¹⁾。塩分濃度の変化が大きい河川感潮域でも生存でき、しかも同様な水域で他に懸濁物食種がないこともあって優占的に繁殖し、高密度かつ生存量も大きい。

しかし、近年、その漁獲量は1970年の約4万トンに比べて数分の一までに減少している²⁾。とくに、大きく減産したのは利根川である。その要因として、河口堰運用にともなう堰上下流の底層水の貧酸素化や底質の細粒化、塩分条件の変化等が影響しているものと推定されている³⁾。このような現象は利根川河口堰だけでなく、全国の河口堰で認められている。河口堰による環境影響の連関を図3・7・1⁴⁾に示す。

日本海側では漁獲量が少ないこともあって、太平洋側の河川感潮域ほどの報告はない。また、河川と違つて汽水湖等では2万トン前後の安定した漁獲量を上げている。しかしながら、シジミ漁獲量の多い代表的な汽水湖である宍道湖でも、ヘドロがたまり底水層の貧酸素化が起きている湖心部ではシジミは取れず、溶存酸素が維持されている水深2~3mの沿岸部砂質地帯で1,000個体/m²以上生息している⁵⁾。

また、河川感潮域は水質が潮汐や降雨によって劇的に変化するため、シジミにとって必ずしも適当な生息地とは言えない。そこで生息や生理的特性に及ぼす環境因子として、従来より、塩分濃度、溶存酸素、水温、

底質環境などについて研究してきた。例えば、生殖による発生を促すためには塩分濃度と水温が重要な因子となり、平均水温20℃未満では発生が進まず、塩分についても淡水では発生が進まない。30~70%海水で発生は速やかに進む⁶⁾。また、初期発生期(7~9月頃)に5時間でも海水程度の塩分濃度につかると受精卵には致命的である¹⁾。一方、成貝にとって60%海水は生息に適さない上限値であり、70%海水では殻を閉じ、ろ過を止めてしまう⁷⁾。すなわち、塩分濃度によってはシジミの有する水質浄化能力の制限が推測できる。さらに、利根川産のヤマトシジミを使った小島⁸⁾の実験では、日中56%海水、夜間80%海水で飼育しても5日目で約70%が死亡することがわかった。水温についても、稚貝は25~30℃で高い成長率を示しながらも、12.5℃以下では成長せず⁷⁾、単位重量当たりで高い浄化能力を示す稚貝が冬季にはその能力をほとんど期待できないことがわかる。

つぎに貧酸素化について、幼貝・稚貝は流れによる移動性があるので貧酸素水域から回避できると考えられ、研究例もほとんどない。一方、成貝では、宍道湖の場合、DOが0.6mg/l以上の場所に分布し、4mg/l以上で1,000個体/m²以上生息している。これは、生息地として砂質底を好むことにもつながり、宍道湖の場合、生息範囲は水深2~3mで強熱減量が10%, CODが10mg/g-dry未満、1,000個体/m²以上の高密度の所は強熱減量が5%, CODが5mg/g-dry未満の条件のところである⁵⁾。有機物が多い底質の場合、貧酸素化が進みやすいうこととも関連する。

公共用水域における環境基準達成率は未だ向上せず、とくに海域(内海、内湾)の水質悪化が憂慮されている⁹⁾。これは、水域の富栄養化にともなう植物プランクトンの多量増殖に起因している。そのため、懸濁物食二枚貝であるシジミは植物プランクトンをろ過摂食してくれるので、感潮域の水質浄化に果たす役割は大きいと言える。シジミの水質浄化能力はシジミのろ過能力によるが、宍道湖での研究⁵⁾では、ろ過水量はシジミ1gあたり1時間で約0.2lなので、宍道湖全体で約1,270億/日となり、3日間で全湖水をろ過できる。Nakamuraら¹⁰⁾の研究によれば、大小のシジミを用いて6.5~35℃の水温でろ過速度を求めたところ、生重量(無乾燥状態の殻と身)1gあたり1~8l/hであった。また相崎ら¹¹⁾の研究でも、ろ過速度について小さな個体では軟体部乾燥重量あたり8l/h, 15mmを越える個体では約3l/hの値を得ている。

シジミは植物プランクトンを多量に摂取することで植物プランクトンの異常増殖を抑制している^{12), 13)}。一

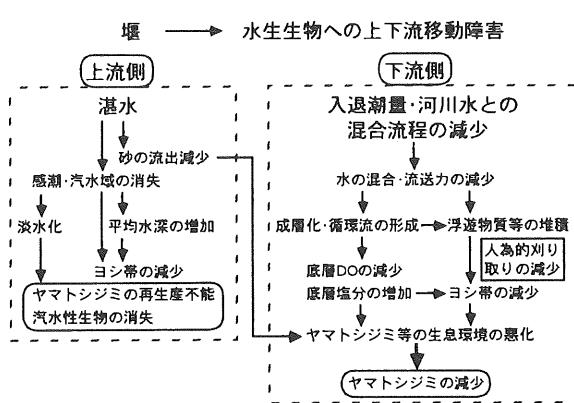


図3・7・1 河口堰による環境影響の連関
(田中 (1997)⁴⁾を参考に作成)

方、糞尿（窒素やリンなど）を排泄することで植物プランクトンの増殖を刺激していることも指摘されている¹⁴⁾。そこで窒素循環に注目した山室¹⁵⁾、Nakamuraら¹⁰⁾の研究によれば、宍道湖ではヤマトシジミが底生生物現存量の97%を占め、年間約1万トンが漁獲されている。ここで、夏季における窒素循環を量定化したところ、光合成に伴って植物プランクトンが水中から窒素を吸収する速度と同じオーダーの速度でシジミは窒素を摂取していた。宍道湖での漁獲量を考えると1年間の窒素回収量は75トンにのぼる⁵⁾。しかし、取り込んだエサ（N換算）の4割は体外排出している。一般に、植物プランクトンの体成分の窒素とリンの比は16:1 (atom) とされ、堆積物からの溶出では6:1 (atom) である¹⁶⁾。そのため、窒素を比較的高い割合で排泄する懸濁物食性二枚貝によって一次生産が活性化されると考えられる。

以上のような機構に着目して、水質浄化に果たすシジミの役割をモデル化する研究も見られ、中村ら¹⁷⁾はシジミの生物量密度と植物プランクトン（クロロフィルa）濃度の二変数の相互作用だけで湖内の空間的な水質分布特性を再現した。また、シジミ以外の二枚貝による富栄養化水域の環境修復やシミュレーションによる二枚貝の役割についても検討されはじめている^{18~21)}。

河口など感潮域においては、治水や利水、土地利用などを目的とした人為的改変によって生息環境、水質環境が大きく変わってきていたため、健全な河川感潮域生態系を維持、復元するには、河川感潮域の環境特性やその場に生息する水生生物の生理的特性について十分把握しておく必要がある。とくに近年、水生生物を含む生態系の機能を高めることで水質改善・管理を図る手法（生態工学）が提案され、貝類等による水質浄化作用についてもその役割が大きく注目されている。しかしながら、水質浄化に果たす二枚貝の役割について検討されている研究対象は、比較的塩分濃度の安定した汽水湖、内湾・内海、沿岸部が多く、塩分濃度が大きく変化する河川感潮域での検討はまだない。そこで本研究では、河口堰の設けられた宮城県北上川河口域（追波川）において、ヤマトシジミの生態調査とその生息に影響を与える塩分濃度の分布特性を明らかにして、感潮域の水質浄化に果たす貝類の役割を検討することを目的とした。

3.7.2 研究方法

[1] 調査地点の概要

対象河川は宮城県北部に位置する北上川（追波川）

であり、流路延長が約249km（全国第5位）、流域面積が10,150km²、その流量は年平均384m³/sec（観測地点：登米、最大3273-最小113）である。日本でも有数の河川である。河口域での塩分分布型は、潮差が最大1.5m程度で河況係数も大きいことから、東日本の太平洋側に多い「緩混合型」と考えられる。河口から上流17.2kmに設置された北上大堰（総延長約340m）（写真3・7・1）は、灌漑用水や生活用水などの確保、塩害防止を目的に旧飯野川可動堰（1932年から通水）に代わるものとして1979年から本格的に運用されている。写真3・7・2は、1969年と1995年における北上川河口域（北上大堰より下流側）の航空写真である。堰や新北上大橋付近でヨシ原や浅瀬等の地形変化が若干見られるものの、河口域全体で大きな変化は見られない。河口域には、「日本の音風景百選」にも選ばれた広大なヨシ原が見られ、北上大堰下流域だけでもヨシ原（他の植物も含む）が約9km²あり、多様な生物の生息環境を提供している（写真3・7・3）。

平成9年度漁業・養殖業生産統計年報²²⁾によれば北上川のシジミ漁獲量は250トンであり、県内シジミ漁獲量のほぼ100%を占めている（図3・7・2）。また、その漁獲量は全国の河川のなかで5番目である。水産宮城（宮城県水産林業部、各年度）によれば、1970年代中頃から年間200トン前後の漁獲量を確保している。「じょれん」による操業では殻長20mm以下のシジミは禁漁にして、資源を保存している。写真3・7・4に「じょれん」によるシジミ漁とシジミを示す。河口堰建設が古いため、河口堰による漁獲量への影響について正確には述べられない。しかし、1999年8月からの渇水期に堰下流側の塩分濃度上昇によるシジミの大量死が報道²²⁾された。

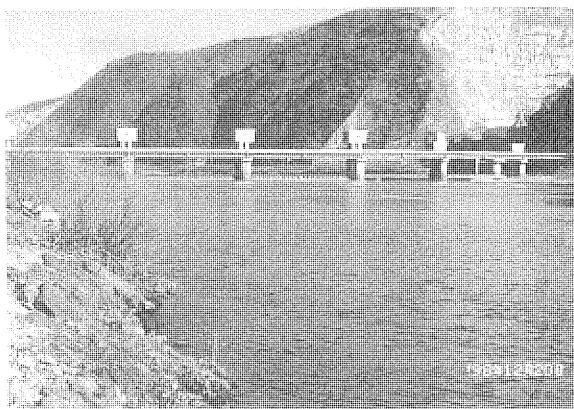


写真3・7・1 北上川の北上大堰（下流側からの姿）

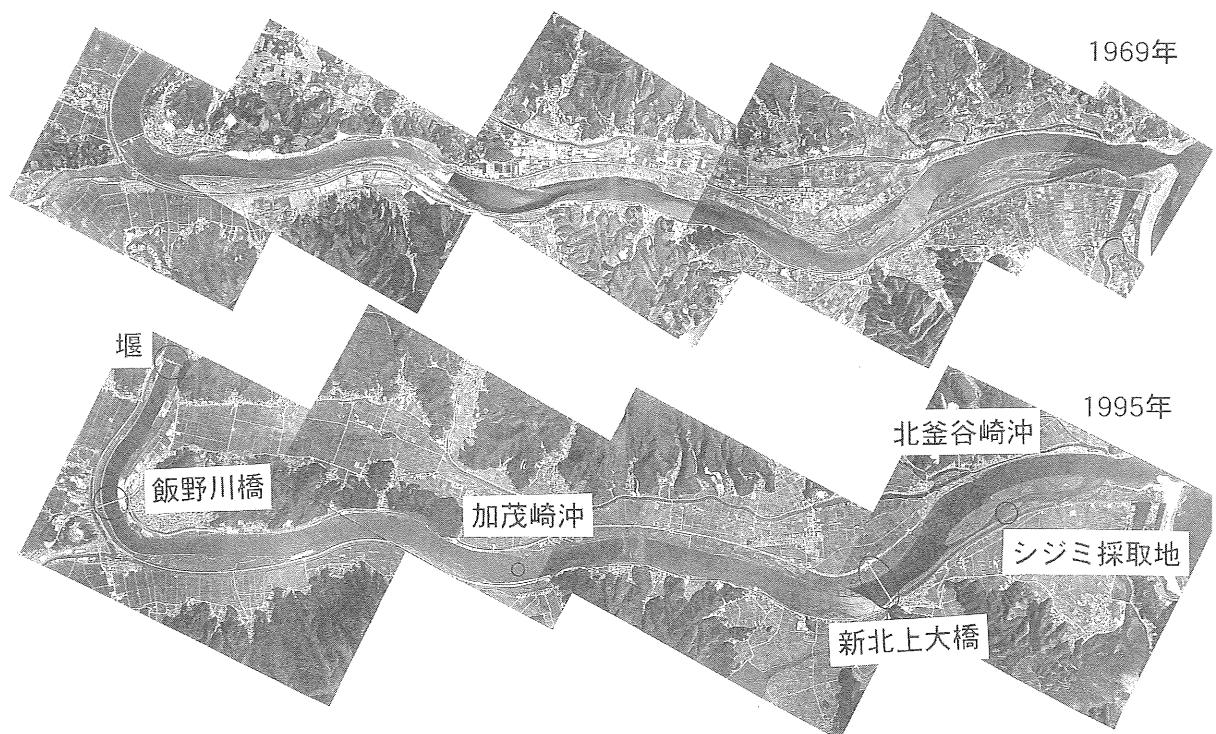


写真3・7・2 北上川河口域の航空写真（上段：1969年、下段：1995年）

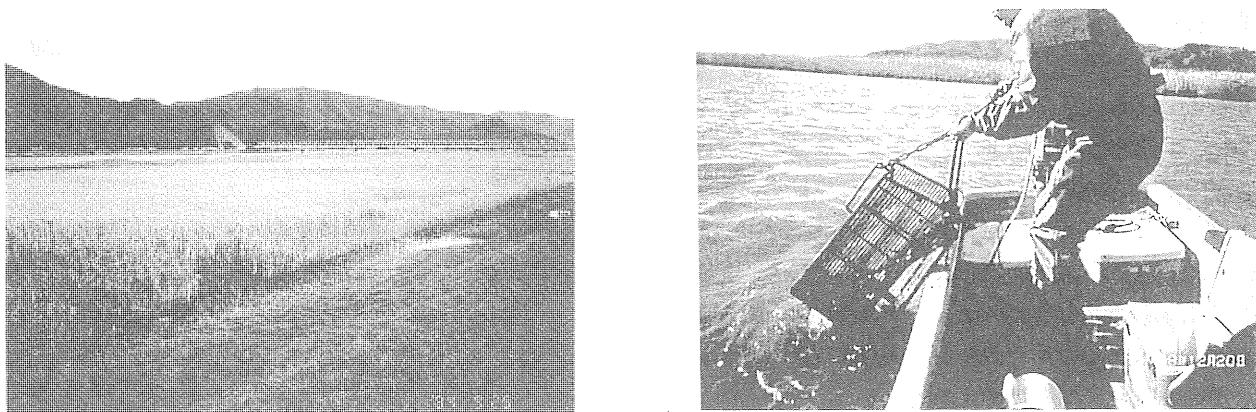


写真3・7・3 北上川河口域のヨシ原

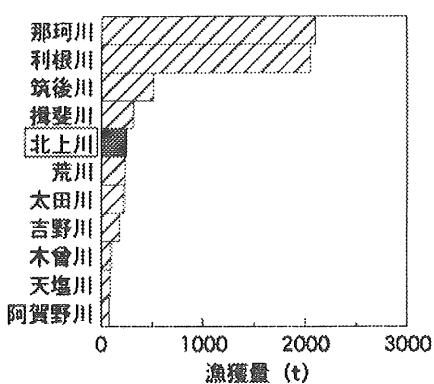


図3・7・2 シジミの河川別漁獲量
(平成9年度 漁業・養殖業生産統計年報²⁾より作成)

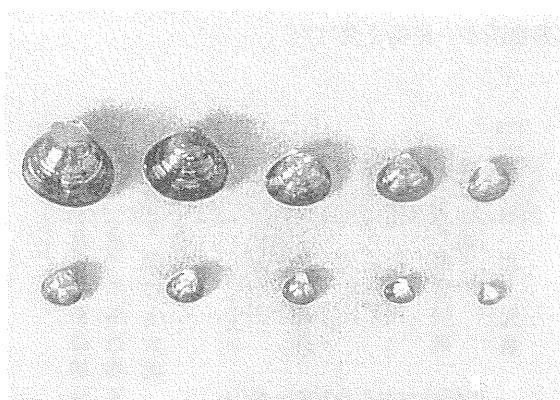


写真3・7・4 「じょれん」によるシジミ漁とシジミ

[2] 調査方法および項目

調査は堰下流側のみで行なった。調査地点数は、1ヶ月に1回程度の定期観察2箇所（河口から、岸寄り1.6km, 3.9km地点）と季節ごとの縦断観察5箇所（定期観察のほか、中央部1.6km, 9km, 15km地点）とした（図3・7・3）。1995年7月～1997年5月（定期観察のみ）、1998年11月～1999年11月にかけて、深さ方向の水質（水温、塩分濃度、pH、DO、濁度）とシジミ生存量（1箇所、1.6km地点）を調査した。

採水地点（河川中央部）には小型船で行き、水質チェックWQC-22A（東亜電波工業株式会社製）を用いて水質を実測した。シジミ生存量は、干潮時に現れる砂質地帯（写真3・7・5）において、1m²の囲い内（深さ方向約15cm）の砂や生物を全量掘り出し、個体数を数え、殻長と湿重量も測定した。ただし、今回のシジミの採取は漁業組合の許可を得て禁漁区内で作業しているため、本来の漁業区より資源は豊富であると考えられる。

また、季節ごとのシジミの成熟度を組織学的に観察^{23), 24)}するために、軟体部を10%ホルマリンで固定したのち、生殖腺部分をアルコールで脱水、テクノビット7100に包埋してから2～5μm厚さの切片を作り、メチレンブルー、フクシンで二重染色して生殖腺組織を光学顕微鏡により観察した。

さらに、シジミのエサとなる植物プランクトン（浮遊藻類）の出現実態を把握するために、定期観察地点の3.9km地点で季節ごとに河川表層と底層を採水し、同定および個体数の計測を行なった。

堰からの放水量については、北上川が堰上流で旧北上川と分かれているため、分かれる前の流量（登米地点）から旧北上川での流量（倉ぞね地点）を差し引いた値とした。なお各流量データは建設省北上川下流工事事務所から提供を受けた。

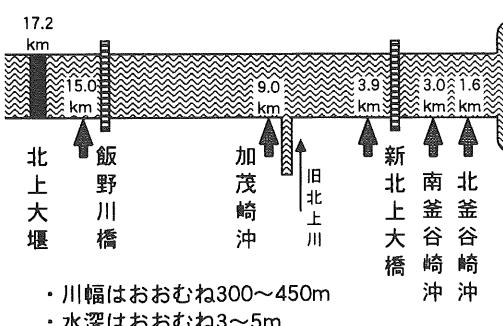


図3・7・3 北上川調査地点概略図

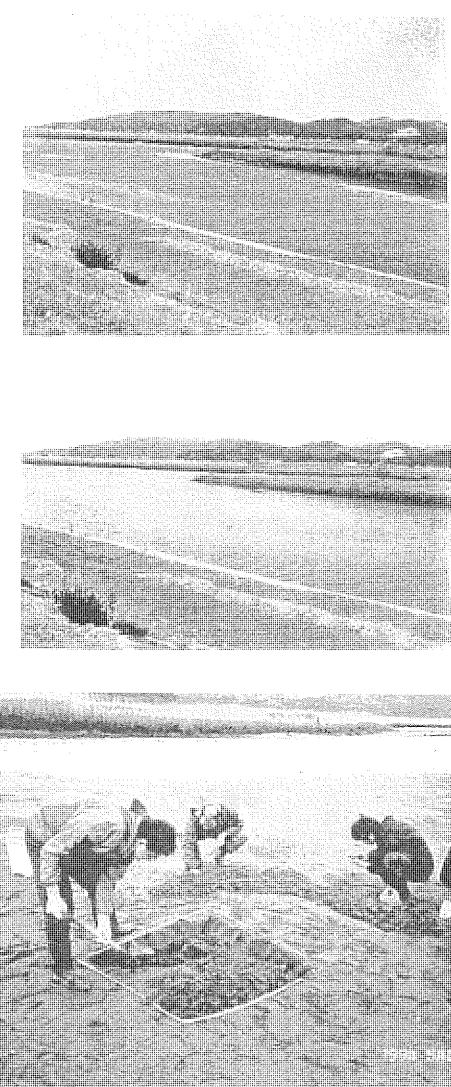


写真3・7・5 シジミ調査地点（河口から1.6km）の干潮時（上）・満潮時（中）と調査風景（下）

3.7.3 結果および考察

[1] 北上川河口域の塩分濃度分布特性

まず、北上川飯野川橋（河口より15km）でのBODは1mg/l前後であり、A類型の北上川（調査領域）はとくに汚濁した河川ではない。DOは5mg/l程度まで下がるときがあるものの、季節や水深に関わらずほぼ飽和溶存酸素量を満たしていた。そのため、利根川河口堰や長良川河口堰の下流で懸念されてる底層の貧酸素化は起きていないと推察された。また、pHは海水の混合状態にも左右されるが概ね8前後、濁度は2～5度程度であった。

つぎに、図3・7・4に示したように、塩分濃度分布は潮汐によって一定の傾向を示さない。例えば、大潮時の同一地点の観測であっても、満潮で全層淡水（1996

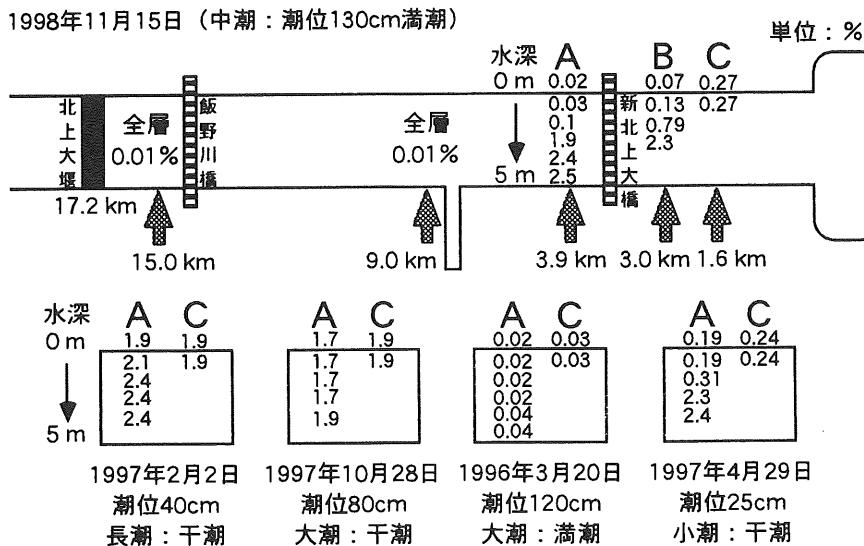


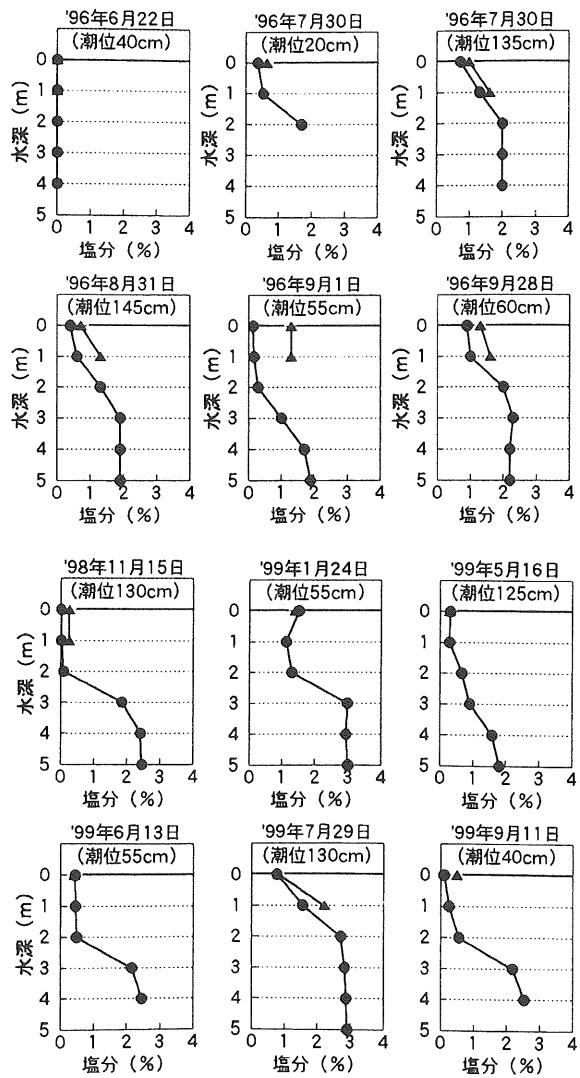
図3・7・4 北上川調査地点塩分濃度分布

年3月20日) もあれば、干潮でシジミ成貝の生息に適さない60%海水(2.1%NaCl)(1997年10月28日)に近い場合もあり、気象および堰からの淡水の放流が河口域の塩分濃度に大きな影響を与えていたと考えられる。1995年7月から調査を始めているが、本研究の観察範囲内みると、表層から1mぐらいまでは0~1%程度であり、1~3m範囲で急激に高塩分濃度が観察された(図3・7・5)。観測日前後を中心に堰下流側の流量を図3・7・6に示した。7月前後は梅雨のため日間平均流量が600m³/sを越える場合もあるが、7月下旬から8月にかけては100m³/s以下となり、流量0m³/sも観察された。夏季においては流量変化の大きいことがわかる。ここで、堰からの放水量が塩分濃度に与える影響を調べるために、新北上大橋地点における観察日の平均流量と水深別塩分濃度との関係を図3・7・7に示した。干潮時では、水深0~1mの塩分濃度は流量が大きくなるに従って下がる傾向を示した。水深2mでは、流量に従わず低~高塩分濃度であった。水深4mでは、1.7%~NaCl(約50%海水)を下回ることがなく、常に高塩分環境であった。ただし、1999年3月21日については、流量が400m³/sを越え、通常よりも数倍大きな流量であったためか、全層0%であった。また、測定回数が少ないものの、満潮時についても、水深1mで流量に従わない傾向を示した。これらのことから、北上川河口域においては、表層の塩分濃度は堰からの放水量に左右され、底層では流量によらず、高塩分濃度であることが考えられた。

シジミ漁は主に水深3~5m程度のところで行なわれているため、シジミへの影響を考えると高塩分状態

がどのくらいの期間発生しているのかを知る必要がある。そこで、とくに塩水が滞留しやすいと考えられる降雨の少ない時期、冬期(1999年1月)と夏期(1999年7月、梅雨明けから1週間後)(図3・7・8)に一潮流の水質変化を観察した。その結果、両期間とも堰直下から河口にかけての底層では3%前後の塩分濃度が観察され、しかも潮流に係わらず変化しなかった。一方、表層から1mまでの塩分濃度は1~2%程度であった。また、1999年7月28日、29日の飯野川橋から河口までの水深別塩分濃度を示した図3・7・9からも、干潮にも関わらず全域の底層で高塩分化が確認できた。今回の調査では2日間の観察であったが、図3・7・7からも考えられるように、降雨などの気象条件が変わらなければ底層の高塩分環境は大きく変わらないと推察できる。そのため、比較的深い、水深3~5mところに生息しているシジミにとっては適切な生息地といえない。実際、宮城県で記録的な暑さの続いた1999年7月末~8月中旬は降雨もなかったので、河口堰下流側の底層の高塩分化によりシジミが大量死したものと考えられる²²⁾。

一方、定期観察地点はヨシ原につながる0~1.5mの浅瀬の砂質帯であるため、満潮時でも塩分が2%を越えるときは少なく、高濃度の塩水が滞留することはなかった。漁師からの聞き取りによれば、河川の中心部(水深約3~5m)での漁獲量は減少し、主な漁場も河口近くであったものが上流域に移動しているとのことである。



●：新北上大橋 ▲：北釜谷崎沖
図3・7・5 北上川河口域における塩分濃度分布

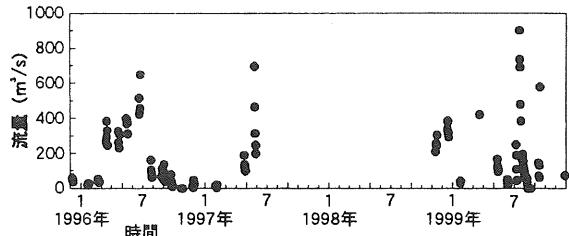


図3・7・6 北上川一日平均流量の季節変化
(1995年12月～1999年11月)

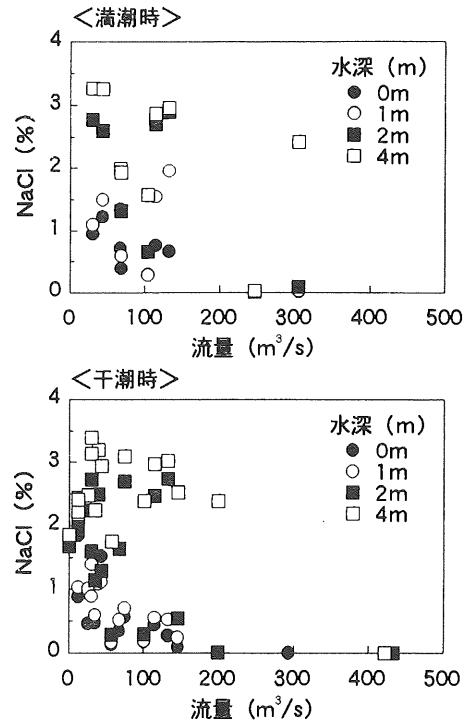
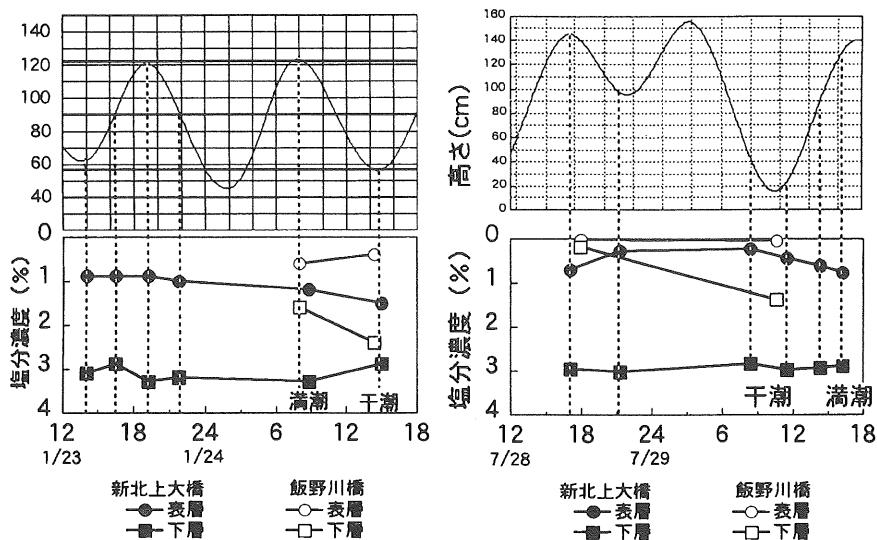


図3・7・7 流量と水深別塩分濃度との関係
(新北上大橋、調査日：1995年～1999年)



調査日 1999年1月23～24日

調査日 1999年7月28～29日

図3・7・8 潮汐による表層・底層の塩分濃度変化(新北上大橋・飯野川橋)

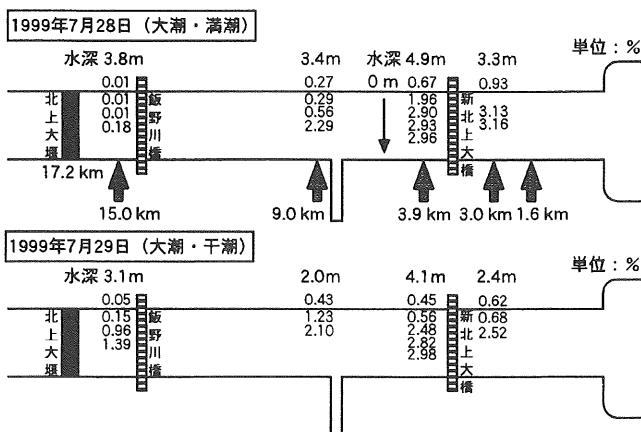


図3.7.9 北上川調査地点塩分濃度分布（1999年7月）

[2] 北上川河口域のヤマトシジミの生態

シジミの生態についても、1996年～1997年から予備調査を進めた。観察地点は河口から1.6km地点にあるヨシ原等の中州に囲まれた砂質地帯（干潟部）である。1回/月程度の頻度で調査した結果、シジミの殻長別個体数の割合は5～20mmの個体が大半を占め、水温が20℃を越える1996年6月～7月には殻長2～5mmの個体の割合が増えた（図3.7.10）。夏季におけるシジミの生殖活動と成長の様子がうかがえた。

この結果を踏まえ、1998年11月からシジミの資源量および生態調査を行なった。1年間の定期観察（9回）結果を表3.7.1に示す。観察地点での個体数は320～1,150個体/m²程度維持されていた。また、シジミの形態上の特徴として、殻幅/殻長比が0.60、殻高/殻長比が0.89、身重量/全重量比が0.17であり、既往の調査例²⁵⁾と同等であった。予備調査と同様に殻長別の個体数割合を図3.7.11に示した。採取個体数が増えたこともあり、全体的に殻長10～20mmの個体数が増え、割合で大半を占めるようになった。また、冬季には殻長20mm以上の個体数の割合が比較的増えていた。さらに、図3.7.12に示したように、殻長と湿重量とは正の相関があり、簡易式によって身重量を推算できることがわかった。

砂中深度別のシジミ生息個体数（約100個体）を調べたところ、図3.7.13に示すように、夏季（1999年8月）は地表から20mmにかけて、冬季は20～40mmにかけて多く生息していた。水温が高い夏季には採餌の他、シジミの呼吸量が上がるために地表部に多く生息し、冬季は冷水から逃れるため砂中に潜っていると考えられる。表3.7.1中の1月～3月にかけて身重量/全重量比が0.15を下回っていることと考え合わせると、冬季におけるシジミの採餌行動はあまり活発でないことが予想できる。稚貝（3～5mm）は、水温12.5℃

以下では成長せず¹⁰⁾、北上川河口域の場合、11月から4月に相当する。さらに、成貝でも、そのろ過速度が最大となるのは水温25℃であり、15℃ではその半分と報告⁷⁾されており、本調査による生息状況を考えても、シジミの水質浄化能力は水温に大きく影響を受け、冬季に期待できないことがわかる。

また、潮汐によって水に浸るヨシ原周辺部にもシジミは生息している。個体数は明らかにしていないが、1999年3月21日の観察では、殻長が平均32mm（5個体）、身重量/全重量比が0.16で、干潟部に生息するものに比べて形態は大きく、殻の色は黒ずんでいた。漁による間引きがないため、比較的大きな個体が残っていると考えられる。底質の違いでみると、干潟部4箇所の平均強熱減量ILは1.7%であるのに対して、ヨシ原周辺部4箇所は8.9%を示した（1999年5月16日）。約5倍の差があるものの、いずれのILも10%以下⁵⁾で

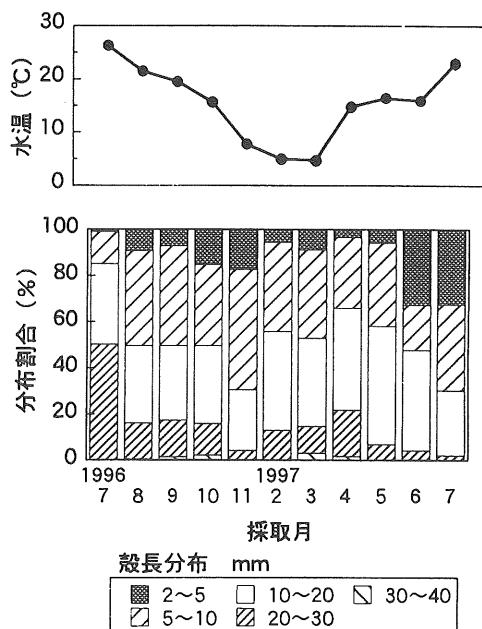


図3.7.10 殻長別シジミ分布の経時変化

表3・7・1 北上川河口域ヤマトシジミの特徴（季節変化）

採取日	密度 個体/m ²	個数 個体	殻長 mm	湿重量 g	高/長 %	幅/長 %	個数 個体	身/全 %	水温 ℃	塩分 %
1998.11.15	324	51	18.9	2.59	90.0	59.2	17	16.8	9.5	0.27
1998.12.20	512	40	21.2	4.10	89.8	59.1	34	18.4	4.4	0.07
1999.1.23	645	150	18.3	2.78	90.6	60.2	48	14.4	6.4	1.37
1999.3.21	566	337	13.6	1.10	87.3	59.7	30	14.7	5.7	0.01
1999.5.16	669	1384	16.5	1.28	87.2	60.1	25	15.2	14.4	0.29
1999.6.13	508	717	13.4	1.09	86.3	60.0	20	22.2	22.2	0.41
1999.7.28	1150	1150	15.2	1.52	87.6	60.1	36	19.8	30.2	0.47
1999.9.11	—	897	15.2	1.69	89.2	59.3	44	18.4	24.3	0.34
1999.11.28	—	1077	20.0	2.38	89.9	59.5	39	15.2	12.3	1.77
平均				88.7	59.7		17.2			

* 殻高/殻長 ** 殻幅/殻長 *** 身重量/全重量（湿重量）
ただし身重量0.1g未満は含まず水温および塩分の測定は、シジミ採取地の底層部分で行なった。

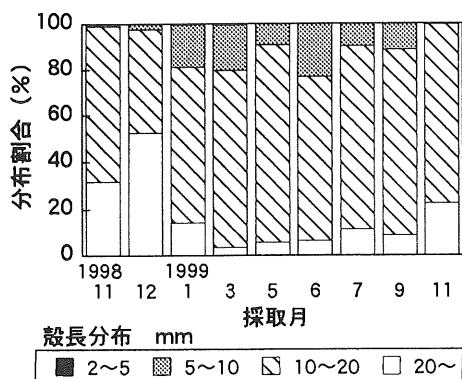


図3・7・11 殻長別シジミ分布の経時変化
(1998年11月～1999年11月)

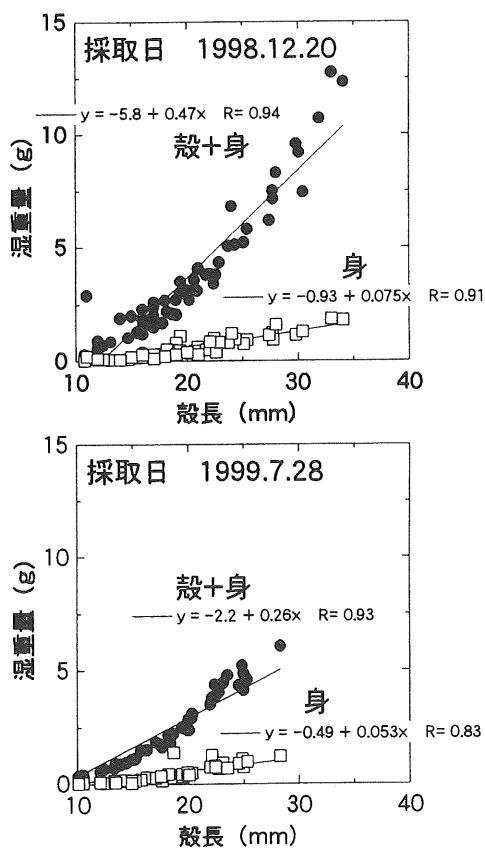


図3・7・12 殻長と湿重量の関係

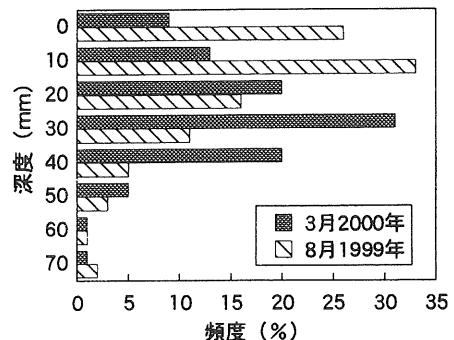


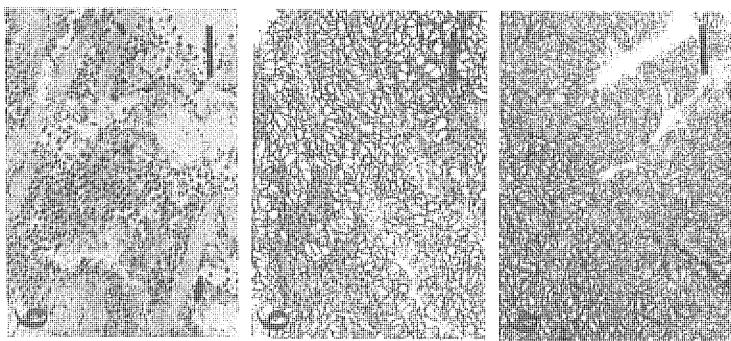
図3・7・13 砂中深度とヤマトシジミ個体数の関係

あり、シジミの生息にとって支障のない値と考えられる。

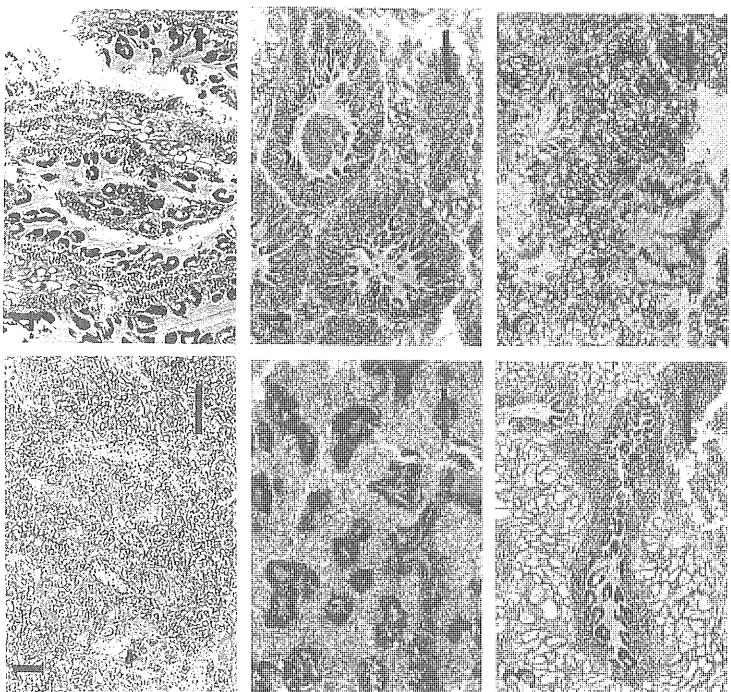
北上川河口域におけるシジミの繁殖状況を探るには、2mm以下の稚貝などを採取し、その分布状況を検討するのが望ましい。しかし、稚貝などの採取はきわめて困難であることから、成貝の生殖腺を組織学的観察することでシジミの繁殖行動について検討した。写真3・7・6にシジミ（雌雄）の生殖腺組織の季節変化を示す。シジミの成熟度については、雌は生殖細管内の卵母細胞の成長とそれが満たされている様子、雄も同様に精子の満たされている様子から判別した。写真3・7・6中、♀のNo.4に見られるように、産卵可能な状態の卵母細胞（紡錘状の細胞）の大きさは約100μmであった。産卵後は、生殖細管は空の状態か喰細胞により退行過程にある卵母細胞が少数みられる。雄も放精後は生殖細管内に精子がほとんど残存していないか、喰細胞により退行過程にある精子が少数観察される²⁴⁾。顕微鏡観察の結果、成熟度は水温の季節変化と連動しており、水温が20℃程度となる6月には成熟卵がみられ、7～8月には雌雄とも成熟していた。シジミは雌雄異性体で、北上川河口域のシジミは雌雄とも殻長12mm以上で成熟個体が見つかった。さらに、成熟卵は6～9月まで見られ、7～8月には雌雄とも成熟個体が見られた。

つぎに、図3・7・14に殻長と成熟度の関係を示した。成熟度で産卵・放精後（spent）と殻長との関係は多少ばらつきがあるものの、概ね成熟度の高い個体は雌雄ともに殻長12mm程度と考えられる。図3・7・15にシジミ生殖腺の成熟度割合を季節別に示した。成熟（mature）および産卵・放精間近の状態（spawning）が水温が上昇する6～7月に集中し、9月には産卵・放精後（spent）の個体が大半を占めていた。6～7月には、身重量/全重量比は0.20～0.22となり、軟体部の成長も伺えた。その後、冬季には雌雄ともspentまたは判別不能（unisex）、成熟初期（preparatory）の個体割合が増えている。シジミの月別性比は、5～9月にか

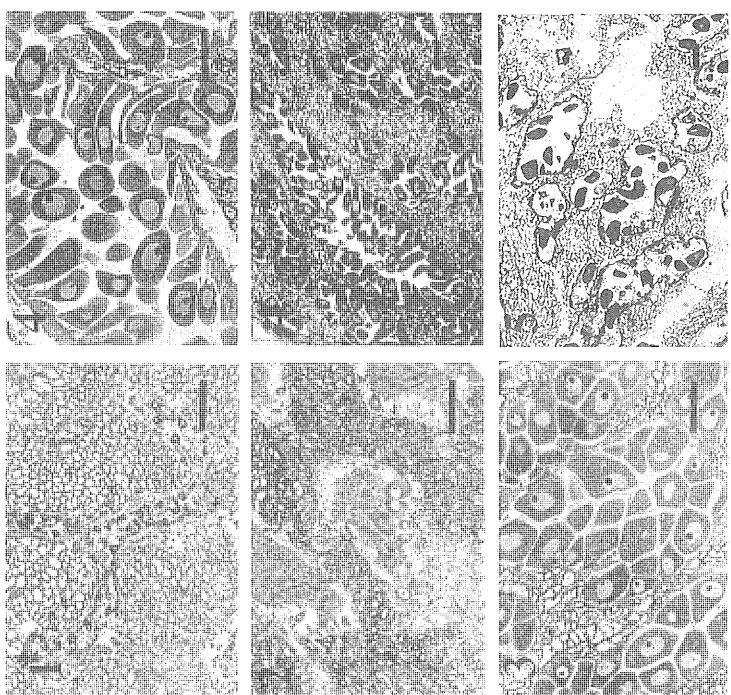
UNISEX



♂



♀



ヤマトシジミの生殖腺ステージは雌雄とも下記の6つに分類した。
図中のスケール（右下の黒線）は100 μmとなっている。

1. PREPARATORY	成長初期	4. SPAWNING	産卵放精可能な状態
2. GROWING	成長過程にあるもの	5. SPENT	産卵・放精後
3. MATURE	成熟したもの	6. UNISEX	性の区別が明確でない

写真3・7・6 ヤマトシジミの生殖腺組織の季節変化

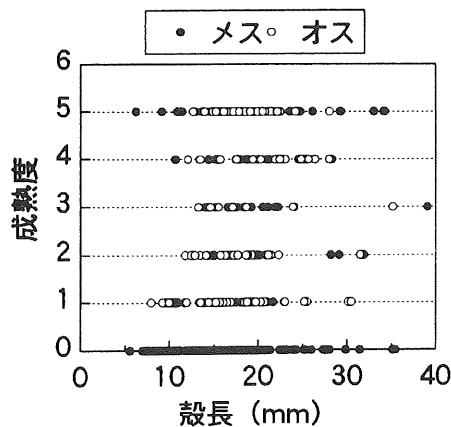


図3・7・14 ヤマトシジミの殻長と成熟度

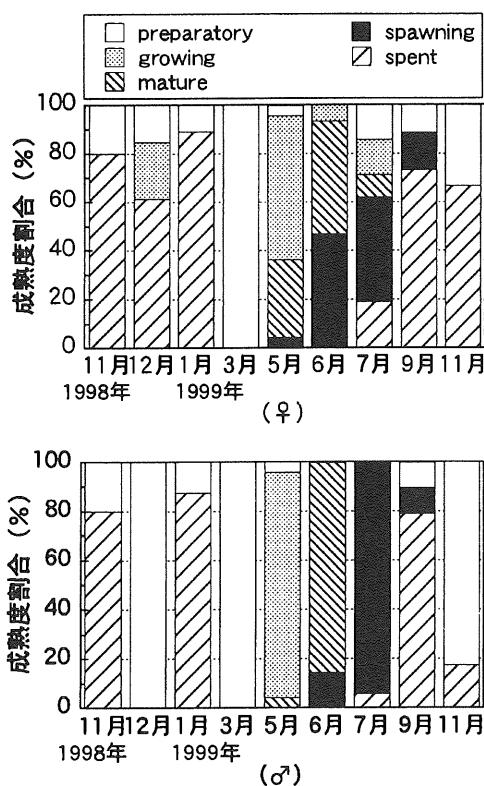


図3・7・15 ヤマトシジミ生殖腺の季節変化

けては雌雄の区別がつけやすい個体が出現しているものの、1～3月の冬季には2/3が性別が不能であった(図3・7・16)。このことからも、北上川河口域におけるシジミの生殖期間は6～9月と考えられる。

また、表3・7・2に示したように、シジミのエサとなる植物プランクトンは、季節を問わず珪藻が多く出現し、春と夏には緑藻も観察された。夏季(1999年7月29日)の出現種および個体数を表3・7・3に例示する。珪藻でいえば、*Cyclotella* spp., *Navicula* sp.や*Asterionella formosa*, *Nitzschia* sp., *Skeletonema costatum*が多く観察された。*Cyclotella* spp.や*Skeletonema costatum*は河口汽水域などで優占する、広

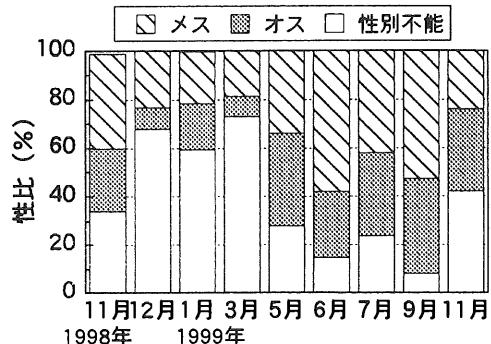


図3・7・16 ヤマトシジミの月別性比

表3・7・2 北上川河口域で見られる浮遊藻類
(新北上大橋)

採取日	全個体数 cell/ml	緑藻		珪藻		その他		水温 °C	塩分 ‰
		種数	個体数	種数	個体数	種数	個体数		
1999.1.23 底層	166	—	—	17	115	3	51	10.6	3.28
1999.5.16 表層	1849	3	1138	19	597	1	38	14.2	0.31
底層	700	3	140	15	547	—	—	13.2	1.58
1999.7.29 表層	4160	4	570	21	3590	—	—	27.1	0.45
底層	2410	1	160	21	2250	—	—	20.0	2.98
1999.11.28 表層	467	1	27	15	440	—	—	9.6	0.57
底層	533	—	—	18	533	—	—	14.9	3.10

塩分適応能の高い植物プランクトンである²⁶⁾。また塩分濃度の高い底層水中には海産種の*Chaetoceros debile*(1999年11月28日)が見られ、植物プランクトンの観察によっても底層の高塩分化が推察できる。

ここで、250トンのシジミ(20mm以上)が1年にわたり水質浄化能力を発揮するという前提条件で、水質浄化の効果を推算してみる。まず、Nakamuraら¹⁰⁾の研究結果を用いてシジミのろ過水量を求める。ろ過速度が生重量(無乾燥状態の殻と身重量)1gあたり1～8l/hであるので、最大値の8l/hを用いると、 $250 \times 10^6 g \times 8l/h = 2 \times 10^{10} m^3/h$ の水量をろ過する。北上川の平均水量が約 $1.4 \times 10^6 m^3/h$ であるので、河川水量のほぼ同等の水をシジミだけでろ過することになる。低水温時、ろ過速度が最低の1l/hとしても河川流量の約2割をろ過できる。つぎに、シジミの系外排除による栄養塩類(全窒素、全リン)の除去を考える。殻長20mmのシジミ1個体の生重量は2.55g、乾燥重量は1.61g(殻1.59g、軟体部0.025g)²⁷⁾であり、軟体部、殻部中のそれぞれの全窒素は1.47%，0.21%，全リンは0.15%，0.02%である¹⁰⁾ので、シジミ1個体中の全窒素、全リンはそれぞれ $3.7 \times 10^{-3} g$ 、 $3.5 \times 10^{-4} g$ となる。250トンはすなわち 9.8×10^7 個なので、年間の全窒素除去量は363kg、全リンは35kgとなる。

幼貝・稚貝は成貝よりも塩分耐性が弱いと言われて

表3・7・3 北上川河口域の植物プランクトン（観察日：1999年7月29日）

種名	飯野川橋 表層 底層 (2.5m)		新北上大橋 表層 底層 (4m)	
	表層	底層	表層	底層
(ミドリ虫)				
<i>Euglena</i> sp.	50			
(緑藻)				
<i>Ankistrodesmus gracilis</i>		160	30	
<i>Eudorina elegans</i>			320	
<i>Micractinium pusillum</i>	1,300	550		
<i>Scenedesmus acuminatus</i>		50	110	
<i>Scenedesmus acutus</i>		110		
<i>Scenedesmus acutus</i> f. <i>costulatus</i>	180			
<i>Scenedesmus ecornis</i>			110	
<i>Scenedesmus quadricauda</i>	270	110		160
<i>Staurastrum planctonicum</i> v. <i>ornatum</i>	90			
<i>Staurastrum paradoxum</i>		40		
(珪藻)				
<i>Asterionella formosa</i>	3,310	1,300	1,170	110
<i>Achnanthes lanceolata</i>			10	
<i>Achnanthes minutissima</i>		10	10	10
<i>Achnanthes</i> sp.			10	
<i>Ceratoneis arcus</i>	50			
<i>Chaetoceros affine</i>			70	190
<i>Chaetoceros curvisetum</i>				350
<i>Chaetoceros</i> sp.				150
<i>Cocconeis placentula</i>		30		40
<i>Cyclotella atomus</i>	450	50	210	
<i>Cyclotella meneghiniana</i>		80	470	30
<i>Cyclotella</i> sp.	4,920	750	840	40
<i>Cymbella minuta</i>		10		10
<i>Diatoma vulgare</i>			10	
<i>Diatoma</i> sp.				10
<i>Epithemia turgida</i>				10
<i>Fragilaria</i> sp.	30			
<i>Gomphonema parvulum</i>			30	
<i>Gomphonema</i> sp.				30
<i>Melosira distans</i>	220	190	80	
<i>Melosira granulata</i>	310	30		
<i>Melosira granulata</i> v. <i>angustissima</i>		460		
<i>Melosira</i> sp.			90	
<i>Navicula gregaria</i>			10	
<i>Navicula lanceolata</i>		10		50
<i>Navicula rhynchocephala</i>		10		
<i>Navicula seminulum</i>			10	10
<i>Navicula lenera</i>			10	
<i>Navicula</i> spp.		10		40
<i>Nitzschia acicularis</i>	50	30	70	30
<i>Nitzschia palea</i>	140	110	160	70
<i>Nitzschia pleacea</i>			80	
<i>Nitzschia romana</i>	50	10		
<i>Nitzschia pungens</i>				130
<i>Rhizosolenia setigera</i>				10
<i>Rhoicaspheiia abbreviata</i>		10		
<i>Skeletonema costatum</i>		160	200	920
<i>Stephanodiscus</i> sp.		10		
<i>Surirella angusta</i>			10	
<i>Surirella</i> sp.				10
<i>Synedra acus</i>			40	
<i>Synedra ulna</i>	50			
合計 (cells/ml)	11,440	4,320	4,160	2,410

いる。水質調査の結果を踏まえれば、個体数を維持するためには、夏期の水質管理が重要であるとともに、ヨシ原などの存在で高低差のある砂場があれば高塩分に曝されることなくシジミは十分生息できることが明らかになった。一方、感潮域でよく見られる水生植物のヨシは水質浄化能力が高いことから、人工ヨシ原の造成や排水の高度処理への適用^{28), 29)}について実現されつつある。しかも、ヨシ原はシジミの成長にとって重要な住みか（写真3・7・7）であることも報告³⁰⁾されているので、シジミとヨシとの関係のみならず、ヨシ群落（河口域植生）における水質の影響などもあわせて、河川感潮域の環境特性について十分議論しておく必要がある。

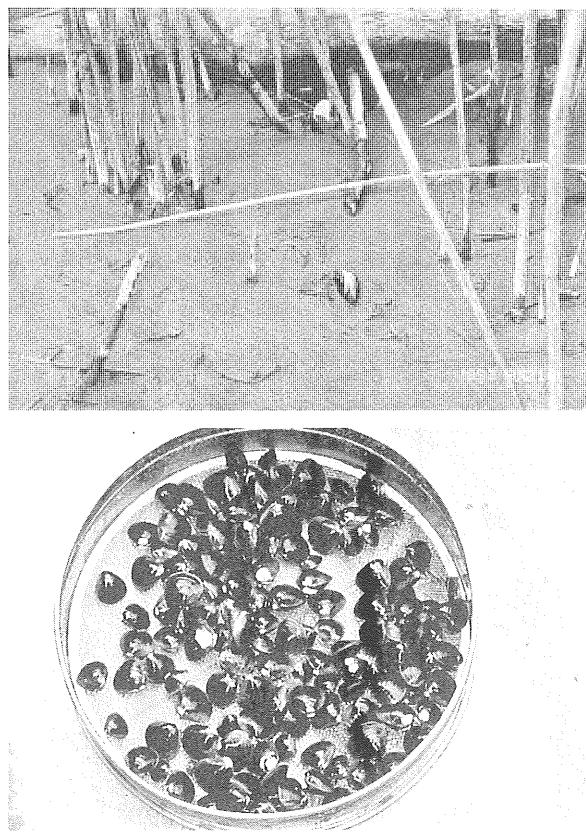


図3・7・7 ヨシの根本部とヨシ原内で取れるシジミ

3.7.4まとめ

本研究の結果、北上川河口堰下流においては、水質汚濁による底生生物への影響は考えられなかった。しかし、堰からの放水量が少ない気象条件では、堰近くまで底層の高塩分化が観察され、しかも潮汐によらず長期間滞留する可能性が考えられた。高塩分状態はシジミにとって悪影響であると考えられるため、水産資源の確保も考慮に入れた堰の運用が今後の課題となる。また、底層の高塩分化からシジミを守るためにも、例えばヨシ原等の存在による河床の高低差または傾斜の重要性が示唆された。

謝 辞

本研究を進めるにあたり、建設省北上川下流工事事務所の加藤信行元調査課長、本田保恵調査課長からは貴重な情報・資料を提供していただいた。植物プランクトンの同定および計測については、仙台市衛生研究所阿部早智子博士に、調査および研究では宮城県立古川高等学校三品裕昭教諭および（有）熊谷産業の熊谷貞好さん、熊谷秋雄さん、他従業員のみなさんに全面的なご協力をいただいた。そして北上川追波川漁業協同組合のみなさまには、貴重な資源の採取についてご理解およびご協力をいただいた。ここに記して謝意を表す。

参考文献

- 1) 山室真澄(1996): 第6章感潮域の底生生物, 西條八束・奥田節夫編, 「河川感潮域」, 名古屋, 名古屋大学出版会, pp. 151-172.
- 2) 農林水産省統計情報部(1999): 平成9年漁業・養殖業生産統計年報, pp. 327, 農林統計協会.
- 3) 西條八束・奥田節夫・村上哲生(1998): 第4章河口堰の環境アセスメントとモニタリング調査に対する提言, (財)日本自然保護協会, 「利根川河口堰の流域水環境に与えた影響調査報告書, 日本自然保護協会調査報告書第83号」, pp. 191-200.
- 4) 田中豊穂(1997): 河口堰運用後の長良川ー自然環境の変化をめぐってー, 水情報, Vol. 17, No. 11, pp. 3-5.
- 5) 中村幹雄(1999): 生物と環境ー宍道湖の環境とヤマトシジミの相互作用についてー, 月刊水, Vol. 41, No. 3, pp. 16-30.
- 6) 朝比奈英三(1941): 北海道に於ける蜆の生態学的

- 研究, 日本水産学会誌, Vol.10, No.3, pp.143-152.
- 7) 田中彌太郎 (1984) : ヤマトシジミ稚仔期の形態および生理的特性について, 養殖研究所研究報告, No. 6, pp.23-27.
 - 8) 小島英二 (1978) : ヤマトシジミの環境変化 (塩分量) に伴う影響について - VI , 塩分の変化に伴うへい死について, 千葉県内水面水産試験場試験調査報告, 第2号, pp.38-42.
 - 9) 環境庁 (1998) : 平成11年版環境白書 (総説).
 - 10) M.Nakamura · M.Yamamuro · M.Ishikawa · H. Nishimura (1988) : Role of the bivalve *Corbicula japonica* in the nitrogen cycle in a mesohaline lagoon, Marine Biology, No. 99, pp.369-374.
 - 11) 相崎守弘・福地美和 (1998) : ヤマトシジミを用いた汽水性汚濁水域の浄化, 用水と廃水, Vol. 40, No. 10, pp. 894-898.
 - 12) Ronald R. H. Cohen · Paul V. Dresler · Elizabeth J. P. Phillips · Robert L. Cory (1984) : The effect of the asiatic clam, *Corbicula fluminea*, on phytoplankton of the Potomac river, Maryland, limnology and Oceanography, Vol. 29, No. 1, pp. 170-180.
 - 13) C.B.Officer · T.J.Smayda · R.Mann (1982) : Benthic filter feeding: A natural eutrophication control, Marine Ecology - Progress series, No.9, pp.203- 210.
 - 14) N.Kautsky, I.Wallentinus (1980) : Nutrient release from a Baltic Mytilus-red algal community and its role in benthic and pelagic productivity, Ophelia Suppl., Vol. 1, pp. 17-30.
 - 15) 山室真澄 (1992) : 懸濁物食性二枚貝と植物プランクトンを通じた窒素循環に関する従来の研究の問題点 (総説), 日本ベントス学会誌, Vol. 42, pp. 29-38.
 - 16) W.G.Harrison (1980) : Nutrient regeneration and primary production in the sea, In, Primary productivity in the sea, ed. by P.G.Falkowski, Plenum Press, pp. 433-460.
 - 17) 中村由行 · Fatos Kerciku · 井上徹教 · 二家本晃造 (1998) : 汽水湖沼におけるヤマトシジミの水質浄化機能に関するボックスモデル解析, 用水と廃水, Vol. 40, No. 12, pp. 1060-1068.
 - 18) 細川恭史 (1991) : 浅海域での生物による水質浄化作用, 沿岸海洋研究ノート, Vol. 29, No. 1, pp. 28-36.
 - 19) 門谷茂 · 小濱剛 · 徳永保範 · 山田真知子 (1998) : 濾過食性二枚貝の生態特性を利用した海洋環境修復技術の開発, 環境科学会誌, Vol. 11, No. 4, pp. 407-420.
 - 20) T.C.Prins · V.Escaravage · A.C.Smaal · J.C.H.Peeters (1995) : Nutrient cycling and phytoplankto dynamics in relation to mussel grazing in a mesocosm experiment, Ophelia, Vol. 41, pp. 289-315.
 - 21) Ragnhild M. Asmus · Harald Asums (1991) : Mussel beds: limiting or promoting phytoplankton?, J. of Experimental Marine Biology and Ecology, No. 148, pp. 215-232.
 - 22) 河北新報 (1999) : 北上川でシジミ大量死 (1999年9月5日朝刊).
 - 23) 猪野峻 (等) 編 (1971) : 浅海完全養殖－浅海養殖の進歩－, 恒星社厚生閣, 東京, pp.454
 - 24) 馬場勝寿 (1998) : 網走湖におけるヤマトシジミの産卵におよぼす水温と塩分の影響について, 第1回全国シジミ・シンポジウム講演集, pp.43-48.
 - 25) 石田修 · 今関修典 · 石井重之 (1972) : ヤマトシジミ淡水移植試験－1 塩分に対する抵抗性ならびに地域による形態の相違について, 千葉県内湾水産試験場内水面分場調査研究報告, No.5, pp.76-96.
 - 26) 粉川猛 · 瀬野雅之 · 鞠谷和重 · 福永勲 · 森鐘一 · 下土居知子 (1998) : 河口汽水域における水質と植物プランクトン相, 第32回日本水環境学会年会講演集, p. 279.
 - 27) 相崎守弘 · 森岡美津子 · 木幡邦夫 (1998) : ヤマトシジミを利用した汽水域の水質浄化に関する基礎的研究, 用水と廃水, Vol.40, No.2, pp.142-147.
 - 28) 山田一裕 · 徐開欽 · 須藤隆一 (1997) : 循環と共生をめざした水環境の復元技術, 日本水処理生物学誌, Vol.33, No. 2, pp. 47-54.
 - 29) 塩田勉 · 山田一裕 · 千葉信男 · 須藤隆一 (1999) : ヨシ植栽水路における充填坦体の空隙率が水路の窒素・リン除去能力に及ぼす影響, 水環境学会誌, Vol. 22, No. 6, pp. 505-510.
 - 30) 坂本巖 (1992) : 宍道湖のヤマトシジミの生息域としての湖岸ヨシ帯, 汽水湖研究, No. 2, 7-14.

3.8 河川感潮域における都市域からの微量汚染物質の排出と底泥内分布について —荒川をフィールドとして—

3.8.1 はじめに

[1] 都市域の水質汚濁問題と下水道整備

河川感潮域を含め公共用水域への流入汚濁負荷量は、工場排水や事業所排水への規制強化と、排水を収集・処理する下水道の施設整備に伴い、着実に減少の方向に向かっている。その結果、重金属等の有毒物質による水質汚濁はほぼ解消され、有機物汚濁についても、生活環境に影響を与えるような問題もなくなる方向にある。例えば図3・8・1にあるように、東京都における下水道整備に伴い確実に有機汚濁問題が解消に向かっていることが示されてきている。

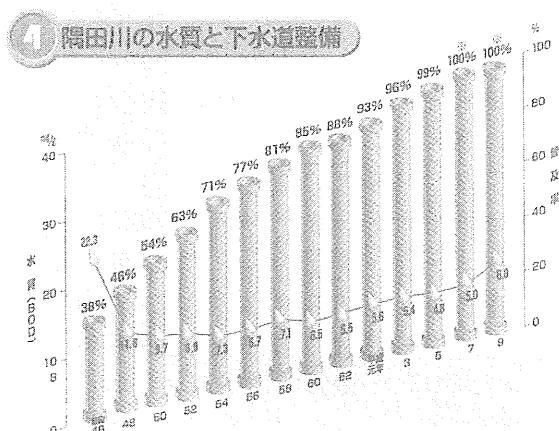


図3・8・1 隅田川の水質と下水道整備¹⁾
東京都下水道局パンフレット「'98数字で見る東京の下水道」
より

しかしながら、水質汚濁対策は着実に機能して水質改善が進行しているものの、都市域の河口域、湖沼や内湾などの閉鎖性水域における環境基準達成率の向上は頭打ちの状況にあり、必ずしも下水道の整備だけでは効果的であるとは十分には水質改善が進まないことが指摘されている。これは、窒素・リンなどの栄養塩類除去がすべての下水処理場には導入されていないこと、従来軽視されてきた面的に散在した汚染源からの汚濁負荷の割合が高まってきており、底泥などへ蓄積した汚濁物の回帰に伴う負荷の存在などに起因するものと考えられている。

感潮域を含む河口域には、多くの大都市が位置しており、面的な汚濁源として、従来の下水道整備では対応できない都市ノンポイント汚染源が問題となる。都市活動に伴い汚濁物質が大気中に存在したり、屋根や

道路などに堆積しており、降雨に伴ってこれらの汚濁物質は流出して水域へ多大な影響を及ぼすことが知られている。このような汚染源は、特定しにくく、分散して存在しているため、ノンポイント汚染源あるいは非特定汚染源（面的汚染源）と呼ばれている。

[2] 都市域における汚濁物の流れとノンポイント汚染負荷源

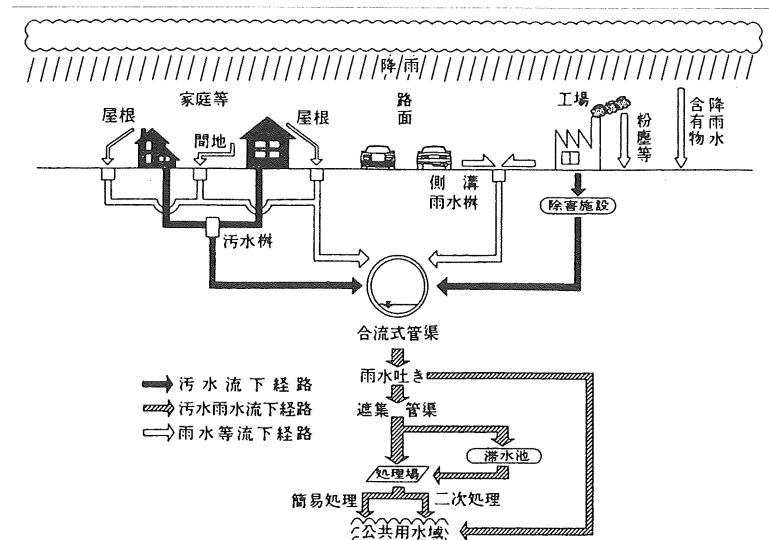
工場・事業所、家庭などの発生源を特定できる汚染源、ポイント汚染源（特定汚染源）からの負荷量が下水道整備に伴い削減されてきている一方で、ノンポイント汚染源負荷量は相対的に都市域での汚染に占める影響を増大してきている。このノンポイント汚染源負荷は、雨天時に流出するという特徴を有している。都市における雨天時汚濁負荷流出は、雨水排除方式によって違いが出てくる。すなわち、合流式下水道か分流式下水道かにより汚濁物質の流れが異なる。

図3・8・2に示されるように、合流式下水道でも分流式下水道でも、晴天時では、污水は合流管や污水管を通じて下水処理場に到達するシステムである。しかし、雨天時には、合流式下水道では合流管しか管渠を有しないため、雨水も污水も同じ管路に流入し、その処理場の容量に応じて、污水を含む雨水の一部は公共用水域へと排除されなければならない。

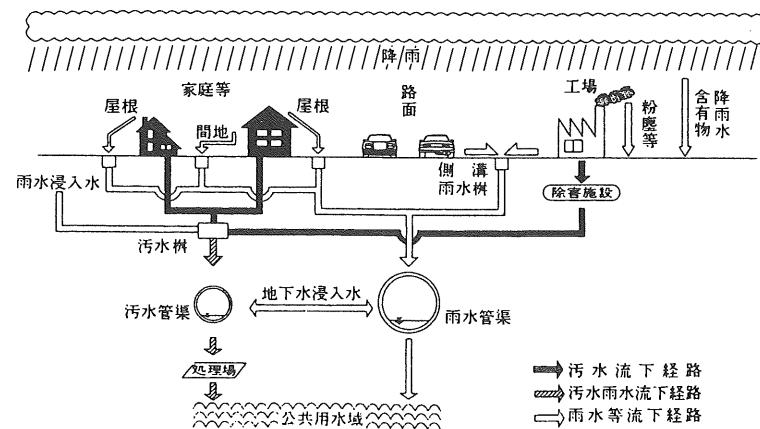
古くから下水道整備が行われてきている大都市では、浸水対策と生活排水処理の両者を考慮した、合流式下水道による整備が行われている。例えば、東京都を例に取ると、足立区に位置する中川処理区を除き、区部のほとんどが合流式で整備されている。

合流式による雨水排除が行われる場合には、晴天時汚水量の遮集倍率（一般には3倍）を超えない範囲では、路面堆積物なども含めて終末下水処理場に流入して、すべて沈殿処理される。しかし、晴天時汚水量分のみが活性汚泥法などの二次処理が施され、残りは沈殿処理の一次処理だけで放流される仕組みになっている。さらに、遮集倍率を超える場合には、雨水とともに汚水の一部は処理されない状態で河川などの公共用水域へ放出される問題が顕在化してきている。いわゆる、合流式下水道雨天時越流水（CSO：Combined Sewer Overflow）問題である。そこで、この雨天時汚濁負荷の削減対策として、遮集管渠容量の増大や雨水滞水池の建設などが行われてきている。

一方、分流式下水道では、すべての污水は雨天時においても処理場に送られて処理が施される。そして、屋根や路面への降雨は、雨水樹や側溝を通じて雨水管に集められ河川などに放出される。しかし、都市域に



合流式下水道における汚水および雨水の流下経路



分流式下水道における汚水および雨水の流下経路

図3・8・2 下水道による汚水・雨水の流下経路²⁾
和田安彦（1994）：『ノンポイント負荷の制御』技報堂出版、p 14より

おける雨水は都市活動に伴う汚染物質を含んでおり、CSO問題とともに、雨水の質的な管理や実態把握の必要性が指摘されてきている。しかしながら、現段階では、法的には下水道の雨水管渠自体が公共用水域と見なされており、雨水は排水規制の対象とはなっていない。

雨水は、上記のように都市内のノンポイント汚染源から様々な汚染物質を集めて公共用水域へ運んでいると考えられる。ノンポイント汚染源には、大気中の浮遊物質、降下煤塵、粉塵、工場や自動車由来の排気ガス、路面磨耗カス、ゴミなどの投棄物、動物の排泄物、落葉などが挙げられる。したがって、降雨初期の都市雨水は、もはや排水に近く、有機物、栄養塩類、重金属、微量有害物質により汚染されている。

これらの汚染物質のうち、日本においてもCOD、SS、T-N、T-Pなどの生活項目のノンポイント汚染調査は進められてきている。また、汚濁源として重要と考えられている路面堆積量の調査も実施されてきており、そのなかでは、上記の汚濁物質の他に重金属（Cu, Cd, Zn, Pb, Mnなど）の分析結果もある。しかしながら、本研究で対象とした多環芳香族炭化水素（PAH； polycyclic aromatic hydrocarbon）などの微量有機汚濁物質に着目した雨天時流出や受水域底泥の汚染実態調査は非常に限られている。

雨天時に下水道システムを通じて排出される都市域由来の微量有害物質が、感潮域での生態系に何らかの影響を与えていている可能性があるが、これらに関する知

見も限られており、現在まさに研究が進められている状況にある。日本では、雨水が排水規制の対象でないため、雨水による水質汚濁の対策は、実務においても研究においても遅れている。

米国では都市雨水による水質汚濁の認識は早く、1978年から1983年にかけて、全米81箇所の分流式下水道区域でNURP (National Urban Runoff Program) と称される大規模な調査研究が実施されている。その調査最終報告書のなかには影響を受ける受水域として、明確に感潮域と港湾が取り上げられている。しかし、感潮域を受水域に持つ研究対象地区数は限られており、地域性に依存して影響の有無に差があること、大腸菌群汚染が魚介類への汚染として重要であることがまとめられている程度に留まっている。

[3] 感潮域の特性と微量汚染物質との関係

現在、都市の河川や河口域・感潮域では、水質改善に伴い、多くの住民が憩いの場として、あるいは貴重な水域生態系の生息空間として、認識を新たにしてきている。そして、親水空間としてだけでなく、多様な生物に富む、自然豊かな水辺空間の復活を願っている。しかし、そのためには都市雨水を受け入れざるを得ない河口部や感潮域への有害物質汚染の実態把握とそれに根ざした対策を検討することが不可欠である。

特に感潮域は、その複雑な特性からさまざまな生物の多様な生息の場になっており、貴重な水環境空間である。一方で、密度流などの水理特性や海水と淡水の混合に伴う凝集作用など、物理的にも化学的にも、汚濁物質の集積場としても機能している特殊な空間とも言える。したがって、そこに生息する生物種の保全にとって、土木構造物の建設による流況条件や塩分条件の変化だけでなく、都市雨水由来の有害物質の流入は、急性毒性と慢性毒性の両面から懸念される事項である。

米国では、いち早くNational Estuary Programと称される感潮域の保全事業が政策的に進められてきている。1987年より開始された本事業では、28のプログラム（2000年5月ホームページ検索時点）が進行中である。これらの保全事業の対象となっている感潮域における関心事は、場所や地域特性によって異なる。そこで、大都会であるニューヨークに隣接するいくつかの感潮域におけるプログラムを取り上げてみると、以下のようなものが課題としてリストアップされている。このうち、(2)に挙げた毒性物質には重金属、PCB、農薬のほか、本研究で取り上げたPAHを含む微量有機化合物が対象となる。

(1) 低酸素状態 low oxygen conditions (hypoxia)

- (2) 有害物質汚染 toxic contamination
- (3) 病原性生物汚染 pathogen contamination
- (4) 浮遊物 floatable debris
- (5) 上記の水質条件の生態系への影響 impact of these water quality conditions and habitat loss and degradation
- (6) 渋滞物処理 dredge material management
- (7) 市民参加と教育 public involvement and education

[4] 多環芳香族化合物汚染と本研究の目的

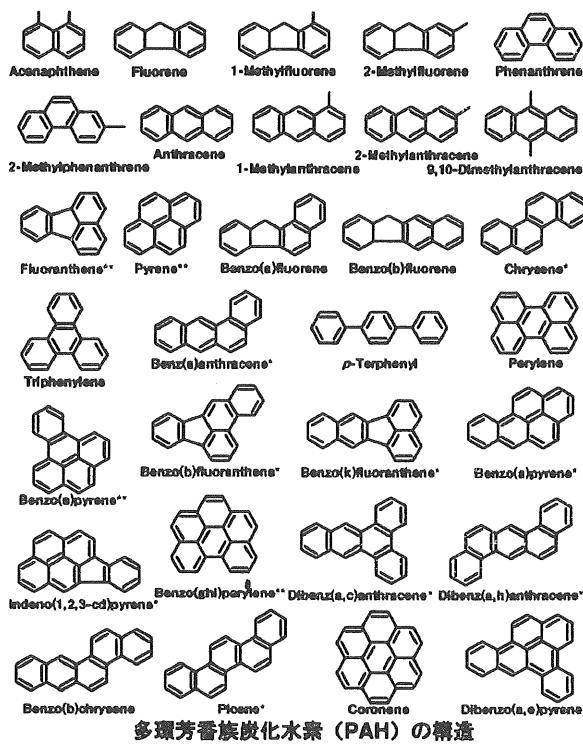
感潮域における毒性物質あるいは微量有害物質の多くは、底泥中に蓄積する形で存在することが知られている。したがって、日本においても底泥中の重金属、農薬などの微量汚染物質については、環境庁や地方自治体の環境保全局などで、定期的なモニタリングが行われてきている。PAHの中では、ベンゾ(a)ピレン(Benzo(a)pyrene:略記B(a)P)がその対象とされ、環境庁による国内18箇所（河川9、海域7、湖沼2）での水質・底質のモニタリングが昭和61年度より行われており、例えば平成3年度の隅田川河口では $280\mu\text{g/kg-dry}$ （乾燥重量当たり）という結果が報告されている³¹。しかしながら、いわゆる都市ノンポイント汚染由来の微量有機毒性物質については、環境基準にリストアップされていないこともあり、十分なモニタリングがなされているとは言い難い。

一方、米国では、National Sediment Quality Surveyにおいて、重金属、PCB、農薬、水銀だけでなく、PAHを重要な毒性物質項目に取り上げて調査研究が進められている。

ここで、多環芳香族炭化水素類（PAHs）について、簡単に紹介する。図3・8・3に示すように、PAHは複数のベンゼン環が縮合したものであり、石油や石炭タール中に含まれるだけでなく、化石燃料の不完全燃焼過程でも発生する。都市域では工場や焼却場、自動車、特にディーゼル車などから排出されるものの寄与が大きいと言われている。感潮域では、さらに船舶由來の汚染も重要なものと推察される。

PAHは現在100種類以上が確認されており、さらにニトロ基などが付加したものなども数多く存在する。PAHのうち特に4環以上のものは、疎水性が高く、生分解性が極めて低く、また変異原性や発ガン性を持つものがある。ちなみに、前述のB(a)Pは5環のPAHである。主要なPAHの特性を表3・8・1に示した。

このようなPAHは、大気経由で人間の呼吸器系への障害をもたらすだけでなく、微小粒子として都市域の地表面へ沈着・堆積し、それらが雨天時に水系（河川



多環芳香族炭化水素（PAH）の構造

*：発がん物質、**：発がん促進物質

図3・8・3 多環芳香族炭化水素類（PAHs）の構造⁴⁾
静岡県立大学大学院生活健康科学研究科環境物質科学専攻大気環境研究室ホームページより

表3・8・1 主要な多環芳香族炭化水素類の特性⁵⁾

Noordkamp (1999) : Remediation of soils, sediments and sludges by extraction with organic solvents, PhD Thesis, Wageningen University, p.4 より

PAH	Chemical composition	Molecular weight	Aqueous solubility at 30°C ($\mu\text{g l}^{-1}$)	Log octanol/water partition coefficient (-)
Naphthalene	C ₁₀ H ₈	128	31.7·10 ³	3.37
Acenaphthylene	C ₁₂ H ₈	152	3.93·10 ³	4.07
Acenaphthene	C ₁₂ H ₁₀	154	3.47·10 ³	4.33
Fluorene	C ₁₃ H ₁₀	166	1.98·10 ³	4.18
Phenanthrene	C ₁₄ H ₁₀	178	1.29·10 ³	4.46
Anthracene	C ₁₄ H ₁₀	178	73	4.45
Fluoranthene	C ₁₆ H ₁₀	202	260	5.33
Pyrene	C ₁₆ H ₁₀	202	135	5.32
Benzo[a]anthracene	C ₁₈ H ₁₂	228	40	5.61
Chrysene	C ₁₈ H ₁₂	228	2.0	5.61
Benzo[b]fluoranthene	C ₂₀ H ₁₂	252	0.55	6.84
Benzo[k]fluoranthene	C ₂₀ H ₁₂	252	1.2	6.57
Benzo[a]pyrene	C ₂₀ H ₁₂	252	4.0	6.04
Dibenzo[ah]anthracene	C ₂₂ H ₁₄	276	0.50	5.97
Benzo[ghi]perylene	C ₂₂ H ₁₄	276	0.26	7.23
Indeno[123-cd]pyrene	C ₂₂ H ₁₄	276	62	7.66

や湖沼・海洋、およびその底泥）へ排出されることにより、水生生物への蓄積、さらには生物濃縮を通じて生態系全体へ影響を与えることが危惧される。これまでに、多くの生物種が海洋や河口域環境のバイオモニタリングに利用してきた。特に懸濁物食性の二枚貝

（例えば*Mytilus edulis* L.）はよく利用されているが、これはそれらが定住性でありまた大量の水をろ過することに由来している。懸濁物食種は周囲の水をろ過摂取するため、その体内残留濃度は底質よりもむしろ水質を反映しているとも考えられる。しかしながらPAHが

主として底泥中に存在していることを考慮すると、PAHのバイオモニタリングのためには、懸濁物食種よりも堆積物食種の方が適していると考えられる。ところが、貝類と異なり人間が直接に食することができないためか、堆積物食種である多毛類（ゴカイ等）がバイオモニタリングに利用された例は多いとは言えない。

本研究では、都市域から排出される微量汚染物質であるPAHがどのように河川感潮域において分布しているかを現場調査を通じて評価することを目的とした。その際、その重要な発生源であるノンポイント汚染源（雨天時の道路堆積物などからの流出）を、分流式下水道の雨水幹線からの放流水や合流式下水道の雨水吐け口からの雨天時越流水として捉え、それらの位置関係を考慮して感潮域におけるサンプリング箇所を選定した。

現場調査は、東京都内を流れる荒川下流部を対象とし、1999年の3月と11月に行った。底泥および底泥中に生息するゴカイを採取し、底泥中に含まれるPAHsを抽出・定量することにより、PAHsの底泥への蓄積状態や分布状況を把握した。また、ゴカイについては、感潮域の底生生物の代表として、PAHの生物濃縮状態を把握する試みとして分析を行った。

3.8.2 試料採取および分析方法

[1] 調査対象地域の概要

調査は東京都内の荒川下流域において行った。調査対象地域周辺図を図3・8・4に示した。

山本ら（1993）によると、荒川の感潮域は河口から36.0km（秋ヶ瀬取水堰まで）と、彼らが報告している国内73河川のうちで2番目に長い（最長は利根川の90.0km⁷⁾）。そのうちの下流部の22kmは、洪水制御のために1924年に人工的に掘削された放水路である。今回調査した付近の流域（東京都東部；足立区、葛飾区、墨田区、江戸川区、江東区）は下水道普及率100%であり、極めて都市化が進んだ地域である。建設省荒川下流工事事務所発行のパンフレット（1997）によると、笹目橋（河口より約29km）以下は、人口密度が約9150人/km²と、全国一級水系中で最も人口密度の高い地域となっている⁶⁾。

周辺の下水道システムは、足立区を中心とした中川処理区のみが分流式であり、その他の東京都区部は合流式となっている。中川処理区には、処理区域内から集められた雨水を排除する排水機場が梅田と熊之木の2箇所ある。また、下流の小菅処理区、葛西処理区は合流式地区であるが、雨天時に遮集可能量を越えた場合にその越流水を排除するためのポンプ場が荒川左岸

に何カ所かある。

参考までに、写真3・8・1は今回の調査中に見かけた路面排水の河川への直接流入の例である。このように、荒川周辺の高速道路や幹線道路から下水道システムを経由せずに直接流入する自動車排気ガス由来の微量汚染物質も存在する。これらの寄与が大きいかどうかを判断するためには、各雨樋の集水道路域から発生する微量汚染物質の負荷と、中川処理区全体（4,400ha）の雨水中の微量汚染物質の負荷とを比較すればよいが、今回は十分なデータがないため議論はできない。

[2] 試料採取

現場調査の概要は表3・8・2に、調査時の写真を写真3・8・2～3・8・3に示した。試料採取は、1999年の3月および11月に計3回、干潮時刻前後を選んで行なった。3月は常に湛水している箇所で採泥し、11月は干涸部分で採泥およびゴカイ採取を行った。

3月の調査の際には、船上よりエクマンバージ採泥器（15cm角）を用いて採泥を行い、表層から10cm程度の底泥の平均的なPAHs濃度および組成を分析した。11月はコアサンプラーを用いて川岸付近の底泥を採取し、深さ方向に2cmごとに分画した。これらの底泥は、実験室において、110℃のオーブンで乾燥させ分析試料とした。なお、このときの乾燥重量だけでなく、さらに600℃の電気炉で加熱した後の重量との差を取ることにより、強熱減量（IL；Ignition Loss）も測定した。強熱減量は一般に有機物量に近いものと考えられる（600℃では無機物質中の結合水も失われるため、有機物量を過大評価する可能性も一般に指摘されている）。

表3・8・2 調査の概要

調査日	99/3/24 (水)
天気	晴 暖かい 東風あり
先行降雨	99/3/21
調査場所	荒川 3地点
1 扇大橋 (水深4~5m)	採泥時刻16:00
2 梅田排水機場放流口付近 (水深6~7m)	採泥時刻15:00
3 千住新橋 (水深6~7m)	採泥時刻15:30
調査日の干潮時刻	16:09 (東京湾：芝浦)
※調査地点付近ではこれより1時間程度遅れる	
採取方法	・船上からエクマンバージ採泥器により底泥を採取
調査日	99/11/22 (月), 24 (水)
天気	晴 (11/22), 雨 (11/24)
先行降雨	99/11/17
調査場所	荒川川岸付近 2地点
1 梅田排水機場放流口付近	採取日時 11/22 11:00
2 葛西橋周辺	採取日時 11/24 10:00
採取方法	・コアサンプラーにより干潮時の川岸付近の底泥を採取 ・手作業によりゴカイを採取

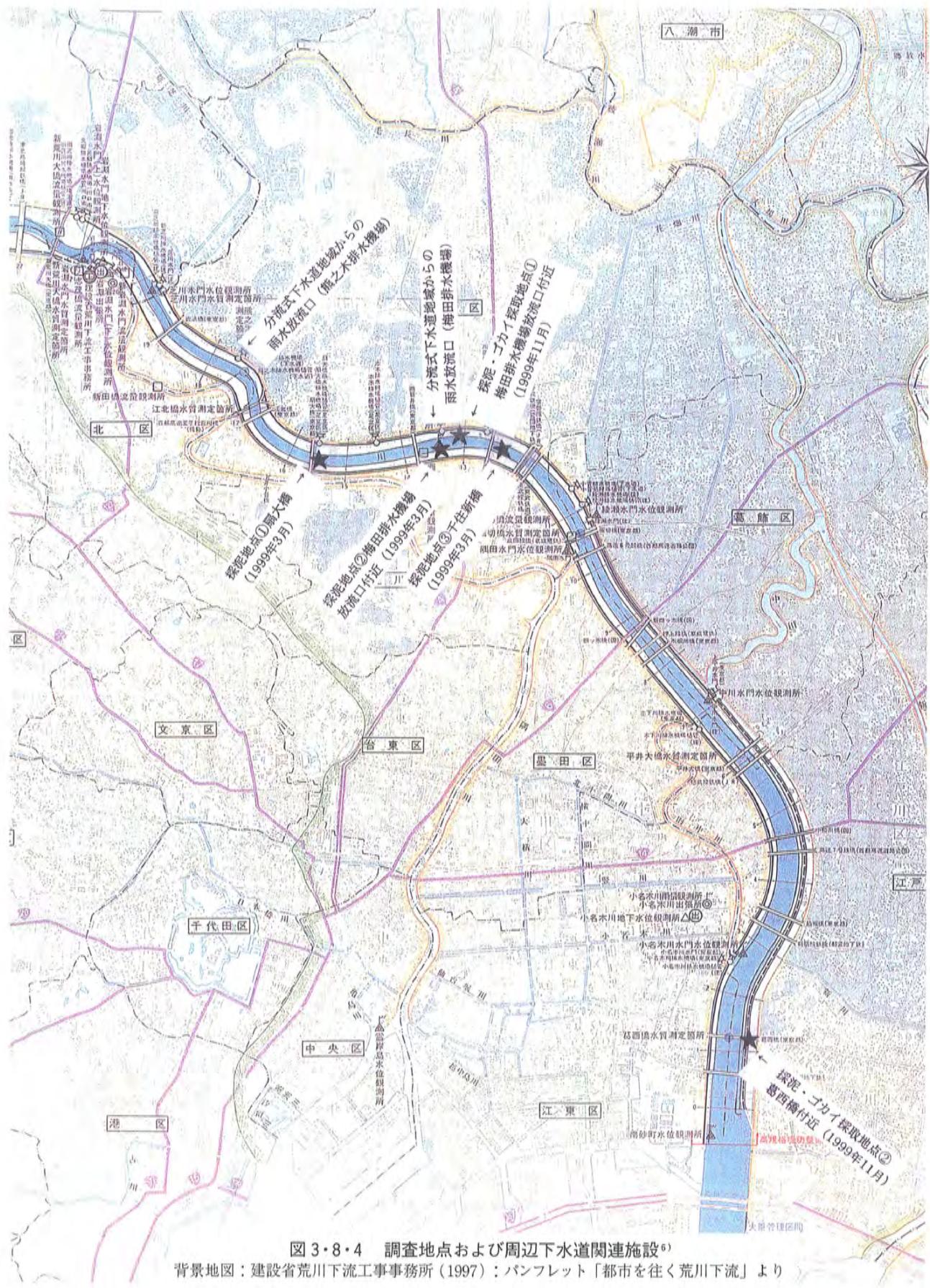




写真 3・8・1 雨天時路面排水の河川への直接流入の例

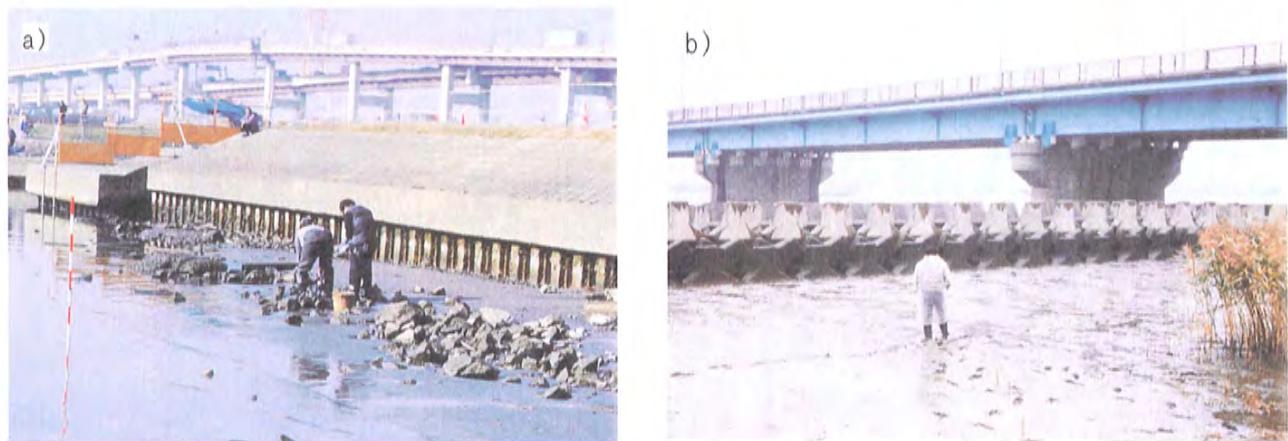
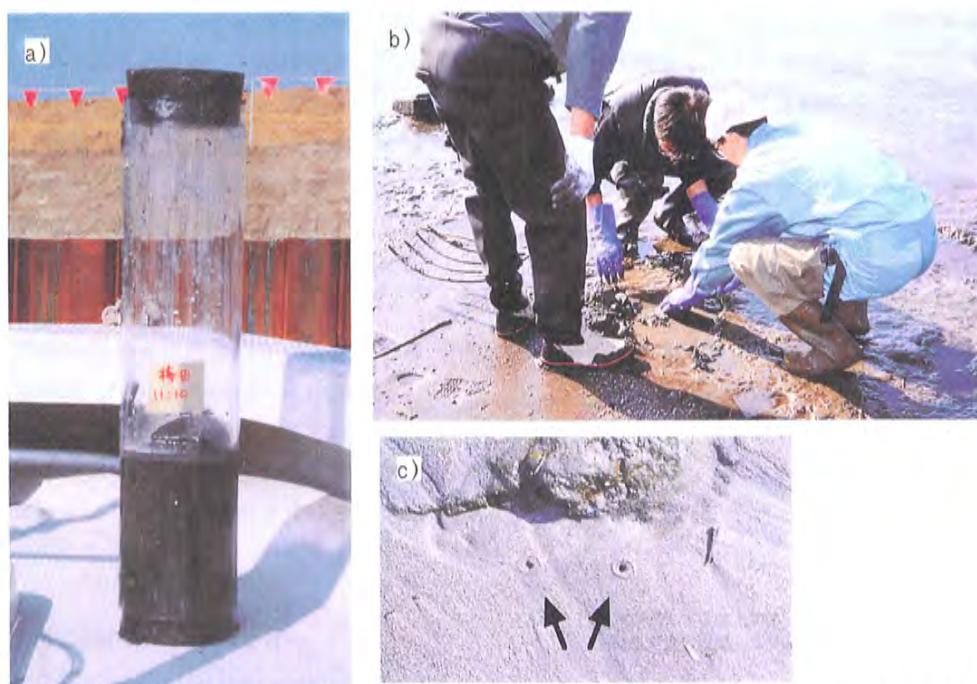


写真 3・8・2 採泥・ゴカイ採取地点

a) 梅田排水機場放流口付近（1999年11月），b) 葛西橋付近（1999年11月）

ゴカイは、干潟の表層泥をマンノウ等で10~20cm程度掘り返し、手作業で選別することにより、採取した。各地点において数十個体を確保し、低温下で実験室に持ち帰った。参考として、この都市化の進行した感潮区間でも、数十年前までは釣り餌であるゴカイの商業的な採取が行われていたが、現在では海外からの輸入、後継者不足、現存量の低下により、商業的な採取は行われなくなってきた。

採取した種の同定は、本研究会の研究分担者でもある松政正俊氏（岩手医科大学）に依頼し、*Neanthes japonica*（ゴカイ）であることを確認した。実験室に持ち帰ったゴカイは、エアレーションを施した人工海水中で、3日間体内の泥を排出させ（写真3・8・4）、その後、生残している個体のみを回収し、凍結乾燥し、乳鉢で細粉化させて分析試料とした。今回の分析では、試料量の制限から、一回当たり5個体前後を試料とし



a) 底泥コア試料（梅田排水機場放流口付近），b) ゴカイ採取の様子，c) ゴカイの巣穴（U字状の巣穴を形成するため、二つの穴（矢印）が認められる）

写真3・8・3 調査風景（1999年11月）



実験室に搬送後、体内の泥を排出させるために、エアレーションをした人工海水中に3日間入れておいた。その後、生存しているゴカイのみを選別し、分析試料とした。

写真3・8・4 ゴカイ（1999年11月）

て用いたが、回収率等を勘案すると多量な試料を用いることが望ましい。

[3] 分析方法

図3・8・5と図3・8・6に分析フローをまとめた。

まず、底泥からの抽出について記す。乾燥重量で約2 gの底泥を容量5 mLのガラス製バイアル瓶（事前にジクロロメタンでよく洗浄したもの；以下すべてのガラス器具等は同様の洗浄を行なったものを用いた）に秤取り、重水素置換された6種類の芳香族化合物（SUPELCO 4-8902）を加えて（うち5種類の物質を内標準物質として回収率の補正に用いた）、よく混合し、2 mLのジクロロメタンを抽出溶媒として加え、5分間超音波を照射した。遠心分離により固液分離し、上澄みのジクロロメタン相を回収し、特にクリーンアップ操作を施さずにGC/MS分析に供した。

ゴカイの場合も底泥の場合と同様に、内標準物質と試料とをよく混合し、抽出溶媒であるジクロロメタン

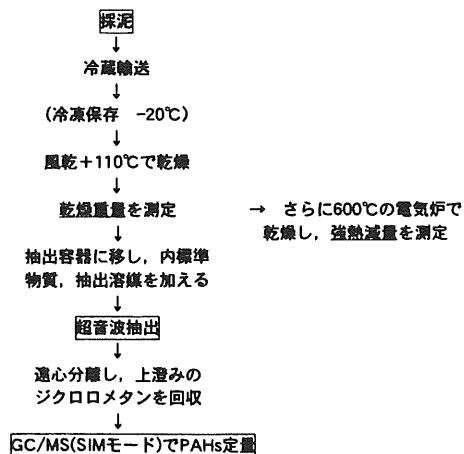


図3・8・5 底泥分析フロー図

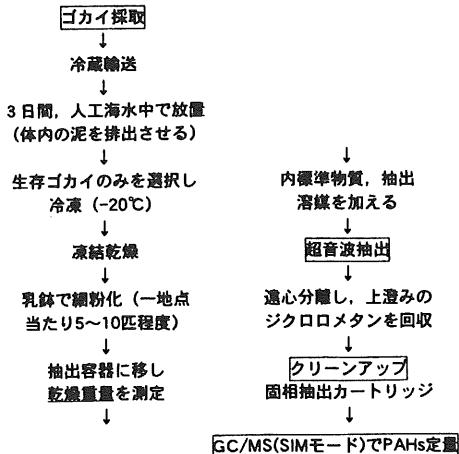


図3・8・6 ゴカイ分析フロー図

を入れ、超音波照射を行い、遠心分離した。その上澄みのジクロロメタンを回収し別の容器に移し、減圧濃縮して以下のクリーンアップ操作に供した。

ゴカイの場合には、ジクロロメタンにより抽出される他の成分（生物体由来の脂肪分と考えられる）によるGC/MS分析時の妨害が大きいため、クリーンアップ操作が必要であった。クリーンアップはOzretich and Schreoder（1986）の方法⁸⁾を参考にし、固相抽出キット（Varian Bond Elut；逆相系のC18-オクタデシルと弱陰イオン交換系のNH2-アミノプロピルを連結して使用）を用いた。固相抽出によってクリーンアップされた試料液に、ミリQ水と10%イソオクタン/ヘキサンとを加えてよく混合し、二層に分離してイソオクタン/ヘキサン相を回収した。回収したものを減圧蒸発・乾固させ、ジクロロメタン500 μLに再溶解し、これをGC/MS分析に供した。

PAHsのGC/MS分析の条件は表3・8・3にまとめた。標準物質として、多環芳香族炭化水素混合液EPA610（SUPELCO 4-8743）を用い、表中に示した対応でそれぞれの内標準物質（SUPELCO 4-8902）とのピーク面積の比を取ることにより回収率を補正した。定量にはSIMモードを用い、表3・8・3に示した定量イオン、確認イオンを用いた。

表3・8・3 GC/MS分析条件

GC/MSシステム	HP 6890/5973
キャリアーガス	ヘリウム
キャビラリーカラム	HP-5TA (長さ30m×内径0.25mm膜厚0.25 μm)
注入口/検出器温度	270°C
カラム槽温度	50°C 2分保持～昇温20°C/分～250°C～昇温0.7°C/分～290°C (所要時間38.7分/試料)

定量物質名	定量イオン	確認イオン	回収率補正に用いた内標準物質
Naphthalene	128	102	Naphthalene-d8
Acenaphthylene	152	151	Acenaphthene-d10
Acenaphthene	153	154	
Fluorene	166	165	
Anthracene	178	152	Phenanthrene-d10
Phenanthrene	178	152	
Fluoranthene	202	101	
Pyrene	202	101	Chrysene-d12
Benzo(a)anthracene	228	114	
Chrysene	228	113	
Benzo(k)fluoranthene	252	126	Perylene-d12
Benzo(a)pyrene	252	126	
Indeno(1,2,3-cd)pyrene	276	138	
Dibenzo(a,h)anthracene	278	139	
Benzo(ghi)perylene	276	138	

3.8.3 結果および考察

[1] 多環芳香族炭化水素類の荒川下流域での分布

表3・8・4に1999年3月に採取した底泥の各PAHsの濃度とその合計値を、乾燥重量当たり (mg/kg-dry) と、強熱減量当たり (mg/kg-IL) の両方の単位で示した。また合計値については図3・8・7に図示した。

乾燥重量当たりのPAH濃度で見ると、全体的な傾向として、分流式下水道地域（中川処理区）の雨水排出口の一つである梅田排水機場放流口付近の底泥が16種類のPAHの合計値で1.157 mg/kg-dryと最も高い濃度を示した。この傾向はPAHの成分ごとの濃度で比較しても認められた。このことから放流口付近の底泥が都市域からの雨水の影響でPAHに汚染されていることが分かる。

表3・8・2中には底泥の強熱減量当たりの各PAHの濃

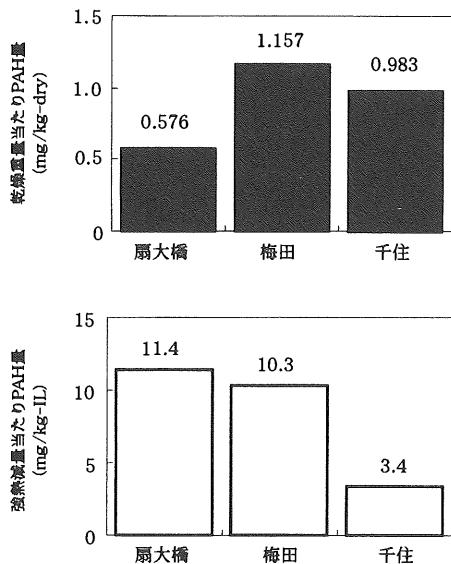


図3・8・7 各地点でのPAH濃度合計値 (1999年3月)

度とその合計値も示した。底泥の強熱減量当たりのPAH濃度での評価の意義は、PAHの分配状態が底泥中の有機物に深く関係していることや食餌などの生物利用性の面から、有機物当たりの有害物質量として基準化して整理することである。今回の結果を見ると、下流に向かって強熱減量が大きくなる傾向があり、それに応じて、強熱減量当たりのPAH濃度 (mg/kg-IL) も千住新橋地点の試料が最も小さくなっている。この指標で評価すると、梅田排水機場放流口付近の底泥はPAHsの合計値が10.27 mg/kg-ILとなり、その上流の扇大橋の底泥の方よりも低い値となる。

今回のデータを過去の結果^{3) 9) 10) 11)}と比較してみると表3・8・5の様になる。それぞれ調査年代、底泥の採取方法やPAHの定量方法が異なるため、厳密な比較には限界があるが、相対的な大小関係を評価するには十分である。東京近郊の3河川（荒川、隅田川、多摩川）を比較すると、オーダー的な差異は認められない。例えば、共通したPAH成分であるBenzo(a)pyreneで比較すると、それぞれ0.314, 0.244, 0.280 mg/kg-dryとなる。フランスのGironde河口域は、フランス国内の他の河口域と比べて工業化が進んでおらず、またPAHの測定結果からも、他と比較して汚染の程度が低いと報告されている¹⁰⁾。今回の荒川の結果は、PyreneやBenzo(a)pyreneに関してはGironde河口域より高いものの、その他PAH種では、濃度が低い傾向が全体的に認められる。このことから、荒川を含む東京の三河川はフランスの河川と比べて全体的なPAHによる底泥汚染のレベルが低い、という傾向があると言える。なお、有機物量当たり（強熱減量当たり）のPAHに関する二つの結果には極端に違いが認められるが、これは荒川の汚染レベルが低いというよりも、比較対照としたオランダの西Scheldt川は、西欧でも有数の極度にPAH汚染が認めら

表3・8・4 調査地点各底泥表層中の多環芳香族炭化水素類 (PAHs) 濃度 (1999年3月調査)

PAHs成分名	底泥乾燥重量当たりPAH濃度 (mg/kg-dry)			強熱減量当たりPAH濃度 (mg/kg-IL)		
	扇大橋	梅田	千住	扇大橋	梅田	千住
Naphthalene	0.019	0.063	0.030	0.38	0.56	0.11
Acenaphthylene	0.119	0.121	0.120	2.35	1.08	0.42
Acenaphthene	0.017	0.028	0.021	0.35	0.25	0.07
Fluorene	0.012	0.025	0.016	0.25	0.22	0.06
Anthracene	0.016	0.027	0.016	0.33	0.25	0.06
Phenanthrene	0.043	0.096	0.093	0.86	0.85	0.32
Fluoranthene	不検出	不検出	不検出	不検出	不検出	不検出
Pyrene	不検出	0.238	0.074	不検出	2.11	0.26
Benzo(a)anthracene	0.034	0.064	0.045	0.67	0.57	0.16
Chrysene	0.023	0.040	0.026	0.46	0.36	0.09
Benzo(k)fluoranthene	0.029	0.053	0.042	0.58	0.48	0.15
Benzo(b)fluoranthene	0.000	0.003	0.002	0.01	0.03	0.01
Benzo(a)pyrene	0.195	0.314	0.417	3.86	2.79	1.44
Indeno(1,2,3-cd)pyrene	0.025	0.032	0.032	0.51	0.29	0.11
Dibenz(a,h)anthracene	0.007	0.009	0.008	0.14	0.08	0.03
Benzo(ghi)perylene	0.031	0.037	0.034	0.62	0.34	0.12
total	0.576	1.157	0.982	11.36	10.27	3.40
IL (kg-IL/kg-dry)	0.051	0.113	0.289			

表3・8・5 底泥中PAH濃度の他の調査例との比較

対象河川 対象地点	底泥乾燥重量当たりPAH濃度 (mg/kg-dry)				強熱減量当たりPAH濃度 (mg/kg-II) (mg/kg-有機物)	
	荒川 梅田排水機場 放流口付近	多摩川 大師橋より下流 2km ; TA-03	隅田川 91年度 環境庁 ³⁾	仏 Gironde川 河口より30km 地点名1-3A	荒川 梅田排水機場 放流口付近 99年3月 本研究	蘭 西Scheldt川 地点名3 93年12月 Kaag ら ¹⁰⁾
Naphthalene	0.063	-	-	-	0.56	-
Acenaphthylene	0.121	-	-	-	1.08	-
Acenaphthene	0.028	-	-	-	0.25	-
Fluorene	0.025	-	-	-	0.22	-
Anthracene	0.027	0.021	-	0.023	0.25	3.82
Phenanthrene	0.096	0.477	-	0.091	0.85	12.46
Fluoranthene	不検出	0.707	-	0.177	不検出	20.91
Pyrene	0.238	0.602	-	0.138	2.11	33.37
Benzo(a)anthracene	0.064	0.068	-	0.122	0.57	12.26
Chrysene	0.040	0.303	-	0.127*	0.36	12.06
Benzo(k)fluoranthene	0.053	-	-	0.103	0.48	4.22
Benzo(b)fluoranthene	0.003	-	-	0.123**	0.03	8.24
Benzo(e)pyrene	-	0.272	-	0.103	-	-
Benzo(a)pyrene	0.314	0.244	0.280	0.106	2.79	8.64
Perylene	-	0.035	-	0.340	-	-
Indeno(1,2,3-cd)pyrene	0.032	0.160	-	0.140	0.29	4.82
Dibenzo(a,h)anthracene	0.009	-	-	0.032***	0.08	-
Benzo(ghi)perylene	0.037	0.174	-	0.142	0.34	-
Coronene	-	0.036	-	-	-	-

- : 測定データなし

* Chrysene+Triphenyleneとして表示

** Benzo(b)fluoranthene+Benzo(j)fluorantheneとして表示

*** Dibenzo(a,h)anthracene+Dibenzo(a,c)anthraceneとして表示

れる感潮域の一つである¹¹⁾ ということに起因するものである。過去における油汚染事故や工場排水の流入を始めとして、流域における土地利用や交通量、下水道システムの整備状況、暖房設備等の相違など、人為的な条件の違いに加えて、河川勾配や流量などの違い（例えば上述のGironde川の感潮域はフランス最長で170kmに及ぶ¹⁰⁾）による懸濁物の沈降性の違い、さらに気候と生物活性の違いなども無視できないであろう。

Pedersenら（1998）がまとめている底質中の個々のPAHのTEL (threshold effect levels；影響の出ない上限) とPEL (probable effect level；生物学的に悪影響が出る下限) は以下のようになる¹²⁾。

	TEL [mg/kg-dry]	PEL [mg/kg-dry]
Naphthalene	0.035	0.39
Phenanthrene	0.087	0.54
Anthracene	0.047	0.25
Fluoranthene	0.11	1.5
Benzo(a)anthracene	0.075	0.69
Chrysene	0.11	0.85
Benzo(a)pyrene	0.089	0.76

このTELおよびPELと今回の荒川の結果（表3・8・4）とを比較すると、全てPEL以下ではあるが、場所や物質によってはTELを越えていることが分かる。このガイドラインによれば、個々の化学物質の生物学的な影響を

考えると、影響が懸念される状態にあると言えよう。

一方、PAHによる底質汚染のガイドラインについて、Swartz（1999）の報告がある¹³⁾。これによると表3・8・1に示した16種のうち、6環のPAHを除いた13種のPAHの合計量（底泥有機炭素量当たり）で、以下のような3つのレベルを提示している。

Threshold	290 [mg/kg-organic carbon]
	(95%信頼 119~461)
Median	2,800 [mg/kg-organic carbon]
	(95%信頼 682~2,854)
Extreme	10,000 [mg/kg-organic carbon]
	（データなし）

強熱減量中の有機炭素の存在割合を仮に50%とするとき、今回の三地点の結果は6.8~22.7mg/kg-organic carbonということになり、上記の急性毒性のガイドラインに従うと、閾値ガイドライン（290mg/kg-organic carbon）の1/10程度である。したがって、PAHだけを考えた場合には底生生物への急性毒性はないものと判断される。しかし、慢性毒性や重金属やPCBなど他の汚染物質との相乗毒性影響は不明な点が多いため、今後の汚染の進行の監視が必要であろう。

しかし、PAHに関するガイドラインは数多く提案されており、ここでは明確な影響判断をすることが不可能な状況である。上記のガイドライン値も個別物質の

毒性試験データだけでなく、過去の現場調査データに基づいて統計的に評価されているため、いわゆる基準ではなく、汚染状態を判断する概略の判断指標と位置付けられる。その意味では、未だ底質中のPAH汚染の影響評価が十分には確立されていない状況にあるとも言える。

本研究の重要な視点は、都市の雨天時汚濁が感潮域にどのようなPAH汚染を及ぼしているかである。既に述べたように図3・8・7から都市雨水を排除する排水機場付近の底泥が最も高いPAH濃度を示した。これは、都市域の不浸透面への堆積物が、雨により洗い流され、雨水管を経て、川に到達したと考えることが出来る。

そこで都市域における堆積物中のPAH濃度に関する情報を整理しておく。雨天時の都市から流出するSS (Suspended Solid; 浮遊固体) 成分中のBenzo(a)pyrene濃度として、東京都内の道路側溝排水で24.3～59.8 mg/kg-drySS、合流式下水道越流水で5.3～65.7 mg/kg-drySS、分流式下水道雨天時排水（住宅地）で0.02～0.04 mg/kg-drySSという値が報告されている¹⁴⁾。また道路堆積土砂中のBenzo(a)pyrene濃度としては、北九州市幹線道路で0.094～0.707 mg/kg-drySS、九州高速道路で0.00916～0.322 mg/kg-drySS、中国自動車道トンネル内で0.011～0.357 mg/kg-drySSという値が示されている¹⁵⁾。今回の底泥中のBenzo(a)pyrene濃度は0.195～0.417 mg/kg-dryであり、道路堆積土砂と同レベルにあり、分流式下水道雨天時排水（住宅地）中の粒子と比較すると10倍程度の高い濃度となっている。これは、今回の調査対象地域である中川処理区の交通量が比較的多いことによると推測される。

[2] 多環芳香族炭化水素類の泥中の深さ方向分布

表3・8・6に1999年11月に荒川の干渉部分で採取した

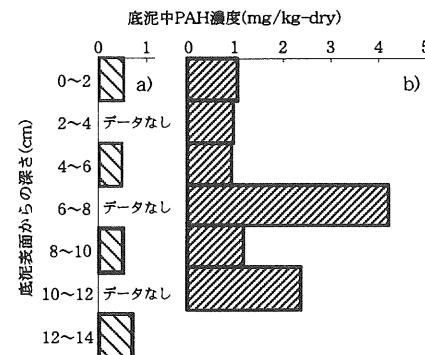
表3・8・6 底泥深さ方向の多環芳香族炭化水素（PAH）濃度（1999年11月調査）

採泥地点名 深さ(cm)	底泥乾燥重量当たりPAH濃度(mg/kg-dry)									
	梅田排水機場放流口付近干渉					葛西橋付近干渉				
	0～2	2～4	4～6	6～8	8～10	10～12cm	0～2	4～6	8～10	12～14cm
Naphthalene	0.064	0.075	0.070	0.150	0.072	0.136	0.028	0.021	0.025	0.022
Acenaphthylene	0.012	0.008	0.005	0.062	0.013	0.018	0.004	0.003	0.002	0.004
Acenaphthene	不検出	不検出	不検出	不検出	不検出	不検出	不検出	不検出	不検出	不検出
Fluorene	0.028	0.020	0.021	0.040	0.046	0.023	0.191	0.173	0.200	0.200
Anthracene	0.061	0.044	0.044	0.178	0.107	0.251	0.010	0.007	0.008	0.011
Phenanthrene	0.085	0.039	0.064	0.093	0.055	0.138	0.026	0.009	0.009	0.019
Fluoranthene	0.235	0.223	0.173	0.670	0.233	0.586	0.078	0.055	0.062	0.193
Pyrene	0.132	0.111	0.099	0.341	0.152	0.313	0.053	0.057	0.047	0.069
Benzo(a)anthracene	0.238	0.219	0.210	1.358	0.285	0.518	0.004	0.022	0.020	0.024
Chrysene	0.057	0.057	0.053	0.306	0.069	0.108	0.027	0.017	0.017	0.016
Benzo(k)fluoranthene	0.030	0.027	0.023	0.150	0.030	0.055	0.014	0.044	0.036	0.048
Benzo(a)pyrene	0.036	0.052	0.108	0.425	0.034	0.083	0.022	0.018	0.014	0.020
Indeno(1,2,3-cd)pyrene	0.015	0.021	0.020	0.131	0.019	0.050	0.017	0.015	0.011	0.016
Dibenzo(a,h)anthracene	0.015	不検出	不検出	0.149	不検出	不検出	0.005	0.003	0.006	0.004
Benzo(ghi)perylene	0.040	0.046	0.32	0.169	0.037	0.079	0.026	0.020	0.016	0.021
total	1.047	0.943	0.923	4.222	1.152	2.357	0.503	0.464	0.473	0.668

泥の深さ方向の各PAH濃度とその合計値を、乾燥重量当たりで示した。合計値については図3・8・8に図示した。

分流式下水道地域の雨水放流口から遠く離れた河口付近（葛西橋付近）で採取した泥は深さ方向で大きな差異は認められず、合計値で0.464～0.668 mg/kg-dryという値が得られた。一方、中川処理区の雨水排出口の一つである梅田排水機場放流口付近の干渉の泥は合計値で0.923～4.222 mg/kg-dryと、葛西橋地点よりも高い濃度を示し、かつ深さ方向での違いが認められた。特に6～8 cmと10～12 cmの層に高い濃度のPAHが含有されていた。雨水の排出口に近いところほど降雨に伴う汚濁物質の流入の履歴の影響が明白に出ることが予想されるが、今回はその予想を支持する結果が得られた。しかしながらそのような堆積過程を検証するにはデータ数としては不十分であり、今後の継続的なモニタリングが必要である。

また、このような底泥深さ方向の分布は食性の異なる生物への影響の違いの原因になることが考えられる。例えば同じ多毛類でもゴカイは表層堆積物食者で



a) 葛西橋付近 b) 梅田排水機場放流口付近
図3・8・8 深さ方向のPAH濃度分布（1999年11月調査）

ありタマシキゴカイは下層堆積物食者である¹⁶⁾。すなわち、ゴカイは表層部の有害物質の影響を強く受け、タマシキゴカイは巣穴付近の深さに存在する有害物質を摂取することになる。降雨のような不連続的な堆積履歴により、影響を受ける生物が異なると予想されることからも、都市雨天時排水の管理とモニタリングが重要と言えるであろう。

[3] 底泥中多環芳香族炭化水素類の組成

3月の結果（表3・8・4）と11月の結果（表3・8・6）とを比較すると、合計値は同程度であるものの、PAHの組成を見ると相違点がいくつか認められる。例えば3月に不検出であったFluorantheneや低濃度であったBenzo(a)anthraceneが11月には高濃度で検出され、一方で、3月には比較的高濃度で存在したBenzo(a)pyreneやAcenaphthyleneが11月には低濃度になっている、といった点である。これらの原因は明らかではないが、過去の降雨履歴による変動、採泥地点による堆積や分解の相違（湛水部分と干渉）などが考えられる。

PAHの組成をfingerprintとして、PAHの起源を推定するさまざまな方法が提唱されてきているが、ここではPhenanthrene/Anthraceneという比（以下P/A）について適用してみる。このP/Aは発生過程の温度に依存すると言われており、P/Aが10より大きければ石油由来、10より小さければ燃焼由来とされている¹⁰⁾。今回の結果は、3月で2.7～5.8、11月は0.5～2.6と10より小さい値と計算できる。調査対象地域においては石油の漏出等は考えにくく、発生源が燃焼由来であることは明かであるが、P/A比もその状況を反映したものとなっている。

次に、PAH成分組成データをもとに、個別の成分ごとの毒性強度（Toxicity Unit）をΣPAHモデル¹⁷⁾を用いて検討した。その例を表3・8・7に示す。表のTU_iが、底泥中のPAH成分の存在量から間隙水濃度を推定し、その濃度と各成分の毒性から、基準化された毒性強度を求めた値である。この合計であるΣTU_iが1のとき、PAHによる毒性により、半数の供試生物が急性毒性により致死するレベルを示し、ΣTU_i=0.186が、その影響の有無が判定できない閾値と報告されている¹⁷⁾。

このΣPAHモデルによる毒性評価では、3月の梅田地点の試料は非常に毒性として低いことがわかる。また、11月試料で最も濃度が高い梅田地点の6～8cmの底泥に関しても、報告されている閾値より低い結果である。しかし、あくまでも急性毒性の致死レベルを評価する指標での結果である。また、両試料に共通して、Benzo(a)pyreneとPyreneが重要な毒性成分である

表3・8・7 PHAの毒性強度（Toxicity Unit；TU_i¹⁷⁾の評価

PAH species	TU _i [-]	TU _i [-]
Naphthalene	0.00018	0.00042
Acenaphthylene	0.00049	0.00025
Acenaphthene	0.00010	0.00000
Fluorene	0.00014	0.00023
Phenanthrene	0.00041	0.00040
Anthracene	0.00013	0.00084
Fluoranthene	0.00000	0.00462
Pyrene	0.00200	0.00287
Benzo(a)anthracene	0.00050	0.01272
Chrysene	0.00037	0.00287
Benzo(b)fluoranthene	0.00097	0.00000
Benzo(k)fluoranthene	0.00007	0.00336
Benzo(a)pyrene	0.00379	0.00514
合計	0.00915	0.03371

*：表3・8・4より、**：表3・8・6より深さ6～8cmの底泥のデータを使用した

ことをこの計算結果は示しており、興味深い。

[4] 底生生物（ゴカイ）中の多環芳香族炭化水素類

表3・8・8に1999年11月に採取したゴカイ中の各PAH濃度とその合計値を、乾燥重量当たりで示した。なお表中には参考までに他の2つの例も併記した。一つは北上川（岩手県；河口より約2km上流地点）で本研究会のメンバーである山田一裕氏ら（東北大）が1999年9月11日に採取したゴカイについて分析したものである。ただしこのゴカイについては、採取後、体内の泥を吐き出させる操作をせずに凍結乾燥・抽出操作を行っているため、体内にある泥に付着したPAHを合わせて評価している可能性が高い。もう一例は既に底泥の結果を紹介した西Scheldt川（オランダ）で1993年12月に採取されたlugworm（タマシキゴカイ；*Arenicola marina*）での分析例¹¹⁾である。

今回の分析では試料量が少なかったこともあり、検出限界以下のPAH種が多かった。また、分析回数も1回であり、文献で提案されたクリーンアップ処理を行っているものの、前処理や回収操作などの点で十分な検討が済んでいるとは言えず、底泥試料に比べると精度に問題が残された状態である。したがって、現段階では参考値として扱うことが妥当と考えられる。

表3・8・8から、ゴカイの乾燥重量当たりのPAH含有量は、葛西橋付近の試料が最も高く、排水機場放流口付近の試料が最も低かった。しかし葛西橋付近のゴカイにはPyreneよりも小さいPAHのみが含まれていたのに対し、排水機場放流口付近のゴカイにはBenzo(a)pyreneなど高分子のPAHも含まれているという違いがあった。北上川のゴカイは濃度レベルという点でも

PAHの組成という点でも、荒川の二地点の中間に位置した。

PAHの組成を、周辺の底泥とゴカイ体内とで比較したものを見ると図3・8・9に示した。これを見ると葛西橋とオランダの事例で、ゴカイ中のPAHの組成において、最大のものが周辺の底泥中と一致している。このことか

ら、ゴカイ中のPAHは周辺の底泥のPAHの濃度は反映していないものの、組成は大きく影響を受けていることが示唆された。化学物質によって生体への濃縮係数(bioaccumulation factor; BAF)は異なると予想されるが、今回の結果を見る限りではそれほど大きな差はないと思われる。なお、生物種は異なるが、多毛類

表3・8・8 ゴカイ中の多環芳香族炭化水素(PAH)濃度

河川名 採取地点名	ゴカイ乾燥重量当たりPAH濃度(mg/kg-dry)			
	荒川 梅田排水機場放流口付近	葛西橋付近	北上川	蘭・西Scheldt川 地点3
Naphthalene	ND	ND	ND	-
Acenaphthylene	ND	ND	ND	-
Acenaphthene	0.003	ND	0.010	-
Fluorene	ND	0.286	0.033	-
Anthracene	0.008	0.156	0.020	0.017
Phenanthrene	ND	0.060	ND	0.007
Fluoranthene	0.003	0.035	0.006	0.024
Pyrene	0.003	0.045	0.002	0.025
Benzo(a)anthracene	ND	ND	ND	0.009
Chrysene	ND	ND	ND	0.014
Benzo(k)fluoranthene	0.001	ND	ND	0.003
Benzo(a)pyrene	0.007	ND	0.005	0.005
Indeno(1,2,3-cd)pyrene	ND	ND	ND	0.002
Dibenz(a,h)anthracene	0.005	ND	0.019	-
Benzo(ghi)perylene	ND	ND	ND	-
total	0.029	0.581	0.096	-

<備考>		本研究	本研究 体内の泥は未排出)	文献11
出典	生物種			
生物種	ゴカイ	ゴカイ	ゴカイ	タマシキゴカイ
試料乾燥重量(g)	0.572	0.186	0.593	-
脂質含量	-	-	-	1.01%

- : 未測定 , ND : 不検出

【荒川・梅田排水機場放流口付近】

【荒川・葛西橋付近】

【オランダ・西Scheldt川(文献11)】

ゴカイ乾燥重量当たりPAH濃度(mg/kg-dry)

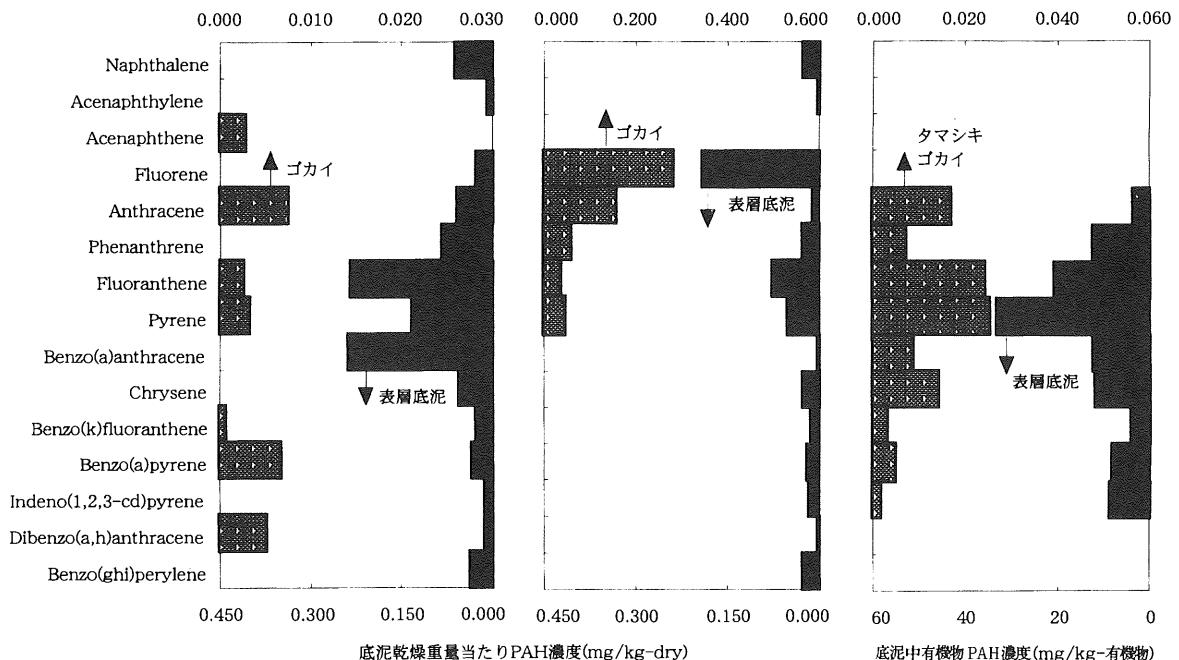


図3・8・9 ゴカイおよびその周辺底泥中の多環芳香族炭化水素(PAH)の組成

*Armandia brevis*についてはBAFが報告されている¹⁸⁾。それによると今回対象としたPAHについてはそれほど大きな差はないものの、分子量の大きいPAH（四環のPyrene以上）の方が、分子量の小さいPAH（三環のPhenanthrene以下）よりも、BAFが高くなっている。

Kaagらが報告している¹¹⁾ように、生物の生殖サイクルにより生物体内のPAH蓄積量が異なる。さらには降雨パターン（有害物質の流入パターン）、底生生物を取り巻く捕食者の活動など、季節によるPAH蓄積量の違いがさまざまな要因から生じることが推測される。今後の継続的なモニタリングが必要である。

3.8.4 まとめ

河川感潮域における都市域からの微量汚染物質の排出とその分布を明らかにすることを目的として、1999年3月および11月に東京都の荒川下流部において、底泥および干涸の泥、ゴカイを採取し、多環芳香族炭化水素類（PAHs）の濃度を測定した。その結果、以下のことことが明らかとなった。

(1) 分流式下水道地域の排水機場放流口付近の底泥が16種類のPAHの合計値で1.157mg/kg-dryとなり、その上下流の底泥よりも高い濃度を示した。この傾向はPAHの成分ごとの濃度で比較しても認められた。ただしこの濃度は過去の国内の報告事例と比較すると同程度、海外の底泥汚染事例と比較すると低い汚染レベルであった。

また、過去に提案されている底泥のPAHに関するガイドライン値との比較からも、汚染レベルの低い底泥であり、PAHだけで底生生物への急性毒性はないものと判断される。しかし、汚染の進行の監視、慢性毒性や重金属やPCBなど他の汚染物質との相乗毒性影響を検討すべきレベルにあるとも判断される。

(2) 強熱減量当たりのPAH濃度で見ると、分流式下水道地域の雨水放流口付近の底泥では、16種類のPAHの合計値で10.27mg/kg-ILとなった。この値は、放流口上流の底泥中の濃度よりも低いものであった。したがって、感潮域における潮汐に伴う懸濁粒子の輸送を考慮した検討が今後必要であると考えられる。

(3) 分流式下水道地域の雨水放流口付近の干涸の泥は15種類のPAH濃度の合計値が0.923～4.222mg/kg-dryと、放流口から遠く離れた河口付近の干涸の泥0.464～0.668mg/kg-dryよりも高い濃度を示し、かつ深さ方向での違いが認められた。特に6～8cmと10～12cmの層に高い濃度のPAHが含有されていた。

放流口付近に比べ、河口付近では希釀効果や生物分

解によるPAH濃度低下の可能性や、干涸も比較的安定して形成されている一方で、雨水流出など流量変動が大きな区間では、その汚染物質の堆積や蓄積も複雑であることが推察された。

(4) 分析された底泥のPAH組成とΣPAHモデルによる毒性評価を行ったところ、どの試料にも共通してBenzo(a)pyreneとPyreneが重要な毒性成分であることが明かとなった。また、低分子と高分子のPAH組成構成から、蓄積しているPAHの由来は石油の漏出ではなく、自動車排ガスを含め燃焼過程由来である可能性が高いことも確認された。

(5) ゴカイ中のPAH濃度に関しては、十分に信頼性の高いデータが得られていないが、周辺底泥のPAH組成の影響を受けていることが示唆された。

参考文献

- 1) 東京都下水道局(1998)：パンフレット「'98数字で見る東京の下水道」。
- 2) 和田安彦(1994)：ノンポイント負荷の制御，技報堂出版。
- 3) 環境庁環境保健部保健調査室(1993)：化学物質と環境，平成4年度版。
- 4) 静岡県立大学大学院生活健康科学研究科環境物質科学専攻大気環境研究室ホームページより，
<http://133.33.73.63/environ/lab/taiki/PAH.gif>
- 5) E. Noordkamp(1999)：Remediation of soils, sediments and sludges by extraction with organic solvents, PhD Thesis, Wageningen University.
- 6) 建設省荒川下流工事事務所(1997)：パンフレット「都市を往く荒川下流」。
- 7) 山本晃一・高橋晃・深谷渉(1993)：感潮河川の塩水週上実態と混合特性，土木研究所資料，第3171号。
- 8) R.J. Ozretich・W.P. Schreoder (1986)：Determination of selected neutral priority organic pollutants in marine sediment, tissue, and reference materials utilizing bonded-phase solvents. Analytical Chemistry, Vol. 58, No. 9, August, pp. 2041-2048.
- 9) 余順(1987)：多摩川および東京湾内湾部における表層堆積物中の多環芳香族炭化水素，Vol. 28, No. 6, pp. 33-39.
- 10) H. Budzinski・I. Jones・J. Bellocq・C. Pierard・P. Garrigues (1997)：Evaluation of sediment contamination by polycyclic aromatic hydrocarbons in the Gironde estuary. Marine Chemistry, Vol. 58, pp. 85-97.

- 11) N.H.B.M. Kaag · M.C.Th. Scholten · N.M. van Straalen (1998) : Factors affecting PAH residues in the lugworm *Arenicola marina*, a sediment feeding polychaete. *Journal of Sea Research*, Vol. 40, pp. 251-261.
- 12) F. Pedersen · E. Bjornestad · H.V. Andersen · J. Kjolholt · C. Poll (1998) : Characterization of sediments from Copenhagen Harbour by use of biotests. *Water Science And Technology*, Vol. 37, No. 6 - 7 , pp. 233-240.
- 13) R.C. Swartz (1999) : Consensus sediment quality guidelines for PAH mixtures. *Journal of Environmental Toxicology And Chemistry*, Vol. 18, No. 4 , pp. 780-787.
- 14) 浅田素之 · 大垣眞一郎 (1996) : 都市域における降雨初期雨水排水中のベンゾ(a)ピレンの挙動. *水環境学会誌*, Vol. 19, No. 11, pp. 904-909.
- 15) 嵐谷奎一 · 染谷孝 · 吉川正博 · 児玉泰一 (1992) : 道路堆積土砂中の多環芳香族炭化水素濃度と変異原活性. *大気汚染学会誌*, Vol.27, No.4, pp.190-197.
- 16) 栗原康 (1988) : 河口・沿岸域の生態学とエコテクノロジー, 東海大学出版会.
- 17) R.C. Swartz · D.W. Schults · R.J. Ozretich · J.O. Lamberson · F.A. Cole · T.H. DeWitt · M.S. Redmond · S.P. Ferraro (1995) : Σ PAH : A model to predict the toxicity of polynuclear aromatic hydrocarbon mixtures in field-collected sediments. *Journal of Environmental Toxicology And Chemistry*, Vol. 14, No. 11, pp. 1977-1987.
- 18) J.P. Meador · E. Casillas · C.A. Sloan · U. Varanasi (1995) : Comparative bioaccumulation of polycyclic aromatic hydrocarbons from sediment by two infaunal invertebrates. *Marine Ecology Progress Series*, Vol. 123, pp. 107-124.

4. 既往研究のとりまとめ

4.1 河口密度流研究の流れ

4.1.1 一次元解析の時代

河川の塩水遡上現象に関する研究は、1960年代から1970年代にかけて、いわゆる塩害防止の観点から盛んに進められた。ただし、当時の水理学は一次元方程式を基礎にしていたため、本来的に二次元または三次元である塩水流動をそのまま取り扱うには本質的な困難があった。そこで、まず流れを類型化した後に、それについて数理モデル化がなされた。すなわち、塩水遡上の形態は、潮位条件や流量条件により、弱混合型、緩混合型、強混合型に区分できる¹⁾。そこで、弱混合型に対しては二層流モデル（塩水楔モデル）が²⁾⁻⁵⁾、また強混合型に対しては分散方程式モデルが多く用いられた^{6), 7)}。前者は高濃度塩水の浸入深さ及び遡上距離を推定することを目的とし、後者は断面平均塩分濃度の縦断変化の推定を目的としており、それなりの成果が得られた。例えば、玉井¹⁾は二層流モデルを用いて塩水楔の定常解析を行っているが、実験結果と比較した結果、二層流モデルによって界面形状を良く再現出来ることを示している。また、須賀・高橋ら⁴⁾は塩水楔の非定常解析及び水理実験を行っており、実験と解析を比較した結果、二層流モデルによって楔先端位置の変化を比較的良く再現できることを示している。

また、上記のモデル化に付随して種々の基礎的研究が行われた。例えば、二層流モデルに関しては、密度界面における抵抗則及び連行則に関する理論的・実験的研究が多数行われている⁸⁾⁻¹⁶⁾。また分散方程式モデルについては、河道形状及び水理条件と分散係数の関係が調べられている¹⁷⁾⁻²¹⁾。このような基礎的研究は、もちろん河口密度流だけでなく、湖沼、貯水池、海洋も含めた密度流現象全般に関する流体力学的研究及び一般河道も含めた河川工学的研究の枠組みの中で行われており、その意味で広範な学術体系の一部を構成していた。

しかし、実際の現象特性を踏まえれば、一次元的モデル化には明らかに限界がある。例えば、弱混合と強混合という典型的な場合に対しては有効であっても、両者の中間で且つ最も一般的である緩混合に対しては、適当なモデル化は（一次元方程式を基礎とする限り）不可能であった。実際、弱混合-緩混合-強混合という変化は連続的であり、それらはあくまで類型化

にすぎない。一つの河川においても状況次第で混合形態が変化するが、それらを統一的に記述することは不可能であった。このような事情から、塩水遡上に関する実務的問題がとりあえず下火になった1970年代後半から、河口密度流の研究は急速に減少していった。一つには、一次元的解析の発展の余地がもはや少なく、学術的野心を満たすものではなくなったためである。また一つには、密度流研究の具体的対象が貯水池や湖沼などに移行したためである。

4.1.2 一休みの間に

1970年代後半から、河口密度流の研究が下火になると同時に、貯水池の密度流に関する研究が盛んになった。それらの研究は、いわゆる水質問題に対する水理学的アプローチの先駆けでもあった。すなわち、1950年代後半から建設されてきた大型貯水池では、1970年代に入って放流水温や水質の問題が生じてきた。その結果として、貯水池管理の対象が、水量制御と堆積土砂から放流水温や水質に大きな影響を及ぼす成層現象とその制御が新しい研究対象となった。この問題においても、当初は鉛直一次元成層計算や、縦断一次元のブルーム計算など、旧来の水理学の枠組みでの取り扱いが行われた。例えば水温の解析手法としては、Dake-Harlemanモデル²²⁾、HuberらのMITモデル²³⁾、岩佐らのモデル²⁴⁾及び安芸・白砂の電研モデル²⁵⁾などが開発された。これらのモデルは単純な鉛直一次元モデルではあったが、対象とする湖沼や貯水池の水理学的特性に合わせて使い分けることにより、実用的には十分なレベルで水温成層の予測を行うことが可能となった。しかし、貯水池の濁水流入のように水平方向に現象が一様でない場合、鉛直一次元モデルでは適用性に限界があった。そこで、実態に即して鉛直二次元モデルの開発が進められるようになった。当初は、MITモデルを2次元に展開した形の岩佐・野口らのモデル²⁶⁾、電研モデルを展開した形の白砂・宮永らの濁水解析モデル²⁷⁾、芦田・江頭らの濁水解析モデル²⁸⁾などが開発された。これらのモデルは流れの運動方程式を直接解いていたため適用範囲は限られたが、計算負荷が少ないため当時の計算機の性能からすれば効率的であった。しかしその後、運動方程式を直接解く方式として岩佐・松尾らのモデル²⁹⁾や森北のモデル³⁰⁾が開発され、より精度の高い水温・濁水挙動の予測が可能となった。

このような1次元モデルから2次元モデルへの移行は、水理学と流体力学の境界を取り除くという意味で非常に重要なできごとであったと言える。もちろん、それまでも両者は無縁ではなかったが、かなり独立した体系を保持していた。それが“一次元解析”という巧妙ではあるが制約のきつい枠組みを、水理学が脱することにより、流体力学との融合が促進されたと言える。一方、流体力学の側も、コンピュータの発達に伴い数値解析的にアプローチする方向に向かっていたことから、より現実的に環境現象を取り扱い始めていた。

このような背景のもとに、流れの数値シミュレーション技術が発達し、貯水池、湖沼、海洋などの流動計算が1970年代後半から盛んに行われるようになってきた。しかし、その初期のものは、単純な渦粘性モデルであり密度流場の計算には向きであったため、計算対象の多くは均質流体となっていた。ただし、貯水池の“押し出し流”的に移流が主体の流れ場においては、密度場の乱流混合過程の記述が大雑把であっても、水温成層の消長などのシミュレーションは可能であった。実際、その頃のモデルが、今でも貯水池水環境の数値解析に用いられている。また、密度場の乱流現象に対しては、“連行速度”など二層流的現象把握に基づく研究が継続して行われていた。

その後、1980年代中盤から、いわゆる乱流モデルの改良・新規開発が盛んになり、数値シミュレーションが水理学及び流体力学の中心に据えられるようになった。しかし、密度流場を乱流モデルで数値シミュレーションするようになったのは、主に1990年以降であり、通常の乱流計算に比較してかなり遅れている。その理由として、成層状態を適切に表現するために鉛直グリッドを細かく設定する必要からメモリー容量や計算速度の問題が生じていたこと、密度場の混合則に関する一般的モデルがなかなか提供されなかつたこと、などがあげられる。しかし、最近になって、小型コンピュータのパフォーマンスが飛躍的に向上し、また、特に $k-\epsilon$ モデルが密度場の数値シミュレーションに有効であることが確認してきた。例えば、福嶋³¹⁾は傾斜壁面密度噴流の特性を $k-\epsilon$ モデルによって検討している。その結果、方程式系が相似解を持つことを見いだし、相似解が実測値を説明できることを示している。道奥ら³²⁾、尹ら³³⁾は吹送密度流に対して $k-\epsilon$ モデルを適用し実験結果と比較している。その結果、表層付近の再現性には問題を残すものの、流速分布や密度界面の変動については良く再現されていることが明らかとなった。坪野ら³⁴⁾は温排水による水平密度噴流に対して $k-\epsilon$ モデルを適用し水理実験と比較している。その結果、計算

結果は水温・流速とも実験結果を良く再現していることが示された。錢・石川ら³⁵⁾は成層場の鉛直混合現象のうちDI型の連行則について $k-\epsilon$ モデルの適合性を調べ、その有効性を示している。

また、 $k-\epsilon$ モデルを現地スケールに適用した例も報告されてきている。例えば、坂井ら³⁶⁾は沿岸域において水中放水される温排水を対象として、水平重力噴流の挙動を三次元 $k-\epsilon$ モデルを用いて計算し、現地観測結果との比較を行っている。錢ら³⁷⁾は霞ヶ浦において日成層形成時の湾水交換の三次元数値シミュレーションを行っている。梅田ら³⁸⁾は七ヶ宿貯水池において洪水時濁質流動の三次元数値解析を行っている。このように、従来の単純な渦拡散モデルからの脱皮が急速に行われつつある。

4.1.3 再び、河口密度流

以上のような“水理学の衣替え”の間に、河川感潮域の実務面にも大きな変化が起きている。すなわち、自然環境保全に関する意識が全国的に高まり、大型土木構造物が自然環境に及ぼす影響への危惧の念が種々の団体から表明されるようになっている。加えて、環境アセスメント法案の試行に伴い、自然環境の動態をきめ細かく捉え予測する技術の確立が必要とされている。また、河川管理者の側においても、冒頭に述べた河川改修方針の変更をかねてから企画していたところであり、河川計画と水環境シミュレーションが一体不可分の作業となりつつある。

ところが、長良川河口堰に関する論争において明確にされたように、“実務レベル”における河口密度流の解析・予測手法は、1970年代の一次元解析の範囲からほとんど脱しておらず、やや進んだものといつても、せいぜい単純な渦粘性を用いた貯水池シミュレーションモデルの転用にとどまっている。一方“研究レベル”では岩佐ら^{39), 40)}によって鉛直二次元モデル、井上ら⁴¹⁾によって三次元モデルの開発が進められてきた。これらのモデルは二層流モデルや分散方程式モデルよりも高次のモデルであり、弱混合～強混合の変化を一つのモデルによってある程度再現出来るようになった。しかし、鉛直方向の渦動粘性係数・渦動拡散係数はリチャードソン数の関数として経験的に与えられているため、汎用性には問題が残ると考えられる。

前述したように、塩害防止が対象であった時代と水質・生態環境の把握・予測が対象である現在とでは、要求される解析モデルのレベルは格段に異なっている。そこで、現在の流体力学的知見を活用し且つ実務

レベルで利用可能な河口密度流シミュレーションモデルの開発が望まれている。

参考文献

- 1) 玉井信行 (1980) : 密度流の水理, 技報堂出版.
- 2) 椎貝博美 (1966) : 塩水楔に関する研究, 東京工業大学土木工学科研究報告, No. 1, pp. 19-62.
- 3) 森平倫生, 片岡真二, 安井誠人, 川原睦人, 長谷川賢一 (1977) : 有限要素法による淡水海水2層流域の潮流と水質の解析, 第24回海岸工学講演会論文集, pp. 452-456.
- 4) 須賀堯三, 高橋晃 (1979) : 一次元二層不定流の数値計算, 第24回海岸工学講演会論文集, pp. 369-374.
- 5) 玉井信行, 菅 和利 (1982) : 密度, 運動量の分散を考慮した塩水くさびの解析法について, 水理講演会論文集, 26, pp. 519-525.
- 6) Arons, A. B. and H. Stommel (1951) : A mixing length theory of tidal flushing. Jour. Amer. Geop. Un., 32, pp 419-421.
- 7) Holley, E. R., Harleman, D. R. F. and Fischer, H. B. (1970) : Dispersion in Homogeneous Estuary Flow, HY. 8, ASCE, pp. 1691-1709.
- 8) Shi-igai, H. (1965) : On the resistance coefficient at the interface between salt and fresh water, Trans. JSCE, No. 123, pp. 27-31.
- 9) 浜田徳一 (1966) : 密度流の問題 (1), 第13回海岸工学講演会講演集, pp. 259-262.
- 10) 金子安雄 (1966) : 2層流境界面抵抗係数の一例, 第13回海岸工学講演会講演集, pp. 263-267.
- 11) 中村 宏 (1970) : 河口密度流に関する二, 三の問題, 第17回海岸工学講演会講演集, pp. 361-367.
- 12) 須賀堯三, 高橋晃 (1971) : 塩水くさびに関する大型水路実験による二・三の考察, 第26回年次学術講演会講演集, II, pp. 137-140.
- 13) 須賀堯三, 高橋晃 (1976) : 淡塩二層流の連行係数, 第31回年次講演会講演集, II, pp. 383-384.
- 14) 玉井信行, 浅枝隆 (1978) : 淡塩2層流境界面における抵抗係数について, 土木学会論文報告集, 第271号, pp. 67-81.
- 15) 椿東一郎・小松利光 (1978) : 2次元表面密度噴流における流れの特性と連行現象, 土木学会論文報告集, No. 273, pp. 69-81.
- 16) 浅枝隆・玉井信行 (1979) : 成層流界面における混合の特性について, 水理講演会論文集, 第23卷, pp. 381-386.
- 17) 福岡捷二 (1972) : 蛇行流における分散係数の予測水理講演会講演集, 16, pp. 1-6.
- 18) 村本嘉男・道上正規・中川芳一 (1976) : 開水路流れの縦分散に関する考察, 水理講演会論文集, 20, pp. 133-139.
- 19) 室田 明, 李 吉永 (1980) : 断面内二次流を考慮した分散係数に関する研究, 水理講演会論文集, 24, pp. 307-312.
- 20) 綾史郎・岩佐義朗・戸田圭一 (1981) : 河川における移流分散実験データの解析, 水理講演会論文集, 25, pp. 423-432.
- 21) 池谷毅・玉井信行 (1984) : 長方形断面蛇行水路における分散現象, 水理講演会論文集, 28, pp. 277-282.
- 22) Dake, J. M. K. and D. R. F. Harleman (1966) : An Analytical and Experimental Investigation in lakes and Ponds, MIT Report, No. 99, 1966.
- 23) Huber, W. C., D. R. F. Harleman and P. J. Ryan (1972) : Temperature prediction in stratified reservoirs, Proc. of ASCE, Vol. 98, HY-4, pp. 645-666.
- 24) 岩佐義朗・井上和也・野口正人 (1973) : ダム貯水池の成層化過程, 京都大学防災研究所年報, No. 16B, pp. 495-503.
- 25) 安芸周一・白砂孝夫 (1975) : 貯水池流動形態のシミュレーション解析その1, 発電水力, No. 134.
- 26) 岩佐義朗・野口正人・児島彰 (1975) : 貯水池内の水温成層予測法について, 京都大学防災研究所年報, No. 18B, pp. 565~573.
- 27) 白砂孝夫・宮永洋一 (1977) : 貯水池内の濁度の二次元解析, 第32回土木学会年次学術講演会講演概要集, pp. 336-337.
- 28) 芦田和男・江頭進治 (1976) : 密度躍層のある場における濁水の挙動に関する研究(2), 京都大学防災研究所年報, No. 19B, pp. 311-327.
- 29) 岩佐義朗・松尾直規 (1981) : 貯水池水理の解析モデルとその水温予測への適用, 土木学会論文報告集, No. 308, pp. 59-68.
- 30) 森北佳昭 (1987) : 貯水池流れと水温・濁度の二次元数値解析モデル, 第31回水理講演論文集, pp. 521~526.
- 31) 福嶋祐介 (1988) : 乱流モデルによる傾斜壁面密度噴流の解析, 土木学会論文集, No. 399, II-

- 10, pp. 65-74.
- 32) 道奥康治・辻本剛三・宮本仁志(1993) : 吹送密度流の流動・混合特性, 水工学論文集, 第37巻, pp. 293-298.
- 33) 尹鐘星・中辻啓二・村岡浩爾(1995) : 風応力作用下の成層水域における密度界面の挙動および混合特性 -水理実験と数値実験-, 水工学論文集, 第39巻, pp. 811-818.
- 34) 坪野考樹・仲敷憲和・松梨史郎・坂井伸一・丸山康樹(1997) : 複数管から放出された水平重力噴流に関する数値シミュレーション, 水工学論文集, 第41巻, pp. 295-302.
- 35) 錢新・石川忠晴(1998) : $k-\epsilon$ モデルによるDI型連行現象の再現性について, 土木学会論文集, No. 593, II-43, pp. 177-182.
- 36) 坂井伸一, 松梨史郎, 仲敷憲和, 坪野考樹, 丸山康樹(1997) : 3次元 $k-\epsilon$ モデルによる沿岸域における水平重力噴流の計算, 水工学論文集, 41, pp. 303-310.
- 37) 錢新, 石川忠晴, 西部隆宏(1997) : 霞ヶ浦高浜入りにおける日成層形成時の湾水交換の数値シミュレーション, 海岸工学論文集, 第44巻, pp. 1051-1055.
- 38) 梅田信・横山勝英・石川忠晴(1999) : 七ヶ宿貯水池における洪水時の濁質の流動, 堆積過程に関する観測と数値解析, 水工学論文集, 第43巻, pp. 599-604.
- 39) 岩佐義朗, 井上和也, 田中靖(1982) : 河口感潮域の流れと拡散の数値シミュレーション, 京都大学防災研究所年報, No. 25B-2, pp. 585-596.
- 40) 岩佐義朗, 井上和也, 吉村義朗(1986) : 大川における塩分遡上の解析について, 京都大学防災研究所年報, No. 29B-2, pp. 539-548.
- 41) 井上和也, 田中正博(1993) : 3次元モデルによる塩水遡上の解析, 水工学論文集, 第37巻, pp. 319-324.

4.2 河口沿岸域における底質輸送に着目した水環境に関する既往の研究成果と概要

4.2.1 河口沿岸域でのシルテーション問題

水域には常に陸域から多くの懸濁物質が河川を通じて流入している。輸送される懸濁粒子群は、水中の汚濁物質を吸脱着させながら水域に滞留したり、あるいは静穏域において底面に沈積する。このように底泥から巻き上げられた微細粒子群が静穏域において沈降・堆積する現象を一般にシルテーション(siltation)と呼ぶが、シルテーションは立場の違いによってその評価が異なる。

物理学的な見方をすれば、シルテーションは航路・泊地の埋没、河口閉塞、河道断面の狭小化といった港湾・河川の維持管理問題をもたらす。入江ら¹⁾によれば、シルテーション問題の多くは、海上交通の拠点となっている東南アジアや中南米などの開発途上国において深刻であり、大水深による港湾の近代化は、シルテーションによって大きく阻まれ、港湾管理維持費の多くが航路埋没対策費に充てられている現状を報告している。一方で、化学・生物学的見方をすれば、浮遊懸濁物質が底面に沈積するということは、水中の懸濁物質が除去されるために水質学的には浄化される。砂質表層部3cm程度及び底泥表層部から1cm程度では好気状態を保っており²⁾、有機物の分解が活発に行われる生物活性の高い部分となっている。このようにシルテーションによって、生物活性が高い底質へ水中の有機物を供給し、底質表層及び内部においてそれら供給物質の質変換をもたらしている。また、谷本ら³⁾は、底面上に形成される高濃度の浮泥層が巻き上げと沈降を繰り返す過程で、そこに存在する有機物の50%~80%が分解されると報告している。すなわち、内湾浅海域に堆積した凝集性底質、いわゆる底泥の巻き上げや沈降が水質や生態系に及ぼす影響は物理的・化学的・生物学的なそれぞれの見地から重要な因子であり、湾内の水質モデルの構築からも欠かすことのできないプロセスである。

このように、粘着性を有する底泥の輸送機構に関する研究のきっかけは、河口沿岸域での人間活動の活発化にともなう陸水境界域での開発が盛んとなってきたことによるものである。これにより、水路、河道、港内といった場所での凝集性底質の巻き上げ・沈降・堆積、波の浅水変形、そして生態学的影响を受けやすいエスチャリーでの底質汚染の制御手法を理解する必要性が生じてきた。

4.2.2 底泥・浮泥・懸濁物質の輸送過程の特性

柔らかい底泥が広く堆積した河口沿岸域や河道側面部において、ある水理条件下、底泥の巻き上げが生じ、巻き上げられた懸濁物質が分散・輸送され、フロック形成に続き沈降が可能な静穏な水域あるいはそのような条件のときに沈澱する。底面近くまで沈降してきた粒子は、そのまま底面に沈降・堆積して底泥となることもあれば、底面近くに存在する高濃度の浮泥となって、容易に水底を移動し、そこで沈積することもある。底泥・浮泥・懸濁物質間の輸送プロセスは、図4・2・1のようにまとめられる。この図に示しているように、底泥(muds)が巻き上げられて移動する形態には、大きく分けて二つある。一つは、底泥面から巻き上げられた微細粒子が水と混合した懸濁液(suspension, suspended solids)で、これは水中内に浮遊している状態にある。これらは水中で混合された状態にあり、移流によって水塊内を輸送される。もう一つは、懸濁液の沈降あるいは底泥面からの巻き上げによって底泥面上にある層厚をなして浮遊しつつも、高濃度で非常に流動性に富んだ、いわゆる浮泥(fluid mud)の状態である。この層内ではその高粘性のため乱れは抑制され、急激な速度変化をもたらす。図4・2・2は、比較的高濃度の懸濁液を有したエスチャリーでの典型的な濃度分布と流速分布である⁴⁾。このような底泥の形態変化について、彼らは、濃度Cによって次のように分類した。すなわち、 $C < 1 \text{ g/l}$ に対しては「mobile suspension」、 $C > 10 \text{ g/l}$ に対しては「fluid mud」とした。Fluid mudはさらにmobile fluid mudとstationary fluid mudに分けている。Fluid mudの下層にはcohesive bedが存在し、これとfluid mudとの境界は、土粒子構造の発達と有効応力の発現の有無によるとしている。また、懸濁物質の底泥化には、必ず浮泥化というプロセスを考えに入れなければならない。この浮泥化の過程、すなわち高濃度浮

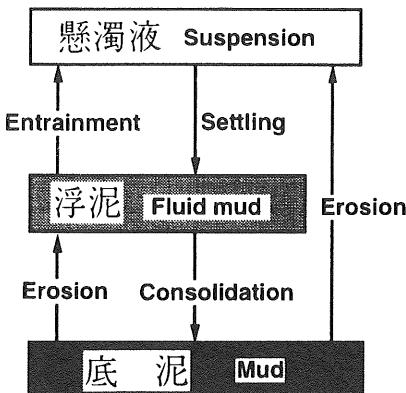


図4・2・1 底泥・浮泥・懸濁物質の輸送プロセス^{3,5)}

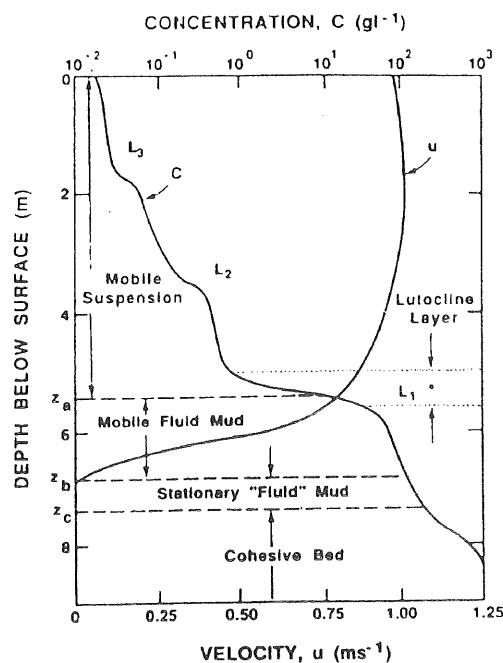


図4・2・2 高濃度懸濁液を有するエスチャリーでの典型的な濃度分布と流速分布⁴⁾

泥層の形成、流動および消滅は、ここ数年の研究成果からシルテーションにかかわる重要な要因として注目されている（例えば、Smith and Kirby⁵⁾）。

二渡⁶⁾は強混合型感潮河川の佐賀県六角川において経時的な懸濁液濃度の鉛直分布を河道方向20数kmにわたって調査している。図4・2・3は六角川での現地調査地点（◎印）とガタ土の堆積している様子を示したものである。その結果、底泥からの巻き上げや懸濁粒子の沈降によって下層部に高濃度水塊（Turbidity maximum）が形成され、潮の干満とともに河道方向数十kmも移動していることがわかった。このとき、高濃度水塊の最高濃度が出現するのは、満潮時に河口から17kmの地点と干潮時に河口から5kmの地点であった（図4・2・4）。また、二渡⁶⁾は、これら懸濁物質輸送現象のモデル化と数値計算を行っている。これは、懸濁物質の巻き上げ、沈降及び浮泥を考慮し、六角川が強混合型であることから一次元不定流二層モデルとして解析したものである。図4・2・5は河川感潮部でSS濃度の縦断分布の経時変化を示したものである。図より、SS高濃度水塊が潮の干満に応じて流れ方向に輸送されている。特に、SS高濃度水塊の出現域は上流域から中

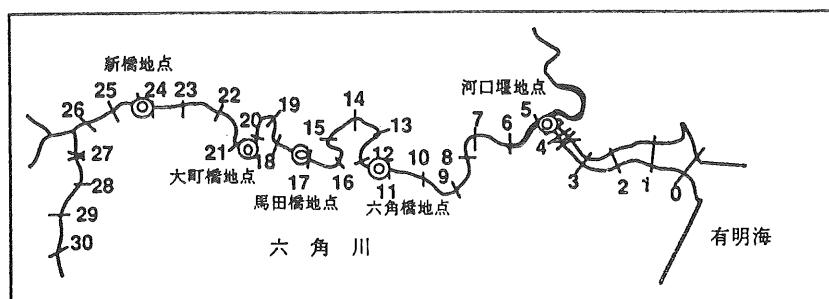


図4・2・3 佐賀県六角川現地調査地点⁶⁾

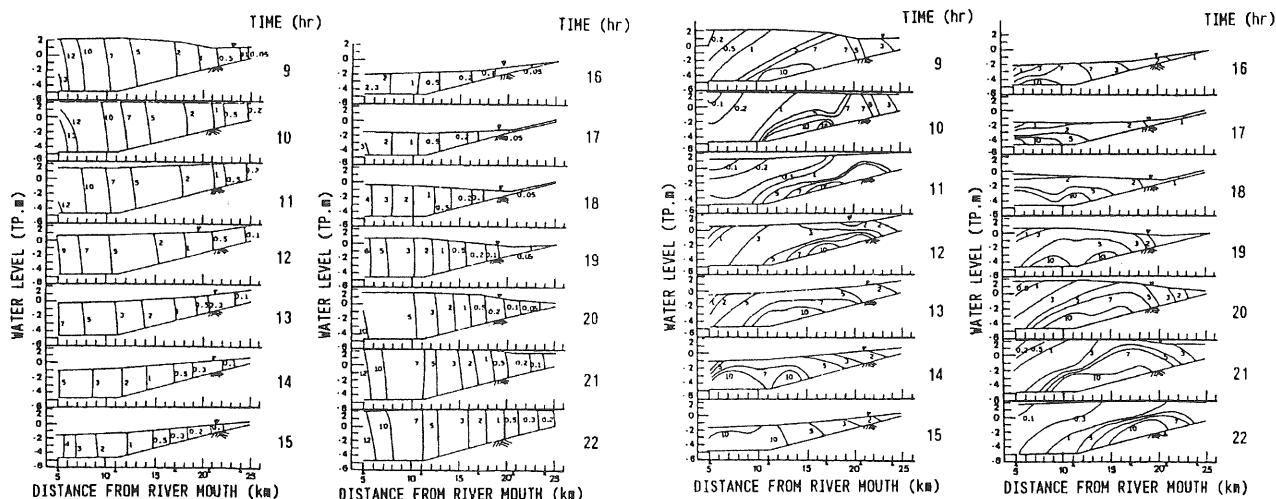
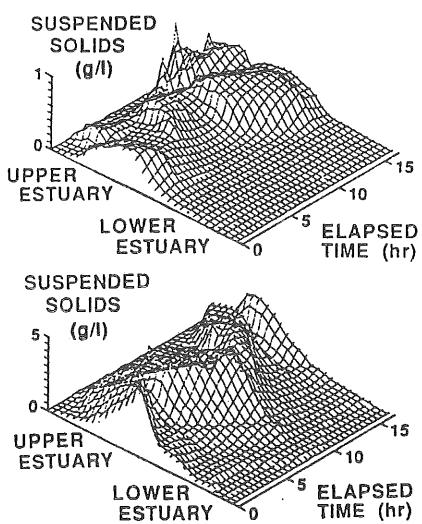


図4・2・4 1983年11月20日における六角川縦断方向のCL濃度（左）とSS濃度（右）⁶⁾

流域にかけてとなっている。図4・2・6は浮泥及び底泥の縦断分布の経時変化である。この図から、大潮～小潮周期を通して堆積底泥の河道方向への輸送が生じ、各地点での流況・地形に応じた堆積量となっている。

一般に、河道内における高濃度水塊の輸送については次のような説明がなされている⁷⁾。すなわち、水位昇降の変動パターンが対称的であれば河道方向の物質輸送は正味0となるが、実際には潮流が河川をさかのぼってくると、流水断面積の減少などから非対称性が生じる(図4・2・7参照)。その結果、平均流速の大きい上げ潮時の方が下げ潮時よりも粒子の移動量が増加し、水底粒子の遡上が促進される。一方、Postma⁸⁾は潮流の非対称性がない場合でも、堆積粒子が上流へ移動しうることを示している(図4・2・8参照)。上図中



上；小潮時、下；大潮時
図4・2・5 SS濃度縦断分布の数値計算結果⁶⁾

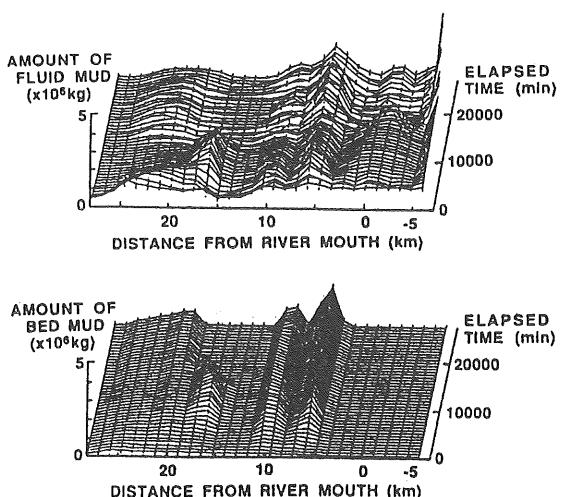


図4・2・6 六角川での浮泥及び底泥の縦断分布の数値計算結果⁶⁾

の破線は河口から上流に向かう潮流流速線であり、実線は水粒子の運動を示している。下図の実線は固体粒子、破線は水粒子の軌道を示しており、正味、上流側へ移動する様子が描かれている。

4.2.3 底泥・浮泥の特性

[1] 底泥の性質

「底泥」という言葉は、「底質」、「汚泥」あるいは「ヘドロ」と呼ばれることがある。茂庭⁹⁾によれば、1980年代からは「底質」よりも「底泥」を使う研究者が多くなってきたようである。「汚泥」は、産業廃水

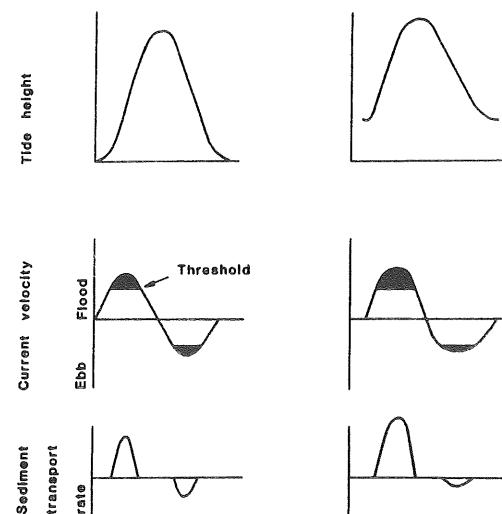


図4・2・7 潮汐の遡上による非対称性の出現と堆積粒子の再移動⁸⁾

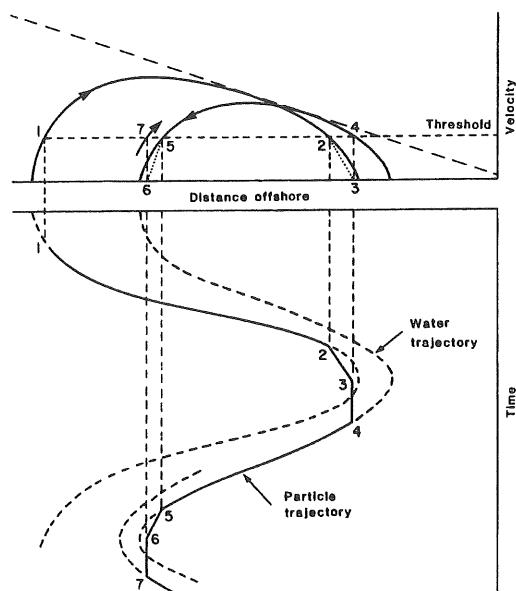


図4・2・8 堆積粒子の遡上メカニズム⁸⁾

や生活雑排水などによって汚染されたものというイメージが強い。また、「ヘドロ」は、1970年代の我国の産業の急速な発展過程で生じた、いわゆる公害がクローズアップされる中で頻繁に使用されてきた。建設省の報告書¹⁰⁾では、有機物、水分、粘土含有率の特に高い底泥をヘドロと定義している。同様に、底泥の定義も、各研究者によってまちまちであり、明確に統一されてはいない。一般には、「海域、河口、湖沼、湾奥の底に堆積する軟弱な泥」のことを指すことが多い。その他にも、「緩やかな河川、運河、港湾などの水底に存在する柔らかな汚泥」¹¹⁾、「自然的・人工的要因によって発生した微細粒子が、水底表層上に浮遊堆積したもの」¹²⁾、「粘土やシルトの大きさの粒子が多数凝集した状態の粘着性混合物」¹³⁾、あるいはもう少し狭い意味で定義するならば二渡⁶⁾が述べたように、「水中に浮遊した懸濁物質が、底面に沈積し、流体のように変形しない」ものといった定義もなされている。

この底泥の輸送を論じるときに上層水中に巻き上げられた浮遊懸濁物質の総量や底泥面から底泥粒子が上層水層内へ取り込まれる速度を定式化することは、底泥輸送のシミュレーションでのsource項に寄与している。流れによる底泥の巻き上げや沈降に関するフラックスの表示式は、1980年代までに多くの研究者によって一応の成果がとりまとめられている（例えば、Mehta et al.¹⁴⁾、海田¹⁵⁾）。しかしながら、底泥粒子が微細な粘土・シルト粒子群で構成されているために、砂粒のようにその流体力と重力のみの作用では処理できず、凝集力や粘着力といった粒子相互間での作用を考慮する必要が生じる。粒子間の粘着力に起因するものとしては、それぞれの底泥を構成する粘土の種類や粒径、粒子間構造、塩分濃度、吸着陽イオン、有機物質等の様々な要因が挙げられる。このことが非凝集性粒子からなる底質輸送と比べて、凝集性粒子からなる底泥の輸送問題を複雑にしている重大な要因となっている。

また、底泥の性質を土質工学的分野から眺めると、その性質の表現方法として、塑性限界、液性限界、塑性指数、鋭敏比、間隙比、含水比、粘度、密度、粒度分布などが挙げられる。そして、これらの指標は底泥の性質を表現する重要な要素として採用される。

[2] 浮泥の性質

図4・2・1で示したように、底泥が巻き上げられたあとは、2つの形態をとる。一つは、浮遊懸濁液で、もう一つは、浮泥である。浮泥は底泥と浮遊懸濁液との中間状態に位置し、いわばこれらの遷移過程で形成されるもので、底泥からの巻き上げや浮泥界面からの

連行によってその層厚を変動させるものと考えられる。この浮泥層がどのくらいの濃度で、どのくらいの層厚を維持しているかを知ることは、シルテーションの定量化を行う上できわめて重要な問題である。また、水中に有機汚濁物を吸着させて沈降すれば、高濃度の有機汚濁源ともみなされる。

Einstein and Krone¹⁶⁾は高濃度懸濁液が粘性の性質を発現させる限界の濃度を10g/lであることを考慮し、これを浮泥の下限濃度値とした。また、多くの研究者が界面沈降（hindered settling）が生じ始める濃度をそれとみなした。運輸省第四港湾建設局・九州大学¹⁷⁾は軟弱底質の沈降後における変化特性の解析を行った。この実験は、熊本港で採取した底泥を海水と混合させ、所定の濃度の懸濁液に設定したのち、これを内径0.215m、高さ3mのアクリル樹脂製の沈降筒に注入して行われた。実験結果から得られる固体分率（1 - ε）と有効応力P_s/ρ_sgとの関係から、(1 - ε)=0.012付近で有効応力が増加し始め、このとき粒子間接触の発現と有効応力の伝達が生じ始めることを指摘している。粒子密度ρ_s=2610kg/m³としてこのときの濃度Cを換算すると、C=(1-ε)ρ_s=0.012×2610=31.3kg/m³=31.3g/lとなる。Odd¹⁸⁾は浮泥を微細粒子群の凝集懸濁液と定義し、その濃度を60g/l～120g/lとした。特に75g/l程度の値の時に現地で浮泥として報告されることが多いとも述べている。また、彼らは流動泥（mobil fluid mud）と沈泥（stationary fluid mud）の境界を150g/l、浮泥としての上限値を250g/l程度であるとした。Ross and Mehta⁴⁾は、沈泥とその下に堆積した底泥（cohesive bed）との境界では、土粒子間構造の変化と有効応力が作用し始めることを指摘し、このときの濃度がおよそ220g/lであることを示した。

浮泥層厚の測定によく用いられる方法として「音響測深器とレッドの併用」や「2周波成分の音響測深器による方法」などがある。前者は200kHzの周波数成分を持つ音響測深器から検出される面までの距離を浮泥層上側界面、5ポンドレッドによって検出される面までの距離を浮泥層下側界面として、両者の差から浮泥層厚を求めるものである¹⁹⁾。後者は、200kHz程度の高周波数によって検出される反射面と30kHz程度の低周波数によって検出される反射面との差によって浮泥層厚を算出するものである。Kirby²⁰⁾、Odd⁷⁾やSmith and Kirby⁵⁾は、音響測深器や光学式濁度計による濃度分布の測定結果から、比較的高懸濁域では浮泥層厚が数mの厚さになることを示している。

4.2.4 懸濁物質の沈降特性

土木工学において、振動流場での粒子沈降速度に関する研究は、粒子を剛体として取り扱い、土砂の浮遊や物質輸送に用いられる各種パラメータ（拡散係数など）との関係について評価されることが多い（例えば、香取・本間²¹⁾、Hwang²²⁾、関根・吉川²³⁾）。また、衛生工学においては浄水あるいは下水処理過程でみられるフロックの形成・破壊といった挙動についての検討がなされている（例えば、丹保・渡辺²⁴⁾、楠田²⁵⁾、松尾²⁶⁾）。粟谷・楠田^{27), 28)}は、フロックの衝突効率について単粒子沈降の場合と剪断粒中での場合について理論的検討を行った。これによると、単粒子沈降・剪断流中でもフロックの透水性がフロックの衝突成長に大きく影響し、同じフロックでも沈降時よりも剪断粒中にある方が衝突効率が大きくなることを示した。なお、水底近くでは流速勾配の影響からフロックが破壊されやすく、破壊された粒子は再び上層水中へ移行し、再度フロックを形成し沈降するという一連の過程がある²⁹⁾。

一方、河口沿岸域での粘着性の泥の沈降に関する物理的な特性についてはOwen³⁰⁾による研究が詳しい。彼は泥の沈降速度がフロッキュレーションに大きく影響されることや溶液の濃度、塩分、沈降距離といったものが沈降速度に及ぼす影響を調べた。また、できるだけ自然に近い状態での沈降速度を測定する必要があることから、Owen Tubeを開発した。Smith and Kirby⁵⁾は従来の研究をもとに泥の沈降速度式について、濃度により3つの領域に分けて表示した。

4.2.5 流れによる底質輸送機構の概略

流れによる底泥の輸送機構については、かなり研究がなされている。古くは、粘着性底質を有する水路での実験的な結果に基づくものが多い。その後、底泥の巻き上げに関する限界底面剪断応力やこれに関わる土質力学的特性であるバーン剪断強度、ビンガム降伏値を用いたもの、あるいは、塩分といった環境因子との関係を用いて底泥輸送、特に巻き上げへの影響を実験的に検討したもの、さらには、底面剪断応力の変動を考慮し、底泥粒子の移動から巻き上げ速度の定式化を試みたものへと展開されている³¹⁾。以下、海田ら¹⁴⁾、二渡⁶⁾による研究成果を基に底泥の巻き上げに関して概略する。

水底に堆積する底泥に大きな掃流力が作用すると、底泥は上層水中に巻き上げられ、流れの状況に応じて輸送あるいは沈降・堆積する。海田ら³¹⁾によると、円

形水路を用いた室内実験において底面剪断応力とSS濃度との関係が示されている（図4・2・9参照）。ここで、両者の関係を模式的に示すために、①巻き上げが始まる限界底面剪断応力 (τ_{ce1})、②巻き上げが継続し得なくなる限界底面剪断応力 (τ_{ce2})、③巻き上げられた懸濁粒子のうち最も粗い粒子群が沈降を開始する最大の底面剪断応力 (τ_{cd1})、④全ての粒子が沈降してしまうとみなせる最大の底面剪断応力 (τ_{cd2})、を用いている。図4・2・9では周期的な底面剪断応力の増減とともにSS濃度が右回りのループを描くように増減している。ただし、底面剪断応力が最大あるいは最小の時にSS濃度がそれぞれ最小・最大とはならず、時間的に遅れて出現している。これは、底面剪断応力が最大となったのちに減少する間も底泥には巻き上げ限界底面剪断応力を超えた剪断応力が作用し続けていることに起因している。すなわち、実現象としての河川感潮部でも同様の輸送現象の遅れが予想される。これについては二渡⁶⁾による現地調査の結果がこれを証明している。

底泥の巻き上げ過程について、海田ら³¹⁾の結果をもとに二渡⁶⁾は図4・2・10のようなイメージ図を描いている。また、巻き上げ速度を規定する式として多くの式が各研究者によって提案されている。一般的には、底面に作用する剪断応力と底泥の剪断強度との関係を利用したものが多い。ただし、それだけで定義された条件やこれらの式が時間的に変化しないことなどの前提により実験的に導出されていることには注意が必要である。例えば、試料に用いた底泥が過去に受けた履歴を乱す、もしくは考慮せずに算定したものは、初期に想定した底泥含水比、土粒子間構造および剪断強度といった分布が初期のものとかなり異なっている可能性がある。

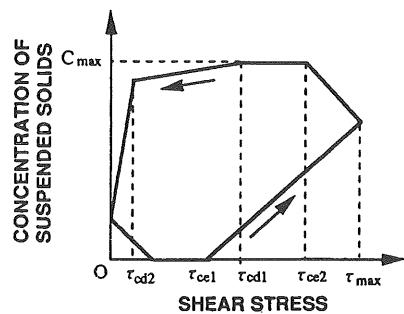


図4・2・9 底面剪断応力とSS濃度との関係³¹⁾

底泥名	巻き上げ形態を分類する含水比w (%)		
	w<180	180<w<480	480<w
カオリン	w<180	180<w<480	480<w
筑後川底泥	w<200	200<w<350	350<w
高松泥	w<230	230<w<350	350<w
巻き上げ形態	A	B	C

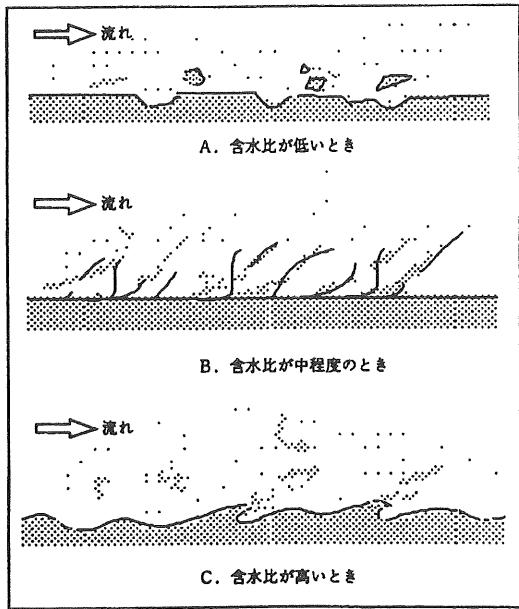


図4・2・10 流れ場での含水比による巻き上げ形態の分類図（海田ら³¹⁾, 二渡⁶⁾による）

4.2.6 波動下における底泥輸送機構の概略

運輸省第四港湾建設局³²⁾は、国内のシルテーション研究のきっかけとなった熊本新港建設に際し、航路埋没現象の解明のための事前調査を実施した。その報告書は、①底泥の巻き上げに関係する外力としては波による振動流が最も重要であり、潮流は浮遊土砂の移流に寄与していること、②波が静穏であるときよりも時化時のように波の荒いときに海水の濁度は増加し、底

面近傍に高濃度の浮泥層を形成させ、これが航路埋没に大きな影響が及ぼしている可能性があることなどを明らかにした。また、楠田ら³³⁾は、現地底泥を用いた巻き上げ実験から、波による底泥の巻き上げ限界底面剪断応力 $\tau_{ce,w}$ が、流れによる巻き上げ限界底面剪断応力 $\tau_{ce,f}$ よりも小さくなることを示した。これも底泥の巻き上げにとって、波による効果が流れによる効果よりも大きいことを示唆している。さらに、Mehta and Maa¹³⁾は波による底泥の巻き上げによって形成される浮泥（fluid mud）の挙動の重要性を指摘している。一般的に、波動下の場合も流れの場合と同じように底泥の巻き上げ速度に関しては、底面剪断応力と剪断強度との関係を用いて表すことが多い。また、浮泥の巻き上げ速度（連行速度）は、底泥のそれとは異なり、代表流速の3乗に比例して増加する傾向にあることが指摘されている³⁴⁾。このように、波動場での底質輸送は、一方向流場のそれとは、輸送機構を異にするものと考えられる。

図4・2・11は底泥面上に作用する外力として、底面剪断応力 τ を用い、この継続時間 T_e との関係について概略したものである³⁵⁾。なお、ここでは、底泥輸送の現象をより理解しやすくするために、沈降限界底面剪断応力 τ_{cd} は最大粒径の沈降限界底面剪断応力 τ_{cd1} と等しく、また、巻き上げ限界底面剪断応力 τ_{ce} は全沈降限界底面剪断応力 τ_{cd2} と等しいと仮定する。このとき、各強度の剪断応力の継続時間によって次のような5つのパターンが形成される。

a(0~ T_1)：底面剪断応力 τ は未だ巻き上げ限界値を越えておらず、巻き上げは開始しない。

b(T_1 ~ T_2)：波高の増加とともに底面剪断応力が増加し、巻き上げ限界底面剪断応力を越えることで、巻き上げが開始し、急激に層内に巻き上げられる量が増加し、底面近傍に高濃度の浮泥層が形成されるとともに、

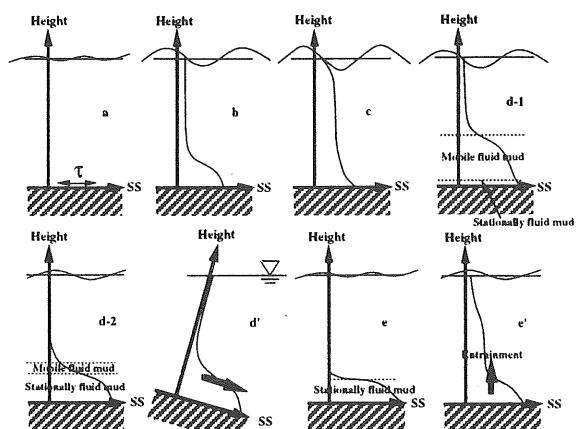
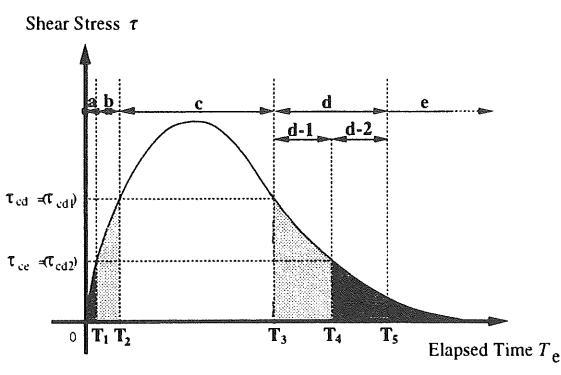


図4・2・11 波動下での底泥輸送形態の概略図³⁵⁾

巻き上げられた懸濁物質はさらに上層へと輸送されていく。ただし、ある程度巻き上げが継続されると、底泥面からの巻き上げ量は底泥表層部の硬化とともに低下する。

c ($T_2 \sim T_3$) : 作用する底面剪断応力が最大粒径の沈降限界底面剪断応力を超過した状態で、ここでは全ての懸濁物質が浮遊した状態にあり、明瞭な形での高濃度の浮泥層は形成されない。また、このとき、潮流などの流れが存在すると、浮遊懸濁物質は遠方まで輸送されることになる。

d ($T_3 \sim T_5$) : 高濃度の浮泥層が形成される。底泥面上に形成される浮泥は、波による質量輸送により波の進行方向に輸送され、航路などの埋没を引き起こす要因となる。

・d-1 ($T_3 \sim T_4$) : この領域では巻き上げと沈降が同時に存在し、底面には高濃度の浮泥層が形成され、特に流動しやすい浮泥の形成が見られる。

・d-2 ($T_4 \sim T_5$) : 作用する剪断応力が巻き上げ限界値、すなわち全沈降限界底面剪断応力値を下回った状態ではあるが、すぐには圧密・底泥化はしない。また、浮泥の流動はし難いが、ひとたび外力が作用すると容易に巻き上げ・連行・流動が生じる。ただし、このときの限界値は初期に想定した τ_{ce} よりも小さな値になる。

・d' : d-1もしくは d-2 の状態が河床勾配を有する場で生じた場合で、この場合、高濃度の浮泥は斜面上を重力の作用のもと流下することになる。ただし、この状況が発達しながら継続するかあるいは収束しながら停止するかはそのときの濃度や斜面勾配などに依存する。

・e ($T_5 \sim$) : 圧密・底泥化が顕著に現れ始める領域とみなされる。ただし、この状態で剪断応力が作用し始めると a での巻き上げよりも早く、巻き上げられる。すなわち、このときの巻き上げ限界底面剪断応力は τ_{ce} よりも小さな値となる。

・e' ($T_5 \sim$) : これは e から、波高の大きな波が作用し始めた状態を表したもので、底泥面からの巻き上げではなく、界面からの連行が生じ、上層水層内へ懸濁物質を輸送する。

ここでは各素過程をもとに、作用する外力（剪断応力）とそれが作用し続ける時間との関係について図化した。なお、流れによる底泥の巻き上げ過程を模式化した図と同様に、波動下でのそれを図4・2・12に示す³⁶⁾。まず a のように棒状の粒子が多数詰まった状態を考える。波の作用によって底泥表層が b のように矢印の向きに力が加えられたとすれば、次の過程では a から c のように隙間が生じ、その間隙に海水が容易に進入する

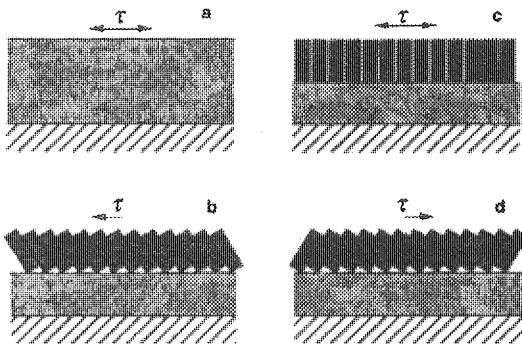


図4・2・12 波動下での底泥巻き上げ形態のイメージ図³⁶⁾

ことができ、底泥表層部の含水比の上昇を説明できる。さらにこの繰り返しを何度も行うことで、粒子間の整然とした並びが崩れ、多数の凸凹を持つ表面が形成される。この部分が削られることで底泥粒子が巻き上げられる。このように、b→c→d→c→bを一つのパターンとして繰り返し、棒状の底泥が巻き上げられてしまうと、次の新しい棒状表層が生まれることになる。一方、周期変動する底面剪断応力とともに主応力の回転により底泥が圧密されて、底泥表層部にクラックが入り、その結果として粒子間構造が底面剪断応力に耐えうる強度を有し、時間の経過とともに同一剪断応力下では巻き上げられにくくなり、実験結果とも一致する。

参考文献

- 1) 入江 功・村上和男・鶴谷広一(1991) : シルテーションによる航路・泊地埋没の水理機構に関する研究, 土木学会論文集, No. 438/II-17, pp. 1-12.
- 2) 楠田哲也編著(1994) : 自然の浄化機構の強化と制御, 技報堂出版, p. 166.
- 3) 谷本照巳・川名吉一郎・塩沢孝之・星加章(1990) : 海底境界域における沈降・再懸濁, 沿岸海洋研究ノート, 第28巻, 第1号, pp.25-33.
- 4) Ross, M.A. and Mehta, J.A. (1989) : On the mechanics of lutoclines and fluid mud, Journal of Coastal Research, Special Issue No. 5, pp. 51-62.
- 5) Smith, T.J. and R. Kirby (1989) : Generation, stabilization and dissipation of layered fine sediment suspensions, Journal of Coastal Reserch, Special Issue No. 5, pp. 63-73.
- 6) 二渡 了(1993) : 強混合河川感潮部における物質輸送と水質変換に関する研究, 九州大学学位論文, 168p.
- 7) Dyer, K.R.(1988) : Fine sediment particletransport in estuaries, In:Physical processes in estuaries (J. Drokers, W. van Leussen eds.) , Springer-Verlag, pp.

- 5) Smith, T.J. and R. Kirby (1989) : Generation, stabilization and dissipation of layered fine sediment suspensions, Journal of Coastal Reserch, Special Issue No. 5 , pp. 63-73.
- 6) 二渡 了(1993) : 強混合河川感潮部における物質輸送と水質変換に関する研究, 九州大学学位論文, 168p.
- 7) Dyer, K.R. (1988) : Fine sediment particletransport in estuaries, In:Physical processes in estuaries (J. Drokers, W. van Leussen eds.) , Springer-Verlag, pp. 295-310.
- 8) Postma,H. (1967) : Sediment transport and sedimentation in the estuarine environment. In G. H. Lauff (ed.) , Estuaries IV., pp. 158-179.
- 9) 茂庭竹生(1993) : 底質とは, 水環境学会誌, Vol. 16, No. 2 , pp. 70-73.
- 10) 建設省霞ヶ浦工事事務所(1973) : 霞ヶ浦水質保全対策調査報告書 (中間報告), pp. 28-104.
- 11) 内田一郎(1978) : 浮遊ヘドロの問題点とその展望, 土と基礎, 26-1 , pp. 3-6 .
- 12) 嘉門雅史(1978) : ヘドロの工学的性質について, 土と基礎, 26-1 , pp. 19-24 .
- 13) Mehta, A.J. and P.Y. Maa (1986) : Waves over mud: modeling erosion, 3 rd International Symposium on River Sedimentation, The Univ. of Mississippi, pp. 588-601.
- 14) Mehta, A.J. , T.M. Par' nure, J.G. Dixit and R. Ariathurai (1982) : 'resuspension potential of deposited cohesive sediment beds, in : Estuarine Comparisions, Kennedy, U.S. (ed.) , Academic Press, New York, pp. 591-609.
- 15) 海田輝之(1989) : 底泥の巻き上げと懸濁物質の沈降に関する研究, 九州大学学位論文, 185p.
- 16) Einstein, H A. and R.B. Krone (1962) : Experiments to determin modes of cohesive sediment transport in salt water, Journal of Geophysical Reserch, Vol. 67, No. 4 , pp. 1451-1461.
- 17) 運輸省第四港湾建設局下関調査設計事務所・九州大学工学部水工土木学教室下水工学研究室(1987) : 軟弱底質の沈降後における変化特性解析研究報告書, pp. 11-26.
- 18) Odd, N. V. M. (1988) : Mathematical modeling of mud transport in estuaries, Physical processes in estuaries (J. Drokers, W. van Leussen eds.) , Springer-Verlag, pp. 503-531.
- 19) 棚橋貞明・佐々木栄三(1978) : 東京湾における汚泥 (浮泥を含む) シュンセツについて, 土と基礎, 26-1 , pp. 41-46.
- 20) Kirby, R. (1988) : high concentration suspension (fluid mud) layers in esyuaries, Physical processes in estuaries (J. Drokers, W. van Leussen eds.) , Springer-Verlag, pp. 463-487.
- 21) 香取宗和・本間仁(1984) : 粒子群の沈降速度に関する研究, 第28回水理講演会論文集, pp. 641-646.
- 22) Hwang, P.A. (1985) : Fall Velocity of Particles in Oscillationg Flow, ASCE, Vol. 111 , pp. 485-502.
- 23) 関根正人・吉川秀夫(1987) : 脈動粒中の粒子沈降特性に関する研究, 土木学会論文集, 第387号/II-8 , pp. 209-218.
- 24) 丹保憲仁・渡辺義公(1967) : アルミニウムフロックの密度に関する研究, 水道協会雑誌, 397号, pp. 2-10.
- 25) 楠田哲也(1973) : フロックの形成条件がその性質に及ぼす影響, 土木学会論文報告集, 第217号, pp. 33-39.
- 26) 松尾友矩(1974) : フロックの破壊機構と強度に関する研究, 土木学会論文報告集, 第229号, pp. 31-39.
- 27) 粟谷陽一・楠田哲也(1970a) : フロックの衝突効率について(I)-単粒子沈降の場合-, 九大工学集報, 第42巻, 第6号, pp. 829-835.
- 28) 粟谷陽一・楠田哲也(1970b) : フロックの衝突効率について(II)-剪断粒中の場合-, 九大工学集報, 第43巻, 第1号, pp. 11-15.
- 29) W. van Leussen (1988) : Aggregation of particles, settling velocity of mud flocs, , Physical processes in estuaries (J. Drokers, W. van Leussen eds.) , Springer-Verlag, pp. 348-403.
- 30) Owen, M.W. (1970) : A Detailed Study of Settling Velocities of an Estuary Mud, H.R.S.Report INT 78.
- 31) 海田輝之・楠田哲也・二渡 了・粟谷陽一(1988) : 柔らかい底泥の巻き上げ過程に関する研究, 土木学会論文集, 第39号／II-9 , pp. 33~42.
- 32) 運輸省第四港湾建設局八代港工事事務所(1987) : 熊本港埋没対策調査報告書, 404p.
- 33) 楠田哲也・山西博幸・吉見博之・二渡 了(1989) : 搅乱・不搅乱底泥の巻き上げ特性に関する研究, 海岸工学論文集, 第36巻, pp. 314-318.
- 34) 山西博幸, 楠田哲也, 崎田省吾・酒井啓範(1995) : 浮泥界面における連行現象と浮泥層の保持機構に関する研究, 海岸工学論文集, 第42巻, pp.512-520.
- 35) 山西博幸(1998) : 波動下での底泥輸送に関する基礎的研究, 九州大学学位論文, pp. 157-159.
- 36) 楠田哲也・山西博幸・川添正寿・二渡 了(1988) : 波による底泥の浮遊及び挙動に関する研究, 第35回海岸工学講演会論文集, pp. 352-356.

4.3 感潮域に分布する塩生植生の生態と立地特性（文献レビュー）

4.3.1 はじめに

本章では、「感潮域に分布する塩生植生の生態と立地特性」に関わり、研究対象となった感潮域に分布する塩生植生とその生育地である干潟を取り扱った研究論文、報告書のうち、主要なものをいくつか紹介する。

4.3.2 塩生植生に関する研究

河川が海に流入し、汽水的環境がつくられる河口付近には、しばしば干潟が形成される。こうした干潟のうち、人為的影響が少なく自然環境の保たれた干潟では、塩分に対して適応力を持った塩生植物から成る塩生植生が発達する。

日本に分布する塩生植生（塩性湿地草原ともいう）に関する植生学的研究は、地域植生誌の一環とし取り扱ったものが多く、植物社会学的に塩生植生を類型区分し、体系づけを行った研究は意外と少ない。

塩生植生に関わり最初に日本の塩生植生を類型区分し体系づけを行ったのが宮脇・大場（Miyawaki & Ohba 1969）である。彼らは、上記論文において、九州、四国、本州など気候環境的に暖温帯に位置する干潟に分布する代表的な塩生植生として、シオクグ群集、フクド群集、ホソバノハマアカザーハママツナ群集、ナガミノオニシバ群集、シバナ群集、シチメンソウ群集、ハマサジ群集を記載している。

次いで宮脇・奥田（Miyawaki & Okuda 1972）は、東京湾に流入する多摩川河口の干潟でアイアシ群集を記載している。これにより、日本の暖温帯に分布する主要な塩生植生が記載されることになる。

上記論文の中で、群集記載と同時にそれらの群落体系を明らかにしている（宮脇・奥田 1990）。最終的に確定された塩生植生の群落体系は以下の通りである。

[1] 日本の塩生植生の体系について

1) 塩性湿地草原

ウラギククラス

ナガミノオニシバオーダー

ナガミノオニシバ群団

ナガミノオニシバ群集

フクド群集

ハマサジ群集

シバナ群集

2) 塩性湿地 1年生草本植物群落

1年生アツケシソウクラス

1年生アツケシソウオーダー

1年生アツケシソウ群団

シチメンソウ群集

3) 海岸汀線有機物上 1年生草本群落

オカヒジキクラス

オカヒジキオーダー

ホソバノハマアカザ群集

ホソバノハマアカザーハママツナ群集

4) 低層湿原

ヨシクラス

ヨシオーダー

ヨシ群団

シオクグ群集

アイアシ群集

上記の群落体系に使われている植物社会学（Braun-Blanquet 1964）の用語のうち、クラスとオーダーは植物の分類学の用語でいえば科に、群団は属に、群集は種に対応するものである。従って、1) から 4) に示したクラスはそれぞれ独自の組成構造と生態的地位を持った、全く生活様式の異なる植物社会である。一方、同じクラスに位置している植生単位は比較的類縁性の高い植物社会であることを意味している。

この体系からも明らかなように、調査地区の三浦半島小網代干潟に分布する塩生植生は、低層湿原のヨシクラスに所属するシオクグ群集とアイアシ群集である。

[2] 塩生植生の帶状分布に関する研究

干潟にみられる塩生植生が、汀線から内陸側に向かって帶状に分布することが、上記論文や宮脇ほか（1975）や奥田（1978）により報告されている（図4.3.1）。こうした塩生植生の帶状分布が成立要因として、潮汐や波浪などの物理的作用と土壌や微地形などが考えられている。

しかしながら、本論で明らかにしたように土壌溶液中の塩分濃度が、塩生植生の帶状分布を規定する重要な環境要因の一つであることを論じた研究は少ない。この種の研究事例として、ワルター（Walter 1964）が熱帯気候下のマンゴロープ植生を対象とし行った研究が知られている。ワルターは、熱帯の海岸、特に泥土の堆積した河口の干潟に分布するマンゴロープ林において、汀線から内陸方向に、いわゆる帶状の植生帯が形成

される主要な原因として、土壤中の塩分濃度の違いと、それに対する植物の生理的な耐性能力の違いによることを明らかにしている（図4・3・2）。すなわちワルターは土壤溶液中の塩分濃度を浸透圧で計測し、低潮線付近ではほぼ海水と同じ値で最も低く、高潮線付近で浸透圧が最も高い値になること、さらに、こうした違いに応じて、低潮線付近では、細胞液の浸透圧の低い値を持ったマングローブ植物が、高潮線付近では高い浸透圧を持った植物が分布するなど、塩分に対する生理的耐性能力が異なることが帶状の植生帯を形成させる主要な要因とみなしている。

[3] 感潮域に分布するヨシの生態学的研究

正確には塩生植物ではないが、淡水域から汽水域に広範に分布するヨシに関する研究が多いが、塩分濃度との関係を論じた研究は少ない。

堀江ほか(1987)は、ヨシの分布を制限する環境要因の中で最も重要なのが塩分濃度であると報告している。すなわち、塩分濃度が17‰以上になると、ヨシの種子の発芽が阻害されるとしている。

栗原（1988）は、一般にヨシは淡水域から汽水域まで広い範囲に生育でき、塩分にたいしては、21.7%で生長が阻害され、24.4%が生長限界となると報告している。

小網代干潟に分布する塩生植物を構成するもう一つの主要な植物がアイアシであるが、このアイアシについては、アイアシ群集に関する記載 (Miyawaki & Okuda 1972, 宮脇ほか 1975, 奥田 1978, 宮脇・奥田 1990) はあるものの、その生態に関する研究はほとんど行われていない。

4.3.3 干潟生態系に関する研究

塩生植物の生育地となる干潟に関する研究として、干潟の定義と類型については、エコポート（海域）技術 WG 編（1998）による報告書に、また干潟の生態系については、加藤（1999）の著書に詳しく述べられている。

干渉において、地下水の重要性を明かにしたのが、Pott & Petersen (1999) の研究である。彼らは、地上だけでなく地下部でも海水と淡水（地下水）が混じり合って汽水的環境が形成されること、またこの地下水がヨ

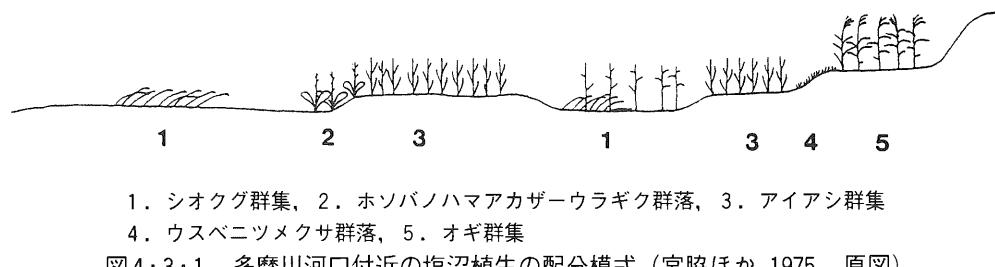


図4・3・1 多摩川河口付近の塩沼植生の配分模式（宮脇ほか 1975, 原図）

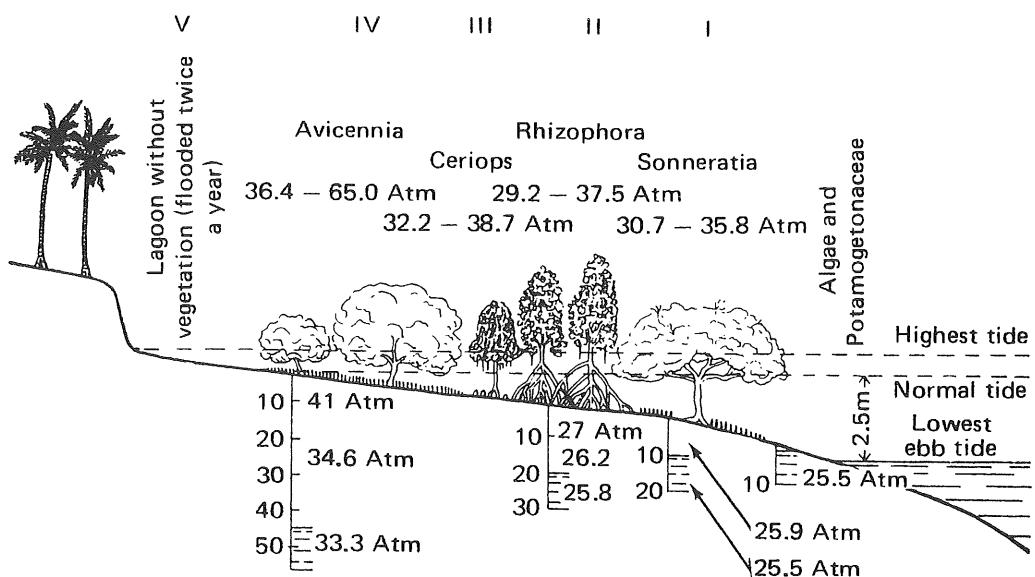


図4・3・2 東アフリカ沿岸マンゴローブ構成種の葉の細胞液および様々な深さ(cm)の土壤溶液の浸透圧(Walter 1964、原図)

シの生長に重要な役割を果たしていることなどを報告している（図4・3・3）。

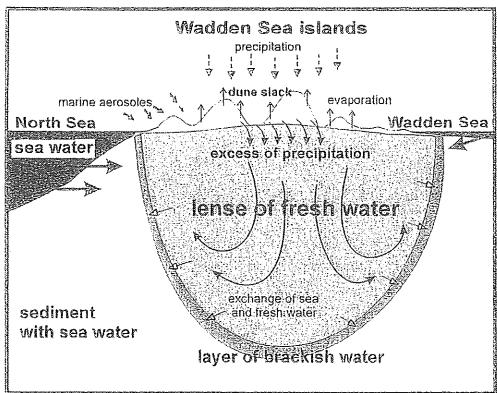


図4・3・3 ヴァーデン諸島における海水と淡水レンズの関係を示した模式図（Pott & Petersen 1999）

4.3.4 干潟生態系の保全に関する研究

干潟海域と陸域の移行帯に位置することから、そこに成立する生態系が生物多様性に富んでいることが知られている。このような干潟生態系の生物多様性とその保全の重要性を論じた研究として加藤（1999）や Pott & Petersen（1999）などがあげられる。

また、栄養塩類の吸収・固定による水質の改善などいわゆるリビングフィルターとしての干潟生態系の機能に関する研究も多い。たとえば塩生植生を構成するヨシの環境浄化機能などに関する具体的な研究として堀江ほか（1987）や細見（1999）などの報告がある。

最近では、自然干潟の保全ばかりでなく、干潟を再生する研究も盛んになってきている。森（1998）は、干潟や塩生植生など「ビオトープ」を人工的に復元するに際し、画一的で単なる形態の回復（リストレーション）に止めるだけでなく、汽水生態系をつくり出している地域固有の環境特性を十分把握し、それを極力再現することの重要性を指摘している。

4.4 感潮域における有機物の起源とその安定性

4.4.1 物質循環と有機物の安定性

水圏の物質循環に関する有機物の特性として、最も重要なものはその分解のしやすさ、すなわち安定性であろう。分解しやすい不安定な有機物（易分解性有機物）は生態系を構成する微生物群のエネルギー源として利用しやすいため、生態系を構成する微生物を支えるためには欠くことのできない物質である。つまり、不安定な有機物の物質循環における役割は大きい。しかし、微生物群集による易分解性有機物の分解の際には酸素が利用される。このため、多量の易分解性有機物の存在は河川水中に存在する溶存酸素濃度の低下を引き起こす可能性を持つ。さらに、有機物に固定されていた炭素は二酸化炭素として、水中に放出されるため、易分解性有機物は炭素のシンクとしては機能しない。

一方、分解しにくい有機物（難分解性有機物）は、河川水に生育する微生物群のエネルギー源として用いられることは少ない。この点から見ると難分解性有機物は物質循環系における役割は大きくないことになる。しかしこの分解しにくい特性から、難分解性有機物の存在は溶存酸素の消費にはつながりにくい。また、有機物として炭素を固定し続けるために、炭素シンクとして機能し得る。このように、易分解性有機物と難分解性有機物とは、河川水の物質循環に対する関与が大きく異なっている。感潮域における有機物の動態とその物質循環に対する役割を知るために、この安定性を通して評価する事が有効である。

ここでは、有機物の安定性に大きな影響を及ぼす有機物の起源や存在状態などを中心に、これまで行われた研究について述べる。

4.4.2 有機物の起源

河川水に存在する有機物をその起源から見ると、河川水に生息する植物プランクトンにより生産された有機物、陸上から河川水に供給された有機物、河床から再懸濁して水中に供給された有機物などが考えられる。これらの起源の中で最大の寄与を持つものは植物プランクトンの光合成であろう。植物プランクトンの光合成は、河川水中に溶存する無機炭素、窒素およびリン化合物などを材料として、光エネルギーを用いて行われる有機物の生成過程である。植物プランクトン

は、この光合成生産を基礎にしてその量を増加させている。植物プランクトンを構成する有機物は、炭水化合物、タンパク質および脂質などを多く含む「新鮮な」有機物からなっている。このため、光合成により生産された植物プランクトンの有機物は多くが易分解性であり、分解速度は早い。この分解の際には、先に述べたように河川水中に溶存する酸素を消費することになる。つまり、植物プランクトンの量的増加は、貧酸素水塊の形成などの環境問題と密接に関係している。

このような観点から、河口域における植物プランクトンの動態に関しては、これまで比較的多くの研究が行われてきている。特に、河口堰が建設された河川では、植物プランクトンの増殖に対する河口堰の影響が注目を集めている¹⁾⁻³⁾。これまでの研究では、植物プランクトンの現存量の増大には、河川水が数日間停滞することが必要である事が分かってきている。つまり、河川水の停滞しやすい状況の下で、植物プランクトンの大量発生が生じやすくなることになる。河口堰の建設は、この河川水の停滞を生じさせることから、植物プランクトン量の増大を招く可能性があることも指摘されている。

また、先に述べたように植物プランクトンの増殖が易分解性の有機物の増加を招くため、それが分解する際に水塊の貧酸素化をもたらすことも多く観測されている。しかしながら、この両者の関係についての従来の研究の多くは内湾などを対象水域としており、感潮域を対象とした研究例は比較的小ない⁶⁾。

他方、河川は湖沼などと比較して水の流動性が高く、河床に堆積物として堆積した粒子に含まれる有機物も、水の動きにより再懸濁して水中に供給される。特に感潮域においては、潮汐による低泥の巻き上げが生ずることから、堆積物の巻き上げ過程に関する研究も活発に行われてきている。堆積の過程において有機物の「新鮮な」部分が分解により除去されているため、堆積物を構成する有機物は、より安定な難分解性有機物を多くの割合で含むことが予想される⁴⁾。これは後に述べる脂肪酸組成などを指標として用いて、主として海洋や湖沼の堆積物において確認されてきている。

4.4.3 クロロフィルaと有機炭素

起源を異にし、また安定性も異なる有機物が河川水中の有機物を構成しているが、懸濁粒子を濾紙に捕集し、その濾紙上の有機物の量を測定する方法では、植物プランクトン粒子と再懸濁した堆積物のような非植物プランクトン粒子とは区別することが出来ない。

植物プランクトンと非植物プランクトンとの量比やその有機物組成の違い、さらに安定性の違いなどは物質循環に関する生物地球化学的な研究の最も重要な課題の一つと認識され、これまで海洋環境を中心に種々の試みがなされてきている。その試みの一つは、植物プランクトンの細胞に含まれるクロロフィルaと有機炭素の割合を用いて、懸濁態有機物中で植物プランクトンが持つ有機炭素量を推定しようという試みである^{6), 7)}。この方法は植物プランクトンのみがクロロフィルaを有していることから、植物プランクトンと非植物プランクトンの有機物を厳密に区別できる。しかし、植物プランクトンのクロロフィルaと有機炭素の比は、植物プランクトンの栄養状態や、種類の違いにより比較的大きな変動を示す。このため、得られた数値はそれほど高い精度を持っているわけではない。

この様なクロロフィルaの濃度を用いた植物プランクトンと非植物プランクトン有機物の分別の試みは、これまで海洋や湖水を中心に行われてきており、残念ながら感潮域を含む河川水に関しては、ほとんど行われていないのが現状である。

4.4.4 脂肪酸の指標性

一方、クロロフィルaではなく懸濁粒子の有機物の組成や有機物の炭素・窒素安定同位体を用いてその起源を明らかにしようとする試みも行われて来ており、感潮域を含む河川水についても報告例は多い^{4), 8) - 10)}。この様な目的のために用いられる有機物は高い指標性を持つことが要求される。その高い指標性を持つ有機物の一つとして脂肪酸があげられる^{11), 12)}。脂肪酸は、炭水化物やタンパク質とともに、生物体の有機物として重要な成分である脂質を構成している。

天然に存在する脂肪酸は、大部分が偶数個（4～30個）の炭素原子が直鎖状に結合したもので、末端にカルボキシル基（COOH基）1個を有する。水生生物においては、一般的に12～24の間の炭素鎖長と不定数のエチレン結合を持ち、多くがアルコールやグリセリンと結合した状態で存在し、遊離した状態で存在することは稀である。また、水生生物の種類によって脂肪酸の含有量は大きく変動するが、通常は乾燥重量の約2～15%の割合を占める。

脂肪酸の構造は多様であり、枝鎖の有無・数・質・二重結合の数・官能基の存在・鎖長の程度などにより、様々な形態で存在する。また、脂肪酸は有機物で構成される様々な生物種に特異性を持ち、陸上植物や植物プランクトン、動物プランクトン、バクテリアな

ど、生物種によってその組成は大きく異なる¹¹⁾。そして、有機物の分解に伴ってその組成も変化する。さらには、脂肪酸は生物や環境のサンプルからの定量的な抽出が可能で、適当な感度で分析することができるうえに、有機物の集合体とバクテリアから哺乳類までの広範囲にわたる発生源と生物体のレベルに用いることができる。故に、生物体の脂肪酸組成を分析し脂肪酸を生化学的な指標として用いることは、水圈生態系の動態を理解し生物地球化学的サイクルを研究する上で、極めて価値のある方法であり、脂肪酸が海洋や湖等の水界の生物地球化学において広く用いられている理由である。

このように生物グループによる組成の違いに加えて、脂肪酸は有機物の安定性の指標としても極めて有效地に用いることが出来る^{13), 14)}。脂肪酸はその炭素鎖の中に含まれる不飽和結合の数の違いにより、飽和脂肪酸（不飽和結合を含まない）、一不飽和脂肪酸（不飽和結合を1つ含む）および多不飽和脂肪酸（不飽和結合を2つ以上含む）に分けられる。飽和脂肪酸および不飽和脂肪酸は微生物の分解作用に対して、比較的安定であるのに対して、多不飽和脂肪酸は安定性が悪い。このため、植物プランクトンにより生産されて間もない「新鮮な」有機物は、多不飽和脂肪酸を多く含むのに対して、分解の進んだ有機物は多不飽和脂肪酸の占める割合が少なく、飽和および一不飽和脂肪酸の占める割合が多い。このような脂肪酸の種類による安定性の違いを利用することにより、対象とする有機物が「新鮮な」有機物を持つ植物プランクトンを多く含むか、あるいは分解の進んだ非植物プランクトン粒子を多く含むかを推定することが可能となる。河口域における脂肪酸成分の分布から有機物の起源、安定性、および有機物の輸送過程を明らかにしようとした報告は、この様な研究における指標性有機物の利用の有効性を良く示している¹⁴⁾。

4.4.5 溶存態有機物

これまでには、植物プランクトンの有機物を含めて懸濁粒子として存在する有機物について述べてきた。しかし、河川水を含めて海水、湖沼に存在する有機物としては、通常濾紙を通過する溶存態有機物が多く存在している。富栄養化して植物プランクトンの現存量が多い水域を除いて、一般に溶存態有機物の濃度は懸濁態有機物の濃度を上回ることが多い。特に貧栄養の水域では、溶存態有機物の濃度は懸濁態有機物の濃度の10倍にまで達することも多い。しかしながら、感潮域

を含む河川水における懸濁態有機物と溶存態有機物との量比に関する報告例は少なく、感潮域にどのような特徴があるのかについては明らかになっていない。また、溶存態有機物の物質循環に対する役割については未知の部分が多い。

溶存態有機物のどの程度が不安定な易分解性により占められており、どの程度の時間スケールで分解が進むのか、などは物質循環における溶存態有機物の役割を明らかにする上で、是非とも明らかにして行かなくてはならない課題である。

参考文献

- 1) 西條八束・村上哲生(1993)：河口域生態系の特性と環境問題—河川棲浮遊藻類の増殖と水質変化。日本製態学会誌, 43, 211-221.
- 2) 西條八束(1998)：長良川河口堰における河川棲植物プランクトンの増殖と流量の関係について。応用生態工学, 1, 199-204.
- 3) 村上哲生・西條八束・奥田節夫(2000)：河口堰, 講談社
- 4) 三島康史・星加章・谷本照巳(1999)：淀川河川水の化学組成とその大阪湾への流入負荷量。中国工業技術研究所報告 52, 1-9.
- 5) T. Fujii (1998) : Relationship between internal oscillation and movement of anoxic water in a connected brackish water region- Lake nakaumi and the Ohashi river. Jap. J. Limnol., 59, 1 - 12.
- 6) O. Holm-Hansen and B. G. Mitchell (1969) : Determination of microbial biomass in ocean profiles. Limnol. Oceanogr., 14, 740-747.
- 7) D. G. Redalje (1983) : Phytoplankton carbon biomass and specific growth rates determined with the labeled chlorophyll a technique Mar. Ecol. Prog. Ser., 11, 217 - 225.
- 8) 松枝秀和・小倉紀雄(1981)：南浅川における懸濁態炭水化物の分布と挙動。水質汚染研究, 4, 37-42.
- 9) 落合正宏・岡沢 剛(1986)：多摩川下流域におけるアミノ酸態化合物。水処理技術, 27, 825-831.
- 10) M. Ochiai and Y. Shimidzu (1994) Distribution of particulate organic matter in the lower part of the Tsurumi river. Jap. J. Limnol., 55, 257 - 266.
- 11) T. Hama, Matsunaga, K. Handa, N. and Takahashi, M. (1992) : Fatty acid composition in photosynthetic products of natural phytoplankton population in Lake Biwa, Japan. J. Plankton Res., 14, 1055-1065.
- 12) M. T. Arts and B.C. Wainman (1998) : Limpids in Freshwater Ecosystems. Springer.
- 13) H. Matsuda. and Koyama, T. (1977) Early dia-genesis of fatty acids in lacustrine sediments - I. Identification and distribution of fatty acids in recent sediment from a freshwater lake. Geochim. Cosmochim. Acta, 41, 777 - 783.
- 14) G. Thounelin, L. Bodineau and M. Wartel (1997) : Origin and transport of organic matter across the Seine estuary : Fatty acid and sterol variations. Mar. Chem., 58, 59 - 71.

4.5 感潮域のバイオモニタリングと指標生物 —ベントス研究における現状と方向性—

4.5.1 はじめに

生物の暮らしは、それを取り巻く物理・化学的あるいは生物的な環境の中で実現されている¹⁾。すなわち、全ての生物は自然環境からの様々な作用を受け、また逆に自然環境に対して種々の影響を直接あるいは間接に与えている^{2) 3)}。こうした環境-生物間の関係のうち、特にヒトによる環境への作用とそのヒト自体への反作用の帰結が、環境破壊、環境汚染、人工問題あるいは種多様性の低下といった具体的かつ深刻な課題として認識されてきた^{4) 5)}。また、生態系 (ecosystem) は物理・化学的な環境と、互いに食物や住み場所などの資源を介して関係し合う多種多様な生物を含む生物群集 (community) とから成る極めて複雑な系であり^{6) 7)}、ヒトの活動が生態系に与える影響を的確に予想することは容易ではない。この意味で、単に自然環境の変動を追跡するのみならず、ヒトによる種々の社会活動が物理・化学的あるいは生物的な環境に与える影響をモニタリングし、その結果をヒトの社会活動にフィードバックしていくことが重要である⁸⁾。この過程においては、対象とする生態系の特性、すなわちその物理・化学的環境と生物群集の特性を充分に考慮する必要がある。

淡水と海水が出会う感潮域に発達する生態系は、その生産性が極めて高いことに加え、ヒトの社会的な活動の影響を極めて受けやすいという特徴を有する。本稿では、こうした感潮域の生態系を対象とし、モニタリング手法の1つであるベントス (benthos, 底生生物) を用いたバイオモニタリングに関して、その現状を最初に概括する。次いで、感潮域に生息するベントスを取り扱う研究者、特に非生物系の研究者の増加傾向を鑑み、その調査方法・取り扱い等についての簡単な紹介を行う。最後に、感潮域を特徴づける重要な環境要因の1つである塩分変動を取り上げ、そのバイオモニタリングの方向性についての1つのアイディアを紹介するとともに、塩分変動に対するベントスの生理・形態的応答に関する知見を、甲殻類を中心にして紹介する。

4.5.2 感潮域のベントスとバイオモニタリング

ベントスとは水底に生活する生物の生態的側面に着目した総称であり、その中にはバクテリア、植物および動物からなる極めて多様な分類群が含まれることに

なる。このうち、肉眼で容易に確認できるベントスはマクロベントス (macrobenthos) と呼ばれ、特に淡水域ではマクロベントスを用いたバイオモニタリング (biomonitoring) の手法が20世紀はじめから精力的に検討されてきた^{9) 10)}。しかし、河川の感潮域に発達するベントス群集 (benthic community) は上流の淡水域のそれとは極めて異なった特徴を有するため、淡水域での成果をそのまま適用することは難しい場合が多い。また、感潮域の生物的諸過程を、水環境の評価あるいは河川下流部に発達する生態系の管理・維持と関連づけた総合的かつ精力的な研究^{11) 12)}は極めて少ないので現状である。従って、河川感潮域におけるバイオモニタリングではどのようなベントスのどういった生態的特徴に注目すべきか¹³⁾、ベントスを対象とした生物・生態学者からの具体的な方向性の提示が急務である。また、日本各地の感潮域における生物の現状がどのようなものか、全体像の把握が困難な状況にはあるため、具体的な知見を蓄積することも重要である。

バイオモニタリングは、生物の動態・反応から環境の変化やヒトの社会活動による環境への負荷の影響等を推定しようというものである⁹⁾。この際、環境についての情報を得るために野外で観察される特定の生物種、あるいは生物群を「指標生物 (indicator, または index organism)」と呼ぶ^{9) 14) 15)}。指標生物を用いたモニタリングは、対象とする環境要因のレベルや変動幅を化学・物理的手法によって直接にモニタリングすることが困難な場合に有効であり、また細かい変動を平滑化してある期間における環境要因の「平均的な」レベルあるいは変動幅を示すという特徴を有する¹⁵⁾。もちろん、指標生物の選定には対象となる生物群に関する分類学的、および生態学的な知見や経験が要求され、河川淡水域における生物学的水質判定法では、種数と量が豊富な水生昆虫が最も重要なグループとされている^{16) 17)}。

一方、河川の感潮域における生物相は淡水域のそれとは劇的に異なり、貝類、多毛類あるいは甲殻類などが卓越する^{11) 12) 18)}。従って、河川感潮域は河川の性質を有しつつも、生物相（およびそれらの生物の生活型）としては沿岸域に類似するという特徴を有する。この点は、感潮域に特有の潮汐による塩分の周期的な変動とともに、河川特有の物理的環境（下流への流れの卓越や、洪水による物理的攪乱など）^{19) 20)}とベントスとの関わりを知る上で興味深い。すなわち、海と川の接点である感潮域は学問的にも「境界領域」的存在であると言えるわけであるが、現在のところこの点がむしろ障壁となって基礎的な生態学的知見の不足が生じ、

さらにはその応用としてのバイオモニタリング手法の確立が遅れているのが実状であろう。

4.5.3 感潮域におけるベントスの調査と取り扱い

1) ベントス調査

上述のように、感潮域のベントス相は海域の沿岸に見られるそれに類似するので、その調査方法についても基本的には沿岸域で行われるもの参考にすると良い。ベントスの採集方法は水底を形成する物質（「基質」：substrate、あるいはsubstratum）に依存し、基質が砂や泥の場合はエクマンバージ型やスミス・マッキンタイヤー型、あるいはコア式などの採泥器を用いて基質ごと水底表面や基質中に生息する生物を採集する¹⁸⁾。その後、採集された砂や泥を適当な目合いの篩で処理し、篩上に残った生物を集める（マクロベントスを対象とする場合、普通は目合い1mmあるいは0.5mmの篩を用いる）。こうした砂泥域におけるベントスの採集で常に注意すべきことは（1）調査に用いた採泥器によって採集効率と精度が異なること^{18) 21)}、（2）基質中に深く埋在して生活する種類は採泥器では採集されないこと²²⁾、および（3）ベントスの幼生・幼稚体の多くは目合い1mmあるいは0.5mmの篩を通過してしまうことである。（1）に関しては、一般にコア式、スミス・マッキンタイヤー型、エクマンバージ型採泥器の順に採集精度が高いが、コア式採泥器は砂や礫まじりの基質をうまく採集できず、実質上は泥場以外には使用できない。また、採集面積が小さいので、高密度に生息する小型のベントスを採集する際に限って使われる。スミス・マッキンタイヤー型は採集効率、精度ともにエクマンバージ型を上回るが、重くて扱いにくいことが難点である。一方、採集底面積が15cm×15cmの小型のエクマンバージ型採泥器は扱いやすく、特にゴムボート等の小型船舶を使った調査では多用される。

上記の（2）は、特に研究開始時のサーベイや環境アセスメントの際に注意すべき点である。すなわち、採泥器では高々20～30cm程度までの深さの砂泥しか採集できないので、それよりも深く基質中に埋在して生活するスナモグリや二枚貝などのベントスを見逃しやすい²²⁾。また、大型のベントス（例えば、アシハラガニなどのカニ類）は密度が低くとも生態系の構造や機能の上で重要な位置を占めることが多い^{11) 23)}が、採集底面積が小さい採泥器の調査では、こうした大型ベントスも見逃しがちになってしまう。これらの問題を回避するため、特に干潟やヨシ原などの干潮時に陸地

化する場所では、面積が1m×1m以上の大型の方形区（コードラート：quadrat）を設置して基質表面に見られる大型ベントスの巣穴調査や、基質を深く掘り下げての採集・調査を行うべきである。また、半陸棲のカニ類などは干潮時に底質表面で活動するので、そうした個体についての目視調査も有効である。

篩を用いた調査における上記（3）の問題は、個々のベントス種の個体群（population）の維持機構を知る上で重要であり、特に水産上あるいは生態系において重要な役割を果たすベントス種の維持・管理を考える際には忘れてはいけない点である。ある特定のベントスの生活史を把握するためには、より目合いの小さな篩を用いた調査（通常は採集面積を小さくして良い）を併用することや、プランクトンネット等を用いた浮遊幼生の調査、あるいは後述の人工基質（artificial substrate）²⁴⁾を用いた着定個体の継続調査を行う必要がある。

自然の岩礁やコンクリートの護岸にも多くのベントスが生息する。こうした固い基質上では、マガキやムラサキイガイなどの二枚貝類や、フジツボ類あるいは海藻など、基質にしっかりと付着して生活する「付着生物（sessile organisms）」^{25) 26)}が卓越する場合が多い。こうした付着生物の現存量を調べるには、基質表面に設置したコードラート内のベントスを全て採集することのほか、個体数や被度（coverage）を目視あるいは写真をもとに求めることが多い。移動性の動物は付着生物と密接な関係を持つつ生活する場合が多く^{27) 28)}、付着生物とともに採集するのが良い。転石地においてもコードラートを用いた調査が基本となるが、石の裏面に付着した生物や、石の下の砂泥に生息する種類も存在することに気をつけるべきである。ベントス採集・現存量推定の精度、およびベントスの選別に篩を用いた場合はその制約に気をつけなくてはいけない点は砂泥域での調査と同様である。

ベントスの定量的調査を行おうとする際には、人工基質を現場に設置してベントスの移入を見ることも有効である²⁴⁾。人工基質を用いることによって、基質の状態（物理的形状や化学的組成）を一定に保ちつつ、環境が異なる様々な場所において定量的な比較検討が可能となる。また、浮遊幼生の着底基質として使用すればベントスの着底時期やその年次変動のモニタリングにも有効であり^{29) 30)}、自然の基質に類似した物理的構造をもつ人工基質を利用することによって、自然の基質におけるベントスの動態を予測することもある程度は可能となる²⁸⁾。ただし、人工基質によって提供される生息環境は、あくまでも自然の生息基質によるも

のとは似て非なるものであることには常に注意を払うべきである²⁴⁾。例えば、多くのペントスの浮遊幼生は種に特有の基質選好性、あるいは生息場所選択性(habitat selection)を示す³¹⁾ので、わずかな基質性状の違いによっても幼生の着底数等に大きな相違が生じる。ペントスの成体も同様な生息場所選択を行うことが普通であり^{18) 31) 32)}、基質の物理的な構造による水の流れの変更や、基質表面のバクテリア皮膜の状態などがペントスに作用すると考えられている。

2) ペントスの固定と同定

「固定」とは、生物体を薬品で処理することによって、できるかぎり生時に近い状態に維持することである。ペントス調査においては中性ホルマリン(市販のホルマリンは約40%のホルムアルデヒド溶液であり、これを重曹などで中和する)が広く使われ、採集したペントスは約10%のホルマリンで固定して実験室に持ち帰ることが多い。ただし、ペントスの食性や生活様式などの生態的特性を知るためにには、生きたままのペントスを野外・室内で十分に観察することも不可欠である。

実験室では、野外で用いた篩と同等あるいはそれより目合いの小さいメッシュ等を用い、固定液からペントスを篩い分ける(固定液は回収して廃棄、または再利用する)。その後、水に移して肉眼あるいは実体顕微鏡下でペントスを大まかに選別する。この段階では、不慣れなうちは「ゴカイ類」、「カニ類」、「巻貝類」などと大きくグループ分けするだけで構わないが、慣れれば一部のペントスについては「属(genus)」や「種(species)」までの選別が可能となる。選別した標本は再び固定液中に保存することになるが、ホルマリン溶液を使用する場合は、その中性が保たれないとカニ類などのクチクラが脆くなってしまうので70~80%のアルコールに保存するのが良い。海藻の場合は、アルコールよりはホルマリン溶液を用いると色もちが良いが、粘質なもの場合にはアルコールの液浸標本にする。あるいは、おしば標本を作成しておくといい³³⁾。

採集されたペントスの種類を決めるための「同定」の際には、図鑑や分類学の学術論文にあたる必要がある。動物に関しては北隆館の「新日本動物図鑑」³⁴⁾が広く使われているが、最近になってペントス全般、あるいは特定の分類群に関する優れた図鑑類が出版されてきている^{35)~38)}。しかし、ペントスの種(species)までの同定はしばしば難しく、多くの論文や、あるいはタイプ標本(種の記載のもととなった標本)を検討する必要がある場合を考えると、不明な種類については

分類学の専門家に同定を依頼したほうが良い。ただし、この場合もある程度まで(できれば属まで)の同定と、適切な標本管理を行ったうえで詳細な検討を依頼すべきである。後半で紹介する甲殻類の端脚目に関しては、その分類・同定方法についてやや詳しく関連文献を紹介することとする。また、現在では種々のデータベースが構築されて文献類の検索も楽になってきているが、国内のペントス研究に関しては、調査方法等に関するものも含めて、菊池が1990年までの「日本人研究者によるペントス研究文献目録」をまとめている^{39)~44)}。この目録には報告書や大学紀要等に掲載された文献も多く掲載されており、一般的の文献検索と併用すると便利である。

4.5.4 塩分環境のバイオモニタリングとペントスの移動・分散様式

河川の水環境に関しては、富栄養化や有害物質のコンタミネイションが問題にされる場合が多いが、感潮域に発達する生態系の保全や維持・管理を考えるならば、塩分環境の変動にも十分な注意を払う必要がある。そうした塩分環境のバイオモニタリングには(1)塩分変動に対するペントス各種の生理・生態的な応答様式を野外・室内で明らかにするとともに、(2)河川感潮域の塩分環境区分とそれぞれを特徴づける種群のリストを得ることが不可欠である。このうちの(1)に関しては、特に甲殻類の端脚目を中心にして本稿の後半において現在までの知見を整理する。

一方(2)については、野外におけるペントスの分布調査の結果を総合することによって暫定的なリストを作成することが可能であり、すでに日本産主要汽水性ペントスの塩分環境に対する分布範囲が堀越・菊池によって簡潔かつ要領よくまとめられている¹⁸⁾。すなわち、汽水域を塩分濃度によって分類したヴェニス・システム(1959)に従えば、海から上流の淡水域にかけての水域は、海水(>30‰), 多鹹(かん)水(18~30‰), β中鹹水(10~18‰), α中鹹水(5~10‰), 貧鹹水(0.5~5‰), および淡水(<0.5‰)に区分され¹²⁾、例えば、感潮河川における重要な水産資源であるヤマトシジミは、中鹹水から貧鹹水に分布するペントスとされている^{18) 45)}。この他、堀越・菊池によるリストには、淡水産ペントス3種を含む合計49種および2分類群(ヌマガイ類とタニシ類)の分布が23のグループにまとめられて示されている。

ところで、こうした塩分区分-生物群のリストを使用した塩分環境のバイオモニタリングにあたっては、

実際の調査で見いだされた種類の生活型あるいは移動・分散様式に注意する必要があると思われる。感潮河川の生物相は沿岸域のそれに類似するが、沿岸域におけるベントス研究では、成体が基質に固着あるいは埋在してあまり移動しないグループ（分散は主に浮遊幼生期に行われる：ここでは「定在型」と呼ぶ）と、基質から離れて受動的・能動的な移動を頻繁に行うものの（ここでは「移動型」と呼ぶ）と対象とするベントス群集を類型化することがしばしばある。これは様々な生態的要因（環境要因の変化、物理的攪乱、捕食など）に対するベントスのレスポンス、あるいは逆にベントスからの環境への作用様式（基質の安定化や不安的化作用など）が移動・分散性の違いに深く関連するためであり^{23) 46) ~ 48)}、この点はベントスの個体群や群集の動態を考える際に極めて重要である。さらに、ベントスの移動・分散性は、沿岸域と淡水域のベントスの動態を統一的に捉えるための生物学的な基盤としても捉えられてきている^{49) 50)}。河川の感潮域に見られるベントスの中では、基質に固着して生活するマガキなどの二枚貝や甲殻類のフジツボ類、あるいは砂や泥に埋没して生活するヤマトシジミやイソシジミなどの埋在性二枚貝などが「定在型」に、ヨコエビ類などの小型甲殻類や多毛類の一部、あるいは十脚甲殻類のカニ類やエビ類などが「移動型」と類型される。「移動型」のうち、小型の種類は短い生活史サイクル（数日から数ヶ月）を持ち、しばしば水柱（water column）に泳ぎ出すことで水の流れによる受動的な成体の移動・分散が頻繁に行われる^{32) 51)}。また、カニ類やエビ類などの大型の「移動型」ベントスは主に歩行や遊泳によって移動する。先に述べた「定在型」に分類されるヤマトシジミの成貝も感潮域内を移動するとされているが、その頻度は「移動型」に属するベントスに比較すると低いものと考えられ、主な分散過程はその浮遊幼生によるものである。

さて、実際にベントスを用いて感潮域の塩分環境をモニタリングするには、各塩分区分を特徴づける生物を選定しなくてはいけない。平均的な環境レベルを反映させようという一般的な指標生物の選定基準に従えば、「場に強く結びついた生物」、陸上においては動物よりは植物、を選ぶのが普通である。同様な視点から、感潮域においても「移動型」よりも「定在型」のベントスが指標生物として適していると考えられる。しかし、ここに2つの問題点がある。1つは、指標生物の選定は、モニタリングの対象とする環境要因の変動様式や突発的な変化が生じる頻度にも依存するということである。感潮域における塩分環境は河川水量によっ

て短期間でも様相が変化するので、そうした変動を反映するような指標生物を選定することも必要であろう。この意味で、「定在型」の指標生物に加えて「移動型」の種類も対象とすることは重要である。もう1つ注意すべきことは、「定在型」のベントスには水産上重要な種類が比較的多く含まれ（例えば、マガキ、アサリ、ヤマトシジミなど）、かつそれらの種類自体が指標生物としても有効である場合が多いということである。ある生物にとっての環境をモニタリングする際には、基本的には環境は対象生物とは独立に測定されるべきである。従って、「定在型」の水産資源の維持・管理を考えて塩分環境のバイオモニタリングを行う際には、対象とする水産上の重要種以外の「定在型」あるいは「移動型」のベントスを指標生物として適宜取り扱う必要がある。

4.5.5 塩分変動に対するベントスの生理・形態的応答：3つの体液浸透調節型と鰓上皮細胞の機能形態

野外における塩分の挙動とベントスの生態的な応答との関係を解釈し、さらにはバイオモニタリングのための指標生物を選定するためには、塩分変動へのベントスの応答に関する生物学的基盤が明らかにされる必要がある。しかし、そうした知見は未だごく一部の種類に関するものに限られているのが現状であり、さらに多くの知見を蓄積する必要がある。ここでは、その背景となる水生生物の体液浸透調節に見られる3つのタイプと、体液浸透調節の重要な場である鰓の上皮細胞の機能的形態について解説する。

塩分変動に対する感潮域の生物の適応様式を知ることは、海から陸水、あるいは陸域への生物の進化を伴った侵入過程を考えることに通じる。一般に海産生物の体液はその組成およびイオン濃度が海水とほぼ等しく、体液浸透圧を調節する能力を持たない（「浸透順応型（osmoconformer）」、図4・5・1）。こうした海産種を起源とした生物が低塩分環境に侵入するためには（1）体液の浸透圧調節能の獲得、および（2）細胞レベルでの浸透調節あるいは低塩分への耐性獲得の2つのプロセスのいずれか、あるいは両者が要求される^{52) 53)}。

例えば、感潮域に生息するケフサイソガニ（*Hemigrapsus penicillatus*）は、主に上の（1）によって感潮域の低塩分に対応している種類である。すなわち、彼等は低張環境における塩分吸収能を獲得し、少なくとも40%海水程度までの塩分低下に対して体液を高張に維持することができる（「高浸透調節型（hyperregulator）」）⁵⁴⁾。

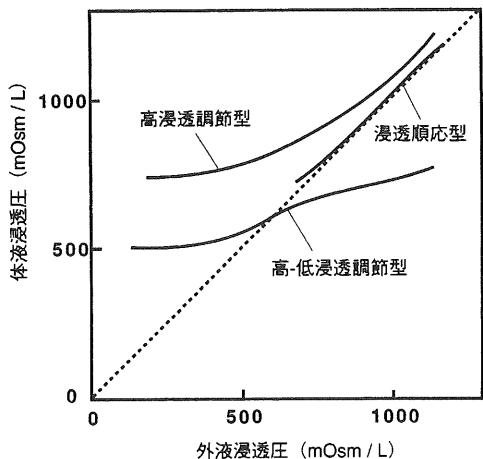


図4・5・1 体液浸透調節の3つのタイプ

この高浸透調節に上記の(2)が平行して獲得されることによって、基本的には「平均的な」環境塩分の低下には対応可能であるようである。つまり、塩分変動がある範囲以内であれば、細胞レベルでの耐性範囲を低めながら外液からのイオンの吸収能を高めることで淡水環境までへの適応が可能となっている。淡水産無脊椎動物の多くは高浸透調節型であるが、その体液の浸透圧は海水の高々2分の1程度であり⁵⁵⁾、細胞レベルの耐性範囲が低塩分側へシフトしているものと考えられる。興味深いことに、体液の高浸透調節による低塩分環境への適応では、高塩分側への耐性範囲の減少が避けがたいようであり、多くの淡水産無脊椎動物では半海水よりも高い塩分における生存が難しい。同様なことは、感潮域の中でも比較的塩分が低い貧鹹水域に生息するペントスにも当てはまり、例えばヤマトシジミの個体群維持には塩水の週上が不可欠であるものの、2/3海水を越える塩分はその生存率を低下させてしまうことが知られている⁵⁶⁾。

また、感潮域のペントスの中には、高-低浸透調節型(hyper-hyporegulator)の生物も認められる。このタイプの生物は、低張環境における高浸透調節に加えて外液が体液よりも高張な場合にはイオンの排出を行って、「平均的な」環境塩分の低下のみならず、塩分濃度の大きな変動にも対応できる。高-低浸透調節型の無脊椎動物は、塩湖に生息するブラインシュリンプ(*Artemia salina*)や半陸棲甲殻類の一部を除けば、感潮域に生息する種類、しかも“true estuarine organisms”と呼ばれる多鹹水から中鹹水に生息する生物¹²⁾にほぼ限定される^{52) 53)}。

さて、体液の浸透調節には外界からの積極的なイオンの吸収、あるいは外界への排出が必要である。こうしたイオンの能動輸送の場としては、水生動物の場合

には消化管や泌尿排泄器官に加えて鰓が重要である⁵⁷⁾。呼吸を担う鰓の上皮はガスの拡散距離が短い必要があるため、その他の体表を覆う上皮に比較して極めて薄い。また、体表がクチクラで覆われている甲殻類などでは、クチクラも鰓の部分で薄くなっている。従って、鰓はイオンの透過性が極めて高い体表部位ということになる。体液浸透調節を行わない海産の浸透順応型の生物の場合は、鰓上皮は扁平、かつミトコンドリアなどの細胞小器官(オルガネラ: organelle)に乏しいという典型的な呼吸上皮の特徴を有する。

一方、体液浸透調節を行う汽水・淡水産生物の場合、イオンの透過性の高い鰓上皮が能動輸送の場となっており、その微細構造においては次のような特徴を示す^{57) 58)}。第一に、能動輸送にはATPが必要であるので、浸透調節型の鰓上皮細胞はATPを产生する細胞小器官であるミトコンドリア(mitochondria)を豊富に含み、単純な呼吸上皮よりもかなり厚い。また、細胞基底側の細胞膜が陷入してミトコンドリアを挟み込み、この基底膜上にNa⁺, K⁺-ATPaseの高い活性が認められる。こうした特徴は塩分吸収型および塩分排出型の上皮に共通する特徴であるが、外界に接する細胞頂端側の膜形態は塩分吸収型と排出型の上皮で異なる。塩分吸収型の上皮細胞では、頂端側の膜が高頻度で陷入してAIS(apical infolding system)と呼ばれる構造^{53) 59)}を示し、細胞の表面積を飛躍的に増大させている。一方、塩分排出型の上皮の場合、細胞頂端には多数の微絨毛が認められる。また、細胞内には基底膜陷入の変形である密集した細管構造が発達する⁵⁸⁾。以上の事を背景にして、本報告書の第3.5節では、甲殻類・端脚目に属するニホンドロソコエビを塩分環境の指標となるペントスの1種として取り上げ、その塩分変動に対する体液浸透調節の様式、および鰓上皮の微細構造の変化を検討した。

4.5.6 塩分環境の指標種としてのニホンドロソコエビ(*Grandidierella japonica*)

ニホンドロソコエビは日本各地の感潮域に広く分布し⁶⁰⁾、極めて塩分変動が激しい水域において個体群を維持することが知られている²⁷⁾。こうしたことから、建設省の生物による簡易水質調査においても汽水域の指標生物の1つとしてリストにあげられている^{10) 61) 62)}。また、人間活動によって北米東岸に持ち込まれて分布を拡大しつつあり⁶³⁾、北米でも感潮域における移入種として注目されている。本種は飼育が容易であるため、野外調査の結果を解釈するために必要な室内実験にも

適する。従って、指標種としてのみならず、実験室レベルで環境汚染物質の濃度や毒性を知るための生物検定（bioassay）の対象種、あるいはフィールドでの生物検定のための生物計（biometer）としても注目に値する^{64) 65)}。日本国内には本種に近縁な数種が認められるために種の同定における混乱もあり得るが、この点については有山の分類学的成果⁶⁰⁾が活用できる。

筆者らは、ニホンドロソコエビを含めた小型の甲殻類の生態および生理・形態的特徴と塩分環境との関係を解析してきたが^{66)~68)}、その過程で本種の鰓に体液の浸透圧調節に関わると思われる2つのタイプの細胞群が存在することが明らかになった。すなわち、細胞表面の膜陷入が発達した「塩分吸収型上皮」と、細胞上面に微絨毛が発達し、陷入した基底膜がチューブ状のネットワークを形成する塩類細胞（chloride cell）に類似した細胞からなる「塩類細胞様上皮」がニホンドロソコエビの鰓には見いだされる⁶⁶⁾。こうした知見に加えて、本報告書の第3.5節では本種の塩分吸収型上皮の微細形態が塩分環境の変動に応じて速やかに変化すること、および彼等が高一低浸透圧調節を行い、激しい塩分変動にも生理的に対応できることを示した。さらに、ニホンドロソコエビの体液浸透圧は40~50%海水程度で外液と等張となることから、彼等が野外において多鹹水~ β 中鹹水を特徴づける生物となっていること^{27) 69)}に、生理・形態的な基盤を与えた。

ところで、本種が属する甲殻類・端脚目のヨコエビ類は、その取り扱い、特に分類や同定がやや難しいグループである。ヨコエビ類の分類に関する比較的新しい文献としては、Barnard & Karamanによる労作がある⁷⁰⁾。残念ながら、これに匹敵するような日本語の出版物はないが、北隆館の「新日本動物図鑑」³⁴⁾とともに石丸による解説⁷¹⁾、および保育社の「日本海岸動物図鑑Ⅱ」³⁶⁾を用いることによって、多くの場合は科（family）や属までの判別が可能となる（特に、「日本海岸動物図鑑Ⅱ」に収録された平山による検索表は重宝である）。ただし、現在におけるヨコエビ類の分類体系は、広く使われている北隆館の「新日本動物図鑑」が編纂された時点とは大きく異なっていることに注意する必要がある。

ヨコエビ類は特に海域において極めて多様なグループであり、海産種の同定は困難な場合も多い（現在でも新種や未記載種が数多く見出されている）。ただし、感潮域に見出される種類は海域に比べてかなり少なく、ニホンドロソコエビを含む*Grandidierella*属については前述の有山⁶⁰⁾、*Melita*属については大和⁷²⁾、*Corophium*属については平山⁷³⁾による論文とそれらの

引用文献が役立つ。また、東日本においては*Jesogammarus*属が感潮域から淡水域にまで広く出現するが、このグループについては森野^{74) 75)}、さらに淡水域の指標生物となり得る*Sternomoera*属については栗林ら⁷⁶⁾の論文が参考になる。石丸による日本とその周辺に見られるヨコエビ類のカタログ⁷⁷⁾は、ヨコエビ類全体の分類体系の理解に役立つとともに、和名が併記されている点で便利である。

参考文献

- 1) Begon, M., J. L. Harper and C. R. Townsend (1988) : Ecology: individuals, populations and communities, 876p, Blackwell Scientific Publications, Oxford.
- 2) Whittaker, R. H. (1973) : Communities and ecosystems, 2nd edition, Harper & Row, New York.
- 3) Lawton J. H. and C. G. Jones (1995) : Linking species and ecosystems: organisms as ecosystem engineers. In, Linking species and ecosystems, eds., C. G. Jones and J. H. Lawton, pp. 141-150. Chapman & Hall, New York.
- 4) Naess, A. and D. Rothernberg (1989) : Ecology, community and lifestyle, 223p., Cambridge University Press, New York.
- 5) Huston, M. A. (1994) : Biological diversity: the coexistence of species on changing landscapes, 681p., Cambridge University Press, New York.
- 6) Pimm, S. L. (1991) : The balance of nature: ecological issues in the conservation of species and communities, 434p., The University of Chicago Press, Chicago.
- 7) ワールドロップ, M. M. (1996) : 複雑系, 田中三彦・遠山峻征訳, 524p., 新潮社, 東京.
- 8) Brinkhurst, R. O. (1993) : Future directions in freshwater biomonitoring using benthic macroinvertebrates. In, Freshwater biomonitoring and benthic macroinvertebrates, eds., D. M. Rosenberg and V. H. Resh, pp. 442-446. Chapman & Hall, New York.
- 9) Rosenberg D. M. and V. H. Resh (1993) : Introduction to freshwater biomonitoring and benthic macroinvertebrates. In, Freshwater biomonitoring and benthic macroinvertebrates, eds., D. M. Rosenberg and V. H. Resh, pp. 1-9. Chapman & Hall, New York.
- 10) 建設省河川局河川環境課 (1996) : 河川水辺の国勢調査年鑑 魚類調査, 底生動物調査編. 山海堂.
- 11) 栗原康編著 (1988) : 河口・沿岸域の生態学とエコ

- テクノロジー, 335p, 東海大学出版会.
- 12) McLusky, D. S. (1989) : The estuarine ecosystem, 2nd edition, 215p, Chapman & Hall, New York.
- 13) 奥田節夫・西条八東・吉田正人(1998) : 河口堰事業の環境アセスメントとモニタリング調査への提言, 利根川河口堰の流域水環境に与えた影響調査報告書, (財)日本自然保護協会, pp. 201-217.
- 14) 日本生態学会環境問題専門委員会(1975) : 環境と生物指標2－水界編一, 310p, 共立出版, 東京.
- 15) 山県登編著(1978) : 生物濃縮－環境科学特論－, 288p, 産業図書.
- 16) 水野寿彦監修(1993) : 淡水生物の生態と観察, 174p, 築地書館.
- 17) 谷幸三(1995) : 水生昆虫の観察, 202p, トンボ出版.
- 18) 堀越増興・菊池泰二(1976) : 第II編ベントス, 海洋科学基礎講座5 海藻・ベントス, 東海大学出版会.
- 19) Giller P. S. and B. Malmqvist (1998) : The biology of streams and rivers, 296p, Oxford University Press, Oxford.
- 20) Hildrew, A. G. and P. S. Giller (1994) : Patchiness, species interactions and disturbance in the stream benthos, In, Aquatic ecology: scale, pattern and process, eds., P. S. Giller, A. G. Hildrew and D. G. Raffaelli, pp. 93 - 112 . Blackwell Scientific Publications, London.
- 21) 林勇夫(1986) : Smith-McIntyre型採泥器の採集効率推定の試み, ベントス研会誌 29, pp. 16-24.
- 22) 山岸宏・古田能久・福原春夫(1976) : 水界生物生態研究法。—淡水の魚類とベントス—, 生態学研究法講座24, 191p., 共立出版, 東京.
- 23) 玉置昭夫(1986) : 干潟におけるベントスの種間関係および群集研究の現状. 日本生態学会誌 36, pp. 55-68.
- 24) Cairns, J., Jr. (1982) : Preface in artificial substrates. In, Artificial Substrates, ed., J. Cairns, Jr., pp. ix-x. Ann Arbor Scientific Publishers, Inc.
- 25) 付着生物研究会編(1986) : 付着生物研究法一種類査定・調査法—, 156p., 恒星社厚生閣, 東京.
- 26) 水産無脊椎動物研究所編(1991) : 海洋生物の付着機構, 梶原武監修, 214p., 恒星社厚生閣, 東京.
- 27) 松政正俊・栗原康(1988) : 宮城県蒲生潟における底生小型甲殻類の分布と環境要因. 日本ベントス研究会誌, 33/34, pp. 33-41.
- 28) Matsumasa, M. (1994) : Effect of secondary substrate on associated small crustaceans in a brackish lagoon. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.*, 176, pp. 245-256.
- 29) Hirata, T. (1986) : Succession of sessile organisms on experimental plates immersed in Nabeta Bay, Izu Peninsula, Japan. I. Algal succession. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 34, pp. 51-61.
- 30) 岡本一利・栗原康(1987) : ケフサイソガニの個体群構造の季節的変化について. 日本生態学会誌37, pp. 81-89.
- 31) Meadows, P. S. and J. I. Campbell (1972) : Habitat selection by aquatic invertebrates. *Adv. mar. Biol.*, 10, pp. 271-382.
- 32) 松政正俊・菊地永祐(1993) : 底生小型甲殻類の分布と流れ—直接作用と住み込み関係を介した間接作用—. 月刊海洋, 25, pp. 269-276.
- 33) 横浜康継・野田三千代(1996) : 海藻おしば—カラフルな色彩の謎—, 94p, 海遊舎, 東京.
- 34) 岡田要・内田清之助・内田亨監修(1965) : 新日本動物図鑑, [上]・[中]・[下], 北隆館, 東京.
- 35) 西村三郎編著(1992) : 日本海岸動物図鑑 [I], 425p., 保育社, 東京.
- 36) 西村三郎編著(1995) : 日本海岸動物図鑑 [II], 663p., 保育社, 東京.
- 37) 林健一(1992) : 日本産エビ類の分類と生態. I. 根鰐亜目 (クルマエビ上科・サクラエビ上科), 300p., 生物研究社, 東京.
- 38) 今島実(1996) : 環形動物多毛類, 530p., 生物研究社, 東京.
- 39) 菊池泰二(1986) : 日本人研究者によるベントス研究文献目録(1984~1986). ベントス研会誌, 30, pp. 31-48.
- 40) 菊池泰二(1988) : 日本人研究者によるベントス研究文献目録(1986). ベントス研会誌, 32, pp. 55-70.
- 41) 菊池泰二(1990) : 日本人研究者によるベントス研究文献目録(1986). 日本ベントス学会誌, 39, pp. 25-38.
- 42) 菊池泰二(1993) : 日本人研究者によるベントス研究文献目録(1988). 日本ベントス学会誌, 44, pp. 57-69.
- 43) 菊池泰二(1994) : 日本人研究者によるベントス研究文献目録(1989). 日本ベントス学会誌, 47, pp. 41-55.
- 44) 菊池泰二(1996) : 日本人研究者によるベントス研究文献目録(1990). 日本ベントス学会誌, 51,

- pp. 41-50.
- 45) Baba, K., K. Takahashi, T. Kawajiri and Y. Kuwahara (1998) : Favorable sediment environments for juveniles of the brackish-water bivalve *Corbicula japonica* in Lake Abashiri. *Benthos Res.*, 53, pp. 37-46.
- 46) Woodin, J. A. and J. B. C. Jackson (1979) : Interphyletic competition among marine benthos. *Am. Zool.*, 19, pp. 1029-1043.
- 47) Gunther, C.-P. (1992) : Dispersal of intertidal invertebrates: a strategy to react to disturbances of different scales? *Netherland Journal of Sea Research*, 30, pp. 45-56.
- 48) 松政正俊・向井宏(1996) : 藻場(海中植物群落)の生物群集(9)ー葉上動物の競争と移動性ー. 海洋と生物 104, pp. 218-222.
- 49) Frid, C. L. J. and C. R. Townsend (1989) : An appraisal of the patch dynamics concept in stream and marine benthic communities whose members are highly mobile. *Oikos*, 56, pp. 137-141.
- 50) Palmer, M. A., J. D. Allan and C. A. Butman (1996) : Dispersal as a regional process affecting the local dynamics of marine and stream benthic invertebrates. *TREE*, 11, pp. 322-326.
- 51) Palmer, M. A. (1988) : Dispersal of marine meiofauna: a review and conceptual model explaining passive transport and active emergence with implications for recruitment. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 48, pp. 81-91.
- 52) Lockwood, A. P. M. (1971) : Animal body fluids and their regulation. Heinemann Educational Books Ltd, London, 177 pp.
- 53) Gilles, R. and A. Pequeux (1983) : Interactions of chemical and osmotic regulation with the environment. In, *The biology of crustacea: environmental adaptations*, eds., F. J. Vernberg and W. B. Vernberg, pp. 109-177. Academic Press, New York.
- 54) Matsumasa, M. and S. Kikuchi (1993) : Blood osmoregulatory type and gill ultrastructure of an estuarine crab *Hemigrapsus penicillatus* (de Haan) (Crustacea; Brachyura). *Ann. Rep. Iwate Med. U. Sch. Lib. Arts & Sci.*, 28, pp. 37-45.
- 55) 星元紀 (1979) 17. 魚類および無脊椎動物の成分. 生化学データブック I, 日本生化学会編, pp. 18 50-1873.
- 56) 中村幹夫・安木茂・高橋文子・品川明・中尾繁 (1996) : ヤマトシジミの塩分耐性. 水産増殖, 44, pp. 31-35.
- 57) 菊池進 (1992) : 甲殻類鰓上皮の微細構造と生息環境の塩分濃度. 比較生理生化学, 9, pp. 129-140.
- 58) Berridge, M. J. and A. L. Oschman (1972) : Transporting Epithelia, 91p, Academic Press, New York.
- 59) Gilles, R. and A. Pequeux (1982) : Ion transport in crustacean gills: physiological and ultrastructural approaches. In, *Transport process, iono- and osmoregulation*, eds., R. Gilles and M. Gilles-Baillien, pp. 136-158. Springer-Verlag, Berlin, Heidelberg, Germany.
- 60) Ariyama, H. (1996) : Four species of the genus *Grandidierella* (Crustacea: Amphipod: Aoridae) from Osaka Bay and the northern part of the Kii Channel, central Japan. *Publ. Seto Mar. Biol. Lab.*, 37, pp. 167-191.
- 61) 建設省河川局 (1988) : 川の環境を調べる. 建設省.
- 62) 谷幸三 (1992) : 水生生物自然観察ガイド. 建設省 大和川工事事務所.
- 63) Chapman, J. W. and J. A. Dorman (1975) : Diagnosis, systematics, and notes on *Grandidierella japonica* (Amphipod: Gammaridea) and its introduction to the Pacific coast of the United States. *Bull. Stn. Calif. Acad. Sci.*, 74, pp. 104-108.
- 64) Boese, B. L., J. O. Lamberson, R. C. Swarts and R. J. Ozretich (1997) : Photoinduced toxicity of fluoranthene to seven marine benthic crustaceans. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.*, 32, pp. 389-393.
- 65) Ferraro, S. P. and F. A. Cole (1997) : Effects of DDT sediment-contamination on macrofaunal community structure and composition in San Francisco Bay. *Mar. Biol.*, 130, pp. 323-334.
- 66) Kikuchi, S. and M. Matsumasa (1993) : The osmoregulatory tissue around the afferent blood vessels of the coxal gills in the estuarine amphipods, *Grandidierella japonica* and *Melita setiflagella* (Crustacea). *Tissue and Cell*, 27, pp. 627-638.
- 67) Matsumasa, M., S. Kikuchi and I. Takeuchi (1998) : Specialized ion-transporting epithelium around the blood vessel of the coxal gills in a deep-sea amphipod, *Eurythenes gryllus*. *J. Crust. Biol.*, 18, pp. 686-694.
- 68) 松政正俊 (1998) 小型甲殻類の群集構造を決める要因は何か. 生物科学, 50, pp. 30-36.
- 69) 上田直子・堤裕昭・明石久美・林田千恵美・山田真知子 (1999) : 紫川河口域における底生動物の分布とその季節変化に影響を及ぼす環境要因について

- て. 日本ペントス学会誌, 54, pp. 4-13.
- 70) Barnard, J. L. and G. S. Karaman (1991) : The families and genera of marine gammaridean amphipoda (except marine gammaroids), 866p., Records of the Australian Museum, Supplement 13, Australian Museum, Sydney South.
- 71) 石丸信一(1992) : ヨコエビ類の研究法. 生物教材, 19/20, pp. 91-105.
- 72) Yamato, S. (1998) : Two species of the genus *Melita* (Crustacea: Amphipoda) from brackish waters in Japan. Publ. Seto Mar. Biol. Lab., 33, pp. 79-95.
- 73) Hirayama, A. (1987) : Notes on the evolutionary systematics of the genus *Corophium*. Zool. Sci., 4, pp. 569-574.
- 74) Morino, H. (1985) : Revisional studies on *Jesogammarus-Annanogammarus* group (Amphi-poda: Gammaroidea) with descriptions of four new species from Japan. Publ. Itako Hydrobiol. Stn., 2, pp. 9-55.
- 75) Morino, H. (1994) : The phylogeny of *Jesogammarus* species (Amphipoda: Anisogammaridae) and life history features of two species endemic to Lake Biwa, Japan. Arch. Hydrobiol. Beih. Ergebn. Limnol., 44, pp. 257-266.
- 76) Kurabayashi, K., S. F. Mawatari and S. Ishimaru (1996) : Taxonomic study of the genus *Sternomoera* (Crustacea: Amphipoda), with redefinition of *S. Japonica* (Tattersall, 1922) and description of a new species from Japan. J. Natur. Hist., 30, pp. 1215-1237.
- 77) Ishimaru, S. (1994) : A catalogue of gammaridean and ingolfiellidean amphipoda recorded from the vicinity of Japan. Rep. Sado Mar. Biol. Stat., Niigata Univ., 24, pp. 29-86.

4.6 感潮域の水質浄化における貝類の役割と現状

近年、水生生物を含む生態系の機能を高めることで水質改善・管理を図る手法が提案され、貝類等による水質浄化作用についてもその役割が大きく注目されている。しかし、河口や沿岸部など感潮域においては、生物にとって大きなストレスとなる塩分濃度だけでなく、治水や利水、土地利用などを目的とした人為的改変によって生息環境、水質環境が大きく変わる。そのため、河川感潮域の環境特性やその場に生息する水生生物の生理的特性について十分把握しておく必要がある。

ここでは、河川感潮域における貝類（とくにヤマトシジミ）と水質環境の現状、およびヤマトシジミの生理的特性と水質浄化機能に関する既往の文献をまとめた。

4.6.1 ヤマトシジミをめぐる水環境の現状

ヤマトシジミ (*Corbicula japonica*, 以下、シジミと称す) は植物プランクトンをろ過摂食する懸濁物食二枚貝であり、幅広い塩素量 (1~12‰Cl) 域で生息できる広塩性汽水種である¹⁾。そのため塩分濃度の変化が大きい河川感潮域でも生存でき、しかも同様な水域で他に懸濁物食種がないこともあって、優占的に繁殖し高密度かつ生存量も大きい。河川における魚種別漁獲量（1997年度）ではサケ類やアユについて多く、6,421トン（内水面漁業全体では21,822トン）に上る²⁾。河川別にみると、那珂川、利根川だけ全体の約6割を占め、有数なシジミの生産地である。

しかし、図4・6・1に示すように、30年ほど前は河川だけで3万トンを越えていたものが徐々に減少している。その大きな要因として利根川における減産が考えられる。利根川では1970年に約4万トンの漁獲量があ

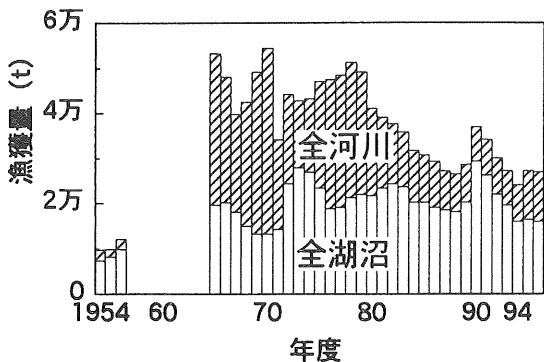


図4・6・1 シジミ漁獲量の経年変化
(養殖業生産統計年報²⁾より作成)

ったものの、1971年の河口堰完成とともに減り続け、平成9年度には2,049トンとなっている³⁾。種シジミの放流も行なったが、放流効果が小さいため、多くの地域で取り止めとなっている。減少の要因として、河口堰運用にともなう、堰上下流の底層水の貧酸素化や底質の細粒化、塩分条件の変化等が影響しているものと推定されている⁴⁾。このような現象は利根川河口堰だけでなく、長良川⁵⁾、芦田川など全国の河口堰で認められている。本研究の対象河川である宮城県北上川（追波川）でも渴水期に堰下流側の塩分濃度上昇によるシジミの大量死が報道⁶⁾された。

一方、日本海側では漁獲量が少ないこともあって、太平洋側の河川感潮域ほどの報告はない。また、河川と違って汽水湖等では2万トン前後の安定した漁獲量を上げている。しかしながら、シジミ漁獲量の多い代表的な汽水湖である宍道湖でも、ヘドロがたまり底水層の貧酸素化が起きている湖心部ではシジミは取れず、溶存酸素が維持されている水深2~3mの沿岸部砂質地帯で1,000個体/m²以上生息している⁷⁾。印旛沼では、微細泥が36%以上の地域で放流されたシジミが死亡した⁸⁾。すなわち、シジミが生存するための環境因子として底質と水質（溶存酸素、塩分濃度など）が重要と考えられる。

4.6.2 ヤマトシジミの生息に与える環境因子

公共用水域における環境基準達成率は未だ向上せず、とくに海域（内海、内湾）の水質悪化が憂慮されている⁹⁾。これは、水域の富栄養化にともなう植物プランクトンの多量増殖に起因している。そのため、懸濁物食二枚貝であるヤマトシジミは感潮域の水質浄化に果たす役割は大きいと言える。とくに珪藻類を好むが、植物プランクトンの存在で、デトリタスに付着したり懸濁して浮遊したバクテリアの同化も促進される¹⁰⁾。

しかし、感潮域、とくに河川感潮域の水質は潮汐や降雨によって劇的に変化するため、そこに生息する生物にとって影響を与える環境因子を明らかにしておく必要がある。そこで生息に及ぼす環境因子として、水産資源的視点により、従来から、塩分濃度、溶存酸素、水温、底質環境などについて研究してきた。例えば、生殖による発生を促すためには塩分濃度と水温が重要な因子となり、平均水温20°C未満では発生が進まず、塩分濃度については淡水では発生が進まず、30~70%海水で速やかに進む¹¹⁾。塩分と水温との関係から産卵確率90%を示す環境は、

$$-16.11 + 0.57 \cdot T - 12.64 \cdot S + 0.59 \cdot T \cdot S = 2.2$$

(T : 水温°C, S : 塩分‰) (1・1)

となる条件が必要といわれている¹²⁾。さらに生殖や稚貝・成貝によばす塩分の影響についての既往の研究を図4・6・2でまとめた。その結果、稚貝の方が成貝よりも高塩分耐性が弱い¹⁴⁾。例えば、初期発生期（7～9月頃）に5時間でも海水程度の塩分濃度つかると受精卵には致命的である¹⁵⁾。一方、成貝にとって60%海水は生息に適さない上限値であり、70%海水では殻を閉じ、ろ過を止めてしまう¹³⁾。すなわち、塩分濃度によってはシジミのもつ水質浄化能力が制限されてしまうことが推測できる。さらに、利根川産のヤマトシジミを使った小島¹⁷⁾の実験では、日中56%海水、夜間80%海水で飼育しても5日目で約70%が死亡することがわかった。また水温についても、稚貝は25～30°Cで高い成長率を示しながらも、12.5°C以下では成長せず¹³⁾、単位重量当たりで高い浄化能力を示す稚貝が冬季にはその能力をほとんど期待できないことがわかる。

生殖・幼貝・稚貝への影響

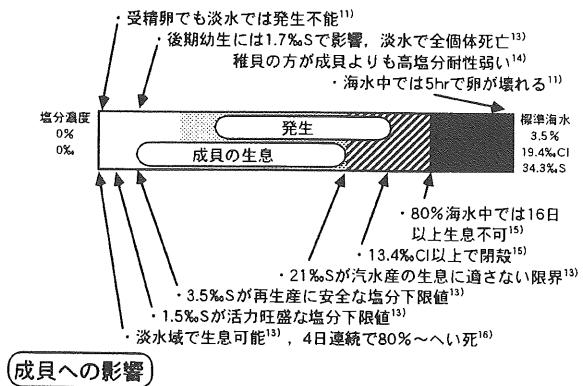


図4・6・2 ヤマトシジミにおける塩分の影響

つぎに貧酸素化について、幼貝・稚貝は流れによる移動性があるので貧酸素水域から回避できると考えられ、研究例もほとんどない。一方、成貝では、宍道湖の場合、DOが0.6mg/l以上の場所に分布し、4mg/l以上で1,000個体/m²以上生息している⁷⁾。またシジミの酸素消費量と水温との関係は、 $Q (\text{ml/kg/hr}) = 4.68 e^{0.0825T}$ という式で表せられ、水温25～30°Cで無酸素状態が5～10時間づくとへい死が観察される¹⁸⁾。すなわち水温が高いほど貧酸素化への耐性が弱い¹⁹⁾。実際、利根川河口堰下流部においても夏季には貧酸素水塊が2週間程度の間に発達し得る²⁰⁾ので、シジミの生息にも影響があるものと考えられる。

生息のための物理的環境条件としては砂質底を好み、宍道湖の場合、生息範囲は水深2～3mで強熱減

量が10%，CODが10mg/g-dry未満、1,000個体/m²以上の高密度の所は強熱減量が5%，CODが5mg/g-dry未満の条件のところである⁷⁾。そのため覆砂によって生息密度を増大（着底稚貝の増加によって、3年後には個体数で35倍、重量で60倍になった）させることができた報告²¹⁾もある。また、宍道湖においては、ヨシ群落にもシジミの幼貝が生息しており、殻長2～5mmのものが600～1,500個、さらにヨシ群落の間の砂泥のなかには1,500～2,400個体/m²を超える成貝が観察されている²²⁾。すなわちシジミの仔貝や稚貝にとって水に流されないための場所であり、幼貝にとっては成長の場としてヨシの役割が大きいことを意味している。

4.6.3 ヤマトシジミの水質浄化能力と感潮域生態系での役割

シジミの水質浄化能力はシジミのろ過能力に寄る。ろ過水量の測定²³⁾はSSや植物プランクトン、クロロフィルaの減少速度を測定して求める。宍道湖での研究⁷⁾では、ろ過水量はシジミ1gあたり1時間で約0.2lなので、宍道湖全体で約1,270億/日となり、3日間で全湖水をろ過できる。Nakamuraら²⁴⁾の研究によれば、大中小のシジミを用いて6.5～35°Cの水温でろ過速度を求めたところ、生重量（無乾燥状態の殻と身）1gあたり1～8l/hであった。また相崎ら²⁵⁾の研究でも、ろ過速度について小さな個体では軟体部乾燥重量あたり8l/h、15mmを越える個体では約3l/hの値を得ている。

シジミは植物プランクトンを多量に摂取することで植物プランクトンの異常増殖を抑制している^{26), 27)}。一方、糞尿（窒素やリンなど）を排泄することで植物プランクトンの増殖を刺激していることも指摘されている²⁸⁾。そこで窒素循環に注目した山室²⁹⁾、Nakamuraら²⁴⁾の研究によれば、宍道湖ではヤマトシジミが底生生物現存量の97%を占め、年間約1万トンが漁獲されている。ここで、夏季における窒素循環を定量化したところ、光合成に伴って植物プランクトンが水中から窒素を吸収する速度と同じオーダーの速度でシジミは窒素を摂取していた。宍道湖での漁獲量を考えると1年間の窒素回収量は75トンにのぼる⁷⁾。また、シジミの成長量は、河川からの窒素負荷量の15%に相当していた。しかし、取り込んだエサ（N換算）の4割は体外排出している。一般に、植物プランクトンの体成分の窒素とリンの比は16:1 (atom) とされ、堆積物からの溶出では6:1 (atom) である³⁰⁾。そのため、窒素を比較的高い割合で排泄する懸濁物食性二枚貝によっ

て一次生産が活性化されると考えられる。

以上のような機構に着目して、水質浄化に果たすシジミの役割をモデル化する研究も見られ、中村ら³¹⁾はシジミの生物量密度と植物プランクトン（クロロフィルa）濃度の二変数の相互作用だけで湖内の空間的な水質分布特性を再現した。また、シジミ以外の二枚貝による富栄養化水域の環境修復やシュミレーションによる二枚貝の役割についても検討されはじめている^{32~35)}。

しかしながら、水質浄化に果たす二枚貝の役割を検討されている研究対象は、比較的塩分濃度の安定した汽水湖、内湾・内海が多く、塩分濃度が大きく変化する河川感潮域での検討はまだない。開発の進む河川感潮域に対して、環境アセスメントが導入される場合には、底生生物などによる水質浄化能力を適切に評価しておくことは重要である。そのため、とくに生産量が多い貝類の水質浄化能力を把握できれば、感潮域の水質を管理するための環境アセスメント手法の検討ができる。また、感潮域でよく見られる水生植物のヨシは水質浄化能力が高いことから、人工ヨシ原の造成や排水の高度処理への適用について実現されつつある^{36), 37)}。しかも、ヨシ原はシジミの成長にとって重要な住みかであることも報告されているので、シジミとヨシとの関係のみならず、ヨシ群落（河口域植生）におよぼす水質の影響などもあわせて、河川感潮域の環境アセスメントについて十分議論しておく必要がある。

参考文献

- 1) 山室真澄（1996）：第6章感潮域の底生生物、西條八束・奥田節夫編、「河川感潮域」、名古屋、名古屋大学出版会、pp. 151-172.
- 2) 農林水産省統計情報部（1999）：平成9年漁業・養殖業生産統計年報、pp. 327、農林統計協会。
- 3) 中村幹雄（1998）：我が国シジミ漁業の現状と問題点、第1回全国シジミ・シンポジウム講演集、島根県内水面水産試験場・全国シジミ・シンポジウム実行委員会。
- 4) 西條八束・奥田節夫・村上哲生（1998）：第4章河口堰の環境アセスメントとモニタリング調査に対する提言、（財）日本自然保護協会、「利根川河口堰の流域水環境に与えた影響調査報告書、日本自然保護協会調査報告書第83号」、pp. 191-200.
- 5) 籠橋数浩・山内克典・足立孝・古屋康則・横井良典（1999）：3-4 堰下流における底生動物の変化、（財）日本自然保護協会、「長良川河口堰が自然環境に与えた影響、日本自然保護協会調査報告書第85号」、pp. 85-92.
- 6) 河北新報（1999）：北上川でシジミ大量死（1999年9月5日朝刊）。
- 7) 中村幹雄（1999）：生物と環境－宍道湖の環境とヤマトシジミの相互作用についてー、月刊水、Vol. 41, No. 3, pp. 16-30.
- 8) 石田修・今関修典・石井俊雄（1971a）：印旛沼におけるヤマトシジミ放流調査、千葉県内湾水産試験場内水面分場調査研究報告書、pp. 97-105.
- 9) 環境庁（1998）：平成11年版環境白書（総説）。
- 10) 栗原康編著（1998）：河口・沿岸域の生態学とエコテクノロジー、東海大学出版会、pp. 85-98.
- 11) 朝比奈英三（1941）：北海道に於ける蜆の生態学的研究、日本水産学会誌、Vol. 10, No. 3, pp. 143-152.
- 12) 馬場勝寿（1998）：網走湖におけるヤマトシジミの産卵におよぼす水温と塩分の影響について、第1回全国シジミ・シンポジウム講演集、pp. 43-48.
- 13) 田中彌太郎（1984）：ヤマトシジミ稚仔期の形態および生理的特性について、養殖研究所研究報告、No. 6, pp. 23-27.
- 14) 中村幹雄・安木茂・高橋文子・品川明・中尾繁（1996）：ヤマトシジミの塩分耐性、水産増殖、Vol. 44, No. 1, pp. 31-35.
- 15) 石田修・石井俊雄（1971b）：ヤマトシジミの塩分に対する抵抗性、ならびに、地域による形態の相違、水産増殖、Vol. 19, No. 4, pp. 167-182.
- 16) 高橋哲夫・川崎梧朗（1973）：ヤマトシジミの塩分に対する抵抗性についてーⅡ、千葉県内湾水産試験場内水面分場調査研究報告、No. 6, pp. 54-57.
- 17) 小島英二（1978）：ヤマトシジミの環境変化（塩分量）に伴う影響についてーⅥ、塩分の変化に伴うへい死について、千葉県内水面水産試験場試験調査報告、第2号、pp. 38-42.
- 18) 位田俊臣・浜田篤信（1978）：酸素欠乏にともなうヤマトシジミの代謝変動について、水産増殖、Vol. 23, No. 3, pp. 111-114.
- 19) 中村幹雄・品川明・戸田顕史・中尾繁（1997）：ヤマトシジミの貧酸素耐性、水産増殖、Vol. 45, No. 1, pp. 9-15.
- 20) 石川忠晴（1998）：利根川河口堰下流部における貧酸素水塊の発生と運動、（財）日本自然保護協会、「利根川河口堰の流域水環境に与えた影響調査報告書、日本自然保護協会調査報告書第83号」、pp. 111-120.
- 21) 中村幹雄・安木茂・向井哲也・山根恭道・松本洋

- 典（1998）：覆砂によるシジミ漁場の改善効果について、第1回全国シジミ・シンポジウム講演集、pp. 71-78.
- 22)坂本巖（1992）：宍道湖のヤマトシジミの生息域としての湖岸ヨシ帯、汽水湖研究、No. 2, 7-14.
- 23)中村義治・秋元義正・奥谷喬司（1990）：ウバガイ稚貝の呼吸量と濾水量測定、水産増殖、Vol. 38, No. 3, pp. 269-274.
- 24) M.Nakamura · M.Yamamuro · M.Ishikawa · H.Nishimura (1988) : Role of the bivalve *Corbicula japonica* in the nitrogen cycle in a mesohaline lagoon, Marine Biology, No. 99, pp. 369-374.
- 25)相崎守弘・福地美和（1998）：ヤマトシジミを用いた汽水性汚濁水域の浄化、用水と廃水、Vol. 40, No. 10, pp. 894-898.
- 26)Ronald R. H. Cohen · Paul V. Dresler · Elizabeth J. P. Phillips · Robert L. Cory (1984) : The effect of the asiatic clam, *Corbicula fluminea*, on phytoplankton of the Potomac river, Maryland, Limnology and Oceanography, Vol. 29, No. 1, pp. 170-180.
- 27)C.B.Officer · T.J.Smayda · R.Mann (1982) : Benthic filter feeding: A natural eutrophication control, Marine Ecology - Progress series, No. 9, pp. 203-210.
- 28)N.Kautsky, I.Wallentinus (1980) : Nutrient release from a Baltic Mytilus-red algal community and its role in benthic and pelagic productivity, Ophelia Suppl., Vol. 1, pp. 17-30.
- 29)山室真澄（1992）：懸濁物食性二枚貝と植物プランクトンを通じた窒素循環に関する従来の研究の問題点（総説）、日本ベントス学会誌、Vol. 42, pp. 29-38.
- 30) W.G.Harrison (1980) : Nutrient regeneration and primary production in the sea, In, Primary productivity in the sea, ed. by P.G.Falkowski, Plenum Press, pp. 433-460.
- 31)中村由行・Fatos Kerciku・井上徹教・二家本晃造（1998）：汽水湖沼におけるヤマトシジミの水質浄化機能に関するボックスモデル解析、用水と廃水、Vol. 40, No. 12, pp. 1060-1068.
- 32)細川恭史（1991）：浅海域での生物による水質浄化作用、沿岸海洋研究ノート、Vol. 29, No. 1, pp. 28-36.
- 33)門谷茂・小濱剛・徳永保範・山田真知子（1998）：瀘過食性二枚貝の生態特性を利用した海洋環境修復技術の開発、環境科学会誌、Vol. 11, No. 4, pp. 407-420.
- 34) T.C.Prins · V.Escaravage · A.C.Smaal · J.C.H.Peeters (1995) : Nutrient cycling and phytoplankto dynamics in relation to mussel grazing in a mesocosm experiment, Ophelia, Vol. 41, pp. 289-315.
- 35)Ragnhild M. Asmus · Harald Asums (1991) : Mussel beds: limiting or promoting phytoplankton?, J. of Experimental Marine Biology and Ecology, No. 148, pp. 215-232.
- 36)山田一裕・徐開欽・須藤隆一（1997）：循環と共生をめざした水環境の復元技術、日本水処理生物学誌、Vol. 33, No. 2, pp. 47-54.
- 37)塩田勉・山田一裕・千葉信男・須藤隆一（1999）：ヨシ植栽水路における充填坦体の空隙率が水路の窒素・リン除去能力に及ぼす影響、水環境学会誌、Vol. 22, No. 6, pp. 505-510.

4.7 都市域ノンポイント汚染と感潮域水環境に関する既往の研究

4.7.1 都市域ノンポイント汚染と感潮域水環境に関して

[1] はじめに

都市域における人為活動に伴って、様々な形で感潮域は絶えず影響を受けている。例えば、都市雨水流出に限っても影響には以下のようなものが想定される。

- i) 河岸の侵食促進
 - ii) 河川の生息域の破壊と消失
 - iii) 河口域や感潮域での水質汚濁の助長
 - iv) 微量汚染物質の蓄積による生息生物への影響
- このうち、本節で取り扱う文献レビューは、主にiii)とiv)にある水質汚染や底泥汚染などに関連したものである。これらの影響を都市雨水流出と絡めて、さらに詳しく受水域へのインパクトや問題点を整理しながら次のようにまとめることができる。
- ・都市雨水排除の従来の目的は、流出水を市街化区域から、経済的に速やかに輸送・排除することであり、受水域の水質汚濁などの影響を考慮してこなかった。その結果、限られた汚濁実態調査結果しかないものの、有害物質の蓄積などに代表されるような河口域・感潮域の水環境や生態系の悪化が深刻な状況へ至っている可能性が高い。
 - ・都市雨水における汚濁影響は、合流式下水道雨天時越流水と分流式下水道からの雨水に起因している。その影響は、排水量とその水質、受水域の特性に依存するため、その定量的な評価が必要である。
 - ・雨水流出に伴う物理的なハビタット変化とともに、

受水域の水質変化、底泥堆積物や汚染物質の影響、生物群集へのインパクト、糞便性細菌の放出に伴う健康影響リスクなど、総合的に水環境を把握することが早急に望まれる。

- ・雨天時汚濁負荷流出機構は複雑なため、個別の水質データ収集にとどまらず、受水域における生態毒性を含め、バイオモニタリングなど総合的な評価を行うことが必要である。
 - ・雨天時流出は連続的な現象ではない。そのため、影響評価においては、汚濁現象の時間的継続性あるいは空間的な連続性などのスケール概念を忘れないことが重要となる。図4・7・1に参考のために対象汚染物質と時間スケールの関係の概念図を示した。すなわち、急性毒性と慢性毒性の識別、さらにはその影響圏域を正しく評価することが望まれる。
 - ・最終的には、受水域における諸過程を含めその影響をモデルにより評価することが求められる。しかし、現段階では環境生態毒性に関しては、その作用機序が明かになっていないことに留意が必要である。
- 上記のような問題点と課題を前提に、都市雨水の受水域としての感潮域への影響に関して、「都市域ノンポイント汚染に関する研究」、「底泥汚染とPAH汚染に関する研究」、「多毛類のPAH汚染に関する研究」の3つにわけてレビューを行った。

[2] 都市域ノンポイント汚染に関する研究

河口域や感潮域を含む半閉鎖性水域において、下水道整備に伴って、有機汚濁問題がほぼ解決する方向に進んでいるが、一方で都市のノンポイント汚染源による汚染が無視できない状況になりつつある。

20年ほど前から、水質環境基準の生活環境項目に設

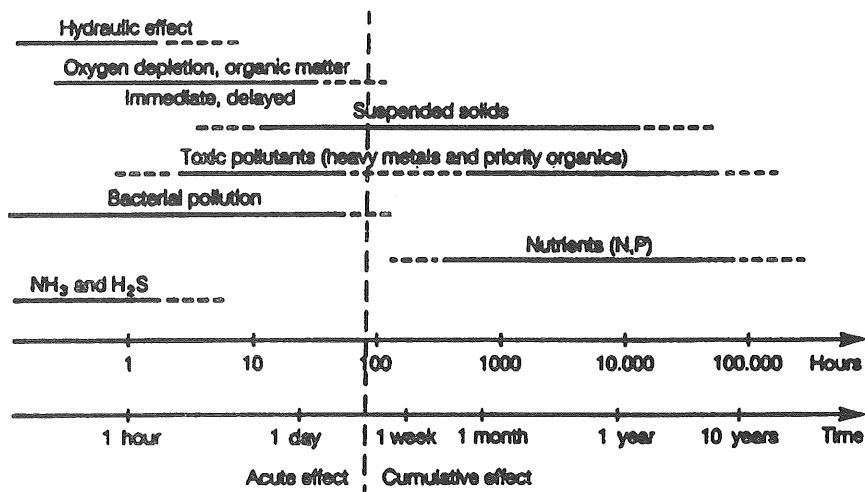


図4・7・1 受水域への影響の時間スケール¹⁾

定されているCOD, SS, T-N, T-Pなどの一般的な水質項目についてはノンポイント汚濁負荷調査が行われてきている。例えば、図4・7・2²⁾に示されているように降雨初期に高濃度の汚染があることや、汚濁負荷量は先行晴天日数や先行降雨状況の影響を受けることなどが明らかにされてきている。しかし、これらは有機汚濁や湖沼等への栄養塩類の汚濁負荷調査を主たる目的としており、微量汚染物質については詳細にはとり扱っていない。

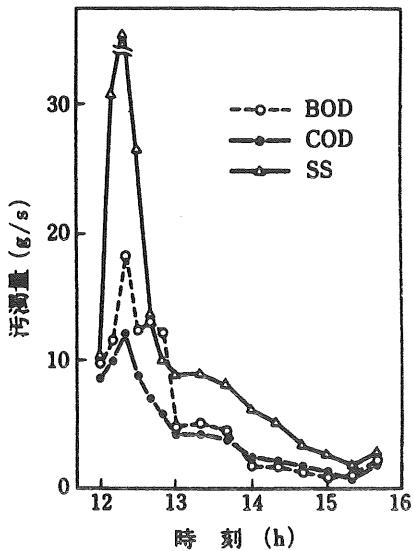


図4・7・2 降雨時のファーストフラッシュ²⁾

その意味では、米国では古くから微量汚染物質をも視野にいれた調査研究がなされてきている^{3) 4)}。都市域のノンポイント汚染に関する先駆け的な研究は、USGS (Geological Survey) により1960年代に実施されたものと思われる。特に、都市内の排煙や粉塵、雨水降下物の化学物質を対象に調査が行われ、都市ノンポイント汚染の重要性を指摘している。しかし、都市域からの下水道を通じた汚濁流出という観点よりは、降雨に伴う大気中の化学汚染物質の影響に着目している。

次いで、1970年代には多くの大都市にてUSEPA (Environmental Protection Agency) により雨天時流出を対象に調査研究が実施された⁵⁾。そして、流出水中には、栄養塩類、農薬（殺虫剤、除草剤など）、重金属が含まれている実態を明らかにした。しかしながら、当時は雨天時におけるサンプリング方法などが十分に確立しておらず、必ずしも汚濁対策のために利用されるレベルには達しなかった。

日本においても、1970年代後半から環境庁により非特定汚染源負荷による汚染防止対策調査が、いくつかの地方都市（山形県、神戸市、北九州市、千葉県など）をケーススタディーとして実施してきた⁶⁾。また、建設省土木研究所による雨天時汚濁負荷流出特性や合流式下水道の改善に関する調査研究^{7) 8) 9)}も積極的に進められ、その結果を受けて、1982年には合流式下水道越流水対策と暫定指針が設定されている¹⁰⁾。

和田らは、都市域の路面堆積負荷に着目して、雨水流出負荷の研究を数多く行なっている^{11) 12)}。しかしながら、上記の国による調査研究を含め、過去の研究は主に有機汚濁負荷やその受水域への汚濁影響を重要な視点とした研究に留まっている。わずかに、路面堆積物や雨水樹堆積物において、重金属の測定がなされているに過ぎない。

米国では、1970年代の調査結果を踏まえて、1980年代初期に、National Urban Runoff Program (NURP) の研究基金をUSEPAが設立して、全米の28都市地域で本格的な雨天時流出汚濁調査が展開された⁵⁾。その目的として、様々な分流式下水道の雨水流出水の水質調査を120項目について実施し、その水質特性を把握することを掲げた。その結果、表4・7・1に示すような平均的な水質が1983年に報告されている。降雨ごとに、調査地域ごとに水質データは大きくばらついていたため、代表的で平均的な水質を求めるため統計的な整理方法を導入している。それは、EMC (Event Mean Concentration) 法である。

表4・7・1 都市雨水の代表的な水質データ (EPA, 1983)³⁾

水質成分	分散係数 (ばらつき)	調査地区EMCの 中央値データ群の中央値	調査地区EMCの 90%値データ群の中央値
TSS, mg/l	1~2	100	300
BOD, mg/l	0.5~1	9	15
COD, mg/l	0.5~1	65	140
T-P, mg/l	0.5~1	0.33	0.70
Soluble-P, mg/l	0.5~1	0.12	0.21
TKN, mg/l	0.5~1	1.50	3.30
NO ₂ -N+NO ₃ -N, mg/l	0.5~1	0.68	1.75
T-Cu, µg/l	0.5~1	34	93
T-Pb, µg/l	0.5~1	144	350
T-Zn, µg/l	0.5~1	160	500

EMC : 各降雨に対して全負荷を全流出量で割った値

Concentration) とSMC (Site Mean Concentration) と呼ばれるものである。EMCは、各降雨における代表的な濃度として、流量で重み付けしたものである。SMCはそのEMCデータ群の平均値や中央値のことである。この方法により、本来降雨条件や地域特性によりばらつきがあることを承知の上で、総括的に都市雨天時汚濁の実態や相対的な関係を明確に表現することになったと思われる。また、調査データ蓄積には有効な手法であり、実務的には汚濁対策の汚濁負荷量を想定するには利用価値の高い計算方法である。

表4・7・1には記載されていないが、測定された120項目のうち77項目（14の無機物質と63の有機物質）が、いずれかの調査地域で検出されたと報告されている。モニタリングの結果、高い頻度で検出されたものとして、鉛(94 %), 亜鉛(94 %), 銅(91 %), クロム(58 %), シアン(52 %), 農薬(15~19 %), ペンタクロロフェノール(19 %), フタル酸塩(22 %), フルオランセン(16 %)が挙げられる。

このように、微量汚染物質の都市域からの排出は確実に古くから存在しており、明らかに汚濁物質の堆積場所となりやすい感潮域などでは、重金属や難分解性の微量有機物が長年蓄積してきていることが容易に想像される。なお、上記のような米国で実施された調査研究プロジェクトが、ヨーロッパやカナダでも実施されており、汚濁対策の導入実施に向けた研究へと進行してきている。

[3] 底泥汚染とPAH汚染に関する研究

1) 底泥汚染の実態調査事例

前節に述べた都市域ノンポイント汚染源だけでなく、様々な汚染源からの影響を受けて、受水域において重金属、農薬、微量化学物質による汚染が進行していることが明らかになってきている。日本を含め先進国では、微量汚染物質の環境モニタリングを積極的に進めできているが、特に米国において体系だった対応が水質や底質に関してなされてきている。

米国においては、1972年のFederal Water Quality Pollution Control Act Amendments (連邦水質汚濁防止法の改訂)、1977年の水質浄化法の施行などで、微量汚染物質の水質基準への追加やその汚染対策が進められた。これにより水質改善は進んだものの、1980年代には底泥に多量の汚染物質が蓄積していることが明らかになり始めた。そして、1992年のWater Resources Development Actのもと、EPAを中心にNational Sediment Quality Survey (NSQS) が開始されている¹³⁾。その調査のなかでは、次の5項目が重要な汚染物質としてリ

ストアップされた。

- ・栄養塩類 (N, Pなど)
- ・炭化水素類 (油分も含む)
- ・DDTやPCBなどの有機塩素化合物
- ・多環芳香族化合物 (PAH)
- ・重金属

この一連の調査は、21,000箇所以上におよぶモニタリング地点の1980年~1993年までの観測結果をもとに、影響の可能性（確率）レベルを3段階に分けて、汚染影響があると思われるものを分類1、汚染影響がありうるものを分類2、汚染影響がないあるいはそのように判断することが出来ない（データがない場合も含む）ものを分類3とした。本文では、分類1と分類2をAPC (Area of Probable Concern) と考えている。その結果、分類1が5,521地点(26 %)、分類2が10,401地点(49 %)、分類3が5,174地点(25 %)であった。

そして、全米内で分類1を10地点以上有する流域と、その流域内の全測定点のうち75 %以上が分類1あるいは分類2に含まれている流域を選びだしたところ、96流域にのぼった。必ずしも、感潮域を含む流域ばかりではないが、大都市の集中する東海岸沿いやワシントン州やカリフォルニア州の太平洋側の流域など30以上が含まれている。内陸の流域もあるが、次いで五大湖周辺に30程度の流域が含まれている。

上記の96流域を対象に、図4・7・3に示されるように汚染の実態がまとめられている。96流域がすべて感潮域を含むわけではないが、都市域からの汚染により、重金属やPCBほどではないにしても、19 %のPAHによる環境影響が懸念されるレベルの汚染があることが示されている。

また、表4・7・2の汚染物質と汚染源6項目とのマトリックスに整理されているように、PAHについては大気、都市ノンポイント、産業排水、処理水が汚染源として認識すべきものとして挙げられている。このよう

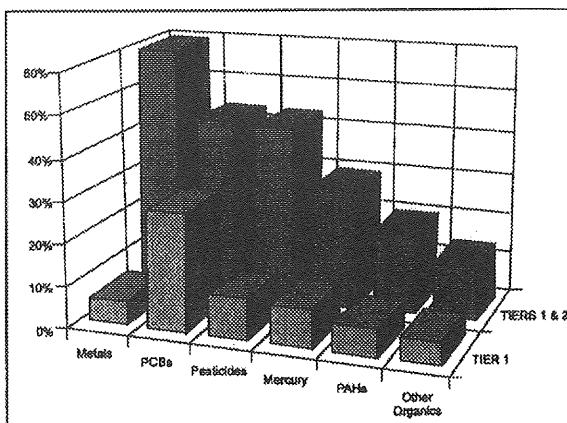


図4・7・3 米国の底泥汚染の実態¹³⁾

表4・7・2 底泥汚染物質とその起源¹³⁾

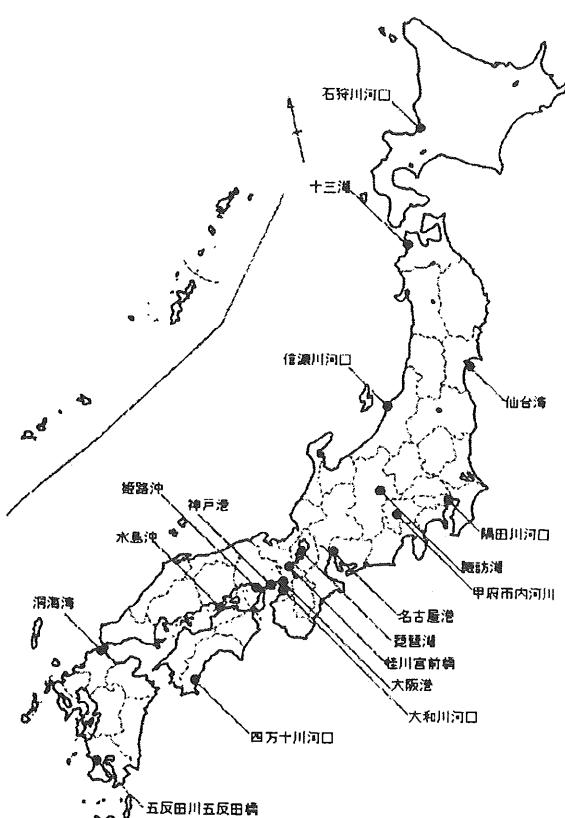
Source/Chemical Class	Mercury	PCBs	PAHs	Metals	Pesticides	Other Organics
Harvested Croplands					★	
Inactive and Abandoned Mine Sites	●			●		
Atmospheric Deposition	●	●	●	●	●	●
Urban Sources	●		●	●	★	●
Industrial Discharges	●	★	●	●	★	●
Municipal Discharges	●	●	●	●	●	●

★ Source from past activities

● Ongoing source

に、PAHの汚染実態が米国では明確に報告書としてまとめられており、そのなかで都市ノンポイント由来が重要な汚染源として認識されてきている。

日本においては、環境庁による底質モニタリングが昭和61年度より実施されており、PAHの一つであるBenzo(a)pyreneについて平成3年度より18地点（河川9地点、海域7地点、湖沼2地点；図4・7・4）で測定している¹⁴⁾。しかしながら、米国の体系だった調査と比較すると、汚染が欧米ほど進行していないことは反映している可能性もあるが、限られたモニタリングに留まっていると言わざるを得ない。

図4・7・4 環境庁底質モニタリング地点¹⁴⁾

2) 底泥汚染の研究事例

国際的にも、大都市は河口部に位置することから、内湾や港湾、感潮域における底泥の微量有害物質汚染の研究が行われている。微量有害物質の挙動や蓄積は水環境を考える上で非常に大きな関心事であり、特に、1990年代になって、感潮域の水質や底泥に関して重金属に限らず、PAH等を対象とした環境動態調査や影響評価、バイオアッセイの研究が多く見られる。本節では、PAHを対象汚染物質として、感潮域における底泥の浚渫の影響、オイルタンクや工場からの汚染物質の漏洩、工場や事業所排水などのポイントソース汚染に着目しているものを取り上げる。

以下に、これらを論文あるいは報告書別にその概要を記述する。

<イタリア港湾の事例¹⁵⁾>

港湾管理における浚渫に関連して、底泥特性の類型化分析をしている。Livorno港内で17箇所の採泥を行い、USEPAが主要なPAHとして定めた16成分を分析している。表層底泥10cmについて、全PAH濃度範囲は、2～1,700mg/kg-dry（底泥乾燥重量当たり濃度；以下同様）であり、有機物含有率（強熱減量測定）は、2%～8%と報告している。

<ドイツ感潮域の事例¹⁶⁾>

エルベ川での1994年における調査研究である。感潮域141km（内、64kmまでは淡水域）を7区分して、計235の底泥試料を分析している。特徴的な点は、ハンブルク港が位置する24～46km区間に、製油プラントを含む産業排水などによる汚染水域があることである。底泥のうち20μm以下の粒子について、重金属とPAH濃度を分析している。PAHは上記のイタリア港湾の事例と同様にUSEPAが指定している16成分を測定している。

そして、浚渫に伴う懸濁微粒子の移動を潮汐と関係

づけている。その結果、図4・7・5に示されるように、約100kmの汚染懸濁粒子の移動を観測しており、その移動距離は、Hg, PAHで短く、Zn, Pbでは長い。全PAHの濃度レベルは、24~46km区間で最大200mg/kg-dryに達している。

<オランダ港湾での事例^{17) 18)}>

オランダでは、1991年から2010年までの間に5億m³の汚染底泥を浚渫する必要があり、その多くがPAHで汚染されている。本論文では、その処理や底泥修復手法の選定のための底泥分類を行うための手順を検討している。また、PAH汚染の底泥の溶媒抽出によるクリーンアップ技術も紹介されている。

本研究では、底泥の性状を評価するには、汚染物質濃度、有機物含有率、炭酸塩含有率、粒径分布などを測定するとともに、PAH除去を意識した底泥の特徴付けとして、粒径で10分類、PAHの存在形態としては溶媒(N-methylpirrolidinone)を利用した抽出時間の違いから4分類している。戦時中のオイルタンクの破壊に伴う汚染と油の流出事故で汚染しているアムステルダムのPetrol Harbourの底泥が研究対象であるため、PAH濃度レベルは非常に高い。測定値として、200μm以

下で2,000~4,000mg/kg-dry, 200μm以上で7,000~16,000mg/kg-dry、平均で2,600mg/kg-dryと報告されている。また、有機物含有率(強熱減量測定)は10.8%である。

<デンマーク港湾の事例¹⁹⁾>

コペンハーゲン港底泥を対象に化学分析(重金属、PAH、PCB)と生物試験を行っている。このバイオアッセイでは、amphipod(端脚類)を用いた試験とMicrotox Solid Phase testの両者を実施している。また、底泥間隙水を対象に、copepod(ミジンコの類)、藻類を用いても試験を実施している。その結果、Microtoxがもっとも感受性が高く、amphipodとcopepodでの試験が中間であり、藻類に関しては毒性は観測されなかった。なお、底泥中の全PAH濃度レベルは、2.6~180mg/kg-dryと報告されている。なお、この論文のなかで重金属やPAHに関する毒性の指標であるTEL(Threshold Effect Levels)とPEL(Probable Effect Levels)が引用されているので参考のために表4・7・3として記載する。

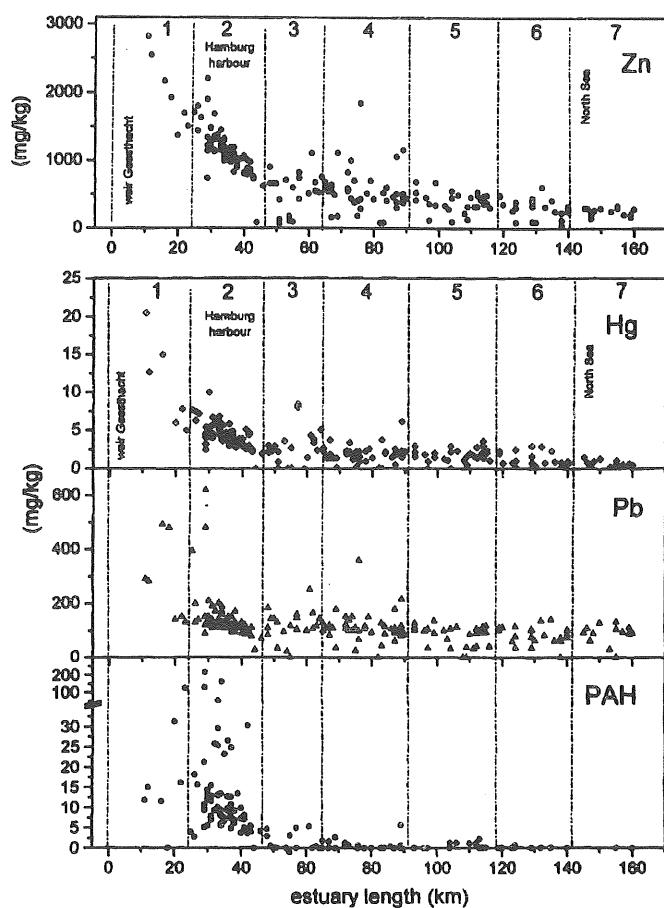


図4・7・5 エルベ川感潮域での亜鉛(Zn)、水銀(Hg)、鉛(Pb)、多環芳香族炭化水素(PAH)の分布(粒径20μm以下)¹⁶⁾

表4・7・3 底泥中化学物質に対するThreshold Effect Level(TEL)とProbable Effect Level(PEL)¹⁹⁾

Substance	TEL	PEL
Cd	0.68	4.2
Ni	16	43
Cr	52	160
Cu	19	110
Pb	30	110
Zn	120	270
PCBs	0.022	0.19
Naphthalene	0.035	0.39
Phenanthrene	0.087	0.54
Anthracene	0.047	0.25
Fluoranthene	0.11	1.5
Benz(a)anthracene	0.075	0.69
Chrysene	0.11	0.85
Benz(a)pyrene	0.089	0.76

[mg/kg]

<オランダ河口湖の事例²⁰⁾>

ライン川の支流Ijssel川の河口にあるKeelmeer湖の底泥と、汚染のない対照底泥を用いて、メソコズム生物試験を実施している。汚染物質としては、重金属、PCB、PAHが目だっている。利用した生物は、amoeba（アメーバ）、mysid shrimp（アミ〔甲殻類の一種〕）、microlepidoptera（小鱗翅類；小型のチョウやガ）、cladoceran（枝角類；ミジンコ等）などで、汚染底泥の存在により増殖や摂食に影響があるものの、逆にbiting midge（水棲昆虫の蚊の類）は底泥を好む傾向が見られた。なお、対象底泥中の10成分（構成不明）のPAH合計濃度は753 μg/kg-dryと報告している。有機物含有率は6.5%で、有機炭素含有率は3.8%である。

3) 米国サンフランシスコの底泥汚染調査事例²¹⁾

本節では、感潮域を対象に大規模な微量汚染物質のモニタリングが実施された米国サンフランシスコの例を詳細に紹介する。なお、詳細な情報はSan Francisco Estuary Institute (SFEI) のホームページ (<http://www.sfei.org.rmp/>) より入手可能である。

流入河川上流部の農業地帯に加え、人口集中や市街化が高度に進んでいるサンフランシスコ湾およびデルタ地帯周辺からは、都市雨水流出、農業由来汚染流出、処理水の流入、さらには浚渫など様々な要因のもと、感潮域が極度に汚染されている。そのため、以下のような目的のもと、Regional Monitoring Programが微量汚染物質を対象として、SFEIを中心として1993年より開始されている。その中で、PAHも重要な汚染物質として取り上げられている。

- i) 汚染濃度のトレンドや分布状態の把握
- ii) 感潮域への汚染源の把握
- iii) 感潮域の生態系への影響調査

iv) 観測データの関連基準類との比較評価

v) 上記のデータに基づく情報公開

モニタリングは、季節に応じて年3回実施され、24箇所（図4・7・6参照）について水質と底泥の両者がサンプリングされている。測定項目は以下の通りである。

- ・水質：一般項目と重金属、農薬、その他炭化水素類
- ・底泥：粒径分布、重金属、農薬、その他炭化水素類
- ・毒性試験（水、底泥とも）
- ・貝類への汚染物質蓄積試験

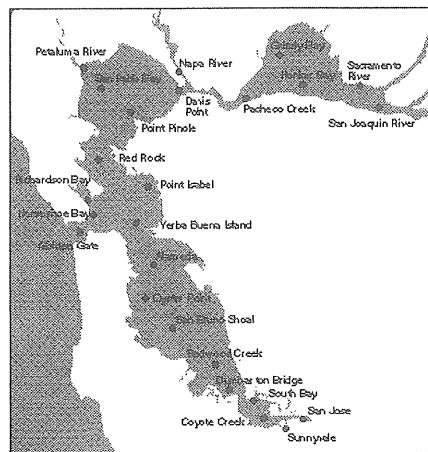


図4・7・6 サンフランシスコ湾底泥汚染調査地点²¹⁾

ここでは、底泥のPAH汚染に着目して調査結果を紹介する。図4・7・7に1991年～1998年までの傾向が示されている。全PAH濃度レベルは、Sacramento川付近で低く、次いでNorthern Estuary, Central BayとSouth Bayは同程度で2,000 μg/kg-dry程度である。報告書によると、San Jose やSunnyvale地点（South Bayの湾奥）が最も汚染が激しいとされている。この傾向は、路面からのPAH流出が主たる汚染源であることを示唆していると考察している。

そして、PAHの毒性指標（ガイドライン）として、ERL（Effect range - low）とERM（Effect range - medium）との比較している。PAHの合計値（Total-PAH）では、両者はそれぞれ4,022 μg/kg-dryと44,792 μg/kg-dryである。この指標は、既存の毒性調査データの結果を参考して、それぞれ毒性が認められた濃度の10%百分位の値と中央値を意味している。サンフランシスコ湾の1998年の汚染実態として、全PAHとしての汚染レベルは、ほとんどERL以下に位置していると判断している。ちなみに、Benz(a)pyreneに対するERL値は、430 μg/kg-dryであるのに対して、前掲の表4・7・3でのBenz(a)pyreneのTEL¹⁹⁾は89 μg/kg-dryであり、両者数値は大きく食い違っている。したがって、現段階では統一した底泥中の汚染物質による毒性評価が困難な状態で

あることが伺える。

4) 底泥のPAH汚染および毒性ガイドラインについて

感潮域の水環境や生態系を考える上で、汽水域特有の生物が干潟などに生息していることからもわかるように、干潟や底泥の汚染状態は非常に重要な位置にある。そして、底泥中のPAHは重金属やPCBやダイオキシンとともに底生生物への毒性物質として、多くの調査や生態毒性に関する実験研究がなされてきている。

前節でも記述したが、すでにいくつかのPAHに関する

底泥汚染や毒性のガイドラインが提案され、調査結果の評価も個別になされてきている。しかし、研究者によって濃度基準が異なっていたり、数値自体も大きく食い違っている状況にある。ここでは、最新のガイドラインのレビュー的な論文(Swartz; 1999)を紹介して、現在コンセンサスが得られようとしているガイドラインについて説明する。彼によると、既存のガイドラインには次のようなものがあり²²⁾、具体的な数値も表4.7.4のようにまとめられている。

Screening level concentration (SLC)

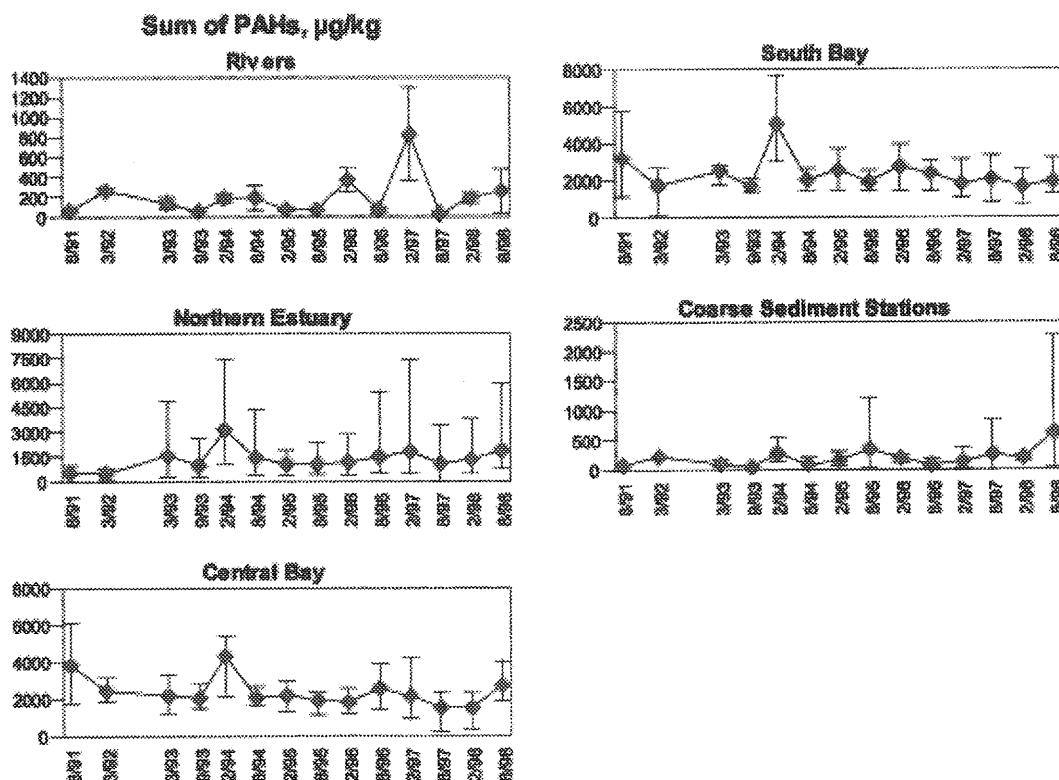


図4・7・7 サンフランシスコ湾底泥中PAHの推移²¹⁾

表4・7・4 PAHに関する底泥汚染のガイドライン値

PAH species	規制レベル		[mg/kg-有機炭素]			中央値レベル		[mg/kg-有機炭素]		
	ERL	TEL	EqP	SLC	ΣPAH	ERM	PEL	LAET	ΣPAH	
Naphthalene	16	3		41	13	210	39	210	71	
Acenaphthylene	4	1		5	3	64	13	>56	15	
Acenaphthene	3	1	230	6	4	50	9	50	23	
Fluorene	3	2		10	17	54	14	54	90	
Phenanthrene	24	9	240	37	29	150	54	150	155	
Anthracene	9	5		16	21	110	24	96	114	
Fluoranthene	60	11	300	64	69	510	149	170	371	
Pyrene	66	15		66	90	260	140	260	481	
Benz(a)anthracene	26	7		26	21	160	69	130	111	
Chrysene	38	11		38	31	280	85	140	169	
Benz(b)fluoranthene	32	7		32	33	188	71	160	180	
Benz(k)fluoranthene	28	6		28	29	162	61	160	155	
Benz(a)pyrene	43	9		40	33	160	76	160	179	
Total	350	87	211	409	393	2358	804	1796	2114	
提案ガイドライン値	TEC=290 mg/kg~有機炭素			MEC=1800 mg/kg~有機炭素						

現場調査データのPAH濃度と底生生物種数の有無から、90%百分位から各PAHについてのSLCを決定している。単位は有機炭素（OC）基準。

Effect range low & Effect range medium (ERL & ERM)

毒性試験、現場調査データ、他のガイドライン（EqPやAET）を参考して、10%百分位をERL、50%百分位をERMとしている。単位は乾燥重量基準。

EqP (Equilibrium partitioning-derived) Criteria

底泥中間隙水中濃度を考慮して、EPAのwater quality criterion final chronic valueをその濃度として、平衡になる底泥濃度を考える方法。なお、Acenaphthene, phenanthrene, fluorantheneの値が決められている。単位はOC基準。

Apparent effects thresholds (AET)

Puget Sound databaseを用いた統計的な解析により、影響があるレベルを4種類（amphipods, oyster larvae, Microtox, Biological effects in fields）のデータからHighest (HAET) とLowest (LAET) を表現している。単位は乾燥重量基準。

Threshold effects level & probable effect level (TEL & PEL)

生物影響データに基づいたガイドライン。対照より2倍以上影響があった濃度データと影響がないとされた濃度データを得て、影響ありデータの15%百分位と影響なしの50%百分位の平均をTELとして、影響有りデータの50%百分位と影響なしの85%百分位の平均をPELとした。

Σ PAHモデルによるガイドライン値

EqPガイドラインと同様に間隙水中の濃度を想定し、各PAHに関するLC 50濃度に現場データから平均的な各PAHの毒性貢献度を求め、重み付けして合計したPAH濃度（ Σ PAH）である。それを毒性単位（TU）を1とした場合、TU=0.186以上で毒性影響が明らかであるため、0.186を閾値としている。したがって、50%の致死にいたる中央値の Σ PAH LC 50が $2,114 \mu\text{g/kg-OC}$ なので、閾値は $393 \mu\text{g/kg-OC}$ と計算される。

TEC (Threshold), MEC (Median), EEC (Extreme)

Swartzが提案しているもので、自ら提案している Σ PAHモデルによる毒性評価データを含め、既存のガイドラインを総合比較して、妥協案的な値を提案している。まず、乾燥重量基準データを1%の有機炭素含有量と仮定して、有機炭素基準での値に統一したのち、基準ごとでスクリーンレベルや閾値のもの、中央値のもの、明かに毒性のあるものに分ける。そして、それぞれのグループごとの値を平均して、底泥の汚染濃度ガイドラインとしてTEC (Threshold), MEC (Median), EEC (Extreme) の3段階にて提示している。

左記のように、現段階では様々なガイドラインが提案されており、未だに正式な統一した結論には至っていない状況にある。しかし、表に示した閾値レベルのガイドライン値（87～409 mg/kg-OC）以上であれば、急性毒性が懸念されるレベルと判断してよいものと思われる。ここに示された値は、単独のPAH物質の毒性によるガイドライン値ではないことに留意が必要である。底泥ごとに毒性や底泥中への存在率が異なるため、厳密にはPAHの合計濃度で毒性を評価することはできないものの、PAH汚染された底泥中には一般にPAHが混合して存在しており、その存在比率もある程度の範囲にあるため、個別のPAHごとの毒性試験データや蓄積された現場調査データからこれらのガイドラインが誘導されてきている。

言いかえると、ガイドラインは厳密な毒性を評価するためのものではなく、概略の底泥全体の汚染状態を判断するための指標と位置付けられる。

5) 都市雨天時汚濁に着目したPAH汚染の研究

本節では、都市域のノンポイント汚染源や雨天時流出汚濁に着目したPAH汚染の研究を整理する。

日本においては、1980年代に尹ら²³⁾および余²⁴⁾による東京周辺の都市河川および沿岸、内湾部における表層PAHの分布状況の測定例がある。雨天時流出水に着目しているわけではないが、その受水域がPAHにより広範に汚染されていることを報告している貴重なデータである。

1990年代に入り、雨天時のPAH流出量や、路面への堆積・流出機構に関する研究が報告されるようになってきた。山根ら²⁵⁾は、多摩川の支流である野川からのPAHの流出が、晴天時には生活雑排水、雨天時には側溝排水に起因して、懸濁物質に吸着した形で起こっていることを明らかにした。

浅田ら²⁶⁾は、雨天時流出水をガラス纖維ろ紙での懸濁性と溶存性を分離し、ろ液については固相抽出カートリッジによる濃縮方法を採用して、Benzo(a)pyreneを測定している。その結果、環境水中ではほとんど懸濁物質に吸着して存在すること、道路からの降雨初期排水に高い濃度で存在していることなどを報告している。この論文の特徴的なこととして、合流式下水道越流水や道路側溝排水の分析を行っており、それぞれ5～66 mg/kg-SS, 24～60 mg/kg-SSという分析結果を示している。

石丸ら²⁷⁾は、道路流出水に含まれる6種のPAHの由来を、道路面の塵埃、沿道大気などでの測定に基づき検討を行いながら、路面への最大堆積量の推定を試み

ている。

小野ら²⁸⁾は、PAHsより強い発癌性を有するニトロ誘導体(NO_2 -PAH)に着目して研究をしている。自動車排ガスにさらされる道路路面からの流出水(高速道路雨樋から採取)の懸濁物質を対象に、その毒性をumu試験で評価した。その他、河川水や下水二次処理水、アスファルト粉末溶出液、自動車排ガスについても検討している。濃度レベルとしては、ニトロ誘導体は低いものの、受水域への影響という面では無視できないことがわかる。

一方、大気汚染関連の研究グループもPAHに着目した研究を進めている。これらの研究の多くは人間の健康影響を対象としており、直接的に水環境と結びつくものは少ないが、例えば、嵐谷ら²⁹⁾は、大気汚染物質としてPAHを捉えているものの、同時に道路面への堆積量に関する貴重なデータを提供している。北九州市幹線道路、九州高速道路、中国自動車道トンネル内の計45地点で採取した道路堆積土砂のタール状物質、PAH、変異原活性を測定した。そして、Benzo(a)pyrene濃度は北九州市幹線道路がもっとも高く、最大で土砂1gあたり707ngであったことを報告している。またBenzo(a)pyreneとBenzo(ghi)peryleneの濃度比からPAHの由来を推定し、北九州市幹線道路では自動車だけでなく重化学工場の燃焼物由来のものもあると考えた。

次に、海外での雨天時汚濁に関わるPAHや微量有機汚染物質の動態に関する研究事例を紹介する。

Pittら³⁰⁾は、アメリカの住宅地、商業地、工業地域のそれぞれで屋根、駐車場、倉庫、道路、積み下ろし場、自動車業務地、造園地、都市内河川、貯水池から雨天時流出水を採水し、農薬類、フタル酸エステル類、PAH、金属について分析している。また、Microtox試験で毒性評価も行っている。PAH類に関しては、屋根、駐車場、自動車業務地の試料で頻繁に検出されたとして、その濃度や毒性に関しては土地利用形態よりも降雨形態(降雨強度、先行晴天日数など)の方が影響が大きいと考察している。

Garciaら³¹⁾は、フロリダの底泥中の未規制微量有機物の調査結果を報告している。PAHではないが、アルキルフェノール類、アルキルベンゼン類やテルペン類など人間活動や都市雨水流出水由来と考えられる有機物が数多く検出されたことを報告している。

Fisherら³²⁾も、PAHではないが、サンタモニカ市の雨天時流出水を対象に、毒性の高い有機塩素化合物(ダイオキシン、有機塩素フラン類、有機塩素ナフタレン類)を1年間、18降雨について精力的に分析している。そして、降雨時に濃度ピークが存在することや

同族類や異性体のプロファイルは、焼却場などからの発生源のプロファイルより底泥中や降雨水のものと似ていること、さらに空地や間地からの流出水より、市街化地区からの流出水の高濃度に存在することを報告している。

底泥中のPAH汚染実態調査ではないが、PAHの底泥中における生物分解の研究も行われているので紹介する。MacRae and Hall³³⁾は、バンクーバーの市街地雨天時流出水やCSOの影響を受けている地点より海域底泥を採取して、PAHの生物分解性を検討している。脱窒条件下では、低分子量のPAHの半減期は33–38日、高分子量のPAHでは143–693日と非常に分解が遅いことを報告している。この原因として、高分子量のPAHほど、疎水性が高く底泥中の有機相により強く結合しているためと推察している。

このように、都市雨天時流出水に伴うPAH汚染の実態調査研究などは、最近になって進められてきているものの、数は限られており、都市ノンポイント汚染源と受水域である感潮域の底泥汚染、さらには感潮域生態系への影響を結びつけた研究が進められる必要があると考えられる。

[4] 多毛類のPAH汚染に関する研究

PAHは、大気経由で人間の呼吸器系への障害をもたらすだけでなく、微小粒子として都市域の地表面へ沈着・堆積し、それらが雨天時に水系(河川や湖沼・海洋、およびその底泥)へ排出されることにより、水生生物への蓄積、さらには生物濃縮を通じて生態系全体へ影響を与えることが危惧される。これまでに、多くの生物種が海洋や河口域環境のバイオモニタリングに利用してきた。特に懸濁物食性の二枚貝(例えば*Mytilus edulis* L.)はよく利用されているが、これはそれらが定住性でありまた大量の水をろ過するからである。懸濁物食種は周囲の水をろ過摂取するため、その体内残留濃度は底質よりもむしろ水質を反映していると考えられる。しかしながらPAHが主として底泥中に存在していることを考慮すると、PAHのバイオモニタリングのためには、懸濁物食種よりも堆積物食種の方が適しているであろう。ところが、貝類と異なり人間が直接に食することがないためか、堆積物食種である多毛類(ゴカイ等)がバイオモニタリングに利用された例は多いとは言えない。以下、限られた例ではあるが、多毛類とPAHとの関連を述べた研究を紹介する。

Chandlerら^{34) 35)}は、実験室内でPAH汚染底泥を多毛類に投与する実験と、汚染地域から底泥と多毛類とを採取し分析することで、多毛類によるPAHの生物濃縮に

関して検討している。その結果から、底泥中の有機物含有率がPAHの生物濃縮に大きな影響を及ぼすことを確認しているが、一方で、水オクタノール比などの分配平衡だけでは生物濃縮を過大評価してしまうなどの問題があり、多毛類による代謝についても考える必要がある。多毛類のPAH利用性についてはMcElroyらの一連の研究がある^{36) 37) 38) 39) 40)}。McElroyらは多毛類の中でもPAHの代謝能が多様であることを数種類の多毛類に対して実験室内でPAHに暴露させる実験で明らかにし、多毛類を有害物質の生物濃縮や生態系影響の評価に用いるに当たって、代謝能に関する知見を蓄積することが重要であるとしている。

フィールドでの多毛類中のPAHを測った例としては、Wadeらのメキシコ湾での報告⁴¹⁾や、Kaagらのオランダ南西部での報告⁴²⁾がある。Wadeら⁴¹⁾は、海底油田域での生物組織中のPAHを測定しており、魚のような移動性の生物よりも、貝やtube wormのような定住性の生物の方が高濃度のPAHを蓄積していることを報告している。Kaagら⁴²⁾は、一年あまりに渡って6回のサンプリングを行い、タマシキゴカイ中のPAH濃度が底泥のPAH濃度を直接的には反映していないとし、このような多毛類のモニタリングは底泥のみのモニタリングに新たな情報を付加するものだと結論づけている。また繁殖能とPAH濃度との関連についても検討しているが、この点については明確な傾向が認められず、さらなる検討が必要だとしている。

多毛類は感潮域の食物連鎖の重要な位置を占めているにもかかわらず、PAHのモニタリングに使用している例は極めて少ない。人為起源有害物質の生態系影響を理解する一つの重要なルートとして、多毛類のPAHに関する摂取・代謝能の検討と合わせて、現場調査による知見の蓄積が必要であろう。

参考文献

- 1) J.B. Ellis・T. H-Jacobsen (1997) : Urban drainage impacts on receiving waters, Journal of Hydraulic Research, Vol. 34, No. 6, pp. 771-783.
- 2) 和田安彦(1990) : ノンポイント汚染源のモデル解析, 技報堂出版.
- 3) WEF・ASCE(1998) : Urban runoff quality management - WEF manual of practice No. 23, ASCE manual and report on engineering practice No. 87.
- 4) V. Novotny (1995) : Nonpoint pollution and urban stormwater management - Water Quality Management Library Vol. 9, Technomic Pub.
- 5) USEPA (1983) : Final report on the Nationwide Urban Runoff Program - executive summary.
- 6) 山形県・神戸市・北九州市・千葉県(1979～1982) : 非特定汚染源負荷による污染防治対策調査, 昭和53～56年度環境庁委託業務結果報告書.
- 7) 土木研究所(1975) : 雨天時合流式下水道の汚濁流出特性に関する調査, 昭和49年度下水道事業調査費報告.
- 8) 中村栄一(1980) : 合流式下水道対策の検討(第Ⅱ報) - 汚濁流出シミュレーション, 第16回衛生工学研究討論会講演論文集.
- 9) 土木研究所(1981) : 下水管路施設の合理化に関する調査報告(V) - 都市域の汚濁ポテンシャル-, 土木研究所資料第1705号.
- 10) 日本下水道協会(1982) : 合流式下水道越流水対策と暫定指針.
- 11) 和田安彦(1981) : 非点源負荷における路面堆積負荷の定量と流出シミュレーションに関する研究, 水質汚濁研究, Vol. 4, No. 3, pp. 31-43.
- 12) 和田安彦・三浦浩之(1986) : 分流式下水道の雨天時流出に伴う汚濁負荷流出モデルとその適用, 土木学会論文集, No. 369 / II - 5, pp. 287-293.
- 13) USEPA (1997) : The incidence and severity of sediment contamination in surface waters of the United States, Volume I : National Sediment Quality Survey (EPA 823-R-97-006) (以下のホームページよりダウンロード可能)
<http://www.epa.gov/OST/cs/congress.html>
- 14) 環境庁「化学物質と環境」ホームページより
<http://www.eic.or.jp/eanet/kurohon/index.html>
- 15) A. Ausili・M. Mecozi・M. Gabellini・G. Ciuffa・F. Mellara (1998) : Physico chemical characteristics and multivariate analysis of contaminated harbour sediments. Water Science and Technology, Vol. 37, No. 6 - 7, pp. 131-139.
- 16) A. Groengroeft・U. Jaehnig・G. Miehlich・R. Lueschow・V. Maass・B. Stachel (1998) : Distribution of metals in sediments of the elbe estuary in 1994. Water Science and Technology, Vol. 37, No. 6 - 7, pp. 109-116.
- 17) M.P. Cuypers・J.T.C. Grotenhuis・W.H. Rulkens (1998) : Characterisation of PAH-contaminated sediments in a remediation perspective. Water Science and Technology, Vol. 37, No. 6 - 7, pp. 157-164.
- 18) W.H. Rulkens・H. Bruning・H.J. van Hasselt・J. Rienks・H.J. van Veen・J.P.M. Terlingen (1998) :

- Design of a solvent extraction process for PAH-contaminated sediments: the WAU-acetone process. Water Science and Technology, Vol. 37, No. 6 - 7, pp. 411-418.
- 19) F. Pedersen · E. Bjornestad · H.V. Andersen · J. Kjolholt · C. Poll (1998) : Characterization of sediments from Copenhagen Harbour by use of biotests. Water Science and Technology, Vol. 37, No. 6 - 7, pp. 233-240.
- 20) E.M. Foekema · N.H.B.M. Kaag · D.M. van Hassel · R.G. Jak · M.C.T. Scholten · C.v.d. Guchte (1998) : Mesocosm observations on the ecological response of an aquatic community to sediment contamination. Water Science and Technology, Vol. 37, No. 6 - 7, pp. 249-256.
- 21) San Francisco Estuary Institute (SFEI) ホームページより <http://www.sfei.org.rmp/>
- 22) R.C. Swartz (1999) : Consensus sediment quality guidelines for PAH mixtures. Journal of Environmental Toxicology and Chemistry Vol. 18, No. 4, pp. 780-787.
- 23) 尹順子 · 石渡良志 · 塩谷真 · 松本英二 (1983) : 東京湾表層堆積物中の多環芳香族炭化水素類の分布と特徴. 地球化学, Vol. 17, pp. 53-59.
- 24) 余順 (1987) : 多摩川および東京湾内湾部における表層堆積物中の多環芳香族炭化水素. 水処理技術, Vol. 28, No. 6, pp. 379-385.
- 25) 山根昌子 · 長島一郎 · 泉川碩雄 · 岡田光正 · 村上昭彦 (1993) : 野川流域における石油系炭化水素の雨天時流出. 水環境学会誌, Vol. 16, No. 4, pp. 251-260.
- 26) 浅田素之 · 大垣眞一郎 (1996) : 都市域における降雨初期雨水排水中のベンゾ(a)ピレンの挙動. 水環境学会誌, Vol. 19, No. 11, pp. 904-909.
- 27) 石丸尚志 · 小笠原光憲 · 森喜一 · 盛岡通 (1997) : 道路流出水中多環芳香族炭化水素の動態に関する予測手法. 第31回日本水環境学会年会講演集, p. 373.
- 28) 小野芳朗 · 貫上佳則 · 小田美光 · 宗宮功 (1997) : 道路路面排水中の多環芳香族化合物ニトロ誘導体由来の遺伝毒性評価. 水環境学会誌, Vol. 20, No. 11, pp. 785-745.
- 29) 嵐谷奎一 · 染谷孝 · 吉川正博 · 児玉泰 (1992) : 道路堆積土砂中の多環芳香族炭化水素濃度と変異原活性. 大気汚染学会誌, Vol. 27, No. 4, pp. 190-197.
- 30) R. Pitt · R. Field · M. Lalor · M. Brown (1995) : Urban stormwater toxic pollutants: assessment, sources, and treatability. Water Environment Research, Vol. 67, No. 3, pp. 260-275.
- 31) K.L. Garcia · J.J. Delfino · D.H. Powell (1993) : Non-regulated organic compounds in Florida sediments. Water Research, Vol. 27, No. 11, pp. 1601-1613.
- 32) T.S. Fisher · D.G. Hayward · R.D. Stephens · M.K. Stenstrom (1999) : Dioxins and furans urban runoff. Journal of Environmental Engineering, Vol. 125, No. 2, pp. 185-191.
- 33) J.D. MacRae · K.J. Hall (1998) : Biodegradation of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAH) in marine sediment under denitrifying conditions. Water Science and Technology, Vol. 38, No. 11, pp. 177-185.
- 34) G.T. Chandler · M.R. Shipp · T.L. Donelan (1997) : Bioaccumulation, growth and larval settlement effects of sediment-associated polynuclear aromatic hydrocarbons on the estuarine polychaete, *Streblospio benedicti* (Webster). Journal of Experimental Marine Biology and Ecology, Vol. 213, pp. 95-110.
- 35) P.L. Ferguson · G.T. Chandler (1998) : A laboratory and field comparison of sediment polycyclic aromatic hydrocarbon bioaccumulation by the cosmopolitan estuarine polychaete *Streblospio benedicti* (Webster). Marine Environmental Research, Vol. 45, No. 4/5, pp. 387-401.
- 36) A.E. McElroy · B.W. Tripp · J.W. Farrington · J.M. Teal (1987) : Biogeochemistry of benz(a)anthracene at the sediment-water interface. Chemosphere, Vol. 16, No. 10-12, pp. 2429-2440.
- 37) A.E. McElroy (1990) : Polycyclic aromatic hydrocarbon metabolism in the polychaete *Nereis virens*. Aquatic Toxicology, Vol. 18, pp. 35-50.
- 38) A.E. McElroy · J.W. Farrington · J.M. Teal (1990) : Influence of mode of exposure and the presence of a tubicolous polychaete on the fate of benz(a)anthracene in the benthos. Environmental Science & Technology, Vol. 24, No. 11, pp. 1648-1655.
- 39) S.K. Driscoll · A.E. McElroy (1996) : Bioaccumulation and metabolism of benzo(a)pyrene in three species of polychaete worms. Environmental Toxicology and Chemistry, Vol. 15, No. 8, pp. 1401-1410.
- 40) S.B.K. Driscoll · A.E. McElroy (1997) : Elimination of sediment-associated benzo(a)pyrene and its

- metabolites by polychaete worms exposed to 3-methylcholanthrene. Aquatic Toxicology, Vol. 39, pp. 77-91.
- 41) T.L. Wade · M.C. Kennicutt II · J.M. Brooks (1989) : Gulf of Mexico hydrocarbon seep communities: Part III. Aromatic hydrocarbon concentrations in organisms, sediments and water. Marine Environmental Research, Vol. 27, pp. 19- 30.
- 42) N.H.B.M. Kaag · M.C.T. Scholten · N.M. van Straalen (1998) : Factors affecting PAH residues in the lugworm *Arenicola marina*, a sediment feeding polychaete. Journal of Sea Research, Vol. 40, pp. 251-261.

4.7.2 感潮域に関する研究動向（JICSTキーワード検索による）

本節では、過去の感潮域に関する研究の動向を、JICSTのキーワード検索を用いて調査した結果を示す。ここでの検索はJICSTに2000年2月時点で登録されているデータに対して行ったものであり、1978年以降のヒット数を年ごとに集計した結果として示す。

まず、最初に、感潮域という「場」に関する関心の変遷を見た。ここでは、「感潮域」だけでなく、近い場を示すキーワードとして「河口域」「汽水域」「潮間帯」「沿岸域」「干潟」についても調べ、また感潮域に非常に深い関わりを持つ構造物として「河口堰」というキーワードについても調べた。

次に、各研究担当者の研究に関する動向を調べた。それぞれの研究に關係の深いキーワードを、「現象・プロセス」と「対象」とのそれぞれについて提示してもらい、「場」と合わせて3つの集合の和集合を取り、それらのヒット数の経年変化を示した。さらに、ヒットした文献において、同時に挙げられているキーワードの傾向についても考察を加えた。

文献検索によるヒット件数の大小は、研究の注目度や社会的要請度をある程度反映している、と考えられる。もちろん、以下のような問題点を含んでいることは注意が必要である。例えば母集団となるJICSTデータの収蔵文献の偏り、また、学会開催や論文集発刊に伴う特定年の異常に大きなヒット件数、さらにJICST収蔵文献の拡充に伴う全体的なヒット件数増加などである。また今回の検索作業は2000年2月に行ったが、その時点では1999年の文献はすべてが登録されているわけではないと考えられ、その結果として、1999年のヒット件数が低くなっている。

[1] 感潮域という「場」に関する研究の動向

「感潮域（tidal river）」という用語は、語義的には河川の河口から潮汐の影響を受ける部分までを指すが、この水域と底面～陸域を考えると、「潮間帯（intertidal zone）」や「干潟（tideland, tidal flat）」につながり、さらにその水の流れ込む海域の一部まで含めると「河口域（estuary）」という用語でとらえるべき領域となる。また海域部分を中心に考えた場合には「沿岸域（coastal またはlittoral zone）」と呼ぶことになり、水中の塩分濃度という視点で見て海水と淡水との中間にあらわすような領域は「汽水域（brackish zone）」と呼ばれる。このように狭義の「感潮域」とその周辺を含む領域を示す言葉が存在しているが、これらの用語の用法につ

いては研究分野や研究者の視点により、必ずしも統一されていないようである。そこで、ここでは、感潮域という「場」に関する関心の変遷をみるために「感潮域」だけでなく「河口域」「汽水域」「潮間帯」「沿岸域」「干潟」についてもキーワード検索を行った。また、感潮域に非常に深い関わりを持つ構造物として「河口堰」というキーワードについても調べた。

図4・7・8に、「感潮域」「河口域」「汽水域」「潮間帯」「沿岸域」「干潟」「河口堰」の各キーワードの年ごとのヒット件数を棒グラフにして示した。このグラフから分かるなどを以下に簡単にまとめる。

【感潮域】

85年を中心として、80年代がピークのようである。また、97年にもうひとつのピークが見られる。ヒット件数自体は最も多いところでも19件であり、キーワード7つの中では最も低い水準にある。

【河口域】

ヒット件数は80年、90年に一時的に減少しているものの、全体的には年とともに増加しているようである。

【汽水域】

90年に一度ピークを迎えるものの、その後はいったん80年代後半レベルまで後退し、95年以降大きな伸びを見せている。ヒット件数自体は、河口堰と並んで2番目に低い水準である。

【潮間帯】

94年までは年100件前後で推移し、95年以降は2倍の200件前後で推移している。80年に一度落ち込んでいるが、それ以外の年はとくに大きな変動がない。

【沿岸域】

81年に大きく増加して以来、増加傾向が続いている。95年以降はさらに増加のペースが上がっている。

【干潟】

84年まではほぼ横ばいだったのが、85年に一度増加してからはしばらくその付近の値で安定し、94年以降、件数が大きく増加している。とくに、ピークとなっている98年のヒット件数は、84年までの水準の10倍以上にも達している。

【河口堰】

81になってはじめて10件現れており、比較的新しい話題であると言える。また、ヒット件数が増加傾向を見せたのち再び下降するというところが数箇所見受けられた。

「河口堰」を除く6つのキーワードのヒット件数の総和と、各キーワードの全体に対する比率を示したもののが図4・7・9である。

合計で見ると、94年以降の件数の増加が顕著であり、近年のこれらの「場」に対する関心の増大を反映していると考えられる。また、80年は100件ほどしかなく、その前後と比べると明らかに少なくなっているが、この原因はよく分からぬ。収蔵文献の偏りであろうか。各キーワードの全体に占める割合の推移はおよそ次のようになっている。

【感潮域】

75, 76年のみ10%を上回っているが、それ以後は80年に一度増加したのを除き、割合は減少傾向にある。

【河口域】

80年代前半は安定して20%前後を占めていたが、90年代以降減り始め、現在は15%弱にまで低下している。

【汽水域】

90年に一度上昇しているが、その他はほぼ同じ水準で推移している。

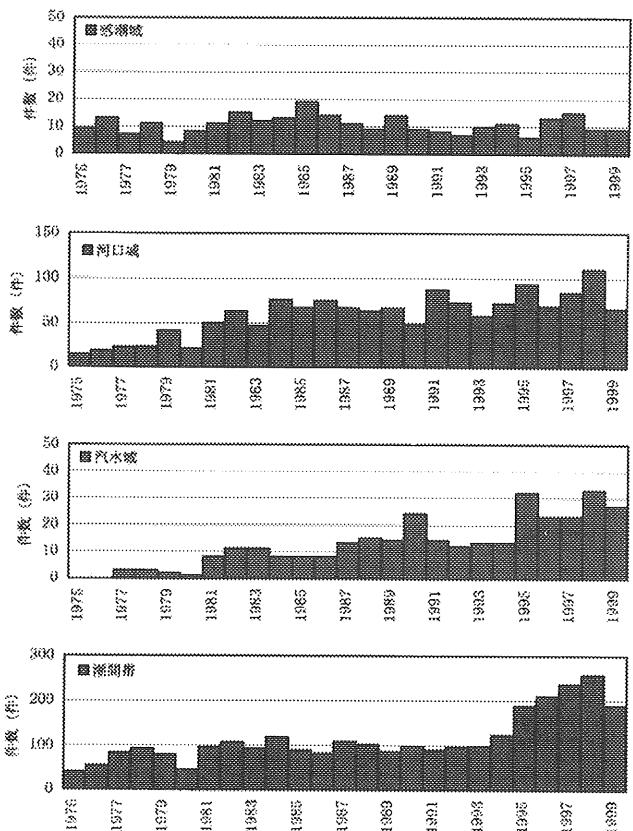
【潮間帯】

70年代後半がもっとも割合が高く、その後減少を続けていたが、90年以降やや増加傾向が見られる。

【沿岸域】

80年代に入ってから割合が増加傾向を示し、90年代前半でピークを迎えたが、それ以降はやや減少傾向にある。

【干潟】



80年代前半はやや少ないものの、90年代に入り全体に占める割合が増加傾向にある。

全体で見ると、80年代は「河口域」「潮間帯」「沿岸域」の3つのキーワードが主流であったが、90年代になってから「干潟」がそれらと並んで関心を集めていることが分かる。本研究会で掲げている「感潮域」というキーワードは、ここで検索した他のキーワードと比べるとあまりヒットしない、ということが分かった。しかし、これは「感潮域」という場が関心を持たれていないというよりは、分野や研究者による用語の使用方法の違いによると考える方が適当であろう。他の用語も含めて考え、全体として「感潮域」という場に対する関心が高まっている、ということが今回の検索結果から読みとれた。

[2] 各研究テーマに関する研究の動向

次に、図4・7・10として、各研究分担者が提示した個別のキーワードの年別ヒット件数を示した。また、表4・7・5として各研究分担者の提示したキーワードをまとめた。これらから分かったことを各テーマごとにまとめると以下のようになる。

【古米】

A and B not Cという集合が、ヒット件数のほとんどを

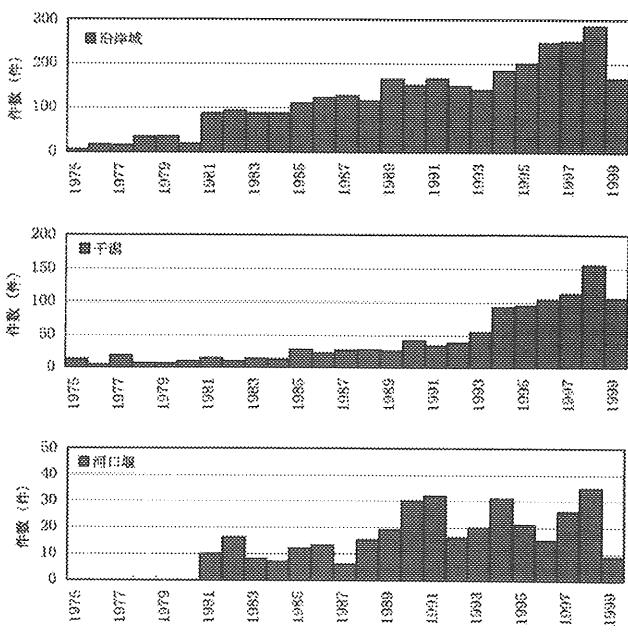


図4・7・8 感潮域関連キーワードの検索ヒット件数の経年変化

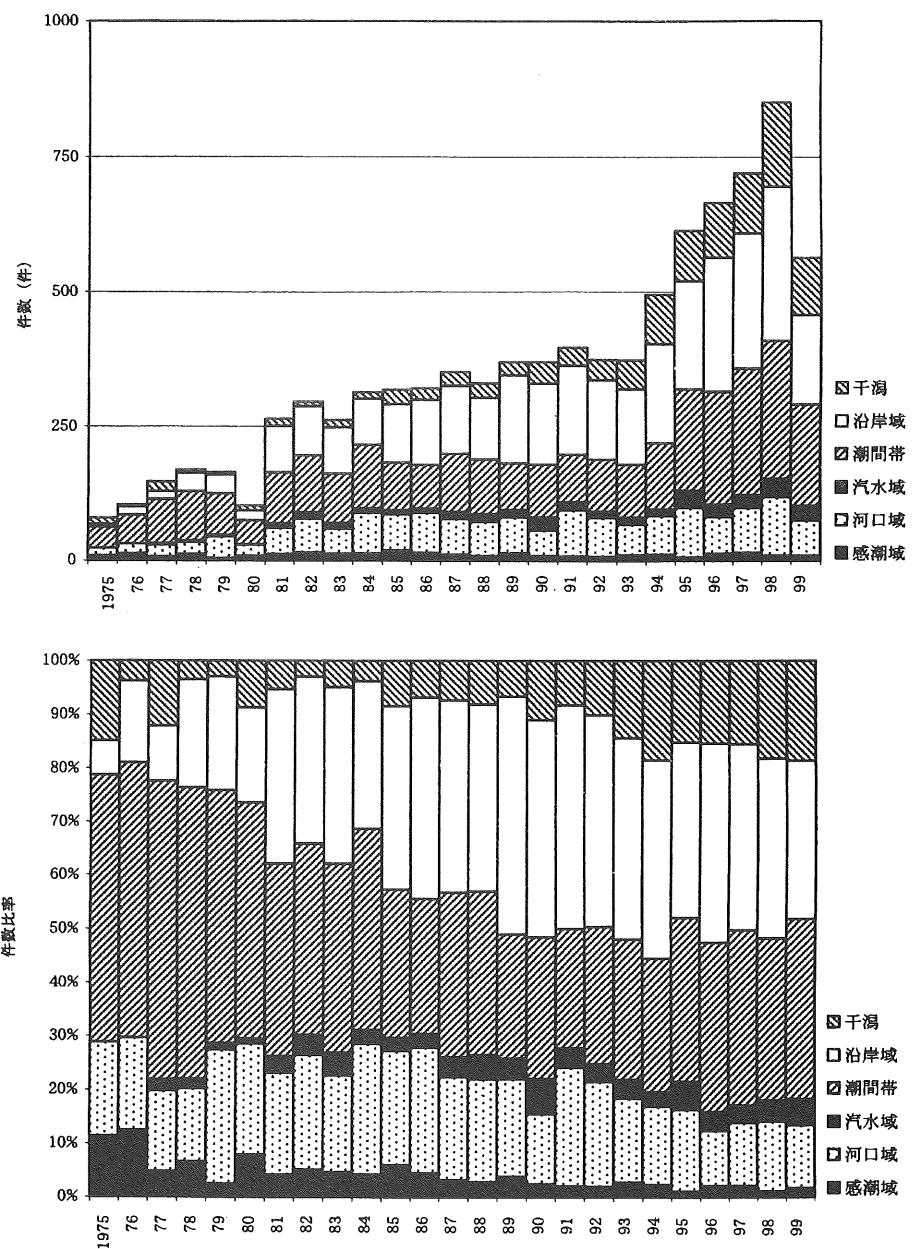


図4・7・9 感潮域関連キーワードの検索ヒット件数の総和の経年変化と各キーワードの占める割合

表4・7・5 各研究分担者の提示したキーワード

研究者	A	B	C
古米	感潮域 河口域 汽水域 潮間帯 河口堰	PAH, 微量汚染物質, 重金属, ゴカイ, 多毛類	下水道, ノンポイント, 雨天
大野		ヨシ, アシ, アイアシ, シオクグ	植生, 耐塩性, 植物群落
濱		植物プランクトン, 藻類, クロロフィル, 有機物	酸素, 分解
山田		シジミ, 貝	水質浄化, 環境保全, 自然保護
松政		ペントス, 底生生物, モクズガニ, ヨコエビ	塩水週上, 塩水くさび, 混合, 二層流, 密度流
山西		底泥, 底質, 浮泥, 河床堆積物, 河床材料	シルテーション, 巻き上げ
石川		溶存酸素, 貧酸素, 無酸素	シミュレーション, モデル, 数値計算

キーワード群の分類 A:場, B:対象, C:現象・プロセス

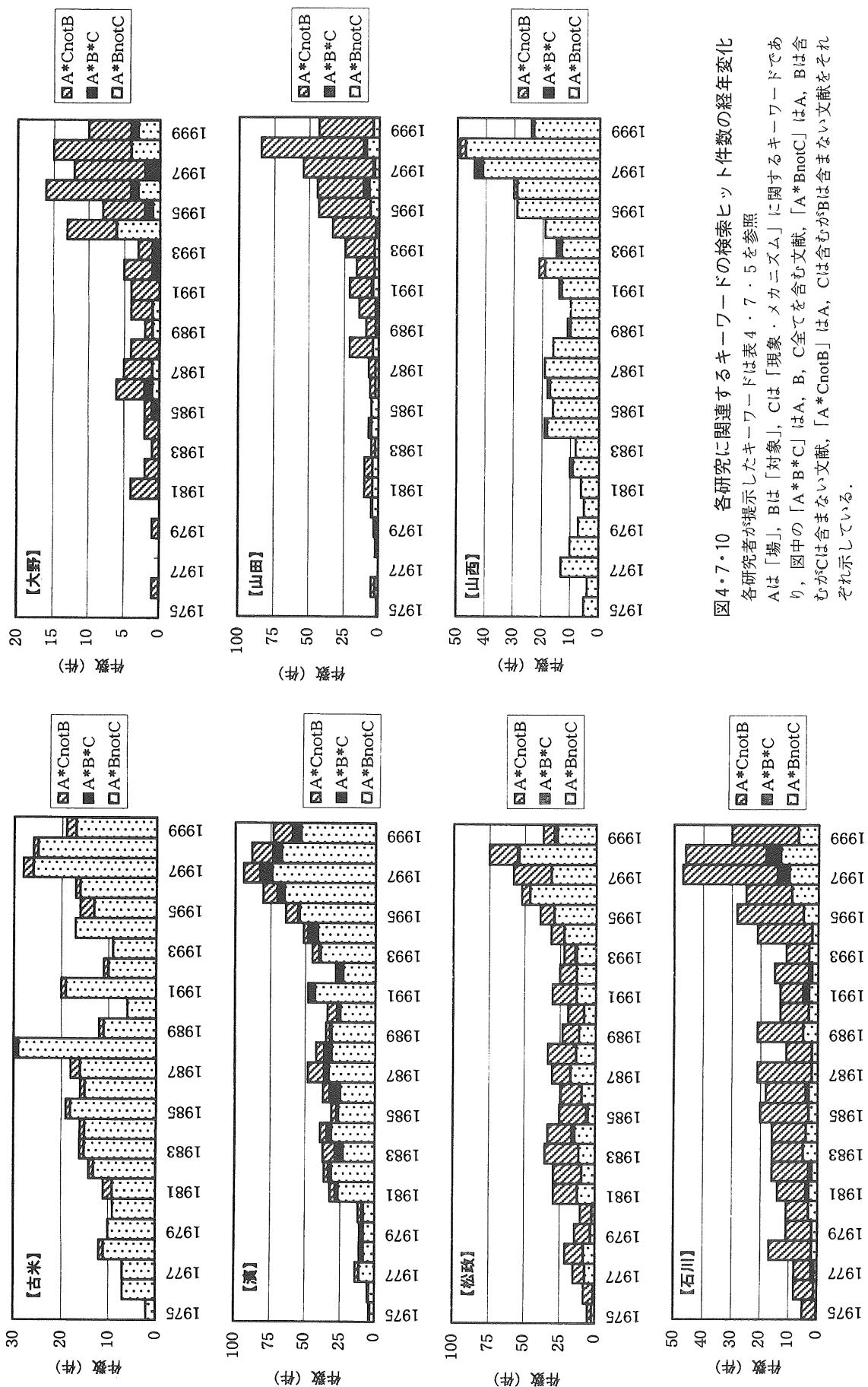


図4・7・10 各研究に関連するキーワードの検索ヒット件数の経年変化

各研究者が提示したキーワードは表4・7・5を参照
Aは「対象」、Bは「現象・メカニズム」に関するキーワードであ
り、図中の「A*B*C」はA、B、C全てを含む文献、「A*BnotC」はA、Bは含
むがCは含まない文献、「A*CnotB」はA、Cは含むがBは含まない文献をそれ
ぞれ示している。

占めている。すなわち、感潮域、河口域という「場」において、化学物質や生物を対象にした研究はあるが、そこに影響を与えるプロセス（降雨や下水道）との関連を扱ったものはきわめて少ない、ということが言える。

【大野】

A and C（「場」と「現象」を関連づけたもの）のヒット件数が多い。A and B and Cは一番多い年でも2件しかなく、「場」、「対象」、「現象」全体にわたって同じような視点を持った研究はほとんどなされていないことが分かる。

【濱】

A and B and Cのヒット件数が、もっとも多い年で7件（86年、94年）ある。年単位で考えると、81年から総ヒット件数がそれまでの3倍以上に増え、95年からは毎年60件を超えており、近年この分野の研究が盛んになってきたことが推測される。

【山田】

98年が突出して多い。90年代に入ってからは全体的に増加傾向にあるが、それ以前は10件以下の年がほとんどである。「対象」（シジミ・貝）についての研究があまりなされていないようであり、90年以降もほとんど増加していない。

【松政】

91年までは「場」と「現象」、それ以降は「場」と「対象」を関連付けての研究が多いようである。80年代に年間30件ぐらいであったヒット件数が、96～98年の3年間については50件を超えている。しかも、その増加分はほとんどが「場」と「対象」とを関連づけたものであり、近年特にこれらの対象（底生生物など）に対する関心が高まっていると考えられる。

【山西】

ほとんどが「場」と「対象」のみを関連付けた研究であり、「現象」（シルテーション、巻き上げ）に関わるものは少ない。95年以降、件数増加の兆しが見られる。

【石川】

ほとんどが「場」と「現象」を関連付けての研究のようである。少しづつ増加していたヒット件数が、90年代前半で一度減ったものの、その後再び増加し97年には年間47件となった。

全体をまとめると、「場」、「対象」、「現象」すべてを関連づける形での研究は、どの分野においても少ないことが分かり、本研究グループにおける研究が、個々でも極めて独創的な着眼点を持っていることが分かった。これらをまとめた形での本研究会の独創性も

また非常に高いものと考えられる。

また、95年以降、どの研究分野においてもヒット件数が大きく増加しており、「対象」や「現象」に対する関心が高まっていることが分かる。このような点からも本研究会の意義を認めることができよう。

[3] 関連する他のキーワードに関する考察

ここでは、さらに「場」についてヒットした文献情報について、各文献に同時に提示されているキーワードを抽出し、解析した結果を示す。「河口堰」に対してヒットした文献群と、「感潮域」「河口域」「汽水域」のうち一つ以上にヒットした文献群とを考察の対象とした。

1) 「河口堰」と関連するキーワード

まず、河口堰というキーワードにヒットした約350件の文献情報の中のキーワードを抽出し、さらに、それらのうち1978～1999年で5件以上ヒットした単語について、その特性から以下のa～fの6つのカテゴリーに分類した。その結果は節末の資料Aとして添付した。

a：場、b：対象、c：メカニズム、d：土木技術関係、e：具体的な地名、f：その他

上のようにキーワードを分類したときの、それぞれのカテゴリーにおける出現回数上位5つは、表4・7・6のようになる。各分類別の結果は以下の通りである。

a：当然ではあるが「防潮ゲート」、「水門」など河口堰やそれに類する機構についての語句が多く見られた。

b：「河川汚濁」、「水資源」など環境への影響についての語句が多かった。とくに、ヒット件数が10件以上の語句は、年による偏りがあまりなく、比較的古くから議論されてきていると言える。水資源や水利用といった、河口堰の主要な目的よりも、河川汚濁というキーワードの方が多く出現しており、興味深い。

c：治水に関するキーワードが並ぶ中で生態系も25件存在しており、研究において、水の制御だけでなく、そこに存在する生物に対する関心も高いことを示している。また、「潮力発電」が86年に7件を記録しているのを除けば、90年以降に取り上げられるようになった語句が多い。

d：cに比べて分類全体としてのヒット件数が少ないものの、90年以降に取り上げられるようになった語句が多いと言える。

e：「オランダ」、「三重」、「ニューヨーク」は特定の年に集中している。とくに「ニューヨーク」は、89、90の2年間のみキーワードとして提示されている。これに対して、「愛知」、「イギリス」などは比較的

年による偏りが少ない。

f: 「環境保全」、「環境アセスメント」、「環境インパクト」という「環境」を含んだ3つの語句が頻出している。特に「環境保全」は50件と全てのキーワードの中で最頻出であった。

次に、5年ごとに集計した頻出キーワードを表4・7・7に示す。「環境アセスメント」など河口堰による環境影響についての文献が特に80年代後半から90年代前半にかけて多くなっているのが分かる。96年以降は、頻出キーワードが「河川」「河口」といった一般的なものか「オランダ」という特定の地名が主となっており、研究の対象が多様化していると考えられる。

2) 「感潮域」「河口域」「汽水域」と関連するキーワード

「感潮域」「河口域」「汽水域」のうちの一つ以上をキーワードとして有する約1800件の文献情報の中のその他のキーワードを抽出し、1973～1999年で30件以上ヒットした単語を分類別にまとめたのが資料B（節末

に付した）である。

前項と同様にキーワードをa～fの6つのカテゴリーに分類したときの、それぞれのカテゴリーにおける出現回数上位5つは、表4・7・8のようになる。ただし、dに関しては30件以上ヒットしたキーワードではなく、eに関しては4件しか存在しなかった。

各分類別の結果は以下の通りである。

a: 当然の結果ではあるが、「河口」「湾」「河川」といった語句に加えて、「感潮区域」「感潮河川」といった感潮関連のキーワードが存在した。

b: 「河川汚濁」「海洋汚濁」といった一般的なキーワードに加えて、「塩分」「懸濁物質」といった感潮域に特有と考えられる対象もヒットした。

c: 「季節的変動」という一般的な事象が最も多かったが、「海洋潮汐」「河口混合」といった感潮域に特有の現象も多くヒットした。

e: ここに出てきたキーワードはすべて欧米のものであり、日本の地名は30件に達するものがなかった。

表4・7・6 「河口堰」をキーワードとする文献に含まれる他の主要なキーワード（分類別）

分類	a	b	c	d	e	f
キーワード上位5種	河川(46) 防潮ゲート(37) 河口(31) 水門(24) 流域(21)	河川汚濁(34) 水資源(31) 水利用(23) 塩分(19) 溶存酸素(17)	治水(45) 生態系(25) 塩水侵入(24) 水位変動(20) 洪水防護、他(14)	河川改修(25) しゅんせつ(17) 工事計画(17) 建設工事(12) 貯水池、他(11)	オランダ(26) 三重(23) 愛知(18) イギリス(13) 岐阜(13)	環境保全(50) 環境アセスメント(33) 環境インパクト(32) 水質管理(28) 自然保護(11)

分類a～fについては本文参照

表4・7・7 「河口堰」をキーワードとする文献に含まれる他の主要なキーワード（年別）

年	78～85	86～90	91～95	96～99
「河口堰」をキーワードとする文献数	53	78	119	83
頻出キーワード ()内は件数	河川(17) 溶存酸素(9) 生態系(8) 環境アセスメント(8) 河川汚濁(7) 自然環境(7)	環境インパクト(18) 環境保全(17) 防潮ゲート(12) 河川汚濁(12) 湾(11) 環境アセスメント(11)	治水(31) 環境保全(24) 魚道(22) 水資源(19) 塩水侵入(17) 三重(17)	オランダ(20) 防潮ゲート(16) 河川(14) 河口(13) 水門(9)

表4・7・8 「感潮域」「河口域」「汽水域」をキーワードとする文献に含まれる他の主要なキーワード（分類別）

分類	a	b	c	d	e	f
キーワード上位5種 ()内は件数	河口(916) 感潮区域(254) 湾(183) 河川(160) 感潮河川(98)	塩分(305) 河川汚濁(305) 河川水(227) 海洋汚濁(218) 懸濁物質(215)	季節的変動(151) 海洋潮汐(83) 生態系(82) 河口混合(75) 濃度依存性(69)	(該当なし)	イングランド(47) フランス(44) 北西大西洋(40) イギリス(33)	水質試験(118) 水質調査(74) 汚染監視(60) 環境アセスメント(54) 環境保全(53)

分類a～fについては本文参照

f:「水質」,「環境」,「汚染」といった,水環境に関する言葉が多かった。

次に,キーワードの頻度の経年変化について調べてみた。92年から99年までの8年間の文献に出てきたキーワードのべ5336語と,それとほぼ同数となる73年から88年までののべ5631語について,それぞれのキーワードのヒット件数を比較し,一方(73~88年または92~99年)が他方の5倍以上になったものをまとめた。92~99年が73~88年の5倍以上になったものが表4・7・9,逆に5分の1以下になったものが表4・7・10である。また,ヒット件数の合計が15件に及ばなかったが,92年以降だけに8件以上ヒットしたキーワードの例を表4・7・11に示した。

表4・7・9,表4・7・11に現れているキーワードは,以前はあまり使われていなかったキーワード,あるいは,以前はあまり着目されていなかった事象を表すキーワードであると言える。この2つの表から、「環境」に関わるキーワードが近年になって頻出してくるようになったという点が見て取れる。例えば「環境モニタリング」は73~88年には一件もなかったが,92年以降に18件ヒットしている。またシジミ,アサリ,ヨシなどの生物に関するキーワードが増えてきていることも分

表4・7・9 近年増加傾向にあるキーワード

キーワード	ヒット件数		比率 (92~99年)÷ (73~88年)
	73~88年	92~99年	
環境モニタリング	0	18	∞
供給源	0	6	∞
沿岸帯	1	30	30
テキサス	1	16	16
地域差	2	28	14
古環境	1	12	12
岩相層序	1	12	12
自然保護	3	35	11.7
捕食者	1	11	11
遊泳類	1	11	11
食物連鎖	2	17	8.5
北海道	3	25	8.3
マングローブ	4	30	7.5
北西太平洋	2	15	7.5
シジミ	2	15	7.5
増殖	3	22	7.3
湿地	3	22	7.3
九州	2	14	7
アサリ	2	14	7
島根	2	14	7
潮間帶堆積物	2	12	6
水生植物	2	12	6
遷上	2	12	6
ヨシ	2	12	6
生態系	11	64	5.8
北海	2	11	5.5
化学種	2	11	5.5
養殖場	2	10	5

かる。逆に表4・7・10にあるキーワードは,近年使われなくなったか,あるいは研究がなされなくなりつつあるものを示していると言えるが,こちらは物理学的な事象を示すキーワードが多い。

そこで、「環境」という単語を含む語をすべて(ただし,合計で15個以上出てきた単語のみ)抽出してみたところ,表4・7・12のような結果が得られた。2つの単語を除いてすべて比率が2を超えており,近年になって「環境」という単語が多く研究されてきているということが確認できる。

このように「感潮域」の「環境」に関して社会的に関心が高まっている中で,様々な分野の研究者が集まった本研究会は,時流に沿った非常に意義深いものと言える。

表4・7・10 近年減少傾向にあるキーワード

キーワード	ヒット件数		比率 (92~99年)÷ (73~88年)
	73~88年	92~99年	
相関	15	3	0.2
塩素	11	2	0.18
沿岸流	24	4	0.17
海洋潮汐	61	10	0.16
イギリス	26	4	0.15
脂環式化合物	14	2	0.14
河口混合	57	8	0.14
濃度	32	4	0.13
海洋モデル	51	5	0.10
海水密度	17	1	0.06
微生物検査	11	0	0
乱流混合	15	0	0
沿岸海洋学	22	0	0
地球化学的分化	25	0	0

表4・7・11 全体のヒット数は少ないが,92年以降に多くヒットしたキーワードの例

生物多様性,藻場,中国,年変動,スペイン,環境管理,イガイ科,瀬戸内海,成長段階,短尾類,地球化学,豊度,環境汚染,種差,浄化,水生動物,水理モデル,端脚類,TOC【炭素】アマノリ属,スラッシュ,ダイオキシン類,メキシコ湾,緑海,化石群集,海洋生物,熊本,元素分配,宿主,食性,垂直分布,耐塞性,中国北部,南アメリカ,白堜紀,予測技法

表4・7・12 「環境」を含むキーワードのヒット件数の変化

キーワード	ヒット件数		比率 (92~99年)÷ (73~88年)
	73~88年	92~99年	
環境モニタリング	0	18	∞
古環境	1	12	12
自然環境	5	21	4.2
環境保全	12	31	2.6
海洋環境	7	16	2.3
生息環境	26	55	2.1
環境インパクト	10	21	2.1
環境アセスメント	16	33	2.1
堆積環境	20	18	0.9
環境効果	12	3	0.3

資料A 河口堰に関する文献に含まれていたキーワード（1978～1999年で5件以上ヒットしたもの）

※キーワードの特性により以下のa～fに分類した。

記号	分類
a	場
b	対象
c	メカニズム
d	土木技術関係
e	具体的な地名
f	その他

分類	キーワード	年																						総計	
		78	79	80	81	82	83	84	85	86	87	88	89	90	91	92	93	94	95	96	97	98	99		
	河口堰	1	1	2	10	15	7	6	11	12	5	14	18	29	32	15	20	31	21	13	26	35	9	333	
a	河川		1	4	5	2	2	3	3	2	3	1	1	1		2	1	1	2	3	7	2	46		
a	防潮ゲート		1		1		1	1			1	5	6	3			1		10	5	1	1	37		
a	河口			1	2	1		1			1	5	3	1			1	2	2	5	6		31		
a	水門									2	1	3	3			1	2	3	2	4	2	1	24		
a	流域					2	2		1	2	1	1	1		2	4	2	1	1	1	1		21		
a	可動堰				1	1	1				1	2	1	2	1	2	1		1	4	1		19		
a	湾									2	5	4	1		1				1	2			17		
a	ダム		1	1	1		2	1				1						1		2	4	2		16	
a	ローラゲート					1	1	1				2	2	1	1	1			1		4			15	
a	水こう門			1		1	1			1	1	2	1				2		1	1	2	1		15	
a	感潮河川					1						1	1			1	3	1	1	1	1			12	
a	制水門										1		4	2		2								12	
a	湖沼										1							1		1	3	3		10	
a	河川堤防													1	2	1		3					1	8	
a	防潮堤													2	1			2					2	7	
a	感潮区域																		1		1			5	
a	堤防													1					1	1	2			5	
b	環境保全		1	1			3	5	1	5	2	4	6	5	4	7	2			3	1			50	
b	河川汚濁		1	1			5	1	1	2	3	5	1	1	3		2	3	2	3				34	
b	魚道		1			1		1	1	2	4	9	1	6	4	2			1	1				34	
b	水資源					1	1	1	1	1		4	2	1	7	5	1			6				31	
b	水質管理		2	2			1	1	1	1	2	5	1		3	4		2	3	1				28	
b	生態系		4		1	3			1	3	2		1	1	2	3		1	3					25	
b	水利用		1				1	1	1	1	1		2	1	1	9	3	2						23	
b	生息環境			1	1	1	3	1				3	1	2	2	3								20	
b	塩分			2	1	2		1	1	1	4							1	3	3	1			19	
b	溶存酸素		2	2	2	3	1	1	2		1				1									17	
b	自然環境		1	1	1	4		1	2					1	1	1	2							16	
b	農業用水			1		1				1		1		1	3	2		3	2	1				15	
b	アユ			1				1	2	1	1	2	1		2	1								12	
b	河川水		1	1			1	1	2		1		1						1	1	1			12	
b	水質		2			1	1		1	1	1	1								1	1	2			12
b	塩害					1	1		1				3	1	1	3									11
b	魚類									1		3		2	2	1	2								11
b	自然保護		1				1		2	1	2		1	1	1	1									11
b	環境被害		1	1					1	2			1		3										10
b	藻類		1	3		1		2			2			1											10
b	地下水位						2		2		2									1		1			8
b	濃度, 濃度分布		1			2						1							2	2					8
b	河床変動						1			1		2				2									7
b	珪藻類		1		2	1	2			1															7
b	植物プランクトン		3				2	1											1						7
b	水位				1								1		1		1	1	2						7
b	水産資源		1						1			1			2	2									7
b	水質汚濁		3		1						1			1											1
b	アマゴ									1			1	1		1	1								6
b	河床								1				1		1	1	2								6
b	海洋汚濁										2	3													6
b	環境管理, 環境基準					3												2							6
b	漁獲, 漁業										1		1		1	1					2				6
b	植生						1				1		1	2	1										6

分類	キーワード	年																				総計		
		78	79	80	81	82	83	84	85	86	87	88	89	90	91	92	93	94	95	96	97	98		
	河口堰	1	1	2	10	15	7	6	11	12	5	14	18	29	32	15	20	31	21	13	26	35	9	333
b	水										1									1	3	1	6	
b	水源						2			1				1				1			1		6	
b	淡水							1											3	1	1		6	
b	富栄養化							1			1	1			1			1		1			6	
b	BOD							1		1		1		1							1		5	
b	Microcystis								1		2	2											5	
b	堆積物、堆砂								1			1	1	1				1					5	
b	りん、リン酸塩								1			1								1		2	5	
b	河口堆積物						2			1			1									1	5	
b	環境整備								1				1	1				1	1				5	
b	凝集剤、凝集処理									2	1	2											5	
b	水害															2		1	2				5	
b	生息分布、生息密度									1				1			1		1		1		5	
b	底生生物										2						1		2				5	
c	治水						1		1				3	1	10	2	3	10	6	3	2	2	1	45
c	塩水侵入								1	1			1	8	2	2	4	1	1	1	1	2		24
c	水位(上昇、低下、変動)						1				2	1	4	2	2	1	1	1	2	2	1			20
c	洪水防御										2	2	4				3		1		2		14	
c	高潮						1		1			1	2			1	2	1	3	2			14	
c	資源開発								1	1		1	4	1		4	1						14	
c	潮力発電									7		2	1		1	1	1		1		1		14	
c	開発											1	1	1	1	2	1	1	1	6			13	
c	水理模型試験											1	3	3	1		1		1	1	2		13	
c	潮汐										1		2		1				4	3			12	
c	防災対策											1	4	2	1	3	1						12	
c	シミュレーション(モデル、プログラム)										1	1		1		2	2	2	2				11	
c	取水						1		1				2	1	1					1	2	1		11
c	そ土											1	1	1	2	3	2						10	
c	洪水										1	1	1	1	1	1	3						10	
c	数学モデル						2	1			1		2				1	1					10	
c	洪水調節						1					1	3		2	1							9	
c	水理計算												3			2				2	2		9	
c	水管理						1				1	2				3		1					8	
c	予測							1				3		1					3				8	
c	システム(解析、構造…)										1	1	1	1	1	1			2	1			7	
c	流速						1		1			1	1			1		1	1				7	
c	渦水、渦水期										2		2		2								6	
c	潮流										2	1							1	2			6	
c	Kalmanフィルタ											2				2	1						5	
c	塩水							1				1				1		1	1				5	
c	水文モデル																						5	
c	排水						1					1	1	1	1	1							5	
c	防水(工事、構造)											1		2		1						1	5	
c	流量							1				1	1			1		1		1			5	
d	河川改修						1	1					3	4	3	1	2	2	2	2	2	2	25	
d	しゅんせつ											1	3	2	1	5	2	2				1	17	
d	工事計画											1		2		5	4	1	2	2			17	
d	建設工事						1	1			1		1			4	2		1				12	
d	工業用水、工業用水道								1		2	1	2	1					1	1	1		11	
d	自動制御							1	1			2	2		2			1	1				11	
d	貯水池								2			1				1		1		5			11	
d	構造設計										2	3				2				1	2		10	
d	放水								1			2		1	3	1	1						10	
d	基本設計										1		1	1	2	1	1	1	1				9	
d	掘付								1			3	1	1					3				9	
d	シェル構造						1	1	1			3	1	1									8	
d	仮締切											1	1		1	3				1	1		8	
d	水力開発								1		7												8	
d	操作								1		1	1				3		1	1	2	2		8	
d	河道改良												3		1	1	2						7	
d	締切り											1					2	1	1	1	1		7	
d	プレキャストコンクリート(構造)						1					1				1	3						6	

分類 キーワード	年																			総計				
		78	79	80	81	82	83	84	85	86	87	88	89	90	91	92	93	94	95	96	97	98	99	
河口堰		1	1	2	10	15	7	6	11	12	5	14	18	29	32	15	20	31	21	13	26	35	9	333
d レクリエーション(施設, 地区)		1									1	2							2				6	
d 鋼管杭													1				3	1					1	6
d 鋼構造			1	1			1					1	1	1									6	
d 地域開発												2	1			1	2						6	
d 土木構造物		1				1					1		1									1	6	
d 桁工事, 桁基礎												1			2	1						1	5	
d ゴム(構造)												1				3						1	5	
d ステンレス鋼						1	1			1		2										5		
d 景観設計						1				1	1	1	1				2	2		1			5	
d 計画洪水量																	2	2					5	
d 自然景観											1		1			1					1	1	5	
d 制御, 制御装置											1				1		1	1			2		5	
e オランダ			2									1				1	2	1	14	3	2		26	
e 三重		1	1	2								1	3	1		10	3	1					23	
e 愛知			1	2			1					2	2	2	3	3	1			1			18	
e イギリス							2	1	2	1	3								3	1		13		
e 岐阜		1	1		1					1			1	1	3	4							13	
e イングランド			1						2	4			1	1	1			1				11		
e ニューヨーク									5	3												8		
e 関東地方		2		1			1	1		1									2			8		
e 韓国							1	1					1		3	1	1					8		
e 福岡			1											1	2			1	3			8		
e 広島			1				1			1			1			1	1			1		7		
e 佐賀														2		2	1	2				7		
e 徳島		1	1	1		1	2															6		
f 環境アセスメント		1	3	2			2	5	1	4		1	2	2	2	2	5			1		33		
f 環境インパクト			2	2				7	1	2	6	2	1			4	4		1			32		
f 住民(・運動, ・意識)		1		1	4							1			3							10		
f 水質調査			1	1			1		2			1	2					1	1			10		
f 水需要				1								1	1	1		2	1	1		2		10		
f 計画															1				7		8			
f 公共事業			2							1			1		3							7		
f 現地調査						1			1				2	2	1	1		1	1			6		
f 歴史																				1	3	1		
f 利用																					5			

資料B 感潮域・河口域・汽水域に関する文献に含まれていたキーワード（1973～1999年で30件以上ヒットしたもの）
※キーワードの特性により以下のa～fに分類した。

記号	分類
a	場
b	対象
c	メカニズム
d	土木技術関係
e	具体的な地名
f	その他

分類	キーワード	年																		総計											
		73	74	75	76	77	78	79	80	81	82	83	84	85	86	87	88	89	90	91	92	93	94	95	96	97	98	99			
a	沿岸									3	1	3	3	1	2	1	4	3	1	1	3	3	3	2	6	5	2	47			
a	沿岸帶																1	1	1	3	1	5	8	2	5	6	33				
a	海域																1	3	1	1	4	1	1	4	5	4	4	1	1	32	
a	海岸									1	1	1	4	3	1	3	2	3	4	4	2	3	4	1	3	2	3	51			
a	河口	6	6	10	8	16	19	13	33	41	29	44	42	42	47	36	46	34	67	43	38	52	57	38	55	53	41	916			
a	河川	1	1						1	9	2	7	5	8	4	8	7	5	9	10	4	7	8	10	10	7	21	16	160		
a	感潮河川	2	2	1	2	2	1	6	5	4	4	4	8	2	8	6	3	2	5	5	4	9	4	6	3	98					
a	感潮区域	1	6	10	6	9	2	4	13	16	13	12	19	17	10	16	20	16	11	3	6	9	5	8	8	8	6	254			
a	汽水成相								1				2	2	5	1	1	4	1	1	3	2	2	1	3	6	2	3	1	41	
a	漁場									1	1	1	3	1	3			2	1	2	7	2	2	3	2		31				
a	湖沼									1		1	4	3	9	3	2	4	4	5	1	3	5	8	5	3	12	4	77		
a	湿地											1			1	1	1	2	2	1	1	3	6	3	2	4	3	30			
a	生息環境										1		4	3	2	3	3	5	5	2	1	5	3	3	12	6	7	12	9	89	
a	生息場所											2	2	3	7	2	5	3	6	2	6	1	4	7	11	12	9	8	90		
a	堆積環境	2	1	1	1						2	3	5	2	1	2	1	2	3	1	1	1	4	5	1	2		41			
a	大陸棚	2	1							2	1	2	3	2	3	4	1	2	5	1	1	2	1	3	2		1	39			
a	地域差												2			2	1	1	2	3	2	9	3	4	4	1		34			
a	潮間帯	2	2	1					2	2	1	1	2		1	3	1	3	1	2	3	6	4	5	10	7		59			
a	地理的分布								2	1	2	3	2	3	2	3	4	2	3	1	2	1	2	2	1		36				
a	ファウナ	1	1	1					1		1	1	1	2		2	5	1	2	2	1	3	4	2	6	2	2	41			
a	ラグーン									3	3	1	1	1	2	1	1	3	1	2	3	3	1	3	5		31				
a	湾	1	1	2					3	8	8	8	8	17	12	7	2	11	11	10	8	2	6	17	7	15	12	7	183		
b	亜鉛・亜鉛同位体								1	3	1	3	3	2	2	3	4	2	1	3	3	1	1	2		1	1		37		
b	栄養塩類									1	3	3	4	4	5	4	7	3	7	1	1	9	5	3	3	9	5	4	9	2	92
b	沿岸流	2	2	4	1				1	2	1	3	1	3	1	3	3	2		2	1		1					33			
b	塩分	2	2	4	2	5	7	4	23	19	19	19	18	14	13	10	17	13	17	10	10	5	17	14	13	16	12	305			
b	汚染源	1							2	3	1	1	1	4	1		3		1	2	1	2	6	4	3	2		38			
b	海水	3	3	3	3	2	4	12	6	10	13	11	7	5	4	8	15		9	13	11	7	4	6	3		162				
b	海水温					1	3		2	2	1	1		1	3	2	2		1	1	2	2	6					30			
b	海底堆積物	1							1	1	2	1	1	3	3	5	7	3	3	1	2	2	2	3	6	3		60			
b	海洋汚濁	1	4	3	6	4	11	5	6	7	6	4	3	16	12	12	8	4	6	18	3	5	13	7	13	25	16	218			
b	河口堆積物	2	1	2	3	1	6	1	7	11	5	10	10	11	3	13	13	6	8	6	5	7	10	13	13	22	10	199			
b	河成堆積物					1	1		3	1	4	2	2	5	6	3	6	3	3	1	2	7	4	2	4	4	3	67			
b	河川汚濁	2	2	7	2	6	5	10	12	9	12	9	14	22	21	14	15	12	14	14	13	15	18	8	20	16	13	305			
b	河川水					2	3	8	1	7	16	12	21	18	9	12	9	5	8	22	13	13	15	12	7	7	5	2	227		
b	カドミウム・カドミウム同位体								1	2	2	3	1	3	1	2	2	2	1	1	1	2	3	2		3	5	2	41		
b	漁獲									1	1	2	1	1	3	3	1	1	1	3	4	3	5	4	2	7	3		40		
b	魚類	1	1		4	1	1			2	2	1	5	3	2		1	2	1	4	3		4				42				
b	金属元素									4	1	2	1	2	7	1	3	1	1	3	3	3	1				35				
b	クロロフィル・クロロフィルa								1			1	3	2	1	3		1	2	7	3		1				44				
b	珪藻類	1	1						1	1	2	1	1	4	1	2		1	2	2	2	3	1	2	2	4	5	39			
b	懸濁物質	1	1	3	4	8	4	2	10	4	11	16	18	7	13	14	2	23	10	10	10	7	6	11	15	5	215				
b	重金属					1	3	1	1	5	4	7	5	2	3	5		8	2	1	3	1	1	2	1	1	57				
b	重金属汚染	1	3	3	4	3	3	1	2	5	6	9	11	6	6	5	2	3	5	0	5	9	4	9	3		111				
b	植物プランクトン									2	5	1	4	7	5	4	4	3	4	4	4	2	5	2	4	7	4	71			
b	水温					3	3		3	1	1	5	4	5	3		2	2	7	1	2	1	9	3		3	2	60			
b	水銀	1	2	1	1				1	1	1	1	2	1	3	2	1	2	2	2	1	3	1	1	1	1	1	32			
b	水産資源								1	1	2	1	1	2	1		1	3	1	3	3	1	6	2	1	8	4	38			
b	水質					1	2	3		2	2	3	3	2	2	4	3	4	4	2	1	1	4	2	4	2	47				
b	水質汚濁	1	1	2	1	4	2	3	8	2	1	4	3	3	4	3	4	1	1	4	2	1	2	6	7	5	75				
b	水質汚濁質					1			2	1	2	4	7	3	5	6	9	4	4	2	1	3	3	1	2	2	4	3	75		

分類	キーワード	年																			総計													
		73	74	75	76	77	78	79	80	81	82	83	84	85	86	87	88	89	90	91	92	93	94	95	96	97	98	99						
b	生息分布									3	2	3	1	7	7	4	4	10	7	9	5	9	6	8	7	7	12	12	123					
b	生息密度									1			4	4	6	5	3	3	2	2	5	5	3	4	5	6	7	4	69					
b	生物指標	1	1	1	1	3	3	1		1	2	4	4	2	1			6	1	2		5	6	4	5		54							
b	生物生産									1	1	1	1	2	6	3	1		3	4	1	4	1	5	1	2	3	1	41					
b	生物分類																	3	1	2	1	3	1	3	4	1	3	3	1	532				
b	浅海堆積物	1								1	1	3	2	2	3		2	8	3		2	2	3	2	2	2	5	7	51					
b	藻類	1	1							1	1	1	1	1	2	1	1	1	2	3	4	5	2	1	1	2	4	4	40					
b	堆積物									1	4	2	3	9	4	3	3	1	1	1	2	2	1	1	7	6	3	12	2	68				
b	淡水	1								2	1	1	2	2	5	4	4	3	2	1	1	1	2	1	3	4	4	2	2	51				
b	炭素（-13C）																																	
b	13NMR（-15N）	1	1	1					1		6	2	1		5	3	2		2	4		3	6	2	1	5	3	4	53					
b	稚魚																1	1	7	1	2	5	9	7	5	4	3	3	5	3	1	2	7	66
b	窒素・窒素15N	1	2	1	1				2								5	3	1	3	2	4	3	4	3	5	9	2	7	5	63			
b	窒素同位体																																	
b	底生生物	1	1	4	1				3	3	2	4	2	3	2	6	5	1	3	4	3	6	5	6	3	9	4					81		
b	鉄	1		1	3				4	3	4	1	1	1	1	2			3		1	1	1		1	1	2	1		33				
b	銅		1	1	3				1	3	5	4	3	3	3	2			3	1	2	2	2			3	2	2		46				
b	動物被害	1	2	2	4	1			4	3	3	2			4	5	6			2	1		1	1	1	1	1	1	4	49				
b	鉛・鉛同位体		1	3	2				2	4	3	3	3	3	3	1					1	2	1	1						34				
b	二枚貝類								1	1		2				2	3	2	2	3	6		4	1	2	3	3	3			38			
b	濃度	1		3	1	2	8	6	2	2					2	5	5	1	1	1	1									1	1	43		
b	濃度分布						1	4	6	5	10	14	15	6	4	1	3	4	1	1	1	2	3	3	3	2					89			
b	農業汚染			1	2	1		2							2	3	5	3	1	4	2	2			2	1	1	2		34				
b	半かん水							2	2						1	4	7	11	7	2	4	1	6	6	1		4	8		66				
b	微量元素	1	1	1		2	1	3	3	2	3	2	3	3	1	2			1	3		7	9	1	2				51					
b	芳香族塩素化合物							4	2	2	3			3	4	5	2	2	3	4	1		4	3	3	3	1			49				
b	芳香族縮合炭化水素								1	1		4			2	1	1		5	1	2	2	1	3	4	3	2		33					
b	マングローブ														2	2		3	4	1	2	1	10	2	5	5	5		42					
b	有機炭素		2	4	1	1	2		8	4	1	1	2	1	4	2	1	3	4	3	3	4	3	1					55					
b	有機物	1	1	2	3	3	5	3	10	4	1	2	4	4	4	9	1	2	5	2	2	9	6	10					93					
b	幼生	1						1	1	2	1				2	2	3	2	3	1	3	4	4	4	1				35					
b	溶存酸素	1	2		1	1	1	3	3	2	3	2	2	2	3	3	3	1		2	4	4	3	3				49						
b	溶存成分					4	11	6	11	10	7	5	5	7	6	12	5	4	11	7	3	9	4	4				131						
b	りん	1		1			1	2	1	3	5	1	2	2			2	2	5	2	3	4	2	5	3			47						
c	塩水侵入	1		1		2		3	1		3	1	3	4			3	2	1	3	2	6	2	7	4			49						
c	回遊							1	3	3	3	1	3	2	5	1	2	1	3	1	1	4	3				37							
c	海洋循環	2	2	1	1	2	1	2	4	9	3	3	1		4	2		2	1	1			2				44							
c	海洋潮汐	1	2	2	1	4	2	8	4	8	11	10	6		2	5	5	2	1	1		1		2	5			83						
c	海洋モデル	1	2	1	6	2	4	4	3	3	6	4	6	5	4		4	1	1		1		3				61							
c	河口混合							6	8	12	12	7	4	3	5	4	5	1	1		4	2						75						
c	季節的変動	1		1	2	1	4	2	3	7	7	8	5	13	7	9	12	14	7	6	9	3	9	14	7			151						
c	吸着			1	1	2	2	1	3	1	4	3	4	3	2	2	2	2	2	4	1	1	3				42							
c	経時変化		1	1		1	3	1	1	2	2	3		8				1	1	3	1	3	2					34						
c	シミュレーションモデル	1		1	1	1	1	1	3	2			1	1	1	2	2	2	3	3	1	4	1	3				36						
c	循環				1	1		2	2	2	3	3			2	2	1	1	1		2	3	1		2	1			30					
c	数学モデル	2	1	2	3	2	1	4	2	2	3	3	6	2	1	4	4	2	5	1	2	4	1	3	2	3			65					
c	生態系							1		1	4	4	1	2	4	1	4	7	1	13	10	7	17	5					82					
c	生体内蓄積	1	1	1		5	2		1		3	3	2	1	2	2			2	3			2	4	1				36					
c	成長			1		1		1	5	1	1	3	4	4	2	1	3	3	1	3	3	1	4					41						
c	増殖									2	1			1	3	1	3	3	1	3	4		6					30						
c	堆積作用	1	2	1	3	1	1	2	3	3	2	2	1		6			2	3			5	1	2	1			42						
c	潮汐	1	1	1	1	1	1	2	4	3	2		3	3	2	4	2	2	4	1	1		4	3				43						
c	潮流	1	4	2	2	2	2	3	4	5	4	3	6	4	1	1	3	4	3	2		2	1	2	3	1	3		68					
c	データ解析							1	3	6	3	2	1	1			1	4	3	4		2	2	2	2				37					
c	濃度依存性							3	6	9	8	5	3	7	3	4	3	1	4	3	2		3	1	1	2	1		69					
c	微生物分解	1		1					2	1					1	4	5	1	4			3	1	1	1	1			33					
c	富栄養化								1	2	1	2	1	2	5	2			2	3	2	6	4	5	2	4	5	2		54				
c	物質移動	1							1	2	2	1	1	2	5	2			2	3	2	3	3	2	2	2	2		57					
c	物質収支								3	6	2	11	4	2		2		1	3	1		2	4	2	1				44					
c	輸送現象		1	2	1	2	6	1	6	2	1		1	1	2		2					2	1	1	1			31						
c	流速	2	1	2	2	1	4	3	3	5	1	1	1	3		2	5					1	1	1				42						
e	イギリス																																	

分類	キーワード	年	総計																											
			73	74	75	76	77	78	79	80	81	82	83	84	85	86	87	88	89	90	91	92	93	94	95	96	97	98	99	
e	イングランド										2	3	3	6		4	2	3	5		1	3	2	2	1	9	1	47		
e	フランス	1		2	1						1	2	1	2	2	1	2	1	2	3	6	3		3	3	5	2	1	44	
e	北西大西洋										5	2	3	4	2	1	3	2		3	2	1	3		2	5	2	40		
f	汚染監視										3				1	2	8	3	10	5	8	4	2	3	7		4	60		
f	環境アセスメント	1	1	2	1	3	1	1	1	1	1	2	1			3	2	3	4	3	1	6	5	5	6		54			
f	環境インパクト										2	2	1			1	4		1	2	3		2	4	2	2	4	4	3	37
f	環境保全										1	4	2	1		2	1	1	1	4	5	3	3	3	5	4	2	6	5	53
f	自然保護										1		1			1		1	1	4	1	3	4	3	1	14	5	41		
f	水質管理	1		1	1	1	2	3	1		2	2	2	2	2	2	2	4	6	1	1	6	3		3	1	47			
f	水質試験	1	1	1	1	3	3	6	6	7	2	6	9	9	11	6	3	7	8	3	7	6	3	5	4		118			
f	水質調査	2		1	3	1	1	7	2	2	7	4	8	3	2	1	2	5	6	1	1	1	6	3	5		74			
f	底質調査	1	1	1	1	1	1	1	2	1	4	4	5	5	1		1	1	2		2	1	1	2			38			
f	濃度測定	1	1	3	1	3	2			1	1	3	3			2	1	5	1	2	2			2	3		37			

謝　辞

本研究を遂行するに際して、研究会メンバーが調査、研究のフィールドとして取り組んできた河川とその河川を所管する建設省の工事事務所は次のとおりです（順不同）。

東北地方建設局北上川下流工事事務所	： 北上川
関東地方建設局利根川下流工事事務所	： 利根川
関東地方建設局荒川下流工事事務所	： 荒川
九州地方建設局武雄工事事務所	： 六角川
九州地方建設局延岡工事事務所	： 北川

本研究を進めるに当たり、上記各工事事務所から資料提供ならびに現地調査における便宜供与等、さらに荒川および利根川の現地視察に際しても格別のご配慮を賜りました。ここに各工事事務所の関係各位に深く感謝の意を表します。また、研究の過程で資料整理や調査に協力された本研究グループの研究者所属の研究機関関係者にも心から感謝の意を表します。

感潮河川の水環境特性に関する研究

平成12年9月発行

編集・発行 財団法人 河川環境管理財団

東京都中央区入船1丁目9番12号

ダイヤライズビル

TEL.03-3297-2644

FAX.03-3297-2677

印 刷 株式会社 東神堂

東京都千代田区神田司町2丁目14番地

TEL.03-3252-7611
