

国立環境研究所特別研究報告

Report of Special Research from the National Institute for Environmental Studies, Japan

SR - 73 - 2006

東アジアの流域圏における生態系機能のモデル化と
持続可能な環境管理プロジェクト
(終了報告)

Watershed Environmental and Management Research Project

平成 13 ~ 17 年度

FY2001 ~ 2005

NIES



独立行政法人 国立環境研究所

NATIONAL INSTITUTE FOR ENVIRONMENTAL STUDIES

<http://www.nies.go.jp/>

東アジアの流域圏における生態系機能のモデル化と
持続可能な環境管理プロジェクト
(終了報告)

Watershed Environmental and Management Research Project

平成 13 ～ 17 年度

FY2001 ～ 2005

独立行政法人 国立環境研究所

NATIONAL INSTITUTE FOR ENVIRONMENTAL STUDIES

重点特別研究プロジェクト「東アジアの流域圏における生態系機能のモデル化と持続可能な環境管理」
(期間 平成 13 ～ 17 年度)

プロジェクト責任者：村上正吾
プロジェクト幹事：村上正吾
報告書編集担当：村上正吾

序

本報告書は、平成13～17年度、5年間にわたって実施された重点特別研究プロジェクト『東アジアの流域圏における生態系機能のモデル化と持続可能な環境管理』の研究成果を取りまとめたものです。

近年の急激な人口増加、食料需給問題に伴う大規模な農業開発、急速な工業化と一極集中化する大規模都市化などにより、自然環境と人間活動との均衡が崩れつつあります。こうした自然と人間のせめぎ合いに対する方策として、2001年は流域圏の生態系機能の管理への認識が国内外とも高まった年で、UNEPはMillennium Ecosystem Assessment (MA)を開始し、世界の生態系機能の評価に着手しました。一方、内閣府総合科学技術会議は『自然共生型流域圏・都市再生イニシアティブ』を主導し、流域圏（陸域・沿岸域）全体の生態系機能が都市を支えるという基本的視点から、山地～農地～河川～湿地～都市～沿岸域固有の生態系機能及び生活空間の保全・修復・再生技術の確立を求めました。このような国内外の意識の高まりを受け、国立環境研究所はアジア地域の持続的発展を支える流域圏生態系機能を活用した技術体系の基礎を作ることを目的とするプロジェクトを開始しました。

特に、その極めて活発な社会経済活動によって東アジアの自然環境に大きな影響を持つ中国の水資源・水環境問題を最重要課題ととらえ、中国水利部長江水利委員会、中国科学院地理科学与資源研究所との日中共同研究体制を確立し、

- (1) 衛星データを利用したアジア・太平洋地域の統合的モニタリング
- (2) 長江・黄河の水循環変化による自然資源劣化の予測と影響評価
- (3) 東シナ海の長江経由の汚染・汚濁負荷の動態と生態系評価
- (4) 海域・沿岸域環境総合管理

の4つを基本課題として、流域圏生態系機能を巡る自然環境と人間とのトレードオフを明らかにする調査・研究を進めました。具体的な研究成果につきましては本編をご覧ください。

今後は、本研究の成果を東アジアの生態系機能の保全のための具体的な施策に結びつけ、特に水環境の維持、改善に役立てていければと考えています。

研究を推進する過程で、国内外の多くの方々にご協力とご助言を頂きました。ここに深く感謝の意を表すとともに、今後とも幅広いご意見を賜りたく宜しくお願い申し上げます。

平成18年12月

独立行政法人 国立環境研究所
理事長 大塚 柳太郎

目 次

1	研究の目的と経緯	1
1.1	研究の目的と経緯	1
1.2	研究の構成	2
2	研究の成果	3
2.1	流域生態系の水・物質循環機能の観測及び評価	3
2.1.1	背景と目的	3
2.1.2	観測システム及びデータ解析	3
2.1.3	生態系モデルの改良とシミュレーション	3
2.1.4	長江流域の炭素・窒素循環など生態系機能の評価	6
2.2	三峡ダム湖初期貯水成功後の水環境と課題	8
2.2.1	はじめに	8
2.2.2	三峡ダム初期貯水	8
2.2.3	三峡ダム貯水後の水環境の変化	9
2.2.4	今後の課題	14
2.2.5	おわりに	15
2.3	長江流域の水需要・汚濁負荷排出構造の評価	15
2.3.1	はじめに	15
2.3.2	環境負荷排出インベントリーの系譜と本研究の位置づけ	16
2.3.3	方法論およびモデル	16
2.3.4	結果	18
2.4	退耕還林政策の降雨・土砂流出抑止効果に関する水理水文学的検討	20
2.4.1	はじめに	20
2.4.2	嘉陵江流域の概要	21
2.4.3	モデル概要	21
2.4.4	退耕還林政策へのモデルの適用	23
2.4.5	退耕還林政策の効果に関する数値模擬結果	28
2.4.6	まとめ	29
2.5	長江経由の環境負荷が東シナ海・長江河口域の海洋環境に及ぼす影響に関する研究	31
2.5.1	はじめに	31
2.5.2	研究方法	32
2.5.3	長江淡水と東シナ海陸棚表層水の混合	33
2.5.4	東シナ海陸棚域の水塊構造	34
2.5.5	栄養塩の供給動態	36

2.5.6	藻類分布と水塊構造（長江洪水期前）	38
2.5.7	藻類分布と水塊構造（長江洪水期）	39
2.5.8	まとめ	42
2.6	東アジア沿岸海域への適用を想定した海色リモートセンシング手法の検討	42
2.6.1	はじめに	42
2.6.2	研究方法	43
2.6.3	結果と考察	46
2.6.4	まとめ	47
2.7	華北平原の持続的農業のための水収支分析	51
2.7.1	はじめに	51
2.7.2	統合型流域モデル（NICE モデル）と農業生産モデルの結合（NICE-AGR）	51
2.7.3	入力データ及び境界条件	52
2.7.4	結果及び考察	53
2.7.5	おわりに	54
2.8	流域圏環境管理のための GIS の活用	54
2.8.1	はじめに	54
2.8.2	環境保全に関わる社会的変化と GIS の必要性	55
2.8.3	GIS を用いた実務的な研究・解析の流れ	55
2.8.4	流域生態系の保全と河川ネットワーク	56
2.8.5	研究目的	57
2.8.6	使用データ及び研究方法	57
2.8.7	結果と考察	58
2.8.8	GIS データ活用に関する留意点	60
2.8.9	今後の GIS の発展と全体のまとめ	60
2.9	人工干潟の機能と技術開発評価について	61
2.9.1	アサリの生存と成長	61
2.9.2	ホンビノスガイの生存と成長	64
2.9.3	まとめと今後の課題	65
2.10	発展途上国の排水処理適地技術の考え方	65
2.10.1	はじめに	65
2.10.2	開発途上国を巡る生活排水処理の現況	66
2.10.3	中国における生活排水処理の現況	66
2.10.4	中国における生活排水処理適地技術の実例	67
2.10.5	エコロジカルサニテーションについての考え方	69
2.10.6	開発途上国の排水処理適地技術のあり方	70
2.10.7	まとめ	70

2.11	まとめ	70
2.12	謝辞	71
	引用文献	71
	[資料]	
I	研究の組織と研究課題の構成	81
1	研究の組織	81
2	研究課題と担当者	82
II	研究成果発表一覧	83
1	誌上発表	83
2	口頭発表	89
3	特許出願, 受賞等	94

1 研究の目的と経緯

1.1 研究の目的と経緯

21世紀の日本及び東アジアにおける均衡ある経済発展にとって、森林減少、水質汚濁、水資源枯渇、土壌流出等の自然資源の枯渇・劣化が大きな制約要因となりつつある。こうした環境問題に対処するためには、環境の基本ユニットである『流域圏（山～河川～海）』が持つ受容力を科学的に観測・理解し、モデル化を行うことにより環境受容力の脆弱な地域を予測した上で、環境負荷の減少、環境保全計画の作成、開発計画の見直し、環境修復技術の適用等環境管理を行っていくことが最も必要である。本プロジェクトは、日本及び東アジアを対象として、流域圏が持つ生態系機能（大気との熱・物質交換、植生の保水能力と洪水・乾燥調節、水循環と淡水供給、土壌形成と侵食制御、物質循環と浄化、農業生産と土地利用、海域物質循環と生物生産など）を総合的に観測・理解し、そのモデル化と予測手法の開発を行うものである。

本研究では、主に水の循環過程における量と質の問題に焦点を当て、次の観点から研究を進めた。

（1）環境の質は、流域生態系機能に支配される淡水の存在量、分布と循環速度に依存することから、東アジアの水収支におけるフローとストックと植物生態系との関係を明らかにするために、広域モニタリング体制を組む必要がある。

（2）衛星モニタリング情報に基づき、地表面の水のフローとストックはかなり把握される。一方、直接的に人間の生存・生産基盤となる土壌圏の水は、間接的に水資源開発・管理上の一種の緩衝役を果たすとともに、土壌の健全性を保つ点から重要であり、衛星モニタリングによる表面状況から間接的に土壌水・地下水の挙動を推測する必要がある。

（3）水資源の水量と水質を規定するのが生態系機能との理解から、地下水流－土中水－植生を基本的な鉛直構造、土壌と植生を平面分布とする3次元的な視点からの理解のもとに、水資源開発に伴う土中水挙動、栄養塩移動、土壌特性変化、水質、水量の相互関係についての理解を進める必要がある。

（4）水資源の再配分問題が惹起する環境への圧力の出現過程の事例解析を行う。具体的には、河川流出を制御

する大規模構造物の影響（三峡ダム）、開発された灌漑用水の農業生産力への影響（華北平原での大量灌漑水）、灌漑水管理を通じた地下水管理（華北・華中平原）を取り上げた。

（5）生態系機能への圧力を軽減することを目標とするため、長江流域の環境負荷動態の概要を把握する必要がある。

（6）長江・黄河流域からの水と環境負荷の流れは流域内で閉じず、東シナ海を経由して日本、韓国に及ぶ地球規模のものであり、水質と生態系影響の評価が必要である。

（7）持続的発展を支える基本単位は陸域と海域を連続体として理解した流域圏であるとの観点から、東アジアの社会経済活動に大きな影響を持つ沿岸域の大都市の果たす役割についての検討が必要である。

以上のような観点のもとに、本研究は社会的・経済的要因を考慮しながら、持続可能な開発を行うための流域－沿岸－海洋を一体とした総合的な環境管理手法を開発し、アジアモンスーン地域の持続的発展を支える流域圏生態系機能を活用した技術体系の基礎を作ることを目的としている。

本研究プロジェクトを展開するに当たっては、東アジアの自然環境と人間活動に非常に大きな影響を持つ中国との緊密な共同が必要との観点から、国立環境研究所が平成8～12年度に中国との国際共同研究で実施した『流域環境管理に関する国際共同研究』の枠組みを活用した¹⁾。

平成13年2月、中国科学院地理科学与資源研究所と、アジアにおける環境資源関連の全領域にわたる研究を推進する『環境資源関連分野における国際共同研究に関する総括協議書』を締結した。特に、『衛星データを利用したアジア地域環境資源モニタリング』と『長江流域及びその河口域での生態系機能の観測及び評価モデルの開発』の2課題については、早急な対応が必要との認識のもと、実施協議書が結ばれた。前者の共同研究に基づいて Terra-EOS/MODIS センサーを活用したアジア－太平洋地域の衛星モニタリング網の整備が進められている。後者の共同研究からは、長江の重慶—上海区間の河川地

形データの整備，沿岸域での水質・生態系調査が実施された。

一方，世界の流域環境研究においても生態系機能の把握が重要との認識から，UNEPのプロジェクトとして Millennium Ecosystem Assessment (MA) が2001年6月に開始され，世界各国の生態系機能についての評価を4年間で約1500人の科学者が参加して行われ，2005年5月に報告書「エコシステムと人類の安寧」としてまとめられた。このMAのサブ・グローバル・アセスメントとして，中国政府は『Integrated Ecosystem Assessment of Western China』を推進し，本プロジェクトは中国科学技術部・環境保護総局・林業部・水利部，中国科学院，UNEPの共同研究である中国西部アセスメントに参加し，中国西部開発に伴う環境劣化，特に長江上・中流域における水資源変化への影響についての評価を行った。

『衛星データを利用したアジア地域環境資源モニタリング』研究の成果は，2002年9月に北京で APEIS Capacity Building Workshop on Integrated Environmental Monitoring of Asia-Pacific Region を開催し，公表された。さらに，流域生態系のモデル化に基づく流域圏環境管理に関する議論を深めるために，Workshop on Integrated Environmental Management of Large Catchment in Asia-Pacific Region を東京で開催し，MA研究との共同体制を確認した。

2003年からは，China Council for International Cooperation on Environment and Development (中国環境と発展国際合作委員会) に流域環境部会が発足し，これにも参加が認められており，この部会の中心課題が長江流域管理であることから，本プロジェクトの研究成果をもとに中国政府に持続可能な流域管理の政策提言することが可能な状況となっている。

1.2 研究の構成

本研究では，上記の目的を達成するため，以下の4つ

の基本テーマで調査・研究を実施した。

(1) 衛星データを利用したアジア・太平洋地域の統合的モニタリング

広域の環境変化を定期的にリアルタイムで観測する手段として，衛星モニタリングの利用は不可欠である。本プロジェクトでは，米国の地球観測衛星に搭載された高性能地球観測センサ MODIS のデータを受信し，多様な広領域の環境情報を環境管理に活用する統合的環境モニタリングシステムを開発を進める。

(2) 長江・黄河の水循環変化による自然資源劣化の予測と影響評価

長江・黄河流域規模に適用可能な水循環・熱循環・物質循環・土砂移動を統合化したモデル開発と，農業生産力への影響評価への応用を図る。特に，モデル全体の精度を規定する土壌水分量の推定モデルは，MODIS データとの統合化を図る。

(3) 東シナ海の長江経由の汚染・汚濁負荷の動態と生態系評価

長江経由の環境負荷が東シナ海，特に長江河口域の海洋生態系機能及び生物多様性に及ぼしている影響を評価し，また将来的に推定される環境負荷の質・量の変化に伴う海洋環境への影響を予測するために必要な知見の集積，また予測手法の開発を進める。

(4) 海域・沿岸域環境総合管理

沿岸・海域の底生生態系機能の評価とその修復技術を含む海域環境管理モデルを開発し，(1)～(3)の研究と統合化することで，流域圏全体を統合管理する手法を開発する。

なお，本報告は平成15～17年度の研究成果を取りまとめたものであり，平成13～14年度の研究成果については，中間報告として取りまとめた国立環境研究所特別研究報告 (SR-58-2003)²⁾を参照されたい。

2 研究の成果

2.1 流域生態系の水・物質循環機能の観測及び評価

2.1.1 背景と目的

近年、東アジア地域では急激な人口増加に伴う大規模な農業開発、急速な工業化と大規模な都市化などにより、自然環境と人間活動とのバランスが急速に崩れつつある。このような状況下において、東アジア地域の持続的発展を支えるためのツールとして、大陸スケールでの陸域生態系のモニタリングとモニタリングデータを主とする膨大なデータを集約した環境情報システムの構築、さらには環境情報を活用した水・物質の動態モデリングについて、それぞれ高度な技術開発を行う必要がある。また、これら技術の統合的な利用によって、大規模な土地利用変化や地球温暖化等が陸域生態系に及ぼす影響の評価手法を開発することが急務となっている。

一般に、陸域生態系は海域と比べて空間的に大変不均一で複雑な地形の影響を受けるため、生態系が有する様々な機能の評価は難しい。特に、広域でこれらの機能を計測することはこれまで非常に困難であった。しかし、最近、衛星データを用いた解析結果を、大気-植生-土壌間での水・物質移動に関する相互作用を表す陸面過程モデルや生態系モデルへの入力データとして用いることにより、広域においてもより精度の高い生態系機能の推定や将来予測が可能になりつつある。

本プロジェクトでは現在、衛星データとしてMODISデータを利用し、そのデータ解析によって陸域における様々な環境情報（例えば、地表面温度や、植生指数等）の算定と、地上での生態系観測データを用いた算定結果の検証を通じて解析手法の改良を行っている。さらに、陸域生態系における水・物質循環を詳細に表すモデルの入力データとして、これら解析結果を用いることによって、広域での生態系の機能、例えば水や熱循環とともに、植生による炭素・窒素の固定量や穀物生産量などのシミュレーションを実施している³⁻⁶⁾(図1)。

以下に、これまでの研究の進捗状況を報告する。

2.1.2 観測システム及びデータ解析

2001年から環境省が推進している「アジア・太平洋環境イノベーション戦略(APEIS)」プロジェクトにおいて、アジア全域をカバーするMODIS衛星データ受信

ステーションと地上生態系観測サイトならびにデータ解析センターより構成される統合環境モニタリングネットワークを構築した(参照:国立環境研究所ニュース Vol. 22, No. 4)。このうち、地上生態系観測については、中国における様々な陸域生態系の中から代表的な草地(青海省, 37.48 N, 101.20 E, 3200 m)、灌漑農地(山東省, 36.95 N, 116.60 E, 20 m)、水田(湖南省, 28.92 N, 111.50 E, 20 m)、森林(江西省, 26.73 N, 115.07 E, 115 m)、砂漠(新疆自治区, 43.75 N, 87.75 E, 1600 m)の5つの生態系に観測サイトを設置し、気象、水文、土壌水分、植生等に関する基礎データを観測・収集して包括的なデータベースを構築している⁵⁻¹⁰⁾。図2は、2003年の様々な生態系における水蒸気・熱・CO₂フラックスの観測データ例である。

また、データ解析センターでは、アメリカ航空宇宙局(NASA)が開発した解析アルゴリズムを用いて、受信したMODIS衛星データから東アジア地域の土地被覆分布や植生の純一次生産量(NPP)など陸域生態系に関する高度な解析データセットの作成を行っている。さらに上記の地上ステーションでの観測データを用いてこれら的高次プロダクトの検証を行い、必要に応じて解析アルゴリズムの改良を進めている¹²⁻¹⁶⁾。

2.1.3 生態系モデルの改良とシミュレーション

陸域生態系における水・物質循環を明らかにするため、本研究では米国モンタナ大学で開発されたBiome-BGCモデルを選択した。本モデルは、気象データの入力によって水・エネルギー・炭素・窒素の循環を素過程から詳細に再現するプロセスモデルであるため、植物による炭素や窒素の固定量を始めとした多くの生態学的要素のシミュレーションができる。このような点からBiome-BGCモデルは、現在、陸域生態数値モデルのスタンダードの一つとなっている。しかし、本モデルは、これまでの適用事例を見ると、北米大陸以外での計算結果の検証が余りなされていないという問題点を有している。また、これまでに本モデルが適用されてきた生態系は、森林や草地などの自然生態系がほとんどであり、人為活動の影響を強く受ける農業生態系へ適用した計算結果の検証は不十分である。東アジア地域は、北米大陸と

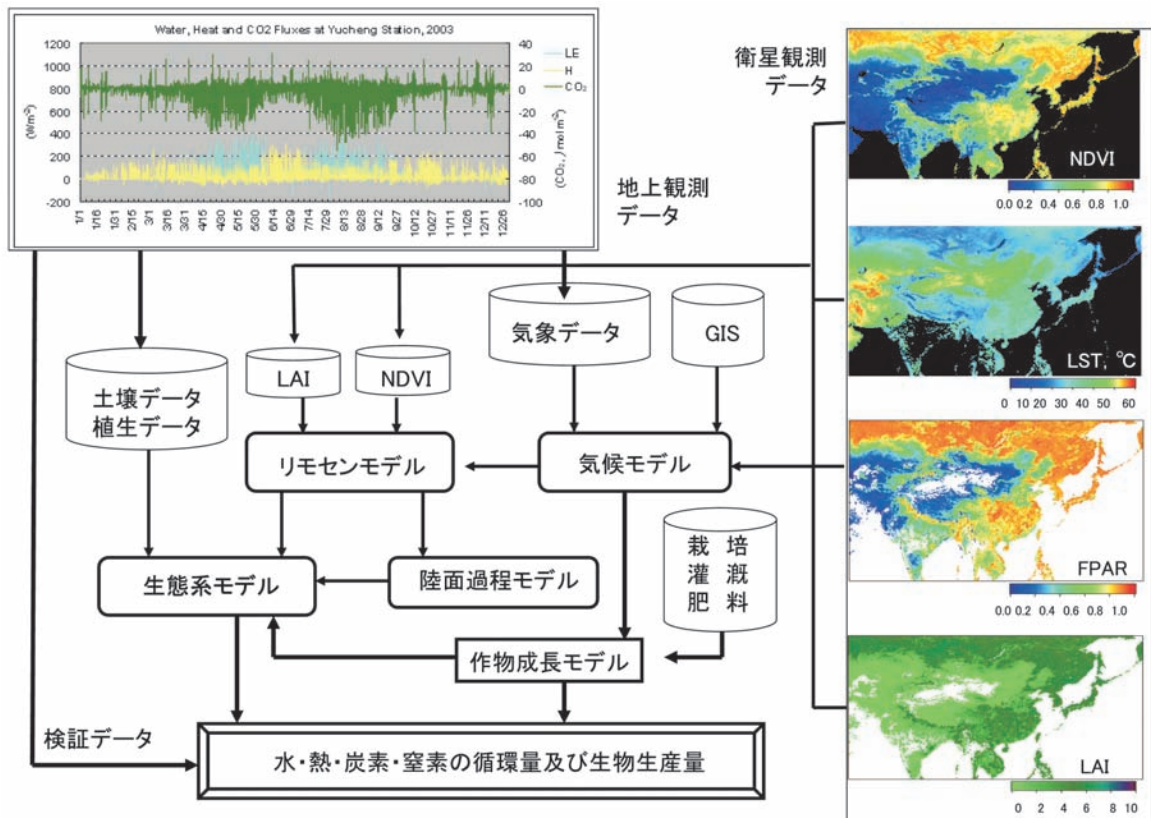


図1 研究のフレームワーク

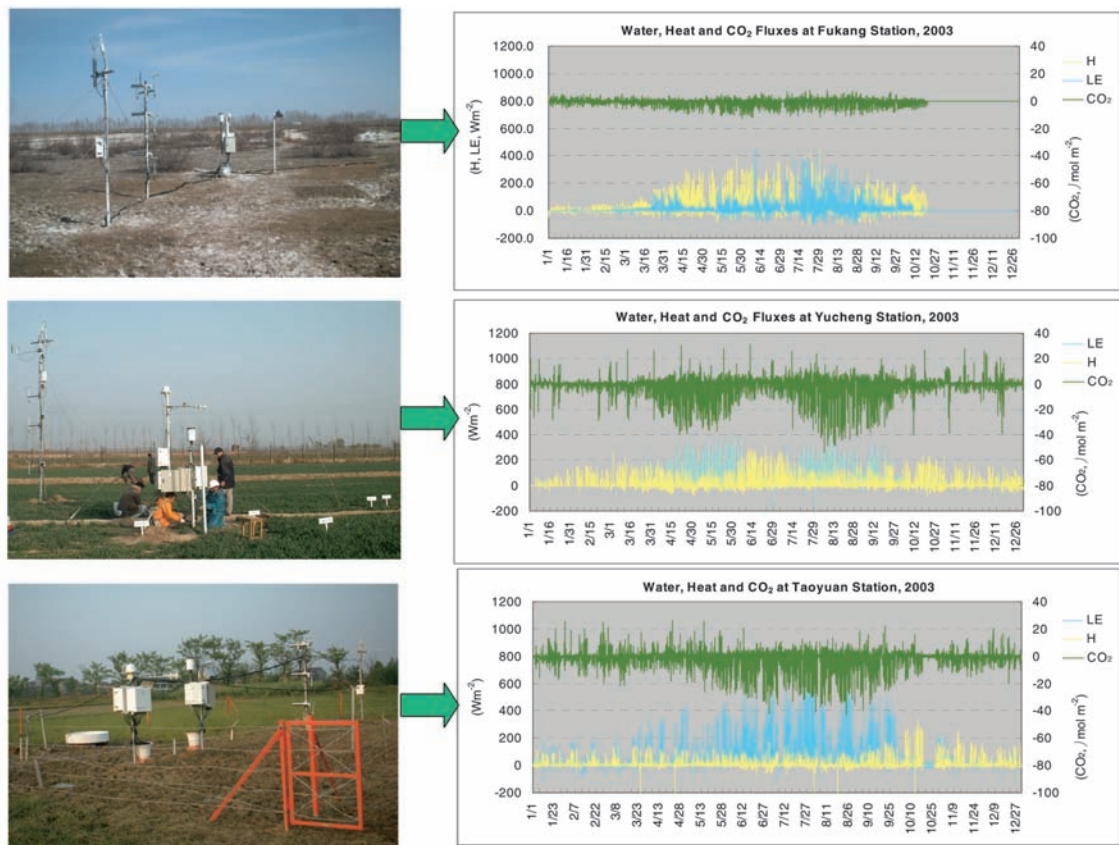


図2 2003年の様々な生態系の水蒸気 (LE), 顕熱 (H) と CO_2 フラックスの季節変化 (30分平均の観測データ)

比較して人為的土地改変が大きく、生態系の断片化が進んでいる。また、南部の湿潤な地域での水稲栽培から北部の乾燥地域での灌漑農業まで、多様な農業形態を有している。このため、アジア地域においてこのモデルの検証が必要であると同時に、農業生態系への適用には、モデルの改良が必要と考えられた。

そこで、まず、上述したそれぞれ固有の生態系を有する5つの地上観測ステーションで測定されている気象データを、Biome-BGCモデルの入力データとして用いて計算を行った。次いで、各ステーションで測定された植生（農作物）の葉面積指数（LAI）や表面温度（LST）を始めとする生態学的なデータと計算結果の比較作業を通じて、測定結果に対するモデル計算結果の再現性をできるだけ高めるよう、モデルパラメータ値の設定を行った。加えて、農業生態系を有するステーションへの適用にあたっては、作物生育期間、C/N（炭素/窒素）比、光合成率など生理・生態学的パラメータをモデルにおいて新たに設定した。最後に、MODIS衛星データを基に作成された土地利用やLST等の高次プロダクトを改良

したモデルへ取り込むことで、1 km メッシュの単位の空間分布モデルとしてシミュレーションを行い、東アジア地域における水・炭素・窒素など物質の時間的・空間的な変動の推定を行った。

モデルの適用結果として、まず、本研究における改良によって、灌漑やCO₂濃度の増加、施肥など人為活動の影響を考慮した水・熱と炭素（CO₂）フラックスのシミュレーションの一例として、図3に2003年の禹城ステーションでのコムギとトウモロコシを対象とした、計算結果と観測値との比較結果を示している。この結果に示されるように、農業生態系を含めた東アジアの様々な生態系における水・炭素・窒素循環機能およびLAIやNPPで表される作物成長状態を、改良されたBiome-BGCモデルが精度良く再現することを確認した⁵⁻⁶。

図4は同じく禹城ステーションでのコムギとトウモロコシの生産量を対象とした、人為活動の影響ある場合とない場合のシミュレーション結果の比較を示している。それによると、光合成生産量（GPP）、とエコシステム純生産量（NEP）は人為的影響で大きく増大する一方

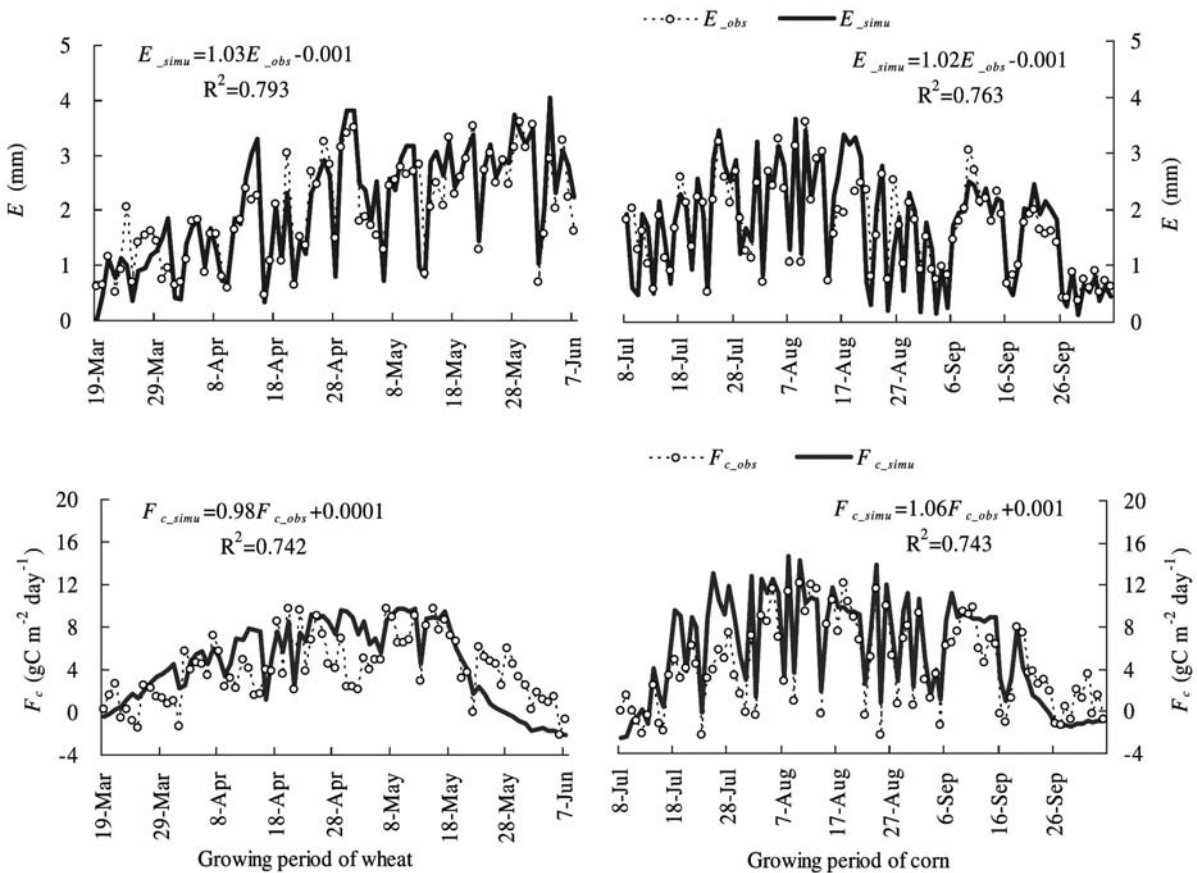


図3 人為活動の影響を考慮した場合の水蒸気（E）と炭素（Fc）フラックスのシミュレーション結果と観測データとの比較³⁾

で、農作物による呼吸量 (Rm と Rg) も増大する。しかし、土壌呼吸 (Rh) はむしろ化学肥料の大量使用によって減少する結果となった。これにより、施肥を主とする人為活動が水・熱と炭素 (CO₂) フラックス及び吸収固定量に大きな影響を与えていることが定量的に分かった。

また、改良されたモデルを用いて、様々の植物の葉根、リター (落葉落枝) など各構成部分の炭素・窒素濃度のシミュレーションも行った。さらに、異なる生態系間での炭素・窒素の固定能力を定量的に比較したところ、NPP の場合、トウモロコシ>イネ>コムギ>草地>砂漠の順となった。土壌呼吸の場合には、イネ>草地>コムギ>トウモロコシ>砂漠の順となった。その結果、生態系による CO₂ の固定能力を表す指標である NEP は、トウモロコシ>コムギ>草地>イネ>砂漠の順となることが明らかになった。以下は改良されたモデルを長江流域に適用された結果である。

2.1.4 長江流域の炭素・窒素循環など生態系機能の評価

長江流域には中国全人口の 40 % が住み、中国の GDP の約 40~50 % を担っている。異常気象による洪水頻発や干ばつが経済活動に大きな影響を与えていると同時に、水質の悪化、土砂の堆積、土壌劣化などが問題となっている。これら水問題は中国の経済発展にとって鍵となる重要な要因で、このため三峡ダム建設による洪水調節・電力開発を行うと共に、南水北調政策により長江の水を黄河流域・華北平野に運ぶための運河建設が行われている。また森林回復、草地再生、湿地回復など生態系回復政策も推進されるなど、個別的な対応がとられている。これらの流域の改変、土地利用の変化など人為的な活動や政策及び気候変化に伴う生態系機能の評価が本プロジェクトの研究主務である^{17,18)}。

(1) 長江流域における植生による炭素固定能力

改良モデルの入力データとして、気温、湿度、降水量、日射、風速など気象データ；水

文地形データ；土質、土壌深度、土壌有機物などの土壌データ；耕地、森林、草原など土地利用データなどが必要である。図 5、図 6 はこれらのインプットデータのデジタル分布図である。

最後に、図 7 に、図 1 に示した MODIS 衛星データから作成された各種高次プロダクトを、改良した Biome-BGC モデルに入力データとして取り込み、長江流域の 1 km メッシュ単位で生態系の炭素固定能力を推定した結果を示した。

- (2) 農業生態系から三峡ダムに輸送された窒素負荷量
農業生態系から三峡ダム (TGD) に輸送された窒素負荷量の変化を分析するため、長江上流にある 350 県に対して 1980~2000 年の 5 年ごとの農業統計データ (表 1)

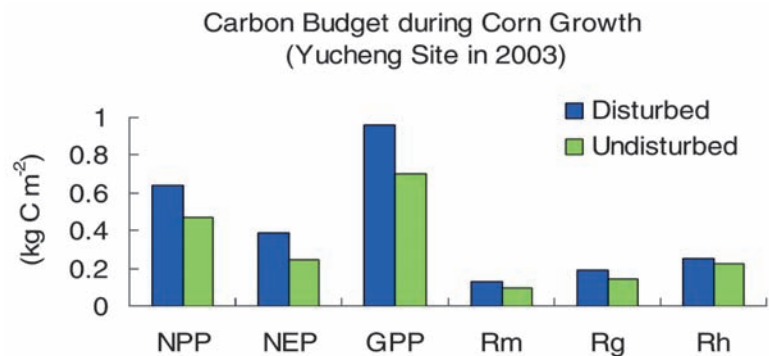


図 4 人為活動の影響あり (Disturbed) と影響なし (Undisturbed) の場合のシミュレーション結果の比較：NPP：純一次生産量，NEP：エコシステム純生産量，GPP：光合成生産量，Rm と Rg：植生の呼吸，Rh：土壌呼吸

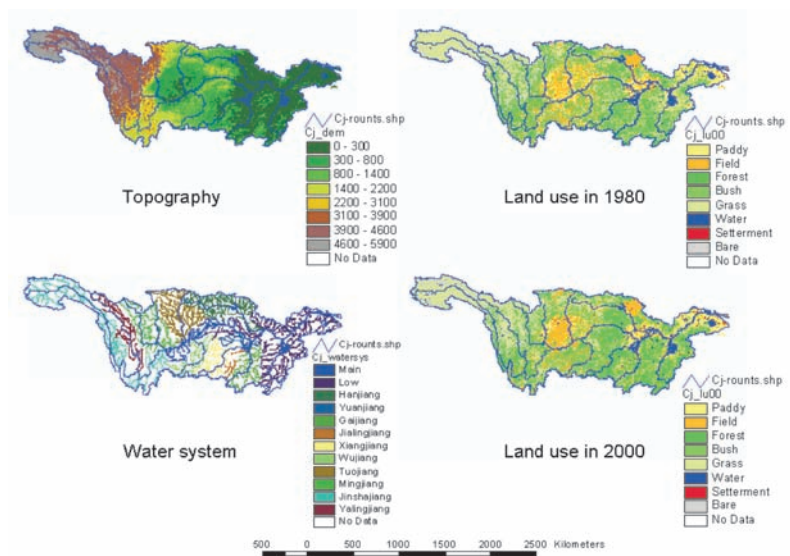


図 5 モデルの入力と検証データ (地形、水系、土地利用)

や気象観測ステーション等の観測データを空間情報システムと結合し、窒素収支に関するデータベースを構築した。これを用いて、長江上流農村地域における人為的活動による反応性窒素（大気沈降、生物固定、化学肥料）や長江上流にある各主流に輸送された窒素について、量的及び空間的な変化を解明した¹⁸⁾。その結果、農業生態系から長江に輸送された窒素の量は総量の約8割を占め、1980年の 5.60×10^5 トンより、2000年の 1.61×10^6 トンまで、2.9倍に増加した。河川中の損失率が34%とすれば、長江上流農村生態系から三峡ダムに輸送されたNの総量は、1980、1985、1990、1995年、および2000年にそれぞれおおよそ 0.37×10^6 、 0.49×10^6 、 0.62×10^6 、 0.67×10^6 、および 1.06×10^6 トンとなった（図8）。農業生態系から水域への窒素輸送総量のうち、農業生産による水域に輸送される窒素の量は1980年の 3.45×10^5 トンから2000年の 1.39×10^6 トンまで、4倍以上に増加した。一方、農村で排泄物によって水域へ直接輸送された窒素の量は $2.14 \times 10^5 - 2.67 \times 10^5$ トンであり、1980年から1990年の間には増加し、1990年から2000年の間には減少した。2000年には、長江上流地域の各10支流への窒素輸送総量のうち、嘉陵江流域への輸送量が35%を占め、三峡ダム流域への輸送量は15%、烏江、沱江及び岷江流域への輸送量はそれぞれ11%を占めていた。窒素源は、1980年には主に成都市と重慶市の周辺農村地域に集中していたが、1990年代に四川盆地の全範囲、及び四川盆地周辺の丘陵地に広く拡大した。化学肥料使用量の急増及び効率の減少が長江上流の窒素負荷量増加の主な要因であった。計算された各支流の窒素輸送量は先行研究で報告された観測値にはほぼ一致していた。したがって、長江上流河川および三峡ダムにおける窒素負荷量の急速な増加がさらなる富栄養化を引き起こし、地方の水質を悪化させたと考えら

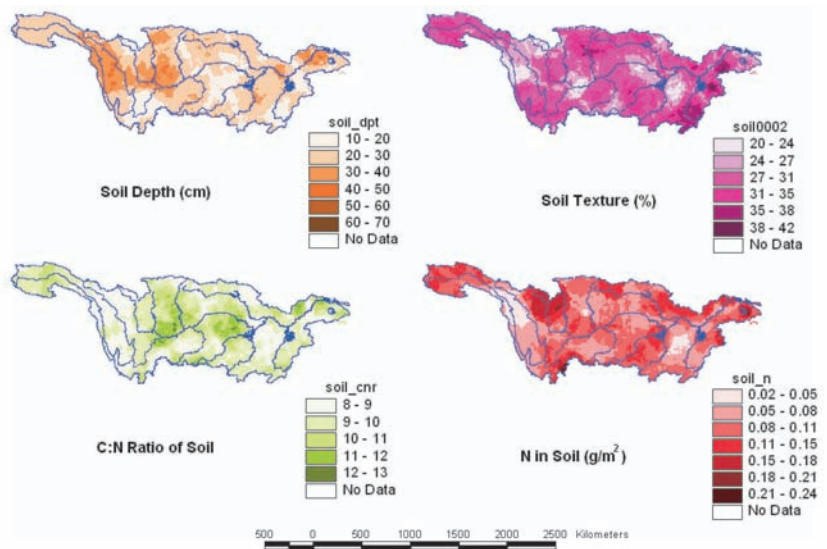


図6 長江流域の土壌データ分布図（土壌深度、土質、C:N比、窒素含量など）

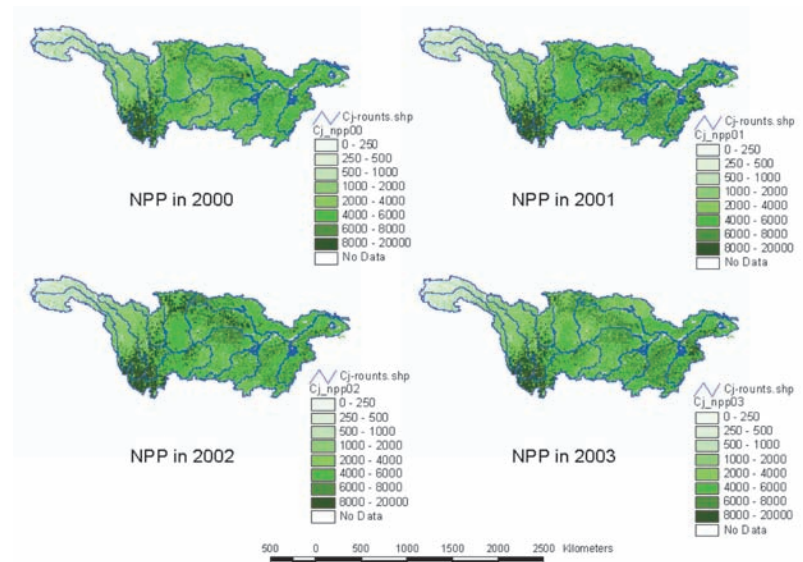


図7 長江流域における植生による年間炭素固定量の分布図

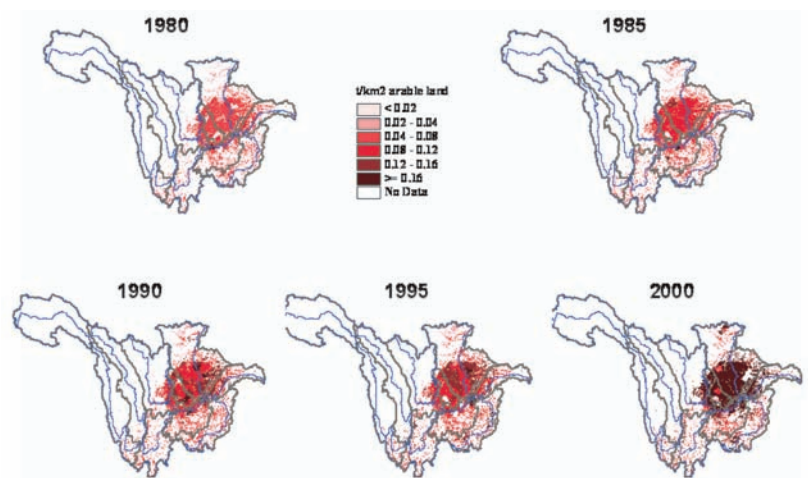


図8 1980、1985、1990、1995年、および2000年に長江上流農村生態系から三峡ダムに輸送された窒素の分布図¹⁸⁾

れる。今後は、観測、調査、解析などによる得られたデータをデータベース化し、共有システムを構築するとともに、モデルの改良や高度化を行っていききたい。また、過去から将来に渡る大規模シミュレーションを行うことによって、各種シナリオの下でのアジア地域における多様な生態系機能及び水・熱・物質循環機構の解明、及び環境脆弱性の診断も行いたい。さらに、将来予測の結果を持続的な水・物質管理の政策決定に活用する仕組みを整備しながら、政策決定に貢献していききたいと考えている。

2.2 三峡ダム湖初期貯水成功後の水環境と課題

2.2.1 はじめに

三峡ダムプロジェクトは、長江流域における持続可能な水利開発の要とも言うべき、重要な位置を占めている大型水利プロジェクトである。特に、長江中流部の中心地帯たる江漢平原、洞庭湖平原の洪水防御、莫大なクリーンなエネルギーの供給、水資源の確保において、三峡ダムが果たす役割と意義は極めて大きい。2003年6月1日に貯水し始め、6月10日に初期の135m水位について成功した。しかし、長江流域の社会経済活動の目覚ましい発展は、水資源・エネルギー開発を希求するとともに、産業構造変化に伴う土地利用形態の変化、都市部

への人口集中等の現象を促進させ、流域内で生産される汚濁物質や有害物質の排出負荷量を著しく増大させている。そのため、水質汚濁や土壌劣化、風食・水食による土壌流失、洪水、灌漑用水・飲料水不足等々の流域の持続的発展を妨げる要因が顕在化しつつある¹⁹⁻³⁰。本報告では、三峡ダムプロジェクトの概要と初期貯水経過を踏まえて、貯水後の水環境変化と今後の水質汚濁対策と課題について検討を行う。

2.2.2 三峡ダム初期貯水

三峡ダムプロジェクトは洪水防御を第一目的とし、その他に発電、水上交通、水資源開発、養殖漁業等の多面的な効果を期待されている世界最大の水利開発事業である。三峡ダムの建設地は、長江中流域湖北省宜昌市三斗坪鎮に位置する（流域面積約100万km²）。三峡ダムは、主にダムの堰堤、発電所と航行用建造物（昇船機）の三つの部分から構成される。ダム建設は1993年から始まり三期にわたり実施され、最終的に貯水位175m、貯水量393億m³、末端のバックウォーターは重慶市中心部にたどり着き、長さ約660km、平均幅1100mのダム湖が形成される予定である。三峡ダム区及びその上流区の人口は1.54億人、その内農業人口は60%を超えている。三峡ダム湖の初期貯水は、2003年5月25日から7日間

表1 長江上流農村生態系から各支流及び三峡ダムに輸送された窒素量 (Liu *et al.*, 2005)

流域名	1980年		1985年		1990年		1995年		2000年	
	1*	2**	1*	2**	1*	2**	1*	2**	1*	2**
通天河	518	216	415	253	459	247	490	395	42	465
金沙江上流	5,752	4,313	7,687	5,499	10,392	5,864	15,639	5,793	14,265	5,613
雅龍江	2,184	1,626	2,166	1,746	2,697	1,896	3,060	1,735	2,410	1,862
金沙江下流	23,644	14,374	36,756	21,475	48,225	22,718	74,586	19,851	87,873	18,914
岷江流域	35,610	18,074	40,081	19,734	61,121	22,112	57,548	18,159	154,793	16,168
沱江流域	41,321	18,943	60,429	26,015	72,206	25,911	75,138	24,324	162,414	19,740
主流地域	33,382	25,089	46,515	28,093	61,669	29,069	65,446	27,039	114,484	23,287
嘉陵江流域	110,613	67,584	170,644	76,519	232,427	80,564	234,273	71,593	499,621	65,462
烏江流域	41,973	35,843	64,484	39,001	85,480	42,376	122,322	38,781	144,144	35,272
三峡地域	49,958	29,349	63,701	36,028	99,071	36,695	130,123	32,297	214,806	27,379
総量	344,955	215,411	492,878	254,363	673,747	267,453	778,625	239,968	1,394,852	214,162
総量	560,366		747,241		941,200		1,018,593		1,609,014	

*人為活動による河川に輸送される窒素の量

**農村人口の排泄物による河川へ直接輸送された窒素の量

の試験性貯水を通じて、6月1日0時から正式に水門を下り貯水し始めた。それによって川水は毎日3～5mのスピードで上昇し、6月10日22時ついに発電と航行に満たす初期目標である135m水位を予定より5日早く実現した(図9)。三峡ダム二期工事の竣工の大きい標識として、貯水に成功し、三峡ダム工事の際立たせてきた効果が現れ始め、単純な建設期から建設しながら、利益を受ける収穫の時期に歩み入った。三峡ダム完成後、水の流れは緩やかになり、自浄能力が低下し、特に支流の入り江、沿岸水域の汚染が増幅され、ダム湖の富栄養化問題が発生しかねない。

2.2.3 三峡ダム貯水後の水環境の変化

国家環境保護総局の2005年「長江三峡工事のダム区域生態環境状況」によると³⁰⁾、三峡ダム地域で長江本・支流水質状況は全体では良好であった。年間の水質としてはⅢ類以内で、増水期の水質はやや悪くなる傾向が見られている。ダム工事の活動は基本的には水質に影響を与えていないとしている。しかし、ダム湖に流入する全体の汚水総量が増加しており、貯水後の一部の支流の入り江とダムサイト付近の湾奥に富栄養化の現象が発生している。以下は国家環境保護総局の「長江三峡工事のダム区域生態環境状況」³⁰⁾を参考にダム貯水前後の水環境の変化と富栄養化・水華発生状況についてまとめる。

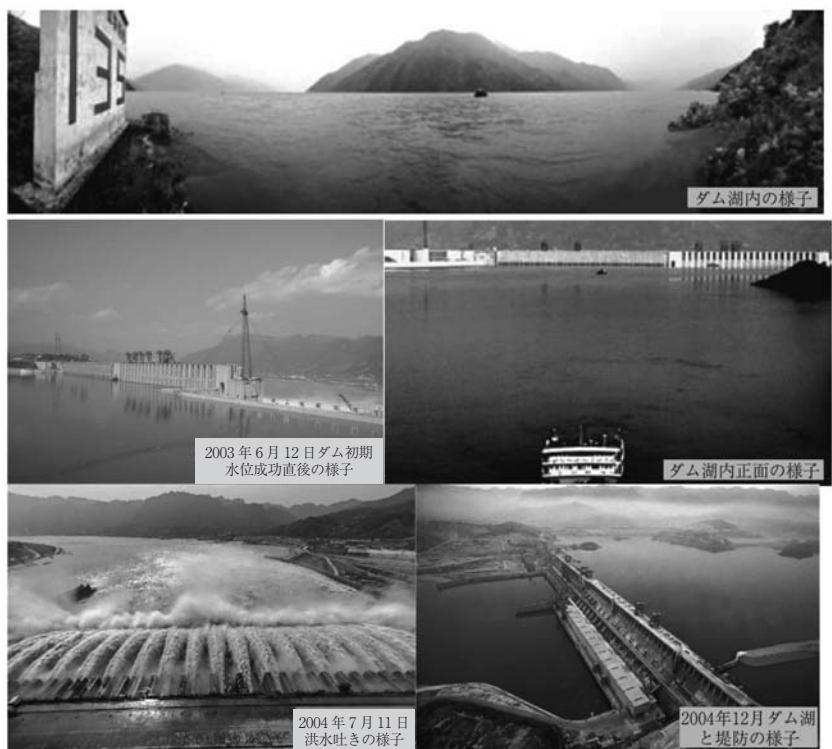


図9 三峡ダム初期貯水成功後の様子(水位135m)

(1) ダム湖に流入する汚濁負荷量

1) 重点工業廃水とその負荷量

2004年、三峡ダム工事地域の長江、嘉陵江と烏江(三江)の51の重点工業の汚染源は共に工業廃水2.47億トン(10⁴トン)を直接排出している。これは2003年1.84億トンより34%増加している(図10)。その中、重慶市の主な市街区域(巴南区、大渡口区、九竜坡区、南岸区、楡中区、楡北区、江北区、沙坪ハ区と北碚区)の工業廃水の排出量は最大で、1.27億トン、工業廃水総量の51.4%を占めている。長寿区、涪陵区と江津市の工業廃水の排出量も比較的大きくて、それぞれ0.343、0.341と0.297億トン、総量の13.9%、13.8%と12.1%を排出してい

る。

51の重点工業汚染源から2.59万トン(2003年2.5万トン)の各種汚染物を排出し、その中、CODは2.43万トンで全体の93.6%を占めている；NH₄-Nは0.15万トンで5.6%占める；以下は順次石油類、シアン化物、揮発性フェノール、ヒ素、6価クロム、鉛、排出量がそれぞれ0.02万トン、0.71万トン、0.31万トン、0.25万トン、0.11万トンと0.09万トンとなっている。その中COD、NH₄-Nとシアン化物は大部分を占めている。

2) 都市生活污水の負荷量

2004年、ダム区区域の26区(県)から“三江”に排出

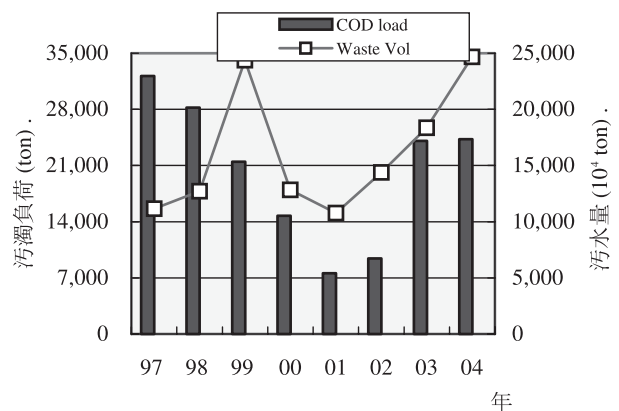


図10 三峡ダム湖内に直接排出する主な工業汚水とCOD負荷量の推移

する汚水は計4.99億トンである。2003年より約1万トン増加している。その中、重慶市の主な市街区域は3.07億トンで、61.6%を占めている。万州区、倍陵区は第2位、第3位で、0.44億トンと0.29億トン、8.9%と5.8%をしめている。都市汚水の中、TP、BOD、CODは主である。表2には三峡ダム区域に排出する主な都市生活排水と汚濁負荷量の変遷を示す。1997年から2004年の都市生活排水の排出量は3.0億トンから4.9億トンの範囲で変化している。2000年から増加傾向が明らかである。直近8年間の変化は図11a、bに示す。これらの汚濁負荷には、工業排水由来のものや行き来の船舶からのものが含まれていない。三峡ダム湖が運用するとともに多くの污水处理場が建設計画をされているが、目標の稼働率まで程遠い。いまだ大量の汚水が未処理のまま三峡ダム地域へ流れているのが現状である。

表2 三峡ダム湖内に直接排出する主な都市生活污水の汚濁負荷一覧

年	汚水量 (10 ⁴ ton)	COD (ton)	BOD (ton)	NH ₄ -N (ton)	TN (ton)	TP (ton)
1997	37,947.0	138,250.0	58,008.7	12,494.6	14,798.5	602.0
1998	34,504.7	155,271.2	69,009.4	6,900.9	14,146.9	2,070.3
1999	32,274.7	145,236.3	71,004.4	6,877.8	11,296.2	1,904.2
2000	29,506.4	115,075.0	56,062.2	7,081.5	10,622.3	1,770.4
2001	31,748.1	123,817.7	60,321.5	7,619.6	11,429.3	1,904.9
2002	31,859.9	124,253.7	60,533.9	7,646.4	11,469.6	1,911.6
2003	40,445.3	157,736.8	76,846.1	9,706.9	14,560.3	2,426.7
2004	49,851.6	99,647.2	49,423.8	8,281.8	-	1,442.1

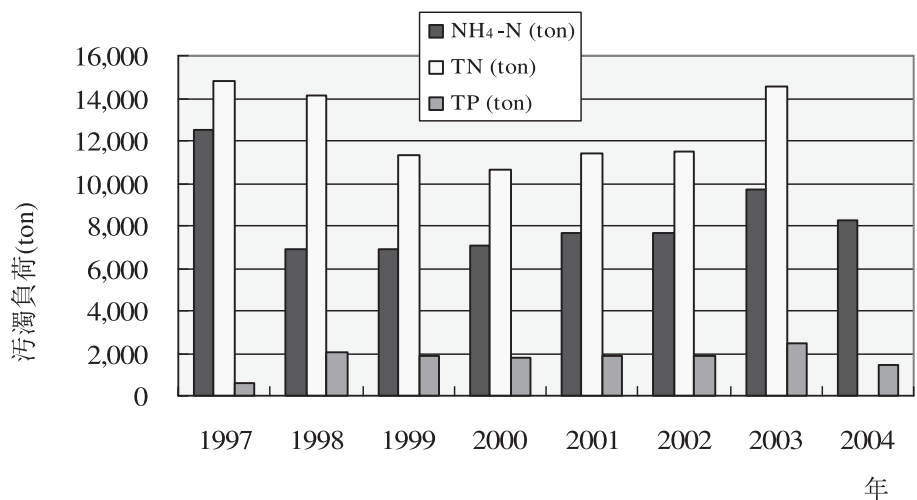


図11a 三峡ダム湖内に流入する都市生活排水汚濁負荷量の経年変化 NH₄-N, TN, TP 負荷量

(2) ダム貯水後の水質の変化

2003年6月に三峡ダム初期貯水が成功し、中国環境保護総局の環境観測センターが2004年から三峡ダム地域の水環境は長江の本流と支流、敏感期の“水華”の観測と岸辺汚染状況について調べた。図12には三峡ダム本流における水質測定断面図を示す。その水質評価は《地表水環境質量標準》(GB 3838-2002, 表3)に準じ、水体栄養状態評価は中国環境監測センターによって制定された“湖(ダム)富栄養化評価方法”に準じた。

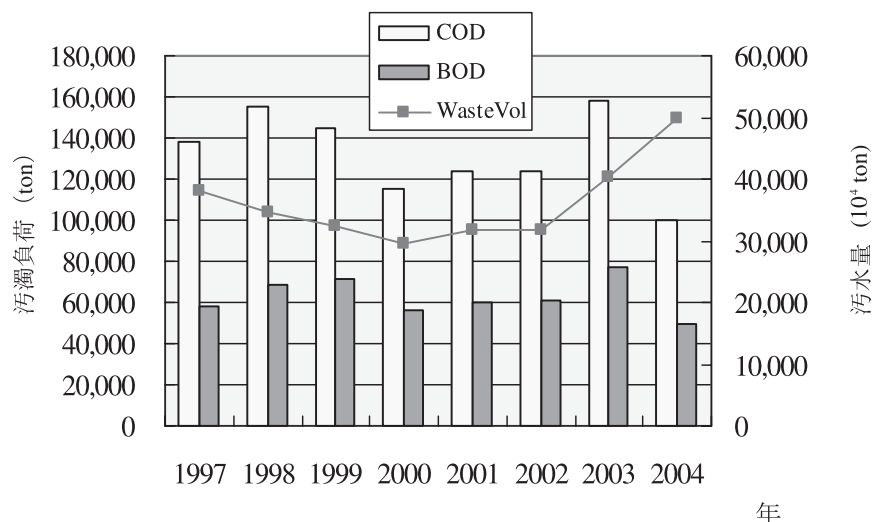


図11b 三峡ダム湖内に流入する都市生活排水汚濁負荷量の経年変化 都市生活排水量とCOD, BOD 負荷量

1) ダム区域本流の水質変化

ダム区域に計16の観測断面を設け、渇水期(2月)、平水期(5月)、豊水期(8月)に分けて6回の水質観測を行った。すべての断面は左、中、右3本の垂線を設けて、水面下0.5mのサンプルを採集して分析を行った。水質の評価項目はpH、DO、COD_{Mn}、BOD₅、NH₄-N、石油類、揮発性フェノール、TP、COD_{Cr}、シアン化物、水銀、鉛、カドミウム、ヒ素、六価クロムなどの15項とした。

① 2004年度各時期の水質

2004年、ダム区各断面の水質は皆Ⅲ類の標準を達成している。

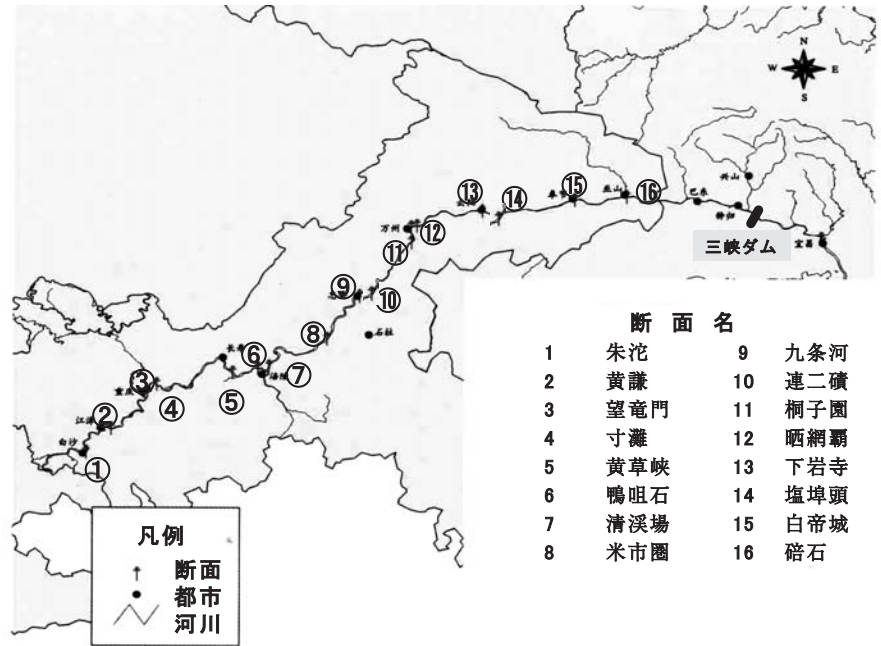


図12 三峡ダム本流水質測定断面図

表3 《地表水環境質量標準》(GB 3838-2002)

単位: mg/l

No.	項目	分類基準値				
		I類	II類	III類	IV類	V類
1	pH 値	6~9				
2	DO ≥	飽和率 90%(or7.5)	6	5	3	2
3	COD _{Mn} ≤	2	4	6	10	15
4	COD _{Cr} ≤	15	15	20	30	40
5	BOD ₅ ≤	3	3	4	6	10
6	NH ₃ -N ≤	0.15	0.5	1	1.5	2
7	TP ≤	0.02(湖沼, ダム 0.01)	0.1(湖沼, ダム 0.025)	0.2(湖沼, ダム 0.05)	0.3(湖沼, ダム 0.1)	0.4(湖沼, ダム 0.2)
8	Cu ≤	0.01	1	1	1	1
9	Zn ≤	0.05	1	1	2	2
10	フッ化物(F-) ≤	1	1	1	1.5	1.5
11	As ≤	0.05	0.05	0.05	0.1	0.1
12	Hg ≤	0.00005	0.00005	0.0001	0.001	0.001
13	Cd ≤	0.001	0.005	0.005	0.005	0.01
14	Cr(6+) ≤	0.01	0.05	0.05	0.05	0.1
15	Pb ≤	0.01	0.01	0.05	0.05	0.1
16	シアン化物 ≤	0.005	0.05	0.2	0.2	0.2
17	揮発フェノール ≤	0.002	0.002	0.005	0.01	0.1
18	石油類 ≤	0.05	0.05	0.05	0.5	1

注: pHを除いて単位は mg/l

I類: 主に源流水, 国家自然保護区に適用。

II類: 主に集中式生活飲用水源地一級保護区, 希少水生生物生息地, 魚類産卵場, 稚魚餌場等に適用等。

III類: 主に集中式生活飲用水源地2級保護区, 魚類越冬場, 回遊通路, 水産養殖区などの漁業水域と遊泳区に適用。

IV類: 主に普通工業用水および人体に直接触れない娯楽用水区に適用。

V類: 主に農業用水区と一般観水水域に適用。

I類の水質断面がなく、II、III種類の水質断面はそれぞれ6.3%と93.7%を占めている。

渴水期：I類水質断面がなく、II、III類の水質断面は50.0%ずつである。

平水期：I類水質断面がなく、II、III類の水質断面はそれぞれ37.5%、62.5%である。

豊水期：I、II類の水質断面がなく、全てIII類となっている。

表4には各時期の三峡ダム貯水前後の長江本流の水質分類変化を示す。

② 水質の年間変化

表5にはダム区域の貯水前後の各時期の水質種類の割合を示す。ダム貯水前の2002年ではII類水質断面の割合は43.8%であったが、2004年では、II類水質断面が6.3%に減少した。2003年と比較して、依然としてIII種類の水質が主であった、II類の水質断面の割合は2003年度より13.7%下がった。

2) ダム区域主要支流の水質

ダム内の6支流の上で9つの測定断面を設け、その中、国指定断面2個（嘉陵江の大溪溝、烏江の麻柳咀）、その他一般水質7断面（嘉陵江北碛と江門、烏江武隆、御臨河口、小江河口、大寧河口と香溪河口）とした。毎月各断面の水質に対して1回の監測を行っている。

国指定の水質2断面の評価項目は《地表水環境質量標準》(GB 3838-2002)の基本23項目(TNを含まない)とする。評価した結果、2004年、烏江の麻柳咀の断面の水質はV種類で、嘉陵江大溪溝断面の水質は>V類で、糞便性大腸菌群が規準を超えている(唯一の汚染因子)。各月の水質状況を比較すると、烏江の麻柳咀断面の水質1は、2月にIV類で、5~10月にV類で、3~4月11~12月に>V類で、年間V類であった；嘉陵江の大溪溝断面は各月と年間水質は皆>V類であった。全体的に見て、烏江の水質は嘉陵江より少しよい程度である(表6)。(※上、表4~6)一般断面の水質は、pH、DO、BOD₅、NH₄-N、COD_{Mn}、鉛、カドミウム、ヒ素、六価クロム、銅、石油類など11項目を用いて評価する。2004年の三峡ダム工事地域の支流断面の水質は良好で、II、III、IV類の水質断面がそれぞれ1、5、1断面で、総断面数の14.3%、71.4%、14.3%を占めている。その中、香溪の河口断面の水質はII種類で、江門、御臨河口、武隆、小江河口、大寧河口などの5断面の水質はIII

類である。嘉陵江北碛断面は石油類が規準を超え水質はIV類となった。

3) 敏感期ダム区域の富栄養化と“水華”の発生状況

① ダム水域の富栄養状態

2004年6月上旬、三峡ダム地域の一部の支流に対して“水華”発生状況の観測を行った。12の一級支流に24の観測断面を設けた。富栄養状態の評価項目はChl-a、TP、TN、透明度、COD_{Mn}の5項目である。

2004年の6月上旬、ダム区内の大半の支流が富栄養状態にあることが分かった。24断面の中で、富栄養状態の断面は14個、58.3%を占めて、中栄養状態の断面10個、41.7%を占めている。富栄養状態の断面の中で、軽度富栄養12、主に豊都の竜河、忠県の汝溪河と黄金河、巫山抱竜河、云陽の磨刀溪、長灘河と大溪河に分布している；中度富栄養状態の断面は2個、万州の萱溪河にある。中栄養状態の断面は主に豊都の渠溪河、巫山の大寧河と神女溪、云陽湯溪河、磨刀溪と長灘河に分布している。

② “水華”発生状況

2004年の春、夏季、三峡ダム地域の一部の1級支流(ダムの停滞湾)は何度ものある程度の“水華”の現象が発生し、時期が比較的集中し、範囲は比較的一定である。

香溪河は2月下旬、3月中旬~4月上旬と6月上旬で“水華”の現象が発生して、持続時間はそれぞれ5日間、1ヵ月と10日間ぐらいで、範囲が主に河口以上2km~約20kmの河段に集中し、水は濁って、水色は醤油あるいは黄緑色に呈し、*Cyclotella*(珪藻)と*Asterionella spp.*(珪藻)は優占藻類である。

大寧河は3月下旬~4月上旬、5月下旬、6月上旬と6月下旬“水華”の現象が発生して、持続時間は皆10日間ぐらい、範囲は巴霧峡の入口~大寧河口までで、約25kmの河段、水体が黄緑色、醤油色に呈し生臭く、クロレラ、*Asterionella spp.*、*Peridinales*、*Pandorina*属と*Mirocystis aeruginosa*が優位の藻類である。

女神溪は、抱竜河で“水華”現象が発生、5月下旬~6月上旬、6月下旬、持続時間は皆10日間ぐらいである。河口域の数kmの河段で発生して、水体は赤色の糸状物が呈し、生臭い臭いがある、主要な藻類はPyrrophyta、クロレラ、*Pandorina*属、*Mirocystis aeruginosa*である。

3月上旬、ダムサイトの手前の鳳凰山の湾奥で“水華”の現象が発生して、持続時間の1週間ぐらい、水体

表4 ダム貯水前（2002年）と貯水後（2003、2004年）の三峡ダム本流と支流断面の水質類型

位置	所属都市	断面	渇水期			平水期			豊水期			全 年		
			2002	2003	2004	2002	2003	2004	2002	2003	2004	2002	2003	2004
本 流	永川市	断面	II	II	III	III	II	III	III	II	III	II	II	III
	江津市	朱沱	II	III	III	III	III	III	III	III	III	II	III	III
	榆中区	黄謙	II	II	II	III	II	III	II	III	III	II	III	III
	江北区	望竜門	II	III	II	III	III	III	III	III	III	II	III	III
	長寿区	寸灘	II	II	II	III	III	III	III	III	III	III	II	II
	フウ陵区	黄草峽	II	II	II	III	II	II	II	III	III	II	II	III
	フウ陵区	鴨咀石	II	II	III	III	III	II	II	III	III	III	III	III
	豊都県	清溪場	III	III	III	III	III	III	III	III	III	II	III	III
	忠県	米市園	II	III	III	III	II	III	III	III	III	III	III	III
	忠県	九条河	II	III	III	IV	III	III	III	III	III	III	III	III
	万州区	連二磧	IV	IV	II	III	III	II	IV	II	III	III	III	III
	万州区	桐子園	III	IV	II	IV	III	II	IV	II	III	IV	III	III
	雲陽県	晒網壩	II	III	III	II	III	III	IV	III	III	III	III	III
	雲陽県	下岩寺			III			III			III			III
	奉節県	白帝城	III	III	II	III	III	II	III	III	III	III	III	III
巫山縣	碛石	II	III	II	II	II	II	III	III	III	II	III	III	
支 流	榆中区	大溪溝		III	>V		III	>V		II	>V		III	>V
	フウ陵区	麻柳咀		II	IV		II	V		II	V		II	V
	北碚区	北温泉		III			III			II			III	

表5 三峡ダム区域の水質年度変化比較

時期	渇水期			平水期			豊水期			全 年		
	2002	2003	2004	2002	2003	2004	2002	2003	2004	2002	2003	2004
観測断面数	16	15	16	16	15	16	16	15	16	16	15	16
I, II類水質断面の割合 (%)	68.8	33.3	50	0	33.3	37.5	25	33.3	0	43.8	22.2	6.3
III類水質断面の割合 (%)	25	53.3	50	87.5	66.7	62.5	56.2	66.7	100	50	77.8	93.7
III類水質以上断面の割合 (%)	93.8	86.7	100	87.5	100	100	81.2	100	100	93.8	100	100

表6 2004年三峡ダム区域重点支流断面の月平均水質類型分布

断面	月	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	全年
		大溪溝	水質 ¹	>V	>V	>V	>V	>V	>V	>V	>V	>V	>V	>V
	水質 ²	III	II	III	III	III	II	III	III	II	III	III	II	III
麻柳咀	水質 ¹	IV	IV	>V	>V	V	V	V	V	V	V	劣V	劣V	V
	水質 ²	III	III	III	III	II	II	II	II	III	III	II	II	II

注：水質1：評価23項目を全て対象とする。水質2：糞便大腸菌群を除く。

は醤油色、PyrrophytaとAsterionella spp. は優位の藻類である

また、ダム貯水後、長江の水面勾配は減少し、流速の減少を招いた。平水期の表面の最大流速最も大いに20 cm/s、平均流速は6 cm/s。渇水期の岸辺の流速は2 cm/s以下である。流速の急激の減少は汚濁物質の拡散、

希釈に不利で、污水排出口付近の高濃度の汚染区が現れる。汚濁物質がダム湖に流入する污水の中でCOD、TP、NH₄-Nが流速の違いによって、岸辺汚染ベルトの範囲も異なる。例えば、雲陽県のある污水排出口では、基準を超える汚染帯が形成している。

2.2.4 今後の課題

上述のように、三峡ダム工事は今世界で建てている最大のプロジェクトで、世を驚かしている。全体三期工事のうち、すでに二期工事を完成した。今、三期工事に入り、2005年に、三峡ダム工事は右岸ダムのコンクリートの大部分を完成し、右岸ダムは全線2007年の年初に頂点に達する見込みである。右岸の発電ユニットは2005年に取り付けはじめ、2006年には水位156mに上げる。2007年から2009年の3年の内、右岸の発電所12台の発電ユニットを順次取り付けられる。2009年には175mまで貯水し、ダム全体工事を完成する予定である。しかし、直面する問題は、今回の貯水期間中と貯水した後に見られる、ダム湖のゴミ問題、水質汚濁、ダムサイトに近いZi婦（秭婦）付近でのがけ崩れ、ダム下流への土砂流出減少による沿岸堤防浸蝕・崩落等様々な問題が懸念されている。

三峡ダム及びその上流区は長年にわたる汚染処理によりある程度の効果をもたらしたが、環境保護基盤が比較的弱く、環境保護への投資には制限があるためダム区は依然として以下のような厳しい環境問題に直面している。

1) ダム区域内の排水の目標達成率は低く汚染処理施設はかなり不足し、水質汚濁は日増しに激化している。排出工業排水中1/3近くが目標排出量に達しておらず、ダム区生活污水集中処理率は10%未満である。2004年ダム区水質観測によると、長江本流の水質は地表水質基準のⅢ類を主とし、主要都市区河川区間の水質はⅢ類基準より悪くなっている。ダム区2級河川はかなり汚染され、50%以上の河川区間の水質は水域の水利用機能要求を満足させることができない。同時に、重慶市の主城区、涪陵区、万州区等都市部河段は既に沿岸汚染帯を形成している。

2) ダム区域における生活ゴミ及び工業固体廃棄物は沿岸に積み上げられ、処理率は低い。都市生活ゴミは現在のところ基本的に市街地に運ばれ簡便に処理されるため、生活ゴミ無害化処理率は7%未満であるが、大部分は沿岸地帯に山積みされている状態である。降雨時に長江本川、三峡ダムに流れ込む恐れが大きい(図13)。ダム区で水位175m以下に積まれているゴミは379万トン、その内水位135m

以下に積まれているゴミは約210万トンになっている。工業固体廃棄物のここ数年間における堆積量は3000万トン余り、多くはその場で堆積し、一部が長江に流れ込んでいる。図13に示すように2003年6月に初期貯水期間中に長江に流れ出るゴミの様子から三峡ダム区域のゴミ問題の深刻さが容易に想像できる³⁹⁾。また、船舶ゴミ汚染は有効に統制されていないため、長江域に沿って勝手にゴミを放り捨てるという現象が起り、葛州壩ダムの正常な運行に影響していることが周知の通りである。

2003年6月の初期貯水の成功に伴い、三峡ダム区域の河道は自然なものからダムに変身し、経済条件の制約と生活習慣の影響によって、ダム区域の生活ゴミは慣習的に沿岸に堆積され、有効な措置を取らなければ、これらのゴミはいずれ、ダム湖内に流入し、ダムの水質に影響のみならず、ダム発電所の正常運行にも影響する。三峡ダムがダム区域内の生態環境に与える影響は絡んでいる環境要素と影響因子・条件が多く、三峡ダムの移民安置、水質汚濁の制御、生態環境の保護、土砂堆積等は当面の課題である。三峡ダム区域の生態環境状況は長江流域の持続可能な発展の重要な制約因子の一つとなっている。ダム区域内の水質汚濁防止と生態環境保護建設の強化は緊急を要する課題である。中国政府が三峡ダム湖を水質汚濁から守るため、様々な対策に着手しているところであるが、今後の三峡ダム湖の水質汚濁と富栄養化問題の懸念が依然残されている。



図13 三峡ダム沿岸に山積みされているゴミの状況



図14 三峡ダム貯水期間中流れ出るゴミの様子
左：支流神農溪の例；右：三峡ダムサイト

2003年三峡ダム地区貯水発電開始後のダム区域水質安全、基幹工事の正常運行を確保するため、ダム区域の持続可能な発展を促し、ダム区域及び上流域の水質汚濁防止と生態環境保護との歩調を急速に整える必要がある。そのために、中国政府は2001年7月からすでに、三峡ダム移民専門支援作業会議を招集し、国家環境保護局検討会、同国家計画委員会、建設省、三峡工事建設委員会事務局、三峡工事建設委員会移民開発局、長江水利委員会及び関係省市政府組織が編制した《三峡ダム区域及びその上流水質汚濁防止長期計画》³⁰⁾を打ち出した。本計画の主な内容は水質汚濁防止と生態保護としている³⁰⁾。第10次5年計画および今後10年の三峡ダム区域およびその上流域の水質汚濁防止と生態保護について、都市生活污水处理、ゴミ及び危険廃棄物の処理、工業汚染源の処置、生態環境保護建設及び船舶汚染制御の5大対策が設定されている。計画によると、今後10年間にダム地域と上流地域に污水处理場を150カ所余り、沿岸重点都市に污水处理施設を110カ所余り建設する。ダム地域と上流地域に都市ごみ処理場を170カ所余り、沿岸の町にごみ処理場を60カ所余り建設する。工業構造調整を強化し、汚染が深刻な企業の生産を停止させ、汚染源となっている工場などの汚染物質排出が基準をクリアするようにする。生態環境保護を強化し、42件の生態系保護事業を実施し、土壌流失を重点的に抑制し、ダムに流れ込む土砂の量を減らす。船舶の廃棄物受け入れ施設と生活污水対策施設を建設し、船舶による汚染の全面対策を実施する。本水質汚濁防止計画プロジェクトの総投資は初歩的に393億元と試算されている。うち都市生活ごみ処理場、ごみ処理場、生態保護などの事業は国の資金投入が中心となる。工業排水、固体廃棄物、船舶汚染の対策事業は「汚染者負担」の原則に従い、資金は主に企業が調達し、あるいは銀行が特別融資を行う。三峡ダムの最終貯水量は393億m³であり、この393億元の投資は、もうひとつの393億と歌われている。

2.2.5 おわりに

三峡ダムプロジェクトは、洪水防御、発電、灌漑、航運、南水北調等への水資源の確保、砂防、観光等いくつかの面に期待がかかる一方、100万を越える住民の立ち退き、数多くの貴重な景観や文化財の水没、環境破壊、土砂堆積、富栄養化、水生生物等への生態環境影響、河口域の塩水浸入等の問題が懸念されている。中国政府は

全力を尽くして、三峡ダム区域の水質汚濁防止計画を打ち出しているところであるが、その効果の発揮は、長い年月を要し、今後の行方を注目したい。長江流域全体の水環境を保全していくために、流域全体の総合管理、流域内に機能的な協調統一システムシステムの構築、流域水環境管理と法整備の強化、水資源の量と質の管理、環境意識の啓発と高揚等様々な対応と努力が必要であると考えられる。三峡ダムが初期貯水後2年しか経過していないが、すでに多くの支流の入り江、ダム湾奥地域で富栄養化と“水華”が出現している。今後、ダム水位がさらに135mから156mと175mに引き上げていくにつれ、富栄養化状態がさらに深刻化と予想される。ダム湖内とその上流域の富栄養化対策、面源負荷対策も含め、ダム区域内の水質管理体制の強化、主要汚染源の制御措置を講じなければならない。ダム湖の水質環境観測体系の整備、汚染物質の総量規制や水環境動態変化の調査研究と改善措置を講じる必要が肝心であると考えられる。

2.3 長江流域の水需要・汚濁負荷排出構造の評価

2.3.1 はじめに

持続可能な発展を模索するアプローチの一つとして流域を単位とする研究が、国内および国際的に注目を浴びている。中でも、国際連合環境計画（UNEP）のプロジェクトとして、2001年よりスタートした「ミレニアムエコシステムアセスメント（MA）」は、世界の生態系の変化がもたらす人間活動や環境に関わる影響について、政策決定者に対して総合的な科学的知見を提供することで、持続可能な社会を実現することを目的に、CO₂を中心とするグローバルな研究と共に、流域圏を対象とするサブグローバルな研究が平行して進められている。また日本では、総合科学技術会議で「自然共生型流域圏・都市再生技術研究イニシアティブ」として、環境省、国土交通省、農林水産省、経済産業省が協同し、東京湾流域を対象に研究が実施されている。

こうした世界的な動きに呼応して、われわれのグループでは、長江流域を対象に地下水モデルや衛星データをベースとする土地被覆の推計などの自然現象（State）の再現モデルの開発を進めてきた。同時に、社会経済領域では人間活動（Driving Force）に伴い発生する環境負荷（Pressure）の排出インベントリーの作成を行い、それらを統合した流域管理モデルの開発・検討を行っている。

以上のことを背景として、本研究は流域単位で社会経済活動に伴う環境負荷の排出インベントリを整備することを目的とし、算定モデルの開発を進めてきた。これまでに三峡ダム上流に位置する重慶市を対象として、開発した汚濁負荷インベントリモデルを長江流域に適用し、長江流域の水需要、排水量、汚濁負荷排出量（炭素、窒素、りん）の水資源インベントリを構築し、長江流域の生産消費活動に伴う水および物質循環についての定量的評価を行う。

2.3.2 環境負荷排出インベントリの系譜と本研究の位置づけ

人間活動に伴う「環境負荷排出インベントリ」の概念は、主に地球温暖化に関連して開発が進められてきた。IPCC (1996) で温室効果ガス (GHGs) の算定方法のガイドラインが策定され、アメリカ (EPA) などいくつかの国々ではその手法を用いて GHGs の年報を発行している。今日に至るまで、「環境負荷排出インベントリ」の作成について様々な手法が開発されているが、そのアプローチは大きく3つに分類できる。

1) 積み上げ型アプローチ

1つ目は、統計データを基に環境負荷を算定するアプローチで、IPCCで提唱された手法である。このアプローチは90年代に世界的に研究³⁵⁻⁴⁰⁾が進められ、近年では衛星データを用いた新しい手法⁴¹⁾も開発されている。

2) CGE モデル型アプローチ

2つ目は応用一般均衡モデル (CGE) を用いたアプローチで、主にエネルギー消費やCO₂の排出についての政策シミュレーションへと利用されている⁴²⁾。

3) 産業連関分析モデル型アプローチ

3つ目は、産業連関表を用いたアプローチである。産業連関分析モデルはW. Lenotiefにより論理が確立され⁴³⁾、70年にその枠組みは環境問題へと拡張された⁴⁴⁾。その後、Duchinら⁴⁵⁾によりアメリカ経済への適用され、それ以降、主にエネルギー政策分野で開発が進み、GHGsや大気汚染物質のLCAのツールとして活用されてきた⁴⁶⁻⁵¹⁾。それ以外にも様々な分野での研究が進められ、廃棄物マネジメント^{52,53)}やエコロジカルフットプリント^{54,55)}の算定にも用いられてきている。

また流域管理とかかわりの深い水環境の分野でも、近年研究が進んでおり、水不足と社会経済構造変化を背景に水消費の誘発効果を評価⁵⁶⁾やCODの排出構造の評価⁵⁷⁾、

三峡ダム上流の主要都市である重慶市を対象とした水需要と汚濁負荷排出インベントリの構築がなされている。

本研究の特徴としては以下の3点がある。

a) これまでの排出インベントリの多くはGlobalもしくはNationalスケールを対象としていたが、本インベントリは流域というサブグローバルな空間スケールで算定が可能である。

b) 産業は産業連関分析モデル型アプローチを、家計は積み上げ型アプローチを適用することで、全ての経済主体の活動に伴い排出される環境負荷を包括的に把握することができる。

c) 「水資源」と「物質・エネルギー」の大きく2つの分野に関連する多種多様な環境負荷を対象としており、様々な環境問題への適用が可能である。なお本稿では、水需要、排水量、汚濁負荷量の水資源インベントリのみ算定を行った。

2.3.3 方法論およびモデル

(1) 汚濁負荷インベントリ算定システム

本研究での汚濁負荷の算定システムを図15に示す。本システムは(1)データベース、(2)パラメータセッティング、(3)モデルへの入力、(4)評価という4つのプロセスからなる。データベースは産業、家計という活動量データとそれに伴う水量・水質データをパラメトリック取り扱うデータがある。これらのデータベースから算定に必要な活動量あたりの算定パラメータを水需要、排水量、汚濁物質で設定する。ここでは産業連関分析モデル用のパラメータと一人当たりの水需要量、排水量、汚濁負荷量を求め、それぞれのモデルへと入力し、そのアウトプットを下に定量的な評価を行う。

(2) 長江流域産業連関表

本研究では長江流域の地域間産業連関表の推計した。長江流域地域間産業連関表の地域区分は、長江年鑑の区分を基にして、表7のように分類を行った。

また産業部門は表8の30部門を対象とした。

(3) 汚濁負荷排出モデル

産業部門の環境負荷の排出量の算定は産業連関分析モデルをベースとし、基本モデルは式(1)となる。

$$EL^{ind} = \hat{D}B\hat{F} \quad (1)$$

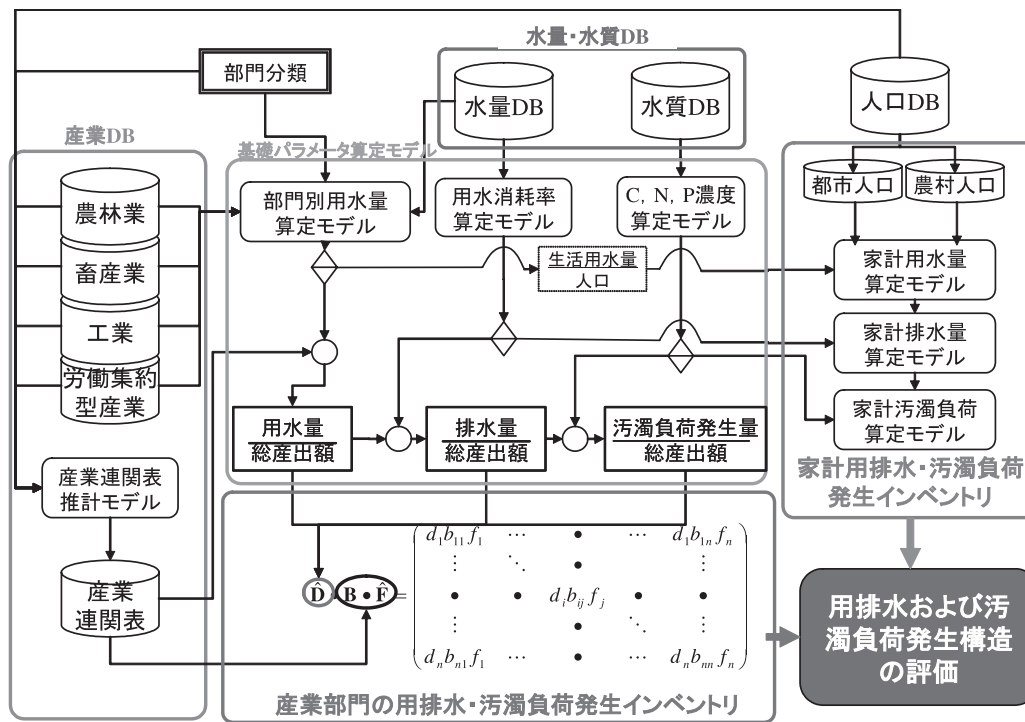


図 15 汚濁負荷インベントリ算定システム

表 7 地域区分

流域区分	関連省・市
長江下流	上海, 江蘇, 浙江, 安徽
長江中流	江西, 湖北, 湖南, 河南
長江上流	陝西, 重慶, 四川, 貴州, 甘肅, 雲南, 青海
南中国	福建, 広東, 広西, 海南
北中国	その他残りの各省

表 8 産業分類

01	耕種農業
02	畜産業
03	林業
04	漁業
05	石炭鉱業
06	石油・天然ガス鉱業
07	その他鉱業
08	食品製造業
09	タバコ製造業
10	繊維工業
11	衣服・なめし皮・毛皮・その他繊維
12	木材・木製品製造業
13	紙・パルプ
14	印刷・出版
15	石油・石炭製品製造業
16	化学工業
17	窯業・土石製品製造業
18	鉄鋼業
19	金属製品製造業
20	機械・電気・電子設備製造業
21	機械修理補修業
22	その他製造業
23	廃棄物処理業
24	電気熱供給業
25	ガス業
26	水道業
27	建設業
28	運輸通信業
29	卸売小売業
30	サービス業

ただし

EL^{ind} : 環境負荷排出量ベクトル

\hat{D} : 環境負荷排出原単位の対角行列

B : レオンチェフの逆行列

\hat{F} : 最終需要 (輸出, 移も含む) の対角行列

尚, 本研究では流域単位の地域間産業連関分析モデルを用いるため, レオンチェフの逆行列は式 (2) となる。

$$B = [I - A + (\hat{M} - \hat{N})A^*]^{-1}$$

$$\text{s.t.} \quad A^* = \begin{bmatrix} A^{RR} & 0 \\ 0 & A^{SS} \end{bmatrix} \quad (2)$$

ただし,

A : 投入係数行列

\hat{M} : 輸入係数の対角行列

\hat{N} : 移入係数の対角行列

A^{RS} : 地域 R から地域 S への投入係数行列

さらに、最終需要は域内最終需要 \hat{F}_d とその他地域による最終需要（移出 \hat{E}_s 、輸出 \hat{E}_x ）に分割することができ、式（1）から式（3）に変形できる。尚、行列式の「 \wedge 」は対角行列を意味する。

$$EL^{ind} = \hat{D}\hat{B}\hat{F}_d + \hat{D}\hat{B}\hat{E}_s + \hat{D}\hat{B}\hat{E}_x \quad (3)$$

式（3）より、域内の消費活動により誘発される環境負荷（第1項）とその他の地域での消費活動により誘発される環境負荷（第2項と第3項）の排出量を求めることができる。

ここで、 d_i^p を部門*i*で排出される環境負荷*p*の排出量、 b_{ij} をレオンチェフの逆行列の要素、 f_j を部門*j*の最終需要とすると式（4）に示すマトリックスが得られる。

$$EL^{ind} = \begin{pmatrix} d_1^p b_{11} f_1 & \cdots & d_1^p b_{1j} f_j & \cdots & d_1^p b_{1n} f_n \\ \vdots & \ddots & \bullet & \ddots & \vdots \\ d_i^p b_{i1} f_1 & \bullet & d_i^p b_{ij} f_j & \bullet & d_i^p b_{in} f_n \\ \vdots & \vdots & \bullet & \ddots & \vdots \\ d_n^p b_{n1} f_1 & \cdots & d_n^p b_{nj} f_j & \cdots & d_n^p b_{nn} f_n \end{pmatrix} \quad (4)$$

式（4）より部門別の環境負荷排出量および域内外の消費活動に伴う誘発量を把握することができる。

一方、家計部門では各地域の人口に一人当たりの水需要、排水量汚濁負荷量を乗じる積上げ計算で算定を行う。算定パラメータの求め方については、重慶市の研究成果を参照にされたし。

2.3.4 結果

(1) 地域別産業部門別の水需要と排水量

地域別の水需要と排水量は図16、図17のようになる。まず水需要については、長江流域では中流域、下流域、上流域の順に水需要量が多く、下流と上流では農業系が多く、中流では工業部門の割合が高いことが特徴として挙げられる。

一方、排水については、工業部門では水の再利用によって、農業部門や生活部門からの排水量の割合が高くなっている。また水資源の豊富な長江下流および南中国の水需要に対する排水割合が高いことが明らかとなった。

(2) 地域別部門別汚濁負荷排出量

長江流域では全ての汚濁負荷物質において、中流域、上流域、下流域の順に大きくなっており、農林水産業からの排出がその多くを占める。しかし窒素、りんでは工業部門からの排出割合も高くなっており、工業部門での

窒素、りんは除去があまりなされていないことがわかる。さらに、りんについては生活部門からの排出割合が高くなっていることが特徴的である（図18、19、20）。

(3) 長江流域の水需要の依存構造

長江流域を中心とする中国の水需要の依存構造を図21に示す。中国では約8,100億m³の水需要があり、地域別では北中国（3,200億m³）、長江中流域（1,600億m³）、長江下流域（1,200億m³）、南中国（1,200億m³）、長江上流域（1,000億m³）となっている。

また全ての地域で、自地域の水需要の約3分の1程度が自地域以外の消費活動に伴い誘発されており、その多くが海外に起因していることは明確で、特に南中国では7割が海外由来である。

一方で、各地域が他地域に依存する水需要量は、長江下流域（440億m³）、北中国（290億m³）、長江中流域（230億m³）、南中国（210億m³）、長江上流域（200億m³）であり、最も依存度の高い長江下流域では約8割を北中国と長江中流域に依存していることが明らかとなった。

(4) 長江流域の汚濁負荷の誘発構造

図22、23、24は長江流域の汚濁負荷*x*および*y*の誘発構造を示している。

中国では約7,900万トンの炭素が排水として排出されており、地域別では北中国（2,200万トン）、長江中流域（1,900万トン）、長江上流域（1,500万トン）、南中国（1,300万トン）、長江下流域（1,100万トン）である。そのうち、約1～2割程度が自地域以外の消費活動に起因し、その多くが海外から誘発されているが、長江中流域ではその他地域からの誘発割合が高い。一方、各地域がその他の地域へ誘発する汚濁負荷量は、北中国（210万トン）、長江下流域（190万トン）、南中国（140万トン）、長江上流域（100万トン）、長江中流域（90万トン）となっている。

中国では約1,800万トンの窒素が排水として排出されており、地域別では北中国（450万トン）、長江中流域（400万トン）、長江上流域（300万トン）、南中国（300万トン）、長江下流域（250万トン）である。そのうち、約1～3割程度が自地域以外の消費活動に起因し、全般的に海外からの誘発が高く、南中国では8割が海外に起因している。一方、各地域がその他の地域へ誘発する汚濁負荷量は、北中国（60万トン）、長江下流域（60万ト

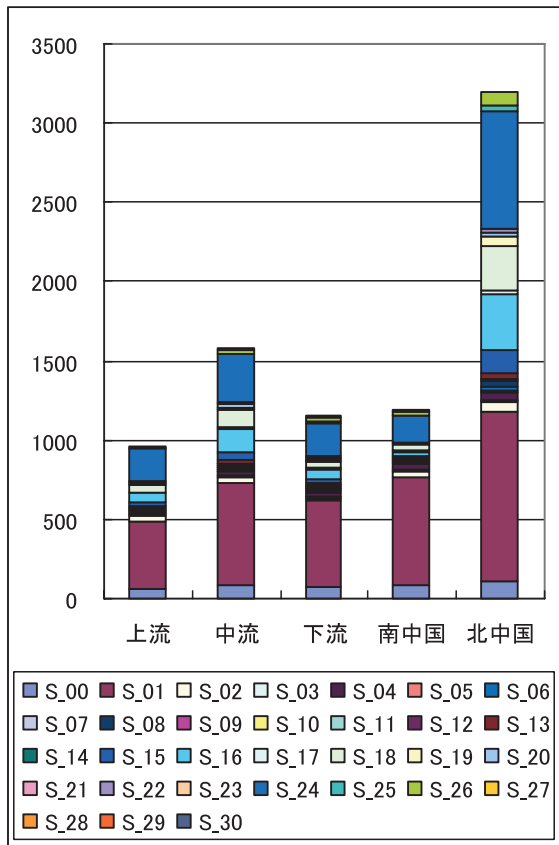


图 16 水需要 (億 m³, 2000 年)

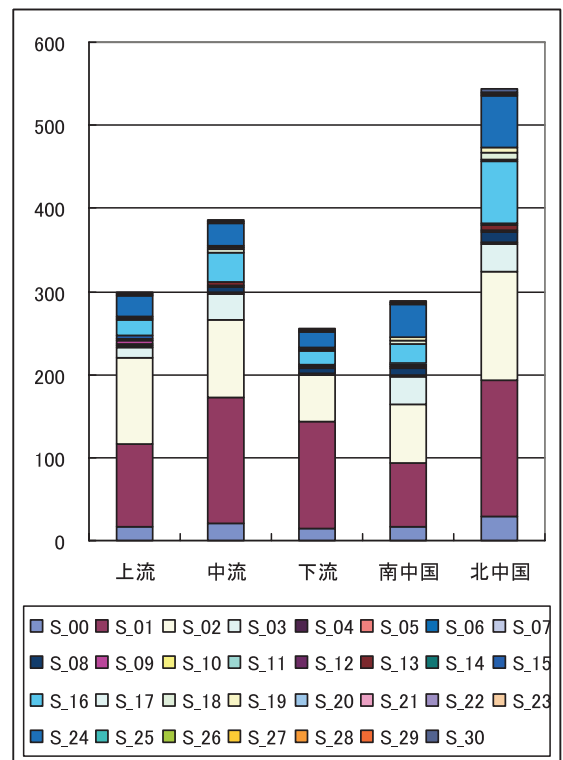


图 18 汚濁負荷排出量 (炭素, 万トン, 2000)

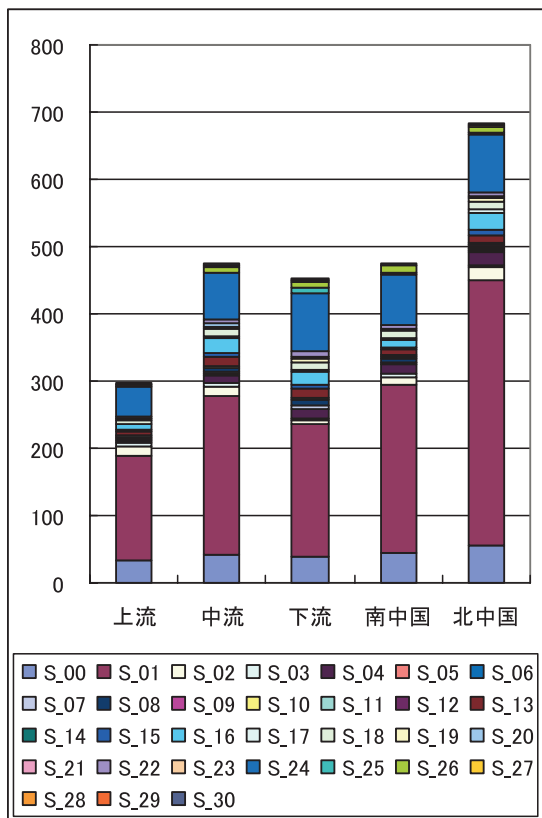


图 17 排水量 (億 m³, 2000 年)

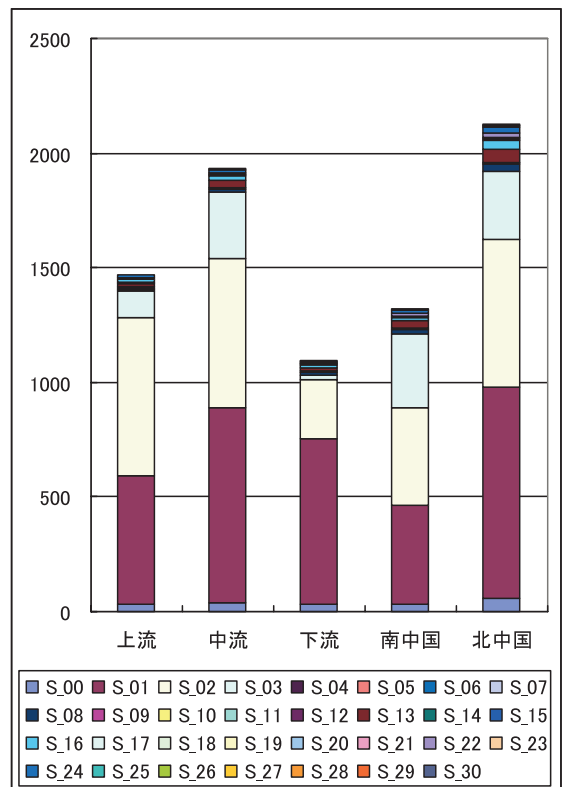


图 19 汚濁負荷排出量 (窒素, 万トン, 2000)

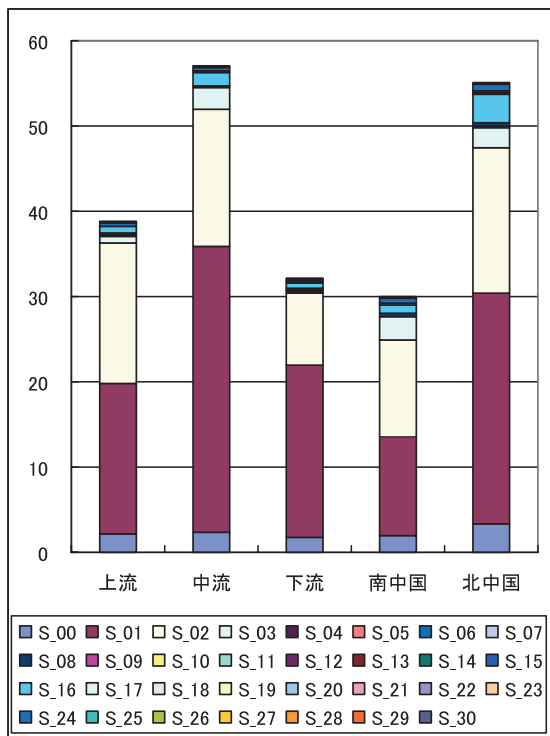


図 20 汚濁負荷排出量（りん，万トン，2000）

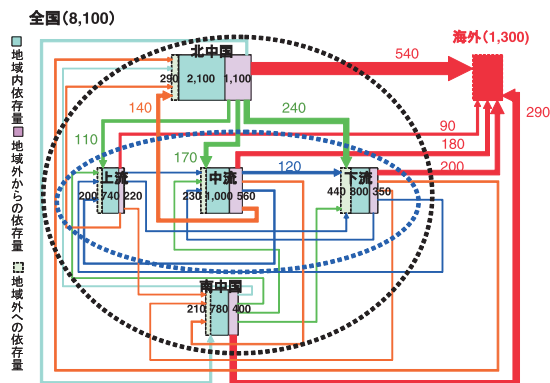


図 21 水需要の依存構造（億 m³）

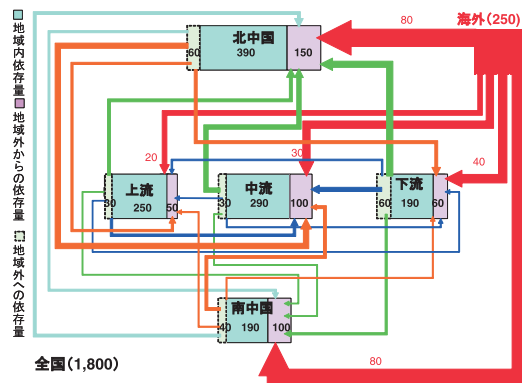


図 23 汚濁負荷（窒素）の誘発構造

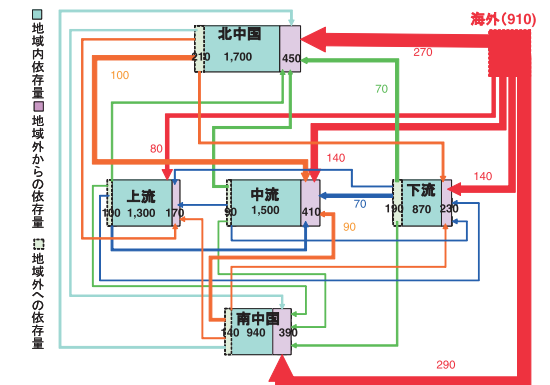


図 22 汚濁負荷（炭素）の誘発構造

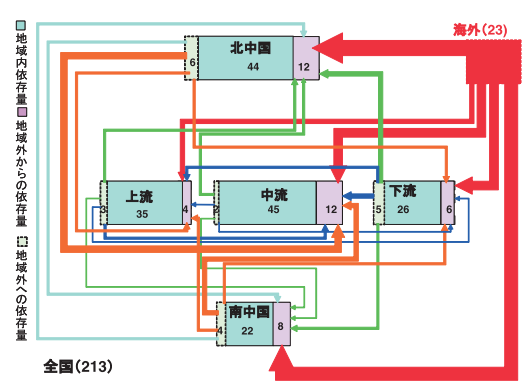


図 24 汚濁負荷（りん）の誘発構造

ン）、南中国（40万トン）、長江上流域（30万トン）、長江中流域（30万トン）となっている。

中国では約 210 万トンのりんが排水として排出されており、地域別では北中国（56万トン）、長江中流域（57万トン）、長江上流域（39万トン）、長江下流域（32万トン）、南中国（30万トン）である。そのうち、約 1～3 割程度が自地域以外の消費活動に起因し、全般的に海外からの誘発が高い。一方、各地域がその他の地域へ誘発する汚濁負荷量は、北中国（6万トン）、長江下流域（5万トン）、南中国（4万トン）、長江上流域（3万トン）、長江中流域（2万トン）となっている。

2.4 退耕還林施策の降雨・土砂流出抑止効果に関する水理水文学的検討

2.4.1 はじめに

近年頻発する長江流域における洪水災害の要因の一つに、上流域の森林面積の減少とそれに伴う土砂流出の増大が挙げられる。長江上流域にある四川省での植生被覆

率は1949年の20%が、1980年には12%、現在では4%にまで低下している。また、2009年に完成予定の三峡ダムへの膨大な量の土砂流入は、その主な役割の一つである洪水調節に対して悪影響を及ぼすことが懸念される。

これに対し中国政府は、雨水および土砂流出の抑制を目的として、流域内の急傾斜地に開発された耕地を森林や草地に戻す退耕環林政策を開始したが、洪水抑制や土砂流出量の低減に関する定量的な効果は確認されていない。

以上より本研究では、長江上流域の主要支流である嘉陵江流域を対象に、流域水文モデルを用いた水・土砂流出計算の実施とその検証を行った後、急傾斜地にある畑作地を森林域へ還元した場合の、雨水及び土砂流出抑制効果の検討を行うことを目的とする。

2.4.2 嘉陵江流域の概要

嘉陵江は流域面積16万km²で、河川延長は1120kmに及ぶ長江水系の第3位の大支川であり、三峡ダム上流600kmに位置する重慶で長江に流入する。嘉陵江は本川と二つの大きな支川よりなり、東側より流入する渠江は687km、西側より流入する培江は658kmあり、三川は北培で合流する(図25)。流域全体として、気候帯は亜熱帯に近く、年平均気温は16~18℃、年平均降水量は1000mmで、降雨期は夏と秋で、特に4~10月で年降水量の70%に及ぶという特徴を持っている。また、嘉陵江の上下流域でその地形的特徴は大きく異なる。上流が山地域であるのに対し、下流域は四川盆地を形成する極めて平坦な土地である。

図26に示す土地被覆データセットは、中国科学院遥感応用研究所がLandsat TMデータを用いて作成した1990年代初期であり、山地域および平坦地ともに農業が発達していることを示している。総農地面積に対して、二期作水田が13%、畑地が39%の割合を占めている。

中国科学院南京土壤研究所が作成した土壤図(図27)、土壤構成地図(図28)、土壤中の有機物含有量図(図29)によると、嘉陵江本川および渠江の上流域ともルビソルが卓越し、一方、両下流域では高塩基性レゴソルが卓越し、全流域の53%をしめている。土壤構成図によると、流域の99%がロームである。特に、砂壤土(>20%砂粒径=0.05~1.0mm)が流域の50%を、ついでシルト質埴土(シルト分40%以上、砂分20%以下)、シルト

質壤土(砂分>20%以上、シルト分40%以上)である。

三峡ダム築造地点30km下流に位置する宜昌で観測される長江の全上流域からの点での年平均土砂輸送量が5270億トンと報告されている。北培水紋観測所での年平均流送土砂量は宜昌での観測値の21.4%に及ぶ。

2.4.3 モデル概要

本降雨、表面流・中間流による流域斜面での土砂生産、河道網系での輸送の概念に沿って土砂の動きを記述できること、地形特性、土壤特性、土地利用状況といった流出過程に及ぼす様々な要因の空間分布を取り込みやすいことの2つの観点から、河川水系網において合流・分流を端点とする河道区間への集水域を単位流域としてモデル化し、これらを多数接続させることで流域全体を表現するベクター型のモデルが、大流域には適当であると著者らは考えている。この時、対象流域の地理・地形・環境情報のデータベースを前提として、流域内での土砂の動態モデル(sediment routing model)は、(i)流域面での降雨流出モデル、(ii)流域斜面での土砂生産モデル、(iii)土砂生産(供給)場としての河岸での侵食モデル、(iv)河川流・河道網モデル、(v)河川流砂モデル、の5つのサブモデルより構成されることになる。筆者らは、こうした流域内での水と土砂の動態に加えて、さらに栄養塩、農薬等の環境負荷の動態を記述することを考えており、全体を統合化する枠組みとして、米国環境庁(EPA)が開発したHSPF(Hydrological Simulation Program-Fortran)³⁹を採用し、内部の機構モデルをできるだけ物理的な意味が明確な数理モデルに置き換えて、HSPFを改良している。このとき、上記(i)~(v)のサブモデルに対しては、次のような機構モデルを対応させている。

流域斜面での降雨流出モデル(i)としては、Crawford & Linselyが開発したタンクモデルStanford Watershed Model Ver.IV³⁹を用いており、HSPFに組み込まれている。このモデルは土地被覆と土壤特性で分類化された単位流域(タンク)を対象全流域内に配置するという形式で、集中型モデルを分布させ、長・短期流出双方への適用を目的としたものである。元のモデルでは、モンソーンアジアへの適用は考慮されておらず、新たに水田モデル(Paddy Field Model)が組み込まれ、東アジア域稲作地帯での適用性が向上している。



図 25 嘉陵江流域の位置

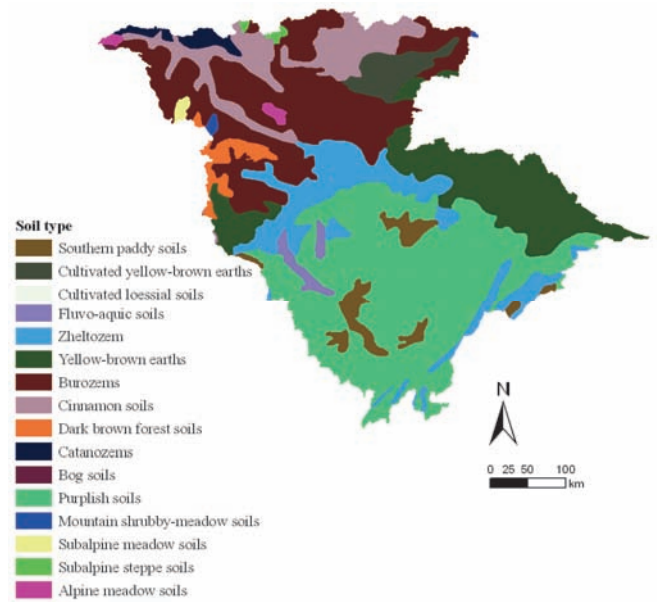


図 27 嘉陵江流域の土質分布

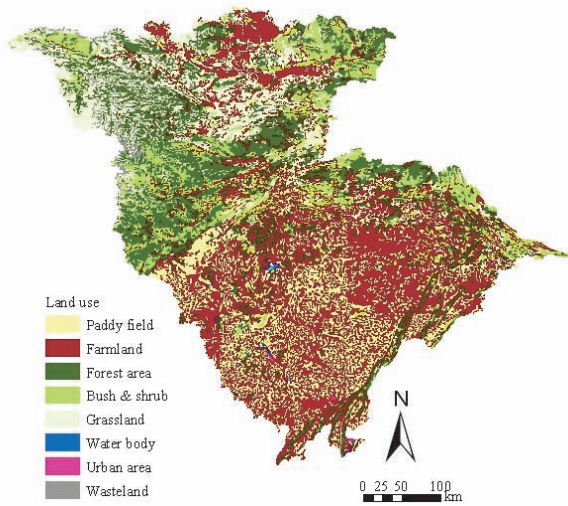


図 26 嘉陵江流域の土地利用

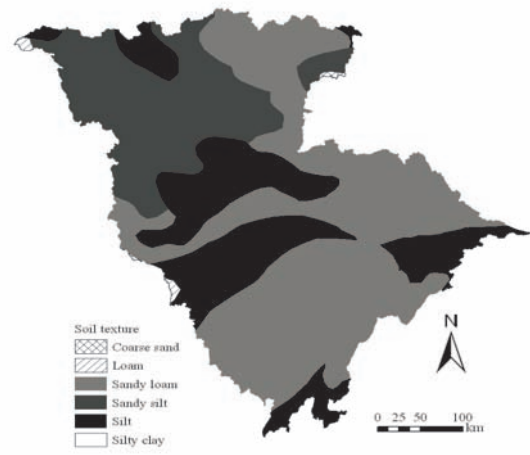


図 28 嘉陵江流域の土壤構成分布

流域斜面での土砂生産モデル (ii) としては、(i) の出力である表面流を侵食外力とする次式で表される表面侵食モデルを新たに組み込んでいる。

$$q_{B*} = A_0 \cdot \left\{ (q \cdot I)_c - (q \cdot I)_c \right\}^{\frac{5}{3}} \quad (1)$$

ここで、 $q_{B*} = q_B / \{(\sigma / \rho - 1)gd^{3\{0.5\}}$ 、 $q^* = q / \{(\sigma / \rho - 1)gd^{3\{0.5\}}$ 、 $I^* = I / (\sigma / \rho - 1)$ 、 A_0 = 実験定数 (急斜面での雨水流による侵食の場合は 1 程度)、 σ 、 ρ : 砂及び水の密度、 g : 重力加速度、 d = 代表粒径、 I = 斜面勾配、 q = 斜面下流端での表面流の単位幅流量、 $(q \cdot I)_c$ = 無次元移動限界 unit stream power である。ただし、斜面上での土砂移動の平衡状態を仮定して、下流端流量で侵食量

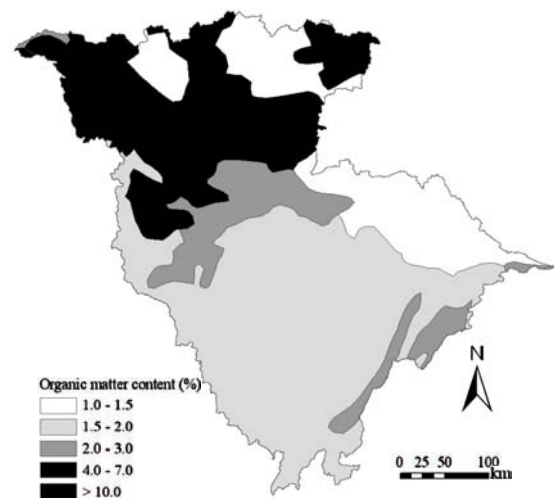


図 29 嘉陵江流域の土壤有機物分布

を推定しているため、斜面内での地形変化は記述できない。

式(1)は、単一の土地利用、被覆状況、対策工も等高線に沿って施工されるような単純な流域斜面を想定した場合の土砂輸送量式であり、実際の流域面に適用する場合には、土地利用状況等を勘案して次のように拡張される。

$$Q_{B^*} = \sum_i q_{B^*i} \cdot L_{wi} \quad (2)$$

$$= \sum_i \varepsilon_i \cdot \pi_i \cdot \gamma_i \cdot A_0 \cdot \{(q_s I_s)_i - \{(q_s I_s)_c\}_i\}^{5/3} \cdot L_i$$

ここで、 Q_{B^*} = 流域面末端での無次元侵食量、あるいは河道に流入する土砂、 L_w = 流出斜面幅、下付き添え字 i = 個々の土地利用・土地被覆、 ε = 植生被覆による減少率、 γ = 対策工による減少率、 π = 耕作形態による減少率である。

河岸での侵食モデル (iii) は、元の HSPF には組み込まれていないが、土砂生産・供給源としての河岸の果たす有意な役割を考慮して、新たに組み込んでいる。すなわち、ある規模以上の洪水流によって単位長さ当たり、河岸堆積土砂表面より侵食される土砂量 q_B は次式で表される。

$$q_B = A_1 \cdot p_s \cdot \Delta B \quad (3)$$

ここで、 A_1 = 土砂の1次元形状係数 (球形粒子なら $A_1 = 1$)、 $\Delta B = \Delta B/d$ 、 ΔB := 河道単位長さ当たりの河岸堆積土砂幅、 p_s = 粘着性土砂の単位時間、面積当たりの侵食率で、次式で与えられる (図30)⁶⁰⁾。

$$p_s = F_0 \cdot \sqrt{\tau_*} \{1 - (0.4 \tau_{*cc} / \tau_*)\}^3 \quad (4)$$

ここで、 $p_s = p_s/[d/(\sigma/\rho - 1)g]^{0.5}$ 、 F_0 : 実験定数 ($= 1 \times 10^{-4} \sim 8 \times 10^{-3}$ 程度)、 τ_* : 無次元掃流力 ($= u^*/\{(\sigma/\rho - 1)gd\}$ 、 u^* : 摩擦速度)、 τ_{*cc} = 粘着性土砂の無次元掃流力である。

河川流・河道網系モデル (iv) としては、HSPF の河川流の貯留モデルとネットワーク構築法を用いており、その有効性は長江上流域を対象に既に検証している⁶⁰⁾。

河川での全流砂量モデル (v) は、HSPF では Toffaleti 式を採用している⁵⁹⁾。この式は Einstein の全流砂モデルの概念を基本として、掃流砂量 q_B 、浮遊砂濃度 c_s 、流速分布式 $u(y)$ に修正を加えたものである。中央粒径の2倍の掃流層に接続する浮遊層を水深方向に3分割 ($i =$

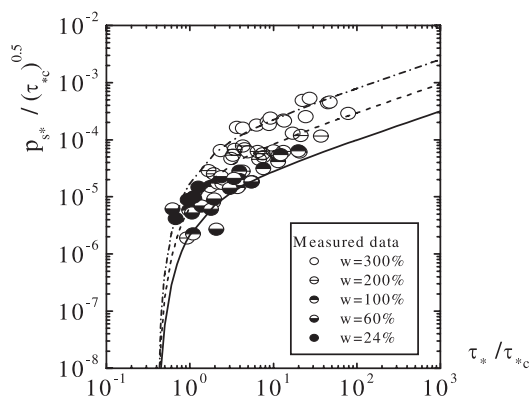


図30 粘着性土砂の離脱率

1~3) し、次式で単位幅当りの全流砂量 q_T を与えている。

$$q_T = q_B + \sum_{i=1}^3 \left\{ \int_{h_i}^{h_{i-1}} c_{si} \cdot u(y) dy \right\} \quad (5)$$

ここで、 q_B : 単位幅当りの掃流砂量、 c_{si} : 領域 i の浮遊砂濃度、 $u(y)$: べき乗則型流速分布、 h_i : 領域 i の最下層水深である。

従って、本研究で採用された土砂動態モデルは、斜面と河岸での土砂生産に関する2つのサブモデルの土砂水理学的な物理性を確保しており、従って、降雨流出の物理モデルと組み合わせることで、退耕還林施策の力学的評価が可能な枠組みを提示していることになる。

2.4.4 退耕還林政策へのモデルの適用

(1) 代表粒径の推定法について

式(1)で表される侵食量式において、 $q^* I^* \gg (q^* I^*)_c$ を仮定して、侵食外力として降水量を、侵食抵抗力として平均粒径を取り上げ、その影響の大きさについての検討を行う。このとき、式(1)は有次元の形で次のように書ける。

$$q_B = A_0 \cdot \frac{(qI)^3}{d} \approx A_0 \cdot (fLI)^3 \cdot \frac{r^3}{d} \quad (6)$$

ただし、 $A_0 = 1.01/\{(\sigma/\rho - 1)^2 g^{1/3}\}$ 、 f : 流出係数、 L : 斜面長である。なお、上式の最後の項では表面流出量を流出係数 f と斜面長 L を用いて、直接、降雨強度 r と結びつけた。式(5)は侵食外力としての単位幅当たりの表面流出量 q (あるいは降水量 r) と代表粒径 d の取り方が、推定値に有意な影響を持つことを示しており、モデル適用にあたっては、一時間降雨量と代表粒径の推定手法について検討の検討が必要となる。

長江、嘉陵江のような大流域を扱う時、土壌特性として粒径分布の空間分布までが与えられることは少なく、通常は、土壌特性としては土壌構成比（砂、シルト、クレイ、炭素有機物）の空間分布が与えられることが多く、式（1）が抵抗特性として想定している代表粒径は与えられず、土壌構成比より代表径を推定する必要がある。ここでは、USLE モデルで用いられる、土壌構成比が与えられたときの侵食抵抗項 K の推定法と、土壌平均団粒粒径 d_m が与えられた時の K の推定法の 2 つの方法を連立させて、平均団粒粒径の間接的な推定法を提案する。

土壌構成比が与えられたときの侵食抵抗項 K (ton/m²/yr) の推定式は次のように近似される⁶²⁾。

$$K = \left[0.2 + 0.3 \exp \left\{ -0.0256 \text{Sand} \left(1 - \frac{\text{Silt}}{100} \right) \right\} \right] \cdot \left(\frac{\text{Silt}}{\text{Clay} + \text{Silt}} \right)^{0.3} \times \left\{ 1.0 - \frac{0.25 \text{OrgC}}{\text{OrgC} + \exp(3.72 - 295 \text{OrgC})} \right\} \times \left\{ 1.0 - \frac{0.7 \text{Sn}}{\text{Sn} + \exp(-5.5 + 229 \text{Sn})} \right\} \quad (7)$$

ここで、 $\text{Sn} = 1 - (\text{sand}/100)$ 、 Sand 、 Silt 、 Clay 、 OrgC ：砂、シルト、クレイ、炭素有機物の構成比（%）である。

一方、土壌団粒の平均粒径 d_m (cm) が与えられた時の侵食抵抗項 K の推定式は、次式で近似されている⁶²⁾。

$$K = 7.594 \cdot \left[0.034 + 0.0405 \exp \left\{ - \frac{1}{2} \left(\frac{\log_{10} (d_m) + 1.659}{0.7101} \right)^2 \right\} \right] \quad (8)$$

ただし、 $K > 0.26$ が適用範囲である。

以上の式（9）、（10）に基づくと、式（5）の耐侵食特性パラメータである代表粒径 d はこの平均団粒粒径 d_m と同一視するとして、土壌成分構成比（Sand・Silt・Clay・OrgC）→ K -factor → 平均粒径 d_m の手順で推定されることになる。ただし、 K は実験圃場、試験地等での多くの観測値より決定されているため、 K には土壌構造、透水係数等に由来する抵抗特性が入っている点に留意する必要がある。

（2）降雨量データに基づく一時間降雨量の推定

これまで、著者らの降雨土砂流出モデルでは、全球スケールの水文気象データセット ISLSCP に基づいて計算された 1 日降水量を 24 分割した 1 時間降雨量を用いて、

流出計算と土砂生産量の推定を行ってきた。しかしながら、向ら⁶³⁾は、長江上流域の降雨特性として、季節的な偏りと集中豪雨を挙げており、豪雨の継続時間は 5～6 時間としている。こうした指摘からも、日降水量の 24 分割値を用いることには問題があり、土砂生産量の推定に大きな誤差を産む可能性がある。嘉陵江流域では、時間単位での降水量観測値は得られず、GCM による再計算値の日降雨量 R_{24} より 1 時間雨量 r_t を推定する必要がある。

たとえば、日降水量 R_{24} (mm/day) から T 時間雨量強度 r_T (mm/h) への変換式として次式の物部式⁶⁴⁾が汎用される。

$$r_T = \frac{R_{24}}{24} \cdot \left[\frac{24}{T} \right]^k \quad (9)$$

ここで、気候帯、季節、高度、地形等の特性は、 k に反映され、日本では、 $1/3 < k < 2/3$ 程度で、平均値としての $k = 1/2$ がよく用いられる。一方、時間降水量が決まると、 T 時間雨量強度継続時間 Dr_T (h) は次のように書ける。

$$Dr_T = 24 \cdot (T/24)^k \quad (10)$$

長尾⁶⁵⁾は、上式の水文統計学的な理論的裏付けを行っている。従って、上式の適用の問題点は、いかに k の値を推定するかにある。

著者らは、TERRA/MODIS 衛星データの地上検証用観測ステーションを長江流域、桃源 (Taoyuan；北緯 28.9°、東経 111.9°) に設置している (図 25 参照)。本地点は対象とする嘉陵江流域より約 600 km 下流であるが、気候帯は亜熱帯湿潤帯と同じである。この観測点では、2001 年以來、30 分降水量が計測されており、本研究では 2002 年の計測データより k の値の推定を試みた。

図 31 は、2002 年の 30 分間降雨量データに基づいて作成された降雨－継続時間－頻度曲線 (IDF-curve) である。図中の実線は、Sherman 型の IDF-curve、

$$r_{\max}(T) = \frac{c}{T^k} \quad (11)$$

で、 $k = 0.5$ 、 $c = 45$ としたものである。ここで、 $r_{\max}(T)$ ：降雨継続時間 T 内での平均降雨強度の最大値 (mm/hr)、 c 、 k ：地域による経験定数である。 c および k の値に、気候帯、季節、高度、地形等の特性が反映されている。Sherman 型の IDF-curve が認められると、所与の日降水

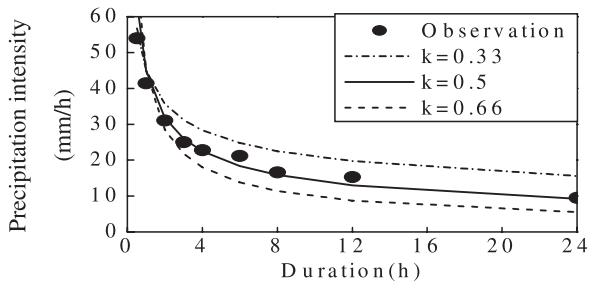


図 31 桃源における IDF 曲線

量 R_{24} に対し物部式型の降雨量変換の式の適用が可能となる。

図 32(a) に、日降水量を単純に 24 分割した 1 時間降雨 $R_{24}/24$ と観測された 1 時間降雨量 r_1 とが比較されている。図より明らかなように、単純 24 分割では降雨量は過小評価となっている。式 (9) にもとづく 1 時間降雨量は $r_1 = R_{24}/24^{0.5}$ で与えられ、図 32(b) は観測値と推定値との対応を示しており、式 (9) の適用性は十分に認められる。

以上の検討より、式 (6)、(7) にもとづく推定手法は、 k の値を適切に評価することで、亜熱帯湿潤気候帯においても十分な適用性が認められるものと考えられる。

嘉陵江流域における時間降雨量の観測データが無いため、 k についての検討が行えない。従って、気候帯が同じであれば、 k の値は大きく変化しないものと仮定して、 $k = 0.5$ を用いて日降水量を変換することとした。

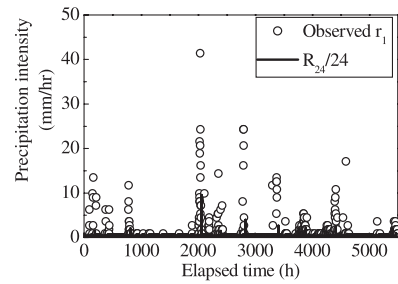
(3) 数値模擬結果の誤差評価

数値モデルの再現性の検証には様々な誤差評価指標が用いられるが、ここでは、Nash-Sutcliffe 係数と年総流出量の相対誤差を採用することとした。

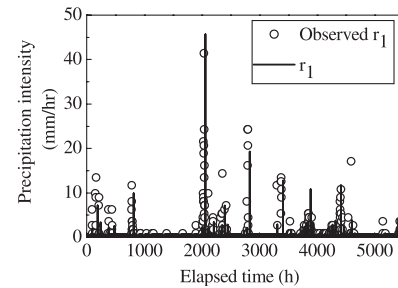
Nash-Sutcliffe 係数 R^2 は次式で定義される。

$$R^2 = 1 - \frac{\sum_{i=1}^N (Q_i - Q_i')^2}{\sum_{i=1}^N (Q_i - \bar{Q})^2} \quad (12)$$

ここで、 $Q_i = i$ 番目の観測流量 ($\text{m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$) あるいは SS 濃度 ($\text{g} \cdot \text{s}^{-1}$)、 $Q_i' = i$ 番目の計算流量 ($\text{m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$) あるいは SS 濃度 ($\text{g} \cdot \text{s}^{-1}$)、 $\bar{Q} =$ 平均観測流量 ($\text{m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$) あるいは SS 濃度 ($\text{g} \cdot \text{s}^{-1}$)、 $N =$ 観測値総、 $i =$ 観測値の標本番号である。日観測値は中国水利部長江水利委員会より提供された記録を用いた。相対誤差 D_v は次式で定義される。



(a) 24 時間単純分割法



(b) 物部型分割法

図 32 1 時間降水量の観測値と推定の比較

$$D_v(\%) = (V - V_i) / V \times 100 \quad (13)$$

ここで、 $V =$ 流出量あるいは土砂の年間観測値、 $V_i =$ 流出量あるいは土砂の年間計算値である。

R^2 は観測時間単位にのみ影響を受けるため、観測時間の違いが数値模擬の精度に及ぼす影響を検討するため、単位期間を 1 月および 1 日の二つを選んでいる。相対誤差 D_v は計算対象とした 1987 年の計算値と観測値の総流出量の差を表現している。理想的なモデルの場合、 R^2 は 1 に、 D_v はゼロに近づく。

(4) 退耕還林シナリオと計算条件

低平地は 50 m メッシュ、山地部は 1 km メッシュの数値標高データと縮尺 1 : 1,000,000 の土地利用図を基に、地理情報システムにより斜面勾配がそれぞれ、 10° 、 15° 、 20° 、 25° 以上の畑作地を検出した。次いで、これら畑作地をそれぞれ森林域と見なした場合の雨水・土砂流出計算を実施し、元の状態での計算結果との比較から水・土砂流出抑制効果を検討した。

25° 以上の急斜面畑作地を林に戻すのが中国政府の方針である。図 33 に前述の斜面勾配を閾値として検出された斜面の分布を示したものである。

全面積に対して検出された 25° 、 20° 、 15° 、 10° 以上の急斜面の割合はそれぞれ 0.6%、1.5%、3.2%、6.3% であり、流域の総畑作面積に対しては、1.6%、3.8%

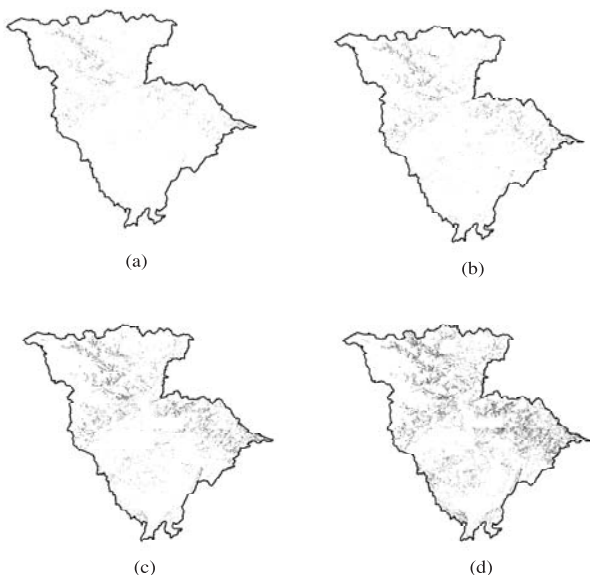


図33 嘉陵江流域の斜面各分布

%, 8.2%, 16%であった。

このシナリオに基づき、1987年の嘉陵江流域を対象に、施策を施さない場合を基準にし、退耕還林政策の効果を、2.3.3項で述べた降雨・土砂流出モデルをもちいて検討を行った。数値標高データ (DEM) は、山地域については1 kmの水平解像度 Global Land One-km Base Elevation (GLOBE) Projectのデータ⁶⁶⁾を、低平地については中国科学院地理資源研究所が作成した50 mの水平解像度データを用いた。数値河道網は、中国科学院地理資源研究所が5万分の1および10万分の1の地形図より作成したものである。土地被覆データセットは、中国科学院遥感応用研究所がLandsat TMデータを用いて作成した1990年代初期のものを用いた。なお、被覆状況は農地、森林、低木、高密度草地、低密度草地の5分類とした。入力用の気象データとして、全球スケールの水文気象データセット、ISLSCP Initiative I CD-ROM Setの1°×1°を用いた。また、計算時間ステップを1時間とした。

土壌構成は中国科学院南京土壌研究所が作成したデータを用い、単位流域ごとに間接的に推定された値を用いた。また、水田モデル (PRM) を組み込んだHSPFの降雨流出モデルの係数は表9に示され、土砂流出モデルの係数とあわせて、既報^{67,68)}に詳細が記されている。

1時間降水量は、24時間均等分割値 $R_{24}/24$ と、式(6)、(7)に基づいて推定される降雨強度 r_1 と継続時間 $D_r (=5)$ の2通りを与えた。なお、モデルパラメータの初期設定値の影響の除去のため、この2年間の気象

データを2回繰り返し与えた降雨流出計算を行った後、土砂動態計算を含む計算を実施した。

(1) 降雨・土砂流出モデルの再現精度

表10には、嘉陵江上流、渠江、培江そして全流域での河川流量の再現性についての結果がまとめられている。図34は渠江のMengduxu (水文観測所#3)、培江のXiaohedi (#4)、嘉陵江のWusheng (#1)と北培 (#2)における日流量の観測値と計算値を比較したものである。相対誤差 D_v については、3観測点とも10%以内 (#3で-9.8%, #4で6.2%, #1で-9.9%), 全流域としても、北培 (#2)で-6.1%であった。一方、 R^2 については、#3で0.88, #4で0.87, #1で0.94, #2で0.89と、水田モデルを組み込んだ修正HSPFモデルは良好な再現性があることが示されている。

表11は、水文観測点#1~#4での土砂流出量の観測値と計算値の統計的比較を示している。図35は単位流域毎の年間の斜面からの土砂生産量と河岸での土砂生産量を表示している。図36, 37は月単位、日単位での変動を比較している。表11によると、モデル計算値は全体的に過小評価となっており、斜面生産量が大きい流域は、ほぼ畑地耕作地に対応しており、本数値模擬結果によると、流域斜面での生産量の98%に及んでいる。これは、式(2)中の、植生被覆効果係数の与え方に大きく依存していることを示し、今後詳細な検討が必要である。計算値が過小評価である理由の一つは、間接推定された代表粒径が過大評価傾向にあることが挙げられる。図38は砂成分が多いクロボク土、clay成分の多い土壤長江支流の大獲試験地の土壌の観測データと間接推定値との比較を行った結果であり、推定値は観測値に比べて平均的に約1.6倍程度、過大評価となっている。式(7)は微細粒子、有機物の割合の増加に伴って K の値が増加する傾向を示す。これは粘着性の効果と推測され、微細分が多いと、式(8)では見かけ上、団粒径の増加となり、推定値が観測値より大きい原因と推測される。従って、実際 (真値) の平均粒径 d_{m0} を用いて推定される侵食量 q_{B0} と間接推定される粒径 d_m を用いた侵食量 q_B との関係は、単純に次のように書ける。

$$q_B / q_{B0} = d_{m0} / d \quad (14)$$

従って、この推定法では、 $q_B/q_{B0} = 0.6$ 程度、過小評価される可能性が認められ、代表粒径の推定精度の向上が今後必要である。

表9 HSPFの降雨流出モデル係数

Parameter	Upper Jialingjiang catchment	Qujiang catchment	Fujiang catchment
HSPF *			
INFILT	0.32-1.00**	0.58-1.75	0.77-1.75
IRC	0.15-0.45	0.10-0.40	0.25-0.45
INTFW	1.00-1.25	1.00-1.55	1.00-1.45
UZSN	3.30-9.00	7.00-7.50	7.50-12.5
LZSN	175-320	225	250-300
LZETP	0.00-0.40	0.00-0.42	0.00-0.48
AGWRC	0.91-0.98	0.93-0.96	0.91-0.97
KVARY	0.035-0.045	0.023-0.75	0.020-0.050
INFEXP	1.00	1.00	1.00
INFILD	1.00-1.25	1.00-1.25	1.00-1.25
PRM			
α	0.0150	0.0175	0.0105
Hr	175	200	200

INFILT：浸透能，IRC：降雨遮断パラメーター，INTFW：中間流パラメーター，UZSN：上層水分量指標値，LZSN：下層水分量指標値，LZETP：貯留パラメーター，AGWRC：貯留高，KVARY：非線形パラメーター，INFEXP：指数パラメーター，INFILD：降下量， α ：流出係数，Hr：畦畔高。

表10 HSPFによる降雨・土砂流出再現精度

River Basin	Hydrologic stations	Catchment area * (10 ⁴ km ²)	Observed annual total runoff volume (10 ⁹ m ³)	Simulated annual total runoff volume (10 ⁹ m ³)	Averaged highest ten peak flow rates (m ³ /s)		D _v (%) (annual)	R ²	
					Observed	Simulated		Monthly	Daily
Qujiang Fujiang	Mengduxi Xiaohedi	3.81 2.95	26.2 12.2	28.8 11.4	6947	5282	-9.8 6.2	0.97	0.88
					2465	1889		0.92	0.87
Jialingjiang	Wusheng Beibei	7.89 15.6	20.8 65.0	22.8 68.9	4708	4362	-9.9 -6.1	0.96	0.94
					14682	11171		0.98	0.89

* Catchment area of hydrologic station

表11 水文観測点での土砂流出量の観測値と計算値の統計的比較

River basin	Hydrologic station	Annual total sediment load * (10 ⁹ kg)		D _v (%) (annual)	R ²	
		Observed	Simulated		Monthly	Daily
Qujiang Fujiang	Mengduxi Xiaohedi	36.8	43.8	-18.9 3.7	0.70	0.61
		9.69	9.33		0.79	0.57
Jialingjiang	Wusheng Beibei	47.6	43.1	9.4 5.8	0.85	0.55
		1006.5	100.3		0.96	0.76

*Sediment load was calculated as a product of streamflow rate and SS concentration.

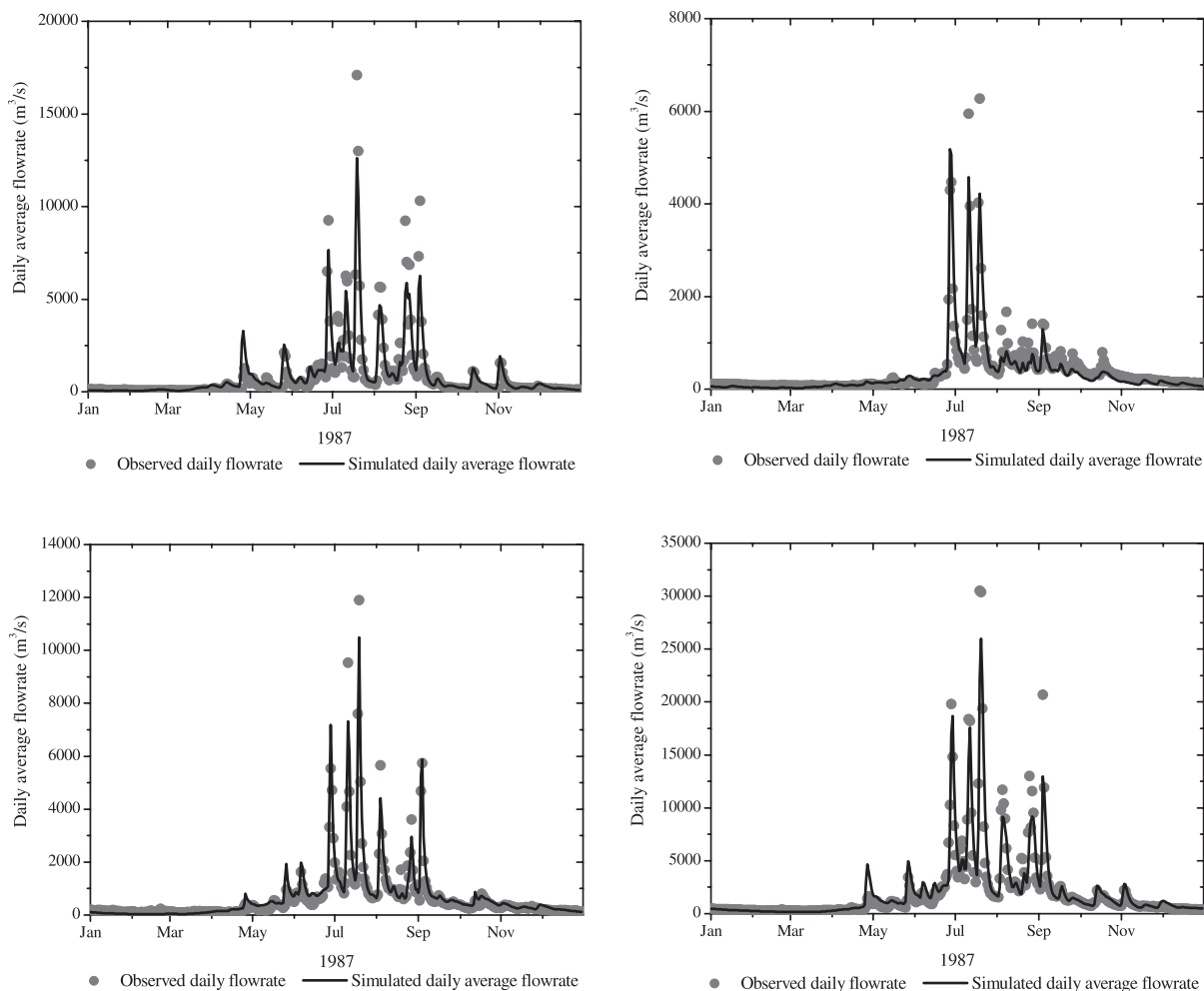


図 34 日流量の観測値と計算値の比較

2.4.5 退耕還林政策の効果に関する数値模擬結果

(1) 退耕還林政策の降雨流出土に及ぼす影響

表 12 に示されるように 10°以上の耕作地を森林に戻した場合でさえ、予測される年間の総降雨流出量の変化は、4流域に対して現状の-0.9~2.2%である。表には表面流、中間流、地下水流、10位までの洪水のピーク値の平均値が示されている。これらの結果は、対策費用と農地の喪失という経済的負担にも関わらず、退耕還林による洪水のピーク流量を減少させる効果が少ないことを示している。

(2) 退耕還林政策の降雨流出土に及ぼす影響

表 13 が示すように、25°以上の耕作地を森林に戻すという最小限の面積の場合でさえ、斜面から土砂流出量の減少の割合は嘉陵江上流で 11.0%，渠江で 9.7%，培江で 25.4%，全体としては 10.7% ($4.17 \times 10^9 \text{kg}\cdot\text{y}^{-1}$) と予測された。10°以上の斜面を戻す場合は、予測される減

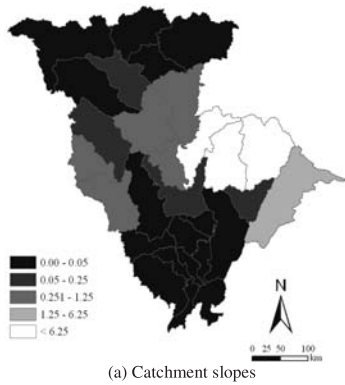
少割合は現状の 53.3% ($20.7 \times 10^9 \text{kg}\cdot\text{y}^{-1}$) に及ぶことが分かる。

同様に、河岸からの土砂生産量も減少傾向にあるが、斜面の場合の減少率に比べて小さく、これは退耕還林政策が河川流量の変化に及ぼす影響が小さいことに起因している。

嘉陵江全流域では斜面と河岸での土砂生産量合計の斜面角度に対する変化して、閾値 25°で 4.8% ($4.91 \times 10^9 \text{kg}\cdot\text{y}^{-1}$)、閾値 20°で 9.8% ($10.0 \times 10^9 \text{kg}\cdot\text{y}^{-1}$)、閾値 15°で 18% ($18.4 \times 10^9 \text{kg}\cdot\text{y}^{-1}$)、閾値 10°で 24% ($24.3 \times 10^9 \text{kg}\cdot\text{y}^{-1}$) と予測された。

図 39 には、退耕還林政策による嘉陵江全流域から三峡ダムに流入する土砂量総量の変化を示した。

現状での流入量 ($100.3 \times 10^9 \text{kg}\cdot\text{y}^{-1}$) に対して、閾値 25°で 4.7%，閾値 20°で 9.5%，閾値 15°で 18%，閾値 10°で 23% と予測され、退耕還林政策の土砂流出抑制効果が認められる結果となった。1970年代から 1990



(a) Catchment slopes

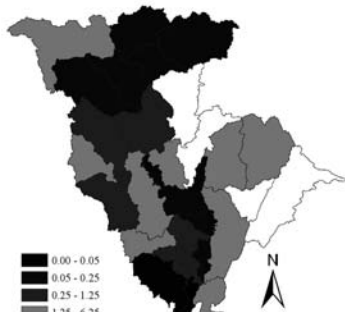


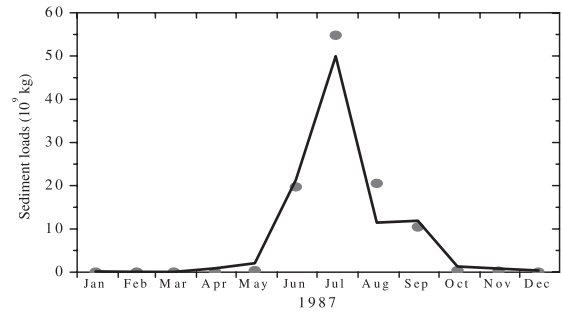
図35 嘉陵江流域の斜面土砂生産量と河岸侵食量の分布

年代にかけての森林伐採が土砂生産量を増加させたという観測事実が以上の結果を支持していると考えられる。

2.4.6 まとめ

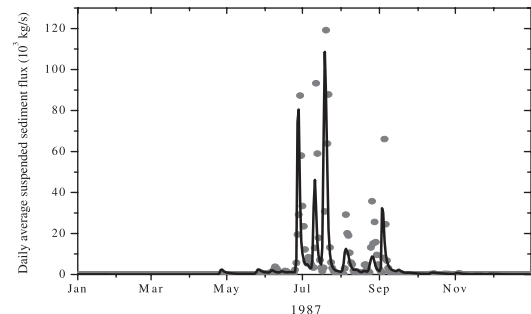
嘉陵江全流域を対象として、退耕還林政策の効果を力学的に評価するモデルを提案した。対策を行わない場合の計算結果と観測値との比較から、モデルは流域内のいずれの主要河川においても、日単位の雨水流出量を高精度に再現し得ることが確認できた。また、土砂流出については月単位での流出量計算値は、観測値に概ね合致する結果を得た。なお、日単位での土砂流出についても、モデルは流出ピーク値を過小評価する傾向を示したものの、日変動は概ね再現し得ることを確認できた。

この結果に基づいて、退耕還林シナリオを適用したところ、雨水流出については流域内の10°以上の畑作地を全て森林域へ還元しても、最大ピーク流量を3.5%程度しか低減し得ない結果を得た。一方、土砂流出については、25°、20°、15°、10°以上の畑作地を森林域へそれぞれ還元した場合、年間流出量をそれぞれ4.8%、9.8%、18%、24%、低減し得る結果となり、退耕還林政策の土砂流出抑制に関する効果を確認できた。



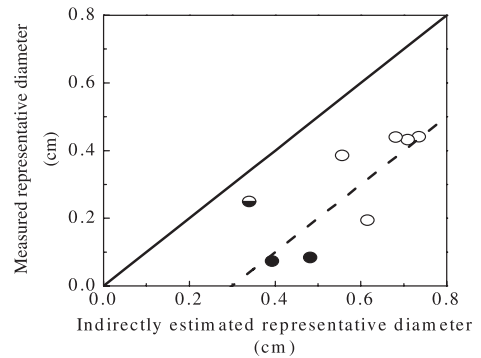
● Observed monthly total sediment loads — Simulated monthly total sediment loads

図36 嘉陵江流域での月単位土砂生産量



● Observed daily sediment flux — Simulated daily average sediment flux

図37 嘉陵江流域での日単位土砂生産量



● Yamada [49] ○ Repchert et al. [50] ● Kimoto et al.

図38 土壌団粒径の観測値と推定値の比較

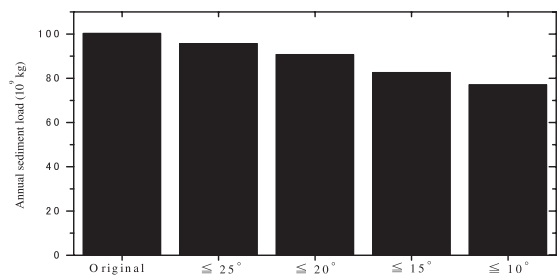


図39 斜面角の閾値設定の退耕還林策の効果に及ぼす影響

表 12 退耕還林政策の降雨流出量に及ぼす影響

River basin	Item		Scenarios for restoration of farmland with steep slope				
			Original	≤ 25°	≤ 20°	≤ 15°	≤ 10°
Qujiang	Runoff constituent	Surface (mm)	117.5	115.7	113.7	107.6	97.8
		Interflow (mm)	300.5	301.4	302.4	305.0	308.9
		Groundwater (mm)	383.8	384.9	386.2	390.6	397.9
		Total (mm)	801.9	802.1	802.3	803.2	804.6
	Averaged highest ten peak flow rates (m ³ /s)		5292	5287	5283	5265	5237
Fujiang	Runoff constituent	Surface (mm)	42.0	41.4	41.0	40.2	38.3
		Interflow (mm)	103.9	104.0	104.0	103.8	103.4
		Groundwater (mm)	299.7	299.9	300.2	300.8	302.1
		Total (mm)	445.6	445.4	445.2	444.8	444.3
	Averaged highest ten peak flow rates (m ³ /s)		1894	1886	1880	1869	1849
Upper Jialingjiang	Runoff constituent	Surface (mm)	51.6	51.3	51.0	50.4	50.3
		Interflow (mm)	69.6	70.1	69.7	69.9	70.0
		Groundwater (mm)	166.9	167.5	168.2	169.4	170.6
		Total (mm)	288.1	289.0	288.9	289.7	290.9
	Averaged highest ten peak flow rates (m ³ /s)		4376	4373	4368	4360	4366
Whole Jialingjiang	Runoff constituent	Surface (mm)	63.9	63.3	62.5	60.5	57.3
		Interflow (mm)	132.3	132.8	132.8	133.6	134.7
		Groundwater (mm)	244.0	244.6	245.4	247.3	250.2
		Total (mm)	440.2	440.7	440.7	441.3	442.2
	Averaged highest ten peak flow rates (m ³ /s)		10864	10397	10384	10349	10304

表 13 退耕還林政策の流出土砂量に及ぼす影響

River basin	Sediment production volume (10 ⁹ kg·y ⁻¹)	Scenarios for restoration of farmland with steep slope				
		Original	≤ 25°	≤ 20°	≤ 15°	≤ 10°
Qujiang	Total	44.5	42.4	40.2	32.5	32.5
	Catchment slope	22.4	22.4	22.3	22.0	22.9
	River bank	22.1	20.0	17.8	13.6	9.6
Fujiang	Total	10.35	9.77	9.31	8.74	8.12
	Catchment slope	9.10	8.84	8.55	8.14	7.65
	River bank	1.25	0.93	0.76	0.60	0.47
Upper Jialingjiang	Total	44.3	42.1	39.7	36.6	34.5
	Catchment slope	28.8	28.3	27.7	26.6	26.3
	River bank	15.5	13.8	12.0	10.0	8.1
Whole Jialingjiang	Total	101.9	97.0	91.9	83.5	77.6
	Catchment slope	63.0	62.3	61.3	59.4	59.5
	River bank	38.9	34.7	30.6	24.2	18.1

2.5 長江経由の環境負荷が東シナ海・長江河口域の海洋環境に及ぼす影響に関する研究

2.5.1 はじめに

近年の中国長江流域の開発は著しく、長江への栄養塩類の負荷は莫大で且つさらに増大する傾向にある。例えば1998年の長江経由の東シナ海への全窒素・全リン負荷量は、上海をはじめとする大都市起源を含めるとそれぞれ年間約147万トン、12.4万トンと試算されている⁶⁹⁾。長江から東シナ海への河川水流出量は約9800億m³/年であるから、流出淡水中の全窒素・全リン平均濃度はそれぞれ約100μM、4μMに相当する。海域へのこうした高濃度の栄養塩を含む淡水供給は長江河口域を含む東シナ海沿岸の生態系に影響を及ぼし、実際、赤潮発生頻度は1980年代から1990年代までに4倍増加するに至っている⁷⁰⁾。さらに1995年以降では、東シナ海沿岸域における赤潮形成種が珪藻から渦鞭毛藻へと遷移する傾向が報告されており⁷¹⁾、長江流域の開発が海洋生態系に変化をもたらしている可能性が示唆される。また長江河川水の海域への影響範囲は、その流量に応じて変動する。例えば1998年夏季に発生した長江大洪水（推定最大流量86,000 m³/s）では、長江起源の濁水や低塩分水が九州沿岸や日本海にまで到達した⁷²⁾。つまり長江起源の豊富な栄養塩を含む淡水の流入は、長江河口域を中心とする中国沿岸域のみならず、我が国の排他的経済水域を含む東シナ海陸棚域における藻類一次生産を基礎とする生物資源の維持、海洋環境の形成に深く関与していると考えられる。

本研究は、長江経由の環境負荷が長江河口域および東シナ海の海洋生態系機能及び生物多様性に及ぼしている影響を評価し、また将来的に推定される環境負荷の質・量の変化に伴う海洋環境への影響を予測するために必要な科学的知見を集積することを目指している。2001年度から2005年度までに、（1）長江から東シナ海への河川由来汚濁負荷量把握手法の開発、（2）長江経由汚濁負荷が長江河口域プランクトン生態系に与える影響の把握、（3）長江河口域で近年頻発している渦鞭毛藻赤潮が河口域の生物生産性に与える影響に関する解析、（4）長江起源水が東シナ海陸棚域のプランクトン生態系に与える影響の把握など4つのサブ課題を対象とした研究を実施した。（1）～（3）については、本重点特別研究プロジェクトの中間報告書⁷³⁾に記載した。本稿では主に（4）について報告する。

サブ課題（4）では、長江淡水を介して東シナ海陸棚域に輸送される栄養塩類等の環境負荷物質の動態と、それら栄養塩類を利用して増殖する藻類の分布や種の構成を明らかにし、東シナ海陸棚生態系に対する長江起源物質の寄与を評価することを目的とした。

東シナ海陸棚域の主要な水塊として、北方から張り出す黄海沿岸水、南方から迫り出してくる台湾暖流、大陸棚縁辺部から迫り上がる黒潮等が挙げられる。長江起源の栄養塩類の動態や藻類の分布を評価する上では、したがって、長江起源水・物質の追跡とともに、縁辺部を含めた水塊構造を把握し、栄養塩の供給ポテンシャル等について相対的な解析を行うことが求められる。

さらに長江河川流量には明瞭な季節変動が存在し、冬季に少なく（10,400 m³/s：1月の過去30年平均）、7～8月にかけて最大流量（49,500 m³/s）に達する（図40）。また長江起源水と競合する黄海沿岸水や台湾暖流、黒潮亜表層水なども季節的に勢力が変動するために、それらの相互関係も変化すると考えられる。そこで本研究では季節的に変動する河川水量や関連水塊の勢力の増大あるいは衰退が、陸棚域の栄養塩環境や藻類分布に及ぼす影響を検討するために、長江流量が増大する夏季（8月）及び流量が増大する前（6月）の2つの時期に海洋観測を実施した。

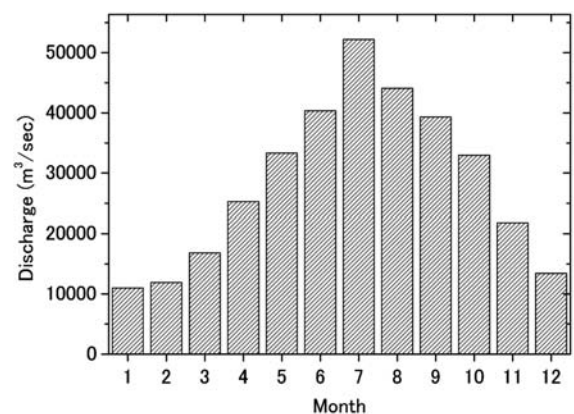


図40 長江下流の月別流量（30年平均値）⁷⁴⁾

長江の河川流量は夏季に多く、冬季に少ない。7月に最大流量を記録する。東シナ海陸棚域への影響は、約1ヵ月程度のタイムラグをとまって8月に最大になると推定される。

2.5.2 研究方法

東シナ海陸棚域～縁辺部における海洋観測は、西海区水産研究所調査船「陽光丸」を用いて実施した。2002年度は6月20日～6月28日にかけて全24測点（図41 a）、2003年度は7月28日～8月9日にかけて全27測点（図41 b）、2004年度は7月28日～8月9日にかけて全25測点（図41 c）をそれぞれ設定した。以下、各年度の航海をそれぞれYK 02, YK 03, YK 04と略す。YK 02およびYK 03航海の各測点は、南北測線（North-South Line, 東経124度50分前後）および東西測線（East-West Line, 北緯30度30分）から、またYK 04航海は東西に3測線（South Line: 北緯30度30分, Middle Line: 北緯31度45分, North Line: 北緯32度45分）から構成される。全測点で多項目水質測定装置（アレック電子）による鉛直水質観測及び海底直上水・表層水採取を行った。また重点測点（YK 02ではStn 06, 09, 17, 16, 18, 20, 22, 24の8測点；YK 03ではStn 06, 09, 11, 13, 15, 17, 20, 21, 23, 25, 27の11測点；YK 04ではStn 02, 04, 06, 08, 10, 11, 13, 15, 17, 18, 20, 22, 24, 25の14測点）では、ロゼット・ニスキン採水器を用いた6層採水（表層, 躍層直上, クロロフィル蛍光極大層, 躍層下, 底層, 海底直上, 以下それぞれSuf, CU, Fmx, CL1, CL2, Btmと略す）を行った。船上でろ過を行い化学成分分析のための溶存・懸濁態試料を調製し凍結保存した。また微生物試料は分析項目に応じてグルタルアルデヒド固定, 凍結保存, フィルター捕集を行った。

また東シナ海陸棚域における3カ年にわたる調査に先んじて、2001年5月には中国海洋地質調査所所属の「勘407号」を用いて長江河口域の調査を実施した（図41 d, 以下、本調査をCJ 01と略す）。長江河口域調査では、多項目水質測定装置（アレック電子）を用いた鉛直水質プロファイルの取得とともに、ニスキン採水器による表層を含めた3層採水を実施し、船上にて栄養塩等の化学分析に供する試料を調製した。

凍結保存した溶存試料で栄養塩類（オートアナライザーを用いた比色法）、溶存有機炭素（HTCO法）、懸濁態試料でクロロフィル a および補助色素量・組成（HPLC法）、懸濁粒子濃度（重量法）、懸濁態炭素・窒素濃度（元素分析計）、生物試料で微細藻類・細菌の現存量・種組成（蛍光顕微鏡, 走査型電子顕微鏡, フローサイトメータ（以下、FCMと略す））の分析を行った。

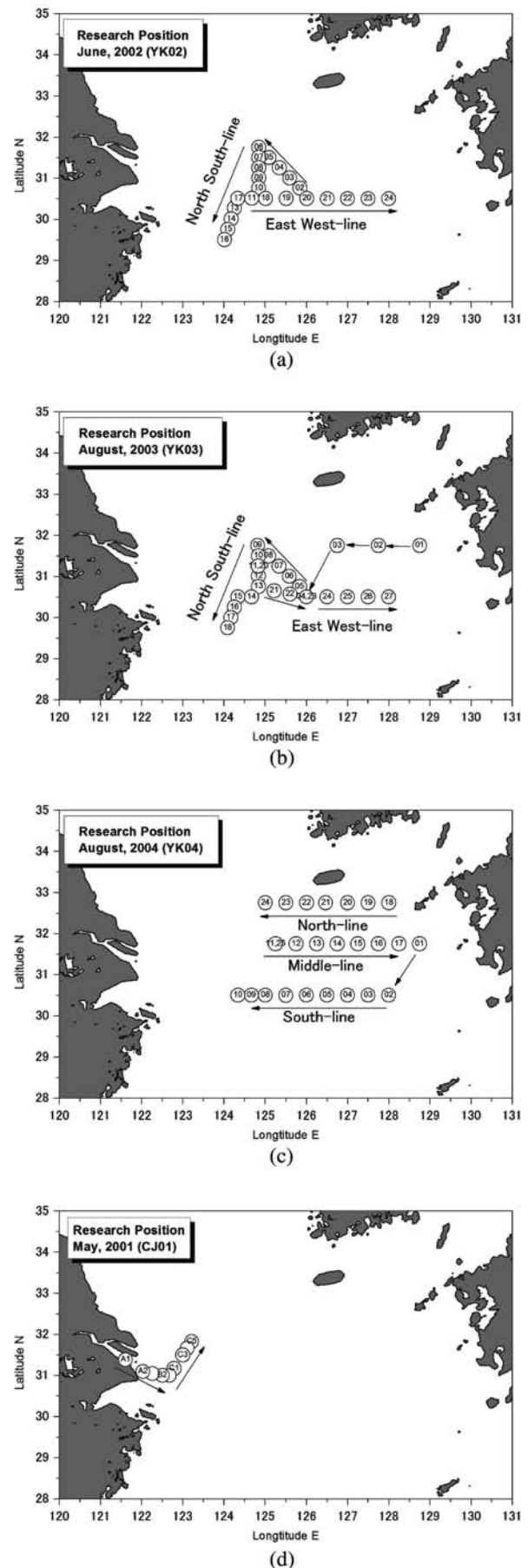


図41 東シナ海陸棚域及び河口域調査測点

HPLC 法で分析した色素は因子分析法 (CHEMTAX programTM) を用い、藻類の各綱がクロロフィル *a* に対して占める割合を求めた。

2.5.3 長江淡水と東シナ海陸棚表層水の混合

YK02 の東西および南北測線の水温、塩分、密度 (σT) の断面図を図 42 に示す。測点 06~16 に至る南北測線 (東経 124 度 50 分前後) では、表層に低塩分水が存在し、水深 10~20 m に明瞭な密度躍層が形成されていた。このうち地理的に長江河口に近い測点 06~17 の躍層上には塩分 31 psu 以下の水塊が存在し、特に測点 10 付近では塩分 27.5 psu 以下が観測された。図 43 に 2001 年 5 月に実施した CJ01 と YK02 の表層水 (Suf 及び CU 層) の栄養

塩濃度を塩分に対してプロットしたものを示す。図中の直線は、CJ01 の結果から得た長江淡水と陸棚表層の希釈直線である。これら栄養塩のうち、経年・季節変化が少なく、また窒素、リンに比較して生物過程による除去影響の少ない珪酸 (以下 SiO_2) に着目すると、YK02 の観測値はほぼこの希釈直線上にあり、特に測点 09, 17 の表層水は長江淡水の影響を受けた「長江希釈水」として同定された。一方、溶存無機窒素 (以下 DIN) とリン酸態リン (以下 PO_4) 濃度は、CJ01 の観測で得た希釈直線に必ずしも一致しなかった。長江河口域は塩分約 25 psu (東経 123 度付近) 以降で表層懸濁物が著しく減少 (光制限因子の減衰) し、藻類の増殖が活発になる。その結果、DIN, PO_4 の取り込み除去が増大し、希釈直線よりもそれらの濃度を減少させたと考えられた。また N/P 比は河口域から塩分 25 psu 付近まで約 100 で一定であるのに対し、測点 09, 17 では PO_4 濃度は $0.1 \mu\text{M}$ 以下まで減少するために、N/P 比は最大約 200 に達した。長江から供給される豊富な DIN と比べて、 PO_4 が藻類増殖の制限栄養塩となりうると考えられた。

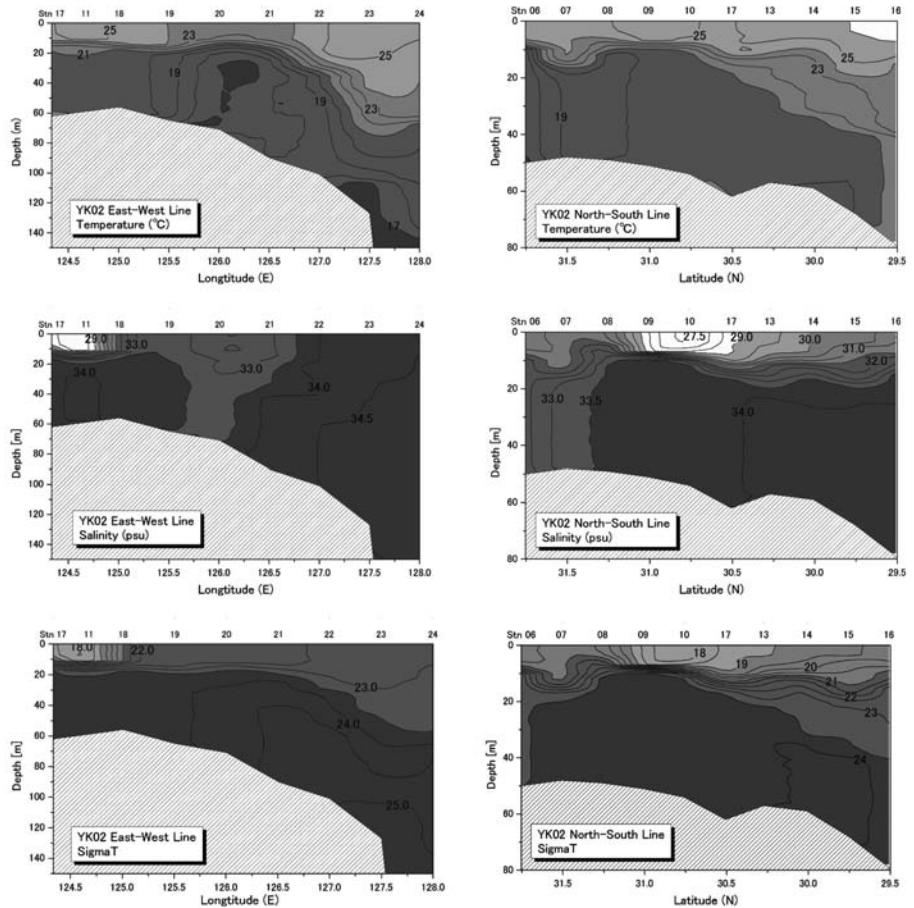


図 42 2002 年 6 月 (YK02) の東西測線 (左)、南北測線 (右) の水温・塩分・密度分布

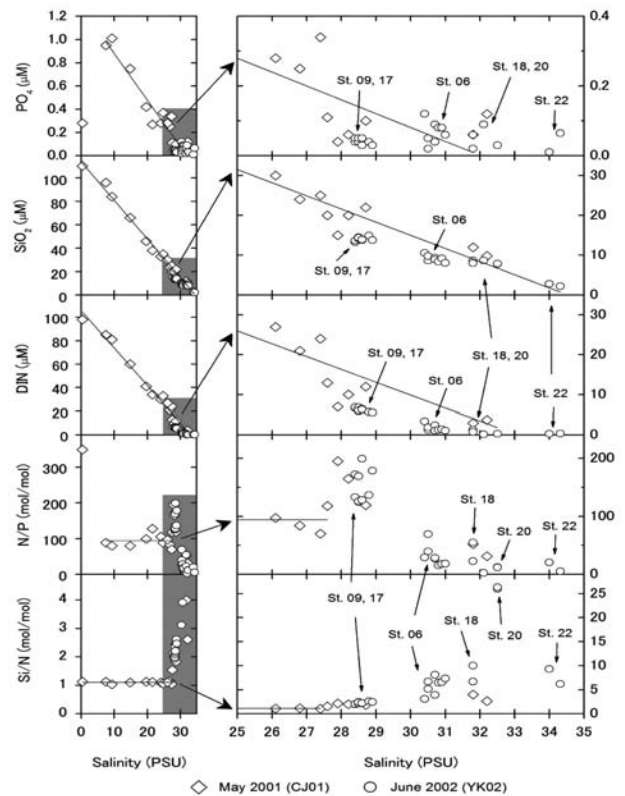


図 43 河口 (CJ01) - 東シナ海陸棚域躍層上層 (YK02) での塩分と栄養塩の関係

2.5.4 東シナ海陸棚域の水塊構造

図44にYK03の東西および南北測線の、図45にYK04の南測線、中央測線の水温、塩分、密度断面図を示す。

YK03の南北断面（東経124度50分前後）の表層には、YK02の南北断面（図42右）で観測・同定された長江希積水で形成された低塩分のプリュームと類似した水塊が観測された。ただしYK02ではプリュームの中心が北緯30度45分付近（YK02 Stn 10）に存在していたのに対し、YK03では北緯31度15分（YK03 Stn 11）まで約55 km北上していた。YK04では南北方向の観測は行わなかったが、中央測線（北緯31度45分）の西端表層（YK04 Stn 11）において塩分29 psu以下の水塊が観測され、長江プリュームの一部と考えられた。YK03のプリューム位置と比較しても、さらに50 km以上北方に存在していたことを示す。また密度躍層下では、YK02、YK03とも北緯31度30分以上に低温で僅かに塩分の低い水塊（18℃以下、33 psu以下）が観察され、黄海底層冷水の影響を示唆している。一方、南方からの暖流系陸棚底層水の張り出しは、夏季に調査を行ったYK03の方が明らかに強い勢力を示した。

北緯30度30分上の東西測線（YK02、YK03の東西測線、YK04の南測線）の断面について3か年のデータを比較すると、夏季に調査を行ったYK03およびYK04では強い日射によって表層水が暖められ形成された明瞭な温度躍層が発達していた。また低塩分水が上層に存在することで形成される塩分躍層は、YK02では東経125度付近（YK02 Stn 18）までしか認められないのに対し、YK03では塩分32 psu以下の水塊が陸棚域から縁辺部まで広がっており、南北測線の測点11付近を貫く長江希積水が少なくとも北緯31度30分上の東経127度まで影響を与えていることが示唆された。またYK04では東経126度（YK04 Stn 06）に塩分29 psu以下の表層水塊が存在し、東経126度30分

（YK04 Stn 05）まで塩分30 psu以下の水塊が広がっていた。YK04 Stn 06で観測された低塩分水は、中央測線の西端表層（YK04 Stn 11：北緯31度45分、東経125度15分）で観測された塩分27 psu以下の水塊が南東方向に延伸した結果であると考えられる。密度躍層下の水塊については、YK02では縁辺部における西方への黒潮の迫り上がりとともに、東経126度付近に水温17℃程度の冷水塊（黄海底層冷水）の出現が認められた。一方、YK03およびYK04の南測線上では冷水塊の存在は曖昧で黒潮亜表層からの西方への迫り上がりが顕著であった。YK04の中央測線においては東経126度付近に水温15℃以下の冷水塊が存在していることから、黄海底層冷水が夏季には北方に後退していたと考えられた。

横断面図で観察された密度躍層上下における水塊の混合を把握するために、全測点の上層（水深5 m深、密度躍層上）および底層（海底5 m上、ただし水深200 m以上の測点では水深200 m値を適用）の水温・塩分をプロットした（TS線図（図46））。またYK04の北測線の

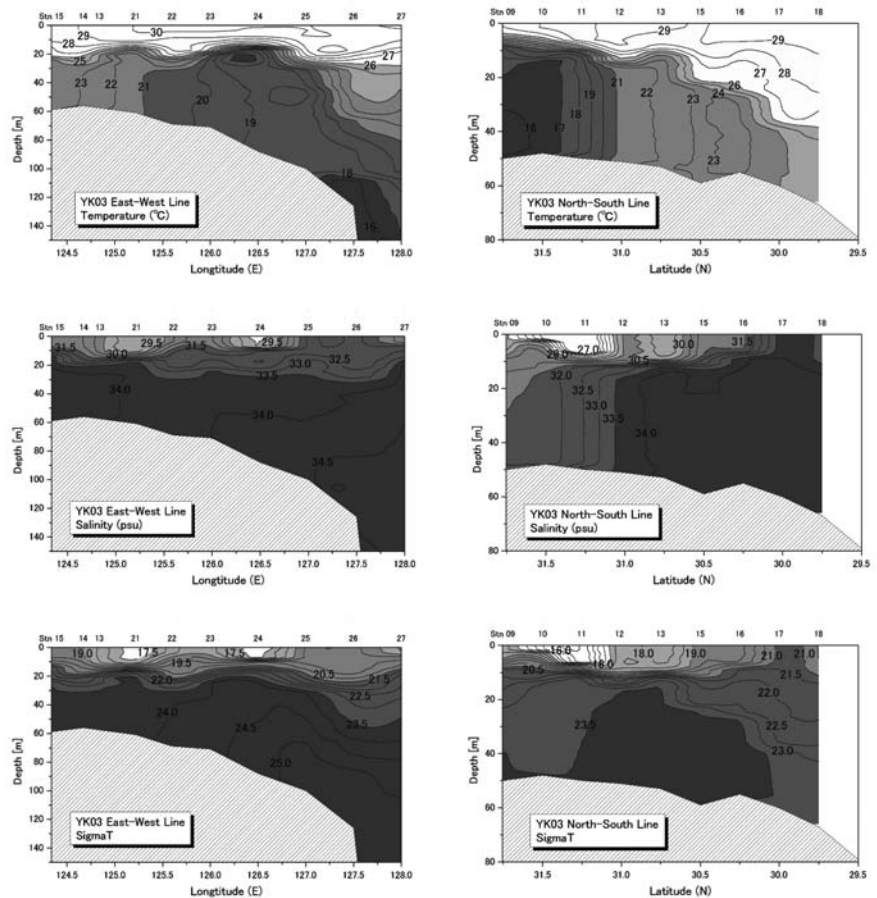


図44 2003年8月（YK03）の東西測線（左）、南北測線（右）の水温・塩分・密度分布

データは地理的に他年度のデータと比較することが難しいためプロットから除外した。

YK 02 の TS 線図を解釈すると、上層では Stn 10 が最も低塩分で、前節で示した栄養塩の外洋水による希釈関係から長江希釈水と分類された。Stn 16 で観測された塩分 31 psu の水塊は水温が最も高く、台湾暖流上層水、福建沿岸水を含む暖流系沿岸水であると考えられた。Stn 11 ~ 15 は、Stn 10, 16 の中間に存在し、長江希釈水と暖流系沿岸水が徐々に混合している様子が示されている。Stn 10 の北東には、Stn 03 を中心とする低水温の水塊が見られ、黄海から南下する黄海混合水であると考えられた。Stn 06, 07 は長江希釈水と黄海混合水の混ざり合った水域であると考えられる。また黄海混合水よりも高塩分・高温の水塊が Stn 22 以東に見られ、黒潮系の表層水であると考えられた。

下層には、Stn 06 を端点とする低塩分・低温水の黄海底層冷水、Stn 22 ~ 24 を端点とする高塩分・低温の黒潮亜表層水、Stn 16 を端点とする高温の水塊（暖流系陸棚底層水）が見られた。黒潮の影響が強い Stn 22 ~ 24 以外の底層水は、ほぼ測点 16 と 06 の水塊を結ぶ線上に分布し、黄海底層冷水と暖流系陸棚底層水が相互作用した水塊であると考えられた。

YK 03 および YK 04 の TS プロットの分布形状は YK 02 のプロットと類似しており、YK 02 と同様に、表層については 1) 長江希釈水、2) 暖流系沿岸水、3) 黄海混合水、4) 黒潮表層水の四つに分類され、また密度躍層下については 1) 暖流系陸棚底層水、2) 黄海底層冷水、3) 黒潮亜表層水の三つに分類されると考えられた。YK 02, YK 03 および YK 04 の表層 TS 分布での最低塩分水塊は、YK 03 Stn 11 の 25.6psu, YK 04 Stn 11 の 26.7psu, YK 02 Stn 10 の 27.7psu であった。YK 02 と YK 03 の塩分差は 2 psu 以上であり、また YK 04 の Stn 11 (東経 125 度 15 分) は他年度の測点 (東経 124 度 50 分) と比較して経度方向で約 40 km 外洋

側に位置することを考慮すると、長江希釈水の陸棚域水塊への影響は、6 月に実施した YK 02 航海時よりも、8 月に実施した YK 04 および YK 03 航海時の方が大きかったと考えられる。また TS 線図から推定される長江希釈水と他の水塊との混合は、YK 02 では南北に存在する黄海混合水と暖流系沿岸水との間のみ認められたが、YK 03 および YK 04 ではそれらに加えて黒潮表層水との混合も認められた。特に YK 03 の東西測線の東端表層 (Stn 27) で観測された僅かに塩分の低い水塊 (図 44 左) は、TS 線図上では Stn 22 や 23 とほぼ同一の水塊として分類された。また YK 04 の南測線上中央 (Stn 06) の表層水の TS プロットは、YK 04 で最も長江希釈水の影響を受けていた Stn 11 と外洋表層水の間に位置し、Stn 06 が長江希釈水と外洋水の混合により形成されていると解釈された。底層水塊は、YK 02 では黄海底層冷水と暖流系陸棚底層水との相互作用が顕著で、特に東経 125 ~ 126 度に位置する測点では、黄海底層冷水が東西の水塊混合を分断する形で存在していたため、黒潮亜表

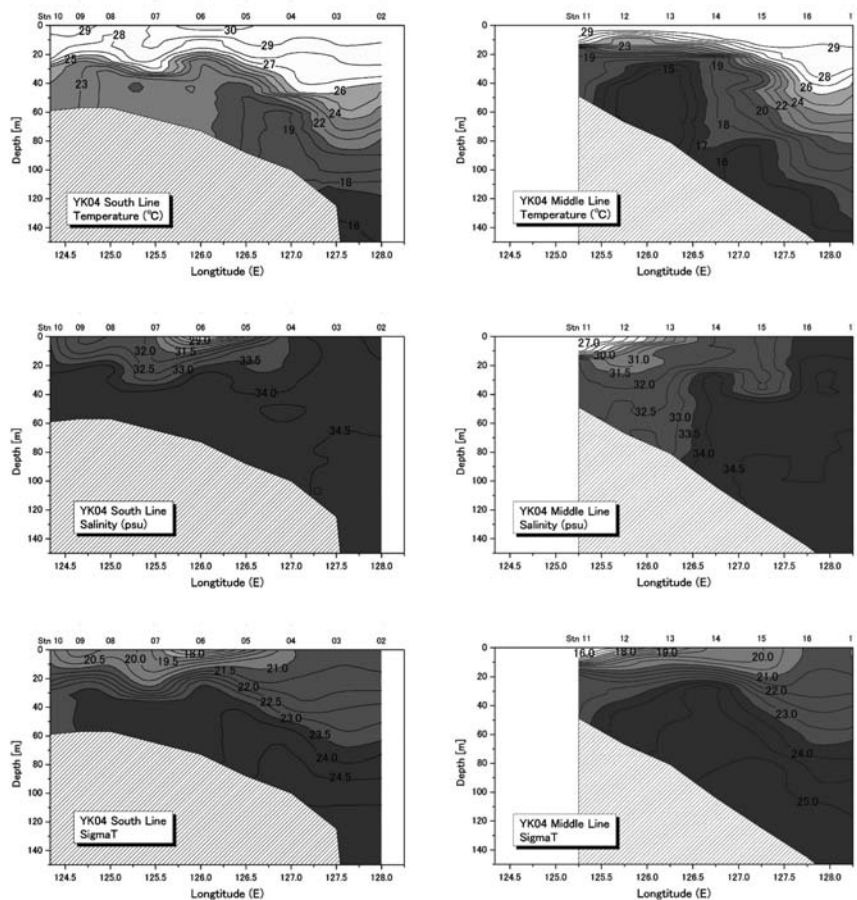


図 45 2004 年 8 月 (YK 04) の南測線 (左), 中央測線 (右) の水温・塩分・密度分布

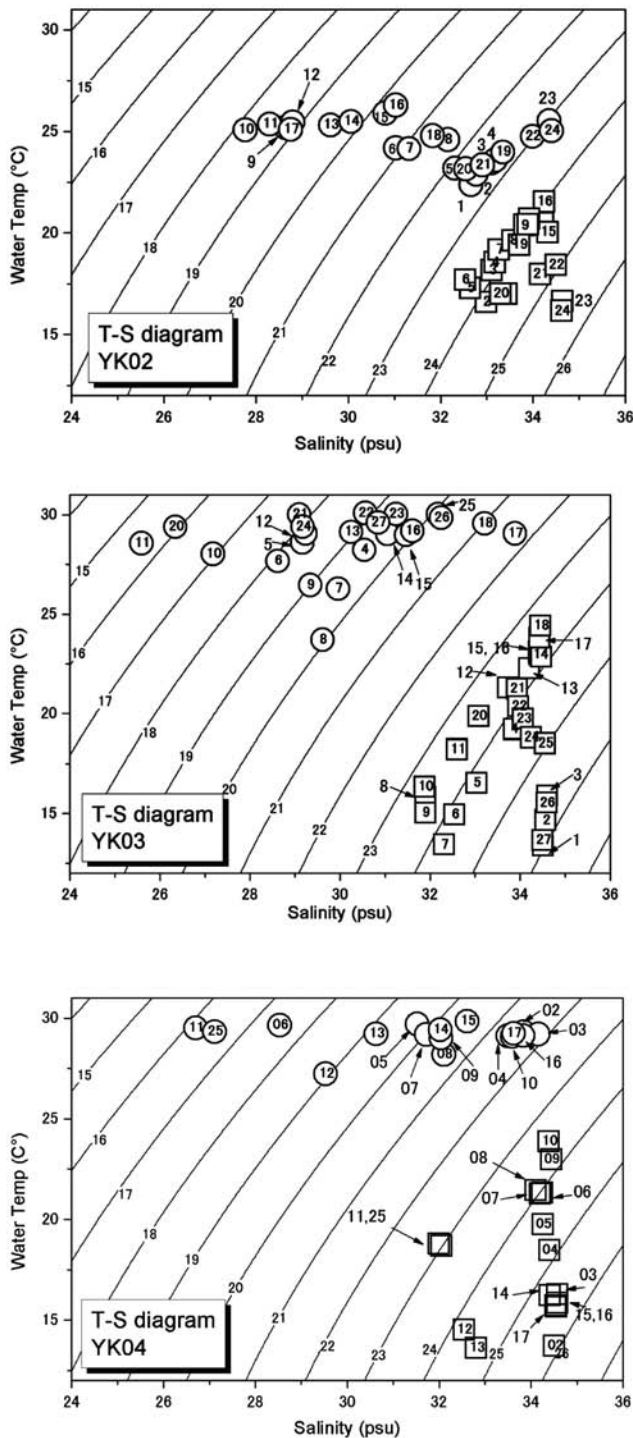


図 46 YK 02, YK 03, YK 04 陸棚域調査における TS 線図
○は密度躍層上 (水深 5 m), □は海底直上 5 m のデータである。記号中の番号は測点を示す。

層水の影響はほとんど認められなかった。一方、黄海底层冷水の勢力が弱い YK 03 および YK 04 では、黒潮亜表層水と暖流系陸棚底层水との相互作用が相対的に大きな役割を占めていた。

以上、水温・塩分の横断面図および TS 線図から考察される 6 月 (YK 02) と 8 月 (YK 03 と YK 04) の東シナ海

陸棚域環境の差異は、長江の流量が増大する 8 月に長江希積水の影響範囲が拡大し、北緯 30 度 30 分上では東経 128 度まで及ぶことがあること、また黄海底层冷水の勢力が衰え、その一方で黒潮亜表層水の縁辺部からの迫り上がりや暖流系陸棚底层水の勢力が強まることが示唆された。なお、東シナ海陸棚域で観察される水塊は、既報⁷⁶⁾において詳細に定義されている。本稿で用いた水塊名はこれに準じた。

2.5.5 栄養塩の供給動態

YK 02, YK 03 および YK 04 の栄養塩 (DIN, DIP, シリカ) の水平分布を図 47, 48, 49 に示す。上層データは Suf と CU 層 (密度躍層より上) の平均値, 下層データは CL2 と Btm 層の平均値 (密度躍層下) である。上層における栄養塩分布では、3 ヶ年とも長江希積水中心付近 (YK 02 Stn 09, YK 03 Stn 11, YK 04 Stn 11) で高濃度の DIN (4.4~10.2 μ M) が観測された。長江希積水の影響範囲が限定された YK 02 では、南北測線よりも東方 (外洋側) には高濃度の DIN は計測されなかった。一方、夏季に調査を実施した YK 03 および YK 04 では、北緯 30 度 30 分上のそれぞれ Stn 22 (東経 125 度 36 分, 2.6 μ M), Stn 06 (東経 126 度, 3.2 μ M) において長江希積水によって輸送されたと推定される比較的高い濃度の DIN が計測された。長江希積水の影響が少ないその他の測点においては、DIN, DIP はともにほぼ枯渇した状態であった。一方、下層の栄養塩は、黒潮亜表層水塊 (YK 02 Stn 24, YK 03 Stn 27, YK 04 Stn 02) での DIN, DIP, シリカ濃度は両年とも高濃度でほぼ同じ濃度を示したが、陸棚全域での分布は YK 02 と YK 03, 04 では明らかに異なる傾向を示した。6 月に調査を行った YK 02 では、黒潮亜表層水と暖流系陸棚底层水との接触を遮るように北方から張り出した黄海底层冷水に沿って DIN, DIP が低い海域が形成された。一方、8 月に調査を行った YK 03 および YK 04 においては、そのような低栄養塩水塊は、YK 03 の Stn 09 (北緯 31 度 45 分, 東経 124 度 50 分) 周辺, YK 04 の Stn 11 (北緯 31 度 45 分, 東経 125 度 15 分) 周辺の水深がやや浅い領域にのみ観察され、全体としては、高濃度の栄養塩を含む黒潮亜表層水と相対的に濃度の低い暖流系陸棚底层水との混合希釈を通じて、東方から西方に向かって栄養塩濃度が減少する傾向が見受けられた。また YK 03 では表層で長江希積水の卓越する測点 (YK 03 Stn 11 など) の直下で、比較的高い

YK02 Nutrients Spatial Distribution

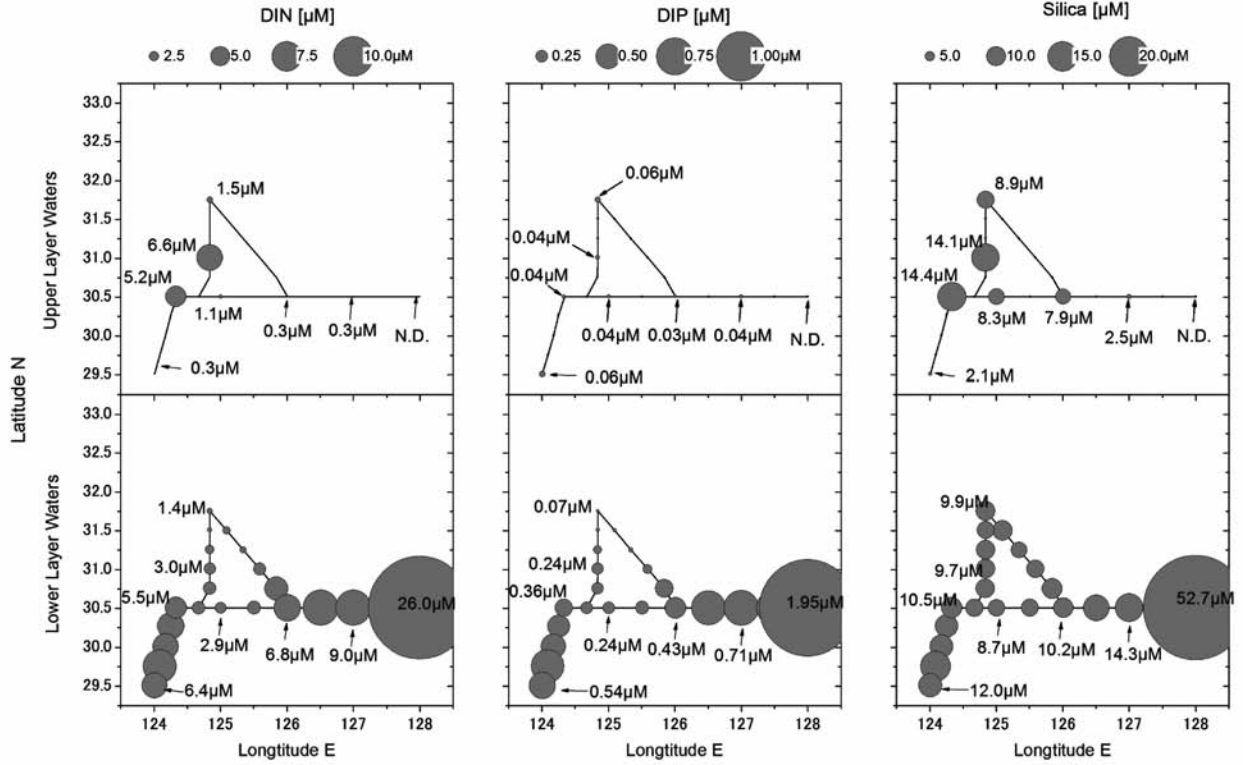


図 47 2002 年陸棚域調査 (YK 02) における躍層上・下水塊の栄養塩の水平分布

YK03 Nutrients Spatial Distribution

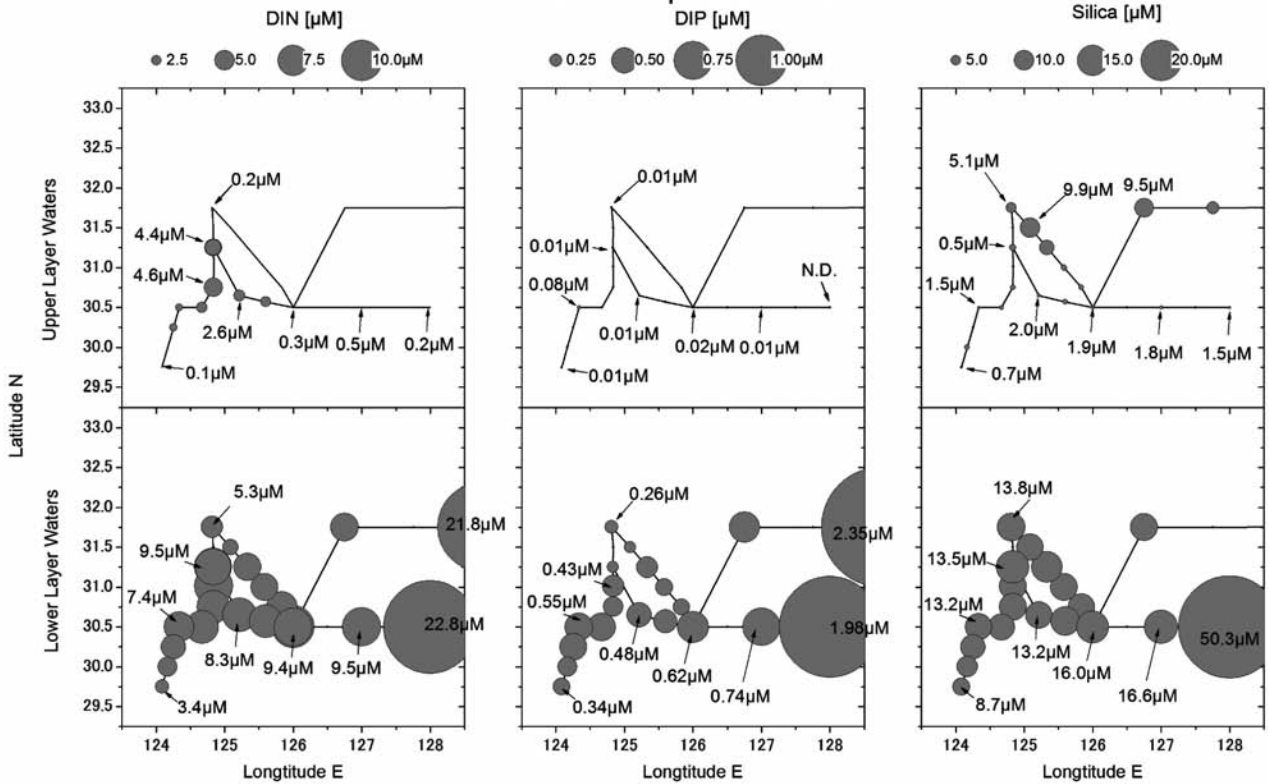


図 48 2003 年陸棚域調査 (YK 03) における躍層上・下水塊の栄養塩の水平分布

YK04 Nutrients Spatial Distribution

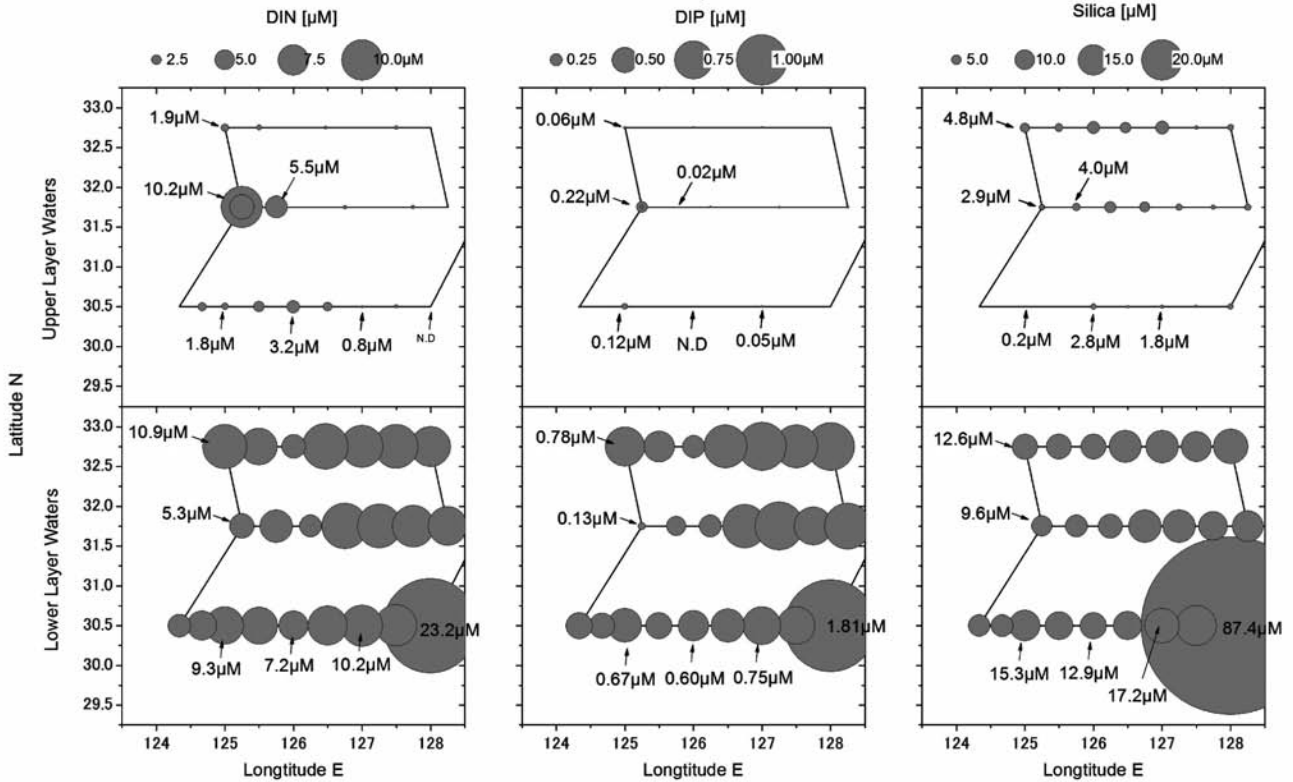


図 49 2004 年陸棚域調査 (YK 04) における躍層上・下水塊の栄養塩の水平分布

DIN, DIP 濃度が観測され、長江希積水中で増殖した藻類等の沈降を通じて、下層において栄養塩が再生している可能性が示唆された。

以上の3カ年の栄養塩水平分布を比較すると、6月から8月にかけての長江流量の増大は、長江希積水の影響範囲を拡大し、長江希積水に含まれる DIN をより沖合まで輸送する。また6月から8月への季節変化は、密度躍層下に存在する黄海底層冷水の後退、暖流系陸棚底層水および黒潮亜表層水の勢力増大などを引き起こし、6月には栄養塩濃度の低い陸棚浅海域（中国大陸から東経126度付近まで）に、8月には豊富な栄養塩を含む水塊が侵入することが考えられた。

2.5.6 藻類分布と水塊構造（長江洪水期前）

長江洪水期前の YK 02 航海において最も長江希積水の影響を受けた測点は Stn 09 であり、その表層水塊における DIN およびシリカは高い濃度が計測された。しかしながら、Stn 09 から Stn 18, 20, 22, 24 と東方に移るにしたがって暖流系陸棚沿岸水、黄海混合水が順次卓越して栄養環境はほぼ枯渇した状態になっていた。躍層下の栄養塩は、Stn 09 および 18 までは暖流系陸棚底層水

(DIN で $3\mu\text{M}$ 、シリカで $8\sim 10\mu\text{M}$) からの供給が中心であった。Stn 20 では黄海底層冷水で遮られながらも黒潮亜表層水 (DIN で $7\mu\text{M}$ 、シリカで $10\mu\text{M}$ 程度) が入り込んでいた。これらの条件によって、Stn 09 では底層より表層において窒素・珪酸の濃度が高い環境、Stn 18 では表層・底層の濃度がほぼ均衡した環境、Stn 20 では底層からのみ栄養塩が供給されうる環境が形成されていた。

Stn 09 の Chl.a は、長江希積水のある表層から暖流系陸棚底層水の存在する補償深度直上 (水深約 20 m) まで鋭いピークを持たずに $2\sim 4\mu\text{g/l}$ 存在し (図 50)、表層中の栄養塩を利用して藻類が維持されていることが推定された。色素組成の因子解析に基づく、Chl.a (以下、DV Chl.a 含む) の構成は、珪藻 31%、渦鞭毛藻 11%、ピコプランクトン 41% であった。フローサイトメータ分析によるとピコプランクトンのほとんどが高栄養塩環境の近海で卓越する ⁷⁰*Synechococcus* sp. で、Fmx 層での細胞濃度は 9.4×10^4 cells/ml に達し、他測点の5倍以上であった。珪藻は、塩分躍層上の Suf で *Chaetoceros* spp.、躍層直下の Fmx で *Minidiscus comicus* がそれぞれ優占し、また *Thalassiosira* spp. や渦鞭毛藻の *Prorocentrum*

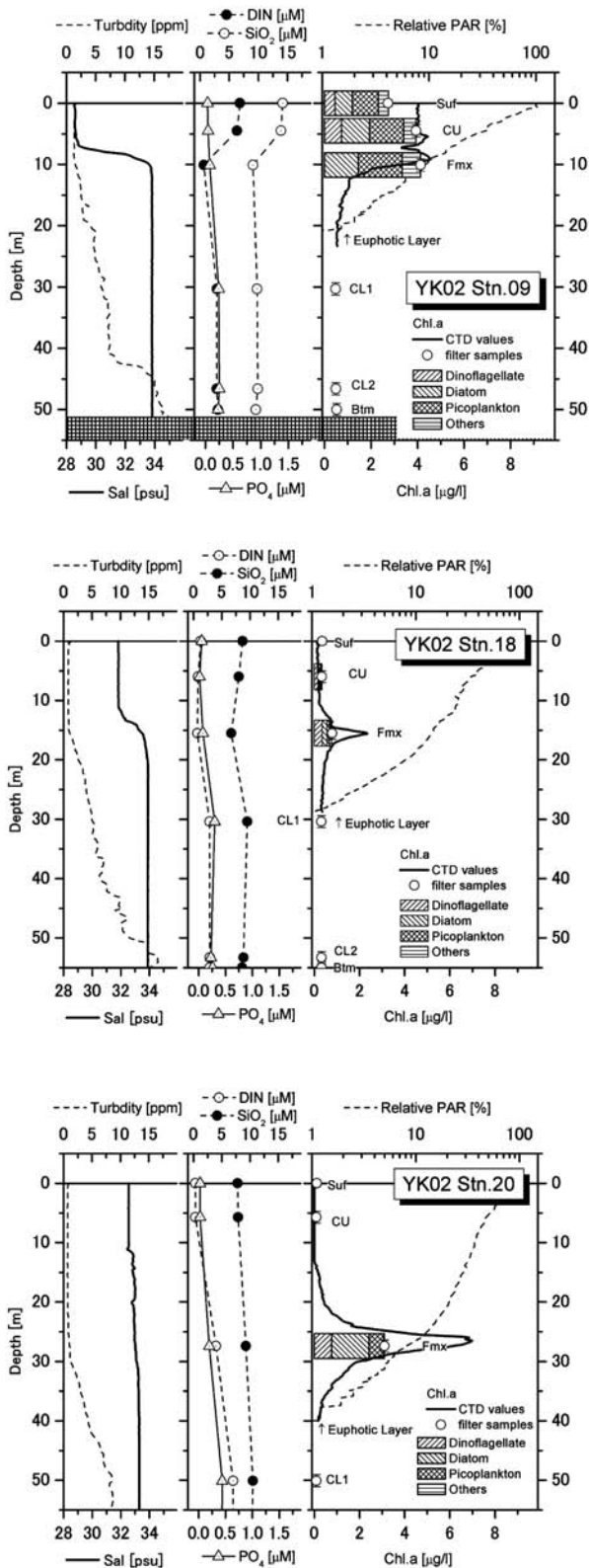


図50 YK 02 航海，東西3 測点における水温，塩分，濁度，栄養塩，相対照度，Chl.a，藻類組成の鉛直分布

minimum など多数の沿岸種が観察された (図51 の電子顕微鏡像参照)。測点09の有光層下の懸濁粒子濃度は5 mg/l 以上と高く，長江希積水の豊富な DIN，シリカに加

えて底層からの PO₄ 供給が推察される。

Stn 18 では，表層よりも塩分躍層下の暖流系陸棚底層水塊に藻類が集まる傾向が見られ，また測点09で観測された厚い Chl.a 層も存在しなかった (図50)。本測点は長江希積水の寄与が小さく，陸棚底層水塊からの栄養塩供給に依存する為であると考えられる。水深15m 付近に観測された小さな Chl.a ピークは，渦鞭毛藻 (約40%，*Prorocentrum minimum*)，多様な珪藻 (約30%) に由来していた。

Stn 20 では，表層から水深15m まで Chl.a 濃度は0.1 μg/l 以下であった。Chl.a 極大は，TS 線図上で黒潮系底層水と黄海底層冷水の混合した水深27m に認められ，約7 μg/l に達した。また Chl.a の極大層下端は，有光層深度直上 (約40m 深) まで至っていた (図50)。本測点の底層栄養塩濃度が測点18のそれと大差ないにも関わらず本測点で高い Chl.a 濃度が観測されたのは，本測点の底層水が豊富な栄養塩を含む黒潮系底層水塊の影響を潜在的に受けているためであると考えられた。藻類は珪藻 (50% 以上)，及びピコプランクトンの *Prochlorococcus* (5.0×10^3 cells/ml) や *Synechococcus* (1.9×10^4 cells/ml) が優占した。また従属栄養性ナノ鞭毛虫で珪酸質外骨格を有する襟鞭毛虫 (Choanoflagellate の1種) が非常に多く観察された。さらに試料中には外洋性の円石藻の残骸と泥が混じり，黒潮系底層水塊侵入の痕跡が見られた。

測点22は，測点20よりさらに深い水深45m 層に Chl.a 極大が見られ TS 線図上では黒潮系底層水塊に属した。最優占種は円石藻 (*Emiliania huxleyi* など) で，また *Prochlorococcus* は，本調査測点中で最大濃度 (1.6×10^4 cells/ml) が観察され，種組成は明らかに外洋特有のものであった。

2.5.7 藻類分布と水塊構造 (長江洪水期)

長江洪水期に実施した YK 03 航海では，長江希積水が Stn 11 の表層を貫き，且つ他の表層水塊と比較して高濃度の DIN が含まれているのが観測された。これは YK 02 航海の Stn 09 で観測された環境と類似している。しかしながら，密度躍層下の水塊に着目すると，YK 03 の Stn 11 と YK 02 の Stn 09 の栄養塩環境は全く異なる状況におかれていることが指摘される。YK 02 の Stn 09 では表層の長江希積水に含まれる栄養塩濃度が密度躍層下の濃度よりも高い (図50) のに対し，YK 03 の Stn 11 では

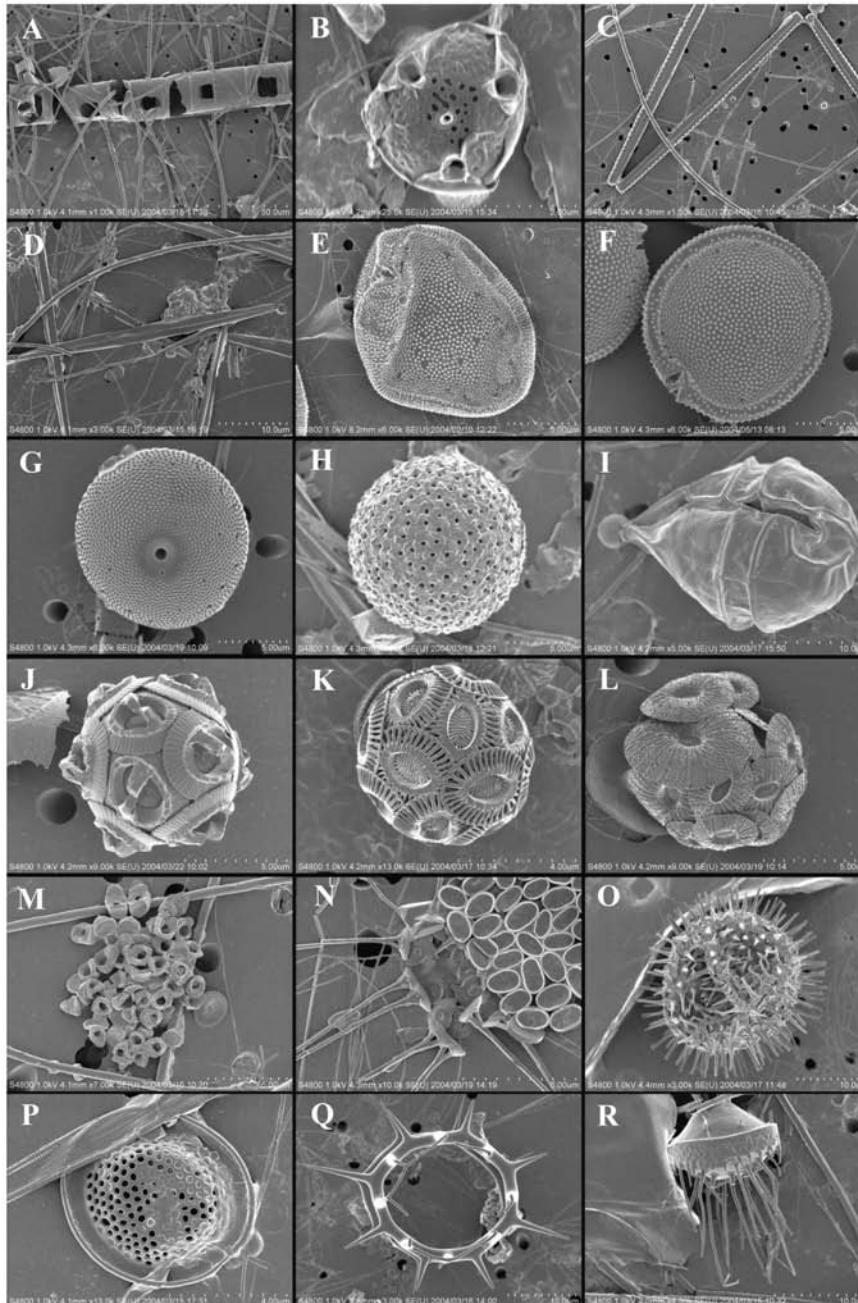


図 51 YK 02 および YK 03 航海における代表的な藻類の走査型電子顕微鏡像

A. *Chaetoceros* sp., B. *Minidiscus comicus*, C. *Thalassionema* sp., D. *Pseudonitzschia* sp., E. *Prorocentrum dentatum*, F. *Prorocentrum balticum*, G. *Mesoporos perforatus*, H. *Thoracosphaera heimii*, I. *Scrippsiella* sp., J. *Gephyrocapsa oceanica*, K. *Emiliana huxleyi*, L. *Umbellosphaera tenuis*, M. *Homozygosphaera* sp., N. *Calciopappus rigidus*, O. *unknown species*, P. *Hyalochrysis neolepis*, Q. *Dictyocha speculum*, R. diatom cyst

表層水塊よりも躍層下の水塊の方が豊富な栄養塩を含んでいる (図 52)。これは長江洪水期である夏季の底層水は、相対的に貧栄養な黄海底層冷水が北上し、代わって暖流系陸棚底層水や黒潮亜表層水の勢力が強まったこと、あるいは春季から夏季にかけて増殖・沈降した藻類等の有機物の分解・再生によるものと推定される。こうした栄養塩環境の差異は藻類の分布特性に大きな影響を与

えた。栄養塩が表層水塊に集中した YK 02 の Stn 09 では、クロロフィルが表層 0 m 深から塩分躍層の発達している 10 m 深まで厚い分布を示している。一方、塩分躍層下に高濃度の栄養塩を含む水塊が存在する YK 03 の Stn 11 では、塩分躍層中に鋭いピーク (Fmx 層) を示した。Stn 11 の Fmx 層の藻類種構成は、補助色素の因子解析に基づく、総 Chl.a (8.2 $\mu\text{g/l}$) の 68 %が *Chaetoceros* sp.

を優占種とする珪藻類, 8%が *Prorocentrum balticum* を中心とする渦鞭毛藻, 16%が *Synechococcus* sp. を主とするピコプランクトンであり, 極めて沿岸性の特徴を有する藻類構成であった。また Fmx 層の上層に位置する Suf 層 (Chl.a = 1.9 $\mu\text{g/l}$) および CU 層 (Chl.a = 2.6 $\mu\text{g/l}$) も *Chaetoceros* sp. を優占種とする珪藻が総 Chl.a の 60% 以上を占め, 藻類構成は Fmx 層とほぼ同じであった。上 3 層の藻類構成がほぼ等しいことから, 長江希積水中 (Suf 層, CU 層) で維持・輸送されてきた藻類が, より増殖に適した環境や豊富な栄養塩を求めて塩分躍層直上に集積したと考えられる (図 52)。

また東西測線上の Stn 23 および Stn 25 の表層には低塩分水が存在し長江希積水の影響が及んでいた。しかしながら表層の栄養塩はほぼ枯渇状態にあり, Suf 層および水深 5 m 程度の CU 層の Chl.a 濃度は, Stn 23 では 0.7 $\mu\text{g/l}$ 以下, Stn 25 では 0.2 $\mu\text{g/l}$ 以下と非常に低い。これらの測点における Chl.a ピーク (Fmx 層) は, Stn 23 では水深 20 m 付近 (26.7 $\mu\text{g/l}$, Stn 25 では水深 35 m 付近 (3.3 $\mu\text{g/l}$) であり, ほぼ有光層の下端に観測された。これら Fmx 層の藻類構成は, 補助色素の解析および顕微鏡観察によれば非常に高濃度の Chl.a を観測した Stn 23 では *Prorocentrum balticum* を中心とする渦鞭毛藻が Chl.a の約 94% を, Stn 25 では *Pseudonitzschia* sp. を主要種とする珪藻が Chl.a の 76% を占めており, 何れの測点においても沿岸性の藻類が主要種であった。

その他の測点についても, 藻類濃度が低い Stn 17 及び Stn 27 を除けば, ほぼ全域に亘って沿岸性の珪藻 (*Chaetoceros*, *Pseudonitzschia*, *Thalassiosira*) あるいは渦鞭毛藻 (*Prorocentrum*) が優占種であった。真核藻類のうち外洋性に分類されるハプト藻 (円石藻) も広く分布していたが, 何れの測点においても低い割合を占めるに過ぎなかった。フローサイトメータの分析によれば, ほぼ全域に亘ってピコプランクトンは *Synechococcus* に占められ (90% 以上), Stn 27 の CU, Fmx 層においてのみ *Prochlorococcus* の割合が 50% 以上まで増大し外洋性水塊の性質を示した。

長江洪水期前の YK 02 航海では, 東西測線上の藻類はハプト藻や襟鞭毛虫などの外洋性の生物で構成されていた。これに対して長江洪水期の YK 03 航海においては, 広く沿岸性の珪藻, 渦鞭毛藻が優占種として存在していた。長江洪水期には長江希積水は東経 126 度より東方まで影響を及ぼすが, 長江希積水によって供給される栄養

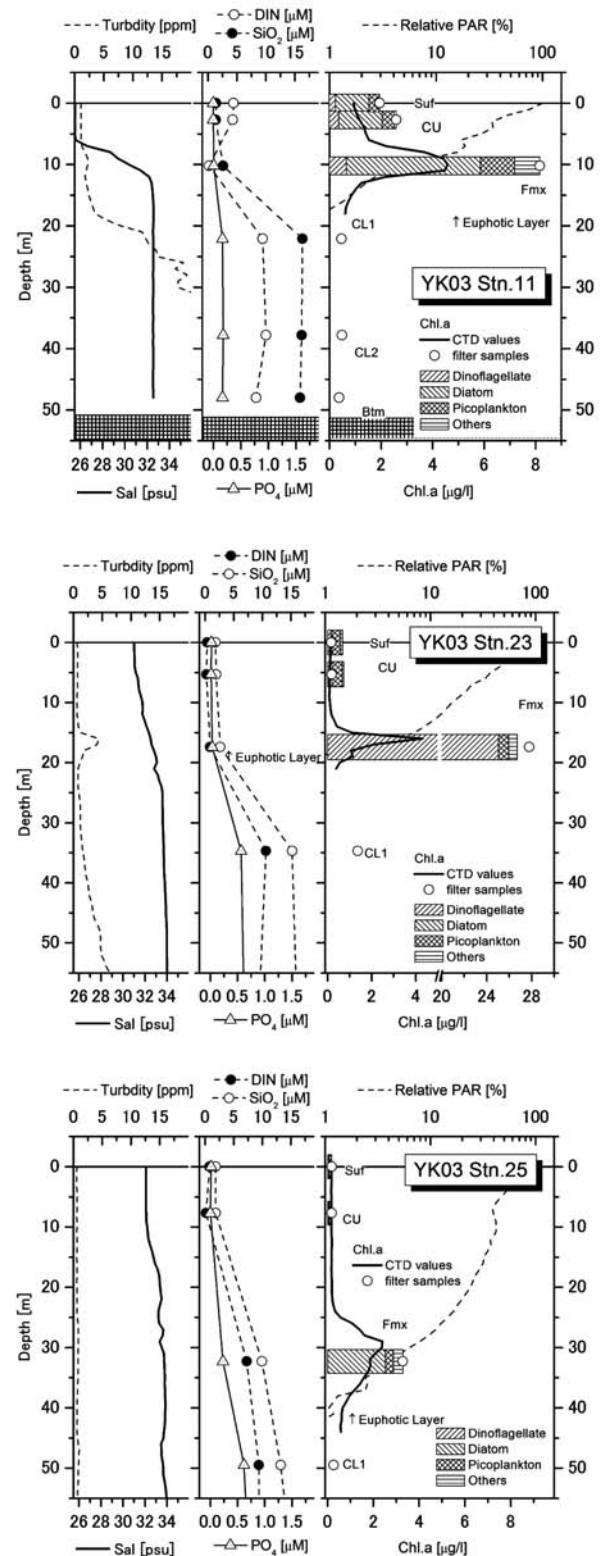


図 52 YK 03 航海, 東西 3 測点における水温, 塩分, 濁度, 栄養塩, 相対照度, Chl.a, 藻類組成の鉛直分布

塩は東経 126 度よりも西側で消費され尽くすと考えられる。しかしながら, 長江希積水を介して輸送される沿岸性の藻類は, 表層栄養塩の枯渇と共に直ちに衰退することではなく, 躍層直上に集積することによって黒潮亜表層

水起源の栄養塩を効率よく摂取し群集を維持することが示唆された。

2.5.8 まとめ

東シナ海への長江河川水の流入が陸棚域生態系に及ぼす影響を評価するために、2002年6月、2003年8月ならびに2004年8月に東経124～128度、北緯29度30分～32度45分の海域において海洋観測を実施した。何れの航海においても、東経124～125度上の測点表層に高濃度の溶存態無機窒素を含む長江希积水プリュームがとらえられたが、低塩分水の東方への延伸範囲や藻類分布への影響は、長江洪水期前の6月の調査(2002年)と洪水期にあたる8月の調査(2003, 2004年)では大きく異なった。6月の調査で東経124度50分の表層に観測された密度躍層上の長江希积水には、*Chaetoceros*, *Minidiscus comicus*等の沿岸性珪藻や高栄養塩環境を好む*Synechococcus*が観察されたが、それよりも東方の測点では暖流系沿岸水および黄海混合水が順次卓越し、藻類は表層よりも密度躍層下・有光層直上に分布が移り、また東経126度を境に外洋性種(円石藻等)へと変化した。一方、長江流量が増大する8月の調査では、長江起源の栄養塩の表層水塊への供給範囲に拡大は認められなかったものの、長江河川水の影響を受けた低塩分水塊の範囲が拡大し、北緯30度30分の測線上では東経127度まで達した。また6月から8月にかけては、季節的な水塊構造の変化と考えられる黒潮亜表層水の縁辺部から陸棚域への迫り上がりの増進や暖流系陸棚底層水の勢力の増大、黄海底層冷水の衰えがみられた。それらの水塊のバランスの変化にともなって、密度躍層下には黒潮亜表層水の影響を強く受け栄養塩を豊富に含む水塊が形成された。8月の調査における藻類分布は、6月の調査では分布範囲が長江希积水の影響を受けた海域に限定された、沿岸性の藻類(2003年の調査では*Chaetoceros*, *Pseudonitzschia*, *Thalassiosira*などの珪藻と*Prorocentrum balticum*などの渦鞭毛藻、2004年の調査では*Synechococcus*)が陸棚全域にわたって優占し、且つ各測点で躍層直上に集積していたことが特徴的であった。長江希积水による栄養塩の供給は限定的であるものの、長江希积水によって沿岸から輸送される藻類が、陸棚域では、外洋から供給される密度躍層下の栄養塩を摂取して群集を維持していたことが示唆された。

2.6 東アジア沿岸海域への適用を想定した海色リモートセンシング手法の検討

2.6.1 はじめに

東シナ海沿岸部には、近年著しい経済発展と人口増加を達成した地域が集中している。この急速な経済成長と人口集中は、工業排水や生活排水の増加だけでなく、適切な排水処理施設の整備の遅れとあいまって、河川および沿岸海域における水質汚染をもたらした。水質環境の悪化は、沿岸部における局所的な公害問題を引き起こすだけでなく、周辺海域の生物生産構造を変化させ、広範囲の海洋生態系に影響を与える可能性がある。また、長江などの大河川流域における経済発展とそれに伴う大規模な土地利用と水需要の変化は、東シナ海に流入する淡水量や流砂量だけでなく、栄養塩や汚濁負荷物質の質と量を変化させ、結果として、海洋生態系に影響を及ぼすと考えられている。こうした人為活動に伴う水環境の変化と海洋生態系の変化の関係を科学的に明らかにするためには、当該海域へ流入する河川水の質と量の継続的な監視と同時に、海域における生物現存量あるいは基礎生産量に関する広域かつ時系列での観測が不可欠である。しかしながら、船舶やブイを用いた従来の観測手法は、観測範囲と密度が時間的にも空間的にも限定されているため、これを補う観測手法として、人工衛星を用いた海色リモートセンシング手法の確立が期待されている。海色リモートセンシングは、可視から近赤外域の海水射出放射輝度を分光観測し、これを解析することによって海水中に含まれる各種物質の濃度や光学的特性を推定する手法である。1978年に打ち上げられたCZCS以来、OCTS, SeaWiFS, MODISなどの海色観測センサが開発・運用され⁷⁸⁻⁸¹⁾、これにより、全球規模でのクロロフィル色素濃度の分布と海洋基礎生産量の長期的変動についての理解が促進された⁸²⁻⁸⁵⁾。しかしながら、これまでに開発された海色リモートセンシング手法の多くは、Case1水(i.e. 外洋などのように、植物プランクトンとその現存量に対して共変動する物質の濃度によって水中光学的特性が決まる水⁸⁶⁾)への適用を想定しているため、沿岸域や内水のように、植物プランクトンだけでなく、無機懸濁物質および有色溶存有機物などの複数懸濁物質の濃度が互いに独立に変化し、それに応じて水の光学的特性が複雑に変化するCase2水を対象とした場合、その適用性は低下する⁸⁷⁻⁸⁹⁾。

人工衛星を用いた海色リモートセンシングの精度およ

び精度は、海面直上の上向き分光放射輝度値と懸濁物質濃度を関連付ける水中光学モデル⁹⁰⁻⁹⁴と、大気による光の散乱および吸収効果の補正手法（大気補正手法）の妥当性に依存する⁹⁵⁻⁹⁸。東シナ海は、植物プランクトンだけでなく、無機懸濁物質や有色溶存有機物などの複数懸濁物質が高濃度に混在したCase2水域である。また、春期における黄砂エアロゾルや、中国および東南アジアを発生源とした人為起源の吸収性エアロゾルの存在により、大気による光の散乱・吸収効果の時間的、空間的変動が大きい海域である。したがって、東シナ海において十分な適用性を備えた海色リモートセンシング手法を確立するためには、複数の懸濁物質が高濃度に混在した水域の水中光学モデルと、衛星搭載センサにて観測した分光放射輝度から大気の散乱・吸収効果を取り除く大気補正手法について、十分な検討を行う必要がある。

本研究は、東シナ海を含む東アジア沿岸海域への適用を想定した海色リモートセンシング手法の確立を目指す。そのために、大気と水中における放射伝達過程をモデル化し、東アジア沿岸海域で想定される様々な大気状態および水中状態に対応した大気上端分光放射輝度 $L_{TOA}(\lambda)$ 、海面のリモートセンシング分光反射率 $R_{rs}(\lambda)$ および分光放射照度反射率 $R_r(\lambda)$ の再現計算を行った。計算結果は、想定した大気および水中の状態パラメータとともにスペクトルデータベースに蓄積した。また、採水調査に基づいた懸濁物質の濃度データに衛星観測データあるいは現場観測分光データを対応させた、マッチアップデータを作成した。そして、マッチアップデータに基づいて、既往の海色リモートセンシング手法の妥当性と、スペクトルデータベースの海色リモートセンシングへの応用可能性について議論した。

2.6.2 研究方法

(1) 経験的方法と物理的方法

海色リモートセンシング手法は、経験的方法と物理的方法の2種類に大別できる⁹⁹⁻¹⁰⁰。経験的方法は、特定の波長帯の海水射出放射輝度あるいは異なる波長帯の海水射出放射輝度の比演算値を説明変数とし、現地観測された物質濃度を目的変数とした回帰分析を行い、得られた回帰モデルによって濃度推定を行う。物理的方法は、大気および水中における放射伝達過程を表現した物理モデルを用いて海水射出放射輝度の推定値を算出し、これと実際に衛星観測された海水射出放射輝度との差が小さく

なるように、物理モデル内のパラメータを調整することにより、濃度推定を行う。

統計的方法で用いられている回帰モデルの構造は、因果関係を実際の現象とは逆に設定したものが多く、これらは科学的には不適切である。仮に、この点に関する実用上の問題は少ないとしても、回帰モデルのパラメータの妥当性は、キャリブレーションに用いたトレーニングデータの範囲内でしか保証されないため、汎用性の点で問題が残る。また、Case2水への適用に際しては、その精度が極端に低下することが報告されているため、Case2水が優占する東アジア沿岸域を対象とした場合、適切な手法であるとは言い難い。一方、物理的方法は、放射伝達過程を再現する物理モデルが複雑になるため、計算に長時間を要するという問題がある。しかしながら、アルゴリズムの部分的な改良によって、物理的な合理性を保ちながら、計算速度と推定精度の向上を図れる可能性がある。そこで、本研究では、物理的方法に基づく海色リモートセンシング手法の開発を目指した。

(2) 大気中の放射伝達成分のモデル化

太陽から地球大気上端に到達した光は、大気分子による散乱、水蒸気やエアロゾルなどによる吸収と散乱、酸素、オゾン、二酸化炭素などの成分による吸収の影響を強く受ける。大気成分による散乱効果によって、海水とは一度も作用せず衛星搭載センサに到達する大気散乱光 $L_p(\lambda)$ [$W/m^2 \cdot sr \cdot \mu m$] は、海色リモートセンシングにおける全観測輝度の80~90%以上を占め、その割合は、大気状態によって変動する。また、海面によって反射された散乱反射光 $L_r(\lambda)$ [$W/m^2 \cdot sr \cdot \mu m$] や直達反射光 $L_g(\lambda)$ [$W/m^2 \cdot sr \cdot \mu m$]、海上風によって発生するホワイトキャップの反射光 $L_{wc}(\lambda)$ [$W/m^2 \cdot sr \cdot \mu m$]などは、水中の光学特性とは無関係に、衛星観測放射輝度の増大をもたらす¹⁰⁷⁻¹⁰⁸。これらの大気散乱光 $L_p(\lambda)$ 、散乱反射光 $L_r(\lambda)$ 、直達反射光 $L_g(\lambda)$ およびホワイトキャップ反射光 $L_{wc}(\lambda)$ は、海水の光学的特性に関する情報を含んでいないため、海色リモートセンシングにおいては外乱要因となる。

大気成分による散乱・吸収効果を経て海面に到達した光は、海面における反射と屈折の影響を受けながら、海水中へ入射する。海水中へ入射した光は、水分子や海水中の懸濁物質による散乱・吸収効果の影響を受けた後、一部は上向きの光、すなわち、海水射出放射輝度 L_w

(λ) [$\text{W/m}^2 \cdot \text{sr} \cdot \mu\text{m}$] となって海面から空中へ放射される。衛星搭載センサが観測する大気上端分光放射輝度 $L_{\text{TOA}}(\lambda)$ [$\text{W/m}^2 \cdot \text{sr} \cdot \mu\text{m}$] は、図 53 の 6 成分の和として、式 (1) のように表現できる。

$$L_{\text{TOA}}(\lambda) = L_p(\lambda) + T(\lambda) + [L_w(\lambda) + L_r(\lambda) + L_g(\lambda) + L_{wc}(\lambda) + L_{env}(\lambda)] \quad (1)$$

ここで、 $L_{\text{env}}(\lambda)$ は、センサの IFOV に相当する海水面以外の領域から反射あるいは射出された後、大気散乱効果によってセンサに到達する周辺効果光 [$\text{W/m}^2 \cdot \text{sr} \cdot \mu\text{m}$] である。また、 $T(\lambda)$ は、海面から大気上端までの大気分光透過率である。

(3) 水中光学特性のモデル化

水中光学特性の定義には、Inherent Optical Properties (IOPs) と Apparent Optical Properties (AOPs) の 2 種類がある^{109, 110}。IOPs は、水中に含まれている水分子と懸濁物質に由来する光学的特性であり、観測角度や光の入射角度などの光場の影響は受けない。一方、AOPs は、光場と IOPs の双方の影響を受けた見かけの光学的特性である。海色リモートセンシングで扱う海面反射率には、リモートセンシング分光反射率 $R_{rs}(\lambda)$ [$1/\text{sr}$] と分光放射照度反射率 $R_r(\lambda)$ [無次元] があり、これらは、光場の影響を受けて変化する AOPs である。それぞれは、海面直上に入射する下向き放射照度 $E_d(\lambda)$ [$\text{W/m}^2 \cdot \mu\text{m}$] を分母とし、海水射出放射輝度 $L_w(\lambda)$ [$\text{W/m}^2 \cdot \text{sr} \cdot \mu\text{m}$] あるいは海面直上における上向き放射照度 $E_u(\lambda)$ [$\text{W/m}^2 \cdot \mu\text{m}$] を分子として、次式のように定義される。

$$R_{rs}(\lambda) = \frac{L_w(\lambda)}{E_d(\lambda)} \quad (2)$$

$$R_r(\lambda) = \frac{E_u(\lambda)}{E_d(\lambda)} \quad (3)$$

海面直上における上向き放射照度 $E_u(\lambda)$ は、大気と海水の境界面におけるフレネル反射光成分を含めて考えることにより、次式のように書ける。

$$E_u(\lambda) = (L_w(\lambda) + L_r(\lambda) + L_g(\lambda)) \cdot Q(\lambda) \quad (4)$$

ここで、 $Q(\lambda)$ は、観測角度と波長に依存した、放射輝度と放射照度を関連付ける変数 (ランベルト面の場合、 $Q(\lambda) = \pi$) である。

海水射出放射輝度 $L_w(\lambda)$ と IOPs である吸収係数 $a(\lambda)$ [$1/\text{m}$] と散乱係数 $b(\lambda)$ [$1/\text{m}$] の関係は、次式のように定義される。

$$L_w(\lambda) = \frac{t \cdot E_d(\lambda)}{n^2 \cdot Q(\lambda)} \cdot \left(\frac{b(\lambda)}{a(\lambda) + b(\lambda)} \right) \quad (5)$$

ここで、 t は、海水から大気への光の透過率であり、 n は海水と大気の境界面における屈折率である。

IOPs である吸収係数 $a(\lambda)$ と散乱係数 $b(\lambda)$ は、水分子、クロロフィル色素 (Chl-a)、有色溶存有機物 (CDOM) および無機懸濁物質 (SS) の、4 成分の光学特性と濃度によって決まる¹¹¹⁻¹¹⁵。任意の水深 z における吸収係数 $a(\lambda, z)$ [$1/\text{m}$] と散乱係数 $b(\lambda, z)$ [$1/\text{m}$] は、それぞれ、式 (6) および式 (7) のように表現できる。

$$a(\lambda, z) = a_w(\lambda) + a_c(\lambda, z) + a_y(\lambda, z) + a_s(\lambda, z) \quad (6)$$

$$b(\lambda, z) = b_w(\lambda) + b_c(\lambda, z) + b_s(\lambda, z) \quad (7)$$

ここで、 $a_w(\lambda)$ と $b_w(\lambda)$ は、それぞれ、水分子の吸収係数および散乱係数である。水分子の光学特性は、水深によらず一定であるとの考えから、波長のみ関数として表現される。また、 $a_c(\lambda, z)$ 、 $a_y(\lambda, z)$ および $a_s(\lambda, z)$ は、Chl-a、CDOM および SS の吸収係数 [$1/\text{m}$] である。 $b_c(\lambda, z)$ および $b_s(\lambda, z)$ は、それぞれ、Chl-a および SS の散乱係数 [$1/\text{m}$] である。CDOM は、散乱には寄与しないものとする。水分子、Chl-a、CDOM および SS の光

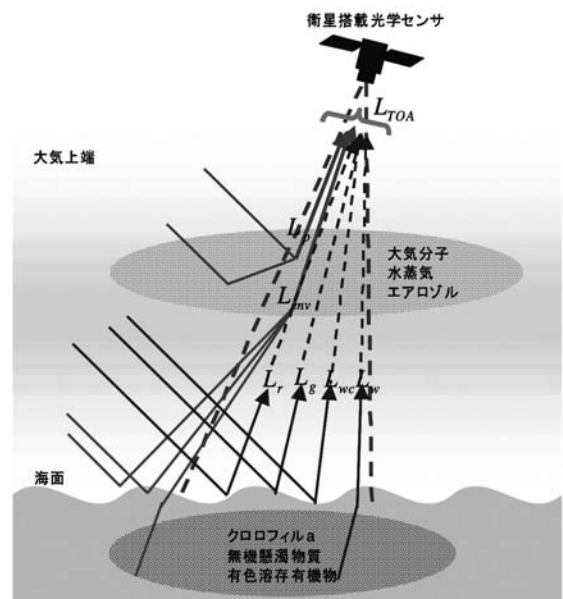


図 53 衛星搭載光学センサが観測する放射輝度成分

学的特性は以下のようにモデル化した。

①水分子の光学的特性モデル

水分子の吸収係数 $a_w(\lambda)$ および散乱係数 $b_w(\lambda)$ は、それぞれ、Pope-Fryモデル¹¹⁶⁾およびSmith-Bakerモデル¹¹⁷⁾に基づいて定義した。また、水分子の散乱位相関数は、Mobley & Sundman (2000)に基づいて定めた。

②クロロフィル色素の光学的特性モデル

Chl-aの吸収係数 $a_c(\lambda, z)$ は、Prieur & Sathyendranath (1981)のクロロフィル色素の単位濃度あたりの吸収係数(吸光係数) $a_c^*(\lambda)$ [m²/mg]を用いて、式(8)により求めた。

$$a_c(\lambda, z) = 0.06 \cdot a_c^*(\lambda) \cdot C(z)^{0.65} \quad (8)$$

ここで、 $C(z)$ はChl-a濃度 [mg/m³]の鉛直分布である。

Chl-aの散乱係数 $b_c(\lambda, z)$ は、Loisel-Morel near surfaceモデル¹¹⁸⁾に基づき、式(9)で求めた。なお、Chl-aの散乱位相関数は、Mobley & Sundman (2000)に基づいて定めた。

$$b_c(\lambda, z) = 0.407 \cdot \left(\frac{660}{\lambda}\right) \cdot C(z)^{0.795} \quad (9)$$

③有色溶存有機物の光学的特性モデル

CDOMの吸収係数の波長依存性は、式(10)により求めた。

$$a_y(\lambda, z) = a_y^*(440) \cdot \exp[-0.014(\lambda - 440)] \cdot Y(z) \quad (10)$$

ここで、 $a_y^*(440)$ は、波長440 nmにおけるCDOMの単位濃度あたりの吸収係数(吸光係数) [m²/mg]であり、Mobley & Sundman (2000)に従い、 $a_y^*(440) = 1.0$ と定めた。 $Y(z)$ は、CDOM濃度 [mg/m³]の鉛直分布を表す。

④無機懸濁物質の光学的特性モデル

SSの吸収係数 $a_s(\lambda, z)$ は、Mobley & Sundman (2000)に基づいた単位濃度あたりの吸収係数(吸光係数) $a_s^*(\lambda)$ [m²/mg]を用いて、式(11)から求めた。

$$a_s(\lambda, z) = a_s^*(\lambda) \cdot S(z) \quad (11)$$

ここで、 $S(z)$ は、SS濃度 [mg/m³]の鉛直分布を表す。

SSの散乱係数 $b_s(\lambda, z)$ は、Loisel-Morel near surfaceモデル¹¹⁸⁾に基づき、式(12)から求めた。なお、SSの散乱位相関数は、Mobley & Sundman (2000)に基づいて定めた。

$$b_s(\lambda, z) = 0.407 \cdot \left(\frac{660}{\lambda}\right) \cdot S(z)^{0.795} \quad (12)$$

(4) 分光放射輝度および反射率の再現計算

式(1)~(12)を統合し、異なる大気および水中状態における大気上端および海面直上における分光放射輝度、放射照度、反射率を再現計算した。具体的には、大気散乱光 $L_p(\lambda)$ 、大気分光透過率 $T(\lambda)$ 、下向き放射照度 $E_d(\lambda)$ 、周辺効果光 $L_{env}(\lambda)$ を、大気放射伝達コード6S¹¹⁹⁾を用いて計算し、海水のIOPsおよびAOPsについては、HydroLight 4.1¹¹⁸⁾を用いて計算した。計算波長範囲は400~700 [nm]とし、波長分解能は5 [nm]とした。なお、IOPsおよびAOPsの計算の際、水中放射伝達における生物発光の影響は無視したが、クロロフィル蛍光、CDOM蛍光およびRaman散乱の非弾性散乱の影響は考慮した。また、海底の境界条件については、設定した水深に反射率0%の海底が存在すると仮定した。表14に、再現計算を行う際に考慮した、大気および水中の状態パラメータの種類とその設定値をまとめた。

(5) 東シナ海における採水調査結果との比較

既往の海色リモートセンシング手法の精度と、本研究で採用した大気および水中の放射伝達モデルの妥当性を検討することを目的として、採水調査に基づく懸濁物質の濃度データと衛星観測データを対応させたマッチアップデータを作成した。採水調査は、1997~2004年、東シナ海を含む広域を対象に実施され、その測定項目には、Chl-a濃度 [mg/m³]と濁度 [ppm]の2つを含む。衛星観測データとしては、その撮影範囲と時期が採水調査の位置と日時に一致する、MODISおよびSeaWiFSの大気上端放射輝度データおよび正規化海面放射輝度データを整備した。

マッチアップ処理において、観測時刻の差は24時間までを許容し、位置ズレは半画素(約500 m)まで許容した。また、雲域に相当するポイントを除外するために、各マッチアップポイントにおいて雲域判定を行った。さらに、雲の縁辺領域やその他のノイズの影響を受けたポイントを除外するため、各ポイントを中心とした半径5 kmの領域において、TOA反射率の平均値と標準偏差をバンドごとに算出し、いずれかのバンドで、平均値が6%以上あるいは標準偏差が0.05%以上となる点を除外した。結果として、13147点のマッチアップデー

表 14 大気および水中の放射伝達計算におけるパラメータの設定値

状態パラメータ		設定値の範囲および種類	
観測幾何学条件	太陽天頂角	30 - 60	degrees
	太陽方位角	1 - 360	degrees
	センサ天頂角	30 - 60	degrees
	センサ方位角	1 - 360	degrees
大気状態パラメータ	大気タイプ	中緯度夏型, 中緯度冬型	
	エアロゾルタイプ	Biomass型, Continental型, Dsertic型, Maritime型, Urban型	
	視程	5 - 23	km
水中状態パラメータ	水深	10 - 200	m
	風速	0 - 15	m/s
	海底の反射率	0	
	水分子吸収係数	Pope & Fry (1997)	
	水分子散乱係数	Smith & Baker (1981)	
	Chl-a吸収係数	Priour & Sathyentranath (1981)	
	Chl-a散乱係数	Mobley & Sundman (2000)	
	Chl-a濃度	0.1 - 100	mg/m ³
	CDOM吸収係数	Mobley & Sundman (2000)	
	CDOM濃度	0.1 - 100	mg/m ³
	SS吸収係数	Mobley & Sundman (2000)	
	SS散乱係数	Mobley & Sundman (2000)	
	SS濃度	100 - 2000	mg/m ³

タを得た (図 54)。

マッチアップ地点の MODIS データに対して、既往の 3 種類の海色リモートセンシング手法 (i.e., MODIS Empirical (Chlor_MODIS プロダクト用アルゴリズム); MODIS analog-OC3M (Chlor_a_2 プロダクト用アルゴリズム); および MODIS Semi-analytical (Chlor_a_3 プロダクト用アルゴリズム)) を適用し、Chl-a 濃度を推定した。また、スペクトルデータベースに蓄積されたりリモートセンシング分光反射率 $R_s(\lambda)$ の中から、マッチアップデータの衛星観測データと最も類似するスペクトルを探索し、放射伝達計算の際に想定した Chl-a 濃度を求めた。なお、スペクトルの類似度は、スペクトル間の積率相関係数とユークリッド距離の積によって評価した。そして、既往 3 手法による Chl-a 濃度推定値と、スペクトルデータベースとのマッチングによって求められた Chl-a 濃度推定値を、採水調査に基づく実測値と比較した。

(6) 東京湾における採水調査結果との比較

2005 年 8 月 15 日、東京湾内の 7 地点 (図 55) にて、海面の分光放射照度反射率 $R_f(\lambda)$ と、クロロフィル色素

濃度 [mg/m³] および濁度 [ppm] の鉛直分布について、現場観測を行った。分光放射照度反射率 $R_f(\lambda)$ は、可視・近赤外分光放射計 (米国 ASD 社製 FieldSpec Pro) を使用し、同一地点につき 30 回計測した。また、得られた Chl-a 濃度 [mg/m³] と濁度 [ppm] の鉛直分布データを、式 (8), (9), (11) および (12) に代入し、海面の分光放射照度反射率 $R_f(\lambda)$ のモデル推定値を求めた。そして、海面の分光放射照度反射率 $R_f(\lambda)$ の現場観測値とモデル推定値を比較し、本研究で採用した水中の放射伝達モデルの妥当性を検討した。

2.6.3 結果と考察

(1) スペクトルデータベース

大気および水中の放射伝達シミュレーションに基づいて構築したスペクトルデータベースの中から、海面の分光放射照度反射率 $R_f(\lambda)$ および大気上端分光放射輝度 $L_{TOA}(\lambda)$ の計算結果の一部を、それぞれ図 56 および図 57 に示した。これらは、観測幾何学条件 (太陽天頂角 40 度, 太陽方位角 100 度, センサ天頂角 40 度, センサ方位角 50 度) を固定し、表 14 に示したその他の大気および

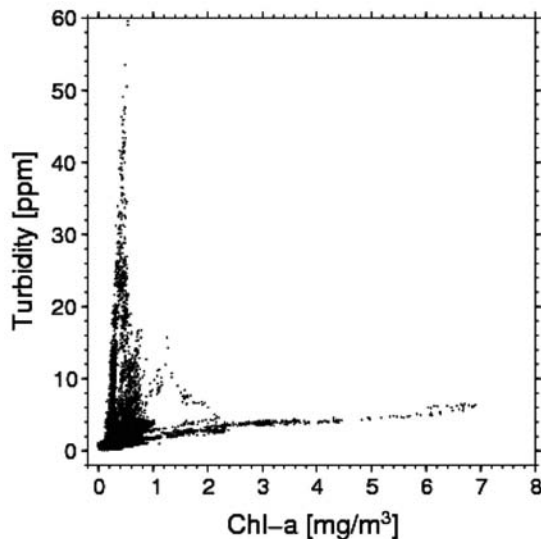


図54 マッチアップ地点におけるクロロフィル色素濃度と濁度の実測値

び水中の状態パラメータを変化させて得られたものである。図56から、海面反射率の変化に対するCDOM吸収係数(0.1~2.0 [1/m])の変化の寄与は極めて小さいことがわかる。また、Chl-a濃度(0.1~100 [mg/m³])の増加に応じて、580 nm付近の反射率が増加する傾向が読み取れる。ただし、この傾向は、SS濃度(100~2000 [mg/m³])の増加に伴って鈍化することが確認できる。

図57から、大気上端分光放射輝度 $L_{TOA}(\lambda)$ が、大気タイプ、エアロゾルタイプあるいは視程の変化に応じて大きく変動することが読み取れる。また、大気上端分光放射輝度 $L_{TOA}(\lambda)$ に占める大気散乱効果光の影響が、極めて大きいことが確認できる。このことは、正確な大気補正の重要性を示している。

(2) 東シナ海における採水調査結果との比較

Chl-a濃度の推定値は、いずれの方法を用いた場合でも、採水調査に基づく現場実測値と大きく乖離した(図58)。

物理モデルに基づいた2つの手法(図58右側の上下)では、特に濁度が高い地点において、Chl-a濃度を過大評価する傾向があった。経験モデルに基づいた推定値の誤差については、系統的な特徴は見られなかった。いずれの方法においても大幅な誤差が生じた原因は、既往の大気補正手法の問題点(すなわち、東シナ海域に多いことが指摘されている、吸収性エアロゾルの影響を十分に考慮していないこと)に帰着するかもしれない。

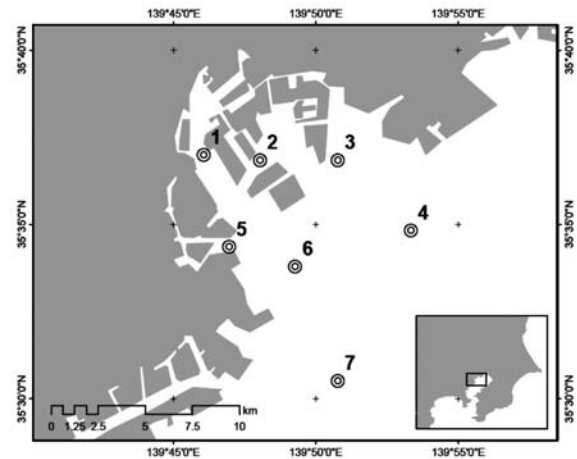


図55 東京湾における海面分光放射照度反射率、クロロフィル色素濃度および濁度の現場観測地点(◎)添え字は、観測地点に便宜的に与えたID番号

(3) 東京湾における採水調査結果との比較

水中光学モデルに基づいて推定した海面の分光放射照度反射率 $R_r(\lambda)$ は、現場観測した海面の分光放射照度反射率と比較して、短波長側でやや過大評価の傾向はあるものの、全体的にはほぼ一致したスペクトルパターンを示した(図59)。

短波長側における反射率の過大評価は、水中光学モデル内において、CDOMによる光の吸収効果を過小評価していることに原因があるかもしれない。この点に関するモデル化の改良を行えば、本研究で採用した水中光学モデルは、水中の懸濁物質濃度と、海面直上の分光放射照度反射率 $R_r(\lambda)$ を関連付ける有力なモデルになると考えられる。

2.6.4 まとめ

大気および水中における放射伝達過程を定式化し、衛星観測あるいは現場観測した海水の分光特性(放射輝度、放射照度あるいは反射率)と、水中の懸濁物質濃度を関連付けるモデルを構築した。構築したモデルを用いて、東アジア沿岸域で想定される様々な大気および水中状態における、海水の分光特性の再現計算を行い、スペクトルデータベースに蓄積した。その結果、衛星観測した分光特性データには、大気による散乱・吸収効果の影響が極めて多く含まれていることが確認され、これを除去するための大気補正手法の確立が重要であることが再認識された。また、無機懸濁物質(SS)濃度が一定値以上に上昇した場合、クロロフィル色素(Chl-a)濃度

の変化の影響が、分光特性データに反映されにくくなる
ことがわかった。このことは、SSが高濃度に混在して
いる海域では、Chl-a濃度の推定が困難になることを意
味している。

本研究で採用した大気放射伝達モデルおよび水中光学
モデルの妥当性は、現場観測データとの比較により検討
された。その結果、大気放射伝達モデルについては、東
アジア沿岸域に特有な、吸収性エアロゾルの影響を考慮
したサブモデルを新たに組み込む必要性が示唆された。
一方、水中光学モデルは、現実の水中放射伝達過程を良

く再現していることが確認された。

大気および水中の放射伝達モデルを用いた、これまで
の再現計算では、懸濁物質濃度が鉛直方向に一様分布し
ていることを仮定していた。しかしながら、実際の懸濁
物質濃度は、鉛直方向に不均一に分布しており、その分
布様式は、場所によってあるいは時期によって変化する。
スペクトルデータベースに蓄積した分光特性データと実
測した分光特性データのマッチングによって、懸濁物質
濃度を推定する場合、こうした鉛直分布様式の違いを考
慮する必要がある。今後は、当該海域に代表的な懸

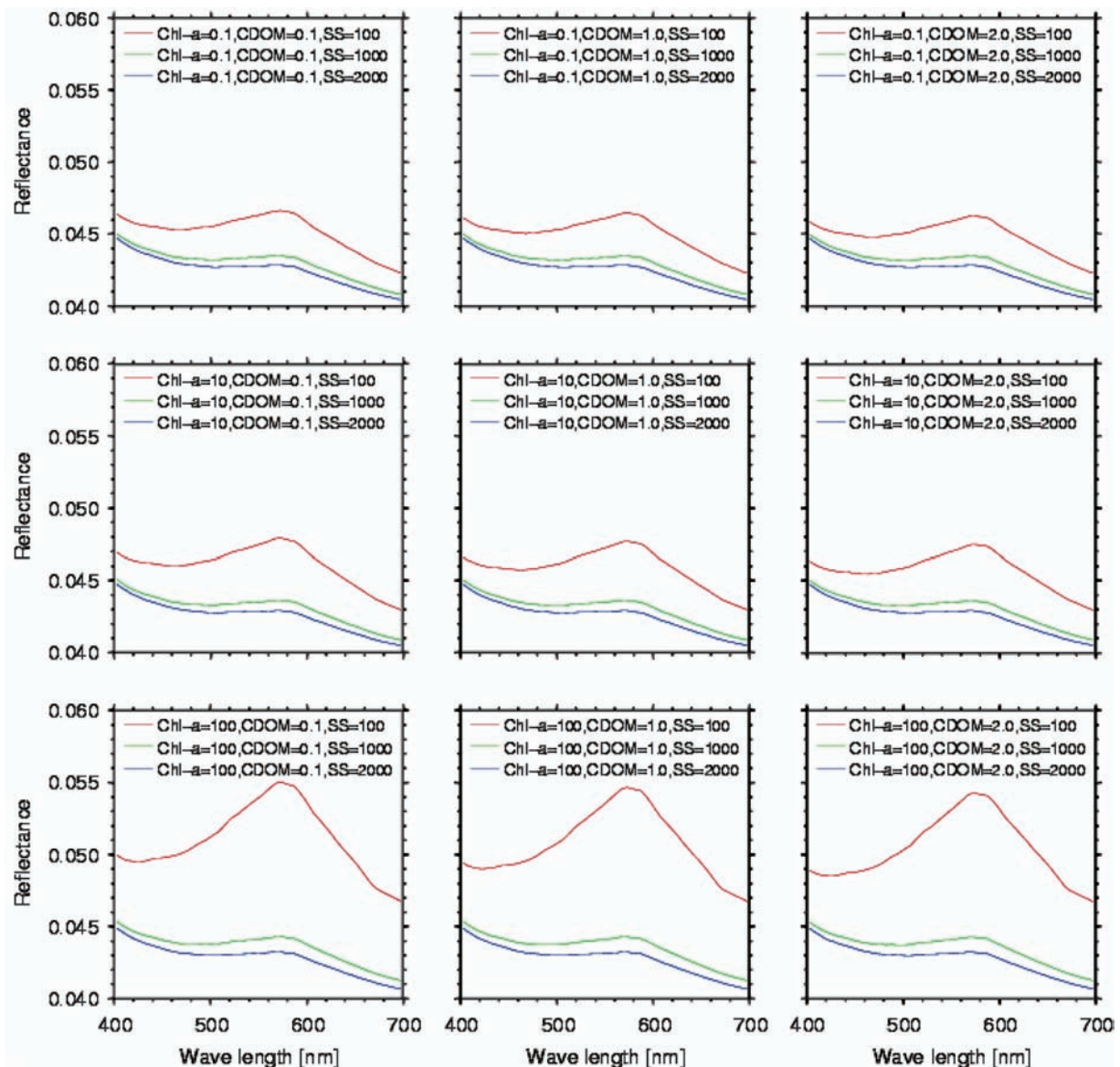


図 56 海面の分光放射照度反射率 $R_r(\lambda)$

各曲線は、Chl-a濃度 $[\text{mg}/\text{m}^3]$ 、CDOM吸収係数 $[\text{1}/\text{m}]$ およびSS濃度 $[\text{mg}/\text{m}^3]$ が異なる海水の分光放射照度反射率 $RI(\lambda)$ を表す。上下のボックスを比較すると、Chl-a濃度に対する $RI(\lambda)$ 曲線の変化を見ることができる。また、左右のボックスを比較すると、CDOM吸収係数に対する $RI(\lambda)$ 曲線の変化を確認できる。SS濃度に対する $RI(\lambda)$ 曲線の変化は、同一ボックス内の曲線を比較することにより把握できる。

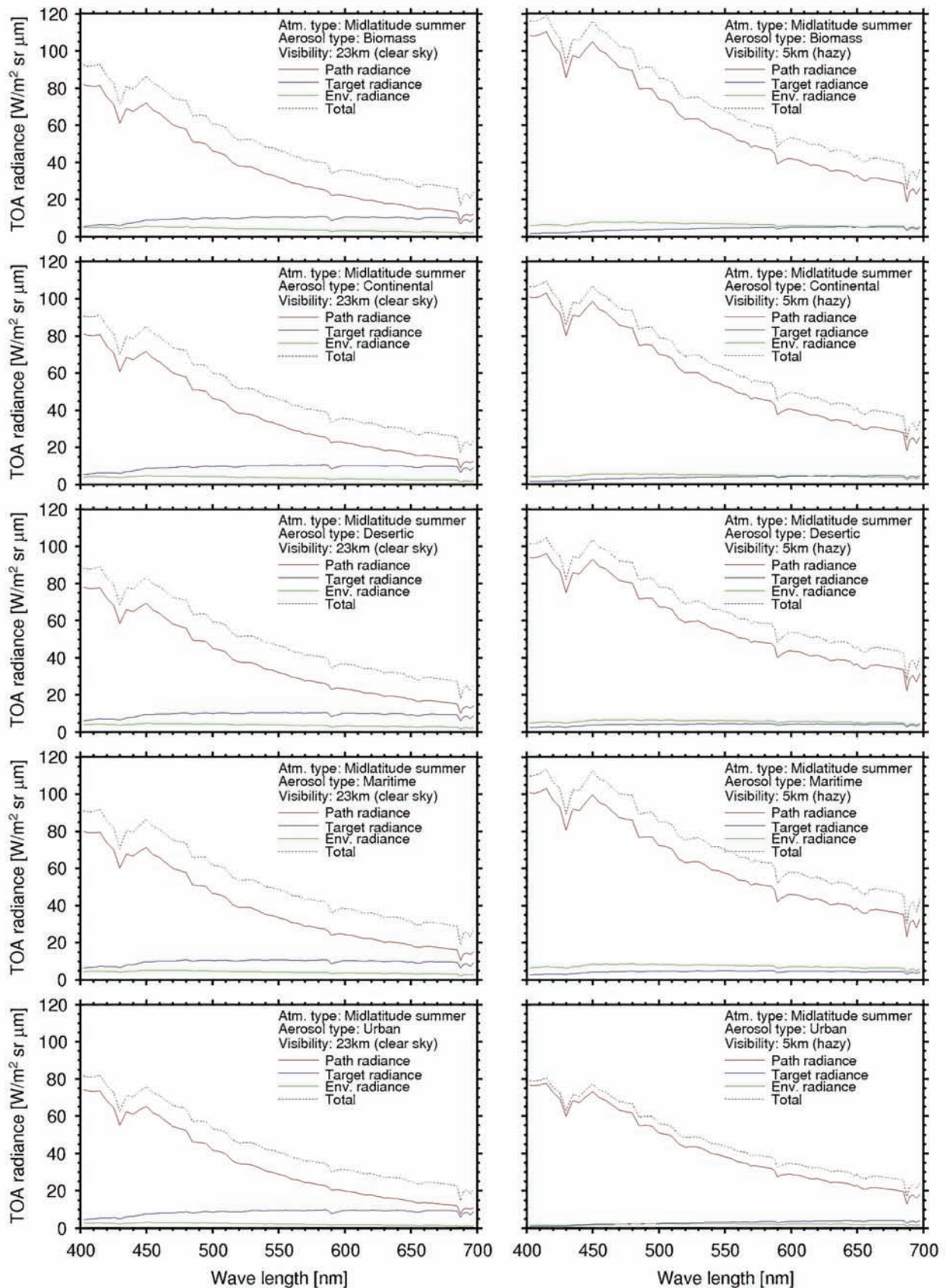


図 57 大気上端分光放射輝度 $L_{TOA}(\lambda)$ (Chl-a 濃度 100 [mg/m³]; CDOM 吸収係数 2 [1/m]; SS 濃度 2000 [mg/m³])

上下および左右のボックスは、それぞれ、エアロゾルタイプあるいは視程の違いに対する $L_{TOA}(\lambda)$ 曲線の変化を表す。

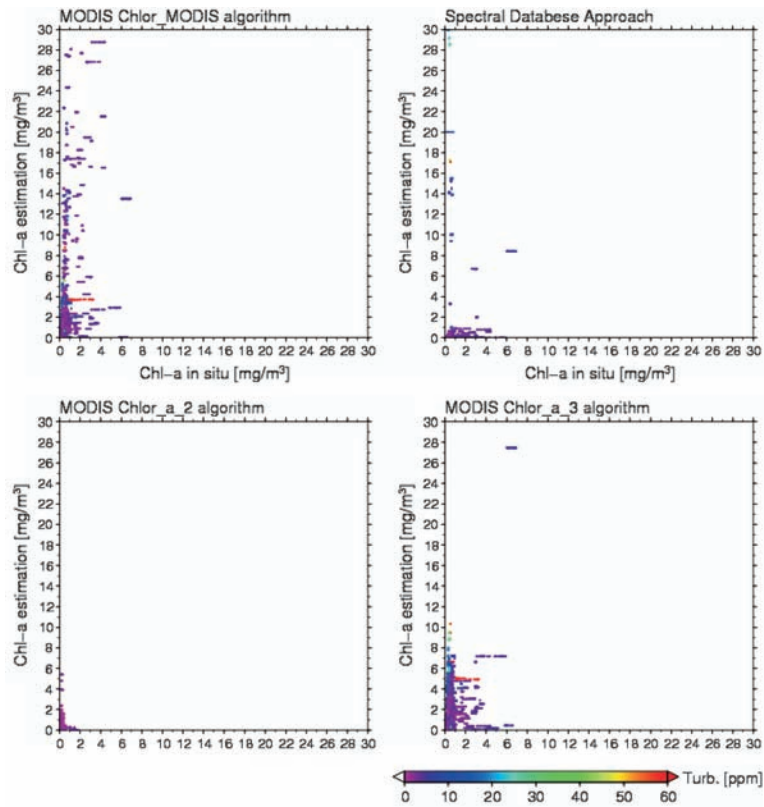


図 58 Chl-a 濃度に関する海色リモートセンシング手法による推定値と現場実測値の対応
 左上：B 443 と B 551 あるいは B 488 と B 551 の比演算値に基づいた経験モデルによる推定。左下：B 443 と B 551 の比演算に基づいた経験モデルによる推定。右上：MODIS Semi-analytical 手法に基づく推定。右下：本研究で作成したスペクトルデータベースとのマッチングによる推定結果。

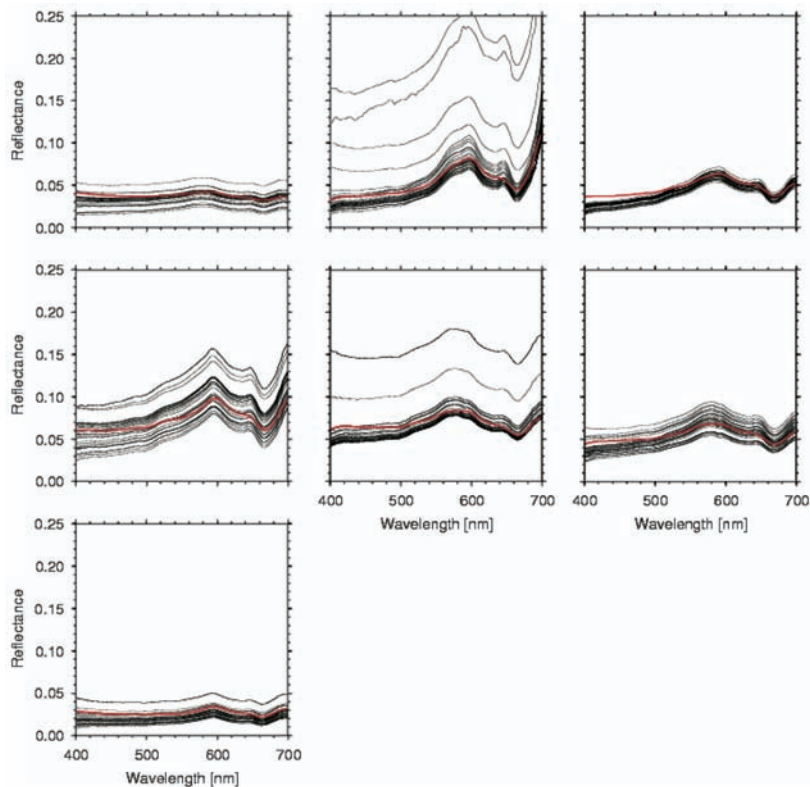


図 59 海面分光放射照度反射率 $R_r(\lambda)$ のモデル推定値（赤線）と現場測定値（黒線）
 地点 ID は、図 55 に示した観測位置の ID 番号に対応する。地点 ID 2 および 5 における、実測値（黒線）のオフセットは、水質の変化ではなく、波浪による船体の揺れに伴う、入射照度の変化が影響していると考えられる。

濁物質について、その濃度の鉛直分布様式に関するデータを収集し、これを考慮した再現計算を行なうことにより、スペクトルデータベースを充実させていく必要がある。

2.7 華北平原の持続的農業のための水収支分析

2.7.1 はじめに

華北平原は、 $35^{\circ}00' - 40^{\circ}30'N$ 及び $113^{\circ}00' - 119^{\circ}30'E$ の中国東部に位置した黄河や海河によって形成された巨大な沖積平野であり、北京・天津の大都市を含む領域である (図 60)。気候は半乾燥帯に属しており、領域は西側の Taihang 山脈、北側の Yanshan 山脈、東側の渤海海及び南側の黄河によって区分される。この領域は広大な面積 (約 $1.36 \times 10^5 \text{ km}^2$) 及び人口密集地 (約 1.12 億人) であり、中国で最も重要な穀物生産地帯のうちの 1 つである。水資源は農業開発にとって非常に重要である一方で、過度な地下水資源への依存のために地下水位は急激な勢いで低下し一部の地域では地盤沈下や塩害が深刻である。主な作物は小麦及びトウモロコシであり、これらの作物生産量は地下水資源に大きく依存している。以上のような理由によって、地下水を含む水収支の詳細な評価は同地域での持続可能な農業維持のためにも急務である。

本研究では、これまでに開発してきた統合型流域 NICE モデル (NIES Integrated Catchment-based Ecohydrology) (Nakayama and Watanabe, 2004) を農地に適用可能なように拡張を行うとともに (NICE-AGR モデル)、従来の手法では一般的な灌漑量に関する詳細な統

計データを必要としない新たな手法の開発を行った。さらに、本シミュレーションによって、過剰な灌漑に依存した地下水位分布の変化の再現を行った (Nakayama *et al.*, 2005)。

2.7.2 統合型流域モデル (NICE モデル) と農業生産モデルの結合 (NICE-AGR)

地下水汲み上げ量と作物生産量は互いに密接に関連しているとともに生育次期と作物の種類によっても大きく異なるため、NICE モデルと DSSAT の結合を行った。不飽和層の最下端から地下水層への排水量 Q_3 (m/s) は下記のように与えられる (Sellers, *et al.*, 1996)。

$$Q_3 = f_{ice} \left[\sin \Theta_s K_s W_3^{2B+3} + 0.001 \frac{\theta_s D_3 W_3}{\tau_d} \right] \quad (1)$$

ここで、 Θ_s は局所的な傾斜角、 K_s (m/s) は飽和透水係数、 B は経験定数、 $W_3 (= \theta_3 / \theta_s)$ は不飽和層の最下端での土壌水分量、 θ_3 (m^3/m^3) は最下端での体積含水率、 θ_s (m^3/m^3) は飽和含水量、 D_3 (m) は飽和層の最下層厚、 τ_d (s) ($= 86\,400$) は日長さ、 f_{ice} は土壌凍結時における透水係数の減衰率、である。式 (1) の右辺第 1 項は重力排水項、第 2 項は流域の土壌水分量場の非等方性による基底流量成分である。

NICE モデルでは自然地で不飽和層の最下層と地下水層間の水フラックス q_f (m/s) は両層間での水理ポテンシャルの勾配によって表現される (Nakayama and Watanabe, 2004)。

$$q_f = -\bar{K} \nabla \Psi = -\bar{K} \frac{\Delta \Psi}{\Delta z} = -\bar{K} \frac{\Psi_g - \Psi_3}{D_3/2 + (D_g - h_g)} = \bar{K} \left(\frac{\Psi_3}{D_3/2 + (D_g - h_g)} + 1 \right) \quad (2)$$

ここで、 \bar{K} (m/s) は不飽和層と地下水層間での有効透水係数、 $\Psi_g (= h_g)$ (m) と $\Psi_3 (= \Psi_3 + D_g + D_3/2)$ (m) は地下水面及び不飽和層の最下層での水理ポテンシャル、 z (m) は鉛直方向への距離、 D_g (m) は地下水層の第 2 層の上端と第 20 層の下端間の距離、 h_g (m) はモデルによって計算される水理水頭である。各時間ステップごとに、水フラックス q_f が計算された後で各層での土壌水分量が improved backward-implicit によって計算されるとともに、地下水層へ涵養として与えられる。

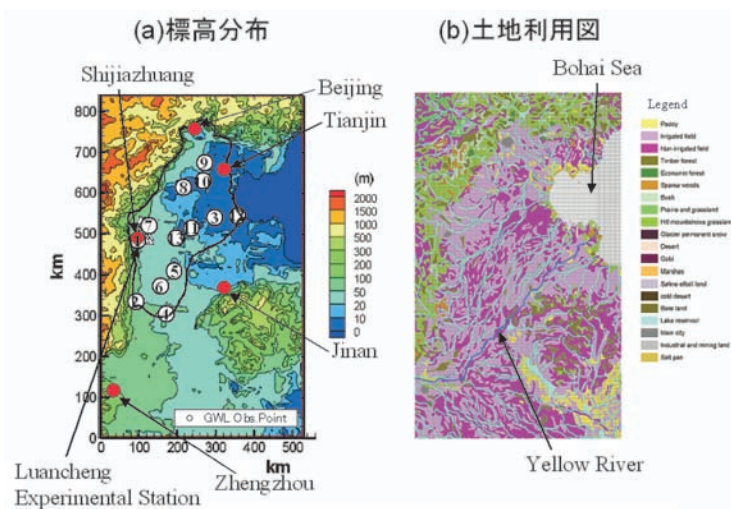


図 60 対象領域図 (華北平原及び黄河下流域)

本研究では、農地での地下水層への涵養量について、作物に使用される分を差し引いた余剰水 AW (m/s) とみなし、下記のように与えた (Nakayama *et al.*, 2005)。

$$AW = \min \left(Q_s, P_{w1} - \frac{1}{\rho_w} ET_{act} \right) \quad (3)$$

ここで、 Q_s (m/s) は式 (1) によって計算される排水量、 ET_{act} (kg/m²/s) は NICE-AGR モデルによって計算される各作物ごとの実蒸発散量、 P_{w1} (m/s) は有効降水量、 ρ_w (kg/m³) は水の密度、である。式 (3) の右辺第 2 項は理想状態での必要灌漑量、である。NICE-AGR モデルは、従来の研究に使用されてきた作物係数 (作物の生長段階や作物の種類に依存) や対象領域ごとの経験に頼ってきた有効降水量 P_{w1} を必要としない、という長所がある。非灌漑期では $AW > 0$ となって余剰水は涵養量として地下水へ浸透するが、灌漑期では $AW > 0$ となって不足分 (必要最少量) は地下水から汲み上げられると仮定した。NICE-AGR モデルでは、農地での人工構造物によって排水量の一部は一時的に不飽和層に留まると仮定することによって、余剰水は式 (3) の右辺 2 項のうちの最小値として定義した。

2.7.3 入力データ及び境界条件

(1) 気象・植生・土性及び地質データ

モデル入力の気象データとして、1°×1°メッシュの ISLSCP (International Satellite Land Surface Climatology Project) データ (Sellers, *et al.*, 1996) の中の短波放射量・長波放射量・降水量・気圧・気温・湿度・風速・FPAR 及び LAI 等の 6 時間刻みの再解析データを各メッシュに空間補間 (距離に反比例) して入力した。特に、降水量データは地上観測データと若干の誤差があったので、重みをかけて補正を行った。

約 1 km の解像度の全球デジタル標高モデル (DEM; GTOPO 30) を使用して、各 5 km メッシュの平均標高データを作成した (図 60)。また、中国植生土壌図 (1:400 000 000) (Chinese Academy of Sciences, 1988) を用いて、約 50 個の植生及び土性のパラメータを算定した。主なパラメータは植物被服率、アルベド、粗度高さ、土壌伝導度、飽和土壌ポテンシャル、及び環境要因に関連した気孔抵抗のいくつかのパラメータなどである。対象領域の地質構造は、山地 (Taihang 山地, Yanshan 山地) の洪積層、低地・海岸域の沖積層から主

に構成される。本研究では、既存の資料 (Geological Atlas of China, 2002) をスキャン・デジタル化・カテゴリ化し 3 次的に補間することによって、代表的な 4 種類の地質に分類した (図 61)。華北平原は主に 4 つの帯水層から構成され、それぞれの帯水層厚さは 20 ~ 40, 60 ~ 130, 80 ~ 220 及び 50 ~ 350 m となり、従来の資料 (Zhu *et al.*, 1995) に良好に一致する。

(2) 灌漑量の算定

華北平原ではほとんど全ての灌漑水は地下水から汲み上げられ (農地の大半では小麦及びトウモロコシが栽培されている)、産業用水・家庭用水の一部は深層地下水からも汲み上げられる。地下水灌漑量として、下記の 3 通りの方法を使用した。

(i) ケース 1 (図 62 a) : 統計データ及び従来の研究による水使用量。河北省の各 county での農業用地下水の年間使用量の統計データ (1:4 500 000) (Institute of Hydrogeology and Engineering Geology of the National Geology Bureau, 1980) を計算領域全体に拡張し、5 km のメッシュにデジタル化した。単位面積当たりの灌漑地下水量の時系列データは、従来の研究 (Wang *et al.*, 2001; Liu *et al.*, 2002; Kendy *et al.*, 2003) (図 62 b) から評価した。トウモロコシは 6 月から 9 月までの夏季に、小麦は 10 月から翌年の 6 月までの期間に生育する。ケース 1 で推定された余剰水は、年間の灌漑量は華北平原全域において年に無関係に同一であるという仮定のもとでは便利である。

(ii) ケース 2 (図 62 b) : 従来の研究による作物ごとの蒸発散量から評価した水使用量。余剰水は従来の観測データ (Liu *et al.*, 2002) から算定した。毎月の蒸発散量は年に無関係に同一であり、日蒸発散量は 1 ヶ月間同じであるという仮定では有効である。ケース 2 では 1987~1988 年の全計算期間で観測降水量を使用しており、ケース 2 で算定された余剰水はケース 1 よりも精度が高い。

(iii) ケース 3 (図 62 c) : NICE-AGR モデルによって計算された水使用量。2 種類の作物の灌漑量は理論的な水必要量として自動的に計算される。この必要量は灌漑期間中、全て地下水から汲み上げられる。ケース 3 の水使用量は他の 2 ケースよりも精度が高い。

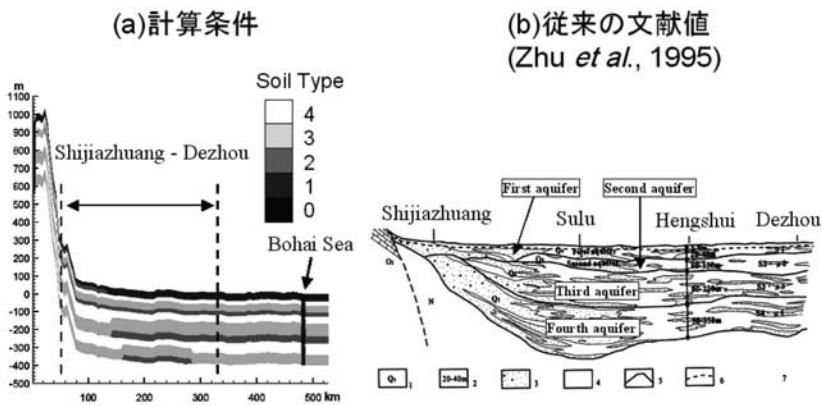


図61 地質構造 (38°N線上での東西断面)

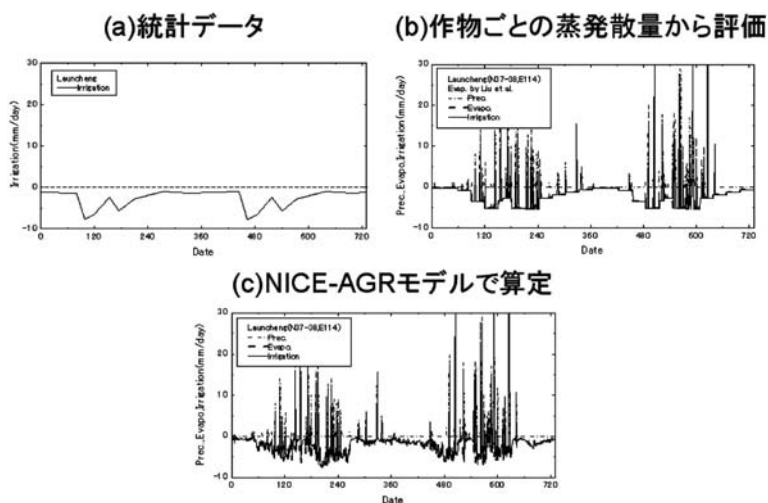


図62 地下水灌漑量の算定方法の比較

(3) 境界条件

観測データのない上流端 (森林, 草地, 非灌漑地) (図 60b) の境界では, 地下水は尾根を越えて反対側には流れないという仮定で反射条件を用いた。東側の境界 (渤海湾) では 0 m の定水頭を与えた。初期条件としては, 地表面に平行な水頭を与えた。黄河や海河等の河川セルでは河床からの流入・流出量は地下水と河川水の水頭勾配として算定した。河南省の鄭州近郊 (34°49'12"N, 113°40'00"E, 平均標高 122 m) での黄河の観測流量データを計算領域内での黄河の上流端条件として与えた。

(4) シミュレーション期間及び領域

計算対象領域は Albers 座標 (WGS 1984) において東西 530 km, 南北 840 km とした (海河全流域及び黄河下流域を含む)。同対象領域について, 106 × 168 × 20

メッシュに分割した (最上層 2 m とし, 鉛直下方向に等比級数的にメッシュを分割。最下層は -400 m)。シミュレーションは NEC SX-6 スーパーコンピュータで行った。シミュレーション期間は, 1987年1月1日~1988年12月31日の2年間とし, 時間ステップは6時間とした。農地では, 小麦及びトウモロコシの計算を連続的に行った。

2.7.4 結果及び考察

(1) 地下水位の経年変化の再現

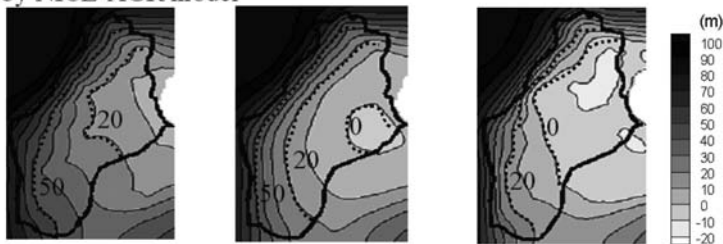
図 63 は過去 30 年間の華北平原における地下水位変化の計算結果と従来の文献値 (Shimada, 2000) の比較である。同図より, 華北平原では地下水位は年々急激に低下し, 特に農地での低下率が大きいことがわかる (過去 30 年間で 20 ~ 50 m 低下)。1959 年には地下水位は地表面のわずかに 3 m 程度下の浅い位置にあり場所によっては自噴も見られ, ほぼ平衡状態を保っていたと考えられる。以上の理由により, 1959 年の地下水汲み上げ量をゼロとしてシミュレーションを行った。シミュレーション結果は従来の文献値を良好に再現している。動水勾配は

Taihang 山地と Yanshan の山地近傍で大きくなっており, 平原域では勾配は緩やかになっている。両山地近傍は地下水の涵養地域になっており, これが平原域での重要な水資源になっている。また, 文献値では, 1975 年, 1992 年と現在に近づくにつれて大都市 (Cangzhou, Hengshui, Baoding など) 付近で円錐状の地下水位低下が顕著になっているが, シミュレーションでは再現できていない。この理由として, NICE-AGR モデルは産業用水及び家庭用水のプロセスが含まれていないためと考えられ, 今後の課題である。

(2) 灌漑による地下水流動の季節変化

図 64 は 1987 年 1 月 1 日から 1988 年 12 月 31 日までの華北平原における地下水位時系列である。同図には観測値 (China Institute for Geo-Environmental Monitoring, 2003) も併示した。地下水位は 3 月から 7 月にかけ

Sim. by NICE-AGR model



Obs. 1959



図63 華北平原における地下水位の経年変化

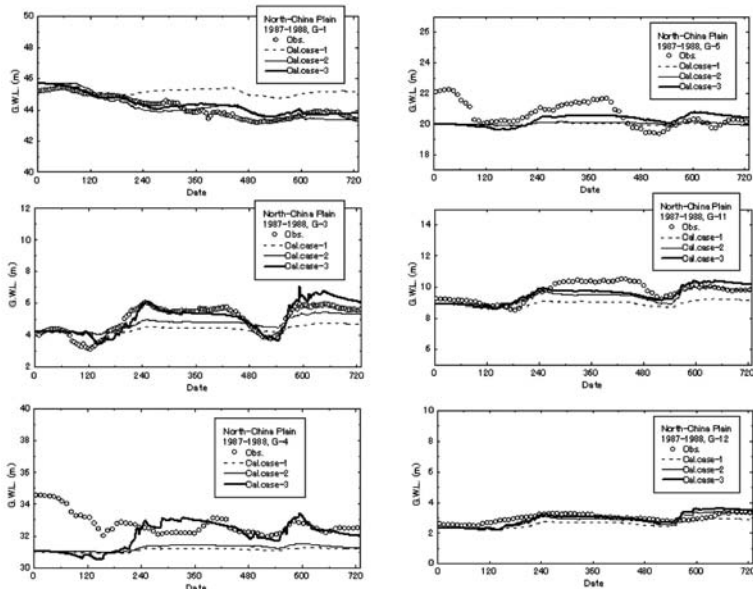


図64 地下水位の季節変化 (1987年1月1日～1988年12月31日)

での小麦の栽培時期に大きく低下しており、以降の季節に涵養されていくことがわかる。沿岸域では地下水中に多量の塩分が含まれ使用できないので、この地域では地下水位低下が比較的小さくなっている(図60aのG-12)。華北平原では主に2種類の地下水位変動が見られる。タイプIは地下水位が年とともに低下していくケースであり(G-1, 4, 5)、タイプIIは地下水位が農繁期に限って低下するケースである(G-3, 11, 12)。タイプIは山麓地帯・山岳地方のまわりで見られ、灌漑には地下水のみ使用される。タイプIIは沖積地や海岸域の比較的平坦な地域に見られ、地下水の一部分は河川や運河

によって涵養される。両タイプともにケース3はケース1やケース2よりも観測値を良好に再現しており、NICE-AGRは非灌漑期の浸透及び灌漑期の汲み上げをともに再度良く計算しているためである。

2.7.5 おわりに

統合型流域モデル(NICEモデル)に農業生産モデルを結合することによって、華北平原及び黄河下流域での灌漑が地下水流動に及ぼす影響についてシミュレーションを行った(NICE-AGRモデル) NICE-AGRモデルはトウモロコシ及び小麦の生育に必要な灌漑量を従来の統計データ・文献データよりも精度良く再現し、両作物の栽培時期における土壌水分、LAI、蒸発散、作物生産量、地下水位を良好に再現した。シミュレーションによって華北平原における空間的な地下水位分布が得られ、過度な灌漑によって地下水位及び水収支が大きく影響を受けていることが明らかになった。今後、都市部での産業用水及び家庭用水のプロセス、及びダムや運河などの人工構造物の影響を考慮することが華北平原におけるトータルの水収支を解明する上で不可欠である。

2.8 流域圏環境管理のためのGISの活用

2.8.1 はじめに

環境GIS」という技術の普及速度は近年驚異的である。現在、環境保全策の検討、影響評価方法の決定、また広域地理情報を扱う研究分野等において、GISは便利・有効なツールから必要不可欠なシステムに完全に意味付けを変えたといえる。紙の地図を机に広げ、分厚い統計資料や報告書の数値を眺めつつ議論を進めたのは過去の話である。特に流域保全におけるGISの活用も効率化とスピードの時代を迎えた。今や、データ収集から課題解決に至る共同研究の全ての過程において、GISデータのフォーマット、加工アルゴリズム、さらには解析モジュールまでを含めた全体的な整合性が求められている¹²⁰⁾。

2.8.2 環境保全に関わる社会的変化と GIS の必要性

ここでは何故 GIS に各流域研究グループが注目するのか？その一端を日本の環境に関わる法整備の経過から探ってみたい。特に1980年代以前と1990年代の2時期の変化が重要となる（図65）。

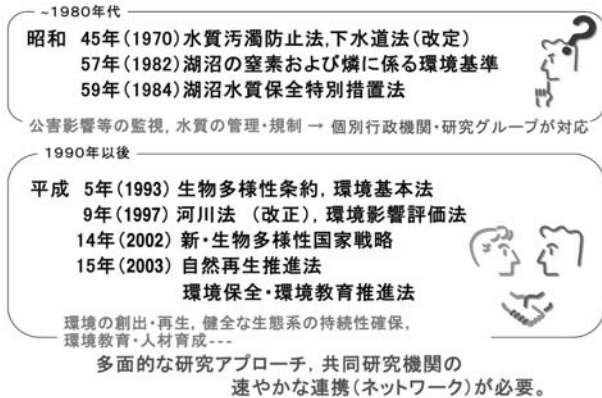


図65 日本の環境保全に関する法整備の経過

前半の1980年代までに、昭和45年(1970)水質汚濁防止法、昭和57年(1982)窒素および全燐の環境基準(追加)、昭和59年(1984)湖沼水質保全特別措置法が定められた。これらの法整備の主目的は、公害影響等の監視や水質の管理・規制である。端的には「課題解決のために個別行政機関・研究グループが対応していれば、それなりの成果が挙げられた時代。」と言える。

しかし、それ以降の時代は課題解決がより複雑となる。平成5年(1993)には生物多様性条約、また環境基本法が制定された。平成9年(1997)には河川法が改正されると共に、環境影響評価実施要領が公布。平成14年(2002)には新・生物多様性国家戦略、続いて15年(2003)には自然再生推進法および環境保全・環境教育推進法が制定された。つまり後半の法整備の求めんとするところは、「失われた環境の新たな創出・再生」であり、「健全な生態系の持続性を確保すること。」である。また並行して、遅ればせながらも「環境教育と人材育成」にも重点が置かれ始めた。

1990年代以降の目標を我々が実現するためには、多面的な研究アプローチや共同研究機関の速やかな連携が何よりも重視されなければならない。つまり時代は、「各研究者・グループの個人プレー」から、「データや知見のパス回しを重視する組織的連携プレーへ。」進展したのである。担当者は自分の目の前にある環境問題に対し、自分の出来ることだけを粛々とこなしていれば良い

と言う時代は終わった。環境の未来を議論する際には、データ取得→データ加工→解析→合意形成といったグループ間の連携とその効率化により重きを置いた活動が必要となる。ここにこそGISの真価が発揮されると言える。

2.8.3 GISを用いた実務的な研究・解析の流れ

GISを用いた一般的な実務・研究の流れを単純に説明すれば以下の通りである。重要な点は、地理情報(空間情報)をデジタル情報として扱い、1) データベースの構築、2) 目的に適した解析、3) 解析結果のマッピングと公開、の3つを循環するシステムとして構築することである。イラストを交えフローを矢印で記入したものが図66である。

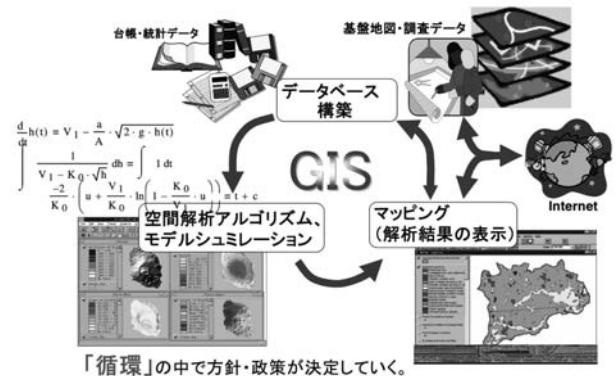


図66 GISを用いた実務的な研究・解析の流れ

最初のデータベース構築は、一見地味で地道な仕事と捕らえられがちである。しかし、この作業こそGISの基盤であり、実際の作業の上では専門性と特殊技能が必要とされる。また、これまで膨大な予算を基に作成された環境データが紙の資料としてどこかに眠っているというケースは非常に多く、これら基礎データの風化散逸が現状では免れていない。特に行政担当者はこの現実から目を逸らさず、データの発掘に一層エネルギーを注ぐ必要がある。

次の解析の部分は、主に大学や研究所の研究者が取り組む場合が多い。具体的には空間解析アルゴリズムの開発や、モデルシミュレーション等である。(GISに関心はあるけれども難しそう、最近の技術は進歩が早くて…、といった担当者がGISを横目で見ても敬遠しがちな部分である。)しかし、筆者がここで述べたいのは、最初は単純な作業でもまず自ら作業し、小さくとも新し

い発見を体験してもらいたいということである。地図を重ねる。バッファを発生させて空間解析をする。ポイントデータとワークシートの属性を結合して地図上で値を表示する。そんな小さな発想の視覚化こそ、次のステップに足を置くためのモチベーションとなる。

3番目はマッピング。つまり、結果を視覚的に表現した地図を作る作業である。この作業はGISの醍醐味でもあり、成果が一目瞭然に現れることも多く、取り組んだグループの成果が実ったといえる部分でもある。しかし、この段階で仕事が完結し、報告書・論文を発表して業務を完了しているグループが多いのも問題である。組織の連携と研究のネットワークこそ、今後の課題である。ひとつのグループの成果は、次のまたは別のグループにとっての研究の布石となる。是非ともGISによる研究成果はデータベースとして使用できる形で発信してほしいものである。各研究グループは成果（GISのデータ資産）をより一般的なフォーマットとして整備し、WebGISなどのシステムを活用して、最終的にはデータ公表に向かってほしい。

ここで重要なポイントが3つ挙げられる。1つは各担当者自身が、どの部分をどの様に担っているのかを把握しておくこと。もう1つはデータの提供者と公開する側

の双方向の繋がりがあること。最後の1つは、プロジェクトが一方通行で終わることなく循環していること（結果の表示・公開から新たなデータの収集・整理へと次のサイクルに移る体制が整っていること）である。この3つの部分を意識しつつ、我々は流域圏生態系保全を目的としGISを用いた研究を進めている。今回は「河川構造物による流域分断化が魚類へ与える影響（河川ネットワークデータを用いた解析事例）」という研究の一環である、北海道と日本全国を対象としたケーススタディを紹介する。

2.8.4 流域生態系の保全と河川ネットワーク

流域生態系の保全とその再生を考える際、大切なポイントは「河川のネットワークによって成り立っている多様な相互作用」を常に意識しつつ流域全体を眺めることである¹²⁰⁾。この相互作用とは、河川構造と土地被覆、食物連鎖と河畔林、物質循環と流下特性などを意味している。そしてこれらの相互作用には川を縦断方向から見た「上流と下流の相互作用¹²⁰⁾」と、横断方向から見た「陸域（森、河畔林、斜面や氾濫原等）と水域（河川）の相互作用¹²³⁾」がある（図67）。対象となる流域が健全であるかどうか判断する場合、この相互作用がどの程度自然

流域圏の生態系保全とは？

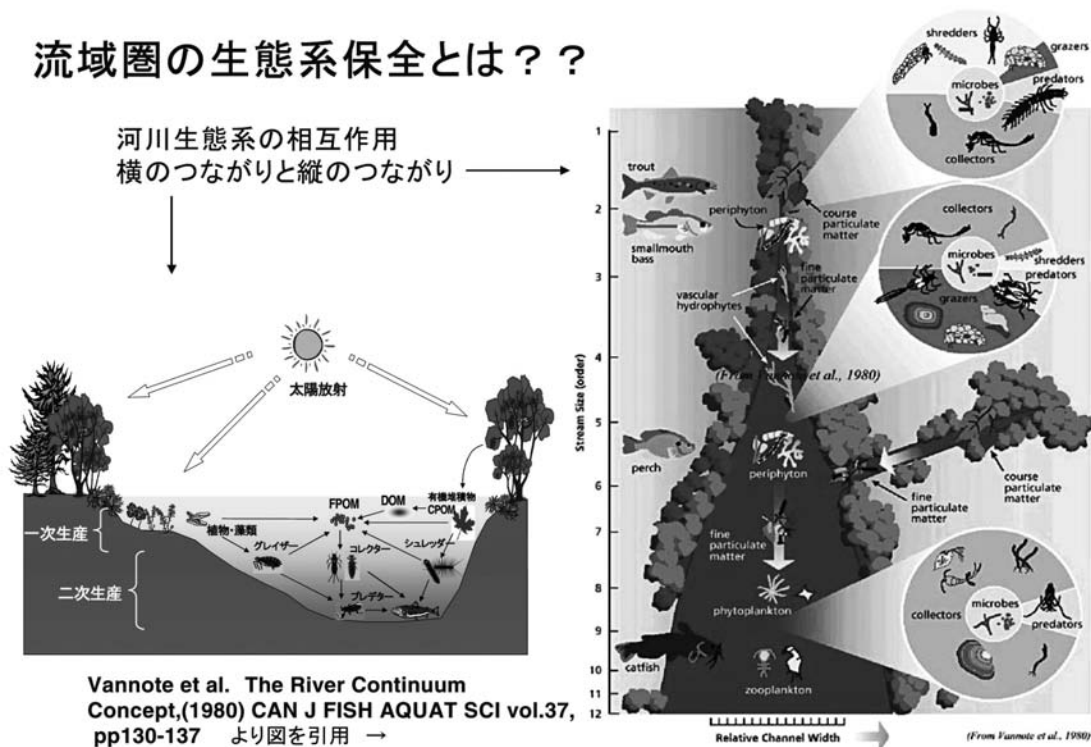


図67 流域圏生態系を取り巻く各種相互作用と河川の連続性

状態に近いのか、また本来の機能をどれ位保っているのかを診断する必要がある^{124, 125)}。

しかし、人間が流域内で成熟した社会活動を安全に営むためには、流域はその構造を変えざるを得ない。例えば、各地に建設されたダム等の河川構造物は、安定した水資源の確保や国土防災のためにある程度必要な設備である。しかし生態系という面からダムを見れば、それは河川のネットワーク（またそれによって存在する相互作用）を分断し、流域を海洋から孤立させる存在でもある。現在日本では、河川構造物等による流域ネットワークの分断に関する実態把握は遅れており、データベース等のインフラ整備も行われていない。このような中、流域生態系の自然再生を計画する上で、河川ネットワークの分断化の現状把握（地域と年代の特定）と生態系への影響解析・評価は緊急課題であると考ええる。

2.8.5 研究目的

我々の研究は現在も推進の過程にあり、完結しているものではない。しかし第一フェーズとしては以下の3つを目的とした。

(1) GIS データベース構築

生物調査データ：淡水魚類（北海道）、河川内横断構造物：貯水ダム（全国）および砂防ダム（北海道）、流域データ：サブ流域ポリゴン（全国）の整備

(2) 分断流域検索プログラムの開発と分断化マップの作成

ネットワーク構造を有するサブ流域ポリゴンを用い、ダムの位置・建設年代を基に、どの地域がいつ海洋から分断化されたのかを特定する分断流域検索プログラムの開発。またその結果出力される分断化マップの作成。

(3) 魚類調査データの分断前後の比較

上記の解析を北海道を対象として行い、分断マップを基に、既存の魚類調査データをグループ分けし（分断化前のデータと後のデータ）、今後の現地調査の候補地を選定。

2.8.6 使用データ及び研究方法

(1) 研究対象地の概要

研究対象地は北海道というスケールで始まり、全国に

展開された。北海道を最初に選んだ理由は、淡水魚類データに限らず、他のGISデータベースの充実度が全国の自治体でもトップレベルであることが挙げられる。これはGIS導入の歴史が10年以上ということで、ノウハウの蓄積が大きいことと、地域企業や大学と行政機関の連携が非常に密接であることが要因である。

(2) データベース構築

本研究で使用したデータは全てESRI社ArcGISで使用可能なデータベースの形で構築されている。

(魚類調査データ)

データベースの基となった資料は、北海道レッドデータブック、北海道立水産孵化場データ、北海道開発局調査データ、その他文献資料である。既存調査結果は調査地点の緯度経度をもとにGISのポイントデータとして入力した。さらに各ポイントの属性に魚類の捕獲データを整理した。全調査件数は8358件である。これらのデータを最終的にGISデータとして取りまとめた。

(河川内横断構造物データ)

国土数値情報および北海道庁所有の資料を基に、貯水ダム（多目的ダムを含む全国約2800ポイント、そのうち北海道195ポイント）、砂防ダム（北海道1027ポイント）についてポイントデータと属性テーブルファイルを作成した。ダムの属性として、目的、管轄、河川名、竣工年代、ダムの規模、形式等を整理した。

(サブ流域ポリゴン)

国土数値情報の集水域ポリゴンデータをGISデータに変換し使用した。さらに全国の全てのポリゴン（37749ポリゴン）に関してユニークなIDを持たせた。またポリゴンの属性には、そのポリゴンよりも1つ上流にあるポリゴンのIDを属性に与えており¹²⁶⁾を使用)、これによって、すべてのサブ流域間の上下流関係をスクリプト上で操作することが可能となった。

(3) 空間解析とマッピング

空間解析の最初のステップでは、構築したデータベースの中でダムデータ（貯水ダム・砂防ダム）とサブ流域ポリゴンを使用した。GISデータの中では、河川流域は複数のサブ流域ポリゴンの集合体である。そしてすべてのサブ流域ポリゴンが上流から下流の方向に順番に並んでいると空間的にとらえる。最上流部のポリゴンから下流のポリゴンを1つ1つ辿っていき、最古の（1番竣工

年の古い) ダムを抽出する。そして最古のダムの竣工年代をそのダムを含むポリゴンから上流すべての集水域のポリゴンに属性として与える。我々はこれらのサブポリゴンに与えられたダム竣工年がその地域の流域分断年であると定義した。さらにそのダムからスタートして下流を辿り、その次に竣工年の古いダムを再度検索する。そしてこの2番目に古いダムから、先ほどの上流の最古のダムによる分断流域までを、2番目のダムで(そのダムの竣工年に)分断化された流域だと判断した。この作業を河口まで繰り返す事により、ダムを含むポリゴンから上流の全ポリゴンに分断年が属性として与えられる。このようにして得られた各集水域ポリゴンの分断年を色分けし、2次元的に表示することによって流域分断化マップが完成する。このアルゴリズムを日本全国に適用し、貯水ダムと砂防ダム(北海道のみ)による流域分断の現状を明らかにした。

(4) 魚類調査とダムによる分断の前後関係

ここでは魚類調査データ(GISポイントデータ)のうち、その位置と調査年代に注目する。上記の作業を終えた段階で、対象地全体で「どの地域がいつから海と分断化されたのか?」が判読可能となる。次は、魚類の調査年とサブ流域ポリゴンに与えられた分断年の時間的前後関係を比較する。つまり、魚類の調査年がその地点における流域分断年より以前であれば、その魚類調査データはその地点が海と河川を通じて連続的に繋がっていた時代に記録されたことを意味する。また逆に、魚類調査年が流域分断年より以後の場合は、その調査データはダムができた後に記録されたものといえる。

今回開発されたアルゴリズムによって、魚類調査データは、例え同じ地点で取られていたとしても、また何十年も昔に記録されたものであっても、大きく3つのグループに分けられる。

Group1) 調査時も現在も分断化されている調査データ

Group2) 調査時も現在も分断化されていない調査データ

Group3) 調査時は分断化されていなかったが現在は分断化されている調査データ

この中の(Group1)と(Group2+ Group3)の魚類種組成の比較から分断による種の多様性の低下を定量的に評価可能となる。

また特に我々は、分断前に魚類調査がなされた地点

(Group2と Group3)に注目した。ここからさらに、今後の調査候補地点の絞込みのために、「現在はダムによって分断されていても、すでに分断前のデータが存在する地点(Group3)」を抽出した。この地点における2時期のデータの比較(再度調査を行うなどして得られた分断後の現在のデータと分断以前のデータ)をもとに、ダム建設の前後で魚類相や種数がどのように変化したのかを比較することが可能となる。

2.8.7 結果と考察

(1) データベース構築

全国にダムポイントデータは約2800地点あり、国土数値情報を基にすべてGISデータに変換した(北海道については道庁の既存データと再チェックを行った)。これは専用ソフトを使用したために、加工は非常にスムーズに行えた。しかし、一方砂防ダム(北海道だけで1027地点)は基本台帳からの手作業の入力であり、時間とコストを必要とした。現在はさらに数の多い治山ダムのデータ(紙の地図)を入手している段階であるが、建設後時間の経過しているものも多く、情報収集の途中である。

淡水魚類データは北海道で8358件(同一地点での再調査があるので調査地点としては7,098地点)。属性に記載されている分類群は約60である。調査期間(1960年代以降)とポイント数、種数の多さから見て、一元管理されたものとしてはおそらく日本全国で最も充実した淡水魚類データベースと言えよう。

サブ流域ポリゴンについては全国で37,729個のサブ流域ポリゴンを利用した。平均的なポリゴンサイズは(約78,422km²の面積の北海道に8,144ポリゴンが存在しているため)約9km²である。個々のサブポリゴン面積は地形の起伏状態に依存している。このポリゴンサイズはそのまま分断化マップの空間的分解精度である。この精度は日本全国という対象地域スケールから見て十分細かなものであると考えられる。

(2) 空間解析アルゴリズムの作成と分断化マップの作成

日本全国に建設された貯水ダム(2000年時点)による流域分断マップがこのような空間規模で作成されたのは、本研究成果が初めてである(図68a)。全国における貯水ダムによる分断化流域は、中部山岳地域や、九州・四国の山脈を中心に分布していた。また北海道では

大雪山周辺の山岳地域や日高地方に多い傾向が得られた(図 68 a)b)。これは電力供給と貯水に適した河川の急勾配地点にダムサイトが設けられているためと考えられる。逆に平野部と低標高地域に注目すれば、いまだにほとんどの地域が分断化されていないように見受けられる。しかし、本研究では平野部で主に農業用水確保のために設置されている農業用取水堰や河口堰、小規模な落差工などのデータが入力されておらず、これらが分断化マップに反映されていない。

今回開発されたアルゴリズムは、新たな河川構造物・生物調査データのアップデートに対応可能であり、リアルタイムで分断情報を提供し得るものである。このため応用可能性も高く、自治体単位や閉鎖性水域への適応、また他の生物を対象とした研究のためにも非常に有効に活用されると考えられる。

最終的に北海道で調査された全魚類調査データ(8,358 データ)は、調査当時は分断前で現在はダムによって分断されているグループ(Group 3= 283 地点)とそれ以外のグループ(Group1+ Group2)の二つに分けられた(図 68 c)。これらの調査地点において再度、過去に行われたと同様の魚類調査を行うことにより、ダム事業の事前事後の淡水魚類への影響評価が可能となる。昨年 2003 年 6 月に我々の研究グループは、実際に抽出された候補地点で再調査を行っており、現在データの処理を進めている。

流域に関わる環境保全・管理を目的とした本研究は、GIS を活用したことにより次のような発展性を持っている。今回作成された GIS のアルゴリズムを用いて解析することが可能な生物データ、河川構造物データは、随時変更と追加が可能である。ダムに関しては、今回扱えなかった治山ダムや河口堰のデータを追加し、さらに現時点で事業進行中のダムをさらに加えるなどすれば、分断化マップの精度向上と将来予測が可能となる。

また、生物調査データについては、淡水魚類以外の生物、例えば広く水生生物に対してもここで紹介した GIS による解析を応用することが出来る。分断マップを利用し、既存の生物調査

データの調査年を分断化年と比較すれば、これらの生物データを流域分断の前と後の 2 グループに分離することが可能である。この結果、北海道の淡水魚の場合と同

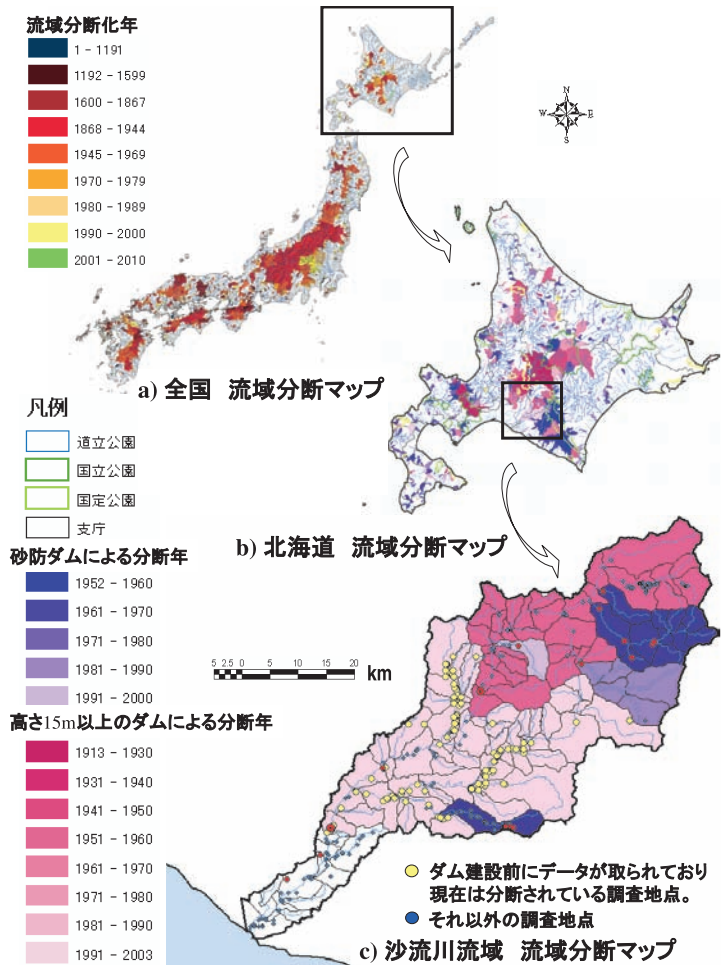


図 68 a) 全国流域圏分断マップ
b) 北海道流域分断マップ
c) 沙流川流域の拡大と分断化前後の二つに分離された魚類調査地点

1.友達を作って交換が基本
デジタル情報を2回作る必要はない。
他機関・分野との連携(仲間作り)は重要

2.データは規格化されたフォーマットのものが便利。
メタデータ整備・データの作成方法・履歴等

3.所有権に注意する
特に、生物情報・特定危険物・個人情報・国家機密等の取り扱いには注意が必要

4.インターネットをとにかく活用する
最新の情報に触れる

図 69 GIS 活用にあたってのワンポイントアドバイス

様、ダム建設の事前事後評価を効率よく行うことができる。

2.8.8 GIS データ活用に関する留意点

今回紹介した流域保全の研究だけに留まらず GIS を活用した実務の中で、特にデータの活用に関して留意すべきポイントを以下に列挙した（図 69）。

（1）デジタル情報を 2 回作成することの無駄

デジタル情報を基データから 2 度作るとは全くの無駄である。研究の実際の現場においては「どこかの機関で作っているかもしれないけれども、公開されるかどうか分からない。」または「公開までに時間がかかるだろうから自分たちの予算で独自に作ってしまおう。」という判断で作業を行うこともあるだろう。しかし、本来劣化せずコピーにコストがかからないデジタルデータを一から作り直すことは基本的に機会コストの無駄でしかない。また、データ加工作業に対してコストを払った企業は成果データを商品として販売することも想定される。しかしこのケースでも、「低価格設定」・「データを加工した 2 次データに関しては使用权を求めない」などの配慮が必要であると感じている。

一方研究者グループはどうか？生き馬の目を射抜きながら解析を続けている研究者グループに、例えば公的組織とはいえ「完成したデータを随時公開せよ」と求めるのは道義的に難しい話であろう。しかし、共同研究という枠組みによってデータをシェアすることを通し、成果が倍増する可能性もある。また研究成果の引用という形で研究者の知名度の向上も期待できる。また研究者は、個人的な知的好奇心の満足に留まらず、もっと成果を社会に還元し一般の人々の幸福に資するという建設的な志を強く持つべきである。GIS 研究グループ同士の世界では他機関・分野との連携（仲間作り）は是非とも必要である。「GIS データは友達を作って交換が基本」と言える。

（2）規格化フォーマットの利便性

自分の使用するソフトにフォーマットが対応していないデータファイルを送られてきて閉口した経験は無いだろうか？現場で使用されている個々の GIS ソフトは、価格や以前からの導入経緯などによって多種多様であるのが現状である。そして、GIS が一般に普及してくるに従い、その種類は有名商品に限定され、寡占状態に向かっ

ていると言える。しかしあえて述べるとすれば、GIS 環境は出来る限りデファクトスタンダードのファイル形式のものを使用するか、それらに速やかに変更可能な形式のものを利用するのが効率的である。今後一層データ交換が促進されている中で、自分たち独自のデータ形式で解析を進めて行くことはよほど大規模なプロジェクト以外は不可能に近い。

もう 1 つの留意点は、データの提供・交換や 1 次・2 次的な加工が進んで行く中で、オリジナルデータの属性や変更履歴が失われる傾向があるということである。データの製作責任やオリジナリティ、また精度保障のためにも、実際の業務の中でメタデータ（データの作成方法や変換履歴、空間情報などを随時整理したもの）の整備を同時進行する必要がある。

（3）データ所有権への注意

GIS データは交換が必要と情報公開の重要性を書いたが例外もある。貴重種生息情報・特定危険物・個人情報・国家安全保障に関する情報に関しては、現状において原則的に非公開である（実際にアメリカでは明文化されている）。研究とは研究者個人の知的欲求を単に満足させるためにあるのではなく、その成果の活用を通して、社会がより良い方向に進むためのサポートツールとなるべきであろう。

（4）インターネットの活用

GIS データを入手しようとする場合、具体的な所有者が分からない時は、Web の検索エンジンにとにかくキーワードを入力するのが一番手取り早い。現在は国土交通省も「税金で作られたデータは納税者に対して無料で提供すべきである。」という方針を打ち出している。公的機関からのデータ配信であるがゆえに、特定 GIS パッケージでそのまま活用できる形式とはなっていないが、是非活用すべきである。とにかく最新の GIS 情報に触れようと思ったらインターネットが一番早い。

2.8.9 今後の GIS の発展と全体のまとめ

毎年 8 月アメリカのサンディエゴで開催されている International GIS conference では GIS の将来像が中心に語られることが多い。その場で「GIS の発展のために…」と前置きし、ESRI 社長のジャック・デンジャモンド氏が語った言葉には非常に重要なエッセンスがまと

められている。大切なことは5つに集約されるという。① Being together (一緒にやろう) ② Sharing (分かち合おう) ③ Learning (学んでいこう) ④ Building relationship (仲間を作ろう) ⑤ Having fun (楽しくやろう) 言葉で書くと単純明快だが、案外日本の研究者が不得手な部分ではないだろうか? データベースをコツコツ作り上げたり、それを使って複雑な解析を続けたり、成果の論文を書くといった作業は、とかく「個人で完結するもの」という考え方が日本ではまだ一般的である。しかし、個人の発想や作業能力には限界があり、先に述べたとおり GIS 業務ではひとつの成果が次の仕事のインプットとなる「循環」が存在する。この過程で、仲間を増やし続けることがひとつの成功の鍵となる。データや処理モジュールは、組織や個人の中を流下する水のように流れていく。仕事に関わった人は情報を誰かから受け取り、自分なりの影響を与えて次の利用者にそれを託していく。この循環から個人の意識を超えた仲間意識やモチベーションといった「相互作用」が生まれるはずである。

2.9 人工干潟の機能と技術開発評価について

流域から負荷された栄養塩類は河川に流入し、最終的には河口から浅海域へと入る。干潟や藻場を含む浅海域では栄養塩を取り込んだ植物プランクトンが繁殖し、二枚貝などの底生動物に摂食され、生物の生育と水質浄化作用として働き、栄養塩は海水中を循環する。この循環が円滑に回転している間はなんら水質環境問題は生じないが、栄養塩の負荷がその海域の環境容量を超えると赤潮や貧酸素水塊の発生につながり、生息している生物に大きな影響を与えることになる。

長江河口域もまた近年の経済発展により流域からの栄養負荷の増大により、赤潮や貧酸素水塊が発生し、水質環境問題を引き起こしており、それが東シナ海まで連動しているとの報告がある。この河口域に位置する大都市、上海の周辺海域では埋め立てによる都市開発が進み、干潟に生息していた生物がもっていた水質浄化機能が大幅に低下していると考えられている。このような水質環境問題解決のために、人工干潟の造設や劣化した自然干潟の回復などの技術開発が急務の課題となっている。そこで、筆者らは、まずは身近な東京湾奥部での水質問題の解決策としての人工干潟の機能の評価と新規技術開発を確立することを先決とし、将来において、その

成果を長江河口域に適用することを大きな目標と置いた。

これまで筆者らは人工干潟の機能を評価する一つの手法として、東京湾や大阪湾に造設された人工干潟に生息する二枚貝の成長、生残を通して干潟の生物生育機能の評価を行ってきた。また、貧酸素水塊の解消のための対策技術として、微細気泡発生装置を用いた調査、研究を実施してきた。

本節では、東京湾の京浜運河の一角、大井海浜公園の北側に造設された人工干潟で実施した微細気泡発生装置による貧酸素水塊の解消効果についてアサリの成長と生残試験によって評価した結果を報告する。また、近年、アメリカ東岸から東京湾に侵入してきた外来二枚貝ホンビノスガイについて、将来、分布の拡大に伴う生態系への影響が懸念されることから、本種の生態特性を知るためにアサリ同様の成長、生残試験を行ったのでその結果を報告する。

2.9.1 アサリの生存と成長

二枚貝の飼育試験は、平成11年7月に、東京都大井埠頭中央海浜公園内に造成された人工干潟(大井人工干潟)で行った(図70)。大井人工干潟は、昭和54年に造成された人工海浜の北端部に位置し、泥分を多く含む山砂部と、底質の粒径が比較的そろった洗砂部で構成されている(図71)。平成13年5~10月、平成13年10月~平成14年10月に下記の網籠を用いた飼育試験を行った。この期間の試験ではアサリがほぼ全滅したため、平成15年7~10月には、(株)森機械製作所製(送気量30l/min)の微細気泡発生装置を人工干潟に設置し(図72a)、また、平成16年6~10月には、同装置と、日鉄鉱業(株)製の装置(送気量80L/min)を併設して(図72b)、微細気泡発生装置の効果を検討した。

二枚貝の生息場環境を評価するために、ステンレス製網籠(目合い5mm、縦40cm×横40cm、深さ20cm)を人工干潟の山砂区、洗砂区、対照として人工海浜区に埋設し、籠内で二枚貝を飼育した(図73)。各籠には番号を付したアサリを初期に100個体/籠の密度で入れ、これらを定期的に掘り起こし、アサリの殻長、殻高、殻幅及び殻付き湿重量を測定し、生存率と成長率を計算した。生存率(S; 月⁻¹)と成長率(G; 月⁻¹)は、時刻(日) t_i における個体数 N_i 、あるいは、湿重量 w_i 、及び t_{i+1} における N_{i+1} あるいは w_{i+1} から次式で計算した。



図 70 大井埠頭中央海浜公園

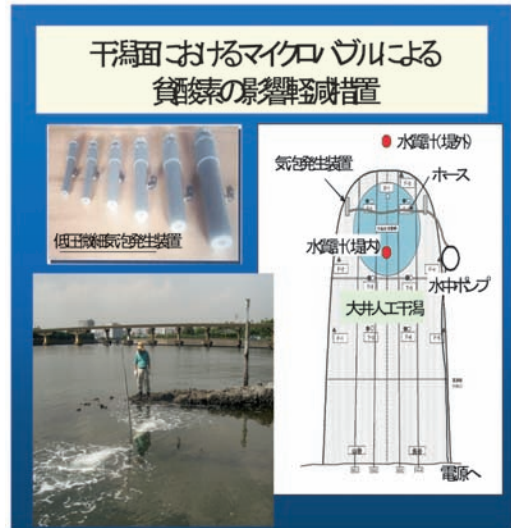


図 72 a 微細気泡発生装置の設置 (平成 15 年)

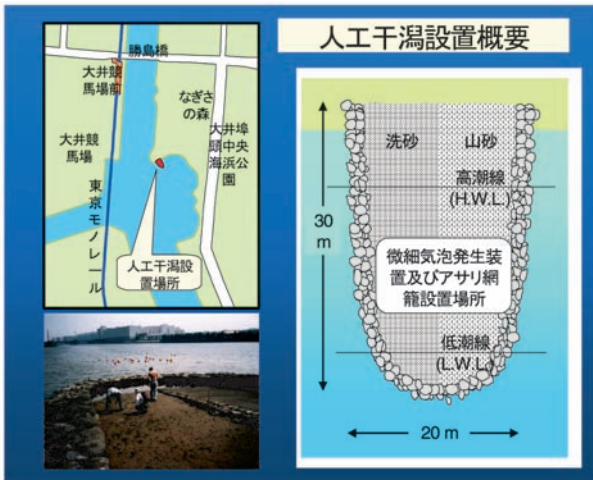


図 71 人工干潟設置概要



図 72 b 微細気泡発生装置の追加設置 (平成 16 年)

$$S = \left(\frac{N_{i+1}}{N_i} \right) \Delta t / (t_{i+1} - t_i) \quad (1)$$

$$G = \frac{30}{t_{i+1} - t_i} \ln \frac{w_{i+1}}{w_i} \quad (2)$$

上式で、感覚的な理解の便宜のために、生存率、成長率は一月当たりの値とし、また、一月 (Δt) を 30 日とした。殻長等はデジタルノギスで 0.01 mm まで、湿重は 0.01 g まで計測した。

(1) 平成 15 年度試験

調査日は 7 月 14 日, 8 月 12 日, 9 月 12 日, 10 月 10 日と 2 月 20 日の 5 回であった。

生存率 (図 74) においては、7 月 28 日 (調査期間は 7

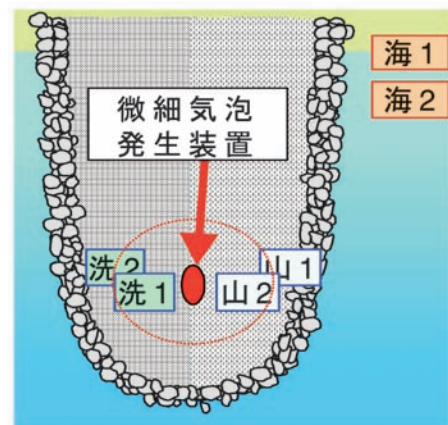


図 73 網籠設置場所

月14日から8月12日まで)では、いずれの区とも0.9以上の生存率を示したが、8月27日(調査期間は8月12日から9月12日まで)では生存率が低下し、山砂1区が0.13と最も低く、次に海浜2区が0.42となり、その他の区では0.5以上となった。9月26日以降は0.7以上の生存率が確認された。一方、成長率(図75)においては、7月28日では各区とも0.1以上を示したが、8月27日では全の区とも先の成長率を大幅に下回り、0.03から0.07となった。これらの結果から、調査期間8月12日から9月12日の間にアサリの生存と成長に影響を及ぼす環境ストレスの負荷がかかったものと考え、その主要因の一つの溶存酸素濃度の推移を調べた(図76 a, b)。そ

の結果、8月20日から22日までと9月7日から12日までの2回にわたって人工干潟内の酸素濃度が1 mg/l以下であったことから、この貧酸素水塊の発生がアサリの生存に悪影響を及ぼしたものと推察された。人工干潟内の酸素濃度が外側よりも全期間を通じて低い値を記録していることは微細気泡発生装置の効果が小さいことを示すものである。

(2) 平成16年度試験

昨年度の微細気泡発生装置の効果が小さいことの反省から、16年度は微細気泡発生装置をさらに1台追加して試験を行った。調査日は4月27日、6月18日、7月16日、8月19日、9月10日、10月5日と1月28日の7回であった。生存率(図77)においては、5月23日から8月1日(調査期間は4月27日から8月19日まで)は、各区とも0.9以上の高い生存を示したが、9月1日(調査期間は8月19日から9月10日まで)では山砂1,2両区と洗砂2区が0.1と大きく低下した。

一方、成長率(図78)においては、7月4日(調査期間は6月18日から7月16日まで)では全区とも0.4という調査期間中、最大を記録した。しかし、その後低下しはじめ、9月1日では山砂2区と海浜1区を除くいずれの区とも成長はほとんど停止していた。その後も成長率は回復しなかった。これら生存率と成長率が急激に低下した時の溶存酸素の推移を見ると(図79 a, b)、8月24日と29日から30日、そして9月5日から7日にかけて酸素濃度が2.0mg/lを下回っていたが、昨年のように

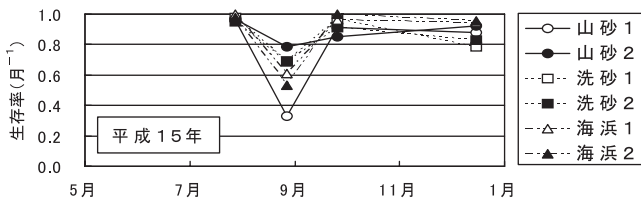


図74 平成15年度 アサリ生存率

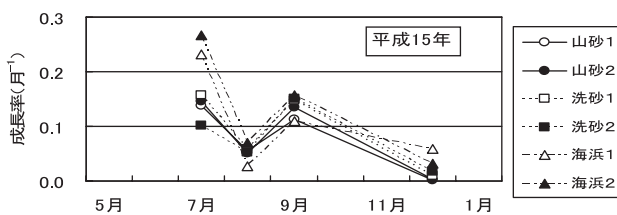


図75 平成15年度 アサリ成長率

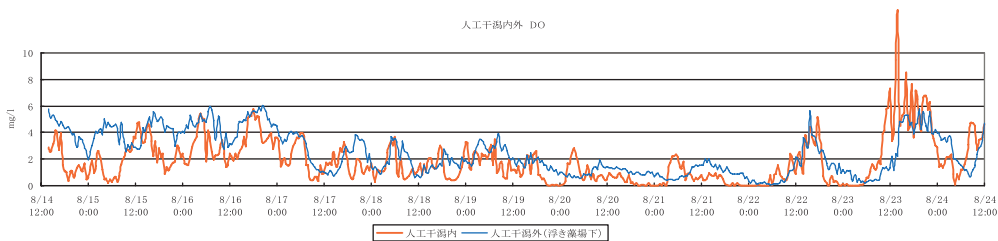


図76 a 平成15年 8月14日～8月24日 溶存酸素

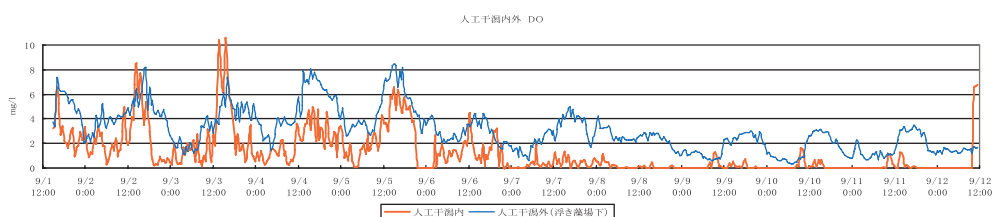


図76 b 平成15年 9月1日～9月12日 溶存酸素

酸素がまったく欠乏するような状況にはなかった。また、この観測期間を通じて人工干潟内のほうが外側よりも高い酸素濃度を記録していたことから、微細気泡発生装置は順調に作動し、その効果は大きいと判断された。それにもかかわらず、生存と成長に大きな影響が出たことは、酸素濃度のほかの環境要因が影響を及ぼした可能性が考えられた。

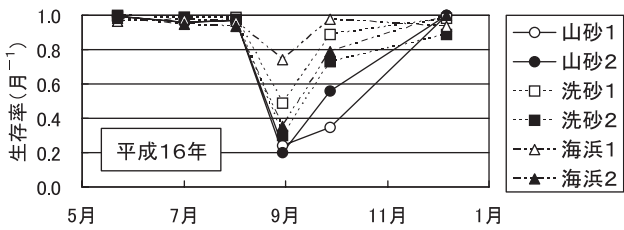


図 77 平成 16 年度 アサリ生存率

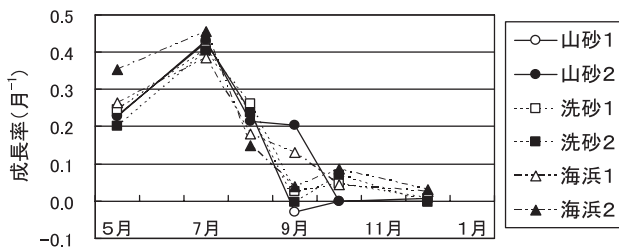


図 78 平成 16 年度 アサリ成長率

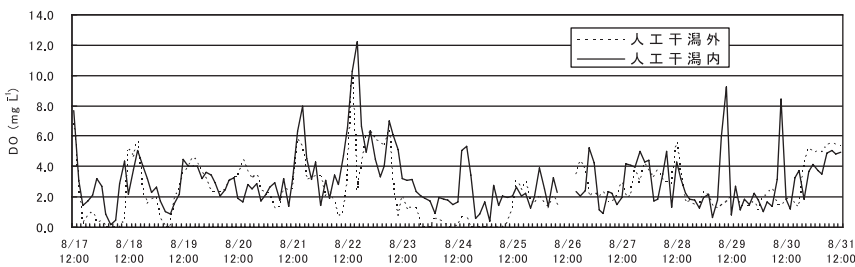


図 79 a 平成 16 年 8 月 17 日～8 月 31 日 溶存酸素

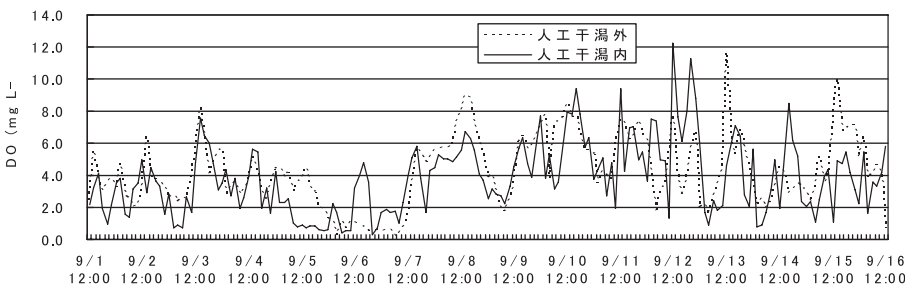


図 79 b 平成 16 年 9 月 1 日～9 月 15 日 溶存酸素

平成 15 年と 16 年の兩年を通じて、生存率と成長率ともに急激に低下する時期は 8 月中旬から 9 月中旬の約 1 ヶ月間と判断された。従って、この期間に酸素濃度を含む環境要因の改善策を図ることにより運河部人工干潟に生息する生物の高い生存率と成長率を維持できると考える。底質環境とアサリの生存については、これまでの調査から山砂のほうが洗砂よりも生存率と成長率が低くなる傾向にあることが判明した。これは山砂の粒径が洗砂よりも小さいことから、水通しが悪く、有機物などが溜まりやすいため酸素消費速度が高く、また、硫化物が生成しやすい環境になっていることが、アサリの成育にとっては不適な環境となるのであろう。

2.9.2 ホンビノスガイの生存と成長

1990 年代に東京湾に移入してきた食用貝である外来大型二枚貝ホンビノスガイは貧酸素水塊が卓越する湾奥に出現し、最近その分布を拡大してきていることから、貧酸素に対する耐性をもつことが推定される。このことを確認するために、アサリ同様、大井人工干潟の海浜区に埋設し、その生存と成長試験を行った。海浜 1 区籠には、平均殻長 28 mm、平均重量 6.7 g の 19 個体を、海浜 2 区籠には平均殻長 36 mm、平均重量 14.2 g の 18 個体をそれぞれ入れた。調査は平成 15 年 8 月 12 日から平成 16 年 9 月 17 日までとした。生存率においては (図 80)、

海浜 1 区で調査終了時点で 0.97 という、2 個体の死亡が確認されただけで、海浜 2 区の 18 個体は全てが生存していた。

成長率においては (図 81)、いずれの区の個体とも夏に成長率が高く、冬に低い傾向を示した。また、1 区の個体のほうが 2 区よりも若干成長率が高い傾向にあった。

ホンビノスガイの高い生存率から、本種は貧酸素などの厳しい環境条件に対して高い耐性をもつことが判明した。この生理特性によって、本種が水質環境の悪化した東京湾奥で分布を拡大できるものと考えられた。今後、外来種の

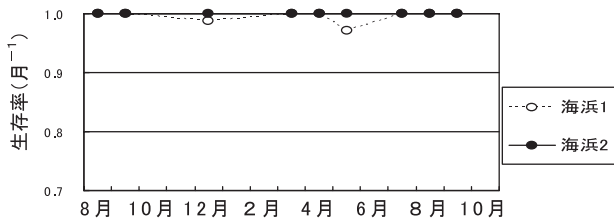


図 80 平成 15～16 年 ホンビノスガイ生存率

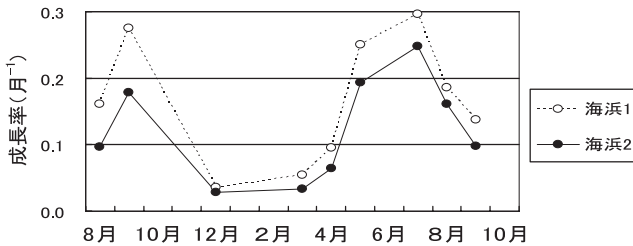


図 81 平成 15～16 年 ホンビノスガイ成長率

分布拡大にともなう生態系のかく乱が懸念されることから、本種の分布拡大の推移を見守っていく必要がある。

2.9.3 まとめと今後の課題

アサリの成長と生存において、夏から秋に発生する貧酸素水塊の解消策として微細気泡発生装置を用いた酸素供給法では、2 台を運用した平成 16 年度には人工干潟内の酸素濃度が外に比べ上昇したことから環境改善効果が認められた。しかし、アサリの生存率と成長率とは反映しなかったことから、アサリの生育が不調に終わった原因は他の環境要因が考えられ、その一つとして、夏の長時間の干出による地温の上昇と保水率の減少が考えられた。その解決策の一つとしては、干潟の後背地から水分を間欠的に供給し、水分の補給と地温の上昇を防ぐための装置の技術開発が必要となる。

今後、この水分供給法と微細気泡発生装置による酸素供給法との組み合わせによる技術開発が促進されることにより、アサリの生育のみならず干潟に生育するほかの底生生物もまた復活し、多様性も増加すると考えられる。さらに、これら技術開発される装置に必要な電力を太陽光や風力などの自然エネルギーから得られることになれば、人工干潟のみならず劣化した自然干潟の再生においても本手法が活用されることが期待される。将来的には、この手法が広大な長江河口の劣化した干潟にも適用されることが望まれる。

次に、外来二枚貝のホンビノスガイについては、本種

は在来種のアサリに比べ厳しい環境変化に耐えられることが判明した。このことが本種が貧酸素が多発する東京湾奥で分布を急速に拡大できている理由と考えられた。本種は、原産地では食用貝として養殖されているだけに、本種が生息海域の生態系に与える影響調査などは行われていない。本種が移入したことで生態系へのかく乱といえるものは、生息場所を共有する在来二枚貝との餌をめぐる競合、また、本種は懸濁物ろ過食者であることから在来二枚貝の浮遊幼生を植物プランクトンと一緒に捕食してしまうことがあると思われるが、この影響はこの程度であるのかは今後の調査が必要である。さらに本種は太平洋西岸に生息するピノスガイと同属であるため将来、雑種を形成する可能性も捨て切れていないため、両種の DNA 解析が望まれる。

2.10 開発途上国の排水処理適地技術の考え方

2.10.1 はじめに

開発途上国では経済発展と人口増加が著しく、それに伴い生活系および工業系排水が増加したが、処理施設等の整備が追いつかず、未処理放流により水域の水質悪化も極めて深刻な状況である。また、多くの地域では不備なトイレシステムによる居住空間における衛生状況の悪化と水系感染症の蔓延も深刻な状況である。このような状況から工業排水処理施設ばかりでなく、し尿を居住空間から排除あるいは隔離可能な衛生設備の緊急な普及、整備が望まれている。しかしながら、これまで先進国で整備が進められてきた下水道システムなどは大きな初期投資を必要とし、また、維持管理費用も高く、開発途上国には負担が大きい。さらに、経済政策との兼ね合いから優先順位が低くなる場合もある。特に、公共事業要素の大きな生活系排水処理については規制管理者と事業者が同じとなり、対応が大幅に遅れる傾向がある。したがって、近年では対象となる地域や現場の諸条件に適応した「適地技術」あるいは「中間技術」といった技術の開発が推奨され、2003 年の世界水フォーラムにおける日本の「水行動集」（世界の水問題解決のための日本政府の具体的行動）にも適地技術の研究開発と技術移転が示されている。ここではこのような水を巡る状況を踏まえて、生活系排水に注目して、世界の状況、中国の排水処理動向および分散処理を中心とした適地技術開発事例を概説すると共に、これらを基に適地技術のあり方について循環型社会形成を踏まえた論点を整理した。

2.10.2 開発途上国を巡る生活排水処理の現況

WHO¹²⁷⁾によると世界の2002年における満足できる衛生設備の普及率は58%であり、1990年の49%から改善は見られるものの、いまだに26億人が満足できる衛生設備を享受できない状態にあるとされている。同じく、この影響で1年間に1800万人の人間が水系感染症である下痢症で死亡し、その90%が5歳以下の子供であることが報告されている¹²⁸⁾。ここで、「満足できる衛生設備」とはあらゆる種類のトイレシステムを含むが、少なくとも原理的に人間の排泄物(し尿)が居住空間(一般生活)から安全に隔離、分離されるものを指している。しかしながら、システムとして一番単純な縦穴型トイレ(Pit latrines)の深さが不十分で短時間で遺漏を生じるなどの施工や管理上の不具合を考慮することは難しいことに注意する必要がある¹²⁹⁾。いずれにしろ多くの人類が不衛生な状況に置かれていることが分かる。普及率の低さは特に開発途上国で著しく、南アジアで37%、サハラ以南のアフリカが36%と低くなっている¹²⁷⁾。

このような状況から国連ミレニアム開発目標(MDGs)では「目標7:環境の持続可能性の確保」の中でターゲット10として「2015年までに、安全な飲料水と基礎的な衛生施設を継続的に利用できない人々の割合を半減する」としている。指標としては「浄化された水源を継続して利用できる人口の割合」および「適切な衛生施設を利用できる人々の割合」となっている。なお、ここで「適切な」と「満足できる」は同義である。特に水系感染症リスク低減に直接繋がる衛生施設の普及は重要視されており、2002年のヨハネスブルグサミットでも重要な課題とされた。

上述したように満足できる衛生設備の普及率は1990年から9%増加したものの、この間に世界人口も52.6億人から62.3億人に増加しており、衛生設備を享受できない人口は横ばいで、水系感染症による死亡者数にも大きな改善は見られない。

2.10.3 中国における生活排水処理の現況

中国環境統計年報¹³⁰⁾によると2003年の排水排出量は460億トンであり、内訳は工業系排水が212億トン、生活系排水が248億トンであった。1998年時点と比べるとそれぞれの排水の増加率は工業系廃水で2.7%、生活系排水で6.6%であった。工業系排水は水の循環利用が進んで排出量が抑制されていると考えられる。1999年に

は生活系排水量が工業系排水量を上回るようになり、その格差は年々大きくなっている。

ここで工業系排水に関しては、排出基準達成率は89.2%であり、長江の中、下流域では概ね90%を超える状況となっている。一方、都市生活排水の処理率は25.8%と工業系排水に比べて大きく立ち後れているのが現状である。しかしながら2008年の北京オリンピック開催も相まって、都市生活排水処理には大きな投資が成されている。2003年1年間で93カ所(全体で511カ所)の処理場が新設され、処理率の伸びは3.5%であった。ここで処理場の処理能力だけで見ると処理率は45%となり、国家「第十次五カ年計画」(2001年~2005年)¹³¹⁾の目標値を達成するが、管渠建設の遅れ等が普及率の低さに繋がったと評価されている。いずれにしろ都市排水処理への投資が今後も同じペースで続けば今後10数年程度で高い普及率を達成すると考えられる。

一方、全人口の2/3以上を占める農村地域において生活系排水処理は大きな問題を抱えている。中国では従来、我が国と同様に、し尿を農地へ還元利用する長い歴史を有している¹³²⁾。1976の統計資料によると全国の肥料使用量の1/3以上がし尿で賄われており、都市からのし尿にしても1970年代末まではその大部分が農村へ移送され、循環利用されていた。1980年代後半から化学肥料の使用量が急増し、都市ばかりでなく農村においてもし尿余りが顕著となっている。

1999年中国環境保護総局は「農村生態環境保護強化に関する意見」の中で大都市および重要河川流域において農村生活排水(し尿を含む)、家畜ふん尿などを2002年までにすべて処理すると決めた。しかし現段階において、農村し尿処理に関する国および地方の規制はまだ決めておらず、中国衛生部の推進事業として農村衛生トイレ普及事業が全国に展開されている。2003年末に全国2.5億戸の農家の中で農村衛生トイレの普及率が約51%に達したと発表された。ここでの衛生トイレはWHOの定義する満足できる衛生施設と同じであると考えられるが、その衛生トイレの内容からみればし尿を一旦溜めて簡単な発酵を行うものがほとんどであり、し尿余りが顕著になりつつある農村地域における処理・処分という観点においては完全なものとは言えない。つまり、現状の衛生トイレも残渣の農地還元を基本としており、余剰化した場合は新たな汚染源となる可能性がある。このような状況から農村家庭におけるトイレの水洗化率が年々増

加していることを前提とし、かつ、深刻な閉鎖性水域での富栄養化対策も踏まえて、農村地域における生活系排水の高度処理（有機物だけでなく同時に窒素、リンも除去する）適地技術の開発も進められている。しかしながら中国の社会、経済状況から考えれば内陸部貧困地域において、このような技術の導入は先のことであり、メタン発酵槽の有効利用などを当面の対応策として地方政府が推進している。

2.10.4 中国における生活排水処理適地技術の実例

都市生活排水対策について、大都市では重点的な投資が行われており、今後も普及が促進されると考えられる。現在の都市生活排水処理法は標準活性汚泥法およびその変法が主流であり、一部では高度処理法も採用されている¹³³⁾。建設費などの初期投資は1日1トン当たりに換算すると1500～2000元であり、維持管理が同じく1トン当たり1.1元とされている¹³⁴⁾。また、水不足の深刻な北京などでは積極的な処理水の再利用が検討されており、中国全体としても大都市では処理施設は造水施設と位置付けられ集中化が図られる傾向にある^{135)、136)}。

中国では全国で約5万の中小都市（城鎮）があり、その人口は約2.6億人である。今後、これらの中小都市では人口集中が考えられ、今後、生活排水処理への投資が重点化していくと考えられる。しかしながら現在、大都市域で主流な標準活性汚泥法は建設費等にスケールメリットが大きく働く手法であり、反面、中小都市への適応には資金的な問題が大きく、より安価な手法の適応が望まれている。中国では1980年代に人工湿地や酸化池といった自然システムを活用した処理システムが検討され体系化されている。これらの手法は安価であるが、標準活性汚泥法と比較すると広大な敷地を必要とする。検討開始当時の社会・経済状況から都市排水処理手法として期待されたが、大都市域では急激な経済発展に伴う土地価格の上昇により、自然システムの実施例はあるが主流な手法とはなり得なかった。しかしながら中小都市ではこれらのシステムが単独あるいは嫌気性処理といった比較的安価な処理手法との組み合わせで活用されていくと予想される。

一方、前述したように農村部ではし尿余りの傾向が見られ、何らかの処理が必要となりつつあるが、これらは前述した都市

排水処理とは大きく異なる処理規模の小さな処理手法（分散型処理手法）が必要である。我が国では浄化槽などがその任を担っているが、開発途上国にとっては非常に高価なシステムであり、そのままの適用は極めて困難であり、「適地技術」が必要となる。

従来、中国ではメタン発酵による分散処理手法（バイオガスプラント）が1970年代から1980年代後半にかけて普及したが、ガス発生量が不安定である、ガス器具の腐食問題などの理由により一部地域を除き衰退した¹³⁷⁻¹⁴⁰⁾。しかし、近年では農村における衛生改善の強い要請から手法の見直し、新たな技術開発およびモデル事業が推進されている。

続いて、中国での適応が検討された、あるいはされつつある農村地域の生活系排水処理適地技術について概要を説明する。

①非循環二段式土壌トレンチ法^{141)、142)}

土壌トレンチ法は小規模分散型の処理手法として良く用いられる処理法であり、有機物の除去効率に優れている。また、処理水は一般的には地下浸透させるが、遮水シート等を用いて処理水を集水すれば中水としての再利用が容易である。しかしながら、窒素除去は不十分であった。中国では主要な閉鎖性水域に対する農村地域の生活排水を含む農村セクターからの窒素・リンの負荷割合が大きく、排水処理には高度処理が求められている。したがって、本手法は従来の土壌トレンチ法に窒素除去機構を付加したものである。ここで一方の栄養塩であるリンは土壌表面へ吸着除去される。

非循環二段式土壌トレンチのシステムフローを図82に示す。嫌気処理を行う腐敗槽と好機処理を行う土壌トレンチの組み合わせをひとつのユニットとする。土壌トレンチでは土壌中に多数の細孔がほぼ均一に開けられたトレンチ管を埋設し、細孔から汚水が土壌中に散布される。散布された汚水は土壌層を浸透する過程で処理さ

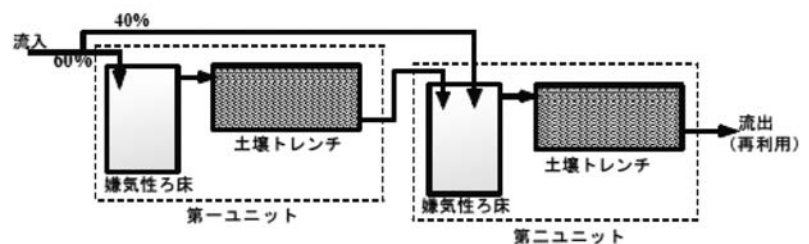


図82 非循環二段式土壌トレンチ法の処理フロー

れ、土壌層底部で集水される。流入排水は6：4でそれぞれのユニットに分配され、第一ユニットの土壌トレンチで硝化された窒素は第二ユニットの嫌気性ろ床で脱窒される。ここで第二ユニットに分配された排水中の有機物は脱窒の水素供与体として使われる。ユニット間の汚水移動は水位差に因るため動力を必要としない。

貴州省貴陽市では体育施設からの排水を対象として、処理規模 $3\text{ m}^3\cdot\text{日}^{-1}$ の施設で検討を行った後、 $30\text{ m}^3\cdot\text{日}^{-1}$ へスケールアップした。図83にスケールアップ後の施設を示す。これらは環境省の実証事業として技術移転されたものである。嫌気性ろ床HRTが12時間、トレンチ水量負荷 $100\text{ l}\cdot\text{m}^{-1}\cdot\text{日}^{-1}$ に設定した。

ここで流入水のCODcr, SS, T-N, T-Pの平均濃度はそれぞれ、65, 62, 12, $1.2\text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$ であり、通常の生活排水と比べるとかなり低いレベルであった。処理水の平均濃度はCODcr, SS, T-N, T-Pそれぞれ、12, 6.6, 2.3, $0.1\text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$ 、除去率は82, 89, 81, 92%となった。流入水の尿尿、雑排水負荷割合など、検討、整理すべき問題はあるものの、本手法の高度処理手法としての適用の可能が示されたと考えられる。また、貴陽では土壌がシルト質で透水性に欠けるため、砂、籾殻、鶏糞、堆肥を混合し、透水性を確保したが、これらの透水性確保への効果と処理水質に与える影響について今後の検討が必要である。

本手法の流入排水 1 m^3 あたりの建設費は600～900人民元であり、上述した標準活性汚泥法の1,500～2,000人民元と比べ1/2以下、同様に維持管理費が0.16～0.3人民元と1/4以下となり、本手法の優位性が示されたが、処理に必要な敷地面積は6倍となった。これらの比較を表15に示した。

②散水ろ床、人工湿地高度処理システム

2001年から始まった“国家高技術研究発計画(863計画)－太湖汚染制御および水体修復”中では、農村し尿を面源負荷削減対策の一環として研究ならびモデル事業を推進しているが、以下のような前提条件に基づいた技術開発が行われている。

- (1) 農村部は小河川および排水路が交錯し、大規模な排水の収集は困難である。
- (2) 住宅が20～200戸の範囲で集落を形成する 경우가多く、(1)と合わせて小

規模な集合処理が求められている。

- (3) 降雨時初期に集落から汚濁負荷が高い流出が見られ、対応が必要である。
- (4) 処理施設の建設費および運転管理費の制限が厳しい(建設費 $1,000\sim 1,300$ 人民元/ $\text{m}^3\cdot\text{生活排水}$ 、維持管理費 $0.1\sim 0.3$ 人民元/ $\text{m}^3\cdot\text{生活排水}$)。
- (5) 窒素およびリン除去目標はそれぞれ70%と80%である。

これらの条件を基に進められている検討の一例として、散水ろ床・人工湿地高度処理システムのフロー図を図84に示す。上記の条件を満足するため本システムで



図83 非循環二段式土壌トレンチ法の施工例 (中国貴陽市)

表15 標準活性汚泥法と非循環二段式土壌トレンチ法の費用

	非循環二段式土壌トレンチ法 ^{10,11)}	標準活性汚泥法 ⁸⁾
建設費(中国元/ m^3 汚水/日)	600 - 900	1,500 - 2,000
運転費(中国元/ m^3 汚水/日)	0.16 - 0.3	1.1
敷地面積(m^2 / m^3 汚水)	6 - 8	0.85 - 1.2

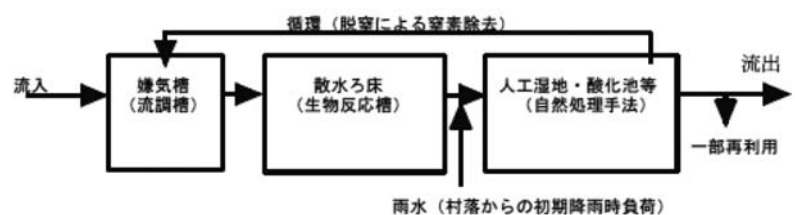


図84 散水ろ床・人工湿地高度処理法の処理フロー

は一般的な散水ろ床法の原理に基づいているが、散水ろ床からの処理水を最初の嫌気槽に戻し、窒素除去を行っている。接触材として粘土の焼結物（直径 1 cm 程度）および膨張真珠岩の破碎物が用いられている。また、後段には主として窒素およびリンの高度処理を目的とした小規模なラグーンおよび人工湿地が設けられており、降雨時初期における集落からの汚濁負荷にも対応する設計となっている。なお、人工湿地には焼き物が盛んなモデル実証地域で大量に発生する焼き物の型枠（石膏製）の破碎物が物理吸着によるリン除去効率化のために充填されている。本システムのこれまで得られた処理性能は COD_{Cr}、T-N、T-P および NH₄ の除去率がそれぞれ、70%、75%、80% および 95% 以上であった。また、流入汚水 1 m³あたりの建設費と運転費は 1,000 人民元と 0.21 人民元であると考えられており、開発目標は達成されているが、耐用年数の算定など費用面での検討課題も多い。

一般的に散水ろ床法はエネルギー消費の少ない好氣的処理法であるが、高度処理に対応する手法ではない。今回の技術開発では嫌気処理および後段に自然処理システムを組み合わせることで窒素・リン除去の効率化を図っている。処理システムの全体を図 85 に示すが、中央奥の長方形の槽が散水ろ床槽であり、手前が自然処理システムである。

このモデル事業ではこの他に複数の技術開発が実施されているが、基本的な考え方は同じで嫌気処理、低コストな生物処理および人工湿地などの自然処理の組み合わせであり、降雨時の農村からの流出負荷は自然処理部分で対応している。したがって、自然処理に係る土地専有面積が大きくなるが、運転管理費は低廉となり、土地利



図 85 散水ろ床・人工湿地高度処理法の施工例 (中国宜興市)

用に余裕のある農村部の特徴を生かしたものと考えられる。いずれにしろ、実証試験が開始されたばかりであり、処理性能のみならず健康的リスクを含めてシステム全体が農村環境に与える影響を検討していく必要がある。

2.10.5 エコロジカルサニテーションについての考え方

現在、図 86 に示した概念によるエコロジカルサニテーションに関する議論、関連する研究開発および技術移転が盛んである。図 86 に示したようにエコロジカルサニテーションの概念は特に新しいものではなく、ある域内での窒素・リン循環を完結型に近づけるといものである。考え方自身は新しいものではないが、集中・巨大化していった下水道システムの持続可能性に対する懸念を反映したものである。基本的には物質循環を考える上で、可能な限り分散的なサニテーションシステムを想定して域内での循環利用の効率化を図るものである。図からも明らかなようにし尿に含まれる窒素・リンの農地還元および生活用水の循環再利用と関連するエネルギー消費の低減化の促進が考え方の主体となっている。

生活排水は従来、「し尿」と「生活雑排水」の二つのカテゴリーで扱われることが一般的であり、従来下水道システムでは両者を迅速に排除、処理することを基本としてきた。一方、エコロジカルサニテーションでは生活排水をさらに細分化することによりそれぞれの特徴に応じて循環利用を検討しようというものである。例えば、し尿は「し」と「尿」に分け、健康リスクの高低で取り扱いを差別化するものであり、雑排水も有機物濃度の高い台所排水を除けば中水としての再利用は簡便であり、処理すべき排水量の軽減にも繋がる。

これらの考え方は我が国を含む東アジア地域で伝統的なものであり、我が国では 1960 年代までは痕跡を見つ

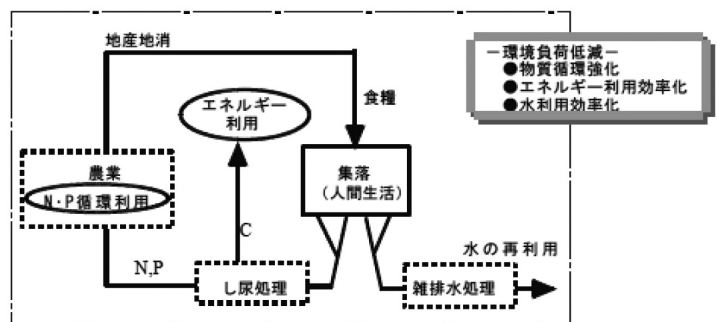


図 86 エコロジカルサニテーション概念図

けることができる¹⁴³⁾。しかし、その後は経済発展に伴う産業構造の変化、都市化の進行や化学肥料の台頭により、様々な地域でし尿余りが顕著となり、大規模な下水道システムに取って代わられた。これらの傾向は韓国、中国でも同様である。したがってエコロジカルサニテーションの実現のためには都市と農村における衛生管理、農業形態、都市と農村の経済的関係、サニテーションに関する伝統的な考え方などや都市の必然性を含めた包括的な検討が必要である¹⁴⁴⁾。

2.10.6 開発途上国の排水処理適地技術のあり方

先進国、途上国含めて大都市域で一般的な下水道システムは衛生学的に見れば最も優れたシステムと考えられる。しかしながらシステムの基本は「速やかな排除」にあり、物質循環に配慮されたものではなく、大きなエネルギー消費を前提としている。しかしながら都市に対しては極めて有効なシステムであり、上記に示した矛盾からも、有用性が卓越しているシステムと考えられる。また、し尿に対しては宗教観や伝統文化が強く影響する側面もあり、循環利用が極めて困難な場合もある。MDGsが第一に考慮しているのは安全・安心なトイレシステムの普及による水系感染症死亡者の削減である。しかしながらトイレを巡る状況は、当該地域の経済などの社会状況につれて大きく変化し、貯留型トイレが普及されてもし尿が行き場を失えば、結果として大きな汚染源となり得る。

このような観点から、「適地技術」は導入される地域の現状において選択されるが、その後の変化に対応可能な計画が考慮されなくてはならない。我が国や東アジア地域のし尿を巡る歴史は都市と農村の間に良好な循環関係が成立していたが、それらが崩壊し、水質汚濁をもたらすという極めて類似した流れを経ている。したがって、今後の循環型社会を俯瞰する上からもこれらの流れを再度、把握し、整理する必要がある。いずれにしろこれまでの排水処理対策は現実の問題点解決のための対応であり、今後の適地技術はその後も見据えた持続可能性が担保されなくてはならない。

2.10.7 まとめ

ここでは開発途上国の排水処理適地技術に関して特に問題の大きい生活系排水（し尿）について中国を中心として現況を概観し、今後の考え方を示してきた。当然の

ことであるが、「適地技術」を考える上では単に技術的側面ばかりではなく、宗教観を含む社会的状況を考える必要があり、特に技術の享受者である住民の理解と合意が最も重要である。したがって、物質循環のこれらの中で検討されるべきであり、「技術要素」、「社会便益」、「住民価値観」といった部分での最大公約数的な検討が必要である。

2.11 まとめ

本研究では、21世紀の東アジアにおける持続性のある社会経済発展を保障する重要な要素である流域内生態系の機能の広域的な観測手法の確立と、機構モデルとの同化による流域圏の環境管理技術への展開のための基礎的な成果をまとめた。

(I) 衛星データを利用したアジア・太平洋地域の統合的モニタリングに関する研究では、(i) 東アジアにおける生態系機能を科学的に解明し、環境の時系列変化を継続的に追跡・把握するために国環研と中国科学院が共同で衛星MODISの受信局を北京とウルムチに設置し、東アジアの観測ネットワークを構築した。また(ii) 衛星データ及び地上観測により、陸域における水・物質循環にとって重要なパラメーター(植生分布、地表面温度、積雪量、降雨分布、土壌水分量、等)の計測手法を開発するとともに、水動態フラックス及び陸域の生物生産量の推定手法を開発することを目標に、以下の成果を上げた。

- (1) ウルムチと北京に高性能地球観測センサMODISの受信局を開設した。シンガポール、オーストラリアの受信局とのネットワーク体制を組み、5つの検証用地上観測点と2つのデータ解析よりなるアジア太平洋モニタリング体制を確立した。
- (2) 5つの生態機能観測点の地上観測データを用いて、畑、水田、草原と塩類土壌地域の水文プロセス、炭素フラックス、純一次生産性などを解析した。
- (3) 高頻度衛星センサによって得られるNDVI時系列データセットを用いた土地被覆変化を検知するための手法を開発した。
- (4) 衛星による光合成能と反射スペクトルの計測に基づく乾燥地・半乾燥地植生の植物生産量の推定手法を開発した。
- (5) MODISによる実水位データと湖底地形のDEMと

を組み合わせた湖沼の貯水量を推定する手法を開発した。⑥河川水面幅を衛星観測することで、リアルタイムの流量推定手法を開発した。

(II) 長江・黄河流域における水循環変化による自然資源劣化の予測とその影響評価に関する研究では、(i) 中国における人為的な水循環変動が水資源保全能力、農業生産能力等の生態系機能に与える影響を予測するための陸域環境統合モデルの確立、(ii) ダム建設、長江・黄河流域間水輸送等の電力・水資源開発や、植林、節水型農業、工場・生活排水処理等の環境保全対策オプションが流域圏の生態系機能に与える影響評価を行い、流域圏の持続発展のための環境管理計画を提示することを目標に以下の成果を上げた。

- (1) 水田からの流出特性を表現したモデルを組み込んだ降雨流出モデルを開発し、長江全流域における水文事象の再現が可能となった。また、流域土壌水分の時系列変化も表現可能となった。
- (2) 洞湖庭と長江本流との相互作用をモデル化することで、三峡ダムの洪水制御機能評価を可能とした。
- (3) 洪水氾濫モデルを開発した。
- (4) 大流域スケールの降雨による表面土砂の侵食モデルを開発し、降雨流出モデルと組み合わせて、年間および月単位での土砂生産量の推定が可能となった。
- (5) 地表流・土中水・地下水流を統合し衛星データの使用により植生の季節変化を考慮したグリッド型水循環・熱収支モデルの開発をした。
- (6) 長江本川に適用可能な環境負荷と流量との相関式を確立した。
- (7) 産業連関アプローチによる長江流域水需要及び汚濁負荷発生インベントリモデルの開発を行った。
- (8) 1998年の長江大洪水に対する三峡ダムの洪水制御機能を、想定ダム水位シナリオに基づいて検討した。
- (9) 流域洪水対策として中国で実施されている退耕還林政策の土砂力学的検討を可能とした。
- (10) 三峡ダム湖の富栄養化の可能性を検討し、上流域での汚濁負荷制御の必要性を示した。
- (11) 華北平原の地下水利用灌漑農業の持続的利用性を可能とする灌漑方法の検討を可能とした。

(III) 東シナ海における長江経由の汚染・汚濁物質の動態と生態系影響評価では、長江流域起源で東シナ海に流入する汚濁物質の海洋生態系内での物質循環を河口域における流入物質の定量と河口域生態系の遷移機構調査や東シナ海での拡散輸送過程調査の実施により明らかにすることを目標に、以下の成果を上げた。

- (1) 長江経由で東シナ海に流入する汚濁負荷量の回帰モデルを確立した。
- (2) MODIS等を用いた懸濁物質濃度分布推定手法の枠組みを確立した。
- (3) 長江河口域および東シナ海において航海調査を実施し、河口から外洋域にかけての生態系構成種の遷移、長江起源希釈水の関与等を検討した。

(IV) 沿岸域環境総合管理研究では、陸域からの汚濁負荷や開発等人為的改変にとまなう底生生態系を含む沿岸海域生態系の変動予測手法と海域環境管理モデルを開発することを目標に、以下の成果を上げた。

- (1) 東京湾に設置した人工干潟を用いて、二枚貝の生残や成長を検討し、その浄化機能評価モデルを開発した。
- (2) 人工干潟における底生生物生息場保全のための曝気等の外的操作技術の開発とその効果の評価手法を開発した。

2.12 謝辞

本研究課題遂行するに当たり、中国科学院地理科学与資源研究所 所長劉紀遠教授には共同研究の細部に至るまでお世話になりました。

MODIS衛星データを利用した流域環境管理研究では地理科学与資源研究所の庄大方先生、中国科学院地理信息産業發展中心の呉秋華先生にお世話になりました。

長江および沿岸域調査では、中国華東師範大学環境学院院长陳中原先生ならびに中国水利部長江水利委員会の沈泰副主任、徐保華総工程師には多くのご協力と貴重なご助言を頂きました。

ここに深く謝意を表します。

引用文献

- 1) 国立環境研究所 (2001) 流域環境管理に関する国際共同研究 平成8～12年度. 国立環境研究所

- 特別研究報告, SR-44-2001, 55 p.
- 2) 国立環境研究所 (2003) 東アジアの流域圏における生態系機能のモデル化と持続可能な環境管理プロジェクト 平成 13～14 年度. 国立環境研究所特別研究報告, SR-58-2003, 80 p.
 - 3) Watanabe M., Wang Q-X., Hayashi S. et al. (2004) A Methodology of Integrated Environmental Monitoring: A Review on Researches of APEIS Project (in Chinese), *Acta Geogr. Sinica*, 59 (1), 3-12.
 - 4) Watanabe M., Wang Q-X., Hayashi S. et al. (2005) Monitoring and Simulation of Water, Heat, and CO₂ Fluxes in Terrestrial Ecosystems Based on the APEIS-FLUX System., *J. Geogr. Sci.*, 15 (2), 131-141.
 - 5) Wang Q-X., Watanabe M., Hayashi S. et al. (2004) Monitoring and Simulation of Water, Heat and CO₂ Fluxes in Various Terrestrial Ecosystems (in Chinese), *Acta Geographica Sinica*, 59 (1), 13-24.
 - 6) Wang Q-X., Watanabe M., Ouyang Z. (2005) Simulation of water and carbon fluxes using BIOME-BGC model over crops in China, *Agric. and Forest Meteorol.*, 131 (3-4), 209-224.
 - 7) Sun Z-G., Wang Q-X., Ouyang Z. et al. (2004) Validation of the Feasibility of MOD16 Algorithm for Estimating Crop Field Vapor Flux in North China Plain (in Chinese). *Acta Geogr. Sinica*, 59 (1), 49-55.
 - 8) Li Y-N., Wang Q-X., Gu S. et al. (2004) Integrated Monitoring of Alpine Vegetation Types and its Primary Production (in Chinese). *Acta Geogr. Sinica*, 59 (1), 40-48.
 - 9) Li Y-N., Zhao X-Q., Cao G-M., Zhao L., Wang Q-X. (2004) Analysis on Vegetation Productivity of Alpine Meadow Ecosystem, *Plateau Meteorol.* (in Chinese), 23 (4), 558-567.
 - 10) Xu S-X., Zhao X-Q., Li Y-N., Zhao L., Cao G-M., Tang Y-H., Gu S., Wang Q-X., Du M-Y. (2004) Characterizing CO₂ fluxes for growing and non-growing seasons in a shrub ecosystem on the Qinghai-Tibet Plateau. *Science in China: Ser. D Earth Sci.*, Vol. 48 Supp. I, 133-140.
 - 11) Li Y., Wang Q-X., Ma J. et al. (2004) Water, Heat and CO₂ Transfer over a Salinized Desert in the Arid Area (in Chinese). *Acta Geogr. Sinica*, 59 (1), 33-39.
 - 12) Hasi B., Wang Q-X., Watanabe M., Yang Y-H., Ma J-W. (2005) Land cover classification from MODIS EVI times-series data using SOM neural network, *Int. J. Remote Sensing*. 26 (22), 4999-5012.
 - 13) Matsushita B., Yang C-F., Chen J., Wang Q-X. et al. (2004) Accurate Estimation of Net Primary Productivity (NPP) of Terrestrial Ecosystem at the Regional Scale (in Chinese). *Acta Geogr. Sinica*, 59 (1), 80-87.
 - 14) Zhou C-P., Ouyang H., Wang Q-X. et al. (2004) Estimation of Net Primary Productivity in Tibetan Plateau (in Chinese). *Acta Geogr. Sinica*, 59 (1), 74-79.
 - 15) Buhe A., Ma J-W., Wang Q-X. et al. (2004) Scaling Transformation of Remote Sensing Digital Image with Multiple Resolutions from Different Sensors (in Chinese). *Acta Geogr. Sinica*, 59 (1), 101-110.
 - 16) Sun Z-G., Wang Q-X., Ouyang Z., Watanabe M., et al. (2005) Evaluation of MOD16 Algorithm Using MODIS and Ground Observational Data in Winter Wheat Field in North China Plain. *Hydrol. Processes*. Accepted.
 - 17) Xiang B., Watanabe M., Wang Q-X., Hayashi S., Liu J-Y. (2005) Nitrogen budgets of agricultural fields of the Changjiang River basin from 1980 to 1990, *Science of the Total Environment*, In Press, Available online 21 September (2005).
 - 18) Liu C., Watanabe M., Wang Q-X., (2006) Nitrogen Transported to Three Gorges Dam from Agroecosystem during 1980-2000, *Biogeochem.*, Accepted.
 - 19) 長江水利委員会編 (1997) 三峡工程生態環境影響研究, 湖北科学技術出版社, 1-290.
 - 20) 長江水利委員会編 (1997) 三峡工程水文研究, 湖北科学技術出版社, 1-313.
 - 21) 王家柱 (1998) 長江流域環境治理和三峡工程, *中国三峡建設*, 5 月号, 1-4.
 - 22) 長江年鑑編纂委員会 (1999) 長江年鑑 1999, 長江水利委員会長江年鑑社出版.
 - 23) 徐開欽 (2001) 中国長江流域における水環境の現状と課題. *ECO-Frontier (エコフロンティア)*

- NO. 6, 特集：流域管理の多様性と課題, 31-41.
- 24) 徐 開欽, 林 誠二, 村上正吾, 牧 秀明, 渡辺正孝 (2000) 中国長江流域の水環境問題 (3) - 三峡ダムプロジェクトの概要. 用水と廃水, 42, (9), 807-815.
- 25) 徐 開欽, 張 継群, 村上正吾, 陳 中原, 渡辺正孝 (2003) 長江流域における土砂堆積の動向分析 - 2000 年長江土砂公報より, 用水と廃水, 45 (3), 247-253.
- 26) 中国科学院環境評価部, 長江水資源保護科学研究所編 (1996) 長江三峡水利プロジェクト環境影響報告書 (簡写本), 科学出版社, 1-63.
- 27) 徐 開欽, 張 継群, 渡辺正孝 (2001) 中国長江流域の水環境問題 (7) - 水質汚濁の現状と対策. 用水と廃水, 43 (5), 408-418.
- 28) 徐 開欽, 張 継群, 渡辺正孝 (2001) 中国における水環境の現状 - 2000 年「中国環境現状公報」より -, 用水と廃水, 43 (9), 781-786.
- 29) 徐 開欽, 渡辺正孝, 須藤隆一 (2002) 中国における水環境の現状と都市污水处理システムの動向 (2), 月刊浄化槽, 311, 27-31.
- 30) 長江技術経済学会 (1999) 長江流域的水与可持続発展, 中国水利水電出版社, 211-229.
- 31) 国家環境保護総局 (1998-2005) 長江三峡工程生態与環境監測公報.
- 32) 国家環境保護総局 (2001) 三峡庫区及其上遊水汚染防治計画.
- 33) 徐 開欽 (2003) 三峡ダム湖が貯水開始 - 世界最大級の水力発電所が発電開始へ -, 用水と廃水, 45 (10) 908-911.
- 34) 徐 開欽, 張 継群, 陳 中原, 渡辺正孝 (2004) 三峡ダム区域における水質汚濁の現状とその防止対策., 資源環境対策, 40 (2), 89-98.
- 35) Kato N. Akimoto H. (1992) Anthropogenic emissions of SO₂ and NO_x in Asia: Emission inventories, *Atmospheric Environment*, 26A (16), 2997-3017.
- 36) Klimont Z., Amann M., Cofala J., Gyarmas F., Klaassen G., Schopp W. (1994) An emission inventory for the Central European Initiative 1988, *Atmospheric Environment*, 28 (2), 235-246.
- 37) Sokona Y. (1995) Greenhouse gas emission inventory for Senegal, 1991, *Environmental Monitoring and Assessment*, 38, 291-299.
- 38) Kato N. (1996) Analysis of structure of energy consumption and dynamics of emission of atmospheric species related to the global environmental change (Sox, NO_x, And CO₂) in Asia, *Atmospheric Environment*, 30 (5), 757-785.
- 39) Gielen D.J. (1997) Potential CO₂ emissions in the Netherlands due to carbon storage in materials and products, *Ambio*, 26 (2), 101-106.
- 40) Baldasano J.M., Soriano C., Boada L. (1999) Emission inventory for greenhouse gases in the City of Barcelona, 1987-1996, *Atmospheric Environment*, 33, 3765-3775.
- 41) Woo J-H., Baek J.M., Kim J-W, Carmichael GR., Thongboonchoo N., Kim S.T., An J.H. (2003) Development of a multiresolution emission inventory and its impact on sulfur distribution for Northeast Asia, *Water, Air and Soil Pollution*, 148, 259-27.
- 42) Kainuma M., Matsuoka Y., Morita T. (2000) Estimation of embodied CO₂ emission by general equilibrium model, *European Journal of Operational Research*, 122, 392-404.
- 43) Leontief W.W. (1966) *Input-Output Economics*, New York, Oxford Univ. Press.
- 44) Leontief W. (1970) Environmental Repercussion and Economic Structure, An Input-Output approach, *The Review of Economics and Statistics*, 52, 262-271.
- 45) Duchin F, Szyld D.B. (1985) A dynamic input-output model with assured positive output, *Metroeconomica*, 37, 269-282.
- 46) Gay P.W., Proops J.L.R. (1993) Carbon dioxide production by the UK economy, An input-output assessment, *Applied Energy*, 44 (2), 113-130.
- 47) Lave L., Hendrickson B., E.C.-F.C.T., McMichael F.C. (1995) Using input-output analysis to estimate economy-wide discharges, *Environ. Sci. & Technol.*, 29 (9), 420-426.
- 48) Lenzen M. (1998) Primary energy and greenhouse gases embodied in Australian final consumption: an input-output analysis, *Energy Policy*, 26 (6), 495-506.

- 49) Nansai K., Moriguchi Y., Tohno S. (2003) Compilation and application of Japanese inventories for energy consumption and air pollutant emissions using input-output tables, *Environ. Sci. & Technol.*, 37 (9), 2005-2015.
- 50) Suh S., Lenzen M., Treloar G.J., Hondo H., Horvath A., Huppes G, Jolliet O., Klann U., Krewitt W., Moriguchi Y., Munksgaard J., Norris G (2004) System boundary selection in Life-Cycle inventories using hybrid approaches, *Eviron. Sci. & Technol.*, 38 (3), 657-664.
- 51) Femg J.-J. (2003) Allocating the responsibility of CO2 over-emissions from the perspective of benefit principle and ecological deficit, *Ecol. Econ.*, 46, 121-141.
- 52) Huang G.H., Anderson W.P., Baetz B.W. (1994) Environmental input-output analysis and its application to regional solid-waste management planning, *J. Environ. Manage.*, 42, 63-79.
- 53) Nakamura S. An interindustry approach to analyzing economic and environmental effects of the recycling of waste, *Ecol., Econ.*, 28, 133-145.
- 54) Lenzen M., Murray X.A., Amodified ecological footprint method and its application to Australia, *Ecol. Econ.*, 37, 229-255, 2001
- 55) Femg J.-J., Using composition of land multiplier to estimate ecological footprints associated with production activity, *Ecol. Econ.*, 37, 159-172.
- 56) Duarte R., Sanchez-Choliz J., Bielsa J. (2002) water use in the Spanish economy: an input-output approach, *Ecol. Econ.*, 143, 71-85.
- 57) Ni J.R., Zhong D.S. Huang Y.F., Wang H. (2001) Total waste-load control and allocation based on input-output analysis for Shenzhen, South China, *J Environ. a Manage.*, 61, 37-49.
- 58) Environmental Protection Agency (1993) Hydrological simulation program: FORTRAN, Users manual for Release 10.
- 59) Crawford W.H., Linseley R.K. (1966) Digital simulation in hydrology: Stanford Watershed Model IV, Tech. Rep. 39, Dept. Civil Engrg., Stanford Univ.
- 60) 村上正吾, 林 誠二, 渡辺正孝, 徐 開欽, 陳 中原 (2004) 表面侵食モデルによる嘉陵江流域の土砂生産量推定 - 長江 (揚子江) 上流域を対象として -, *水工学論文集*, 48, 1117-1122.
- 61) Hayashi S., Murakami S., Watanabe S., Xu B-H. (2004) HSPF simulation of runoff and sediment loads in the upper Changjiang river basin, *J. Environ. Eng., ASCE*, 130 (7), 801-815.
- 62) USDA, Erosion rate estimates by USLE, Web Online Document (<http://www.nhq.nrcs.usda.gov/land/tables>)
- 63) 向 治安, 喻 学山, 劉 載生, 陳 時岩 (1998) 長江土砂の来原, 輸送と堆積特性についての分析, 第13回日中河川会議論文集, 211-228.
- 64) 本間 仁, 安藝滉一編 (1972) 物部水理学, 567-568.
- 65) 長尾正志 (1975) 確率雨量配分曲線の理論的推定, *土木学会論文報告集*, 243, 33-46.
- 66) GLOBE Task Team. (1999) The Global Land One-kilometer Base Elevation (GLOBE) Digital Elevation Model, Version 1.0., National Oceanic and Atmospheric Administration, Natl. Geophys. Data Cen.
- 67) Hayashi S., Murakami S., Watanabe M. et al. (2004) Simulation of Water Runoff Using Estimated Global Precipitation Data: Taking the Upper Reaches of the Changjiang River as an Example. *J. Geogr. Sci.*, 59 (1), 125-135.
- 68) Murakami S., Hayashi S., Watanabe M. (2004) Application of Surface Erosion of Sediment Yield Model to Jialingjiang Watershed. *J. Geogr. Sci.*, 59 (1), 136-142.
- 69) 徐 開欽 (2002) 東シナ海における長江経由の汚染・汚濁物質の動態と生態系影響に関する研究 (平成11~13年度) (1) 長江経由の汚染・汚濁物質の負荷量把握に関する研究. 環境省地球環境研究総合推進費終了研究報告書, 7-16.
- 70) 鄒 景忠 (1992) 中国海洋科学研究及開発. 赤潮生物与赤潮災害研究, 青島出版社, 284-287.
- 71) Lu D., Goebel J., Qi Y., Zou J., Gao Y. (2002) *Prorocentrum donghaiense*-a high biomass bloom-forming species in the East China Sea. *Harmful Algae News*, 23, 1-5.
- 72) 渡辺正孝 (2002) 東シナ海における長江経由の汚

- 染・汚濁物質の動態と生態系影響に関する研究 (平成11～13年度) (4) 長江経由の汚染・汚濁物質が海洋生態系に与える影響予測に関する研究, 環境省地球環境研究総合推進費終了研究報告書, 75-88.
- 73) 越川 海 (2003) 東アジアの流域圏における生態系機能のモデル化と持続可能な環境管理プロジェクト (平成13～14年度). 長江経由の環境負荷が東シナ海・長江河口域の海洋環境に及ぼす影響に関する研究, 国立環境研究所特別研究報告, SR-58-2003, 53-59.
- 74) Shen H., Pan D. (2001) Turbidity maximum in the Changjiang estuary.
- 75) Mackey M.D., Mackey D.J., Higgins H.W., Wright S.W. (1996) CHEMTAX- a program for estimating class abundances from chemical markers: application to HPLC measurements of phytoplankton, *Marine Ecol. Progr. Series*, 144, 265-283.
- 76) SU Y., Weng X. (1994) Water masses in China Seas. *Oceanology of China Seas*, 1, 3-16.
- 77) Jiao N.Z., Yang Y.H., Koshikawa H., Watanabe M. (2002) "Influence of hydrographic conditions on picoplankton distribution in the East China Sea, *Aquatic Microb. Ecol.*, 30, 37-48.
- 78) Gordon H.R., Clark D.K., Mueller J.L., Hovis W.A. (1980) Phytoplankton pigments from the Nimbus-7 Coastal Zone Color Scanner, Comparisons with surface measurements, *Sci.*, 210, 63-66.
- 79) Hovis W.A., Clark D.K., Austin R.W., Wilson W.H., Baker E.T., Ball D., Gordon H. R., Mueller J.L., El-Sayed S.Z., Sturm B., Wrigley R.C., Yentsch C.S. (1980). Nimbus-7 Coastal Zone Color Scanner: System description and initial imagery, *Sci.*, 210: 60-63.
- 80) Hooker S.B., Esaias W.E., Feldman G.C., Gregg W.W., McClain C.R. (1992) An overview of SeaWiFS and ocean color. In NASA Tech. Memo. 104566, Vol. 1 (S.B. Hooker and E.R. Firestone, Ed.), NASA Goddard Space Flight Center, Greenbelt, MD.
- 81) Esaias W.E., Abbott M.R., Barton I., Brown O.B., Campbell J.W., Carder K.L., Clark D.K., Evans R.H., Hoge F.E., Gordon H.R., Balch W.M., Letelier R., Minnett P.J. (1998) An overview of MODIS capabilities for ocean science observations. *IEEE Trans. Geosci. Remote Sensing*, 36, 1250-1265.
- 82) Kirk J.T.O. (1984). Dependence of relationship between inherent and apparent optical properties of water on solar altitude. *Limnol. & Oceanogr.*, 29, 350-356.
- 83) Falkowski P.G., Raven J.A. (1997) *Aquatic Photosynth.* (Malden: Blackwell).
- 84) Beherenfeld M.J., Falkowski P.G. (1997) A consumer's guide to phytoplankton primary productivity models. *Limnol. & Oceanogr.*, 42, 1479-1491.
- 85) JOINT I., GROOM S.B. (2000) Estimation of phytoplankton production from space: current status and future potential of satellite remote sensing. *J. Exp. Marine Biol. & Ecol.*, 250, 233-255.
- 86) Morel A., Prieur L. (1977) Analysis of variations in ocean color. *Limnol. & Oceanogr.*, 22, 709-722.
- 87) Carder K.L., Hawes S.K., Baker K.A., Smith R.C., Steward R.G., Mitchell B.G. (1991) Reflectance model for quantifying chlorophyll a in the presence of productivity degradation products, *J. Geophys. Res.*, 96, 20599-20611.
- 88) Darecki M., Stramski D. (2004) An evaluation of MODIS and SeaWiFS bio-optical algorithms in the Baltic Sea. *Remote Sensing of Environ.*, 89, 326-350.
- 89) Lavender S.J., Pinkerton M.H., Froidefond J.M., Morales J., Aiken J., Moore G.F. (2004) Use of a Spectralon panel to measure the downwelling irradiance signal: case studies and recommendations. *Int. J. Remote Sensing*, 25, 1481-1488.
- 90) Sugihara S., Kishino M., Okami N. (1985) Estimation of water quality parameters from irradiance reflectance using optical models. *J. Oceanog. Soc. Japan*, 41, 399-406.
- 91) Lee Z., Carder K.L., Hawes S.K., Steward R.G., Peacock T.G., Davis C.O. (1994) Model for the interpretation of hyperspectral remote-sensing reflectance. *Applied Optics*, 33, 5721-5732.
- 92) Tassan S. (1994) Local algorithms using SeaWiFS data for the retrieval of phytoplankton pigments,

- suspended sediment, and yellow substance in coastal waters. *Applied Optics*, 33, 2369–2378.
- 93) Dekker A.G., Hoogenboom H.J., Goddijn L.M., Malthus T.J.M. (1997) The relation between inherent optical properties and reflectance spectra in turbid inland waters. *Remote Sensing. Rev.*, 15, 59–74.
- 94) Sathyendranath S., Cota G., Stuart V., Maass H., Platt T. (2001) Remote sensing of phytoplankton pigments: a comparison of empirical and theoretical approaches. *Int. J. Remote Sensing*, 22, 249–273.
- 95) Doerffer R., Fisher J. (1994) Concentrations of chlorophyll, suspended matter, and gelbstoff in case II waters derived from satellite coastal zone color scanner data with inverse modelling methods. *J. Geophys. Res.*, 99 (No. C4, 7), 4577–4660.
- 96) Gordon H.R., Wang M. (1994 a) Retrieval of water-leaving radiance and aerosol optical thickness over the oceans with SeaWiFS: A preliminary algorithm,” *Applied Optics*, 33: 443–452.
- 97) Gordon H.R. (1997) Atmospheric correction of ocean color imagery in the Earth Observing System era,” *J. Geophys. Res.*, 102, 17, 081–17, 106.
- 98) Ruddick KG; Ovidio F, Rijkeboer M. (2000) Atmospheric correction of SeaWiFS imagery for turbid coastal and inland waters. *Applied Optics*, 39, 897–912.
- 99) Kahru M. Mitchell B.G. (1999) Empirical chlorophyll algorithm and preliminary SeaWiFS validation for the California Current. *Int. J. Remote Sensing*, 20, 3423–3429.
- 100) O’Reilly, J.E., Maritorena S., Mitchell B.G., Siegel D.A., Carder K.L., Garver S.A., Kahru M., McClain C., (1998) Ocean color chlorophyll algorithms for SeaWiFS. *J. Geophys. Res.*, 103, 24, 937–24, 953.
- 101) O’Reilly J.E. et al. (2000) Ocean color chlorophyll a algorithms for SeaWiFS, OC2, and OC4: Version 4. In: J.E. O’Reilly and co-authors, SeaWiFS Postlaunch Calibration and Validation Analyses, Part 3. NASA Tech. Memo. 2000–206892, Vol. 11, S.B. Hooker and E.R. Firestone, Eds., NASA Goddard Space Flight Center, Greenbelt, Maryland, 9–23.
- 102) Carder K.L., Chen F.R., Lee Z.P., Hawes S.K. Kamykowski D. (1999) Semianalytic Moderate-Resolution Imaging Spectrometer algorithms for chlorophyll a and absorption with bio-optical domains based on nitrate-depletion temperatures. *J. Geophys. Res.* 104, 5, 403–5, 421.
- 103) Carder K.L., Chen F.R., Lee Z.P., Hawes S.K. Kamykowski D. (1999) Semianalytic Moderate-Resolution Imaging Spectrometer algorithms for chlorophyll a and absorption with bio-optical domains based on nitrate-depletion temperatures. *J. Geophys. Res.* 104, 5, 403–5, 421.
- 104) Chomko R.M., Gordon H.R., Maritorena S., Siegel D.A. (2003) Simultaneous retrieval of oceanic and atmospheric parameters for ocean color imagery by spectral optimization: A validation. *Remote Sensing of Environ.*, 84, 208–220.
- 105) Binding C.E., Bowers D.G., Mitchelson-Jacob E.G. (2003) An algorithm for the retrieval of suspended sediment concentrations in the Irish Sea from SeaWiFS ocean colour satellite imagery. *Int. J. Remote Sensing*, 24, 3791–3806.
- 106) Cota G.F., Wang J. Comiso, J.C. (2004) Transformation of global satellite chlorophyll retrievals with a regionally tuned algorithm. *Remote Sensing of Environ.*, 90, 373–377.
- 107) Gordon H.R., Wang M. (1994 b) Influence of oceanic whitecaps on atmospheric correction of ocean-color sensor, *Applied Optics*, 33, 754–763.
- 108) Frouin R., Schwindling M., Deschamps P.Y. (1996) Spectral reflectance of sea foam in the visible and near-infrared – In situ measurements and remote sensing implications. *J. Geophys. Res.*, 101, 14, 361–14, 371.
- 109) Preisendorfer R. (1961) Application of Radiative Transfer theory to light measurements in the sea. *International Union of Geodesy and Geophys. Monogr.* 10, 11–29.
- 110) Preisendorfer R.W., (1976) *Hydrologic Optics*. U.S. Department of Commerce/NOAA.
- 111) Bukata R.P., Jerome J.H., Kondratyev K.Y.,

- Pozdnyakov D.V. (1995) *Optical Properties and Remote Sensing of Inland and Coastal Waters*, CRC Press, Boca Raton, FL.
- 112) Carder K.L., Muller-Karger F.E. (1998) Pre-Carder K.L., Hawes S.K., Baker K.A., Smith R.C., Steward R.G., and Mitchell B.G. (1991) Reflectance model for quantifying chlorophyll a in the presence of productivity degradation products. *J. Geophys. Res.*, 96, 20599–20611.
- 113) Fischer J., Fell F. (1999) Simulation of MERIS measurements above selected ocean waters. *Int. J. Remote Sensing*, 20, 1787–1807.
- 114) Prieur L., Sathyendranath S. (1981) An optical classification of coastal and oceanic waters based on the specific spectral absorption curves of phytoplankton pigments, dissolved organic matter, and other particulate materials, *Limnol. & Oceanogr.*, 26, 671–689.
- 115) Roesler C.S., Perry M.J., Carder K.L. (1989) Modeling in situ phytoplankton absorption from total absorption spectra in productive inland marine waters, *Limnol. & Oceanogr.*, 34, 1510–1523.
- 116) Pope R.M., Fry E.S. (1997) Absorption spectrum (380–700 nm) of pure water. II. Integrating cavity measurements. *Applied Optics*, 36, 8710–8723.
- 117) Smith R.C., Baker K.S. (1981) Optical properties of the clearest natural waters (200–800 nm). *E.S.*, 20, 177–183.
- 118) Mobley C.D., Sundman L.K. (2001) *Hydrolight 4.1 Technical Documentation*, 1st. Ed., Sequoia scientific Inc., Redmon, WA.
- 119) Vermote E., Tanré D., Deuzé J.L., Herman M., Morcrette J.J. (1997) Second Simulation of the Satellite Signal in the Solar Spectrum (6S), 6S User Guide Version 2.
- 120) David R.M. (2002) *Arc Hydro – GIS for Water Resources* -. ESRI Press, 220 p., ISBN: 1-58948-034-1.
- 121) 中村太士 (1999) 流域一貫—森と川と人のつながりを求めて. 築地書館, 138 p. ISBN : 4806711810.
- 122) Vannote R.L., Minshall G.W., Cummins K.W., Sedell J.R. Cushing C.E. (1980) The river continuum concept. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 37 (1), 130–137.
- 123) 中野繁論文集 (2003) 川と森の生態学. 北海道大学図書刊行会, 358 p., ISBN : 4832980211.
- 124) 砂防学会 (2000) 水辺域管理—その理論・技術と実践. 古今書院, 329 p., ISBN : 4772214526.
- 125) 溪畔林研究会 (1997) 水辺林の保全と再生に向けて—米国国有林の管理指針と日本の取り組み—, 日本林業調査会出版, 218 p., ISBN : 48896508731.
- 126) 鈴木規之, 村澤香織, 南齋規介, 桜井健郎, 森口祐一, 田邊 潔, 中杉修身, 森田昌敏 (2003) 環境動態モデル用河道構造データベース. 国立環境研究所研究報告, 第 179 号.
- 127) WHO, UNICEF (2004) Meeting the MDG Drinking Water and Sanitation Target, A Mid-term Assessment of Progress.
- 128) WHO (2004) Water, Sanitation and Hygiene Links to Health, FACTS AND FIGURES- updated November 2004.
- 129) NPO 法人日本下水文化研究会 (2005) バングラデシュ農村地域における衛生改善のための普及啓発活動報告書.
- 130) 中国国家環境保護総局 (2004) 中国環境統計年報 2003 年版, JICA 日中友好環境保全センタープロジェクトフェーズⅢ」のホームページに掲載された邦訳版を引用.
- 131) 中国国家環境保護総局 (2001) 国家環境保護「十五」計画. JICA 日中友好環境保全センタープロジェクトフェーズⅢ」のホームページに掲載された邦訳版を引用.
- 132) Ellis E.C., Wang S.M. (1997) Sustainable Traditional Agriculture in the Tai Lake Region of China., *Agric. Ecosyst. Environ.*, 61, 177–193.
- 133) 黄 建元, 徐 鳳, 如 新阮 (2005) 中国水環境の保全技術の現状, *下水道協会誌*, 42 (511), 24–32.
- 134) 萩原一平, 王 長君 (2003) 中国の水事—情都市汚水処理の現状と今後の計画, *産業と環境*, 32, 63–66.
- 135) Hallsworth M. (2004) Turning up the Pressure on Reuse, *Water Waste Treatment*, 47, 19–21.
- 136) 張 傑 (2005) 中国における都市下水機能の変革. 日中下水道スモールセミナー講演集 (日本下

- 水道協会), 東京, 平成 17 年 7 月, 23-30.
- 137) Shian S.T., Chang M.C., Ye Y.T., Chang, W. (1979) The Construction of Simple Biogas Digesters in the Province of Szechwan, China., *Agricul. Wat.*, 1, 247-258.
- 138) Nianguo L. (1984) Biogas in China, *Trends in Biotechnol.*, 2, 77-79.
- 139) 久保田宏 (1986) バイオガス生産 (メタン発酵) - 中国的事情, 公害と対策, 22, 653-661.
- 140) 河村清史, 池口 孝, 真柄泰基 (1995) 中国におけるし尿処理問題の動向 (II) - 現状, 課題そして展望 -, 資源環境対策, 31, 323-334.
- 141) Kimochi y., Kong H., Mizuochi M., Inamori, Y. (2004) Advanced nitrogen and phosphorus removal using the two-stage anaerobic filter and soil trench wastewater treatment system, *Onsite Wastewater Treatment and Recycling (IWA special conf.) Perth, Australia*, 2004. 2.
- 142) 木持 謙, 孔 海南, 藤井邦彦, 水落元之, 稲森悠平 (2002) 二段式嫌気ろ床・土壌トレンチシステムによる汚水の浄化と海外への技術展開. *環境技術*, 31, 950-954.
- 143) 嘉田由紀子 (2002) *環境社会学*, 岩波書店, 9-13.
- 144) McCann B (2005) *The Sanity of Ecosan*, *Water* 21, April 2005, 28-30.

[資 料]

I 研究の組織と研究課題の構成

1 研究の組織（当時）

[A 研究担当者]

流域圏環境管理研究プロジェクトグループ

プロジェクトグループリーダー

渡辺正孝（平成 13～15 年度）

村上正吾（平成 16～17 年度）

流域環境管理研究チーム

王 勤学

水落元之

徐 開欽

林 誠二**（水士壤圏環境研究領域）

亀山 哲

中山忠暢

岡寺智大

EF フェロー

張 継群

NIES ポスドクフェロー

楊 永輝

EF フェロー

李 茂田

EF フェロー

香 宝

NIES ポスドクフェロー

哈斯巴干

NIES ポスドクフェロー

劉 晨

NIES ポスドクフェロー

島崎彦人

リサーチアシスタント

肖 慶安

海域環境管理研究チーム

木幡邦男**（水士壤圏環境研究領域）

牧 秀明

越川 海

NIES フェロー

樋渡武彦

NIES ポスドクフェロー

関口博之

科学技術特別研究員

金 大景

衛星データ解析チーム

田村正行*

松永恒雄**（社会環境システム研究領域）

山野博哉**（社会環境システム研究領域）

NIES ポスドクフェロー

陳 晋

* 現在 京都大学大学院

** 併任

[B 客員研究員]

風呂田利夫

（東邦大学）

（13 年度）

矢持 進

（大阪市立大学）

（13 年度）

相崎守弘

（島根大学）

（13 年度）

西村 修

（東北大学）

（13 年度）

井上隆信

（岐阜大学）

（13 年度）

木村賢史

（東海大学）

（13～14 年度）

小森 悟	(京都大学)	(13～14年度)
盛岡 通	(大阪大学)	(13～14年度)
藤田 壮	(大阪大学)	(13～14年度)

[C 海外共同機関]

中国科学院地理科学与資源研究所

所長

劉 紀遠

庄 大方

欧陽 竹

于 貴瑞

劉 棋景

林 耀明

中国科学院新疆地理与生態研究所

所長

張 小雷

李 彦

中国科学院地理信息産業發展中心

吳 秋華

中国科学院西北高原生物研究所

所長

趙 新全

李 英年

中国科学院亜熱帯農業研究所

所長

王 克林

林 澤建

中国華東師範大学環境学院

学院長

陳 中原

中国水利部長江水利委員会

副主任

沈 泰

徐 保華

翁 立達

2 研究課題と担当者 (*客員研究員)

(1) 衛星データを利用したアジア・太平洋地域の統合的モニタリングに関する研究

渡辺正孝・村上正吾・王 勤学・亀山 哲・中山忠暢・田村正行・松永恒雄・山野博哉・陳 晋・
香 宝・哈斯巴干・劉 晨・島崎彦人・肖 慶安

(2) 長江・黄河の水循環変化による自然資源劣化の予測と影響評価に関する研究

渡辺正孝・村上正吾・徐 開欽・林 誠二・張 継群・楊 永輝

(3) 東シナ海の長江経由の汚染・汚濁負荷の動態と生態系評価に関する研究

渡辺正孝・村上正吾・越川 海・関口博之

(4) 海域・沿岸域環境総合管理に関する研究

渡辺正孝・村上正吾・木幡邦男・牧 秀明・樋渡武彦・金 大景・風呂田利夫*・矢持 進*・相崎守弘*・
西村 修*・井上隆信*・木村賢史*・小森 悟*・盛岡 通*・藤田 壮*

II 研究成果発表一覧

1 誌上発表

発表者・題目・掲載誌・巻(号)・頁・刊年

- 村上正吾, 林 誠二, 渡辺正孝, 亀山 哲: 凍結融解現象を考慮した積雪寒冷地における土砂動態のモデル化, 水工学論文集, 46: 653-658, 2002
- 徐 開欽, 渡辺正孝, 須藤隆一: 中国における水環境の現状と都市污水处理システムの動向 (1), 月刊浄化槽, 309: 24-29, 2002
- 徐 開欽, 渡辺正孝, 須藤隆一: 中国における水環境の現状と都市污水处理システムの動向 (2), 月刊浄化槽, 311: 27-31, 2002
- Sekiguchi H., Koshikawa H., Hiroki M., Murakami S., Xu K.-Q., Watanabe M., Nakahara T., Zhu M., Uchiyama H.: Bacterial distribution and phylogenetic diversity in the Changjiang Estuary before the construction of the Three Gorges Dam, *Microb. Ecol.*, 43 (1): 82-91, 2002
- 徐 開欽, 張 継群, 渡辺正孝: 中国における水資源の需給現状およびその利用動向の分析 (1), 資源環境対策, 38(9): 934-940, 2002
- 西村 修, 稲森悠平, 徐 開欽, 李 先寧: 資源循環・ピオトープ共生型ハイブリット浄化システムの最適手法開発, 茨城県地域結集型共同研究事業「霞ヶ浦水質浄化プロジェクト研究成果概要集」, 29: 2002
- 徐 開欽, 西村 修, 稲森悠平: 浚渫ヘドロ上におけるヨシ原の創出手法の開発およびその水質浄化機能の評価, 茨城県地域結集型共同研究事業「霞ヶ浦水質浄化プロジェクトフェーズ I 研究成果集」: 76-81, 2002
- Xu K.-Q.: Measures against eutrophication in China, *Technology transfer manual on measures against lake eutrophication*: 198-210, 2002 (Edited by Inamori Y. *et al.*, published by Overseas environ. Coop. Center, Japan)
- Nakamura F., Jitsu M., Kameyama S., Mizugaki S.: Changes in riparian forests in the Kushiro Mire, Japan, associated with stream channelization, *River Res. Appl.*, 18: 65-79, 2002
- Sunada J., Masuda S., Nagano T., Kameyama S., Wada T., Tatsumoto H.: Ultraviolet Photovoltaic Effect of Au/TiO₂/Ge Metal Oxide Semiconductor Structure Film, *Jpn. J. Appl. Physics*, 41 (8A): 878-880, 2002
- Matsushita B., Chen J., Kameyama S., Tamura M.: Estimation of Net Primary Productivity using Boreal Ecosystem Productivity Simulator --A Case Study for Hokkaido Island, Japan--, *IGARSS_Canada*: 2346-2348, 2002
- 布和敖斯尔, 金子正美, 石崎英治, 亀山 哲, 王 勤学: MODIS プロダクトデータの幾何補正手法紹介および北海道の資源・環境評価への応用, 北海道環境科学研究センター所報, 28: 21-29, 2002
- 松下文経, 陳 晋, 亀山 哲, 田村正行: リモートセンシングおよび GIS データと生態系プロセスモデルを結びつけた陸域における植生の純一次生産量の推定 - 北海道を例として -, 東京大学生研フォーラム論文集, 11: 51-55, 2002
- Nakamura F., Kameyama S.: Rapid shrinkage of Kushiro Mire, the largest mire In Japan, and restoration project covering the entire watersheds, *Proc. VIII INTECOL (Int. Cong. Ecol.)*, 194: 2002
- Jiao N.Z., Yang Y.H., Koshikawa H., Watanabe M.: Influence of hydrographic conditions on picoplankton distribution in the East China Sea, *Aquatic Microb. Ecol.*, 30: 37-48, 2002
- Jiao N.Z., Yang Y.H., Koshikawa H., Harada S., Watanabe M.: Responses of picoplankton to nutrient perturbation in the South China Sea, with special reference to the coast-wards distribution of *Prochlorococcus*, *Acta Botanica Sinica*, 44 (6): 731-739, 2002
- Li Y.-N., Zhao X.-Q., Wang Q.-X. *et al.*: Comparative Research on Primary Production and its Environmental Condition of Five Alpine Vegetation Types (in Chinese), *J. Mt. Sci.*, 21 (3): 257-264, 2003
- 徐 開欽, 張 継群, 渡辺正孝: 中国における水資源の需給現状およびその利用動向の分析 (2), 資源環境対策, 39 (1): 187-199, 2003
- 徐 開欽, 張 継群, 村上正吾, 陳 中原, 渡辺正孝: 長江流域における土砂堆積の動向分析 - 2000 年長江土砂公報より, 用水と廃水, 45(3): 247-253, 2003

- 徐 開欽：三峡ダム湖が貯水開始－世界最大級の水力発電所が発電開始へ－，用水と廃水，45(10)：908-911，2003
- 稲森悠平，徐 開欽，水落元之，清水康利：水環境健全化のための開発途上国の国情に合った処理技術，用水と廃水，45(10)：944-951，2003
- 徐 開欽：用廃水 Q & A－河川の直接浄化対策にはどのような方法がありますか？，用水と廃水，45(12)：36，2003
- Zhang J., Zhou C., Xu K.-Q., Watanabe M.: Flood Disaster Monitoring and Evaluation in China, Global Environmental Change Part B, Environ. Hazards, 4 (2002): 33-43, 2003
- Nishimura H., Inamori Y., Xu K.-Q., Nishimura O., Sudo R.: Relationship between shape characteristics of contact media used in biofilm oxidation processes and purification capability in rivers and streams, Jpn. J. Water Treat. Biol., 39 (2): 49-57, 2003
- Takeda F., Sakamaki T., Xu K.-Q., Chiba N., Nishimura O., Sudo R.: Effect of potential allelochemicals extracted from *Sargassum horneri* on the growth of red tide microalgae, J. Environ. Syst. Eng., JSCE, 748 (VII-29): 25-32, 2003
- 林 誠二，村上正吾，亀山 哲，渡辺正孝：釧路湿原における水・土砂動態に対する二次元洪水氾濫解析の適用，水工学論文集，47：913-919，2003
- Nakamura F., Kameyama S., Mizugaki S.: Rapid shrinkage of Kushiro Mire, the largest mire in Japan, associated with land-use development and sedimentation, CATENA, 156: 213-219, 2003
- 亀山 哲，王 勤学，林 誠二，松下文経，加藤貴雄：環境水資源モニタリングのための EOS シリーズ衛星 Terra/Aqua と MODIS データ，国際景観生態学会誌総説，8(2)：39-45，2003
- Kameyama S., Yamagata Y., Nakamura F., Kaneko M.: Development of turbidity estimation model using SMA and Water Turbidity Index－Application to The Kushiro Mire, Japan－, 2003 EAE Res. Abstr. -A-02411, 2003
- Kohata K., Hiwatari T., Hagiwara T.: Natural water-purification system observed in a shallow coastal lagoon, Matsukawa-ura, Japan, Mar. Pollut. Bull., 47: 148-154, 2003
- Yamano H., Chen J., Tamura M.: Hyperspectral identification of grassland vegetation in Xilinhot, Inner Mongolia, China, Int. J. Remote Sensing, 24: 3171-3178, 2003
- 村上正吾，林 誠二，渡辺正孝，徐 開欽，陳 中原：表面侵食モデルによる嘉陵江流域の土砂生産量推定－長江（揚子江）上流域を対象として－，水工学論文集，48(2)：1117-1122，2004
- Li Y.-N., Zhao X.-Q., Cao G.-M., Zhao L., Wang Q.-X.: Analysis on Vegetation Productivity of Alpine Meadow Ecosystem, Plateau Meteorology (in Chinese), 23 (4): 558-567, 2004
- Xu S.-X., Zhao X.-Q., Li Y.-N., Zhao L., Cao G.-M., Tang Y.-H., Gu S., Wang Q.-X., Du M.-Y.: Characterizing CO₂ fluxes for growing and non-growing seasons in a shrub ecosystem on the Qinghai-Tibet Plateau, Science in China, Ser. D Earth Sciences, 48 (Supp. I): 133-140, 2004
- Watanabe M., Wang Q.-X., Hayashi S. *et al.*: A Methodology of Integrated Environmental Monitoring: A Review on Researches of APEIS Project (in Chinese), Acta Geogr. Sin., 59 (1): 3-12, 2004
- Wang Q.-X., Watanabe M., Hayashi S. *et al.*: Monitoring and Simulation of Water, Heat and CO₂ Fluxes in Various Terrestrial Ecosystems (in Chinese), Acta Geogr. Sin., 59 (1): 13-24, 2004
- Li Y., Wang Q.-X., Ma J. *et al.*: Water, Heat and CO₂ Transfer over a Salinized Desert in the Arid Area (in Chinese), Acta Geogr. Sin., 59 (1): 33-39, 2004
- Li Y.-N., Wang Q.-X., Gu S. *et al.*: Integrated Monitoring of Alpine Vegetation Types and its Primary Production (in Chinese), Acta Geogr. Sin., 59 (1): 40-48, 2004
- Sun Z.-G., Wang Q.-X., Ouyang Z. *et al.*: Validation of the Feasibility of MOD16 Algorithm for Estimating Crop Field Vapor Flux in North China Plain (in Chinese), Acta Geogr. Sin., 59 (1): 49-55, 2004
- Yang Y.-H., Watanabe M., Wang Z.-P., Wang Q.-X. *et al.*: Impacts of Temperature and Precipitation Changes on Soil Moisture of Taihang Mountains (in Chinese), Acta Geogr. Sin., 59 (1): 56-63, 2004

- Zhou C.-P., Ouyang H., Wang Q.-X. *et al.*: Estimation of Net Primary Productivity in Tibetan Plateau (in Chinese), *Acta Geogr. Sin.*, 59 (1): 74-79, 2004
- Matsushita B., Yang C.-F., Chen J., Wang Q.-X. *et al.*: Accurate Estimation of Net Primary Productivity (NPP) of Terrestrial Ecosystem at the Regional Scale (in Chinese), *Acta Geogr. Sin.*, 59 (1): 80-87, 2004
- Buhe A., Ma J.-W., Wang Q.-X. *et al.*: Scaling Transformation of Remote Sensing Digital Image with Multiple Resolutions from Different Sensors (in Chinese), *Acta Geogr. Sin.*, 59 (1): 101-110, 2004
- 徐 開欽: 「重大化する中国の環境問題, IV. 水資源問題と三峡ダム」, 中国研究所編著「中国年鑑 2004」, 創土社出版, 71-74, 2004
- 徐 開欽, 稲森悠平: 「第4章 生物膜法」, 須藤隆一編著「水環境保全のための生物学」, 産業用水調査会出版, 111-149, 2004年(共著)
- 徐 開欽: EMECS2003に参加して, 用水と廃水, 46(1): 9-10, 2004
- 徐 開欽: 環境保全と経済発展の統合について議論した「国連持続可能な開発委員会第12回会合(CSD12)」「海外報告」, 用水と廃水, 46(7): 529-531, 2004
- 徐 開欽: 長江の流域管理をさまざまな角度から議論した「第2回 IAG 長江河川学術会議」に参加して, 用水と廃水, 46(9): 728-729, 2004
- 徐 開欽, 張 継群, 陳 中原, 渡辺正孝: 三峡ダム区域における水質汚濁の現状とその防止対策, 資源環境対策, 40(2): 89-98, 2004
- Xu K.-Q., Zhang J., Watanabe M., Sun C.: Estimating River Discharge from Very-High-Resolution Satellite Data: A Case Study in the Yangtze River, China, *Hydrol. Processes*, Vol.18 (10): 1927-1939, 2004
- Zhang J., Xu K.-Q., Kameyama S., Watanabe M., Chen X., Sun C.: Estimation of River Discharge Using TOPEX/Poseidon Altimeter Data, *J. Geogr. Sci.*, 59 (1): 95-100, 2004
- Xu K.-Q., Zhang J., Hayashi S., Murakami S., Maki H., Xu B., Watanabe M.: Characteristics of Water Quality in the Changjiang River Basin: Observations conducted in 1998 and 1999, *J. Geogr. Sci.*, 59 (1): 118-124, 2004
- Kameyama S., Zhang J., Wang Q.-X., Xu K.-Q., Katoh T., Watanabe M.: An Approach to Estimate the Water Level and Volume of Dongting Lake by using Terra/MODIS Data, *J. Geogr. Sci.*, 59 (1): 88-94, 2004
- Zhang J., Xu K.-Q., Watanabe M., Yang Y., Chen X.: Estimation of river discharge from non-trapezoidal open channel using Quickbird-2 satellite imagery, *Hydrol. Sci. J.*, 49 (2): 247-260, 2004
- Wang Z., Chen Z., Okamura k., Gao J., Xu K.-Q., Koshikawa H., Watanabe M.: Anomalous current recorded at lower low water off the Changjiang River mouth, China, *Geo-Mar. Lett.*, 24 (4): 252-258, 2004
- 林 誠二, 村上正吾, 徐 開欽, 渡辺正孝: 1998年の大洪水を想定した三峡ダムによる長江中流域の洪水抑止効果, 第12回地球環境シンポジウム講演論文集(土木学会): 79-86, 2004
- Matsushita B., Xu M., Chen J., Kameyama S., Tamura M.: Estimate of regional net primary productivity (NPP) using a process-based ecosystem model: How important is the accuracy of climate data?, *Ecol. Modeling*, 178 (Issues 3-4): 371-388, 2004
- 亀山 哲: 「6章生態系の保護」, 資料提供: 毛利衛監修「未来をひらく最先端科学技術2」地球のために人はなにができるの?, 岩崎書店(東京), ISBN: 4-265-04492-1 C8340, 36-37, 2004
- Kameyama S., Fukushima M., Shimazaki H., Takada M., Kaneko M. [分担執筆]: The watershed fragmentation by dams and its impacts on freshwater fishes, *ESRI Map Book, Volume 19*, ESRI Press, 2004: 89 ISBN: 1-58948-117-8, 2004
- Kameyama S., Zhang J., Wang Q.-X., Xu K.-Q., Katoh T., Watanabe M.: Satellite-based monitoring of flooded areas and water volume in large lake - a case study of dongting lake in changjiang river basin -, 2004 EGU Res. Abstr.- A-01716, 2004
- 亀山 哲, 福島路生, 島崎彦人, 高田雅之, 金子正美: 流域圏環境管理のためのGISの活用-河川構造物による流域の分断化と河川生態への影響-, 「資源環境対策: 特集/環境GISの最新事情」2004年9月号, 40(11): 41-49, 2004

- Nakayama T., Watanabe M.: Simulation of drying phenomena associated with vegetation change caused by invasion of alder (*Alnus japonica*) in Kushiro Mire, *Water Resour. Res.*, **40**, W08402, 2004.
- Kim D., Watanabe M., Nakayasu Y., Kohata K.: Production of superoxide anion and hydrogen peroxide associated with cell growth of *Chattonella antiqua*, *Aquatic Microb. Ecol.*, **35**: 57-64, 2004
- Suda Y., Shiino S., Kohata K., Nagata R., Hiwatari T., Hamaoka S., Watanabe M.: Species composition in the surf zone fish community of reflective sandy beach on the Okhotsk coast of northern Hokkaido, Japan, *Proc. 19th Int. Symp. Okhotsk Sea & sea ice, Okhotsk Sea & Cold Ocean Res. Assoc.*, 142-147, 2004
- Hiwatari T., Kohata K., Nagata R., Suda Y., Hamaoka S., Watanabe M.: Spatial and temporal distributions of gammaridean species (Amphipoda: Crustacea) in a nearshore zone of Mombetsu, the coast of the Sea of Okhotsk, *Proc. 19th Int. Symp. Okhotsk Sea & Ice*, 136-141, 2004
- Chen J., Jonsson P., Tamura M., Gu Z., Matsushita B., Eklundh L.: A simple method for reconstructing a high-quality NDVI time-series data set based on the Savitzky-Golay filter, *Remote Sen. Environ.*, **91**: 332-344, 2004
- Zhao L., Li Y.-N., Zhao X.-Q., Xu S.-X., Tang Y.-H., Yu G.-R., Gu S., Du M.-Y., Wang Q.-X.: Comparative study of the net exchange of CO₂ in 3 types of vegetation ecosystems on the Qinghai-Tibetan Plateau, *Chin. Sci. Bull.*, **50** (16): 1767-1774, 2005
- Wang Q.-X., Otsubo K.: Desertification in China, in *Land Cover and Land Use*, edited by Willy H. Verheye, in *Encyclopedia of Life Support Systems (EOLSS)*, Developed under the Auspices of the UNESCO, EOLSS Publishers, Oxford, UK, 2005
- Watanabe M., Wang Q.-X., Hayashi S. *et al.*: Monitoring and Simulation of Water, Heat, and CO₂ Fluxes in Terrestrial Ecosystems Based on the APEIS-FLUX System, *J. Geogr. Sci.*, **15** (2): 131-141, 2005
- Wang Q.-X., Watanabe M., Ouyang Z.: Simulation of water and carbon fluxes using BIOME-BGC model over crops in China, *Agri. Forest Meteorol.*, **131** (3-4): 209-224, 2005
- Chen J., Chen Z., Xu K.-Q., Wei T., Li M., Wang Z., Watanabe M.: ADP-flow velocity profile to interpret hydromorphological features of China's Yangtze Three-Gorges valley, *Chin. Sci. Bull.*, **50** (7): 679-684, 2005
- 陳 静, 陳 中原, 徐 開欽, 偉 桃源, 李 茂田, 王 張華, 渡辺正孝: 長江三峡 ADP 流速分布特性とその水文地形学意義の解析, *科学通報*, **50**(5): 464-468, 2005
- 稲森悠平, 徐 開欽, 清水康之: 新たな環境問題に対応した汚水処理の高度化とその技術的課題, *用水と廃水*, **47**(7): 583-595, 2005
- Yamazaki H., Hoshino K., Hasegawa K., Xu K.-Q., Ebie Y., Iwami N., Inamori Y.: Advanced Ammonia Oxidation by Adding Metabolic Mediator, *Jpn. J. Water Treat. Biol.*, **41** (1): 9-16, 2005
- Xu K.-Q., Chen Z., Zhao Y., Wang Z., Zhang J., Hayashi S., Murakami S., Watanabe M.: Simulated sediment flux of 1998 big flood of Yangtze (Changjiang) River, China, *J. Hydrol.*, **313**: 221-233, 2005
- Zhang J., Xu K.-Q., Watanabe M.: Estimation of Freshwater and Material Fluxes from the Yangtze River into the East China Sea using TOPEX/Poseidon Altimeter Data, *Hydrol. Processes*, **19** (18), 3683-3698, 2005
- Yan L., Inamori R., Gui P., Xu K.-Q., Kong H., Matsumura M., Inamori Y.: Study on the distribution characteristics of ammonia-oxidizing bacteria in constructed wetlands using Fluorescent *in situ* hybridization (FISH), *J. Environ. Sci.*, Vol.17 (6): 993-997, 2005
- 徐 開欽: アメリカの水事情 (1) - 地勢の概要および減少した水資源量, *用水と廃水*, **47**(7): 546-549, 2005
- 徐 開欽: アメリカの水事情 (2) - 開発から効率的な管理へ移った水資源管理政策, *用水と廃水*, **47**(8): 654-658, 2005
- 徐 開欽: アメリカの水事情 (3) - 大規模導水プロジェクト: カリフォルニアの事例, *用水と廃水*, **47**(10): 824-827, 2005
- 徐 開欽: アメリカの水事情 (4) - 導水プロジェクトの環境影響と流域管理の試み, *用水と廃水*, **47**(11): 938-942, 2005

Hayashi S., Murakami S., Xu K.-Q., Watanabe M.: Modeling of daily runoff in the Changjiang (Yangtze) River basin and its application to evaluating the flood control effect of the Three Gorges Project, CGER's Supercomputer Monogr. Rep., 10: 1-69, ISSN-1341-4356, 2005 (http://www-cger.nies.go.jp/cger-e/e_report/r_index-e.html)

亀山 哲〔分担執筆〕:「宇宙からの地球環境モニタリング (環境問題解決のためのリモートセンシング技術)」, 中村太士, 小池孝良編「森をしらべる - 森林科学入門 -」, 朝倉書房, 東京 ISBN: 4-254-47038-X, 216-217, 2005

Kameyama S., Fukushima M., Harashima A., Shimazaki H., Kaneko M., Takada M.: The effects of anthropogenic watershed changes on river water quality - The watershed fragmentation by dams and its impacts in Japan -, 2005 EGU Res. Abstr.- A-06017, 2005

亀山 哲, 福島路生, 島崎彦人, 高田雅之, 金子正美: 流域圏生態系保全のための GIS - 河川ネットワークの解析技術 -, 滋賀県琵琶湖研究所記念誌, 2005年3月号, 22: 344-346, 2005

中山忠暢, 渡辺正孝: 霞ヶ浦流域での地下水が水・物質収支に及ぼす影響の再評価, 水工学論文集, 49: 1231-1236, 2005

岡寺智大, 藤田 壮, 渡辺正孝, 鈴木陽太: 流域管理のための環境負荷排出インベントリースystemに関する研究 - 東京湾流域の水需要のケーススタディー, 環境システム研究論文集, 33: 377-387, 2005,

Wong L.F., 藤田 壮, 鈴木陽太, 岡寺智大: Evaluation System of CO₂ Emission Reductions by Implementing Integrated Methane Fermentation System as A Municipal Organic Waste Recycling Scheme in Tokyo Bay Region, 環境システム研究論文集, 33: 355-366, 2005

劉 晨, 王 勤学, 一ノ瀬俊明, 大坪国順: 市場経済導入初期における中国国内人口移動の空間分布及び要因分析, システム農学, 21(1): 33-46, 2005

劉 晨, 王 勤学, 一ノ瀬俊明, 大坪国順: 中国国内流動人口の空間分布及びその要因分析, 地理学評論, 78(9): 586-600, 2005

Kim D., Watanabe M., Nakayasu Y., Kohata K.: Changes in O₂- and H₂O₂ production by *Chattonella antique* during diel vertical migration under nutrient stratification. Aquatic Microb. Ecol., 39: 183-191, 2005

樋渡武彦, 木幡邦男: 東京湾に移入した外来大型二枚貝ホンビノスガイについて, 水環境学会誌, 28(10): 614-617, 2005

Hiwatari T., Koshikawa H., Nagata R., Suda Y., Hamaoka S., Kohata K., Watanabe M.: Trophic structure on the marine food web in a nearshore zone on the Okhotsk coast of northern Hokkaido, Japan as traced by $\delta^{13}\text{C}$ and $\delta^{15}\text{N}$, Proc. 20th Int. Symp. Okhotsk Sea & Sea Ice, Okhotsk Sea & Cold Ocean Res. Assoc., 18-22, 2005

Suda Y., Shiino S., Nagata R., Tamako F., Hiwatari T., Kohata K., Hamaoka S., Watanabe M.: Revision of the ichthyofauna of reflective sandy beach on the Okhotsk coast of northern Hokkaido, Japan, with notes on the food habits of some fish, Proc. 20th Int. Symp. Okhotsk Sea & Sea Ice, Okhotsk Sea & Cold Ocean Res. Assoc., 23-28, 2005

Jiao N.Z., Yang Y.H., Hong N., Ma Y., Harada S., Koshikawa H., Watanabe M.: Dynamics of autotrophic picoplankton and heterotrophic bacteria in the East China Sea, Continental Shelf Research, 25: 1265-1279, 2005

Chen J., Zhang M.Y., Wang L., Shimazaki H., Tamura M.: A new index for mapping lichen-dominated biological soil crusts in desert areas, Remote Sen. Environ., 96: 165-175, 2005

Yang Y.-H., Watanabe M., Zhang X.-Y., Zhang J.-Q., Wang Q.-X., Hayashi S.: Optimizing irrigation management for wheat to reduce groundwater depletion in the piedmont region of the Taihang Mountains in the North China Plain. Agricultural Water Management, Available online 15 August 2005, (In Press)

Xiang B., Watanabe M., Wang Q.-X., Hayashi S., Liu J.-Y.: Nitrogen budgets of agricultural fields of the Changjiang River basin from 1980 to 1990, Science of the Total Environment, Available online 21 September 2005, (In Press)

Hasi B., Wang Q.-X., Watanabe M., Yang Y.-H., Ma J.-W.: Land cover classification from MODIS EVI times-series data using SOM neural network, Int. J. Remote Sen., (In Press)

Zhang J., Xu K.-Q., Watanabe M., Yang Y.: Measuring fluctuations in water storage in Lake Dongting, China, by Topex/Poseidon satellite altimetry, Environ. Monitoring and Assessment, 2005, (in press)

- 福島路生, 亀山 哲: サクラマスとイトウの生息適地モデルに基づいたダムの影響評価と保全地域評価, 応用生態工学会誌, 2005, (印刷中)
- 福島路生, 岩館智寛, 金子正美, 矢吹哲夫, 亀山 哲: 北海道における河川・流域環境の変遷－直線化による河川環境の均質化について, 地球環境, 2005, (印刷中)
- Nakayama T., Yang Y., Watanabe M., Zhang X: Simulation of groundwater dynamics in North China Plain by coupled hydrology and agricultural models, *Hydrol. Process*, 2005, (in press)
- Chen Z., Xu K.-Q., Watanabe M.: Dynamic hydrology and geomorphology of the yangtze river, (Edited by Avijit GUPTA, will be published by Elsevier, 2006, (in press)
- Okadera T., Watanabe M., Xu K.-Q.: Analysis of Water Demand and Water Pollutant Discharge using a Regional Input-Output Table: An Application to the City of Chongqing, upstream of the Three Gorges Dam in China, *Ecological Economics*, 2005 (in press)
- Sun Z.-G., Wang Q.-X., Ouyang Z., Watanabe M. *et al.*: Evaluation of MOD16 Algorithm Using MODIS and Ground Observational Data in Winter Wheat Field in North China Plain, *Hydrol. Processes*, Accepted
- Hiwatari T., Shinotsuka Y., Kohata K., Watanabe M.: An exotic hard clam in Tokyo Bay identified as *Mercenaria mercenaria* by genetic analysis. *Fisheries Science*, accepted
- Li M., Xu K.-Q., Watanabe M., Chen Z.: Long-term variation of dissolved silicate flux from the Yangtze River into the East China Sea and impact of estuarine ecosystem, *Estuarine Coastal and Shelf Science*, Submitted, 2005
- Koshikawa H., Xu K.-Q., Liu Z., Kohata K., Kawachi M., Maki H., Watanabe M.: Effect of the water-soluble fraction of diesel oil on bacterial and primary production and the trophic transfer to mesozooplankton through a microbial food web in Changjiang estuary, China, *Estuarine Coastal and Shelf Science*, Submitted, 2005
- Koshikawa Kanao M., Takamatsu T., Takada J., Zhu M., Xu B., Chen Z., Murakami S., Xu K.-Q., Watanabe M.: Distributions of dissolved and particulate elements in the Changjiang estuary in 1997~2002; background data before the closure of the Three Gorges Dam, *Estuarine Coastal and Shelf Science*, Submitted, 2005
- Hayashi S., Murakami S., Xu K.-Q., Watanabe M.: Daily runoff simulation by an integrated catchment model in the middle and lower regions of the Changjiang basin, China, *J. Hydrol.*, revised, 2005
- Xu K.-Q., Brown C., Kwon H.-H., Lall U., Zhang J., Hayashi S., Chen Z.: Seasonal Streamflow Forecast for the Yangtze River at the Three Gorges Dam, China, *J. Hydrol. Eng. American Society of Civil Engineers (ASCE)*, Submitted, 2005
- 徐 開欽: アメリカの水事情 (5) - Water 2025 の概要, 用水と廃水, Vol.47(11), Vol.48(1), accepted, 2006
- Liu C., Otsubo K., Wang Q.-X., Ichinose T.: Spatial Distribution and Influential Factors of Floating Population, *International Journal of Population Geography*, (to submit)
- Liu C., Wang Q.-X., Watanabe M.: Nitrogen Transported to Three Gorges Dam from Agro-ecosystem during 1980-2000, *Biogeochemistry* (to submit)
-

- 亀山 哲, 王 勤学, 林 誠二, 趙 文径, 加藤貴雄: アジアにおける水環境資源モニタリングのための Terra/MODIS データの利用, 景観生態学会第 12 回京都大会, 京都, 2002.6 (国際景観生態学会誌, Vol. 7, No. 2)
- 亀山 哲, 王 勤学, 林 誠二, 趙 文径, 加藤貴雄: 中国長江・黄河流域における水資源分布と現状分析を目的としたモニタリングシステム, GIS学会第12回バイオリージョン, 京都, 2002.6 (バイオリージョン発表概要集, 9)
- 山野博哉: 高精度リモートセンシングによる草原の監視, 農業環境工学関連4学会2002年合同大会, 東京, 2002.6
- Nakamura F, Kameyama S.: Rapid shrinkage of Kushiro Mire, the largest mire In Japan, and restoration project covering the entire watersheds., Int. Congr. Ecology, Seoul, Korea, 2002. 8 (Proc. VIII INTECOL, 194)
- Wang Q.-X., Watanabe M. *et al.*: Water, Heat and CO₂ Transferring over Various Ecosystems, Proc. First APEIS Capacity Build. Workshop on Integrated Environ. Monit. of Asia-Pac. Reg., Beijing, China, 2002. 11
- Chen Z., Zhao Y., Xu K.-Q., Watanabe M.: Sediment transfer modeling of the China's Yangtze River: possible consequences, Proc. Workshop on Sustainable Environ. Manage. Catchment Ecosystem in Asia-Pac. Reg., Tokyo, 2002. 11
- Nakayama T., Watanabe M., Murakami S., Wang Q.-X., Hayashi S.: Integrated eco-hydrological model with MODIS data in the Kushiro Mire, Workshop on Sustainable Environ. Manage, Catchment Ecosystem in Asia-Pac. Reg., Tokyo, 2002. 11
- 亀山 哲, 州浜智幸, 中村隆俊, 松原健二: ハイパースペクトルデータを用いた釧路湿原の植生分類手法の開発 - 釧路湿原広里地区への応用 -, 標津・広里再生プロジェクト中村チーム報告会, 札幌市, 2003.2 (報告会発表資料)
- 亀山 哲, 福島路生, 島崎彦人, 高田雅之, 金子正美: 河川ネットワークデータを用いた河川構造物による流域分断化の解析 - 北海道における解析事例 -, 2003年日本ESRI・ERDASユーザ会, 東京都, 2003.2 (ユーザ会配布資料)
- 木村賢史, 西村 修, 木幡邦男, 市村 康, 稲森悠平, 須藤隆一: 干潟のマハゼが水環境の改善に果たす役割について, 第37回日本水環境学会年会, 熊本, 2003.3
- 木村賢史, 市村 康, 木村和也, 西村 修, 木幡邦男, 稲森悠平, 須藤隆一: 人工干潟における地温に関する研究, 第37回日本水環境学会年会, 熊本, 2003.3
- 福島路生, 亀山 哲, 金子正美, 高田雅之: ダムによる生息環境分断と淡水魚類の多様性低下についての定量的評価, 日本生態学会ポスター, つくば市, 2003.3 (第50回日本生態学会誌要綱集)
- Kameyama S., Yamagata Y., Nakamura F, Kaneko M.: Development of turbidity estimation model using SMA and water turbidity index --Application to the Kushiro Mire, Japan--(P0831), EGS-AGU-EUG Joint Assembly, Nice France, 2003. 4 (Geophys. Res. Abstr. Vo.5 P-0831)
- 五十嵐弘道, 王 勤学, 大坪国順, 辛 晧平: 中国・日本における黄砂現象の長期変動について, 日本気象学会年度春季大会, つくば, 2003.5 (同講演予稿集, 83)
- 木村賢史, 西村 修, 木幡邦男, 市村 康, 稲森悠平, 須藤隆一: 干潟・内湾の底層環境と底生動物の出現との関係について, 海環境と生物および沿岸環境修復技術に関するシンポジウム, 岡山, 2003.6
- 亀山 哲, 福島路生, 島崎彦人, 高田雅之, 金子正美: 河川ネットワークデータを用いた河川構造物による流域分断化と生態影響の解析 - 北海道のサケ科魚類を対象とした解析事例 -, 景観生態学会第13北九州大会, 北九州, 2003.6 (国際景観生態学講演要旨 O-7)
- Kameyama S., Fukushima M., Shimazaki H., Takada M., Kaneko M.: The watershed fragmentation by dams and its impacts on freshwater fishes, Twenty-Third Annu. ESRI Int. User Conf., San Diego, 2003.6 (MapID240)
- Kameyama S., Fukushima M., Shimazaki H., Takada M., Kaneko M.: Fragmentation of river network,---: The effects of dams on fresh water fishes In JAPAN., AFS 2003 Annu. Meet., Canada Quebec, 2003. 8 (Abstract Book, 322)
- Fukushima M., Kameyama S., Kaneko M., Takada M.: Declining freshwater fish species richness above dams: evidence from historical survey data of Hokkaido, Japan, AFS 2003 Annu. Meet., Canada Quebec, 2003. 8 (Abstract Book, 348)

岡村和磨, 越川 海, 横内克巳, 清本容子: 2002年夏季の東シナ海陸棚域において観測されたクロロフィル極大の特性, 2003年度日本海洋学会秋季大会, 長崎, 2003.9

亀山 哲, 福島路生, 島崎彦人, 高田雅之, 金子正美: 河川ネットワークデータを用いた河川構造物による流域分断化と魚類への影響, 2003応用生態工学会第7回福岡大会, 北九州, 2003.10 (第7回応用生態学会発表要旨集, 145-148)

福島路生, 亀山 哲, 高田雅之, 金子正美: ダムによる流域分断と淡水魚類の種多様性-北海道における定量的解析-, 2003応用生態工学会第7回福岡大会, 北九州, 2003.10 (第7回応用生態学会発表要旨集, 149-152)

劉 晨, 王 勤学, 一ノ瀬俊明, 大坪国順: 市場経済導入初期における中国国内人口移動の空間分布及び要因分析, 2003年度日本地理学会秋季学術大会, 岡山, 2003.10 (要旨集 No. 64, 178)

樋渡武彦, 牧 秀明, 木幡邦男, 渡辺正孝, 須田有輔, 永田隆一, 濱岡荘司: オホーツク海に面した紋別砂浜水域におけるベントスープレクトン生物相の時空間分布, 日本プランクトン学会-日本ベントス学会合同大会, 東京, 2003.11

Wang Q.-X., Watanabe M. *et al.*: Water, Heat and CO₂ Transferring over Various Ecosystems in China based on APEIS-Flux Data, Proc. Second APEIS Capacity Build. Workshop on Integrated Environ. Monit. Asia-Pac. Reg., Sydney, 2003. 11

Xu K.-Q., Zhang J., Watanabe M.: Estimation of freshwater discharge and pollutant loads from Yangtze River to the East China sea using satellite data, Proc. 6th Int. Conf. Environ. Manage. Enclosed Coastal Seas, Bangkok, 2003. 11

Kameyama S., Zhang J., Wang Q.-X., Xu K.-Q., Katoh T., Watanabe M.: An Approach to Estimate the Water Level and Volume of Dongting Lake by using Terra/MODIS Data, The 2nd APEIS Capacity Build. Workshop, Sydney, 2003. 11

Nakayama T., Watanabe M., Murakami S., Wang Q.-X., Hayashi S.: Development of NIES Integrated Catchment-based Ecohydrology (NICE) model assimilated with MODIS satellite data, 2nd APEIS Capacity Build. Workshop on Integrated Environ. Monit. Asia-Paci. Reg. Sydney, 2003. 11

Wang Q.-X.: Simulation of irrigation effect on water, heat and CO₂ fluxes in North China Plain. Int.1 Workshop on Flux Observation Research in Asia, Beijing, 2003. 12

亀山 哲, 福島路生, 島崎彦人, 高田雅之, 金子正美: 流域圏生態系保全のためのGIS-河川ネットワークの解析技術-, 2004年第22回琵琶湖研究シンポジウム日本, 大津市琵琶湖研究所, 2004.2 (講演要旨集, 2-4)

Hiwatari T., Kohata K., Nagata R., Suda Y., Hamaoka S., Watanabe M.: Spatial and temporal distributions of gammaridean species (Amphipoda: Crustacea) in a nearshore zone of Mombetsu, the coast on the Sea of Okhotsk, 19th Int. Symp. Okhotsk Sea & Ice, Mombetsu, 2004. 2

木村賢史, 木幡邦男, 樋渡武彦, 市村 康, 村田憲要: 人工干潟における微細気泡発生の二枚貝に与える影響, 第38回日本水環境学会年会, 札幌, 2004.3

木村賢史, 木幡邦男, 市村 康, 西村 修, 稲森悠平, 須藤隆一: 人工干潟の再覆砂が底生動物の生息に与える影響に関する研究, 第38回日本水環境学会年会, 札幌, 2004.3

木村賢史, 市村 康, 瀬尾亮平, 木幡邦男: 人工干潟における微細気泡発生の効果について, 第38回日本水環境学会年会, 札幌, 2004.3

Wang Q.-X., Watanabe M. *et al.*: Validation of MODIS LAI product in Asia-Pacific region based on the APEIS-FLUX Measurements, 13th Annu. Conf. Chinese Ecological Research Network (CERN), Changsha, China, 2004. 3

河地正伸, 越川 海, 岡村和磨, 渡邊 信: 東シナ海から分離された円石藻 *Reticulofenestra sessilis* の形態, 系統, 生活史, 日本藻類学会第28回大会, 札幌, 2004.3

須田有輔, 椎野俊介, 樋渡武彦, 永田隆一, 牧 秀明, 木幡邦男, 渡辺正孝: 北海道オホーツク海紋別の反射型砂浜の魚類相, 平成16年度日本水産学会大会, 鹿児島, 2004.4

Watanabe M., Xu K.-Q.: Integrated Environmental Monitoring of APEIS (Asia-Pacific Environmental Innovation Strategy) as Scientific Infrastructure for Sustainable Development, CSD-12 Partnerships Fair, United Nations, New York, 2004. 4

Kameyama S., Zhang J., Wang Q.-X., Xu K.-Q., Katoh T., Watanabe M.: SATELLITE-BASED MONITORING OF FLOODED AREAS AND WATER VOLUME IN LARGE LAKE - A CASE STUDY OF DONGTING LAKE IN CHANGJIANG RIVER BASIN -(P0514), EGU Gen. Assem., Nice, France, 2004. 4 (Geophys. Res. Abst. Vo.6 2004 P-0154)

劉 晨, 王 勤学, 一ノ瀬俊明, 大坪国順: 中国国内流動人口の空間分布及びその要因分析, システム農学会 2004 年度春季シンポジウム, 東京, 2004. 5 (一般研究発表会要旨集 No. 21, 65-66)

Xu K.-Q., Zhang J., Watanabe M., Hayashi S., Chen Z.: Estimation of sediment and nutrient fluxes from the Changjiang River into the East China sea, Proc. 2nd IAG Yangtze Fluvial Conf., Shanghai, 2004. 6

Chen Z., Xu K.-Q.: Estimating sediment flux from river basin to sea: A case study of Big 1998 flood in the Yangtze (Changjiang) Catchment, China, Proc. 2nd IAG Yangtze Fluvial Conf., Shanghai, 2004. 6

Nakayama T., *et al.*: Simulation of drying phenomena associated with vegetation change by using NICE model in the Kushiro Mire, CGER's Supercomputer Activity Rep., NIES, 2004. 6 (Vo.11, 105-118)

斎藤達也, 亀山 哲, 斎藤健太, 齊藤 岳, 茂木祐希, 松村祐介: 環境教育における GIS の活用, 2004 日本環境教育学会第 15 回大会, 東京, 2004. 7

亀山 哲: 河川ネットワークの解析技術を用いた流域圏の管理と保全-GIS の有効活用と将来性について, 2004 年河川環境情報ネットワーク研究会, 名古屋, 2004. 7 (講演配布資料)

Wang Q.-X., Watanabe M. *et al.*: Simulation of Water and Carbon Fluxes using a Modified BIOME-BGC, MODIS Workshop II, Missoula, Montana, USA, 2004. 8

亀山 哲, 福島路生, 島崎彦人, 金子正美, 矢吹哲夫: GIS を用いた流域構造変化と釧路湿原の変化に関する定量的解析, 第 51 回日本生態学会大会, 釧路, 2004. 8 (要旨集, 304, O2-V01)

木幡邦男, 樋渡武彦, 市村 康, 村田憲要, 木村賢史, 篠塚由美, 渡辺正孝: 干潟・人工干潟における二枚貝の成長と環境, 第 7 回日本水環境学会シンポジウム, 東京, 2004. 9

岡村和磨, 松野 健, 越川 海, 清本容子: 有機炭素安定同位体比からみた東シナ海陸棚域の懸濁粒子の輸送, 2004 年度日本海洋学会秋季大会, 松山, 2004. 9

越川 海, 岡村和磨, 河地正伸, 関口博之, 越川昌美, 広木幹也, 徐 開欽, 木幡邦男, 渡辺正孝: 長江希釈水が東シナ海陸棚域の栄養塩と藻類分布に及ぼす影響, 2004 年度日本海洋学会秋季大会, 松山, 2004. 9

樋渡武彦, 篠塚由美, 木幡邦男, 渡辺正孝: 東京湾に出現する外来二枚貝は本当にホンビノスガイ *Mercenaria mercenaria* なのか?, 日本ベントス学会・日本プランクトン学会合同大会, 愛媛, 2004. 9

村田憲要, 瀬尾亮平, 樋渡武彦, 木幡邦男: 東京湾における移入種二枚貝ホンビノスガイ *Mercenaria mercenaria* の分布と成長および生残について, 日本ベントス学会・日本プランクトン学会合同大会, 愛媛, 2004. 9

Kameyama S., Zhang J., Wang Q.-X., Xu K.-Q., Katoh T., Watanabe M.: Monitoring of Flooded Area and Water-Volume in Large Lake using Remote sensing/GIS Technology. -A Case Study of Dongting Lake in Changing River Basin, 3rd Int. Workshop Mar. Remote Sensing North west pac. Reg., Beijing, 2004. 10

Wang Q.-X., Watanabe M., Ouyang Z.: Simulation of Water and Carbon Fluxes using BIOME-BGC Model over a Rotational Cropland in the North China Plain, Proc. Symp. Carbon Cycle Carbon Manage. China. Beijing, 2004. 11

劉 晨, 王 勤学, 一ノ瀬俊明, 大坪国順: 経済力格差及び距離に基づく中国国内人口移動のシミュレーション, システム農学会 2004 年度秋季シンポジウム, 神戸, 2004. 11 (No. 20(2), 85-86)

Wang Q.-X., Watanabe M. *et al.*: Water, Heat and CO₂ Transferring over Various Ecosystems in China based on APEIS-Flux Data. Asia-Pacific Environmental Innovation Strategy (APEIS) 3rd Integrated Environmental Monitoring (IEM) Workshop, Singapore, 2004.12

Wang Q.-X., Watanabe M. *et al.*: Simulation of Water and Carbon Fluxes in China using BIOME-BGC Model, Int. Workshop Flux Obs. Res. Asia, ChinaFLUX and AsiaFlux, Beijing, 2004. 12

Xu K.-Q., Zhang J., Hayashi S., Watanabe M.: An Application of High-resolution Satellite Data into the Estimation of Freshwater Discharge and Pollutant Loads in the Yangtze River Basin, Asia-Pacific Environmental Innovation Strategy (APEIS) 3rd Integrated Environ. Monit. (IEM) Workshop, Singapore, 2004. 12

Kameyama S., Ohki Y., Wang Q.-X.: The Development of MODIS data Analysis System and Its Management – The Present State and challenges for the future –, Asia · Pacific Innovation Project workshop, Singapore, 2004. 12 (Proc. 3rd APEIS W.S.)

Nakayama T., Watanabe M., Yang Y.: Simulation of groundwater dynamics by coupling NICE (NIES Integrated Catchment-based Ecohydrology) model with agricultural model in North China Plain, 3rd APEIS Capacity Build. Workshop on Integrated Environ. Monit. Asia-Pac. Reg. APEIS, Singapore, 2004. 12

Nakayama T., Watanabe M.: Simulation of spring snowmelt runoff by considering effect of local topography on snow cover and freezing/thawing soil layer in Kushiro Mire, abstract reference number 2273, 2004AGU Fall Meeting, San Francisco, 2004. 12 (CD-ROM)

Wang Q.-X.: Organizing Committee Member, International Conference on Land Cover and Land Use Change Processes in North East Asia Region, Harbin, China, 2005. 2

Hiwatari T., Shirasawa K., Fukamachi Y., Nagata R., Koshikawa H., Kohata K., Watanabe M.: Material flux under seasonal sea ice at an offshore site in the Okhotsk Sea coast of northern Hokkaido, Japan. XXVIII Symp. polar biology. National Institute of Polar Res., Mombetsu, 2005. 2

Hiwatari T., Koshikawa H., Nagata R., Suda Y., Hamaoka S., Kohata K., Watanabe M.: Trophic structure on the marine food web in a nearshore zone on the Okhotsk coast of northern Hokkaido, Japan as traced by $\delta^{13}C$ and $\delta^{15}N$, 20th Int. Symp. Okhotsk Sea & Sea Ice, Mombetsu, 2005. 2

Suda Y., Shiino S., Nagata R., Tamako F., Hiwatari T., Kohata K., Hamaoka S., Watanabe M.: Revision of the ichthyofauna of reflective sandy beach on the Okhotsk coast of northern Hokkaido, Japan, with notes on the food habits of some fish, 20th Int. Symp. Okhotsk Sea & Sea Ice, Mombetsu, 2005. 2

木幡邦男, 樋渡武彦, 市村 康, 木村賢史, 村田憲要, 瀬尾亮平, 篠塚由美, 渡辺正孝, 森 光典, 田中宏史: 大井人工干潟における微細気泡発生が二枚貝生息環境に与える影響, 第39回日本水環境学会年, 2005.3

瀬尾亮平, 市村 康, 木幡邦男, 木村賢史, 樋渡武彦, 村田憲要, 森 光典, 田中宏史: 大井人工干潟における曝気の効果について, 第39回日本水環境学会, 2005.3

法月怜子, 阿部和代, 齋藤奈都子, 木村賢史, 木幡邦男, 市村 康, 西村 修, 稲森悠平, 須藤隆一, 田中宏史, 森 光典: 人工干潟における貧酸素水塊がシオフキガイに与える影響 – 微細気泡発生の効果 –, 第39回日本水環境学会, 2005.3

福島路生, 亀山 哲: 潜在生息モデルを利用した淡水魚類の保全, 第52回日本生態学会大会, 大阪, 2005.3 (講演要旨集, 159)

Kameyama S., Fukushima M., Harashima A., Shimazaki H., Kaneko M., Takada M.: The effects of anthropogenic watershed changes on river water quality – The watershed fragmentation by dams and its impacts in Japan –, EGU General Assembly, Vienna, Austria, 2005. 4

齋藤達也, 亀山 哲, 齋藤健太, 齊藤 岳, 茂木祐希, 松村祐介: 2005日本環境教育学会第16回大会, 京都, 2005.5

Nakayama T., Watanabe M.: Effect of groundwater on water cycle and nutrient supply in the shallow eutrophic lake, ISSH - Stochastic Hydraulics 2005, Nijmegen, 2005. 5 (IAHR, 2005 (CD-ROM))

福島路生, 亀山 哲: ダムによる流域分断が引き起こす生物多様性の低下, 国立環境研究所公開シンポジウム, 東京・京都, 2005.6

齋藤奈都子, 木村賢史, 法月玲子, 木幡邦男, 市村 康: 人工干潟における貧酸素水塊がシオフキガイに与える影響, 第4回海環境と生物及び沿岸環境修復技術に関するシンポジウム, 2005.7

Wang Q.-X.: WATER AND CARBON DYNAMICS OVER VARIOUS ECOSYSTEMS IN EASTERN AISA, International Conference on natural resources and sustainable development in surrounding regions of the Mongolian Plateau, ULAANBAATAR, MONGOLIA, 2005. 8

Wang Q.-X., Nakayama T., Watanabe M.: Simulation of Water, Carbon and Nitrogen Dynamics over Watersheds, GWSP Asia Meeting, 2005, Kyoto, 2005. 8

Fukushima M., Kameyama S.: Effects of dams on freshwater fish diversity and distribution in Hokkaido, Japan, 90th ESA Annu. Meet. IX INTECOL Congr., Montreal, Canada, 2005. 8

Wang Q.-X., Watanabe M.: SIMULATION OF WATER AND CARBON FLUXES USING BIOME-BGC OVER VARIOUS ECOSYSTEMS IN CHINA, Proc, 7th Int. CO₂ Conf., Colorado, USA, 2005. 9

Kameyama S., Fukushima M., Harashima A., Shimazaki H., Kaneko M., Takada M.: The impact of anthropogenic activities on stream water quality and freshwater fish habitats ---A nationwide study in Japan---, 2005 AFS Annu. Meet., Anchorage, AK, 2005. 9

Fukushima M., Kameyama S.: Predictive habitat models for assessing anthropogenic influences and conducting gap analysis on two salmonid species, 2005 AFS Annu. Meet., Anchorage, AK, 2005. 9

樋渡武彦, 木幡邦男: 外来二枚貝ホンビノスガイについて, 第8回日本水環境学会シンポジウム, 滋賀県瀬田, 2005. 9

樋渡武彦, 白澤邦男, 深町 康, 永田隆一, 越川 海, 木幡邦男, 渡辺正孝: 北海道オホーツク海沿岸域で発達する季節海氷はなにをもたらすのか?, 日本プランクトン・日本ベントス学会合同大会, 北海道厚岸町, 2005. 9

Sun Z.-G., Wang Q.-X., Watanabe M., Matsushita B., Fukushima T.: A Simple Remote Sensing Evapotranspiration Model based on Energy Balance and Aerodynamics (Sim-RESET), 9th Int. Symp. Physical Measurements and Signatures in Remote Sensing (ISPMSRS), Int. Conf. Center, Beijing, 2005. 10

Xu K.-Q., Brown C., Kwon H.-H., Lall U., Zhang J., Hayashi S.: Seasonal Streamflow Forecast for the Yangtze River at the Three Gorges Dam, China, the 2005 AGU Fall Meeting, San Francisco, 2005. 12

Xu K.-Q., Brown C., Kwon H.-H., Khalil A., Lall U., Watanabe M.: Risk management for the improved operation of the Three Gorges Dam using seasonal streamflow prediction, Proceedings of the IAHS Conference on Hydrological Sciences for Managing Water Resource in the Asian Developing World, Guangzhou, China, 2006. 6

3 特許出願, 受賞等

名 称：多槽式溶出測定装置（特許 平 09-042491）

発明者：木幡邦男・竹下俊二

REPORT OF SPECIAL RESEARCH FROM
THE NATIONAL INSTITUTE FOR ENVIRONMENTAL STUDIES, JAPAN

国立環境研究所特別研究報告

SR-73-2006

平成18年12月28日発行

編 集 国立環境研究所 編集委員会

発 行 独立行政法人 国立環境研究所

〒305-8506 茨城県つくば市小野川16番2

電話 029-850-2343 (ダイヤルイン)

印 刷 株式会社 イ セ ブ

〒305-0005 茨城県つくば市天久保2丁目11-20

Published by the National Institute for Environmental Studies

16-2 Onogawa, Tsukuba, Ibaraki 305-8506 Japan

December 2006

無断転載を禁じます