

SR-58-2003

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-58-2003

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

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 (中間報告)

Watershed Environment and Management Research Project

平成13～14年度

FY 2001～2002

平成13～14年度

R100

国立環境研究所

NIES



独立行政法人 国立環境研究所

NATIONAL INSTITUTE FOR ENVIRONMENTAL STUDIES
<http://www.nies.go.jp/index-j.html>

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
(中間報告)

Watershed Environment and Management Research Project

平成 13 ~ 14 年度

FY 2001 ~ 2002

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構のモデル化と持続可能な環境管理」
(期間 平成13～14年度)

プロジェクト責任者：渡辺正孝
プロジェクト幹事：渡辺正孝
報告書編集担当：渡辺正孝

序

本報告書は、平成13～17年度の5カ年の予定で実施されている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モデル化と持続可能な環境管理』の平成13～14年度、前期2年間の研究成果を取りまとめたものです。研究半ばではありますが、中間報告としてこれまでの研究過程とその成果を公表することで、各方面よりのご批判をあおぎ、今後の研究の展開の参考とさせていただきたいと考えます。

東アジア地域は太平洋に面することで日本と海を通じて密接な関係を持ち、気候帯としては乾燥域から熱帯までを含むモンスーンアジアの特徴を凝縮した地域です。この地域での数千年にわたる水田稲作に代表される農業活動は、ごく最近まで、地域の自然環境と調和したものでした。しかしながら、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。これに対処するためには、『自然』と『人間』が共生する調和した社会の構築を最終的な目標としつつ、先ず、『自然—人間』系の現状理解と将来像を描く能力の獲得が重要で緊急な課題です。

例えば、長江流域圏では、山峡ダム築造、長江から黄河への大規模導水（南水北調）という形で、21世紀の中国の社会経済的發展を支える大開発が進められております。この影響はまことに大きく、まさに、『人間—人間』系が持続的に發展する流域圏環境管理が求められています。サブグローバルな意味で日本は海を介し長江流域の末端に位置するともとらえられることから、この流域における環境の変化は日本にも大きな影響があるものと予測されます。

以上のような背景をもとに、本研究はモンスーン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しています。特に東アジアの自然環境と人間活動に極めて大きな影響を持つ中国の環境の理解が鍵であると考え、中国科学院との国際共同研究を組織し、その枠組みで、

- (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・沿岸環境総合管理

の4つを基本課題として、調査・研究を進めています。

特に、この2年間は、生態系機能が発現する場を循環する『水』に焦点を当てました。ここで言う生態機能発現の場は気候要因と地形要因に適応した植物生態系を基本構造とします。このとき、対象とする自然環境として、すべての降水が集まり流動する空間である流域を1つの単位とすることは、環境負荷の動きを考える物理性から、また人間活動の場の歴史性からも自然と思われれます。すなわち、水資源（洪水・水量・水質を含む広義の意味）利用に関わる上下流問題、沖積平地から沿岸に広がる巨大都市活動、内陸部との経済格差等の問題、産業構造の分布のゆがみ等、多くの問題が連関しつつこの流域圏の中に集約されています。この自然環境と人間とが複雑に絡み合う問題への『水問題』からの具体的な取り組みにつきましても、是非、本編をご覧頂ければと思います。

これまでの研究過程で、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、今後とも適切なお意見を賜りたいと思っております。

平成 15 年 11 月

独立行政法人 国立環境研究所
理事長 合 志 陽 一

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	アジア-太平洋 環境イノベーション戦略 (APEIS) 統合環境モニタリング (IEM)	3
2.1.1	背景と目的	3
2.1.2	MODIS環境モニタリング体制の構築	3
2.1.3	データ解析システムの構築	4
2.1.4	Savitzky-Golayフィルタを利用した高品質NDVI時系列データセットの再構築方法	4
2.1.5	地上生態観測システムの構築 (APEIS-FLUX)	11
2.1.6	MODISデータによる自然劣化や災害のモニタリング	12
2.1.7	陸面プロセスモデルによる土壌水分量の推定	13
2.1.8	流域スケールでの生態系機能の統合的モデル化	19
2.2	高分解能の衛星画像を用いた長江流域の流量と環境負荷量の推定に関する研究	20
2.2.1	はじめに	20
2.2.2	研究方法	20
2.2.3	結果と考察	22
2.2.4	まとめ	23
2.3	MODIS衛星データと同化したプロセスモデルによる流域環境管理	24
2.3.1	はじめに	24
2.3.2	現地観測	24
2.3.3	プロセスモデル	25
2.3.4	結果および考察	26
2.3.5	まとめ	29
2.4	三峡ダムの水質汚濁と富栄養化への影響予測	29
2.4.1	はじめに	29
2.4.2	三峡ダムプロジェクトの概要	30
2.4.3	長江流域における水環境の現状把握	30
2.4.4	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	33
2.4.5	三峡ダム湖の富栄養化可能性の評価	34
2.4.6	三峡ダム建設による水質汚濁と富栄養化への影響評価	35
2.4.7	まとめ	37
2.5	長江流域の水資源管理モデルの開発に関する研究	37
2.5.1	はじめに	37
2.5.2	水資源管理モデルの概要	38

2.5.3	長江流域への統合モデルの適用	40
2.5.4	結果および考察	41
2.5.5	まとめ	44
2.6	嘉陵江源流域での土砂生産量のモデル化	44
2.6.1	長江上流域の土砂動態特性	44
2.6.2	嘉陵江流域における土砂侵食モデル	45
2.6.3	土砂侵食モデルの嘉陵江流域への適用	47
2.7	太行山山麓地帯における地下水低下を制御する灌漑管理にDSSAT-wheatモデルの応用	48
2.7.1	はじめに	48
2.7.2	DSSAT-wheatモデルの検証	49
2.7.3	灌漑用水管理へのDSSAT-wheatモデルの応用	50
2.7.4	結論	53
2.8	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	53
2.8.1	はじめに	53
2.8.2	長江経由の東シナ海への汚濁物質負荷量	54
2.8.3	長江起源物質が河口域生態系に及ぼす影響	55
2.8.4	長江河口域における渦鞭毛藻赤潮が生物生産性に及ぼす影響	57
2.9	海域・沿岸域環境総合管理	59
2.9.1	都市・流域圏の生態系、水・物質循環統合管理モデルの開発に関する研究	59
2.9.2	都市・流域圏環境モニタリングおよび環境情報基盤整備に関する研究	61
2.10	まとめ	64
2.11	謝辞	66
引用文献		66
[資料]		
I	研究の組織と研究課題の構成	73
1	研究の組織	73
2	研究課題と担当者	74
II	研究成果発表一覧	75
1	誌上発表	75
2	口頭発表	78
3	特許出願, 受賞等	80

1 研究の目的と経緯

1.1 研究の目的と経緯

21世紀の日本およ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・把握し、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、環境保全計画の策定、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、日本およ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・把握し、そのモデル化と予測手法の開発を行うものである。

研究の前期の2年間は、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中の水は、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、水量保持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）、河川流域を横断する人工水路の影響（南水北調）、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）を取り上げる。

(5) 開発される水資源の質変化過程に果たす生態系機能の役割を事例解析により検討する。具体的には、まず長江流域の環境負荷動態の概要を把握し、生態系機能への圧力を軽減することを目標とする新たな水資源開発の基礎的知見をえる。

(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的に理解した流域圏であるとの理解から、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における流域－沿岸－海域についての検討が必要である。

以上のような観点を基に、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－海域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、中国との国際共同研究の枠組みで推進している。

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1,500人の科学者が参加して行うことになった。現在中心的なプロジェクトとして南アフリカ、東南アジア、中国西部、中央アメリカ、ノルウェイにおける調査が決定されている。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』を推進している。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することが正式に認められている。これは中国西部開発に伴う環境劣化、特に長江上・中流域への影響を評価するもので水資源変化と食料生産への影響について経済的要因も加味した評価を期待されている。

『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、平成14年9月に北京でAPES 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およ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。

2 研究の成果

2.1 アジア-太平洋 環境イノベーション戦略 (APEIS)

統合環境モニタリング (IEM)

2.1.1 背景と目的

東アジアにおける急激な経済発展は、森林減少・砂漠化・塩害化・水資源の枯渇・土壌流出など深刻な環境劣化を引き起こした。これらの影響は、この地域内においてバランスの取れた持続的経済発展に対する大きな制約となっている。このような状況の下、環境資源の消費および劣化に歯止めをかけるために、自然資源の現状およびその変化に関して調査・研究することが必要とされている。

アジア・太平洋 環境イノベーション戦略 (APEIS) は環境省主催の下、2001年より開始された。その目的には次の三つが掲げられている。

- 1) 持続可能な開発のための革新的政策の立案を目的とした科学的インフラ整備
- 2) 環境に関する共同体制とアジア-太平洋地域における研究能力強化に対する推進
- 3) 持続的発展のためのアジア-太平洋モデルの提案

このプロジェクトの枠組みの下、アジア・太平洋地域を対象とし、日本国立環境研究所 (NIES) と中国科学院の地理科学与資源研究所 (IGSNRR) を初めとして、国立シンガポール大学 (NUS) ・オーストラリア (CSIRO) ・中国生態システム研究ネットワーク (CERN) ・中国科学院新疆生態与地理研究所 (XIEG) ・中国科学院亜熱帯農業研究所 (ISA) ・中国科学院西北高原生物研究所 (NPIB) が参加し、多様な広域環境情報の迅速かつ正確な把握を可能にする統合環境モニタリングシステムの共同開発を行っている。今後はさらに、他のアジアおよび太平洋の国々と環境モニタリングについての共同体制の確立を進めていく予定である。

広域の環境変化を定期的に観測する手段として、衛星データの利用は非常に有効である。衛星データとしては、様々な観測波長と地上分解能を持つものが利用可能である。本プロジェクトでは、基本データとして米国の Terra衛星に搭載された高機能地球観測センサMODIS (Moderate Resolution Imaging Spectroradiometer) を受信し解析を行っている。

統合環境モニタリングシステムは次に述べる3つの項目から構成される。

- 1) MODISデータを利用した環境モニタリング体制の構築
- 2) 広域的環境情報取得のためのMODISデータ解析システムの構築
- 3) 流域スケールの生態学的機能の統合的モデル化
具体的にモニタリングの対象となるのは、陸域における土地被覆状態・土壌侵食・水循環・自然災害・農業生産量等、また、海域における水質や純一次生産量等が予定されている。さらに、これらモニタリング結果を基に、自然系の有する生物および物理過程と人間活動との相互作用を表現したモデルの構築と適用を行い、アジア・太平洋地域における持続可能な発展を目的とした意思決定支援システムの開発を行う予定である。

2.1.2 MODIS環境モニタリング体制の構築

環境モニタリングシステムは、アジア-太平洋全地域をカバーする4つのMODIS衛星データ受信ステーション (北京、阜康、シンガポールとオーストリア)、5つの地上モニタリングステーション、すなわち、山東省：禹城 (Yucheng)、新疆ウイグル自治区：阜康 (Fukang)、湖南省：桃源 (Taoyuan)、青海省：海北 (Haibei)、江西省：千煙州 (Qianyanzhou)、および2つのデータ解析センター (IGSNRRとNIES) より構成されている (図1)。データ解析センターでは、データベースとしてMODIS衛星データ、GISデータ、および地上生態系ステーションの観測データを蓄積している。

北京の受信ステーションは、中国科学院地理科学与資源研究所により2001年2月に設置され、もう一つの阜康のステーションは、2002年4月に国立環境研究所によって設置された。また、阜康でのデータ受信に関わる作業は、国立環境研究所との共同の下、中国科学院新疆生態与地理研究所が行っている。この2つのステーションはデータを1日に少なくとも2回受信することが可能であり、日本・中国・モンゴル・朝鮮および西アジアを含む広大なエリアをカバーしている。阜康と北京ステーションにおいて受信されたデータ (1日当たり約6GB) は、



図1 統合環境モニタリングシステム (IEM)

中国科学院地理科学与資源研究所と国立環境研究所のMODISデータ解析センターへ送られる。このデータを基にして、アジア-太平洋地域における環境変化の最新のモニタリングや環境アセスメントのための統合モデルの開発が可能となる。

2.1.3 データ解析システムの構築

MODISはTerra (EOS AM-1) 衛星に搭載されている装置の中でも特に重要なセンサである。MODISは1～2日の間に全地球表面の状態を観測している。またMODISセンサーは、0.4～14.4 μ mの波長域において36のスペクトルバンドを持ち、非常に受信感度の高い(12bit)放射計を備えている。またセンサの空間解像度は、250m(バンド1～2)、500m(バンド3～7)そして1,000m(バンド8～36)の3種類である。

MODISデータの最大の特徴は、地上受信局で受信された衛星データが、特定の画像処理アルゴリズムに従って変換されることにより、Level 0～14へと4段階にレベルが高次化されていく点である(図2)。そしてこの過程でMOD 1～44と呼ばれる衛星画像解析結果(プロダク

ト)が作成され、専用サーバにアーカイブされる。

2.1.4 Savitzky-Golayフィルタを利用した高品質NDVI時系列データセットの再構築方法

本研究プロジェクトは、アジア・太平洋地域を対象として、広域の地表面を定期的に観測することのできる各種の衛星センサ(Terra/MODIS, NOAA/AVHRRなど)を利用することにより、環境の変化を実証的に把握し、自然資源の持続的管理に資する情報を得ることを目的としている。本年度は主として、土地利用・土地被覆変化の抽出と、植生純一次生産量の推定するために基礎となる高品質のNDVI時系列データセットを再構築する方法の開発を行った。

NOAA/AVHRR, SPOT/VEGETATION, TERRA/MODIS, AQUA/MODISから得られるNDVI(Normalized Difference Vegetation Index: 正規化植生指数)の時系列データは、長期的な土地利用/被覆状況の変化の観測、および地球規模・大陸規模・地域規模での陸上生態系のモデリングに最適であることが証明されている。NDVIは地表の特性に関する貴重な情報を含んでいるからであ

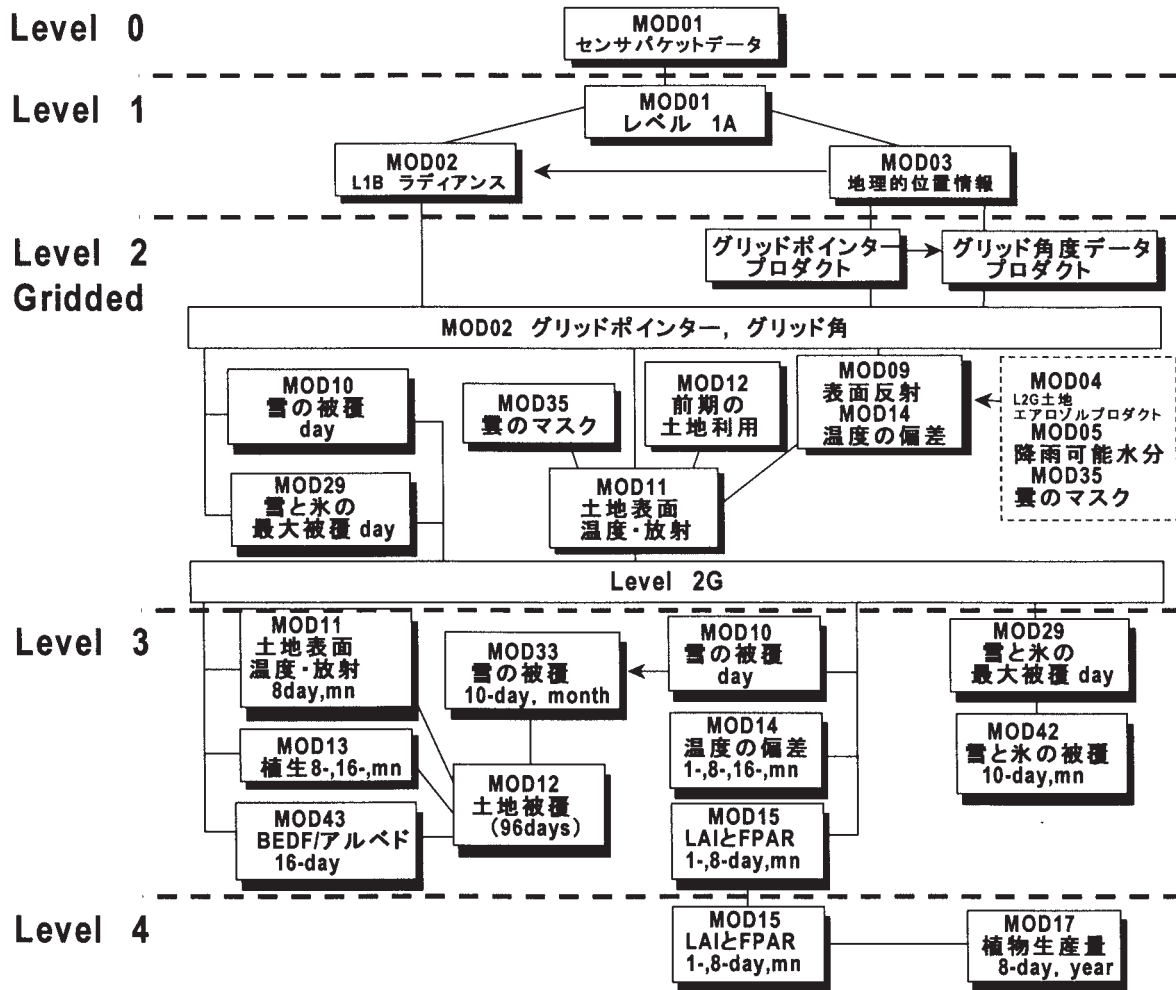


図2 MODIS高次プロダクトの処理プロセス

る¹⁹⁾。理論的には、NDVI時系列の変化は、地表の状況の変化、特に植生の変化を直接表現するものである。しかし、雲・大気の変動・そしてBRDFの影響が原因で、これらの時系列には常に変動が見られる。これらの変動は好ましくないノイズとなって表れ、土地の被覆や陸上の生態系のモニタリングに大きく影響する^{10,11)}。

最も一般的に使われるNDVIのデータセットはLandsat Pathfinderデータセット、GIMMS NDVIデータセット、SPOT VGTプロダクト等の10日間の最大値コンポジットプロダクトであるが¹²⁾、これらにも上記のノイズを多く含んでいる。したがって、より高度な解析を行うためにノイズを低減し、高品質のNDVI時系列データセットを構築する必要がある。この20年間に多数のアプローチについて考案・応用・評価が行われてきた。これらのアプローチは大きく三つのタイプに分けられる。(1) BISE

(Best Index Slope Extraction) アルゴリズムのような閾値ベースのアプローチ¹³⁾、(2) フーリエベースの平滑化手法¹⁴⁻¹⁶⁾、(3) 非対称Gaussian関数近似アプローチ¹⁷⁾である。各アプローチにはそれぞれ長所があり、さらなる分析のためNDVI時系列データセットの前処理には効果的に応用された例もあった^{18,19)}。一方、これらのアプローチはいくつかの欠点があり、その使用には限界がある¹⁷⁾。例えば、BISEアルゴリズムは分析者の経験に基づいて一定の期間にNDVIが再び増加する閾値を決定する必要がある。したがって、他の閾値ベースのアプローチと同様、BISEアルゴリズムが適用された後に残ったノイズによって、抽出された当該の時期の情報が不確定になる場合がある。フーリエベースの平滑化手法は対称的な正弦・余弦関数に大きく依存しており、またNDVI時系列はノイズレベルが非常に高く不規則な特性を持った

め、この方法では収穫等の農業活動を始めとする人間の行動や火災を表す信号をとらえる際に、かなりの困難がある。加えて、フーリエベースの平滑化手法は擬似的な変動をNDVI時系列に発生させる。上記のようなアプローチと比較して、非対称Gaussian関数近似アプローチは高品質のNDVI時系列をより柔軟にまた効果的に取得することができる。しかし、このアプローチは局所関数が近似するため極大値と極小値を識別するのが難しい。特にノイズの高いデータや明確な季節のない地域からのデータについて対応がかなり困難である、また、このアプローチはその複雑性から、分析に時間がかかる。

上記のような欠点考慮し、本研究では主に雲の影響や大気の変動が原因でNDVI時系列に存在するノイズを平滑化するためにSavitzky-Golayフィルタ²⁰⁾に基づいた簡便かつ柔軟な手法を開発した。この手法は、反復処理を通じてSavitzky-Golayフィルタの能力を最大に利用してNDVIデータの上部エンベロープに接近し、NDVI時系列の変動傾向に近似化するために開発された。この手法を用いて、10日間ごとのMVC SPOT VGT-Sプロダクトでテストを行った。

(1) Savitzky-Golayフィルタの利用方法

ノイズを低減し高品質のNDVI時系列を構築するための他のアプローチと同様、我々の手法も次に示す二つの仮定に基づいている。1) 衛星のセンサからのNDVIは植生の計測に関する信号である。したがって、NDVI時系列は植物の成長と衰退の年間周期に従う。2) 雲および大気的不安定な状態は通常、NDVI値を低下させるため、徐々に進む植生の変化と一致しないようなNDVIの急激な低下は、ノイズとして排除する必要がある。この手法は、1日ごとのデータ、10日あるいは1ヵ月のMVC等、異なる間隔でサンプリングされたNDVIデータセットにも応用できる。また、NDVIのスケールと衛星センサにも制限はない。

本手法は以下の7つのステップからなる。図3に処理のフローチャートを示す。

ステップ1：雲の影響を受けたNDVI値の線形内挿

雲のフラグデータを使用して、雲の影響を受けたNDVI値を線形内挿することでNDVI時系列を改善。

ステップ2：Savitzky-GolayフィルタによるNDVI長期変動傾向の近似化

重みを付した移動平均フィルタとしてSavitzky-Golay

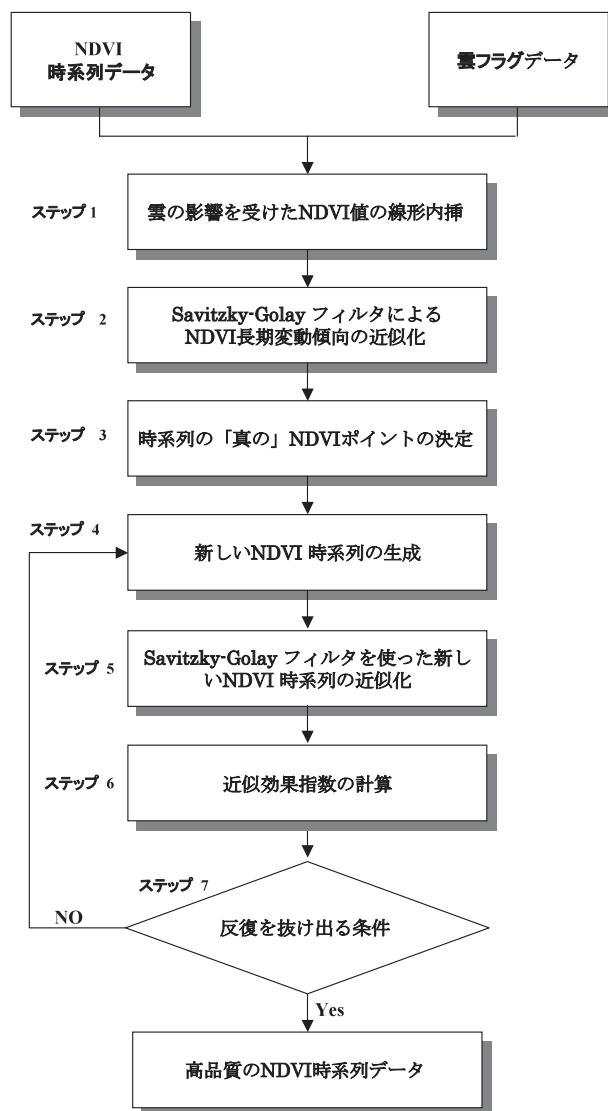


図3 Savitzky-Golayフィルタ処理のフローチャート

フィルタにより、NDVIの変動を平滑化し、長期変動傾向を識別。

ステップ3：時系列の「真の」NDVIポイントの決定

NDVI時系列をNDVIデータの上部エンベロープにアプローチさせ、また植生の成長と衰退における最も近似化するために、NDVIポイントを下記の近似効果指数の計算に使用。

ステップ4：新しいNDVI時系列の生成

時系列のNDVIポイントを、時系列の各時点での対応するポイントに置き換えることによって新しいNDVI時系列を生成。

ステップ5：Savitzky-Golayフィルタを使った新しいNDVI時系列の近似化

新しい時系列に基づき、Savitzky-Golayフィルタを再度使用して、時系列内のNDVIの変動を近似化。

ステップ6：近似効果指数の計算

上記までのステップで求められたNDVI時系列が「真の」NDVIポイントに対して漸近する割合を評価するために近似効果指数を計算。

ステップ7：反復を抜け出る条件

近似効果指数が条件を満たしていれば反復を終了、そうでなければステップ4に戻って反復。

(2) 新手法とBISEアルゴリズムの比較

新手法の有効性を評価するためのテストデータとして、本研究では、2000年1月から2000年12月までの期間の10日間の1 km*1 km SPOT VGT-Sプロダクト（MVCプロダクト）のNDV（NDVI）バンドおよびSM（Status Map）バンドを使用した。データ準備の段階で、計算式

(VEGETATION Programme, 1998)²¹⁾：

$NDVI = 0.004 * DN - 0.1$ に従ってNDVバンドからのNDVI値を-1～1の範囲に再計算した。各NDVIデータポイントの雲のフラグは、SMバンドのBit NR 0とBit NR 1から抽出した。

29の地点をSPOT VGT-Sプロダクトから抽出し、テスト地点として使用した。29の地点は中国の主要な植生タイプを代表する（図4および表1）。

新手法の長所を証明するため、新手法とBISEアルゴリズムの両方で分析した。BISEアルゴリズムはNDVI時系列のノイズ低減のために最も広く採用されている方法である。新手法とは対照的に、BISEアルゴリズムは、分析者の経験に従って、移動期間の間の再成長に対してNDVIが増加する際の許容可能なパーセンテージの閾値を決定する必要がある。そしてこの閾値に従って低い値を無視し、高い値を選択しながらその期間をスキャンす

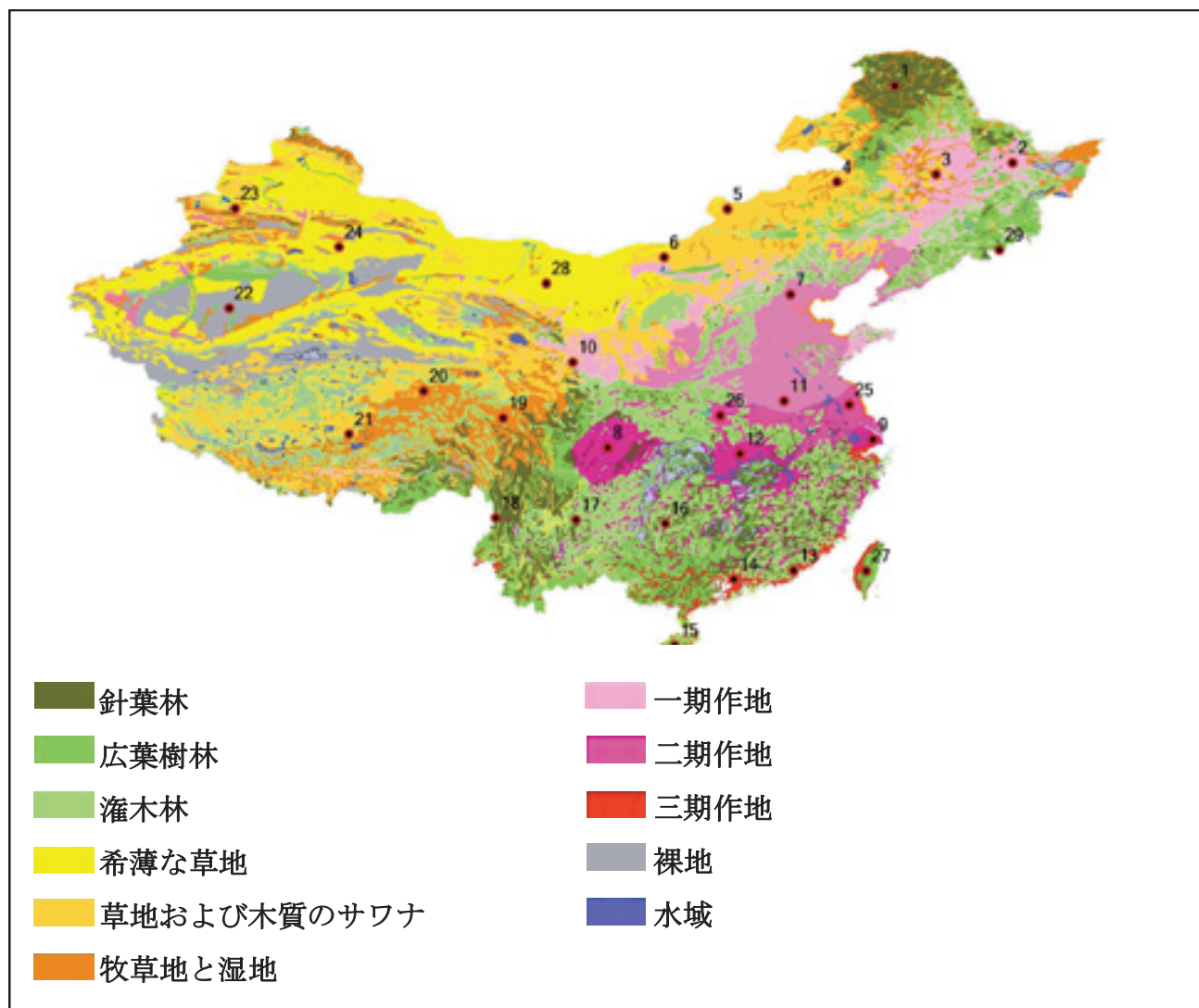


図4 中国でのテストサイト（背景の地図は中国植生図から作られた土地被覆図）²²⁾

ることによってNDVI時系列を再構築する。したがって、閾値ベースのアプローチとして、最終的なNDVI時系列の品質は閾値に大きく依存する。

図5にNo. 8の地点でBISEアルゴリズムを用いた場合の、最終的なNDVI時系列における閾値の変化の影響を示す。図6には、同地点で新手法での最終的なNDVI時

系列の近似反復におけるウィンドウサイズと近似多項式の次数 (m, d) の変化の影響を示す。新手法がパラメータの変化によって受ける影響に比べ、BISEアルゴリズムは閾値の変化により左右されやすいことが分かる。例えば、閾値0.2に設定したときNDVIの増加に対する許容可能なパーセンテージを20%とする), 目視で「偽の」

表1 中国でのテストサイトの地理位置と植生タイプ

ポイント	経度	緯度	植生タイプ
1	122.57796	51.50614	温帯落葉広葉樹林
2	129.57365	47.08113	一期作地(トウモロコシ)
3	125.03695	46.40332	アルプス牧草地
4	119.14463	45.97391	温帯草原
5	112.64382	44.402626	温帯草原
6	108.89469	41.61822	温帯灌木林草原
7	116.39415	39.474307	一期作地(トウモロコシと秋まき小麦)
8	105.53669	30.65268	二毛作地と人工林混合
9	121.28757	31.11675	二毛作地(米)
10	103.46523	35.58124	一期作地(豆など)
11	116.00133	33.33118	二毛作地(米と秋まき小麦)
12	113.39408	30.29548	二毛作地(米)
13	116.57275	23.58045	二毛作地(米)
14	113.03688	23.08076	二毛作地(米と果物)
15	109.50101	19.25893	温帯落葉広葉樹と常緑広葉樹混合
16	108.96569	26.29506	常緑針葉林と落葉灌木混合
17	103.64383	26.50928	亜熱帯の山地常緑広葉樹
18	98.89339	26.61663	亜熱帯の山地常緑針葉林
19	99.32231	32.36694	アルプス牧草地
20	94.6075	33.9026	高原湿地
21	90.17863	31.438319	高原温帯草原
22	83.07126	38.68867	裸地
23	83.42846	44.43897	山地灌木林と牧草地
24	89.57158	42.22454	温帯灌木林と半かん木の砂漠
25	119.8944	33.11696	二毛作地(米と秋まき小麦)
26	112.21561	32.50991	二毛作地(米)
27	120.89475	23.54483	常緑広葉林と落葉広葉林混合
28	101.89346	40.11697	温帯灌木林と半かん木の砂漠
29	128.78776	42.04594	温帯落葉広葉樹林

NDVIポイントとして識別されたNo.1, No.2, No.5のポイントはBISEアルゴリズムでは識別できない。閾値を0.6にすると、これらのポイントは識別され補正されるが、代わりにNo.6とNo.8のポイントが無視されてしまう。BISEアルゴリズムでは最適の閾値を求めることは容易ではない。対照的に、新手法ではパラメーター(m, d)を変えても、いくつかの小さな変動が無視されるだけで、最終的なNDVI時系列において大きな差異はない。

29テスト地点においてBISEアルゴリズムと新手法によって求めた最終的なNDVI時系列を比較した結果、以下のような結果が得られた。植生の成長の全体的な傾向は、BISEアルゴリズムでも新手法でも明らかである。実際、二つの方法から得た最終的なNDVI時系列は、これらの地点のほとんどでほぼ一致する。しかし、BISEアルゴリズムは、いくつかの雲の多いポイントを、特に

No.9, No.16, No.18, No.29の地点で処理できなかった。ここで注目しているのは、各地点におけるBISEアルゴリズムの閾値は最良の結果を取得するために手作業による試行錯誤の手順を経て設定されたものである。それに対して新手法のパラメーターは方法の章で説明した通り、定数として設定したという違いがある。つまり、BISEアルゴリズムが最適の閾値を使ったときでも、新手法はBISEアプローチよりも高品質のNDVI時系列を再構築することが可能である。さらに、この手作業による試行錯誤の手順を経た結果として、各地点の最適の閾値は、ほとんどが0.1から0.4の範囲にあるにせよ、地点ごとに差異が見られる。これらの結果は、BISEアルゴリズムには、NDVI時系列データセットの各ピクセル用の閾値を効果的に決定するための自動的あるいは半自動的の手法の開発等、改善が必要であることを示唆している。

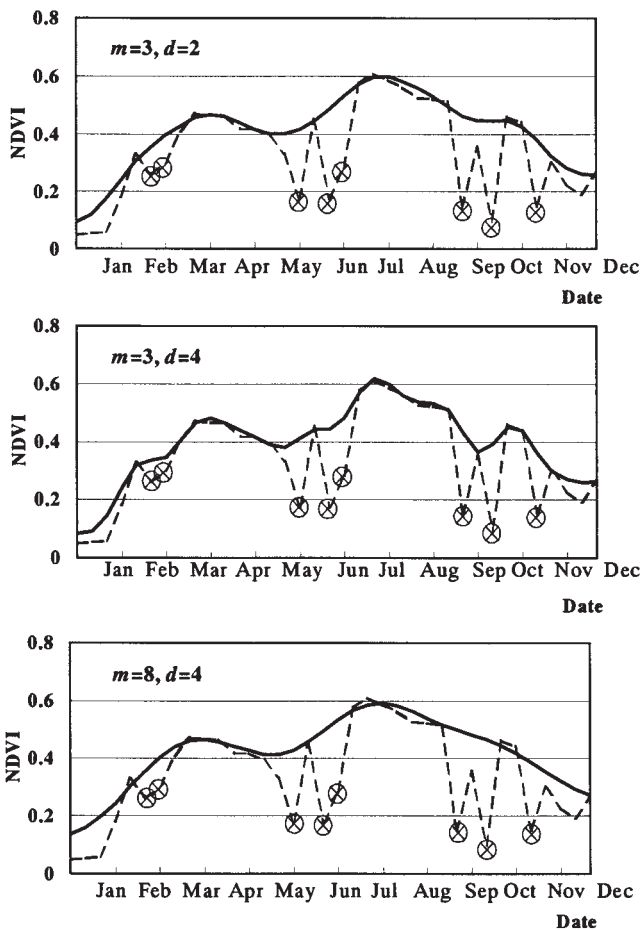


図5 No.8の地点でBISEアルゴリズムを使った場合の、最終的なNDVI時系列における閾値の変化の影響

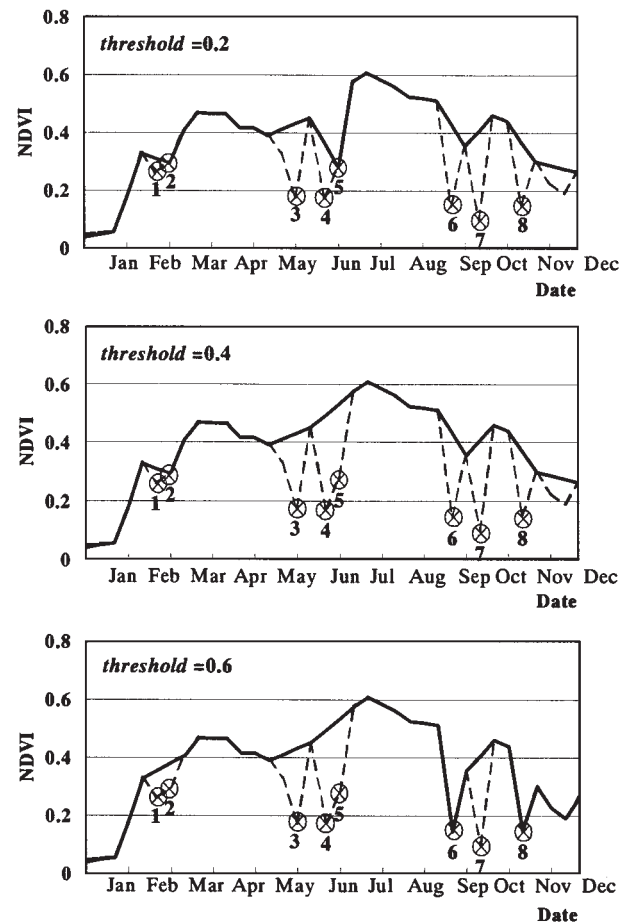


図6 同地点で新手法での最終的なNDVI時系列の近似反復におけるウィンドウサイズと近似多項式の次数(m, d)の変化の影響

(3) 結論

雲の影響や大気の変動が主な原因であるNDVI時系列データ内のノイズは、NDVIデータセットが入力情報として使われる際に、地球規模の環境変動の研究にとって重大な問題として認識されている。しかし、NDVI時系列内のノイズを低減するための既存のアプローチは、適応性と有効性において不十分である。NDVI時系列は植生における1年間の成長と衰退の周期に従い、また雲や大気不安定な状態が通常はNDVI値を低下させるという仮定に基づき、本研究ではNDVI時系列内に存在するノイズを平滑化するために、Savitzky-Golayフィルタに基づいた簡便でしかも柔軟な手法を開発した。

この手法はNDVIデータの上部エンベロープにアプローチし、反復処理を通じてNDVIの変動傾向を反映できる。新しく開発した手法を、中国をカバーする10日間のMVC SPOT VGT-Sプロダクトに適用し、BISEアルゴリズムと比較することで、我々は新手法が既存のアプローチに比べ次のような五つの長所があることを発見した。

- 1) 補助データとして雲のフラグを最大に活用できる。
- 2) Savitzky-Golayフィルタに平滑化ウィンドウ (m) と、平滑化多項式の次数 (d) という二つのパラメータを設定するだけで、高品質のNDVI時系列を再構築できる。

表2 各地地上生態ステーションで観測している気象、水分、植生土壌要素

地名	禹城総合試験ステーション (山東)	桃源水田生態ステーション (湖南)	阜康荒漠生態ステーション (新疆)	海北高原草原生態ステーション (青海)
位置	位置/36.95N, 116.60E 標高/20m	位置/28.92N, 111.50E 標高/20m	位置/43.75N, 87.75E 標高/1600m	位置/37.48, 101.20E 標高/3200m
対象地の生態要素	種類/灌漑農地 主要構成種/冬小麦, トウモロコシ 葉面積指数/0-4	種類/水田 主要構成種/稲 葉面積指数/0-4	種類/荒漠 主要構成種/灌木 群落高さ/0-2m 葉面積指数/0-2	種類/草地 群落高さ/0-0.5m 群落構造/湿草地 葉面積指数/0-6
観測項目	フラックス関係/3D風速と 温度, CO ₂ /H ₂ O濃度, 摩擦速度, 感熱, 潜熱, CO ₂ フラックス 放射関係/全天日射, 光合成有効放射, 下向き短波放射, 上向き短波放射, 下向き長波放射, 上向き長波放射, 純放射, 放射温度 気象関係/風向・風速(4層), 気温・湿度(4層), 気圧, 表面温度, 降水量 土壌関係(4サイト)/地温, 地中熱流, 土壌特性, 土壌水分, 熱伝導率, 蒸発散 植生関係/光合成速率, 植生被覆率, LAI, 生物量, 根の密度, 土質, 土壌養分, 塩化度	フラックス関係/3D風速と 温度, CO ₂ /H ₂ O濃度, 摩擦速度, 感熱, 潜熱, CO ₂ フラックス 放射関係/全天日射, 光合成有効放射, 下向き短波放射, 上向き短波放射, 下向き長波放射, 上向き長波放射, 純放射, 放射温度 気象関係/風向・風速(3層), 気温・湿度(3層), 気圧, 表面温度, 降水量 土壌関係(1サイト)/地温, 地中熱流, 土壌特性, 土壌水分, 熱伝導率, 蒸発散 植生関係/植生被覆率, LAI, 生物量, 根の密度, 土質, 土壌養分	フラックス関係/3D風速と 温度, CO ₂ /H ₂ O濃度, 摩擦速度, 感熱, 潜熱, CO ₂ フラックス 放射関係/全天日射, 光合成有効放射, 下向き短波放射, 上向き短波放射, 下向き長波放射, 上向き長波放射, 純放射, 放射温度 気象関係/風向・風速, 気圧, 気温, 湿度, 表面温度, 降水量 土壌関係(3サイト)/地温, 地中熱流, 土壌特性, 土壌水分, 熱伝導率, 蒸発散 植生関係/植生被覆率, LAI, 土質, 塩化度	放射関係/全天日射, 光合成有効放射, 下向き短波放射, 上向き短波放射, 下向き長波放射, 上向き長波放射, 純放射, 放射温度 気象関係/風向・風速, 気圧, 気温, 湿度, 表面温度, 降水量 土壌関係(9サイト)/ 地温, 土壌水分 植生関係/植生被覆率, LAI, 生物量, 根の密度, 土質, 土壌養分

新手法におけるパラメータの設定は、BISEアルゴリズムにおける閾値の設定に比べ過敏に反応しない。一連の実験を通じて、我々は新手法の最適なパラメータの値を推奨する。

3) 新手法は理論的に極めてシンプルで、MATLAB, IDL等の市販のソフトウェアにSavitzky-Golayフィルタを組み込んでいるため、導入も容易である。

4) 低速の論理演算を省略、近似反復についてはほとんどのケースにおいて反復10回以内でFkの極小に収束できるため速度も速い。

5) 毎日のデータおよび10日間あるいは1ヵ月間のMVCなど、異なる間隔でサンプリングされたNDVIデータセットにも応用できる。また、NDVIのスケールとセンサにも制限はない。したがって、新手法は地球規模環境変動の研究のために、高品質なNDVI時系列データセットの再構築に応用することができる。

2.1.5 地上生態観測システムの構築 (APEIS-FLUX)

MODISデータを検証するため、中国科学院との共同の下、2002年に中国国内における様々な生態系(草地:海北, 灌漑農地:禹城, 水田:桃源, 森林:千煙州, 砂漠化地域:阜康)を対象に、気象、水文、植生に関する各項目の観測体制を整備した。また同時にネットワークを通じて国立環境研究所MODISデータ解析センターにおい

て観測データの集積を行っている。観測されたデータは、MODISを主とする衛星画像データ解析結果の検証用に用いられるとともに、現在開発が進められている統合的モデリングにおける入力データとして利用される。

この地上観測体制は熱、水と炭素フラックスの観測を中心とした多くの生態系要素を含められているため、世界のフラックスネットにも貢献できることに踏まえ、APEIS-FLUXと呼ばれている。

APEIS-FLUXは、各生態系における熱、水と炭素循環の機構を明らかにするために、地上生態ステーションで熱、水および二酸化炭素フラックスを観測している。表2は各ステーションで観測した気象、水分、植生と土壌のパラメーターである。

環境モニタリングのためには、土壌-植物-大気の連続体に最も重要な役割を果たす土壌水分の観測が必要不可欠である。しかし、土壌水分量は、地表面特性の非均一性のために地域スケールで推定が最も困難な要素の1つである。土壌水分を抽出する多くの研究にとって、地域スケールからマクロスケールへのスケールアップは非常に難しいものである。この問題を解決するために、衛星データ解析は非常に大きな可能性を持っている。このスケールアップの問題を解決する試みとして、海北地上生態ステーションにおいて広域的に多地点での土壌水分・土壌温度自動連続観測システムを適用している(図7)。

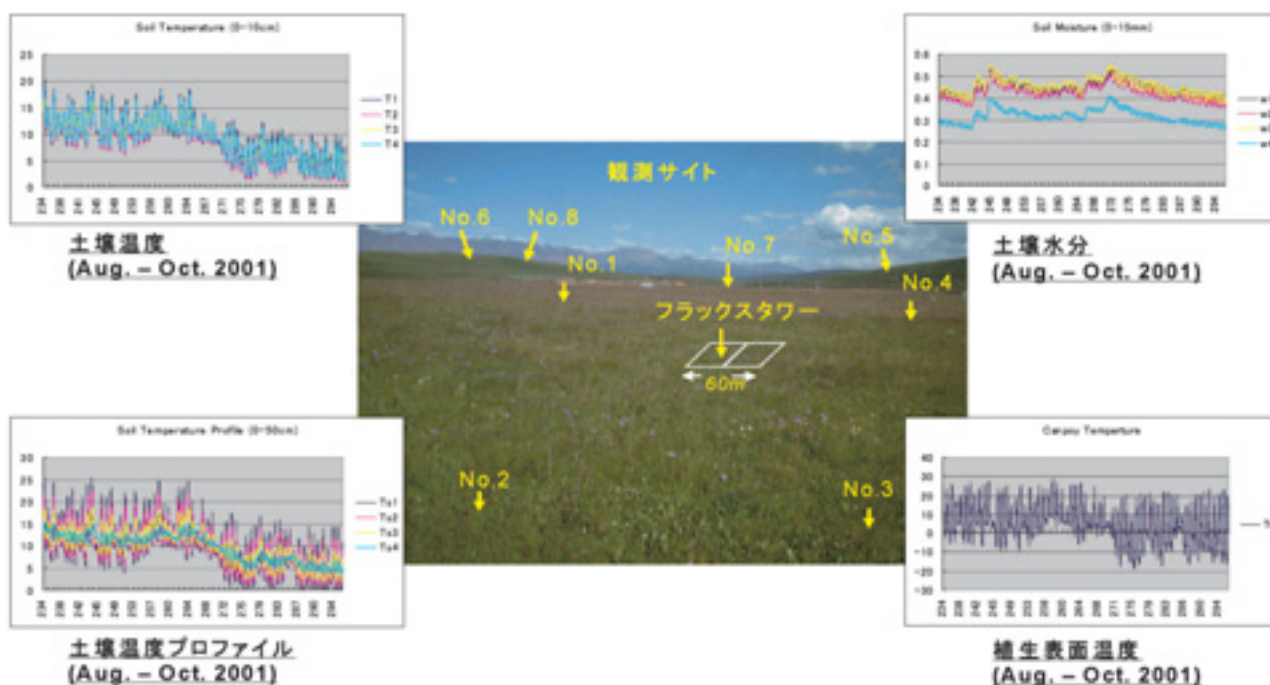


図7 MODISデータを検証するための土壌水分観測体制

2.1.6 MODISデータによる自然劣化や災害のモニタリング

東アジアにおいては、環境劣化のために、深刻な大災害が各地で頻繁に発生している。例えば、砂塵嵐は毎年春に発生し、その数は過去10数間に急増した。さらに、砂塵嵐の規模はより広範囲となり、それが引き起こす損害は毎年増加傾向にある。またその間、この領域の砂漠化と草地の劣化は、過剰な耕作や放牧、水資源の過剰開発と不適切な利用等の人為的要因のためにより深刻化してきた。近い将来、衛星による観測はこれらの現象を監視する可能性を大きく含んでいる。APEIS統合環境モニ

タリングシステムは、砂塵嵐・大気汚染・洪水・海洋汚染・火災・重油流出・地震の被害・富栄養化・害虫による被害等、自然災害と人為的な災害の両方をモニタリングすることができる(図8)。また同時に、(1)エアロゾル指数(ASI)(2)雪による被覆地指数(SCAI)、(3)砂漠化地帯指数(DAI)(4)土地利用/被覆変化(LUCC)(5)水分枯渇指数(WDI)そして(6)植生インデックスといった環境指数のセットを利用することにより、環境劣化についてもモニタリングすることができる。

また、衛星を用いた広域の観測は、水害・干ばつ等自

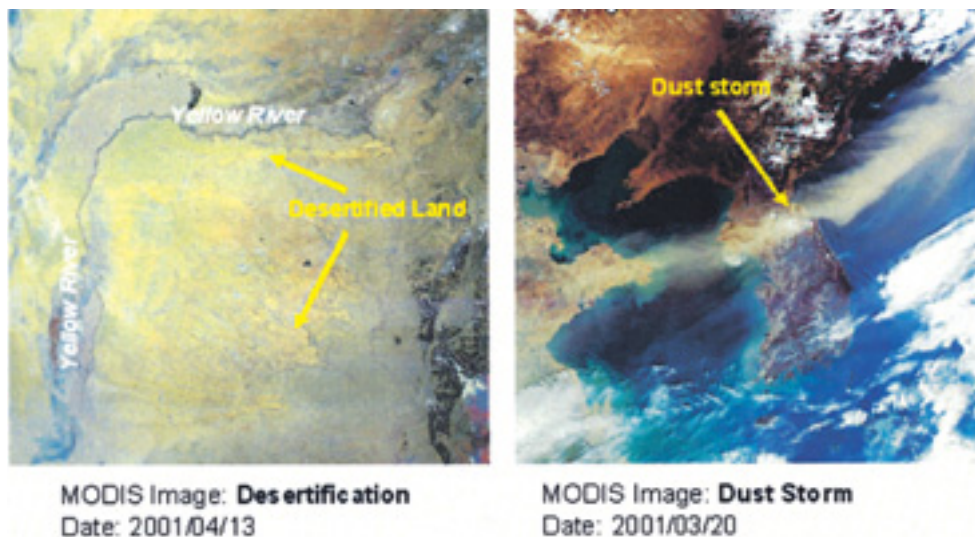


図8 MODISデータによる砂漠化および砂塵嵐のモニタリング

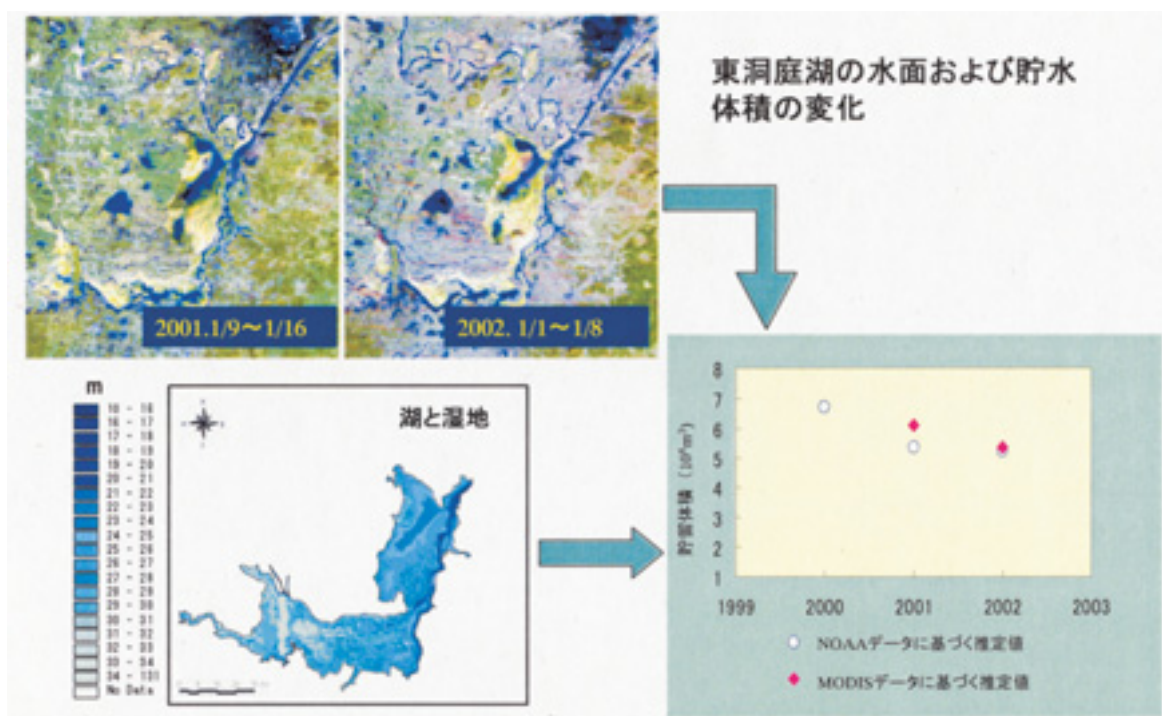


図9 MODISデータによる湖の貯水体積の変化

然災害のモニタリングが可能となる一方、森林・農地・草原面積の減少など土地利用変化のモニタリングも行うことが出来る。国立環境研究所では、その一環としてNOAAやMODISの衛星データと数値標高データを用いて、中国東洞庭湖の水面および貯水容量の推定を行った(図9)。

2.1.7 陸面プロセスモデルによる土壌水分量の推定

気候システムや農業生産システムを考える上で、現在最も問題となっているものの1つが陸地に存在する水分量、すなわち陸域水文学の時空間分布の定量的な評価である。例えば、土壌水分量や冬季の積雪量などの分布は、気候システムに大きな影響を与えるが、現在の天気予報を行う数値モデルでは、これらの時空間分布が正しく入力されていない。なぜなら、陸域は海洋と比べて空間的に非常に不均一で、さらに複雑な地形の影響を受けるために評価が困難であり、また広域でこれらを計測することが不可能だったからである。

(1) 土壌水分の計測・推定方法

土壌水分を計測・推定する方法は大きく分けると3つある。

1) 土壌のサンプリング等の方法による現地における直接観測。2) 数値モデル等を利用する方法。この方法に含まれるものとして以下のようなものがある。a) 地表面近くの大気データから推定する方法；b) 地表面モデルのオフラインシミュレーション(水熱収支を再現する数値モデルLSM: Land Surface Model)；c) 地表面モデルと気候モデル(大気循環モデル(GCM)など)を結合したオンラインシミュレーション。3) リモートセンシングを利用する方法。本研究では、MODISなど衛星データを用いて、LSMに基づく広域な土壌水分推定モデルを開発することを目的とする。MODISは、可視光から熱赤外の波長帯域に36のスペクトルバンドを持ち、全球を250~1,000mの地上分解能で1~2日ごとに観測することができる。これらのデータは、地球環境を駆動する陸面プロセスとその変動を理解する上で大きな役割を果たすものと期待されている。また、地球環境の変化を予測する上で、MODISデータをLSMへの入力あるいは検証データとして用いることにより、より精度の高い予測が可能になると期待されている。

MODISのような広域センサの特長は、高頻度(毎日)

の時系列データを取得できる点にある。毎日のデータから雲を除去して、一定期間(例えば8、または16日間)ごとの雲の影響がないコンポジット画像を作成し、季節変化や経年変化を継続的に追跡することが可能になる。また、毎日観測した地表面・植生データと気象データをモデルに入力し、その出力データを積算することによって植生産量、蒸発散量そして土壌水分量を算出することが可能である。さらに、現地で観測システムを設け、観測データも用いて衛星データやモデルのシミュレーション結果を検証する。

(2) 基礎モデルおよびパラメーターの検証

土壌水分量を推定する最も基本的なモデルは熱収支式法である。地表面における熱収支式において、蒸発項は正味放射量(R_n)が顕熱(H)と地中熱流量(G)に配分された残差として求めることができる。

$$LE = R_n - H - G \quad (1)$$

ここで、 L は蒸発の潜熱で、右辺の各項は次式で表すことができる。

$$R_n = (1 - \alpha) R_s + (1 - \gamma) R_L \downarrow - \sigma T_s^4 \quad (2)$$

$$H = \rho c_p (T_s - T_a) / \gamma a \quad (3)$$

$$G = \lambda dTg/dz \quad (4)$$

ここで、 α はアルベド、 R_s は全天日射量、 γ は放射率、 $R_L \downarrow$ は下向き長波放射量、 T_s は地表面温度、 T_a は気温、 a は空気力学的抵抗、 Tg は地温で、 z は深度を表す。また、 σ はステファン・ボルツマン定数、 ra は空気力学的抵抗、 ρ は空気の密度、 c_p は定圧比熱、 λ は熱拡散係数である。

以上の各項すべてを衛星データから推定できればリモートセンシングによる広域蒸発量算定が可能となる。すでに述べたように現状では各パラメーターの推定値の精度、空間分解能、時間分解能は様々であるが、以下ではこれまでに試みられた推定法について検討する。

1) アルベド α

アルベドは地表面に吸収される日射量の大きさを決定するため、地表面における熱収支において最も重要なパラメーターのひとつである。衛星データからアルベドを求めるためには、(i) 衛星データのキャリブレーション、(ii) 大気による散乱、吸収の補正(大気補正)とセンサの観測角の補正、(iii) バンドごとの反射率から日射

4) 顕熱輸送量

(3) 式は顕熱輸送量が T_a と T_s の差に比例することを意味している。したがって、 T_a と T_s が推定可能であれば、適切な係数をかけることによって顕熱輸送量を推定することが可能となる。前節で述べたように T_a の推定も問題であるが、(3) 式に γa が入っていることが問題をより複雑にする。

γa の存在は地表面の状態によって顕熱交換の効率が異なることを示す。現実の地表面は異なる水文学的特性を持つ様々な土地被覆で構成されているため、個々の土地被覆ごとに γa を与える必要があるが、衛星からの直接計測は困難である。

風速分布の対数法則を仮定すると、 γa は高度 z の風速・地面修正量・粗度長・カルマン定数を与えることによって計算することができる。よって代表的な土地被覆を仮定して γa を推定することは可能であり、土地被覆自体は衛星データから推定することができる。このように衛星データの間接的利用により広域の γa を推定する方法が衛星リモートセンシングの本質的な利用方法であると考えられる。

5) 正味放射量と地中熱流量

Pinker *et al.*²³⁾ はGOES/VISSRの可視と熱赤外チャンネルから求めた大気上端における日平均正味放射量と地表面で観測した正味放射量の間で相関分析を行い、相関係数0.92、標準誤差15%を得た。また、日値を週間値に積算すると標準誤差は10%に減少した。相関分析による方法は一般性がないことが欠点であるが、物理モデルを作成するための基礎を与えることができる。また、地点における観測値を面に拡張することができるという点でリモートセンシングの本質的な利用方法であるともいえる。

植生域ではキャノピーにより植被上の正味放射は減衰されるため、裸地と比較して地中熱流量は小さくなる。キャノピーの密度はLAI (葉面積指数) あるいは植生指標と関連付けることができるため、植生に関するパラメータを用いて正味放射量と地中熱流量を関連づけることができる。Choudhury²⁴⁾ は麦畑の昼間の G をLAIと関連づけた。

$$G=Rn [0.4\exp(-\kappa \times LAI)] \quad (5)$$

ここで、 κ は正味放射量の消散係数である。

衛星データから得ることのできる植生指標はLAIとの

間に正の関係がある。Kustas and Daughtry²⁵⁾ は裸地・アルファルファ・綿畑において地中熱流量の正味放射量に対する割合と赤と近赤外の反射率の比の間に良好な関係を認めた。また、Moran *et al.*²⁶⁾ は G とNDVIを関連づけ、次式を得た。

$$G=Rn [0.58\exp(-2.13 \times NDVI)] \quad (6)$$

6) 植生指標、葉面積指数と植生率

植生圏における蒸発量の推定に際してはキャノピーの密度に関する指標が必要となる。よく使われるのが葉面積指数 (LAI) である。1972年のランドサットの打ち上げ以降、衛星から得られる植生指標によるLAIの推定方法の研究が進んだ。その結果、植生指標とLAIの間には良好な相関関係があることが明らかとなった。ただし、植生指標とLAIの関係は植生の群系によって異なる。Smith and Choudhury²⁷⁾ が文献調査により収集し、近赤外と赤の反射率の比として表した植生指標とLAIの関係を調べた。

Sellers^{28, 29)} が植生指標と光合成速度および蒸散速度の関係を半理論的に定式化したことによって、植生指標の変動と蒸散量の関係が調べられるようになった。Running and Nemaniは上記の関係を検証するためにNDVIと一次元SVATモデルであるFOREST-BGCモデルRunning and Coughlan³⁰⁾ を用いて求めた蒸散量の関係について検討を行った。それによると、NDVIの年積算値と年蒸散量の間には良好な関係 ($R^2=0.77$) があることがわかった。Smith and Choudhury³¹⁾ も水収支モデルで求めた年蒸発量と年積算NDVIの間に正の関係を認めた。

MODISの植生指数MOD13は地球上の植物活動の空間的・時系列的変化が示されている。グリッド化された植生指数マップは、年間を通して8日・16日の間隔で作成されている。MODISの植生指数は現在の植生指数を改良することによって、より精度良く地表面の植生被覆状態をモニタリングし変化を抽出することが可能となる。葉面積指数とFPAR (植物によって吸収される光合成有効放射の部分) はMOD15であり、1日と8日ごとに作成される1 km解像度のプロダクトである。LAIは植物キャノピーの重要な構造上の特性を表し、単位面積あたりに存在する葉の片面の面積と定義される。FPARは光合成活動に必要な波長域 (400~700nm) における利用可能な (植物が吸収する) 放射の比率を計測したデータである。LAIプロダクトは一定期間で合成されたEVI (修正された植生指数) と対応しており、全球的なグリッドデ

データベースの中で0～8のLAI値となる。同様にFPARプロダクトは、その値が1 kmグリッドのデータベースの中で0.0～1.0の値となる。図11は中国全土の8日間のLAIデジタルメッシュ図である。この図から、全国すべての1 kmのメッシュのLAI時間変化が抽出できる。さらに、GPSを用いて各地点の正確な経緯度情報を測定できる。図12はMODISデータから抽出したAPEIS-FLUXの五つのステーションでのLAIとFPARである。

それによると、砂漠地域の阜康ステーションでは、LAIとFPARは低くて、季節変化があまり見られないことに対して、草原の海北ステーションと農作物の禹城ステーションでは、その季節変化が大きい。しかし、これらのデータをさらに検証する必要があると思われる。

図13は海北と禹城で測定したLAIとその地点でのMODISのLAI値との比較である。この図によると、草原の海北では二者の相関が高いが、農地の禹城では、相関が低い。

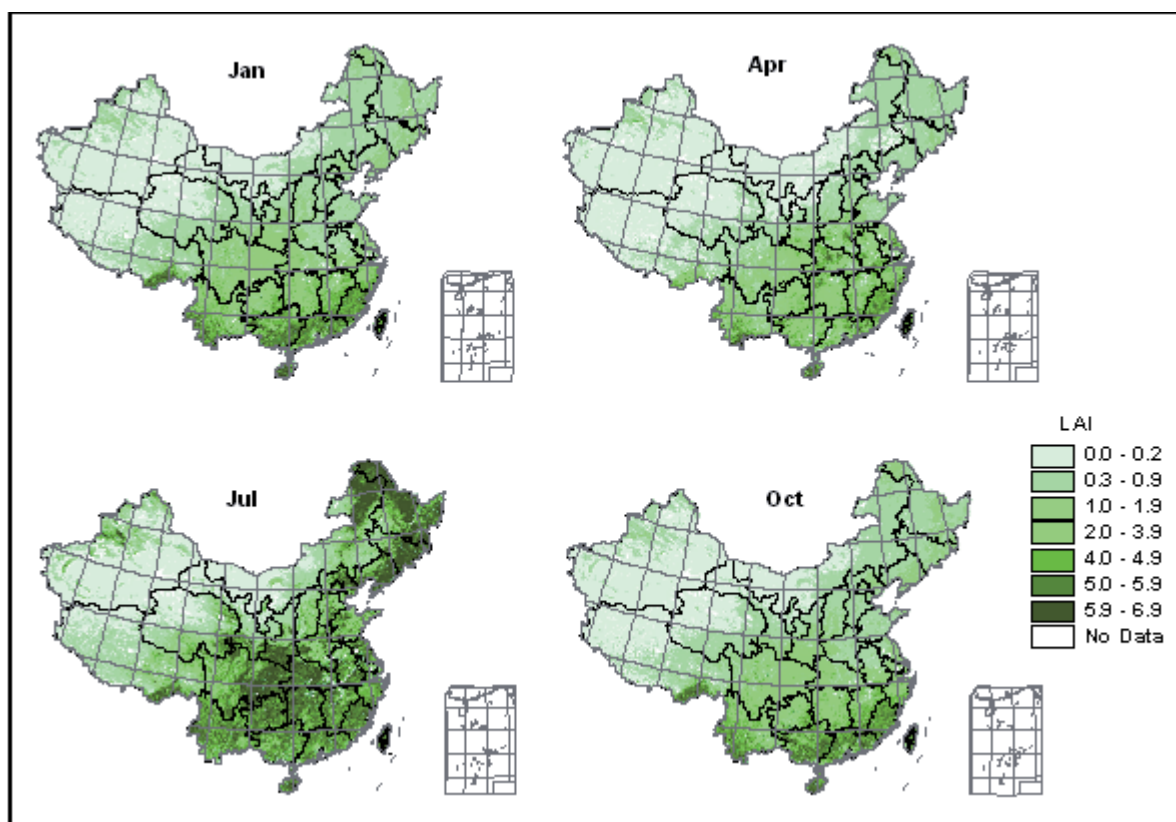


図11 中国全土のLAIのデジタル分布図 (2001年のMODIS高級プロジェクト)

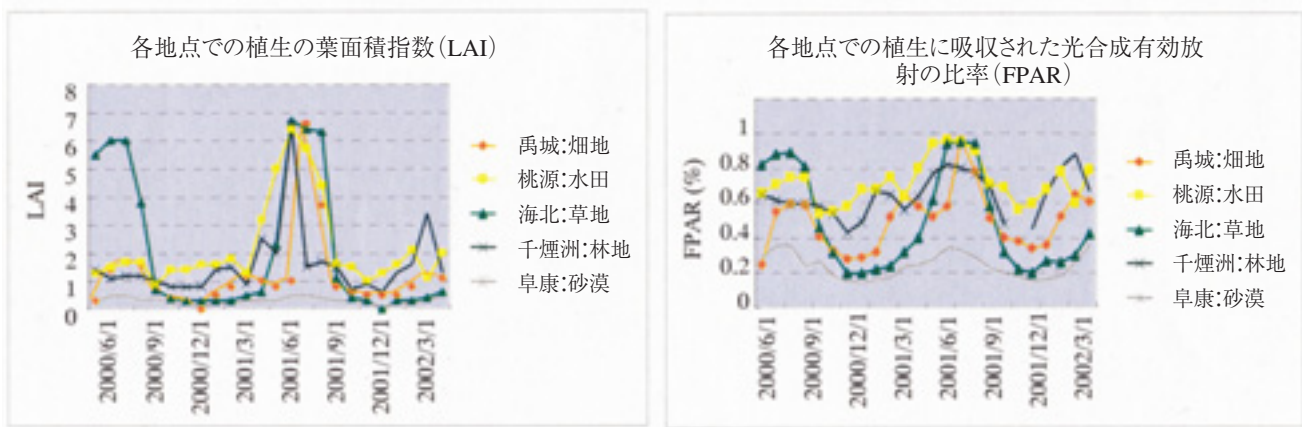


図12 APEIS-FLUXの五つのステーションでのLAIとFPARの季節変化

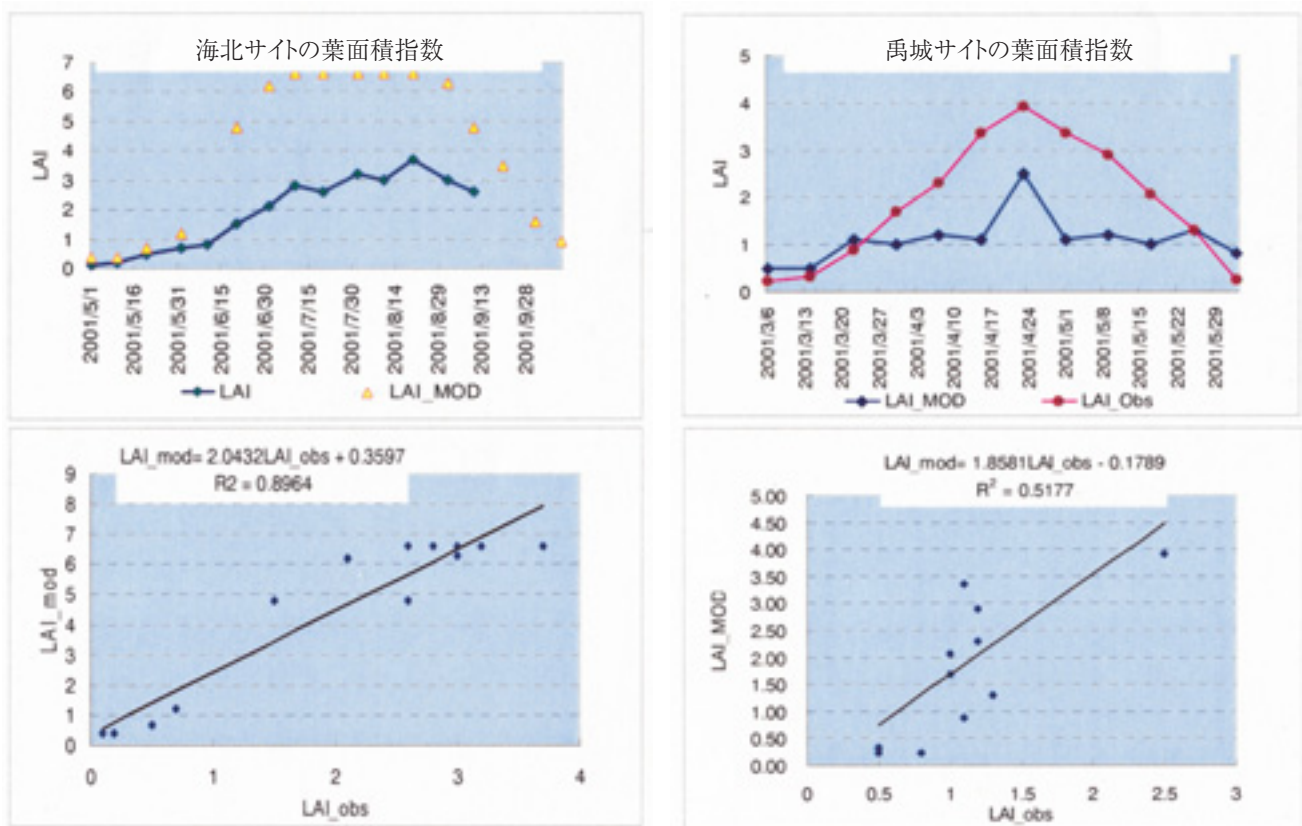


図13 海北と禹城でLAIの検証

(3) 数理モデル

気象・水文分野において多くの研究者に利用されている陸面植生モデル (LSM) の1つにSiB2 (Simple Biosphere Model 2) がある。Sellersら³²⁾ によって発表され、陸面過程モデルによく使われているSiB2はP.J. Sellersら³³⁾ によりメリーランド大学/ゴッダード宇宙飛行研究所 (GSFC) で開発された。このモデルは光合成過程を取り込むことにより、地表面におけるエネルギー、水の交換をより現実的に表現しており、最も進んだLSMの1つである。また、SiB2は衛星リモートセンシングデータを活用して、現状の植生状態やそれに対応したパラメータを推定するので、現時点では最も優れた陸面過程モデルである。さらに、SiB2はGCMに導入可能な程度には簡単で計算時間を要せず、しかも植生被覆の効果を考慮し、陸面水文過程の生理的・物理的本質を損なわぬパラメタリゼーションを目指している。SiB2は以下の陸面水文諸過程を含めている。

1. 葉の気孔の開閉による蒸散の制御
2. 根からの土壤水の吸収
3. 葉による降水の捕捉 (降水遮断) と大気への直接蒸発 (遮断損失)
4. 土壤水の移動と流出
5. 積雪と融雪

6. 反射率の日変化
7. 葉面積・植生の高さなどを考慮した粗度と零面変位, 抵抗などの計算
8. CO₂の濃度により光合成速度の影響

SiB2では植生は2層より、また土壤は3層より構成されている。図14は予報変数や気象・植生・土壤のパラメーターを示すものである。

SiB2にはMODIS高級プロジェクト, MOD11, MOD07, MOD05, MOD13およびMOD15が入力データとして応用でき、各フラックスの再現計算ができる。2002年の海北の観測データを利用して、各フラックスおよび土壤水分をシミュレーションした。モデルへは、純放射量・日射量・気温・大気水蒸気圧・大気CO₂濃度・風速を入力値として与える。また、渦相関法によって算出された顕熱フラックス, 潜熱フラックス・CO₂フラックス等の測定値をモデルの検証に利用した。

モデル計算ステップは、まず、仮の仮想葉温度 T_0 を与える。次に群落抵抗サブモデルによって群落抵抗を算出し、潜熱フラックスを算出する。熱収支式より、顕熱フラックスを計算し、仮想葉温度を再計算する。ここで算出される仮想葉温度を T_0 として、与え直し、再計算される仮想葉温度が T_0 と等しくなるまで、この計算を繰り返す。次のステップでは、仮の純光合成速度 A_0 を初期値と

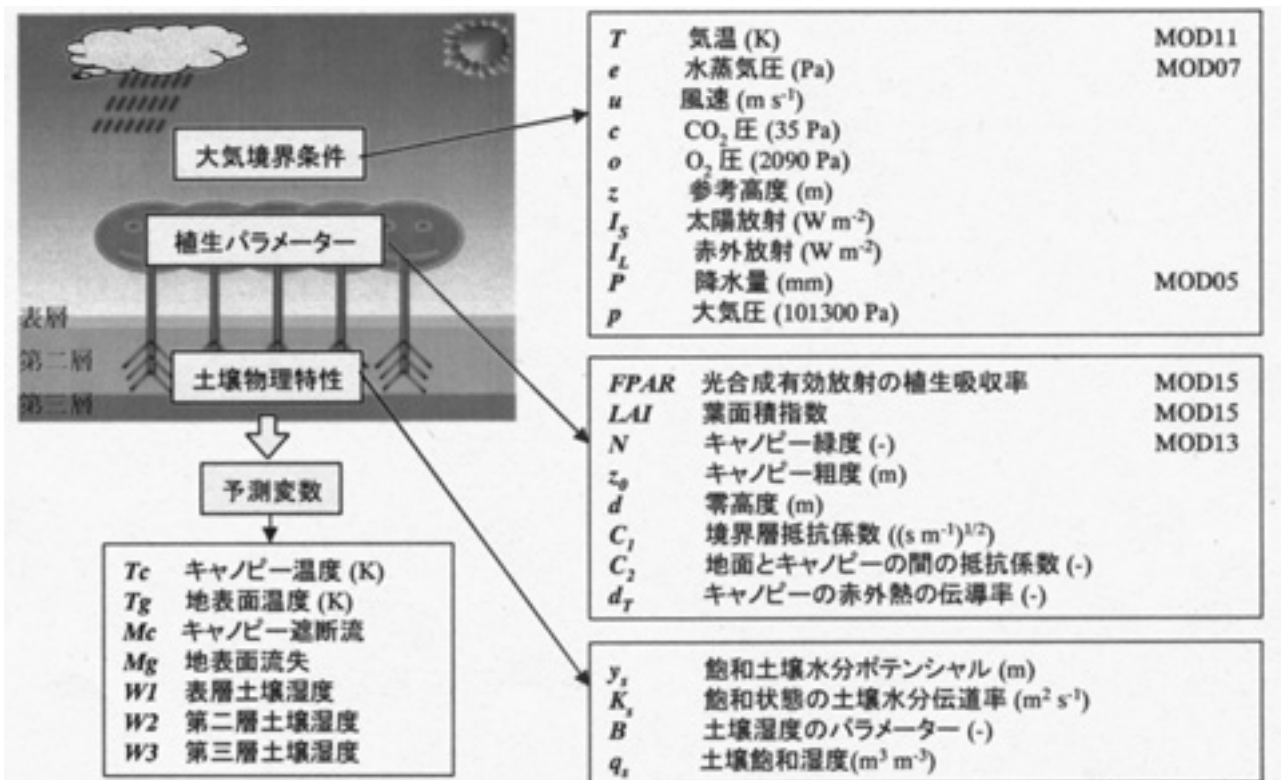


図14 SiB2モデルの予報方式及び予報変数, 必要な気象・植生・土壤のパラメーター

して与える。この A_0 より、仮想葉内部 CO_2 濃度を算出する。次に、光合成サブモデルによって純光合成速度を計算する。ここで算出された純光合成速度を A_0 として与え直し、再計算された純光合成速度が A_0 と等しくなるまで計算を繰り返す。最終的に等しくなる純光合成速度をモデルの出力値と決定する。すなわち、モデルへの入力要素は、純放射量・全日射量 (PAR) ・風速・気温・大気水蒸気圧・ CO_2 濃度の6要素であり、モデルからは、空気力学的抵抗・群落抵抗・仮想葉温度・飽差・仮想葉内部 CO_2 濃度・顕熱フラックス・潜熱フラックス・ CO_2 フラックスなどが出力される。モデルへの入力には、2002年7月7日から2002年8月16日までの純放射量・日射量・気温・大気水蒸気圧・風速・大気 CO_2 濃度の15分ごとの観測値を用いた。

その結果、表層の土壤水分量をよく再現できるが、下層の場合ちょうどずれがある。そのため、モデルの土壤透水係数などのパラメーターを修正する必要がある。さらに、モデルで顕熱、潜熱と CO_2 フラックスのシミュレーション結果と実測値との比較もこれからの研究内容である。また、五つのステーションでモデルの適用や結果分析もこれからの課題として行う予定である。

2.1.8 流域スケールでの生態系機能の統合的モデル化

現在、中国長江流域を対象とし、持続可能な発展のた

めの環境管理手法の構築を目的として研究を進めている。この中で、流域規模での生態系アセスメント、および流域規模での水文-生物地球化学のプロセスと生態的機能の解明が、ミレニアムエコシステムアセスメント (Millennium Ecosystem Assessment (MA)) の一部として承認されている。その目的は、主としてMAフレームワーク中の次の質問への解答に集約される。

- (1) 生態系機能に対する最大の制限要因は何か？
- (2) 水資源安定供給洪水防止・食物生産・生物多様性保全および炭素蓄積といった生態系機能に大きな影響を与えている物は何か？
- (3) 長江流域の持続的な発展を実現するためにどのような技術的イノベーションと政策が実行され得るのか？

上記の質問に答えるために、地域および流域規模において、水循環・炭素循環・熱循環・物質循環・土砂移動を統合化したモデルを開発する必要がある。これに対して現在、MODISデータを同化した陸面過程・地表流・地下水流など流域内水循環・熱循環・炭素循環の詳細な現象解明型モデルの開発および水資源管理を目的とした政策対応型モデル開発を同時平行して行っている (次節以降に記述)。最終的にはそれらのモデルは長江・黄河流域へ適用される予定である。

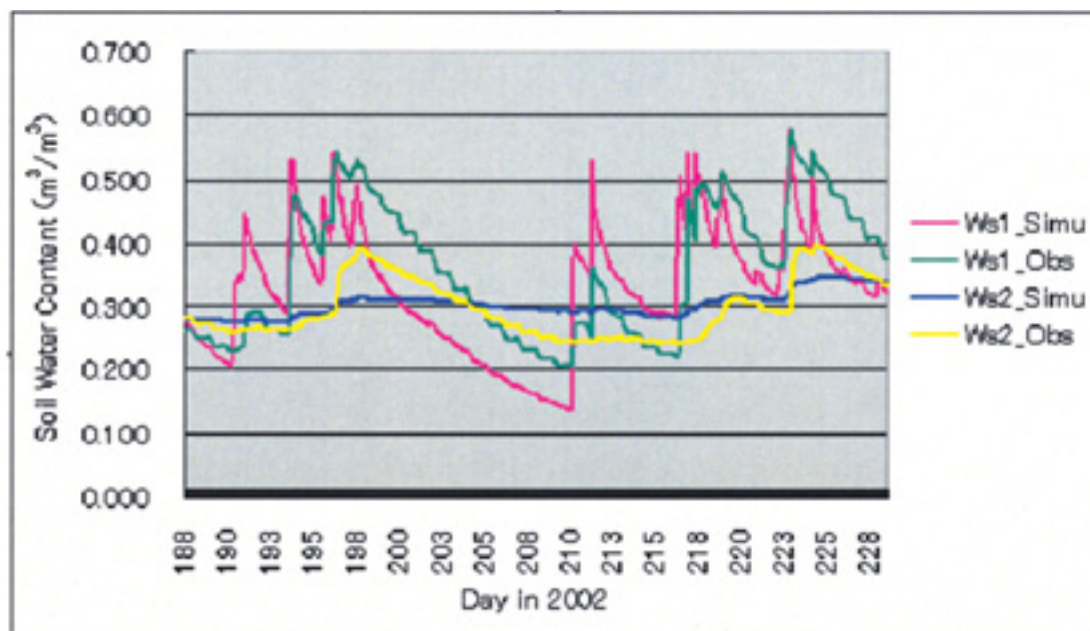


図15 SiB2でシミュレーションした土壤水分量と観測値との比較

2.2 高分解能の衛星画像を用いた長江流域の流量と環境負荷量の推定に関する研究

2.2.1 はじめに

東アジア地域、特に中国においては経済発展が急速に進展しており、水資源開発、エネルギー開発等の増大、土地利用形態の変化、工業化さらには沿岸域への人口集中に伴い、汚濁物質や有害物質の排出負荷量が著しく増大している。長江の流量は最小流量3,000m³/s（3月）から最大流量90,000m³/s（洪水時）まで季節により大きく変動する。汚濁源としては都市域からの生活排水、工業地帯からの工場排水、農村域や森林からの流出等が主要な汚濁負荷源である。東シナ海の物質循環応答と生態系への影響特性を把握するためには、東シナ海への汚濁負荷フラックス特に長江流域からの汚濁フラックスの推定が必要不可欠である。汚濁フラックスの推定には、流量データの推定が重要である。従来の流量の推定は現場での直接観測か経験的に得られた水位-流量曲線から換算するかの方法が取られてきた。正確で、よりタイムリーな河川流量の獲得や辺りなところの流量の把握は困難であった。これは、河川流量測定ステーションの確立や経済事情等で発展途上国において特にそうである。一方、技術的革新により、衛星データの高解像度化、取得の容易さが増すにしたがって、リモートセンシングの手法を応用した河川流量の推定が研究されてきた。Smithら^{34,36}は、ERS SARデータを用いて、比較的川幅が大きい河川への応用の可能性について言及してきた。しかし、Schultzら³⁷の指摘したように、解像度が25m程度のERS SARデータでは、実用的応用が難しかった。Schultzらの指摘したように、衛星センサは直接流量データを測るものではなく、多くのケースでは、衛星データと地上の観測データとの相関関係から求めることが一般的な手であった。例えば、もし同じ対象河川断面に渇水期から洪水期まで、多くの衛星画像を取得し、またその同時期の流量データをセットで取得することができれば、衛星画像から得られた川幅と流量の間の相関が得られる。この相関を用いて、河川流量の推定ができる。しかし、この方法では、数多くの衛星画像と同地点の流量の測定が必要で、莫大な費用と時間がかかる。また、数cm程度の河川水位の変動を衛星レーザアルチメーターデータ³⁸あるいはSAR干渉レーザデータ^{39,40}を用いて測定可能な報告があるが、アルチメーターデータは画像ではなく一つのプロファイルであるため、水域が1 km以上の場

所に適応できても、それ以下の水域には応用不能であり、干渉レーザについては、同一サイトに二つ異なる角度のSARイメージが必要となる。しかし、最近1-mレベルの非軍事衛星の打ち上げによって、より高度な地球観測が可能となり、これまでLandsatとSPOT画像のような中小規模スケールのものが対応できないものも対応可能となりつつある。例えば、そのポテンシャルは水文学者にこれまで衛星画像で応用困難の問題に解決できそう糸口を与える可能性が出てきた。例えば、衛星画像から河川の流量を推定することである。

本研究では、高分解能衛星データを用いたリアルタイムの流量フラックス推定手法の開発を行うとともに、衛星データからリアルタイムな流量フラックスを用いて、過去に得られた流量と汚濁負荷濃度の相関関係式から、汚濁物質の濃度と負荷量の推定を行うことを目的とする。

2.2.2 研究方法

(1) 高解像度の衛星データから河川流量推定のアプローチ

ある河川断面の流量は、当断面の流速と断面積の積分から求められることが周知の事実である。

$$Q = \int_A V \cdot dA \quad (1)$$

$$A = W \cdot Y \quad (2)$$

ここに、Vは流速、Qは流量、Yは平均水深、Aは断面積である。

流量の推定には、当該河川断面積、平均水深と平均流速を求めなければならない。衛星画像から、直接河川の平均水深、流速と断面積を求めるのは困難である。しかし、一般的に中／大規模の重要な河川においては、水位-流量関係曲線と河川断面の構造について、定期的に図られている。これをベースに、もし衛星画像から河川の幅を正確に特定できれば、河川幅から、河川断面の幾何特性を用いて、川幅と水位流量曲線の相関が求められる。本研究に使用する衛星画像はQuickBird 2衛星である—2001年10月に打ち上げ、最高リゾリューション61cm、表3—。対象河川断面について、長江中流断面の宜昌水文ステーションと最下流の大通水文ステーションである。

流量推定のアプローチは以下のステップによって構成される。

1) 対象断面の水位—流量曲線を作成する。

- 2) 当該断面の河川断面構造の現場調査あるいは、既存の河床断面構造から、河川水位と河川幅との関係を確立する。
- 3) 得られた該当水文ステーションの衛星データより、河川水面の幅を確定する。
- 4) 当該断面既存の水位-流量曲線と河川断面から、川幅と流量の関係を確立する。
- 5) 川幅と流量の関係からリアルタイムに当日の河川流を算定する。

具体的に長江流域本流の幾つかの水文コントロールステーション、特に宜昌地点、大通地点に対し、既存の河床断面、水位、流量等データの収集を行ううえで、水位-流量曲線を作成する。次に、高分解能衛星データ(QuickBird 2)を用いて、該当水文ステーションの衛星データより、河川水面の幅を確定し、既存の水位-流量曲線と河川断面から、川幅と流量の関係を確立する。これによってリアルタイム的な流量フラックスを衛星データから換算することができる。重要なことは、いかに正確に川幅を正確に推定することである。

手法的な研究を行うために、ここでは、主に宜昌ステーションを取り上げて、その流量推定を行った。同様な方法についても長江流域最下流の水文ステーション大通地点に応用し、当日東シナ海に流入する流量を求めた。

(2) 長江から東シナ海へ流入する汚濁負荷量の推定

長江流域の最下流の大通水文ステーションから東シナ海へ流入する汚濁負荷量を求めるために、長江流域の主な観測ステーションで観測された1987年と1988年の流量と水質データを収集し、データベース化を行った。これらのデータは長江上流から河口域まで本流の主な断面のSS, COD, NO₂-N, NO₃-N, NH₄-N, 流量(Q), 水温等項目を含んだ。大通地点に近い武漢より下流の流量と水質データを用いて、その相関関係を求めた。水質データの中に、栄養塩TPとTNデータが欠けているため、1998年と1999年秋に長江本流重慶から河口域まで2,300kmに渡って、50~100km間隔で水質調査を行った結果を用いた⁴¹⁾。1987年と1988年のデータ解析からSS, COD, DINと流量の相関関係がいずれも高い値を示し、1998年と1999年の現場調査データからTPとSS, TNとDINの関係に高い相関があることが認められたことから、最終的にSS, COD, TP, TN, DIN負荷量と流量との関係式を求める

ことができた。これを用いて、東シナ海に流入する汚濁負荷量の推定を可能となった。

したがって、SS, COD, DIN, TP, TNの濃度は以下の式で表すことができた⁴²⁾。

$$SS = 1.7632 \times 10^{-4} Q^{1.3705} \quad (3)$$

$$COD = 0.7487 Q^{0.1089} \quad (4)$$

$$DIN = 0.1501 Q^{0.1708} \quad (5)$$

$$TP = 1.5869 \times 10^{-7} Q^{1.3705} + 0.0115 \quad (6)$$

$$TN = 0.2259 Q^{0.1708} - 0.2132 \quad (7)$$

これから、大通地点の衛星データより当日の流量が求めれば、その時の汚濁負荷濃度と負荷量が容易に得られた。

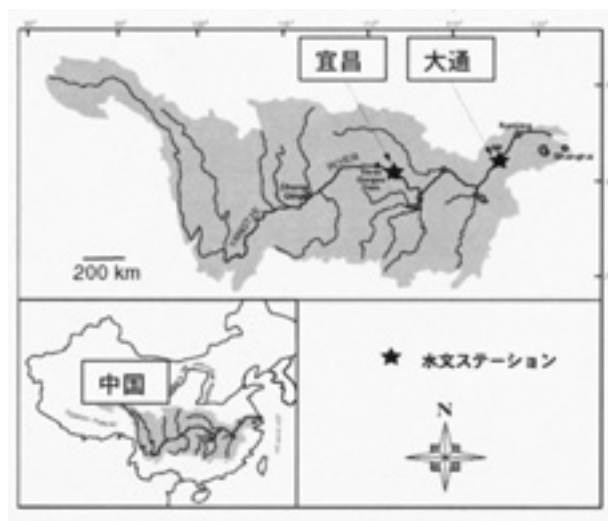


図16 長江流域の位置と対象水文ステーション

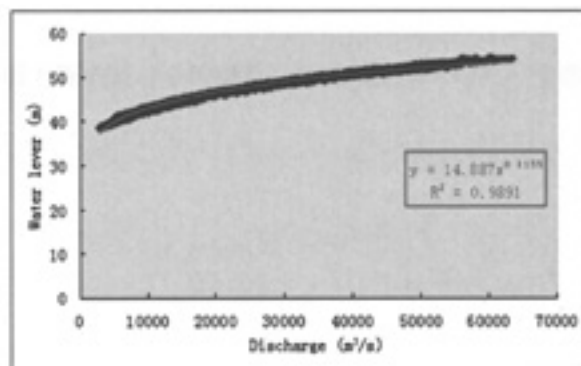


図17 宜昌水文ステーションの水位-流量関係曲線

2.2.3 結果と考察

(1) 衛星データを用いた河川流量の推定

図16には、対象流域と水文ステーションを示す。宜昌水文ステーション (111° 17' E, 30° 41' N) は長江の上流域に位置し、河口から約1,800km地点に位置し、長江本流1980年代後半に完成した始めの葛洲壩ダムは本水文点のすぐ上流にある。また、世界的に注目している三峡ダムは本地点からおよそ40km上流にある。大通水文ステーション (117.62° E, 30.76° N) は長江流域最下流に位置し、干潮河川のため、河口域から約600km地点にある。従来からこの地点の流出水量をもって東シナ海に流入する水量とされている。

宜昌と大通地点の最近4年間の水位流量データ (1998.1.1~2001.12.31, 図17) を収集し (ここでは、宜昌地点のデータのみ提示する) 水位Hと流量Qの関係式を以下の式で示された。

$$H = 14.887Q^{0.1155} \quad (R^2 = 0.9891) \quad (8)$$

したがって、

$$Q = (H/14.887)^{8.658} \quad (R^2 = 0.9891) \quad (9)$$

衛星データから河川流量を推定するためには河川断面の構造つまり、水位と川幅の関係の特定が必要不可欠である。図18には宜昌断面の水位と幅との関係を示す。

対応する水位 (H) と川幅 (B) から、ことなる水深における水位と川幅の関係を導くことができた。

$H \leq 43.7$ or $B \leq 726$ のとき、

$$H = -1.24683 \times 10^{-6} B^3 + 2.54629 \times 10^{-3} B^2 - 1.6633B + 386.281 \quad (10)$$

$H > 43.7$ or $B > 726$ の時

$$H = 2.39852 \times 10^{-5} B^3 - 5.31617 \times 10^{-2} B^2 + 39.4489B - 9754.36 \quad (11)$$

対象地点宜昌水文ステーションのQuickBird 2 画像 (中心点1.281° E, 30.688N) は2002年3月29日に入手した (図19)。この衛星画像の主な特徴は表3に示す。

対象としているテストサイトは、平坦かつ狭い領域 (8 km × 8 km) であるため、オルソ幾何補正の代わりに多項式モデルを用いて衛星画像を幾何補正した。今回は画像を正距方位図法に補正するために、10地点のGCP (地上コントロールポイント) が利用された。

以上の画像処理は、画像処理ソフトウェア (ERDAS Imagine ver.8.4) を使用して行った。

なお、対象とする水文ステーションの左右岸の2点の

GCPsも行った。衛星画像からこの2点間の距離 (川の水面幅B) を求めた。ERDASのツールによって、2002年3月29日に取得したQuickBird 2 衛星画像の対象地点のBは668.86mであった。

式 (10) より対応する水位Hは39.82mとなった。

式 (9) より流量は5006.2 (m³/s) となった。

表3から、得られた衛星画像の時間はGMT時間で3:23AMであったため、対象現場宜昌地点の時間帯はGMTより8時間東に位置するため、衛星画像に対応する現場時間帯は当日11:23AMとなる。つまり、宜昌地点2002年3月29日午前11:23の流量は5006.2m³/sである。

一方、当日宜昌水文ステーションの実測流量Q=5150 (m³/s) はであることから、実測地と衛星データからの流量データの誤差やわずか2.8%であった。

同様な手順で、長江流域最下流の大通水文ステーション (中心点座標117.6193° E, 30.7641N) を対象に2003年1月12日にQuickBird 2 画像を用いて流量推定を行ったところ、実測流量は18,333m³/sであった。その時の大通地点の実測値は17,700m³/sであった。実測地と衛星データからの推定値の誤差はわずか3.5%であった。

したがって、高解像度の衛星データからリアルタイム的な流量データの推定が精度よく推定できることが分かった。

表3 取得したQuickBird 2 衛星画像の主な特徴

Item	Feature	Item	Feature
Acquire Time	2002-03-29 T03:23:27 (GMT)	Satellite Azimuth	342.14
Col Ground Resolution (m)	0.7	Satellite Elevation	76.9507
Row Ground Resolution (m)	0.7	In Track View Angle	11.0393
Sun Azimuth	142.779	Cross Track View Angle	-5.5146
Sun Elevation	57.3328	Image Quality	Excellent

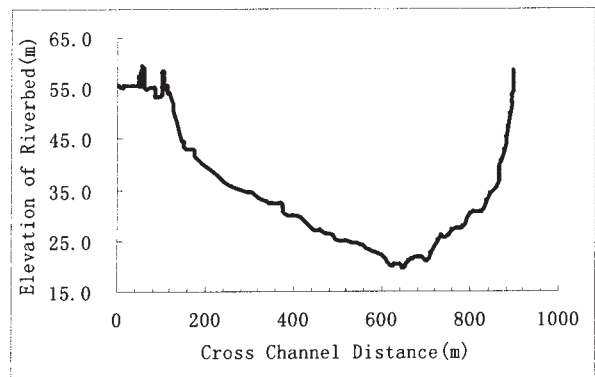


図18 宜昌水文ステーションの水位-川幅との関係

(2) 衛星データから汚濁負荷量の推定

大通より上流の長江流域からの総負荷量は、大通地点の汚濁負荷濃度と流量の積で現すことができる。式(3)～(7)より、もし大通の流量が分かればその時の汚濁物質の濃度と負荷量の算出が可能である。前節の大通地点のQuickBird 2衛星データから算出した流量から、2003年1月12日のSS, COD, DIN, TN, TP濃度と同じ日の負荷量を得ることができた。その結果を表4に示す。当日長江経由大通地点から東シナ海に流入するSS, COD, DIN, TP, TNの汚濁負荷量はそれぞれ194,451.1トン、3,454トン、1,271.4トン、1,575.8トン、193.2トンであることが推定された。

本研究結果より、もし、衛星データの取得が可能であれば、長江流域からの淡水量と汚濁物質の濃度と負荷量を予測することが可能であることが明らかになった。

長江流域における最下流流量観測ステーションは河口域から上流約600kmの大通地点に位置することを考えると、これらの式で求めた長江流域経由東シナ海に流入する汚濁負荷量は過小評価になる可能性がある。その理由は大通から河口域までの間に流入する水量が考慮に入っていないためである。長江流域経由東シナ海に流入する汚濁負荷量は最下流の大通水文ステーションから排出する負荷量と大通から河口域間約600km間に排出する汚濁負荷の和で表すことができる。今後、さらに年間を通じて、東シナ海へ流入する汚濁負荷のより正確な推定方法の検討が必要である。また、洪水期における汚濁物質の挙動が全体の負荷量に占める割合が高いため、その動向の把握が必要不可欠である。

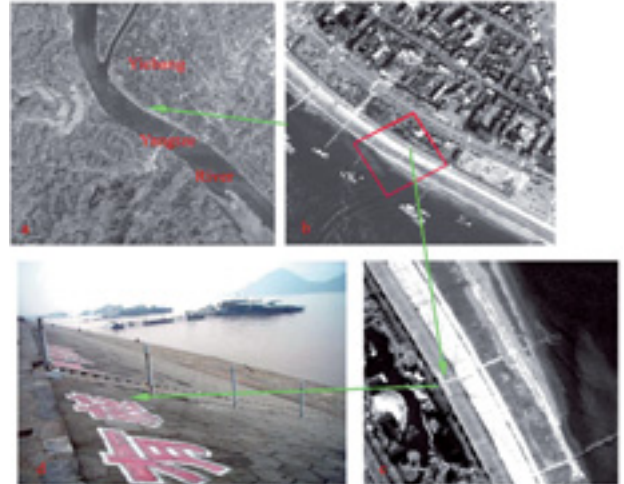


図19 宜昌水文ステーションのQuickBird 2画像 (2002年3月29日取得)

- a) 対象地点のQuickBird 2画像; b) 対象地点の左岸の拡大図
- c) 同地点のズームアップ図; c) 対象地区の現場対照写真

2.2.4 まとめ

本研究では、高分解能衛星データを用いたリアルタイムの流量フラックス推定手法の開発を行い、既存の汚濁負荷量と流量の相関関係から、汚濁負荷量の推定を可能とした。具体的に、長江流域本流の衛星データ長江流域本流の幾つかの水文コントロールステーション、特に宜昌地点、大通地点に対し、既存の河床断面、水位、流量等データの収集を行ううえで、水位-流量曲線を作成し、高分解能衛星データ(QuickBird, 最高リゾリューション61cm)を用いて、該当水文ステーションの河川水面の幅を確定し、既存の水位-流量曲線と河川断面から、川幅と流量の関係を確立し、リアルタイム的な流量フラックスを推定できた。さらに、推定された流量を用いて、

表4 2002年1月12日衛星データから推定した大通地点のSS, COD, TP, TN, DIN濃度と負荷量

項目	SS	COD	TP	TN	DIN
濃度 (g/m ³)	112.7618	2.1806	0.1220	0.9948	0.8027
汚濁負荷量 (ton)	194451.1	3454	193.2	1575.8	1271.4

衛星データから推定した大通地点の流量は18,333 m³/s.

過去に得られた流量と汚濁負荷濃度の相関関係式から、衛星データ取得当日の汚濁物質の濃度と負荷量の推定ができた。

その結果、取得した2002年3月29日の長江上流の宜昌地点と2003年1月12日の長江最下流の大通地点における解像度61cmのQuickBird 2画像から、得られた流量と実測流量との誤差は5%以内であることが明らかになった。推定された流量から長江経由大通地点から東シナ海に流入するSS、COD、DIN、TP、TNの汚濁負荷量はそれぞれ194,451.1トン、3,454トン、1,271.4トン、1,575.8トン、193.2トンであることが明らかとなった。長江流域全体からの汚濁負荷量は大通からの負荷と大通より下流、特に上海市からの汚濁負荷を加算することで求められる。したがって、異なる季節と年間通じて、高分解能の衛星画像の取得が可能であれば、長江からの汚濁負荷の推定が可能であることが分かった。今後、陸域-海域間の相互関係を明らかにするために、汚濁負荷フラックスの年間を通しての流量変動予測と各土地利用別の汚濁負荷原単位のデータベースの作成が必要である。

2.3 MODIS衛星データと同化したプロセスモデルによる流域環境管理

2.3.1 はじめに

本研究は、自然植生や農作物が成長に必要なとする土壌表層部での水分保持能と現存水分量の把握を行って、流域保水能の定量的評価に関するガイドラインを策定することを目的とする。対象とする北海道の釧路川流域では、近年、農地拡大のための平野部の森林伐採と河道直線化、および湿原の埋め立て等に伴って、その下流域にあるラムサール条約指定を受けた釧路湿原域では流れ込む土砂量の増加のために湿原の乾燥化・減少化が進行し従来の生態系が大きく変化しており、その解明と対策、および地表流・中間流・地下水流を含めた広域的な流域保全能の定量的評価が望まれている。本研究では、図20に示すように、現地観測、MODIS衛星データおよびプロセスベースの統合型数値モデルの融合を行うことによってスーパーコンピュータを用いた大規模シミュレーションを行い、流域保水能の定量的な評価、および自然の水循環の持つ恩恵を最大限享受できるような新しい水循環の形を構築することを最終目的とした。

2.3.2 現地観測

本研究における対象地域は、北海道の釧路湿原を含む釧路川流域（釧路市他4町1村、流域面積：2204.7km²）であり、図20に示すように気象ステーション（代表的な土地被覆である、湿原・牧草地・森林）3地点、地下水位30地点、河川水位13地点およびボーリング6地点での地下水観測ネットワークの確立を行った。観測期間は2001年4月～2002年12月である。これらの現地観測データは、MODIS衛星データを地上データ（グラウンドトゥールズ）と対応づけるため、および数値モデルでの入力条件及び比較・検証データとして用いた。

（1）気象観測

気象観測タワーを空間的に一様かつ釧路川流域を構成する代表的な被覆状態の地表面3ヵ所（湿原・牧草地・森林）に設置し、各種データを地点ごとに1時間ピッチで自動計測によってデータサンプリングを行った。各種データは地点ごとに1時間ピッチで自動計測によってデータサンプリングを行い、各センサーの信号および電源ケーブルには雷災保安器を介して、いずれの地点についても取得したデータはオンラインで転送し、監視できるシステムを備えた。

観測項目は、気温・相対湿度・風速・全天日射量・反射日射量・放射収支量・地中熱流量・地温・降水量・土壌水分量・地下水位等である。特に、土壌水分量の観測値については、シートプローブによる点計測（地中10cmおよび20cm）、プロファイルプローブによる分布計測、および定期的に表層3ヵ所（10、20および30cm）でサンプリングを行い、関連特性を利用してデータ補正を行った。

（2）河川水位および地下水観測

釧路川流域を対象として地下水位30地点、河川水位13地点での観測を行った。地下水位観測地点のうち、5地点は湿原内とし、2地点は民家既存井戸を借用した。観測されたデータは、地点ごとにデータロガーにより取り込み、観測データ取得のための電源は基本的にバッテリーとした。データサンプリングピッチは1時間を標準とし、観測機器には避雷対策を施した。地下水位観測点のうち、特に、8地点については深度0.1mおよび1mの地点において土壌地質のコアサンプリングおよび現場透水試験（注水法）を行った。また、河川水位観測について

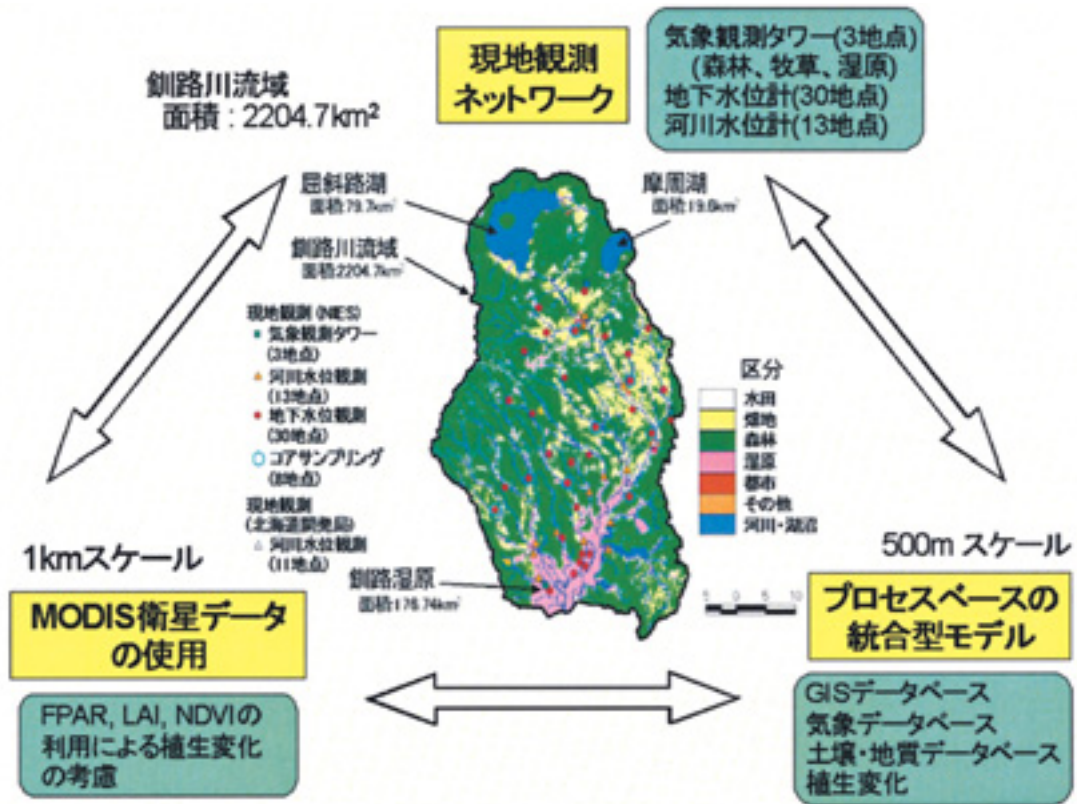


図20 北海道釧路川流域における本研究の概要

は、釧路川本流3地点、湿原への流入河川9地点、湿原内河川1地点における自動計測用計で河川水位の常時観測を行った。データのサンプリング間隔およびデータ取得方法は地下水位観測と同様である。得られた水位データから、水位-流量曲線 (H-Q) を用いて流量への換算を行った。

2.3.3 プロセスモデル

本研究では、グリッド型の河川流出モデル・衛星データと同化した陸面過程モデル・土壌水分方程式へのRichards式の導入による鉛直方向へのメッシュの細分化、および3次元地下水モデルから構成される、地上から地下までの全ての領域での水・熱移動の再現可能なプロセススペースの統合型数値モデルの開発および改良を行った (図21)。このモデルについて、国立環境研究所に存在するスーパーコンピュータ (NEC, SX-6) を用いた大規模モデルシミュレーションを行い、現地観測データとの比較・検証、および流域保水能評価を行った。また、現地観測、様々な既存データ (数値標高データ、地質構造、粒度組成、地下水定水頭等)、およびMODIS衛星デ



図21 プロセススペースの統合型数値モデル

ータは、プロセスモデルの入力データおよび境界データとして使用した。以下に4つのサブモデルの概要を示す。

(1) 陸面過程モデル (SiB2)

土壌水分量は土地被覆および植生変化に大きく依存するためこれを陽に表現するモデルが必要であり、本研究ではNASAにより公開されているSiB2 (Simple Biosphere model) を用いた。SiB2には衛星データから植生状態の季節的変化を時間的・空間的に表現するためのモジュールが組みこまれている。本研究では、北海道苫小牧フラックスタワーでの現地観測データとMODIS衛星データの比較を行ってMODIS衛星データの精度の検証を行った後に、釧路川全流域に対して得られるMODIS衛星データを用いて、SiB2モデルとの結合を行った。

(2) 飽和・不飽和浸透流モデル (Richards式)

SiB2は植生を2層 (キャノピー層、地面)、土壌を3層 (表層、根圏層、保水層) で表現した1次元モデルである。本研究では植物根が存在する中間層を多層化し、根による吸収などを考慮したRichards式モデルへの拡張を行った。これにより、根分布の影響を考慮し、飽和・不飽和現象の再現性を高めた。

(3) 3次元地下水流動モデル (MODFLOW)

地下水流動モデルとしてUSGSが開発したMODFLOWを用いた。MODFLOWは3次元格子を用いた地下水流動モデルであり、河川、井戸等の地形や境界条件を与える各種モジュールが用意されており、プログラム制御データを適切に設定することによって多様な解析が可能である。特に、パラメータ推定や感度分析といった利用目的に対応した解析フローである「プロセス」を、方程式の解法や境界条件に対応した「パッケージ」と組み合わせることにより実行できるようになっている。

(4) グリッド型河川流出モデル

グリッド型の流出モデルは、以下の2つのモジュールから構成される。

1) 斜面流出モデル

グリッドボックスで区切られる部分流域を斜面での単位とし、そこでの流域内部の陸面過程モデルから得られる地表面からの表面流出、土壌層内からの水蒸気輸送、及び土壌水分変動に伴う貯留容量の空間的分布を考慮した分布型流出モデルを用いて河道への流出量を算定する。

2) 河道流追跡モデル

各斜面から得られた流出量を入力値として、河道流れの追跡を行う。追跡モデルは、比較的河床勾配の大きい河道で適用可能なkinematic waveモデルと、水位変化が上流・下流の両方向へ伝播する、特に河川下流域で適用不可欠なdynamic waveモデル、の両モデルの使い分けが可能で、大規模な全流域場で適用可能である。

2.3.4 結果および考察

釧路川全流域を対象として、2000年1月～2001年12月の2年間を対象として、SiB2・Richards式・MODFLOW・流出モデルを結合した、プロセスベースの統合型数値モデルの計算を行った。特に、各サブモデル間の境界では、水分・熱フラックスの連続性を考慮して、陰に結合されている。また、SiB2モデルの境界条件として、葉面積指数 (LAI) および光合成有効放射率 (FPAR) のMODIS衛星データを利用することにより、植生の季節的変化を考慮しているのが大きな特長である。計算領域は釧路湿原および釧路川流域で東西50kmおよび南北80kmの領域で、東西100×南北160×鉛直20のメッシュに分割して (水平方向分割: 500m等間隔メッシュ, 鉛直方向分割: 比率1.1倍で等比級数的に増加する不等間隔メッシュ), スーパーコンピュータ (NEC, SX-6) を用いて大規模モデルシミュレーションを行った。

また、河道は約320個の河道区分に分割して計算を行った。計算ステップは、土壌水分量および地下水位の推定の際には1時間、河川流量の推定の際には計算が安定

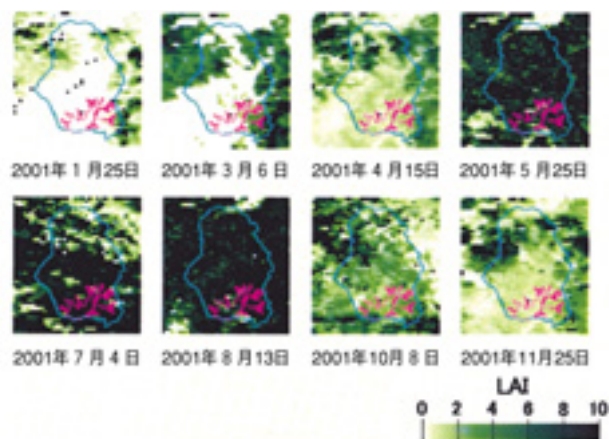


図22 MODIS衛星データから得られたLAI画像の季節的変化 (画像範囲: 43° 00' N-43° 45', 144° 00' E-144° 45' E)

になるように必要に応じて8～30秒に随時変化させた。

(1) 釧路川流域におけるMODIS衛星データ

MODIS衛星データの適用にあたって、まずMODIS衛星データと同期的に観測された苫小牧フラックスタワー観測データと比較・検証を行った。その結果、地表面温度及びFPAR等のMODISデータはフラックスタワーデータと比較的良好に一致し、MODIS衛星データは十分に適用可能であることが明らかになった。以上をもとに、釧路川全流域に渡ってMODIS衛星データ（8日周期、1kmメッシュ）を利用して植生の季節的变化を考慮し、年間レベルでの釧路川全流域でのシミュレーションを行うための、境界条件とした。図22は2001年の釧路川流域における、春、春夏の間、夏、夏秋の間、秋、秋冬の間、冬、冬春の間の8シーンでのLAIのMODIS衛星画像である。釧路川流域でのMODIS画像領域は、N43° 00′～N43° 45′，E144° 00′～E144° 45′，とした。図中、青線は釧路川流域の集水域境界を、ピンク線は釧路湿原の境界を示す。図より、植生の繁茂に伴って初夏から初

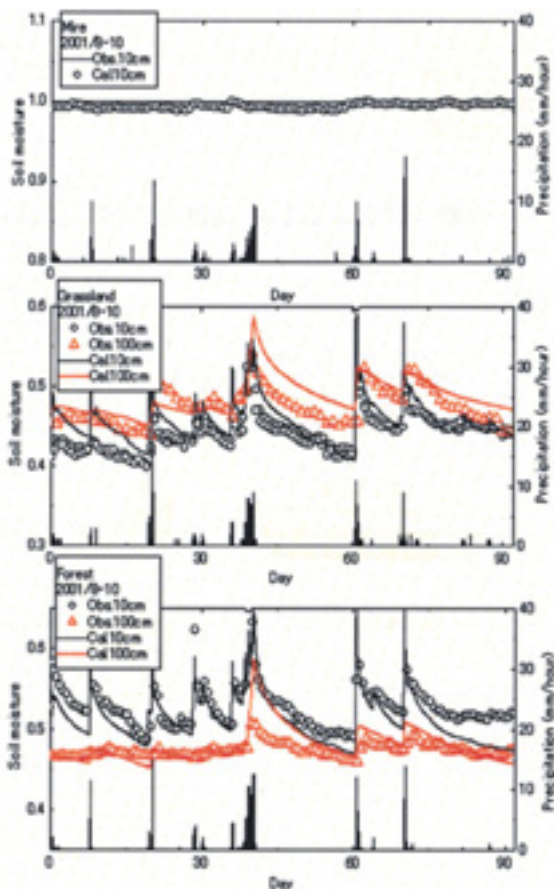


図23 気象タワーでの土壌水分量の計算値と観測地の比較 (上から、湿原・牧草・森林, 2001/8/1～10/31)

秋にかけて値が大きくなっている(緑色)様子が見られる。

(2) 異なる土地被覆の気象タワーでの土壌水分量の再現計算

図23は湿原・牧草・森林での2001年8～10月の3ヵ月間における土壌水分量の計算値と観測値の比較である。図には同対象期間における降水量分布も併記した。釧路川流域において台風の影響で特に降水量が多かった9月10日前後は横軸で40(day)付近に対応する。図より全体的に、降水量・蒸発散量・再分配に伴う土壌水分の変化量は地表面から深くなるにつれて小さくなり、浸透に伴って位相遅れが大きくなるのが分かる。牧草は比較的単純な植生および地中に渡って均一な土壌から構成されており、地中10cm(表層)および1.0m(深層)ともに全体的に対象期間に渡って計算値は観測値を非常に良好に再現している。ただし、地中1.0mと深いところでは計算値においてピーク値からの減衰の程度が観測値よりも緩やかであり、さらなるモデルの改良が望まれる。一方、森林では地中10cmの計算値は観測値を良好に再現しているが、地中1.0mの計算値は観測値よりも大きめで降水量に対して敏感に反応しすぎている。

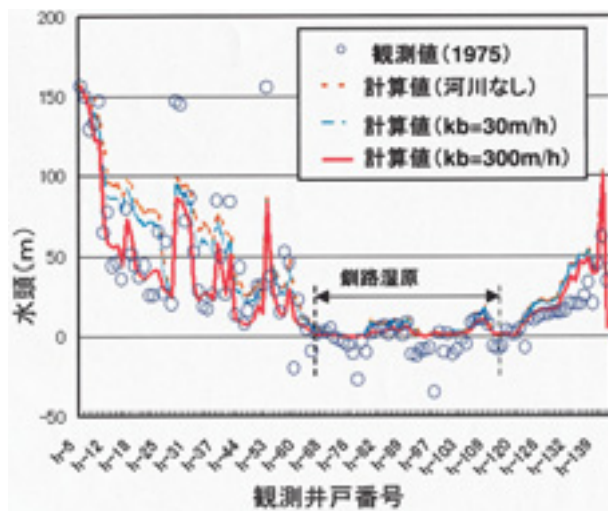


図24 地下水位の計算値と観測地の比較

この原因としては、森林では土中の根の分布が複雑であり、それに伴って空隙率および透水性が鉛直方向に大きく変化することが考えられる。森林での表層における土壌水分量は牧草の値よりも大きく、より大きな保水性を有していることを示している。また、牧草の表層での水分は比較的早い時間で地下水へ浸透および蒸発散する

ことになる。また、湿原は繊維質および有機質土壌から構成されており、地下水位が非常に浅いため水分量はほぼ1.0と飽和に近づいている。モデルシミュレーション結果は良好にこの特性を再現している。以上より、地表面上の植生の時間的変化および土中の構造（空隙率、鉛直方向の透水係数、最下層からの重力排水、土層厚等）を考慮した本モデルの精度がかなり高いことが明らかになった。

（3）地下水位の再現計算

本研究では、モデルの本計算に先立って計算領域全体の水頭分布の安定を図るために1年間のスピナップ計算を行い、定常値へ収束することを確認した。図24に『北海道水理地質図幅説明書第10号—釧路』（1973）に記載された井戸水位に対して標高を考慮した水頭と、計算結果との比較を示す。横軸は井戸番号であり、釧路川流域のほぼ全域をカバーするように抽出した。非定常解析を実施した場合、季節により最大1～2m程度定常水位から変化したが、グラフの形状は変わらないため、図には定常解析の結果を示した。計算は、以下の3ケースについて実施した。

- ①河川なし
- ②河床の透水量係数30m²/h
- ③河床の透水量係数300m²/h

図より、観測値との整合が最もよいのは透水量係数300m²/hのケースであり、水頭の空間分布形状を良好に再現できている。特に、釧路湿原域では水位が非常に小さくなっていることが分かる。

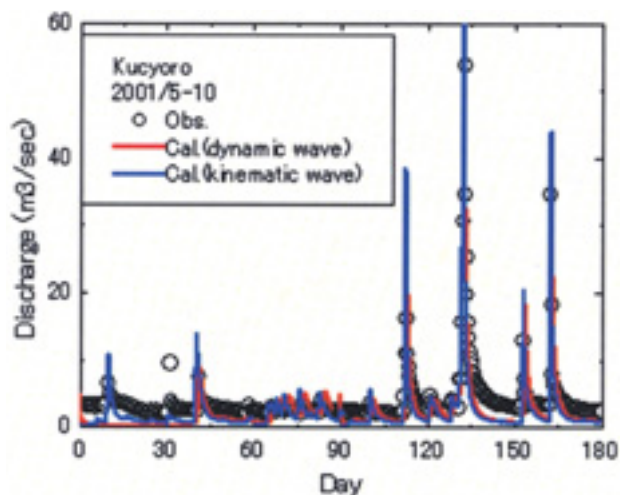


図25 釧路川支流での河川流量の計算値と観測地の比較（下久著呂観測地点，2001年5月1日～10月31日）

（4）河川流量の再現計算

図25および図26は、それぞれ釧路川支流（下久著呂観測地点）と釧路川本流（五十石観測地点）における河川流量の観測値と計算値の比較である。また、図には、河道流の追跡計算の際に、kinematic wave法を用いた場合（青線）とdynamic wave法を用いた場合（赤線）の両方の計算結果を示した。本研究で使用したモデルは、陸面過程によって計算される地表面への水分の浸出量、および地下水モデルによって計算される河川への流出量を考慮しているため、長期流出（基底流出）および短期流出とともに、計算値は観測値を良く再現していることがうかがえる。図より、支流においては、kinematic wave法とdynamic wave法とで計算値はほとんど同じであり、ともに観測値に良く一致している。dynamic wave法を用いた場合、河道の上流側と下流側の両方から河道流追跡を行うために計算が収束する（安定化する）のに非常に時間がかかるため、このような支流の計算を行うには、kinematic wave法で十分であると言える。一方、釧路川本流の計算においては、五十石観測地点のような下流域ではバックウォーターの影響が強いためkinematic wave法による計算値は観測値と大きく異なってくる。特に、洪水ピーク後の減衰過程の再現のためには、dynamic wave法を用いる必要があることを示している。以上のように、本研究で用いた河川流出モデルは、河川の上流域から下流域まで全ての領域で適用可能な非常に精度の高いものであることが明らかになった。

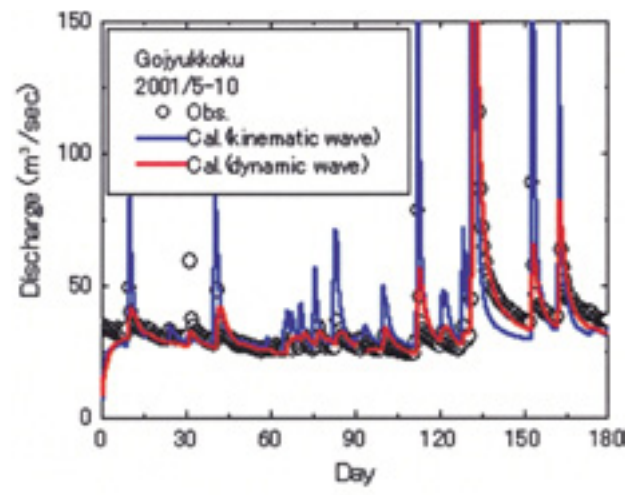


図26 釧路川本流での河川流量の計算値と観測地の比較（五十石観測地点，2001年5月1日～10月31日）

2.3.5 まとめ

本研究で開発した衛星データと融合した統合型数値モデルは、土地被覆および土壌構造を考慮した非常に精度の高いものであることが明らかになった。特に、植生分布の時間的・空間的变化とそれに伴う流域での水・熱収支の相互作用を考慮したものとなっている。今後、このモデルをさらに改良するとともに、過去から現在までの土地被覆等の変化に伴う鈎路湿原を含む鈎路川全流域での再現計算を行い、湿原乾燥化の原因の究明および将来へ向けた今後の対策について検討を行う予定である。

【謝辞】

本研究では、MOIDS衛星データの検証および陸面過程モデルの検証のために、国立環境研究所地球環境研究センターから北海道苫小牧フラックスタワーデータの提供を受けた。記して謝意を表します。

2.4 三峡ダムの水質汚濁と富栄養化への影響予測

2.4.1 はじめに

長江流域で建設されている三峡ダムは1993年から工事が始まり、2009年までに完成する予定となっており、その期間が実に17年に及ぶ。米国、日本等先進国で大形ダム不要論が広がるなか、途上国では、国家の威信をかけた大プロジェクトを推進するところが少なくなく、ダム事業の是非をめぐる論議は絶えることなく続いている。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⁴³⁻⁴⁷⁾、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⁴⁸⁻⁵⁴⁾。特に、水質汚濁と富栄養化の問題については、重慶からの汚濁負荷に加えてダム建設に伴って、廃鉱、工場跡地、有害廃棄物の埋立地が水没するため、特に重金属汚染による健康被害の発生が懸念される場所である。また、水没地域には工場なども存在し、工場に放置される化学物質などが流出し、水質汚染が起きる可能性も考えられる。さらに、新移住地からの生活排水、工場排水の対策費不十分のため、貯水池に直接流入するおそれもある。ここでは、まず長江流域の水環境に関する現状を把握するとともに三峡ダムプロジェクトの概要とダム区域に排出する汚濁負荷の現状を踏まえて、三峡ダム完成後の巨大ダム湖における富栄養化の評価を施行してみた。

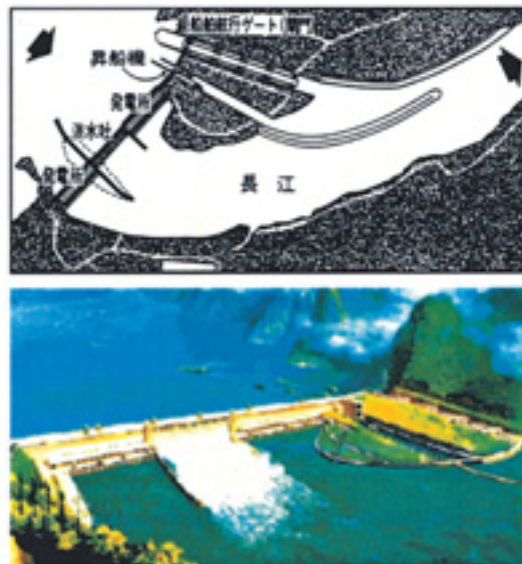


図27 三峡ダムの計画平面図（上）と完成予定図（下）

表5 三峡プロジェクト主要諸元

項目	数値
水庫（ダム）	
正常貯水位	175m
総貯水量（正常貯水位以下）	393億m ³
洪水時の容量（正常貯水位）	221.5億m ³
航道改善距離	570～650km
主要構造物	
堤頂部の海拔	185m
最大堤高	175m
堤頂長	2,335m
発電容量	1,820万kW
年平均発電容量	847億kW・h
1台当たりの発電量	70万kW
発電機台数	26台
船舶航行ゲート（永久閘門）	2列、5段階
ドックの有効寸法	280×34×3.5m
昇船機	1列、1段階
通貨船舶の有効寸法	120×18×3.5m
臨時閘門	1列、1段階
通貨船舶の有効寸法	240×24×4m
ダムによる水没	
水没耕地・果実園	2.59万ha
水没地区の人口（1993年末調査）	84.46万人
工事施工	
土石の開削（採掘量）	9,870万m ³
土石の築立（盛土量）	2,864万m ³
コンクリート打設量	2,643万m ³
総工期	17年
第1期の発電	11年目
総事業費（1993年5月現在の価格値）	
主要工事費	500.9億元
ダムによる移住対策費	400億元

2.4.2 三峡ダムプロジェクトの概要

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（域面積約100万km²）湖北省宜昌市三斗坪鎮に位置する。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。これが完成すると、特に長江中流部の中心地帯—江漢平原、洞庭平原の洪水防御や水利開発に果たす役割と意義が極めて大きい。ダム建設は1993年から始まり三期にわたり実施され、現在第2期（1997年～2003年）に突入し、最終的に2009年までに完成する予定となっており、その工期は実に17年にも及ぶ。図27には三峡プロジェクトの完成予定図を示す。表5には三峡プロジェクトの主な特徴指標を示す。三峡ダム建設による多くの効果が期待される一方、多くの住民の立ち退き、貴重な景観や文化財の水没、ダム湖への土砂堆積、水生生物等への生態環境影響、河口域の塩水浸入が懸念されている⁴⁸⁻⁵⁰。特に、ダム湖水質への影響として、ダム湖が形成されると流れは緩やかになり、自浄能力が低下し、特に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。

2.4.3 長江流域における水環境の現状把握

長江流域における汚濁負荷流出法則と数値シミュレーションモデル構築に資するために、長江本流約2,300kmにわたって、2回の水質・生態系調査を行った。ここで、2001年における長江流域の排水量と河川水質評価結果を踏まえて、主に2回の調査における栄養塩の結果について報告する。

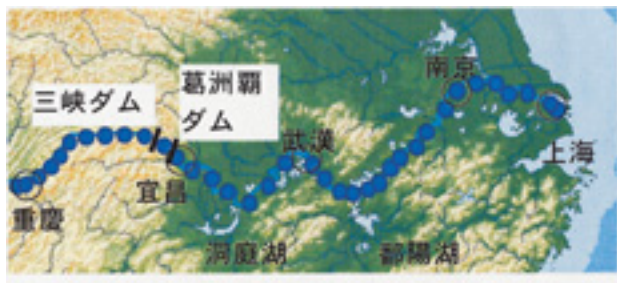


図28 長江流域における現場調査地点の概要（重慶～上海）

(1) 調査方法と調査項目

調査対象区間は、長江本川の重慶から上海（河川延長約2,300km）間とした。現地調査は1998年10月28日～11月14日および1999年10月18日～11月1日の二回に渡って実施した。

調査方法は、1998年の調査は縦断調査と横断調査に分けられ、1999年の調査は縦断調査のみとした。1998年縦断調査は、縦断段方向に約50～100kmの間隔で河川中央表層水の採取を計36地点について行った（図28）。1999年縦断調査は、1998年の縦断調査に加え、洞庭湖と鄱陽湖由来の湖水の影響をみるために、長江へ流入する過程の連絡水道から5, 15, 30km地点の縦断調査を行った。

(2) 現地調査結果と考察

2回の調査を通じて、長江本流重慶から上海間における汚濁物質濃度の縦断方向での変化傾向を把握することができた。主な特徴的結果を以下のようにまとめられる。

1998年秋の調査は長江大洪水（6～9月）の約1ヵ月後に行われており、流域内に蓄積された汚濁物質はすべて掃流された後であった。晴天が続き安定した流量での観測が行われた。一方1999年の調査は夏に1998年と同程度の大洪水があったが、調査開始する前に連日の雨が降っており、河川水位が1998年より1m以上高く（図29）、調査期間中も全体的に天気は曇りがちであった。図30には2回の調査で得られた主な汚濁物質（SS, BOD, Si, PO₄-P, TP, DTN, NO₃-N, NH₄-N）濃度の結果を示す。

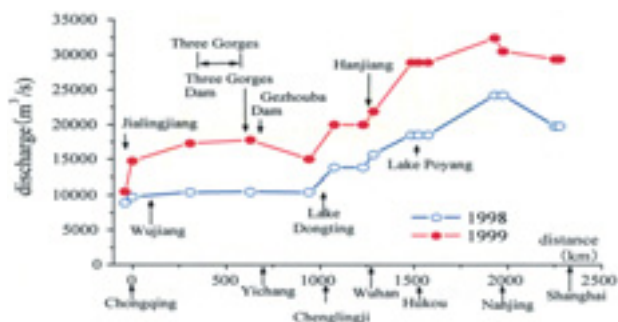


図29 1998年と1999年調査期間における各対応地点の流量変化の比較

1) SS：1998年のSS濃度は重慶～三峡間で250mg/lと高く、宜昌から下流域において沈降により粒子を失い、上海付近で60mg/l程度となっていた。一方、1999年のSS

濃度は、全体的に前年の調査時より50~100mg/lほど高くなっている。葛洲壩ダムにおいて、SSが大きく低下したが、ダム通過後再び上昇することが分かった。洞庭湖、鄱陽湖通過後、SS濃度は大きく減少することが認められた。これは、両湖水系からの希釈によるものと思われる。上海での懸濁粒子濃度は60mg/l（1998年）から200mg/l（1999年）と長江流量により大きく変動する。長江流域経由東シナ海へ排出するSSの多年平均は4.33億トンとされており、懸濁粒子にはリンや有害化学物質を吸着することから、東シナ海へのそれら物質の供給に大きく影響を与えると考えられる。

2) 有機物質：全体的に生物化学的酸素要求量（BOD, 1 mg/l以下）、化学的酸素要求量（COD, 4.5 mg/l以下）等有機物の濃度が低い。汚濁負荷量として、BODは大都市を通過した後、汚濁負荷量が増加し、特に重慶、武漢、南京、上海ではその傾向が顕著であった。表6は調査期間中における大都市通過後の負荷量増加割合を示す。都市生活廃水の未処理放流が、長江流域における有機物汚濁に寄与していることが明らかである。また、二大湖沼洞庭湖と鄱陽湖からのBODもそれぞれ12%、43%増加した。

3) Si：1998年、1999年ともに約110~130 μM/l程度であり、一定した流出が観測されている。多量のシリカが長江河口域に供給されていることが高N/P比にもかかわらず珪藻中心の生態系に維持する原因となっている。Si濃度は鄱陽湖水系流入後に約10-15 μM/l程度増加したことが分かった。

4) リン：重慶—上海間で1998年のPO₄-Pは0.2~0.7 μM/lの範囲、TPは2~9 μMの範囲にあることから、約80%は粒子態Pとして東シナ海に流入する。また上海でPO₄-Pは0.7 μM/l程度に増加することから、上海からの都市排水の流入によりPO₄-Pが増加することが分かる。

表6 大都市部と二大湖沼通過後の汚濁負荷量の増加割合（1999年調査）

Station/Item	BOD	NH ₄ -N	DTN	TN	PO ₄ -P	DTP
Chongqing	78.0	43.6	49.0	92.2	47.5	42.7
Dongting lake	11.9	446.3	-6.1	9.1	19.1	0.6
Wuhan	154.5	36.6	-2.5	9.9	29.2	-5.7
Poyang lake	43.1	1289.0	8.3	-13.8	5.5	4.5
Nanjing	246.7	138.2	5.6	9.0	22.4	7.7
Shanghai	93.9	4122.8	57.1	42.1	45.2	22.9

Unit : (%)

1999年のTP値が4~25 μM/lと大きく変動し、特に三峡区間において大きく増加した後、流下方向にしたがって、沈殿等共に減少した。全体的な値は1998年の約2~3倍になっており、降雨にともなう土砂流出により粒子に吸着したリンがTPとして増加したと考えられる。

5) 窒素：DTN濃度は60-100 μM/lの間で変化し、99年のほうが全体的に高い値を示した。NO₃-N濃度は1998年が約40 μM/lであるのに対し1999年は約70 μM/lと約1.7倍の値を示している。降雨により長江上流の支流である嘉陵江流域（農地が約51%）から多量のNO₃-Nが流出し畑由来と推定される。NO₃-N濃度が全窒素の占める割合が大きく、重慶から葛州壩ダム下流までNO₃-N濃度が流下方向に従って比例的に増加しており、硝化反応が活発であることが示唆された。また、二大湖沼洞庭湖と鄱陽湖からのNH₄-Nもそれぞれ446.3%、1289%増加したが、NO₃-N濃度はむしろ大きく減少した。大都市からの屎尿放流によるNH₄-Nの増加が見られ、南京で3 μM/l、上海で30~40 μM/lと急激な増加が見られる。

この結果長江を経由して東シナ海に流入する窒素は（NO₃-N+NH₄-N）だけで80~90 μM程度となることが判明した。又NO₃-Nは上流域農地により負荷されるのに対し、NH₄-Nは上海等大都市からの生活排水が主たる負荷源であると考えられる⁶⁰⁻⁶²。

6) 窒素/リン比：溶存性無機窒素/無機リンの比は宜昌までは76~100程度であり、宜昌より下流では100~160（平均125）であった。この値は海洋生物の構成元素比率を表すレッドフィールド比の16よりはるかに高い。植物プランクトン増殖のリン制限値22よりも大きな値となった。これは長江河口域および隣接する東シナ海における植物プランクトンの増殖と、それに伴う生物生産の主な制限因子が、リンであることと一致している^{62, 63}。今後、長江流域の農業と都市からの汚濁負荷による溶存

性リンの負荷増大、および三峡ダム建設による土砂流出の減少が、長江河口域、並びに東シナ海の窒素/リン比の変化と、それに伴う生態系への影響をもたらす恐れがある。長江流域からのリン負荷の変動に注視すべきである。

7) 葛州壩ダム湖における汚濁物質の削減効果

葛州壩ダムにおいて、懸濁態粒子、有機物、栄養塩が補集され、減少するこ

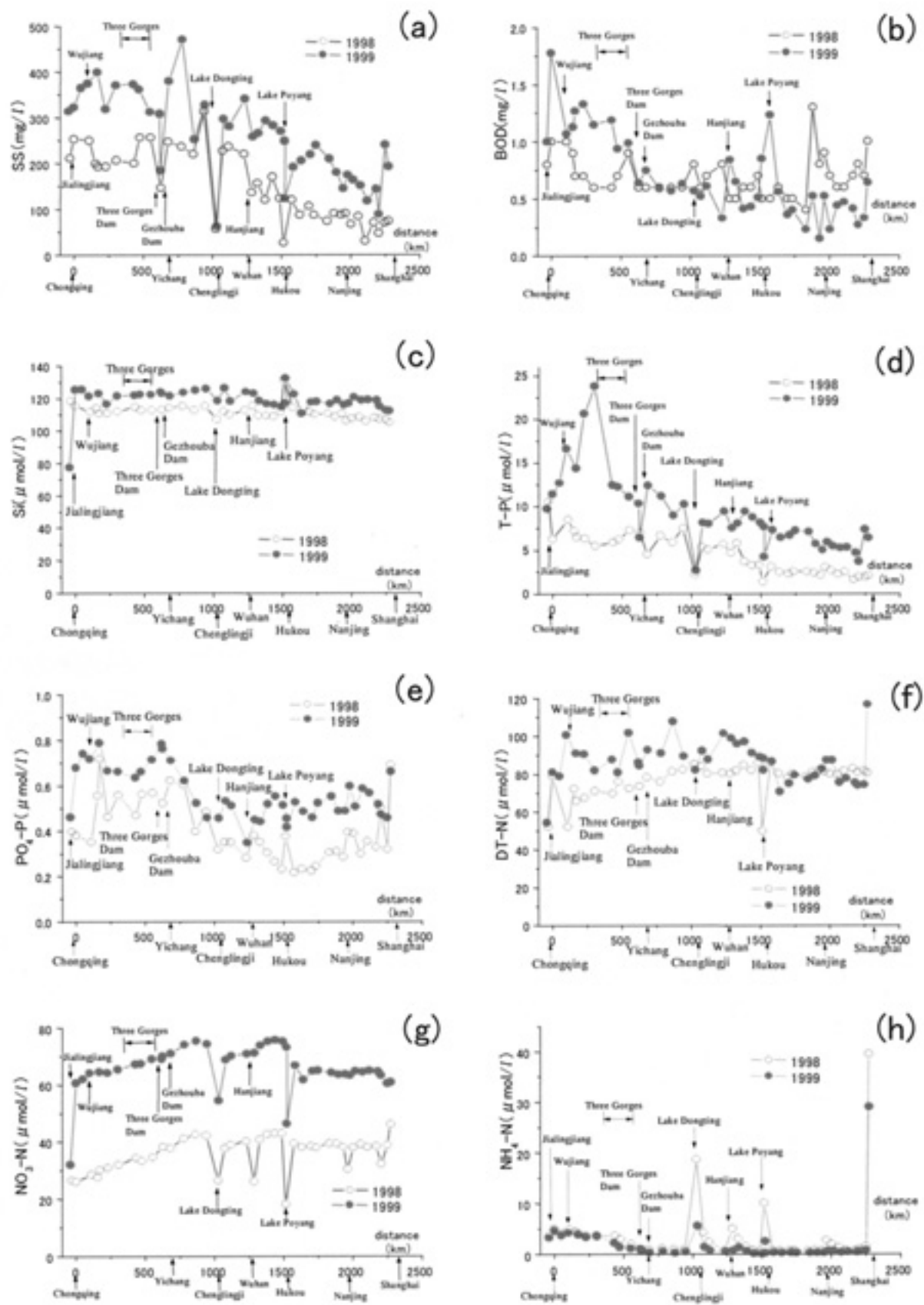


図30 1998年と1999年2回の調査における主な汚濁物質濃度の変化
 a) SS; b) BOD; c) Si; d) TP; e) $PO_4\text{-P}$; f) DTN; g) $NO_3\text{-N}$; h) $NH_4\text{-N}$

とが認められた。1999年調査当日の平均懸濁態粒子が約19万トン補集されたと推定された。

図31に1999年の調査結果に基づく各測定項目負荷の葛州壩ダムによる補集割合を示した。このことは三峡ダム完成後、同様な現象が生じる可能性を示していると考えられ、湛水後出現する巨大なダム湖における水質、ならびに膨大な量におよぶ沈降・堆積する土砂がもたらす底質環境について、留意すべきであると考えられる。

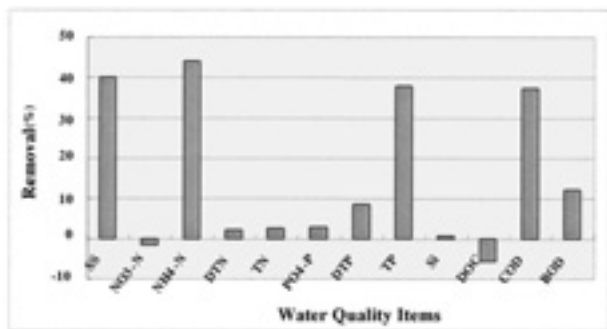


図31 1999年調査時の葛州壩ダム湖における汚濁負荷の除去率

2.4.4 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

国家環境保護総局の2001年「中国環境状況公報」と「長江三峡工事のダム区域生態環境状況」によると、2001年、三峡ダム地域の自然生態全体状況は基本的に元の状態を保持している⁵⁵⁾。ダム地域の化学肥料と農薬の使用総量は減少したが、化学肥料の使用の比率が不合理で、窒素とリンの流失がひどくなった。三峡ダム地域で長江本・支流水質情況は全体では良好であった。年間の水質としてはⅡ類で、増水期の水質はやや悪くなり、一定程度の重金属汚染が存在する。奉節、巫山、巴東城の区域の岸辺では顕著な汚染地帯が存在するが、岸辺の水質はⅢ類水質標準を超えてはいない。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。表7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2001年の都市生活排水の

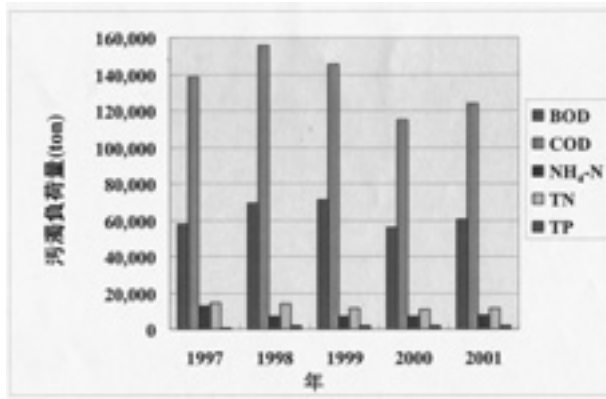


図32 三峡ダム湖内に流入する都市生活排水汚濁負荷量の経年変化

排出量は3.0億トンから3.8億トンの範囲で変化している。三峡ダム区域に直接排出する主な都市污水排出口66ヵ所に対して調査した結果、2001年の都市生活污水の排出量は計3.17億トンに上り（重慶市全体の污水排出量は13億トンとされている）、排出量の大きい地区は重慶の市街地区、万州区と倍陵区である。その中に、重慶の市街地からの排水量は1.91億トンで全体の60%を占め、2000年より1%増加した。万州区0.35億トン（10.9%）、2000年より6.9%増加し、倍陵区は0.23億トン（7.1%）、前年より6.7%増加した。主な汚濁負荷量として、COD11.6万トン、BOD6.03万トン、NH₄-N0.76万トン、TN1.14万トン、TP 0.19万トンであった（表7）。最近5年間の変化は図32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。また、污水处理率はわずか7.4%にすぎず、大量の污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。中国政府が三峡ダム湖を水質汚染から守るため、重慶市は2001年から2005年にかけて、投資総額98億2千萬元（1元約15円に相当）に上る30項の污水处理プロジェクトに着手しているものの、今年の6月にダム冠水が開始し、ダム湖の水質汚濁と富栄養化問題が懸念されている。

表7 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

Year	Waste discharge (10 ⁴ on)	COD (ton)	BOD (ton)	NH ₄ -N	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

2.4.5 三峡ダム湖の富栄養化可能性の評価

富栄養化とは水が滞留すること、栄養塩類が必要量あることおよび水温や日射量といった光合成反応に必要な環境条件等がすべて備わることにより、植物プランクトンや水草が増加し、その結果一次生産力が増加する現象と定義されている。富栄養化の原因としては各種のものがあるが、そのうち最も注目されるのは栄養塩類である。植物プランクトンの増殖に必要な栄養塩のうち、ある物質の濃度が他の物質に比べて相対的に低い時には、他の物質の濃度がいくら高くともその物質によって植物プランクトンの増殖が制限されてしまう。このような物質を制限因子と呼んでいるが、実際の水域では植物プランクトンが必要とする比率で各栄養塩類が含まれていることはまずありえないので、いずれかの栄養塩が制限因子になっており、ダム貯水池や湖沼のような淡水域では、リンが制限因子になっていることがほとんどである。

この点に注目して、リンの表面積負荷量と水量負荷（回転率×平均水深）を要因としたモデルがVollenweiderによって提唱されている。このモデルは、OECDをはじめ、多くの水域で利用され、その有効性が確認されている。

(1) Vollenweiderモデルの概要

Vollenweiderモデル⁵⁶⁻⁵⁹⁾は、次の式によって表現され、湖沼・ダム湖の面積当たりのリン負荷量(Lc)と平均水深/滞留時間比(H/t)の関係、および実湖沼・ダムの富栄養化データから、経験的に富栄養化現象発生の有無を推定するモデルである。

$$Lc = P \cdot [W_0 + H/t] \quad (1)$$

$$Lc = P \cdot (\alpha \cdot H + 10) \quad (2)$$

ここで、Lc (mg/m²/年) : 冠水面積あたりの年間リン負荷量

P (mg/m³) : 循環期リン濃度

W₀ (m/年) : リンの沈降除去速度
(一般的10m/年程度)

H (m) : 平均水深
(貯水容量/冠水面積)

t (年) : 平均滞留時間

α (1/年) : 回転率
(年間総流入量/貯水容量=1/t)

Vollenweiderは貧栄養と中栄養の境界をC=10mg/m³、中栄養と富栄養の境界をC=30mg/m³としている。この式のPに10mg/m³、30mg/m³、100mg/m³を入れた時の曲線をVollenweiderは提示し、湖内のT-P濃度mg/m³で表し、次のように栄養状態の基準として区分されている。

I	10mg/m ³	: 貧栄養
II	10-30mg/m ³	: 要注意
III	30-100mg/m ³	: 富栄養化問題が発生
IV	100mg/m ³ 以上	: 養魚池のような状態

(2) 三峡ダムのリン流入負荷量の推定

Vollenweiderモデルによる予測の対象年は最近15年間の流況から、年間流量が上位にある2ヵ年(豊水相当年)と中間に位置する2ヵ年(平水相当年)を選んでみた。該当する年度は以下の通りである。

豊水相当年——1998,1999年

平水相当年——1987,1988年

1) 現状流入負荷量の算出

流入負荷量は(水質濃度×流量)により求められるが、水質濃度は流量規模により変化することが多い。したがって、流入負荷量の算出にあたっては、出水時の濃度変化を考慮する必要があり、ここでは、ダムへ流入する最重要な重慶寸灘地点の流量とT-P流入負荷量の相関式を作成し、対象とする4ヵ年の実流量を当てはめ、年間の総TP流入負荷量を算出した。重慶寸灘地点のTP濃度は、長江水利委員会水質年報より得られた1987年と1988年のTP濃度と1998年と1999年日中共同調査で得られている2回の観測データの間大きな開きがあった。その理由は最近10年間栄養塩濃度が経済発展と人口増加および農業生産による施肥量の増加があったためである。また、最近水資源保護局が測った月1回の1998、1999年の24回のTP濃度と我々調査の結果がほぼ同じ範囲であることが分かった。そこで、水資源保護局で得られたTP濃度を用いて年間流入負荷量の計算を行った。したがって、三峡ダムにおけるTP濃度は図33に示す三峡ダムに流入する実測流量とTP流入汚濁負荷量との相関式から求められる。

2) Vollenweiderモデルの予測に必要なパラメータの算出

三峡ダムは水期では正常水位175mより30m低い145mで運用し、渇水期には175mに戻す季節型のダムであるため、常時175mのケース(比較的過大評価:Case1)と

常時145mケース（比較的安全：Case2）の2通りを考えた。
てみた。

表8には、Case1とCase2の三峡ダムにおける各対象年の総流入量、TP面積負荷量、冠水面積、貯水量、回転率、水量負荷を示す。

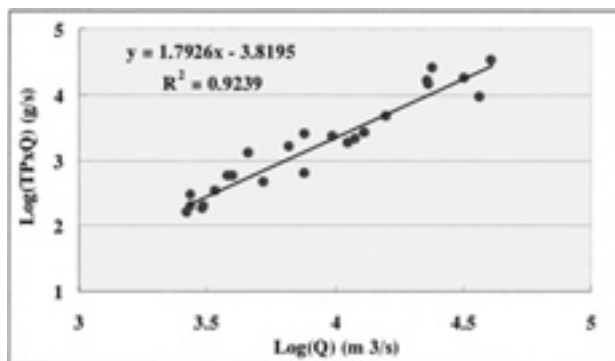


図33 三峡ダム湖内に実測流量とTP流入汚濁負荷量との相関

3) Vollenweiderモデルの予測結果

Vollenweiderモデルを三峡ダム145mケースと175mケースに適用し、予測した結果は図34に示す通りである。この図から、いずれの年のケースにおいても、三峡ダムは $L=0.01 (H\alpha + 10)$ の曲線と $L=0.03 (H\alpha + 10)$ の曲線の上方に位置することが分かった。同図において、 $L=0.01 (H\alpha + 10)$ の曲線より下方に図示される範囲は富栄養化現象の発生の可能性が極めて低く、 $L=0.03 (H\alpha + 10)$ の曲線より上方に図示される範囲は発生の可能性が高いとされている。また、 $L=0.01 (H\alpha + 10)$ から $L=0.03 (H\alpha + 10)$ の曲線の間は富栄養化現象の可能性があるとされている。貯水池内全層平均TP濃度は表8と図34からいずれのケースも $0.367 \sim 0.472 \text{mg/l}$ と予測されている。したがって、Vollenweiderによる分類ではIV類型に属しているため、三峡ダムでは現状のTP表面積負荷量レベルでは、富栄養化問題の発生可能性が極めて高いことが予測された。

Vollenweiderモデルは天然湖沼、ダム貯水池の富栄養化の目安として用いられているが、取り上げている要因の時間的スケールは年間値であり、生物現象の支配要因の一つである水温、光等条件については、取り扱われていない。また、このモデルの検証も湖沼・ダム湖の富栄養化程度を富栄養、中栄養、貧栄養に分類し、この結果とモデルの相関図を比較するといった経験的なものである。したがって、Vollenweiderモデルは現象の詳細な機構の上に立った予測、判定手法というよりは、湖沼・ダ

ム湖内の現象をブラックボックスとして取り扱うものであり、その予測結果は概略予測として位置付けるものである。今後、より精度のよい予測につながるために、三峡ダムに流入する栄養塩負荷のより正確な観測と蓄積が必要である。また、実際、ダム貯水池においては、水利用や管理の複雑化に伴い、より高精度かつ変動に対応する総合的なモデルの開発とダム湖内におけるモデル検証のための詳細な水質調査が必要不可欠であると考えられる。

2.4.6 三峡ダム建設による水質汚濁と富栄養化への影響評価

ダム建設に伴って、水質汚濁と富栄養化への影響は以下のものが考えられる^{49,50}。拡散能力への影響：ダム建設後、流速が小さくなるため、乱流拡散能力が減少し、ダム湾奥の局地で汚濁物質の濃度が増大する。有機物分解速度への影響：流速の減少、水の滞留時間の増加によって、生物分解可能な有機物に有利であるが、再曝気による酸素供給が減少し、生分解速度が減少しうる。全体的に流入有機物量と生分解速度のバランスによってダム湖の水質悪化を招く可能性がある。

1) 水没の水質汚濁と富栄養化への影響：

ダム建設に伴って、廃鉱、工場跡地、有害廃棄物の埋立地が水没するため、特に重金属汚染による健康被害の発生が懸念される場所である。また、水没地域には工場なども存在し、工場に放置される化学物質などが流出し、水質汚染が起きる可能性も考えられる。さらに、新移住地からの生活排水、工場排水の対策費不十分のため、貯水池に直接流入するおそれもある。

2) 水温・水質への影響：

最も不利な状況を設定して行った予測結果によれば、毎年4月前後に水温の躍層が生じ、5月に入って徐々に消失する。下流に流出する水温が養殖魚の産卵に必要な 18°C に達する日は、20日ほど遅れることになる。ダム周辺の河川の流速がやや遅くなるため、川の水の酸素回復能力や入江の汚染物質に対する希釈拡散能力も弱まり、排出量が同一であるとする、流域の汚染範囲は長くなり、汚染物質の最大濃度は増加すると思われる。したがって、沿岸の工場・鉱床や市街地からの污水排出に対する管理を強化する必要がある。

表8 (1) 三峡ダムにおける総流入量, TP面積負荷量, ダム湖表面積, 貯水量, 回転率, 水量負荷 (175m-Case1)

Year	Total discharge (ΣQ)	Annual areal TP Loading (Lc)	Dam surface area (As)	Water volume (V)	$\alpha = \Sigma Q/V$	Hydraulic loading rate $\alpha H = \alpha \times V/As$
	(m^3)	$g/m^2 \cdot year$	(km^2)	(m^3)	($1/year$)	($m/year$)
1987	3.368E+11	117.8	1,084	3.930E+10	8.6	310.7
1988	3.423E+11	111.7	1,084	3.930E+10	8.7	315.8
1998	4.129E+11	184.0	1,084	3.930E+10	10.5	380.9
1999	3.803E+11	133.4	1,084	3.930E+10	9.7	350.8

表8 (2) 三峡ダムにおける総流入量, TP面積負荷量, ダム湖表面積, 貯水量, 回転率, 水量負荷 (175m-Case2)

Year	Total discharge (ΣQ)	Annual areal TP Loading (Lc)	Dam surface area (As)	Water volume (V)	$\alpha = \Sigma Q/As$	Hydraulic loading rate $\alpha H = \alpha \times V/As$
	(m^3)	$g/m^2 \cdot year$	(km^2)	(m^3)	($1/year$)	($m/year$)
1987	3.368E+11	135.3	944.4	1.715E+10	19.6	356.6
1988	3.423E+11	128.2	944.4	1.715E+10	20.0	362.5
1998	4.129E+11	211.3	944.4	1.715E+10	24.1	437.2
1999	3.803E+11	153.1	944.4	1.715E+10	22.2	402.7

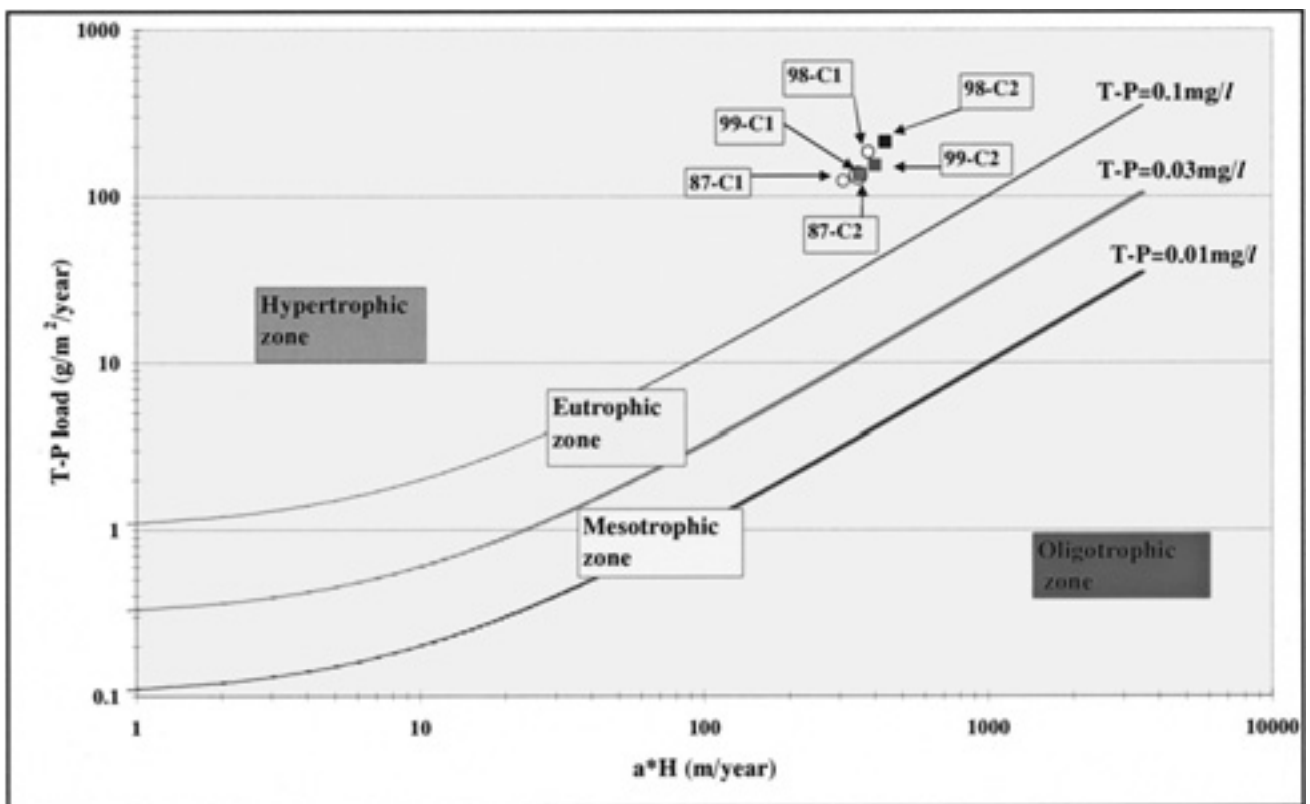


図34 Vollenweiderモデルによる三峡ダムの富栄養化可能性の予測結果

3) 土砂堆積による水質への影響：

土砂堆積によってダム内水中の浮遊物質と重金属含有量を大きく減少（60～70％）するが、堆積物中の汚濁物質と重金属含有量の増加をもたらす。特に一部の烏江からの土砂に高い水銀が含まれ、水生生物魚類等への影響が懸念され、その研究と対策が求められている。

4) 栄養物質への影響：

ダム湖内に窒素、リン、カリウム等栄養塩の蓄積が起こる。窒素とカリウムが水中に溶存しており、滞留時間の増加によって生物の栄養塩摂取量の増加と藻類の増殖を促進する。しかし、三峡ダムが河道型のダム湖であり、滞留時間が比較的短く、ダム内の藻類の増殖が限定的であると考えられる。また、リンについては、pHとカルシウム、マグネシウムイオンが高い場合、生物に利用されにくい難溶性の化合物として土砂粒子に吸着しやすい状態にある。水中に生物に利用されやすい可溶性リンの含有量が低く、富栄養化への影響が限定的である。しかし支流や、湾奥局部区域の富栄養化の可能性があり、相応の対策が必要である。海への栄養塩物質の流入は70～80％が三峡ダムサイド以下の区間に依存することから、ダム下流域への栄養塩供給の影響が少ないと考えられる。

5) ダムサイド下流の水質への影響：

ダム建設後、宜昌以下の濁度、懸濁物質濃度が明らかに減少する。渇水期では、下流河川の水質汚濁改善に寄与することが考えられる。特に沿岸都市沿いの汚染ベルトの軽減が見られる。逆に10月の貯水期では、沿岸都市沿いの汚染程度が増加する。また、下流への土砂の減少によって、一定区間の吸着による浄化作用が減少することが考えられる。しかし、流量が相対的に安定で、下流の水質管理に有利に働く面もある。

今後、ダム貯水前に、水没区域内の汚染物質の整理整頓や、水土流失の防止、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。また、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ある。

2.4.7 まとめ

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水利工程である。特に、長江中流部の中心地帯たる江漢

平原、洞庭平原の洪水防御、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。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。そこで、いよいよ今年6月から貯水し始める三峡ダム湖を対象に、流入する汚濁負荷量の現状を踏まえて、Vollenweiderモデルによる三峡ダムの富栄養化の可能性について評価した。その結果、三峡ダムでは現状の栄養塩負荷量レベルでは、富栄養化問題の発生可能性が極めて高いことが予測された。今後、より精度のよい予測につながるために、三峡ダムに流入する栄養塩負荷のより正確な観測と蓄積が必要であり、複雑な巨大ダムの多様な変動に対応する総合的なモデルの開発とダム湖内におけるモデル検証のための詳細な水質調査が必要不可欠であると考えられる。また、長江流域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。ダム貯水前に、水没区域内の汚染物質の整理整頓や、水土流失の防止、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ある。

2.5 長江流域の水資源管理モデルの開発に関する研究

2.5.1 はじめに

三峡ダム建設や南水北調プロジェクトの実施は、長江流域のみならず中国全体において水循環に大きな変化をもたらすことが予想される。また、急速な経済発展に伴う都市部への人口集中や、西部大開発プロジェクトによる上流域の土地利用変化は、流域環境への圧力をこれまで以上に増大させることが懸念されている。このような大規模な環境変化が進む中において、持続可能な水資源利用は長江流域環境管理の最重要課題であり、流域にお

ける時間的、空間的な水動態を定量的に評価し得る水文モデルをツールとして、最適な水資源管理手法を確立することが求められている。

以上より、本研究では長江流域全体を対象として、空間的に多様な土地利用形態を反映した日単位での水動態シミュレーションを行う流域水文モデルの開発と適用を進めている。特に、モデルは長江流域固有の地形特性や土地利用形態がもたらす水動態を的確に表現する必要があることから、流域内の低平地帯における主な土地利用形態の一つである水田域の水文過程や、長江本流と中下流域にある巨大湖、洞庭湖や鄱陽湖との間に生じる水理学的相互作用に基づく湖からの流入水量、それぞれを再現し得る要素モデルを開発し、その妥当性を検証した。次いで、これら要素モデルを既存の流域水文モデルへ組込んだ統合化を図り、長江流域全体を対象とする水動態シミュレーションを実施した。さらに、本統合モデルの応用として、三峡ダムによる洞庭湖周辺域における洪水氾濫発生に対する抑制効果を検討した。

2.5.2 水資源管理モデルの概要

本研究では、流域水文モデルとしてHydrological Simulation Program - FORTRAN (HSPF)⁶⁴⁾を選択し、要素モデルの組み込みによる統合化で、その改良を行った。HSPFの特徴として、降雨時の流域斜面流出過程を再現する要素モデルとしてStanford Watershed Model (SWM)⁶⁵⁾を利用していることや、流域斜面と河川流路ならびに河川流路間のネットワーク化が簡便に行える等の利点を有していることが挙げられる。

(1) 水田モデル

水田域での地表面水文過程を的確に表現するため、図35に示すような1層のタンクから成る水収支モデルを開発した。タンクにおける水収支は以下の式によって表現される。

$$WDe = WDs + PR - ET - DR - OF - IF + IR, \quad (1)$$

ここに、 WDe ：各計算ステップ終了時の湛水深 (mm)、 WDs ：同じく開始時の湛水深 (mm)、 PR ：降雨量 (mm)、 ET ：実蒸発散量 (mm)、 DR ：水田域からの面積当たりの排水量 (mm)、 OR ：同じく畦畔からの越流量 (mm)、 IF ：面積当たりの浸透量 (mm)、 IR ：面積当たりの灌漑水量である。水収支式のそれぞれの項に関して、 DR はタンクに設けた排水孔をオリフィスに見立てて、ベルヌ

ーイの定理に基づいて以下の式から計算される。

$$DR = \alpha * \sqrt{WD - WD_m} \quad ; WD > WD_m \quad (2)$$

$$DR = 0 \quad ; WD < WD_m \quad (3)$$

ここに、 α ：流出係数、 WD ：ある時間における湛水深 (m)、である。畦畔越流量 OF は以下の自由越流に関する堰公式によって求められる。

$$OF = C * B_w * (WD - Hr)^{3/2} / A \quad ; WD > Hr, \quad (4)$$

$$OF = 0 \quad ; WD < Hr, \quad (5)$$

ここに、 C ：流量係数 (SI単位系で1.5495)、 B_w ：堰幅 (m)、 A ：水田の表面積 (m²)、である。実蒸発散量 ET は、SWMでの推定手法を部分的に修正して蒸発散のソースとして地表面貯留水分も対象とした。具体的な手順として、湛水状態であればまず地表面貯留水量を蒸発散要求量に応じて減少させる。次に、残りの蒸発散要求量に応じて土壌上層貯留量を減少させる。さらに要求量が残存する場合は、最後にその量に応じて土壌下層貯留量を減少させる。結果として、各貯留量からの減少量の総和が ET となる。また、浸透量 IF の算定については、SWMにおける浸透過程をそのまま用いた。

本モデルでは、灌漑用水源として各水田域からの流出先である河川流路貯留水量を想定している。このため、灌漑水量 IR の算定は、まず、各シミュレーションインターバル終了時の減水深 ($WD_m - WD_e$) を灌漑要求水量として求める。次に、インターバル終了時の各河川流路における貯留水量と灌漑要求水量との比較から、前者が後者より多ければ灌漑要求水量がそのまま実灌漑水量となり、逆であれば河川流路における貯留水量が実灌漑水量となる。求めた実灌漑水量 IR に相当する水量が、次のシミュレーションインターバル開始時に、HSPFにおいて各河川流路から引き抜かれる。

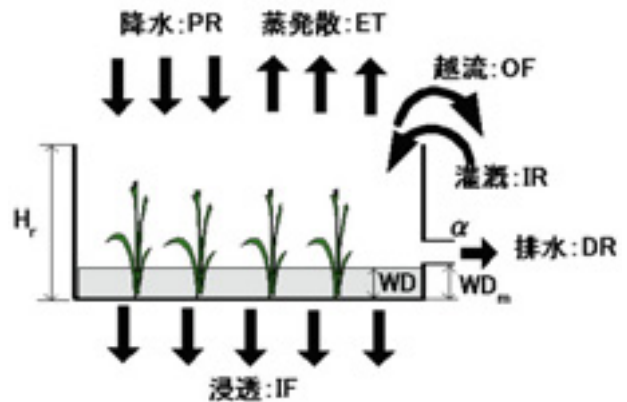


図35 水田モデルの地表面水文過程での水収支

(2) 湖から長江への流入水量推定手法

図36と図37は長江本流と洞庭湖ならびに鄱陽湖の合流部付近の河道網を概念化して表している。本概念図とを基に、短時間の低平地における大河川の流れの非定常性は通常無視し得ることを前提に、連続の式とエネルギー方程式を用いた1次元の擬定常計算手法を開発・適用した。

長江と洞庭湖，長江と鄱陽湖，それぞれの系における計算手法の基礎方程式を以下に示す。

長江－洞庭湖系

連続の式

$$Q_1 \pm Q_2 = Q_3 \quad (6)$$

エネルギー方程式

$$\text{Ch1: } H_1 + a_1 \frac{Q_1^2}{h_1^2} - b_1 \frac{Q_1^2}{h_1^3} = H_J + a_1 \frac{Q_1^2}{h_J^2} + b_1 \frac{Q_1^2}{h_J^3} \quad (7)$$

$$\text{Ch2: } E_2 = H_J + a_2 \frac{Q_2^2}{h_J^2} \pm b_2 \frac{Q_2^2}{h_J^3} \quad (8)$$

$$\text{Ch3: } H_3 + a_3 \frac{Q_3^2}{h_{3e}^2} + b_3 \frac{Q_3^2}{h_{3e}^3} = H_J + a_3 \frac{Q_3^2}{h_J^2} - b_3 \frac{Q_3^2}{h_J^3} \quad (9)$$

長江－鄱陽湖系

連続の式

$$Q_1 = Q_2 + Q_3 \quad (10)$$

$$Q_2 \pm Q_4 = Q_5 \quad (11)$$

$$Q_3 + Q_5 = Q_6 \quad (12)$$

エネルギー方程式

$$\text{Ch1: } H_1 + a_1 \frac{Q_1^2}{h_1^2} - b_1 \frac{Q_1^2}{h_1^3} = H_D + a_1 \frac{Q_1^2}{h_D^2} + b_1 \frac{Q_1^2}{h_D^3} \quad (13)$$

$$\text{Ch2: } H_D + a_2 \frac{Q_2^2}{h_D^2} - b_2 \frac{Q_2^2}{h_D^3} = H_{J1} + a_2 \frac{Q_2^2}{h_{J1}^2} + b_2 \frac{Q_2^2}{h_{J1}^3} \quad (14)$$

$$\text{Ch3: } H_D + a_3 \frac{Q_3^2}{h_D^2} - b_3 \frac{Q_3^2}{h_D^3} = H_{J2} + a_3 \frac{Q_3^2}{h_{J2}^2} + b_3 \frac{Q_3^2}{h_{J2}^3} \quad (15)$$

$$\text{Ch4: } E_4 = H_{J1} + a_4 \frac{Q_4^2}{h_{J1}^2} \pm b_4 \frac{Q_4^2}{h_{J1}^3} \quad (16)$$

$$\text{Ch5: } H_{J1} + a_5 \frac{Q_5^2}{h_{J1}^2} - b_5 \frac{Q_5^2}{h_{J1}^3} = H_{J2} + a_5 \frac{Q_5^2}{h_{J2}^2} + b_5 \frac{Q_5^2}{h_{J2}^3} \quad (17)$$

$$\text{Ch6: } H_6 + a_6 \frac{Q_6^2}{h_{6e}^2} - b_6 \frac{Q_6^2}{h_{6e}^3} = H_{J2} + a_6 \frac{Q_6^2}{h_{J2}^2} + b_6 \frac{Q_6^2}{h_{J2}^3} \quad (18)$$

ここに、 Q ：流量 (m^3/s)， h ：水深 (m) である。なお、各変数のそれぞれの添え字は各流路や合流部を示し、図36 (長江－洞庭湖系) ならびに図37 (長江－鄱陽湖系) 中の表記に対応している。また、式中の H や係数 a ， b に

ついては、以下の式によって求める。

$$H_i = h_i + Z_i \quad (19)$$

$$a_i = \frac{1}{2gB_i^2} \quad (20)$$

$$b_i = \frac{f_i \cdot L_i}{16gB_i^2} \quad (21)$$

ここに、 H ：全水頭 (m)， Z ：河床高 (m)， g ：重力加速度 (9.8m/s^2)， B ：流路幅 (m)， L ：流路長 (m)， f ：摩擦係数 ($f_i=8gn/h_i^{1/3}$)， n ：マンニングの粗度係数，添え字 i ：各流路及び合流部に対応 (図36，図37参照) である。

また、洞庭湖と鄱陽湖のそれぞれの全水頭については、各湖における水収支と各湖の容積-水位曲線式から推定

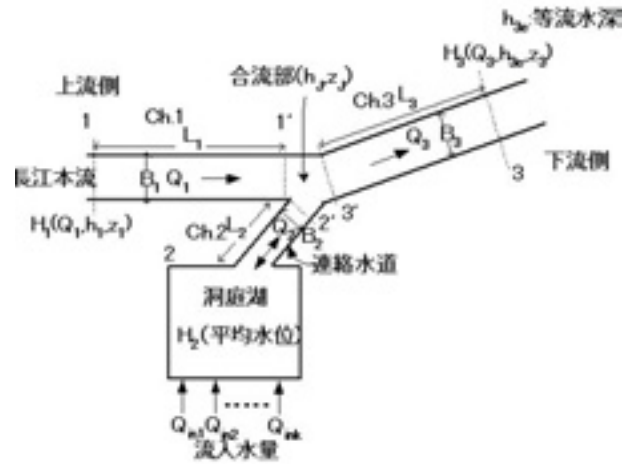


図36 長江－洞庭湖合流部付近の河道網概念図

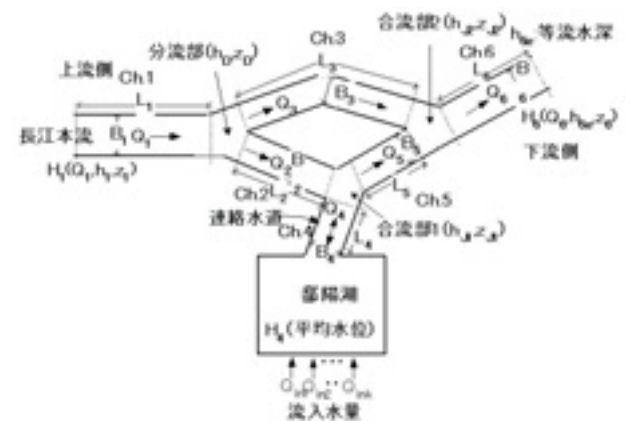


図37 長江－鄱陽湖合流部付近の河道網概念図

される。なお、洞庭湖と鄱陽湖の容積水位曲線式は、それぞれ中国科学院南京地質研究所により1988年に作成された縮尺2万5千分の1の湖底地形図と1983年に江西省政府が作成した縮尺2万5千分の1の湖底地形図を基に、中国科学院地理科学与資源研究所との共同研究により作成された50mメッシュ数値標高データを用いた静的な二次元解析により求めた。以上より、式(6)～式(9)ならびに式(10)～(18)をそれぞれ連立して数値的に解くことにより、各計算ステップにおける各河川流路の流量を算定し、結果として各湖から長江への流入水量を求める。

(3) モデルの統合化

データインターフェイスを用いて、開発した水田モデルと湖から長江への流入水量推定に関するモデル、それぞれとHSPFの統合化を行った。インターフェイスは、米合衆国地質調査所(USGS)⁶⁶⁾で開発されたWatershed Data Management(WDM)を改良して使用した。このインターフェイスの利用により、例えば、水田モデルで算定された流出水量をHSPFの河川流路水理計算へ受け渡される一方で、河川流路貯留量が水田モデルへ受け渡されることにより、実灌漑水量が算定されるというように、双方向でのデータの受け渡しが半自動的に実施できる。また、バイナリフォーマットの使用により、利用データ容量の節約が図られる。

2.5.3 長江流域への統合モデルの適用

(1) グループ応答単位(GRU)の算定

統合化した流域モデルを長江全域への適用にあたり、流域内の降水流出事象の応答単位として、計算の効率を図りつつ、流域内の地形や土地被覆等の空間分布をできるだけ反映したグループ応答単位(GRU)の抽出をGIS(Arc/Info)上で行った。その手順として、まず、縮尺5万分の1から10万分の1の地形図を基に作成した河川網データと低平地では50mメッシュ、山地域では1kmメッシュの数値標高モデル(DEM)を用いて、長江本流の流量観測点として最下流に位置する大通までの流域全体を552のサブ集水域に分割した。次いで、このサブ集水域データに1990年代初めのTMランドサットデータを基に作成され、17に分類された土地利用ポリゴンデータを重ね合わせ、統計処理を行うことにより、各サブ集水域内の土地形態別面積とその平均標高ならびに平均勾配

を算定した。本研究では、この土地利用形態別に集約した領域をGRUとした。また、斜面長についてはGRUを正方形と仮定して領域面積からその1辺の長さを算出し、その1/2の値を与えた。なお、水田モデルは、GRUとしてサブ集水域ごとに集約された稲作地にそれぞれ適用された。

(2) 入力気象データおよび計算条件

入力用の気象データとして、大気大循環モデル(GCMs)計算結果や衛星画像解析結果、さらには補完的に用いた気象観測データの合成データから成る全球スケールの水文気象データセット、ISLSCP Initiative I CD-ROM Set⁶⁷⁾の1°×1°の6時間降水量、気温、風速、露点温度、短波放射量の各グリッドデータを、サブ集水域が各グリッドに占める面積割合からサブ集水域単位の分布値へ変換した。また、ペンマン法を用いてこれらのデータからサブ集水域単位での可能蒸発量を算定し、同じく入力データとした。



図38 長江流域の概要、水文観測点・水田モデルテストサイト

計算時間ステップは各サブモデルと統合モデルともに1時間とした。また、モデルパラメータの初期設定値の影響を除くため、この2年間の気象データを2回繰り返して与えた後、本計算を行った。

(3) モデルの検証

1987年と1988年を対象に、本研究で新たに開発した水田モデルと湖から長江への流入水量推定モデルについて、日流量観測値等との比較からそれぞれによる計算結果の妥当性を、オリジナルのHSPFを用いた場合と比較を含めて実施した。水田モデルに関しては、長江流域内の稲作栽培システムが主に1期作と2期作であることから、抽出したサブ集水域の中から水田面積の全体に占める割合ができるだけ大きく、かつ、下流端に流量観測が実施されたサブ集水域をテストサイトとして、1期作、

2期作についてそれぞれ一つずつ選出した(図38)。さらに、HSPFと水田モデルの統合モデルを各テストサイトに適用し、日流量観測値や月可能蒸発量観測値と計算値の比較を行った。湖から長江への流入水量推定モデルに関しては、湖と長江本流合流部上流側の長江河川日流量観測値や洞庭湖や鄱陽湖へ流入する主要な河川の日流量観測値を入力データとして用いた。計算結果と各湖と長江を繋ぐ連絡水道での日流量観測値との比較により、モデルの妥当性が検証された。

また、統合モデルを流域全体へ適用した計算結果の検証については、主要な支流域下流地点や長江本流の螺山(中流域)や大通(下流域)での日流量観測値との比較により実施した。なお、これら流量観測値については、本研究プロジェクト共同研究機関である中国水利部長江水利委員会より提供を受けた。

2.5.4 結果および考察

(1) 水田モデル

流出過程に関して、図39と図40は、水田面積がサブ集水域のおよそ70%を占める一期作のテストサイトでの、1987年と1988年の稲作による湛水期間である(5~8月)における、水田モデルとHSPFを統合したモデルとHSPF単独、それぞれによって求められた日平均河川流量計算値と日流量観測値を示している。なお、HSPFを単独で用いた場合、水田域は畑作地として取り扱った。また、キャリブレーションの結果、水田モデルのパラメータINFILTと α 、Hrについて一期作ではそれぞれ0.6(mm/h)、0.0105、155(mm)を、二期作では0.55(mm/h)、0.0110、200(mm)をそれぞれ用いた。観測値との比較結果から、水田モデルの導入による河川流量の再現性に関して、モデルパフォーマンスの劇的な向上は見られなかった。一方で、統合モデルによる降雨流出時の流量ピーク生成タイミングが、直接流出に対する水田モデルの遅延効果によって、HSPF単独の場合に比べて観測値に一致することが多かったことや、少雨期間中の灌溉用水取水による河川流量低下を水田モデル上の灌溉取水過程である程度表現できていること等、細部でのパフォーマンスの改善は確認された。なお、二期作のテストサイトについては、水田面積の占める割合が25%程度であったことから、一期作のテストサイトで確認されたほどのパフォーマンスの改善は見られなかった。

表9は両テストサイトでのHSPF単独と統合モデルそ

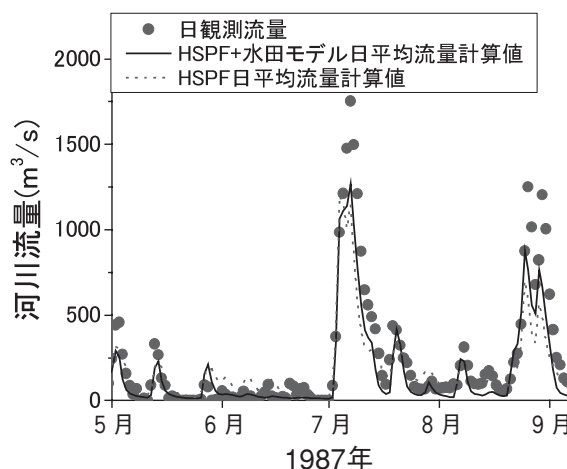


図39 水稲一期作テストサイトにおける1987年水稲栽培時の日平均河川流量計算値と日観測値との比較

れぞれによる1987年と1988年の実蒸発散総量を、水田域のみとテストサイト全体、それぞれについて示している。両テストサイトにおいて水田モデルによる水田域からの実蒸発散量計算値は、HSPFで求めたものに比べ明らかに多く、特に、稲作期間が長い二期作のテストサイトでは、その差は2倍前後となった。また、その影響によりテストサイト全体からの実蒸発散量計算値についても、統合モデルがHSPFを大きく上回る結果となった。

これは、水田モデルに灌溉過程を導入したことにより、計算上で稲作期における地表面の湛水状態がほぼ維持され、その結果、大気側の条件のみで決定する可能蒸発量に近い蒸発量が水田表面から発生したためである。

この水田モデルによる実蒸発散量計算結果の妥当性を確認するために、両テストサイト内でそれぞれ観測された月単位の可能蒸発量データとの比較を行った。

表9 HSPFおよびHSPF+水田モデルによる各テストサイトにおける年間実蒸発散量計算結果(単位:mm)

モデル 適用領域	一期作 (水田占有比率*; 0.7)		二期作 (水田占有比率; 0.26)	
	HSPF	HSPF + 水田モデル	HSPF	HSPF + 水田モデル
水田域	603	771	567	1150
テストサイト全体	506	683	559	709

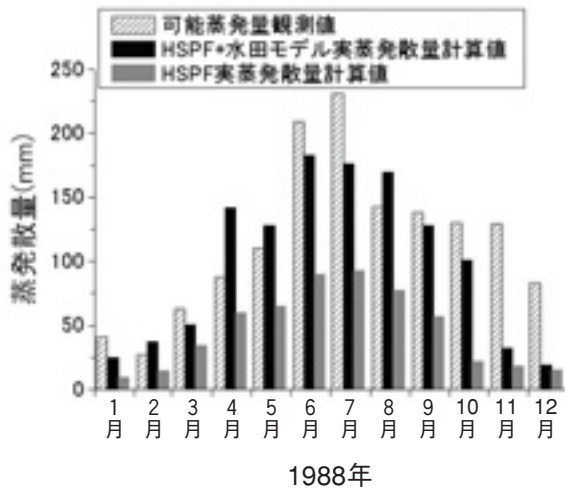


図40 水稻二期作テストサイトでの1988年月単位可能蒸発量観測値と実蒸発散量計算値との比較

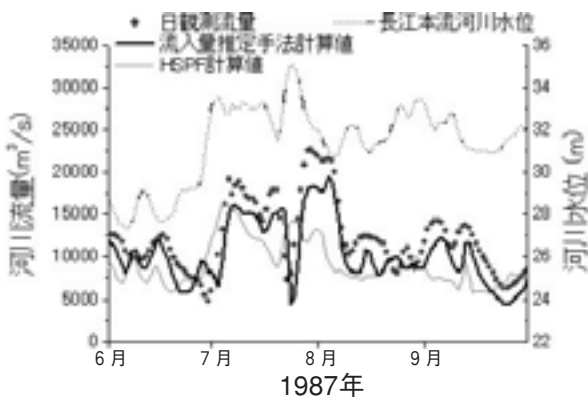


図41 長江-洞庭湖連絡水道における日観測流量と日平均流量計算値との比較 (地点: 城陵磯)

図40はその一例として1988年の二期作のテストサイトにおける計算値と観測データを比較したものである。

稲作期の湛水条件下での水田では、一般的に可能蒸発量に近い、あるいは稲による蒸散の影響でそれ以上の実蒸発散量を観測することが報告されている⁶⁸⁾。図中の稲作期間(3~10月)における水田モデルによる月ごとの実蒸発散量計算値は、その報告に合致する結果を示した。なお、一期作のテストサイトにおいても同様な結果が得られた。以上より、実蒸発散量の算定に関して、新たに水田モデルを導入したことによるモデルのパフォーマンスの改善が確認された。

(2) 湖から長江への流入水量推定モデル

通常、洞庭湖から長江への流入水量は、非洪水期の長江本流の河川水位が低い時には洞庭湖の水位(貯留水量)

の影響を強く受けるのに対して、洪水期は本流の河川水位の水位上昇がもたらす背水効果によって、急激な増減を生じる。1987年の洪水期における洞庭湖と長江の合流部上流側での日平均河川水位(モデル計算値)と両者を繋ぐ連絡水道での日観測流量(地点: 城陵磯)の変動を示した図41は、上述した長江の河川水位の洞庭湖からの流入水量に対する影響を明確に示している。図には本研究で開発したモデルと従来のHSPF、それぞれにより算定された洞庭湖から長江への流入水量が併せて示した。

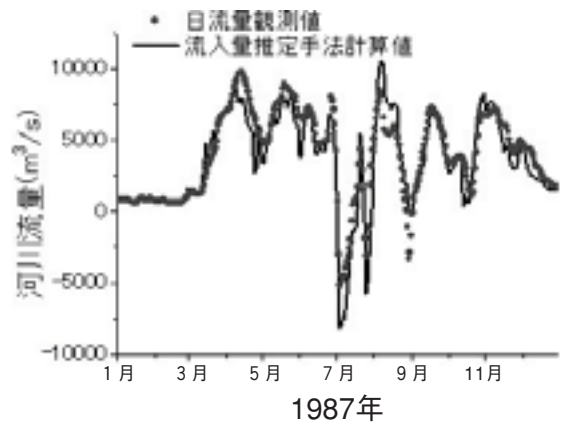


図42 長江-鄱陽湖連絡水道における日観測流量と日平均流量計算値との比較 (地点: 湖口)

これにより、貯留関数を用いて湖の貯留水量のみで流入水量を決定するHSPFによる手法では、観測値に見られる急激な変動を的確に表せず、状況によっては合流後の河川流量を著しく過大評価する恐れがあることが確認された。一方、今回開発したモデルは全般的に流入水量を過小評価する傾向がある等、今後改善すべき点はあるが、最も重要である観測結果に見られる長江本流の水位上昇に伴う背水効果の影響をおおむね再現する結果を示した。次いで、鄱陽湖からの流入水量に関しては、図42に示した1987年の長江と湖を結ぶ連絡水道での日観測流量(地点: 湖口)が示すように、流量変動に対する長江本流の水位の影響はさらに強く、洪水期には一時的に長江の河川水が鄱陽湖へ逆流する場合も生じる。図に併せて示したモデルの流入水量計算値から、モデルが非洪水期の変動だけでなく洪水期の逆流現象もおおむね的確に再現し得ることが検証された。

(3) 長江流域全体に対する統合モデルの適用

主要な支流全体に対する統合モデルの適用結果は、

いずれの支流域においても月単位や年単位といった長期的な時間スケールでは精度良く観測結果を再現する一方で、日単位程度の時間スケールではその再現性は低下し、特に、洪水期における河川流量ピーク値を過小評価する傾向を示した。これは、入力データであるISLSCPの降水量データが、夏期において実際の降水事象に比べて高頻度かつ低強度な傾向を有することが、流出計算過程に直接的に反映されたためと考える⁶⁹⁾。

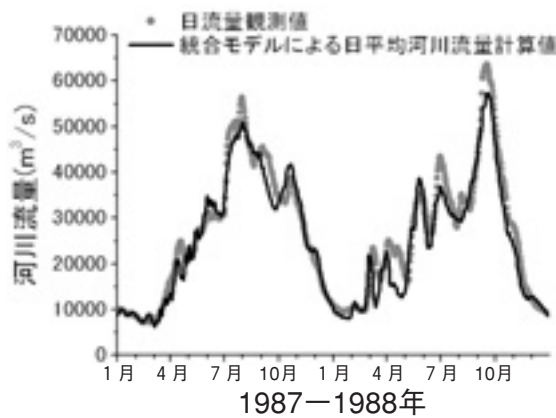


図43 長江下流域における本流での日観測流量と日平均流量計算値との比較（地点：大通）

長江流域全体へ本モデルを適用した一例として、図43に下流域（地点：大通（河口部より500km上流））での長江本流河川日平均流量計算値と日観測流量データをそれぞれ示した。モデルは洪水期と非洪水期の繰り返しに伴うダイナミックな変化も含めて、2年間を通じて観測された日単位での長江の流量変動特性を的確に再現していることが確認された。一方、洪水時の流量ピーク値に関してモデルは、過小評価する傾向を示した。洪水予測や制御の観点から、モデルによる高い確度でのピーク流量値の再現は必要である。これに対して、今後、個々の要素モデルの改良を進めるとともに、長江流域全体を対象とした時間的、空間的に精度を向上させた分布降水量データを、入力データとして整備していくことが必要と考えられる。

（4）三峡ダムの洪水制御効果に関する検討

2003年9月より運用が開始される三峡ダムが洪水期の長江の河川流量を制御することによる、中下流域の本流沿いにおける洪水被害の低減が期待されている。一方、中下流域の洪水氾濫は、本流沿いだけでなく洞庭湖や鄱陽湖の周辺においても近年頻繁に生じ、甚大なる被害を

もたらしているものの、三峡ダム運用によるそれら地域における洪水氾濫低減効果はほとんど言及されていない。そこで、本統合モデルをツールに1987年の観測データを利用して、洞庭湖周辺で発生する洪水の抑制に三峡ダムがもたらす効果を検討した。

三峡ダムによる洪水期の河川流量制御効果として、ここではダムサイトに位置的に対応する宜昌での日流量観測データの移動平均を行うことで表現し、上流端境界条件としてモデルへ与えた。なお、移動平均期間として5、10、20日間をそれぞれ設定した。また、洞庭湖へ流入する主要支流河川の日流量については、それぞれ支流域下流端で観測された日流量データを利用した。図44は、宜昌での日流量観測値と各移動平均データを上流端条件として統合モデルに与えた時の洞庭湖における洪水期の貯留水量の変動を示したものである。ダムによる河川流量制御を考慮しない（宜昌での日観測流量値を入力データとして使用した）場合に7月に発生する2度の貯水量ピークが、移動平均期間を増やすにつれて低下し、20日間の移動平均値を用いた場合、ピーク時の貯水量が最大で15%減少し、洞庭湖の平均水位も約1m低下することが計算結果として得られた。

これは移動平均日数の増大に伴い洪水時の長江河川水位が低下したため、洞庭湖から長江への流入事象に対する背水効果が弱まったことがその要因として挙げられる。背水効果の低下は洞庭湖からの流入水の通水能を増加させ、結果として洪水期における洞庭湖の貯水量減少を生じさせたと言える。本計算結果は、三峡ダムが実際に洪水期において長江上流域で形成される流量ピークを

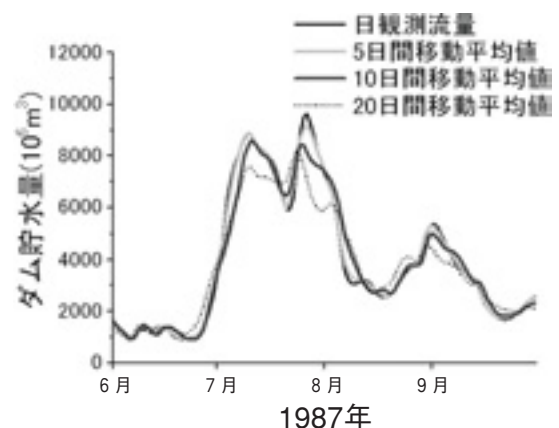


図44 統合モデルによる洞庭湖貯水量再現計算結果（上流端境界条件：散峡ダムサイトでの放流水制御を想定した宜昌における日河川流量データ移動平均値）

平滑化させる機能を有するのであれば、洞庭湖や鄱陽湖周辺域での洪水氾濫発生リスクを大幅に低下させることを示唆するものである。

2.5.5 まとめ

長江流域の水資源管理を目的として、農地（主に稲作地）への灌漑に代表される人間の社会経済活動に伴う水利用やダム建設に伴う洪水制御等、様々な要素を考慮した流域水文モデルの開発を進めている。これまでに、稲作地における灌漑を目的とした水利用を考慮した水田モデルと、中下流域の洪水氾濫現象に大きな影響を与える長江本流と洞庭湖および鄱陽湖における水理学的相互作用を表したモデルをそれぞれ開発し、サブモデルとして既存の流域水文モデルへの統合を図った。開発したサブモデルは、計算結果と観測値の比較によりその妥当性が検証された。特に、水田モデルにおいては、その利用が降雨時の直接流出事象の再現や実蒸発散量の算定精度の向上に著しく寄与することが示された。また、長江と湖における水理学的相互作用を表現したモデルは、準定常条件に基づく比較的簡便な計算手法を用いたにもかかわらず、湖から長江への流入事象に対する長江の河川水位上昇に伴う背水効果の影響を的確に再現し、その実用性の高さが確認された。さらに、これらサブモデルを組み込んだ統合モデルが、長江流域全体を対象とした水動態シミュレーションにおいて、日単位での流域の流出応答特性を精度良く再現することが示された。また、統合モデルを用いて洞庭湖周辺域で生じる洪水氾濫に対する三峡ダムの抑制効果を検討した結果、洪水期においてダムによる放流量のコントロールが湖周辺域での洪水氾濫発生リスクを小さくする可能性が高いことを示すことができた。今後は本統合モデルを利用して、持続可能な水資源利用を目的とした流域管理手法の構築を目指す予定である。

2.6 嘉陵江源流域での土砂生産量のモデル化

2.6.1 長江上流域の土砂動態特性

三峡ダムの堰水に伴って出現するダム湖における土砂の堆積は、ダム湖自体の貯留量を低減させることでダムの洪水防御機能を低下させる。また、多量の栄養塩も同時に滞留・堆積させることで富栄養化、プランクトンの異常増殖の原因となる。また、これまで流下疎通していた大量の土砂を補足することで、長期的には下流の河道

地形の変化が促進、最終的には海岸侵食という形で河口域にまでその影響は及ぶことになる。また、土砂に付着した鉱物・栄養塩等の下流への輸送量の減少は水質・生態系の変化を引き起こす可能性がある。したがって、三峡ダム湖に流入する土砂量、堆積特性（堆積量とその領域）についての検討が、流域環境管理上、必須である。

三峡ダム築造地点の30km下流に位置する宜昌観測点では、4.3億トン/年の浮遊土砂のうち、洞庭湖に堆積する約1.2億トン/年がその遊水効果を減少させており、治水上も懸案となっている。この宜昌より上流の長江上流域の面積約100万km³で、この40年間で植生被覆率は22%から11%に半減、土壌流失面積は36万km²から56万km²に、その侵食量は24億トン/年に達すると推定されており、中国の重点土壌保全区域に指定されている。山腹の土地被覆・利用状況と流出形態を概観すると、森林域はかなりの割合で伐採、裸地に近く、極端な急斜面以外は段々畑の耕地に利用され、降雨時には流域山腹面、農耕地からの土壌表層面の侵食および表層崩壊による土砂が大量に流出、さらに、標高の高い上流域では、春先の融雪時には、凍結・融解により強度低下した表層土壌が流出する。こうした状況にある長江上流域の土砂生産の特徴は、（1）生産地区が集中し、特定化していること、（2）土砂の生産形態としては降雨による表面侵食が卓越していること、（3）流域斜面で生産された土砂の河道域への輸送率が小さく、輸送量/生産量=0.10~0.51程度であること、（4）特に土砂生産の集中地区が金沙江と嘉陵江上流であり、この流域内の土砂生産特定地域7万km²（全流域3.9%）で、年2.28億トンが生産され、宜昌地点の通過量の43%に及ぶことである。

図45は、1950年代から80年代にかけての宜昌観測地点における累積流量と累積通過土砂量を示したもので、明らかに宜昌より上流域で土砂生産増加していたことが分かる。一方、表10は1980年代と90年代の土砂生産の激しい嘉陵江流域を中心として、上流域と下流の宜昌での年土砂輸送量と年流量の変化を示したもので、嘉陵江流域で土砂生産が激減していることが分かる。

本研究では、三峡ダム湖の土砂堆積特性に大きな影響をもつ上流域からの土砂流入量を左右する嘉陵江における土砂生産量の推定を試みる。嘉陵江は流域面積16万km³で、河川延長は1,120kmに及ぶ長江水系の第3位の大支川である。

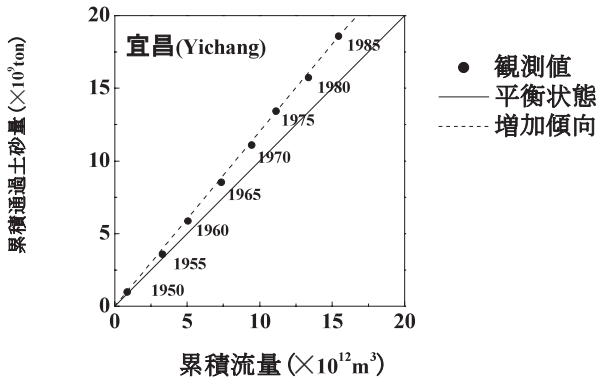


図45 上流域土砂生産状況 (1950~80年代)

表10 宜昌上流域での土砂減少 (1990年代)

流量と土砂輸送量の経年変化 (1950~1988)

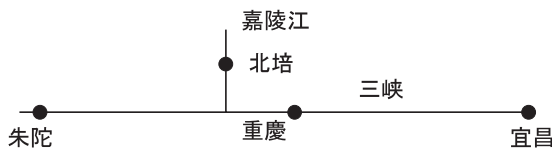
By YWMC,2001

流量(m³/s)

期間	北培	朱陀	重慶	宜昌
-1988	2220	8510	11100	13900
1990-1998	1770	8360	10600	13500
減少率	0.80	0.98	0.96	0.97

年流砂量(x 10⁸ ton)

Preiod	北培	朱陀	重慶	宜昌
-1988	1.36	3.15	4.60	5.23
1990-1998	0.49	2.95	3.75	4.23
減少率	0.36	0.94	0.82	0.81



2.6.2 嘉陵江流域における土砂侵食モデル

長江流域での土砂侵食の形態が主に表面流によるものであるとの報告を基に、土砂生産モデルを構築することが必要となる。

植生が存在する状態での表層土壌侵食量は、侵食抵抗要因としての作物による被覆効果 Ξ 、耕作形態に関わる要因 Π 、保全対策効果 Γ と、裸地を想定した時の土壌侵食量 q_{B0} の積として、

$$q_B = \Xi \cdot \Pi \cdot \Gamma \cdot q_{B0} \quad (1)$$

と表示される。したがって、裸地での侵食量と個々の侵食抵抗要因の力学的推定が要求される。

土壌侵食が表面流によって、生起することより、その侵食量の推定には土砂水理学で確立している流砂推定式の適用が可能と判断される。流砂量推定式の一般形は次

のように書ける。

$$q_{T^*} = K_0 / \Psi(\theta) \cdot (\tau_* - \tau_{*c})^n \quad (2)$$

$$\Psi(\theta) \equiv \tau_{*c}(\theta) / \tau_{*c0} \quad (3)$$

ここで、 $q_{T^*} = q_T / \{(\sigma/\rho - 1)gd\}^{0.5}$ 、 q_T =単位時間・単位幅あたりの流砂量、 K_0 、 n =定数、 σ 、 ρ =土砂および水の密度、 d =粒径、 θ =斜面角度、 τ_* =無次元底面せん断応力(= $\tau_b / \{(\sigma/\rho - 1)gd\} = u_*^2 / \{(\sigma/\rho - 1)gd\}$ 、 τ_b =底面せん断応力(= ρu_*^2)、 u_* =摩擦速度、 $\tau_{*c}(\theta)$ =角度 θ の河床での無次元限界底面せん断応力、 τ_{*c0} =平坦な河床での無次元限界底面せん断応力である。

河川での土砂輸送量の表示では、輸送外力としては底面せん断応力が用いられることが多いが、流域斜面では土地利用、被覆状態等が複雑に変化し、表面粗度を一意的に与えるのは困難であること、降雨流出モデルにおいても大流域では主に概念モデルが適用されることが多く、河道に流入する表面流(表面流出高)が与えられることになる。したがって、作用外力として表面流量を用いて、流砂量式を記述しておくことが便利である。無次元底面せん断応力 τ_* は表面流量 q と斜面勾配 I を用いて、次のように表示される。

$$\tau_* = (q_* I_* / \phi)^{3/2} \quad (4)$$

ここで、 $q_* = q / \{(\sigma/\rho - 1)gd\}^{0.5}$ 、 $I_* = I / (\sigma/\rho - 1)$ 、 d =代表粒径、 I =河道勾配、 q =河川の単位幅流量、 ϕ =流速係数で、流れの平均流速 U と摩擦速度 u_* との比 U / u_* を表す。式(4)を式(2)に代入することで、流れの仕事量 $\tau_* U$ (= $\rho g q I$)に相当する単位重量当りの仕事量 qI (unit stream power)表示の流砂量式が得られる。

$$q_{T^*} = K_0 / \Psi(\theta) / \phi^{2/3n} \cdot \{(q_* I_*)^{2/3} \cdot (q_* I_*)^{2/3}\}^n \quad (5)$$

ここで、 $(q_* I_*)_c$ =無次元移動限界unit stream powerである。一般的な表現である流砂量式(5)を急勾配河道での相対水深の小さい流れによる流砂現象に適用するためには、合理的に式中の定数 K_0 、 n 、 ϕ 、 $(q_* I_*)_c$ を決定する必要がある。

こうした条件下では、流れの強度が十分に強く、土砂の輸送は浮遊形式の割合が高く、したがって、式(2)

あるいは式(5)の適用に当っては掃流砂と浮遊砂を含む全流砂推定式と考えるのが適当で、これまでに提案されている平坦河床での流砂量式を参照すると、 K_0 は10程度、 n は5/2となる。一方、急勾配の効果は流れの構造変化を生み、流速係数 ϕ が大きく変化する。これは土砂に作用する流体力が変化するを意味し、移動限界の変化が起こり、 $\psi(\theta)$ はこれを表現していることになる。すなわち、流速係数 ϕ は相対水深が大きい緩勾配流れでの15~25程度から、表面流の水深が極めて小さい急勾配斜面では $\phi=3\sim 5$ 程度の小さな値となる。これに対応して、無次元移動限界stream power $(q_*I_*)_c$ は平坦河床での値 $(q_*I_*)_c = 0.224$ から $(q_*I_*)_c = 0.034 \{\Psi(\theta)\}^{3/2}$ 程度に変化する。

式(5)は急勾配流れによる土砂輸送量の推定式であり、斜面上の流砂現象にも適用できるが、複雑な表示であるので、ここでは、 $K_0 / \{\Psi(\theta) \cdot \phi^{2/3n}\}$ の変化幅が小さいことより一定値とみなし、関数形をより簡単な式形で近似することで、裸地斜面での土砂輸送量 q_{B0} を次式で与えることとした。

$$q_{B0*} = A_0 \cdot \{(q_*I_*) - (q_*I_*)_c\}^{2/3n} \quad (6)$$

ここで、 $q_{B0*} = q_{B0} / \{(\sigma/\rho - 1)gd^3\}^{0.5}$, $q_* = q / \{(\sigma/\rho - 1)gd^3\}^{0.5}$, $I_* = I / (\sigma/\rho - 1)$, d = 代表粒径, I = 斜面勾配, $m=2/3n$ である。降雨による表面流では流量が斜面方向に変化するため、土砂輸送量が速やかに平衡に達するものと仮定し、河道に流入するあるいは斜面末端での単位幅流量を式(6)中の q と定義した。なお、通常の斜面勾配と水理条件の範囲内では、 $A_0 = 0.9 \sim 1.3$, $m=2/3n=2/3 \cdot 5/2=5/3$ である。

図46は、 $A_0 = 1.25$, $m=5/3$, $(q_*I_*)_c = 0.008$ とした式(6)と、本研究での実験、Holy, 渋谷, 坂西ら, 芦田らの実験値との対応を見たもので、適用性はおおむね良好とみなされる。図47は、 $A_0 = K_0 / \{\Psi(\theta) \cdot \phi^{2/3n}\}$, $\phi = 4$ として、斜面勾配の効果による A_0 の変化を考慮した場合の式(6)と実験値とを比較したもので、必ずしも対応は良くなく、 ϕ の変化まで考慮する必要性を示しており、ここでは図46および47との結果から、 A_0 を一定とした式(6)で、斜面上の輸送量を推定するのが妥当と判断した。

式(1), (6)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

想定した場合の土壌侵食式であり、実際の流域面に適用する場合には次のように拡張されるべきである。

$$Q_{B*} = \sum_i q_{B*i} \cdot L_i \cdot \text{Prob}[x \geq x_c] \\ = \sum_i (1 - \epsilon_i) \cdot \pi_i \cdot \gamma_i \cdot A_0 \cdot \{(q_*I_*)_i - \{(q_*I_*)_c\}\}^m \cdot L_i \\ \cdot \text{Prob}[x \geq x_c] \quad (7)$$

ここで、 Q_{B*} =流域面での無次元土砂侵食量, 下付き添え字 i = 個々の土地利用, 土地被覆, ϵ = 単位面積あたりの植生面積, γ = 対策工による補足率, π = 耕作形態, $\text{Prob}[\cdot]$ = 被覆効果, 対策工効果等に関わらない斜面局所勾配, 自然の凹凸等に起因して土砂が停止せず, さらに移動を継続する確率である。2.6.1項で述べたような流域斜面内で生産された土砂の河道への輸送率に相当する確率と解釈される。

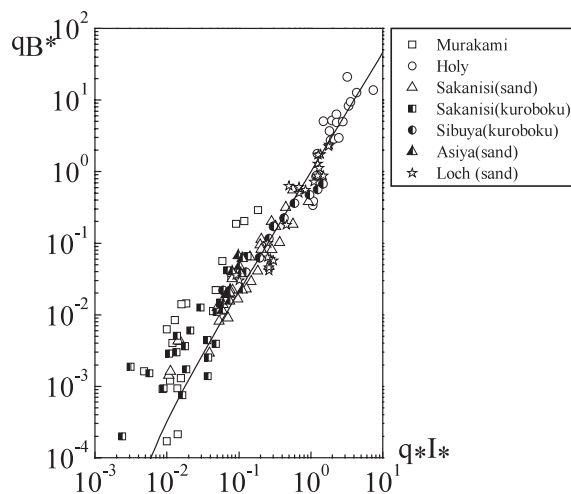


図46 土壌侵食量式

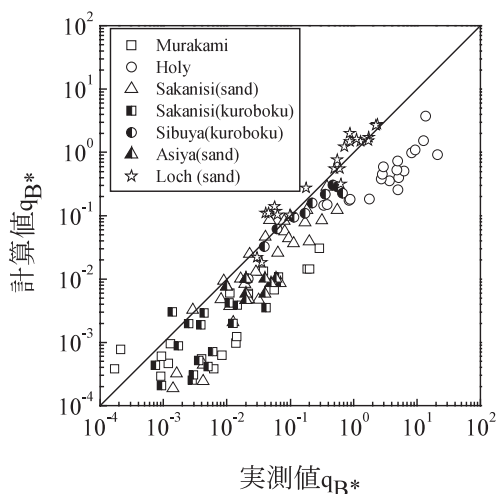


図47 土壌侵食量式の検証

2.6.3 土砂侵食モデルの嘉陵江流域への適用

式(6)で表現される土壌侵食モデルを嘉陵江に適用した。本検討ではまず土砂生産推定式自体の適用性の検討を行った。通常、山地流域での土砂生産量の推定は、ダム湖に流入する土砂量を観測することで間接的に推定されることが多い。ここでは、こうした資料がないため、河川次数が1位の河道を抽出し、その河道に設置されている観測点での浮遊土砂濃度と流量の時系列データより時間・週・月・年間の土砂輸送量を求め、これを時間スケール当りの土砂生産量とみなした。

表11に嘉陵江水系において河川次数1位で水理観測点が存在し、侵食量モデルを適用した4支流域の土地利用、植生被覆効果、対策工効果を示した。

被覆効果、対策工効果等にかかわらない斜面局所勾配、自然の凹凸等に起因して土砂が停止せず、さらに移動を継続する確率については、嘉陵江のみならず一般的にも

表11 計算条件表

観測点	河川長(km)	面積(km ²)	土地利用	%	植生被覆による低減率 f1	侵食対策による低減率 f2	流出率 f
21	167.9	8403	畑地	3.6	0.1	0.05	0.506
			水田	0.0	0.1	0.01	
			森林	27.2	0.005	1	
			やぶ地	13.5	0.01	1	
			草地	50.7	0.01	1	
			その他	5.0	0	0	
31	177.9	8148	畑地	4.4	0.1	0.05	0.691
			水田	0.0	0.1	0.01	
			森林	43.7	0.005	1	
			やぶ地	6.4	0.01	1	
			草地	39.0	0.01	1	
			その他	6.5	0	0	
43	3.0	464	畑地	59.8	0.1	0.05	0.362
			水田	38.9	0.01	0.01	
			森林	0.0	0.01	1	
			その他	1.2	0	0	
58	162.4	6374	畑地	46.0	0.1	0.05	0.636
			水田	4.9	0.1	0.01	
			森林	14.6	0.005	1	
			やぶ地	22.3	0.01	1	
			草地	12.0	0.01	1	
			その他	0.2	0	0	

データがないため、ここでは長江上流域での平均的な河道への輸送率が0.1~0.5の範囲であることを考慮し、平均値よりやや小さい値としてProb.[・]=0.2を採用した。流域斜面での降雨による土壌侵食量と河道流による輸送量として観測される量とを結びつける上で、非停止・移動継続確率の評価が土砂動態モデル構成上、重要であり、移動の力学と地形の確率特性との結合が今後の課題である。また、斜面末端でのstream power qIは流出率fと斜面長Lを用いて次式で評価した。

$$qI = f \cdot (rL) \cdot I \quad (8)$$

図48は、時間生産量および月生産量に関する観測値、モデルによる計算値を比較した例である。

図49, 50は、月別生産量および年生産量に関する観測値とモデルによる計算値を比較した例であり、これらの図より、本検討で提案した流域斜面での土砂生産推定モデルは、日変動程度の短時間スケールでの適用は困難であると判断された。これは降雨の非定常性が土砂生産の時間スケールより短くしかも強度が強いことに起因するものと思われる。

図49より時間スケールの非定常性が十分に緩和されると考えられるとともに、生産された土砂の移動の単位時間スケール程度と考えられる月単位での生産量の推定には、比較的有効であると判断される。

一方図50の年間土砂生産量の観測値と計算値のオーダー的な差は10倍程度以内であり、土砂生産モデルとしては有効であるもののさらなる改良が必要であると判断される。

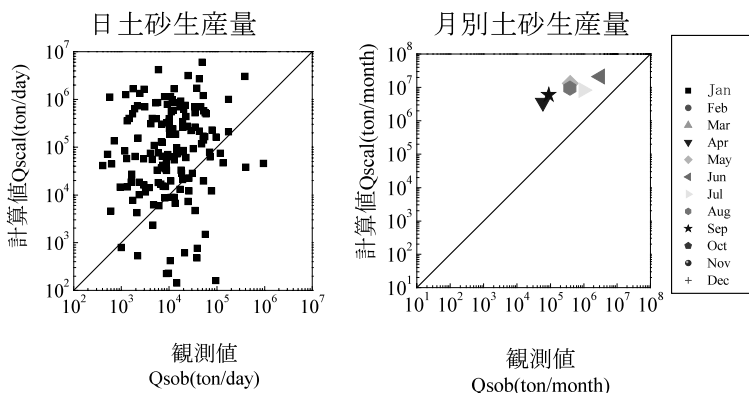


図48 観測値と計算値との比較 (支流21)

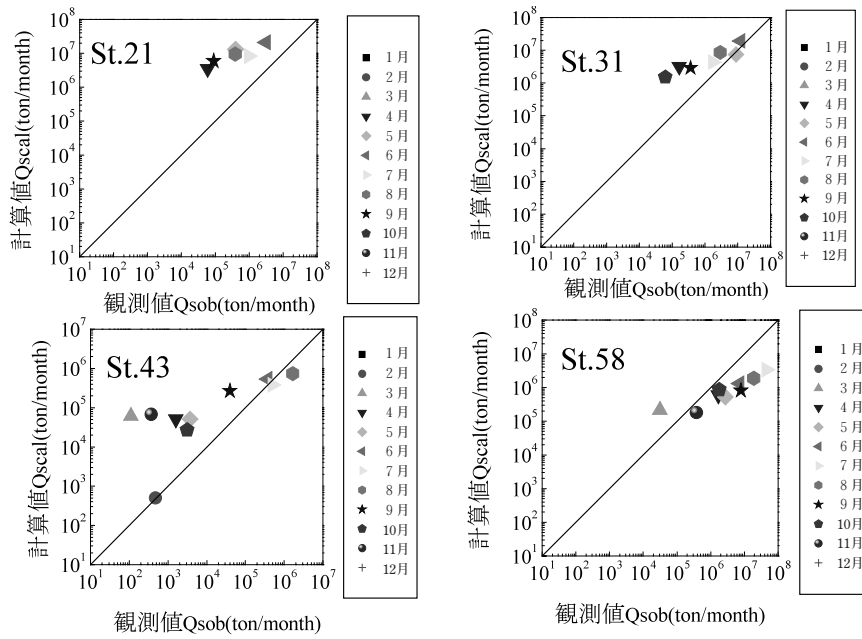


図49 月別土砂生産量の観測値と計算値との比較

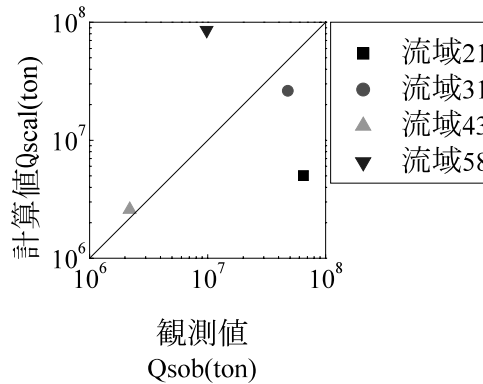


図50 年間土砂生産量の観測値と計算値との比較

2.7 太行山山麓地帯における地下水低下を制御する灌漑管理にDSSAT-wheatモデルの応用

2.7.1 はじめに

中国の河北平原（華北平原の北部，約100,000km²）は、この国の穀物生産に重要な役割を果たしている。この地域では、地下水の利用に依存する灌漑ネットワークが広く分布している。地下水の過剰な吸い上げは、40,000 km²を越える地域において地下水水位の急速な低下を引き起こし、この地域の農業の持続的発展は非常に大きな困難に直面している。太行山の山麓沖積平原はその上流の地域からの比較的豊富な地下水涵養があるにもかかわらず、地下水低下の問題も同時に発生している。研究エ

リアとした河北平原の藁城市と藁城（Luancheng）県はその典型的な地域である。図51は、藁城県における22の井戸で、1974～2001年にわたって5日間隔で観察された平均地下水面変動を示している。図51によれば、28年の間に、地下水水位は19.7mも低下した。特に1997年以後は、1919年から観測された長期平均降水量より140mmも少ない年平均降水量340mmという干ばつによる影響も一部はあるものの、地下水水位は6.2m（年間1.2m以上）低下した。

農業用水は水の総利用量の70%以上を占めるので、地下水水位の低下は主として灌漑用水によって引き起こされると認識される。1995～2000年の統計によれば、小麦と

トウモロコシはこの地域の作物面積の94%を占める（小麦はそれの中に49.2%を占める）2つの主要作物である。毎年、冬小麦とトウモロコシは輪作される。冬小麦が10月初旬から次年6月初旬の間に成長する一方、トウモロコシは6月の中旬から9月下旬まで成長する。地下水位の低下が主に冬小麦生産によって引き起こされると思われる。図52が示唆しているように、1974～2001年のうち、地下水水位の低下は主に3月から6月の間、つまり小麦成長時期に起こっている。7月から9月まで比較的豊富な降水量により、ほとんどのトウモロコシ成長期および冬小麦の初期成長期において、地下水水位が上昇している。したがって、小麦成長時期には水利用を制限する措置をとるべきだと考えられる。しかし、冬小麦は人口密度の高い地元住民の主な食糧であり、トウモロコシも動物飼料として不可欠である事実から、耕地面積と灌

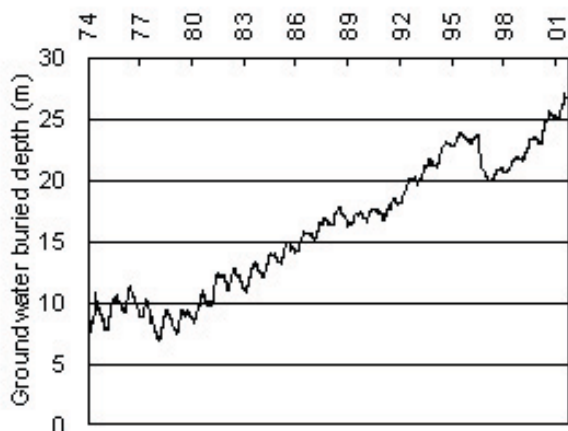


図51 藁城県における1974年から2001年の地下水水位の変動

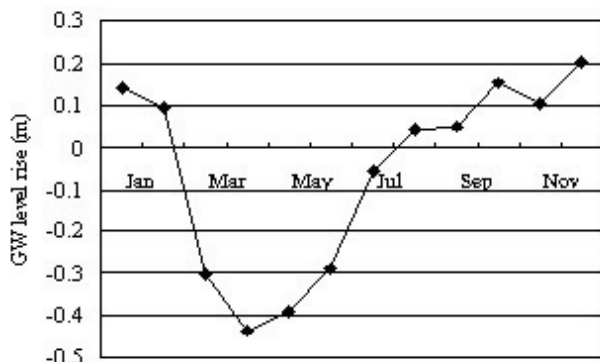


図52 藁城県における地下水水位と月平均降水量の季節変化（マイナスの値は地下水低下を意味する）

漑面積を縮小させることや、小麦の産出量を減少するという最も容易な方法は適切でないと考えられる。水を節約するか、冬小麦の生産中で水利用効率WUE（water use efficiency：1トンの水を利用して何キロの小麦を生産できるかを意味する）を改善することが重要な選択になる。

本研究では、大量の地下水を利用した灌漑用水を減少させる最良の灌漑計画を見いだすために、中国生態システム学研究会（Chinese Ecological Research Network）の長期実験基地の一つである藁城（Luancheng）ステーションの現場実験データの基に、国際農業応用システム協会が開発した小麦成長と灌漑管理に広く利用されているDSSAT-wheatモデルの適用性の検討を行った。

本研究では、特に次の方策に焦点を当てる。すなわち、最大の産出量あるいはそれに近い産出量を達成するために必要な最小の灌漑用水量を見だし、WUEを向上させることによる冬小麦の灌漑用水量を減少させる可能性を見つけることである。

2.7.2 DSSAT-wheatモデルの検証

DSSAT-wheat（DSSAT: Decision Support System for Agro-technology Transfer）はDSSATモデル群の一つで、小麦成長に関するモデルであり、小麦を植えてから発芽・成熟・収穫まで毎日の生育と生長プロセス、光合成、根、莖、葉および穀粒に炭素の固定、土壌水および栄養移動プロセスをシミュレーションすることができる。入力データは、土壌各層の物理化学特性（例えば、土質、土壌塩分、土壌水分初期値など）、耕作管理の情報（例えば、灌漑、肥料、播種など）および気象データ（例えば太陽放射、最高と最低気温、降水、相対湿度と風速など）を必要とする。蒸発散量を算出するにはFAO-Penman式を使った。

研究対象地域におけるDSSAT-wheatモデルの有効性を検証するために、2000年から2001年にかけての冬小麦生育期の実験データを使ってシミュレーションを実施した。通常とおり、冬小麦は2000年10月の初旬に植えられ、2000年6月の初旬に収穫された。モデルの中で遺伝学的なパラメーターを調節後、適用した結果は生育のサイクルと産出量などの要因のシミュレーション結果はそれほど異なっていないが、図53に示したように、成長の速いLAIを正確にシミュレーションすることが困難であることを示していた。LAIの実測最大値は6.4であるのに対

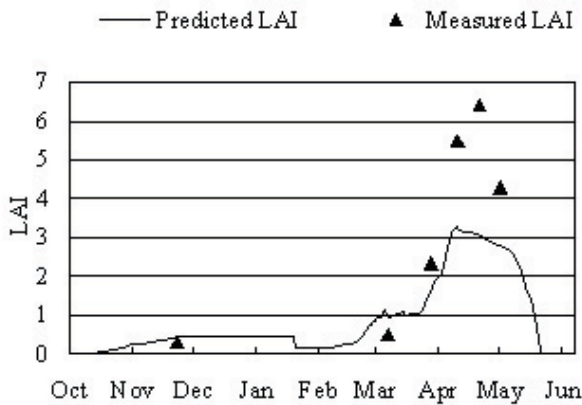


図53 実測したLAIとシミュレートされたLAIの比較

し、シミュレーション結果はかなり低い。

モデルのオリジナルな方程式を分析した結果、LAIの成長に影響を及ぼす主要因はSLA (Specific Lead Area, g/cm^2) と呼ばれるもので、オリジナルモデルでは115 cm^2/g と設定されている。この指標は、1グラムのバイオマスは115 cm^2 の小麦の葉にまで成長することを意味し、時間成長の方程式では次のように表現される。

$$\text{PLA} = \text{PLA} + \text{GROLF} * 115 \quad (1)$$

ここで、PLA：植物の葉面積、GROLF：葉成長に回されるバイオマス量、SLA=115と設定されている。

表12 修正後のDSSAT-Wheatモデルによるシミュレーション結果と実測値との比較

項目	シミュレーション結果	実測値
開花日	212	209
生理学的成熟日 (day)	239	238
流出量 (kg/ha; dry)	6608	6330
一粒の重さ (g; dry)	0.029	0.029
穀粒の数 (gain/ m^2)	22488	21828
穂一本の穀粒数	38	38
LAIの最大値 (m^2/m^2)	6.1	6.4

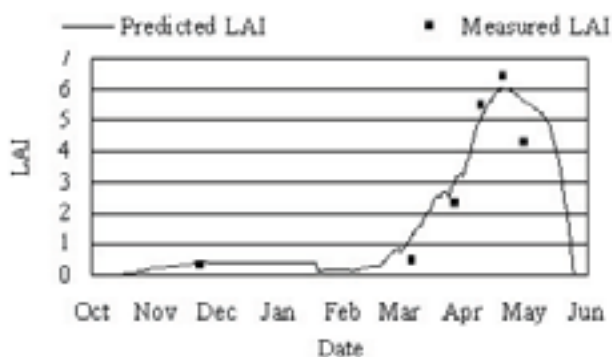


図54 LAIの実測値とシミュレーション結果との比較

しかし、小麦の全生育期間にわたる観察は、SLAはほぼ150より高いことを示していた。したがって、本研究では、SLAの値は180に修正された。表12と図54が修正後のシミュレーション結果と実測値との比較を示している。この図は、修正後のDSSAT-wheatモデルは本研究地域において適用できることを示している。

2.7.3 灌漑用水管理へのDSSAT-wheatモデルの応用

(1) 計算対象期間と設定条件について

2000から2001年の耕作期間の灌漑揚水量、土壌水分消費量についての詳細なデータがないため、1999から2000年にわたる生育期間のデータを冬小麦灌漑管理シミュレーションに用いた。その他の生理学的なデータは同じ2000～2001年のデータを入力した。

(2) 小麦の生育と産出量への初期土壌水分量の影響について

土壌水分管理は灌漑用水管理の重要な一部である。しかし、多くの場合農地への灌漑は、初期土壌水分の影響を考慮していない。そうすると、適切な灌漑回数、灌漑用水量および灌漑期などの実験結果を求めても、意味はほとんどない。モデルによるシミュレーションは初期土壌水分の容易な管理を可能にしてくれる。本研究では、初期の土壌水分条件を圃場容水量の100%、80%、60%と40%の4レベルに設計した。それから、降水の影響を回避するために、本文中のすべてのシミュレーションを降水なしとした。さらに、初期土壌水分量の純粋な影響を示すために、灌漑もなしと仮定した。

異なる初期土壌水分量の仮定でのシミュレーション結果は表13で示した。土壌層200cmの中で初期土壌水分量が圃場容水量の100%である場合、成長初期に土壌層に448mmの小麦の利用可能な水を含んでいるが、小麦成長には398mmの水しか利用されないため、小麦の用水量は十分に満たされる。LAI (成長) と産出量両方ともほとんど最大値に達する。初期の土壌水分が減少することにつれて、穀物の重さ、穀粒の数およびLAIの順に影響を受ける。この結果は、初期の土壌水分あるいは実際の土壌水は灌漑量または灌漑回数より重要な役割を果たしていることを示唆している。したがって、灌漑管理シミュレーションでは、初期の土壌水分が、鍵となる要因であると認識される必要がある。

表13 異なる初期の土壌水分の冬小麦成長、産出および水利用への影響

初期土壌水分 と圃場容水量 の比率 (%)	LAI 最大値	産出 (kg/ha)	WUE (kg/m ³)	穀粒数 (個/m ²)	粒の重さ (g)	Es (mm)	Ep (mm)	ET (mm)
100	5.53	7550	1.9	20198	0.0374	55.6	342.8	398.4
80	5.13	5228	1.6	19008	0.027	41.2	288.8	330
60	4.73	2349	1.0	8188	0.0287	27.2	211	238.2
40	2.32	1159	0.9	4615	0.0251	14.6	118.5	133.1

表14 1回灌漑が小麦成長および産出に及ぼす影響

灌漑日付	LAI 最大値	産出 (kg/ha)	WUE (kg/m ³)	穀粒数 (個/m ²)	粒の重さ (g)	Es (mm)	Ep (mm)	ET (mm)
10月15日	3.61	1005	0.5	4193	0.024	46.7	147.3	194.0
11月11日	3.99	1076	0.5	4418	0.0254	45.8	149.8	195.6
11月15日	4.54	1122	0.6	4528	0.0249	41.1	156	197.2
3月1日	3.61	856	0.5	4278	0.020	38.6	145.7	184.2
3月15日	4.15	947	0.5	4735	0.020	35.4	148.5	183.9
4月1日	4.3	1318	0.7	6590	0.020	31.5	153.3	184.8
4月10日	3.74	1557	0.9	7785	0.020	28.6	152.7	181.3
4月20日	2.32	2068	1.1	10338	0.020	30.4	150.5	180.9
5月1日	2.32	3344	1.8	10302	0.0325	31.5	151.3	182.8
5月10日	2.32	2561	1.4	6240	0.041	31.8	151.1	182.9
5月20日	2.32	2003	1.1	4615	0.0434	34.0	144.7	178.7

(3) 最適効率の灌漑の時期と回数について

小麦の成長と生産量に対する灌漑量への影響を明らかにするために、土壌層200cmにおける圃場容水量の40%という初期土壌水分条件と全成長期に降水なしという状況で、異なる時期に一回40mmの灌漑を行うというシミュレーションを実施した。表14は、小麦の異なる成長段階で1回の灌漑が小麦の生長と産出量への影響をシミュレーションした結果を示した。シミュレーションによれば、11月15日に灌漑すると、小麦の成長は最大で、LAIは4.54になり、表13で示した用水圧力があまりない状態でのシミュレーション結果の5.53と比べるとそれほど低くない。ただし、いい成長は高い産出量にいたらなかった。4月1日以後の灌漑には小麦の産出量を改善効果が見え始める。4月20日後の灌漑は、小麦の成長にあまり効果がないが、産出量にはるかに高い影響を与えた。

5月10日と5月20日の灌漑は穀物の豊満に最も効果があり、4月20日と5月1日は、1m²の穀粒の数を最良に改善することができた。一方、5月1日の灌漑は最大の産出量をもたらした。

同じ土壌水分と降水なしの初期条件を設定し、2回の灌漑を与えたシミュレーション結果を表15で示す。灌漑量は毎回50mmとする。それぞれのシミュレーション中では蒸発散量ETの合計はあまり変わらないが、産出量や、WUEおよび成長状況はまったく違っていた。一回の灌漑のシミュレーションで見られるように、初期の灌漑は小麦成長に役立つ、例えば11月15日の冬が来る前の1回の灌漑、および4月1日の冬が来た後の1回の灌漑は、5.03のLAI最大値を達成したが、より高い産出量とWUEに帰着しなかった。一方、遅い灌漑は高いWUEおよび産出量に有効であった。したがって、節水農業には、

表15 2回灌漑が小麦成長および産出に及ぼす影響

灌漑日付	LAI 最大値	総蒸発散量 (mm)	産出 (kg/ha)	WUE (kg/m ²)	穀粒数 (個/m ²)	1粒の重さ (g)	土壌蒸発量 (mm)	蒸散量 (mm)
10月15日と4月10日	4.33	248	1903	0.8	9513	0.002	57.5	190.1
10月15日と4月20日	3.61	248	2576	1.0	12182	0.0211	58.7	189.8
10月15日と5月1日	3.61	251	3894	1.6	11393	0.0342	59	191.8
10月15日と5月10日	3.61	245	2799	1.1	6153	0.0455	60.8	184.5
11月15日と4月10日	5.03	248	1995	0.8	9976	0.02	50	198.4
11月15日と4月20日	4.54	250	2436	1.0	12180	0.02	50.4	199.8
11月15日と5月1日	4.54	252	3846	1.5	11938	0.0322	51.5	200.8
3月1日と5月1日	3.61	245	3939	1.6	11953	0.033	50.7	194.1
3月10日と5月1日	3.99	242	3801	1.6	12265	0.031	47.9	193.8
4月10日と5月1日	3.74	236	4321	1.8	15033	0.0287	40.8	195.7
4月20日と5月10日	2.32	227	3619	1.6	11532	0.0314	47.7	178.9

表16 3回灌漑が小麦成長および産出に及ぼす影響

灌漑日付	灌漑水量	LAI 最大値	総蒸発散量 (mm)	流出量 (kg/ha)	WUE (kg/m ³)	穀粒数 (個/m ²)	粒の重さ (g)
10月15日と4月10日と5月1日	150	4.33	296	4478	1.5	16942	0.0264
11月15日と4月10日と5月1日	150	5.03	297	4657	1.6	17651	0.0264
3月1日と4月10日と5月1日	150	4.77	292	4672	1.6	16475	0.0284
3月10日と4月10日と5月1日	150	4.87	291	4692	1.6	16518	0.0284
11月15日と4月20日と5月10日	190	4.07	309	5416	1.8	16227	0.0334
11月15日と4月10日と5月5日	190	4.94	331	5775	1.7	18185	0.0318
11月15日と4月10日と5月5日	210	4.94	348	6812	2.0	19726	0.0345
11月15日と4月10日と5月5日	230	4.94	359	7273	2.0	19726	0.0369
11月15日と4月10日と5月5日	250	5.36	376	7411	2.0	19906	0.0372

4月20日ごろ（天候によって変わるかもしれない）穂が生長し始めてからの大量灌漑は常に重要である。2回の灌漑が提供される地域では、4月10日と5月1日の一回ずつの灌水は、穀物の出穂と充満に両方役立つことができるので、良い産出につながる。この結果はKang⁷⁰⁾の灌漑実験結果に似ている。また高い産出は必ずしも高いLAIを要求しないので、少なくとも4月10日前の適切な水制限は、用水量を減少させても産出量が減少しないかもしれない。

(4) 最大の産出量とWUEを達成する灌漑方法について
最大のWUEを達成するのは華北平原のような水不足

地域にとって最良の水利用戦略ではあるが、高い農業生産量もまだその高い密度の人口を養うために最大な目標となる。したがって、3回の灌漑と大量灌漑の習慣の条件で、モデルによる再現が実施された(表16)。

表16では、3回にわたって、毎回50mmの灌漑を行った時にシミュレーションした結果を示した。より遅い時期の灌漑は高い産出および高いWUEに役立つという前述の発見が確認された。さらに、2回目と3回目の灌漑量も1回50mmから70mm, 80mm, 90mmと100mmに増加させて、小麦生長後期の灌漑用水量の増大による小麦の産出とWUEの変化をシミュレーションした(表16下の部分参照)。これらの結果は、穂が成長し始めてから、小麦の用水要求を満たすことが高い産出および高い

WUEに常に有益だということを示唆している。小麦成長後期の十分な水供給はWUEレベルを2.0kg/m³まで引き上げ、これはZhang⁷¹⁾らが同実験点でのマルチング・カバー実験で得た最上レベルの1.92kg/m³という値を超える結果である。

(5) 灌漑方法と土壤蒸発との関係について

節水農業の一つ重要な対策は土壤蒸発による水の損失を減らすことであり、例えば、マルチングで土壤表面を覆う、あるいは華北平原で広く利用される土の表面を掘り起こすなどが挙げられる。灌漑回数の変更以外に、灌漑量の変更も有用な方法と思われる。そこで、総灌漑量がほぼ同じの場合に、毎回の灌漑量と灌漑回数を変更することによる土壤蒸発量への影響のシミュレーションを実施した。計算では、初期土壤水分を圃場容水量の40%とし、表層50cmの土壤水分が灌漑水を要求する場合には自動的に灌漑される条件を設定し、灌漑量と回数の変化がET、土壤蒸発と蒸発散への影響をシミュレーションした。その結果は表17に示される。

表17中には、表13に示した初期土壤水分が圃場容水量の100%で灌漑なしのシミュレーション結果が比較対照のため示されている。この場合、水不足が起こらないので、異なるシミュレーション条件で計算される産出量とLAI成長には、非常に類似している。しかし、灌漑回数が0から8まで増大するにつれて、土壤蒸発は55.6mmから152.3mmまで増加する。したがって、スプリンクラー灌漑のような新しい技術が利用される場合でも、頻繁な灌漑は回避すべきであると考えられる。未だ汎用される灌漑方法である畦間灌漑によって水の輸送を考える場合においてさえ、このことは確かである。

2.7.4 結論

1) 小麦の合理的な低成長は必ずしも低い産出量に至らないので、小麦の回復期から4月20日までの間に適当な水不足を維持することは水の節約につながる。シミュレーション結果では11月15日と5月1日の灌漑は小麦成長と産出量に最良の効率をもたらすことを示したが、実際は初期土壤水分と降水量は年々変動するため、灌漑期間もそれに依りて変わる。

2) 通常4月15日、穂が成長し始めてから水不足を回避するべきである。その後の季節には小麦の出穂、充満と産出にとって非常に重要な時期であるから。

3) 高い灌漑量と少ない灌漑回数は、土壤蒸発を効率的に減少させ、WUEを改善することにつながる。

4) 本研究のシミュレーションは、科学的な灌漑計画によってWUEを改善することができることを示している。また、小麦に影響が及ぼさない70~80mmの灌漑用水を節約できれば、シミュレーション結果によると、小麦成長期において約40~50cmの地下水の低下を防ぐことができる。

2.8 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

2.8.1 はじめに

陸域での人間活動の結果、リン、窒素等栄養塩、有機汚濁物質、重金属など様々な物質が海域に負荷されてきた。それら物質は海洋生態系の中に取り込まれ、人為的攪乱を海洋生態系に与えてきた。国連海洋法条約は排他的経済水域を定め、この海域での環境保全と管理義務を沿岸国に定めている。また、国連環境計画-北太平洋地域海行動計画(UNEP-NOWPAP)により北太平洋における海洋環境保全が強く求められている。日本を中心とするアジア・太平洋の海洋環境保全にとって最も重要な影

表17 灌漑量と灌漑回数の土壤蒸発量への影響

灌漑量 (mm/time)	回数	最大LAI	ET合計 (mm)	産出量 (kg/ha)	WUE (kg/m ³)	土壤蒸発量 (mm)	蒸発量 (mm)
0	0	5.53	398	7550	1.9	55.6	342.8
80	4	5.91	434	7597	1.8	119.4	314.6
60	5	5.92	431	7598	1.8	126	304
40	8	5.92	452	7599	1.7	152.3	300.1

響を与えるものは、中国長江流域の経済開発に伴う東シナ海への環境負荷であると考えられている。

東シナ海は生物生産および生物種多様性が高い海域である。長江河口域は豊富な漁業資源に恵まれ、また沖縄を中心とした海域には珊瑚礁をはじめ野生生物の宝庫である。しかしながら、今後、長江流域を中心とする大陸の開発増大により、河川を通じて東シナ海へ流入する流砂、栄養塩類および有害化学物質などの環境負荷の量・質が大きく変化し、本海域の海洋生態系、生物生産性、生物多様性に多大な影響を与えることが危惧される。

本研究は、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およ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目的としている。本稿では、1) 長江から東シナ海への河川由来汚濁負荷量把握 2) 長江河口域における海洋環境調査を通じた河川経由汚濁負荷が海洋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結果について報告する。

2.8.2 長江経由の東シナ海への汚濁物質負荷量

長江から東シナ海への汚濁負荷量に関する実態調査は皆無に等しく不明な点が多い。汚濁負荷量の把握においては、長江本流経由のみならず、河口域に広がる大都市上海の影響を考慮する必要があると考えられる。上海市では生活廃水は無処理または一次処理のみで東シナ海に直接放流されているためである。

本研究では、東シナ海に流入する汚濁負荷推定のために、1998年および1999年に南京～上海間の9地点で実施した水質観測に基づいて、長江本流と上海市の一部から負荷される汚濁量の見積を行った。

観測では、懸濁粒子濃度は90～200mg/lの範囲で長江本流の影響が強かつ河口近くで増大することがあること、シリカ濃度は約110～120 μ M程度で安定していること、リンは約80%が土砂粒子に吸着した粒子態であり、溶存態リン(PO₄態)濃度が0.7 μ M程度であること、硝酸濃度は上流農地から負荷され約40 μ M程度であることが示された。アンモニア濃度は上海を流れる黄浦江口の前(瀏河・呉淞口地点間)で3 μ M以下から40 μ M程度まで急激な上昇が見られた(図55, 56)。

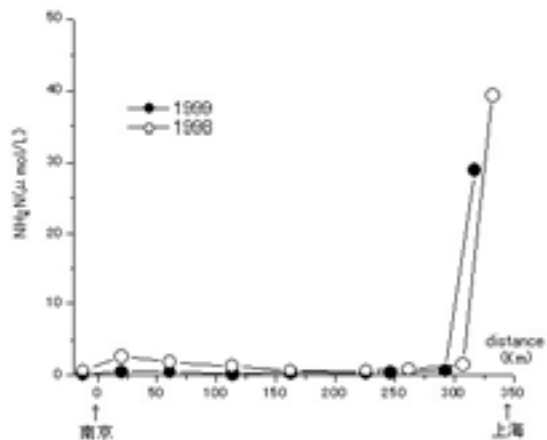


図55 南京～上海間におけるアンモニア態窒素濃度

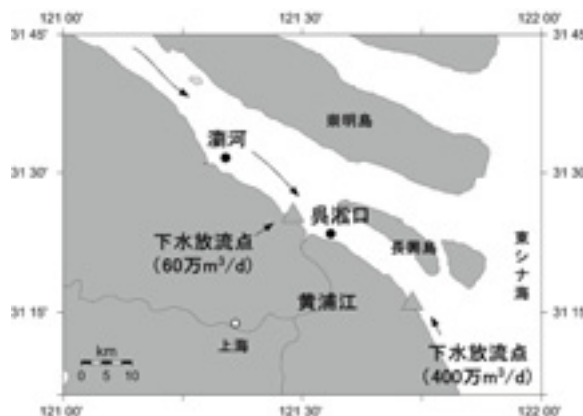


図56 上海付近の観測点と下水放流点の位置

水質観測日の汚濁負荷物質の流量を、黄浦江を挟んだ瀏河および呉淞口地点における観測結果と、長江最下流の水文観測地点(大通)の流量データを用いて計算した。その結果、例えば1998年の瀏河における汚濁物質流量は、全窒素で約1950トン/日、全リンは約100トン/日に相当することが明らかとなった。また瀏河および呉淞口地点での流量を比較すると、アンモニア性窒素の96%、BOD成分の39%が両地点の間、つまり黄浦江および黄浦江口付近にある下水放流点(60万トン/日)を通じて上海市から負荷されたものであることが明らかとなった。

瀏河、呉淞口間を通過する汚濁物質の差から明らかのように、東シナ海への汚濁負荷量を把握するためには、上海市からの排水量および汚濁物質濃度を把握することが不可欠である。1998年の上海市からの生活・工業排水量は約570万トン/日である。このうち約400万トンは呉淞口調査点より下流から放流されている。近年の生活・工業排水量および処理率、汚濁物質の一次処理濃度の推

2.8.3 長江起源物質が河口域生態系に及ぼす影響

表18 調査日の東シナ海への汚濁負荷量（トン/日）

年	地点	BOD	COD	TN	TP
1998	瀏河	1,197.5	5,645.4	1,952.3	100.1
	上海市	895.9	448.0	238.2	26.5
	合計	2,093.4	6,093.3	2,190.4	126.5
1999	瀏河	838.3	8,078.0	2,688.4	574.0
	上海市	874.0	437.0	232.1	25.8
	合計	1,712.3	8,515.0	2,920.4	599.8

移などを調査し、上海市全体から長江および河口域への汚濁負荷量を集計した。その結果、例えば1998年の全窒素・リンの負荷量は、それぞれ238.2トン/日、26.5トン/日であった。

東シナ海に負荷される汚濁物質量は、長江本流と上海市を起源とするものの和として考えることができる。瀏河での観測結果から推定した汚濁負荷量は上海市起源の汚濁を含まない値であると考えられ、したがって、例えば1998年の調査日における全窒素、リンの東シナ海への負荷量は、それぞれ2190トン/日、127トン/日と推定された（表18）。

本研究の解析に供した1998年の調査データは秋に取得したものである。1998年夏季、長江は65日間（6月15日～8月19日）に亘って大洪水に見舞われた。中国の研究者らの報告によると、1998年6月15日～8月19日に亘る洪水期65日間の無機溶存態窒素負荷量は1980～1990年代の年間平均輸送量の56%を占めるとされ、洪水期における汚濁流出の大きさが示されている。また洪水期における大通地点の全窒素、全リン、無機溶存態窒素、PO4態リンの輸送量はそれぞれ80、8.4、43、0.69万トン/65日と報告されている。そこで、本研究で解析した汚濁負荷量を1998年非洪水期の平均値と見なし、次のように年間を通じた全窒素、全リンの東シナ海への汚濁負荷量として試算した。全窒素総負荷量=80万トン（65日洪水期総計）+1952トン（瀏河負荷量）×300日+238トン（上海市）×365日=147万トン/年、同様の計算により、全リン総負荷量=12.4万トン/年となる。

今後、年間を通じた東シナ海への汚濁負荷流入量のより正確な推定方法の検討が必要である。特に洪水期における汚濁物質の挙動が全体の負荷量に占める割合が高いため、その動向の把握が重要である。

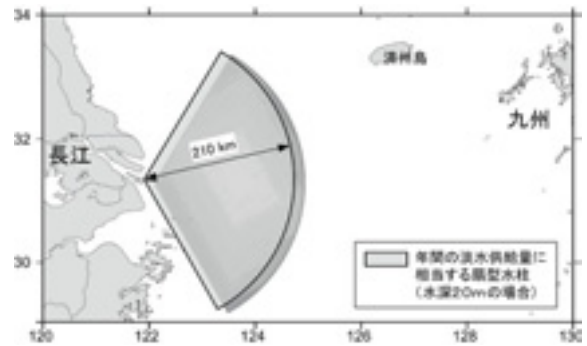


図57 長江からの年間淡水供給量相当の扇水柱

長江の淡水供給量は約9800億 m^3 /年である。単純に、長江河口を起点とする角度120度、水深20mの扇形水柱を仮定すると、その半径が約210kmに達する範囲を満たす水量に相当する（図57）。また前節で推定した年間の全窒素、全リン負荷量を用いると、東シナ海に流入する淡水中の全窒素、全リンの平均濃度はそれぞれ $107\mu M$ 、 $4.0\mu M$ と計算される。このような試算からも、長江からの豊富な栄養塩類を含む淡水によって東シナ海や長江河口域の豊富な生物資源が維持され、また海洋環境そのものが強く長江に依存していることが容易に想像される。しかるに、近年の長江流域における著しい経済発展、三峡ダムに象徴される大規模な開発にともない、今後、本海域の環境が大きく変化していく可能性がある。

これらの状況を踏まえ、本研究では、長江から負荷される様々な環境負荷物質が長江河口域および東シナ海の海洋生態系に及ぼす影響を明らかにし、またこれら負荷物質の河口から沖合への生物・物理・化学的過程を含む輸送機構を把握することを目的とした海洋調査を実施し

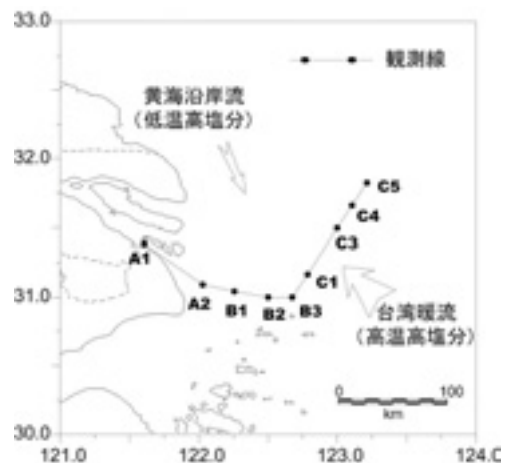


図58 2001年長江河口域調査地点

た(2001年5月)。調査は、中国科学院、上海華東師範大学、南海区水産研究所と共同で、長江河口(呉淞口付近)～沖合域(東経120度12分、北緯31度50分)を結ぶ約220 kmの測線上にA1～C5の合計9点の観測ステーションを設けて行った(図58)。なお、長江淡水が形成するプリュームは、河口域外縁から台湾暖流の影響を受け、北東方向に向かう傾向があることが分かっており、測線をプリューム予測進路に合わせた。またB2地点では、27時間(2潮汐周期)にわたって3時間ごとに観測を行った。本稿では、国立環境研究所が担当した生物・化学過程に関する観測結果を中心に記述する。

表層における塩分は、0.4‰(A1)から28.2‰(C1)まで増大し、また濁度は河口における数百mg/lから1mg/l以下まで減少していた(図59)。またA2～B3間では、表層数m深に塩分・水温の強い躍層が認められ、長江淡水は薄い層となって東シナ海に拡がっていく様子が観測された。B2における逐次観測では、潮汐の変化に応じて連続的に塩分、濁度が変化する様子が観測された。表層の相対照度が1%まで減衰する水深(有光層深度)は、A1～B1間では2m以下、B2では満潮時で10mまで回

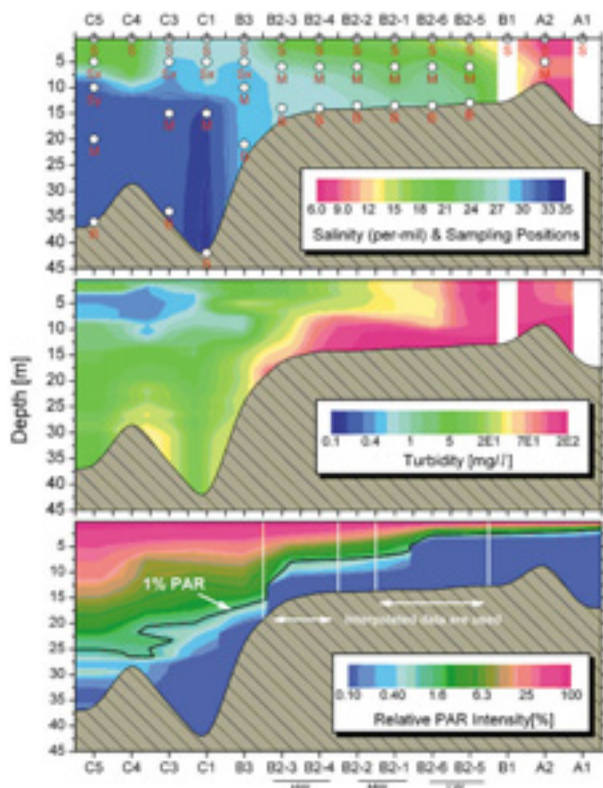


図59 測線断面の塩分、濁度、相対照度プロファイル
B2点における逐次観測値に関しては、満潮～干潮の変化を、それぞれ沖合～河口側の点に相当すると仮定してプロットした。

復する程度であった。沖合点のC4付近には、C1～C3よりも低塩分かつ比較的高濃度のアンモニアを含む(図60)の水塊が観測され、長江プリュームの中心がC1～C3を迂回していたことが推定された。プリュームの蛇行は、台湾暖流がC1～C3付近に存在する水深約60mの海底谷に沿って流れ込むことが原因と考えられる。

長江から河口域に流入した栄養塩類の濃度変化は塩分と相関があり、ほぼ海水との希釈効果によって説明された(図60)。特にNO₃、SiO₂濃度は、A1～B3まで塩分に対して直線的に変化し、それらの相関係数は0.97以上である。一方、溶存態リン濃度は、A1からA2点にかけて3.4倍の上昇が観測された。これは塩分の急激な上昇によって懸濁粒子表面からPO₄イオンが脱離したためであると考えられる。同様の現象がCdあるいはNi元素についても観測された。また硝酸、珪酸濃度は、C1～C5の塩分躍層で希釈直線よりも低く、躍層以深では高い傾向が見られた。上層では植物プランクトンにより消費され、下層では沈降粒子あるいは底泥の分解によって溶存成分が供給されたためと考えられる。A2～B2点間における各成分の濃度変化がほぼ海水との希釈により説明されるのは、懸濁粒子の存在が光制限環境を生み、栄養塩を消費する植物プランクトンの増殖が抑制されているためであると考えられる。

栄養塩、光環境から推定されるように、植物プランクトンの現存量(クロロフィル濃度)は、河口では少なく、B3～C1にかけて増大していた(図61)。珪藻はA1～C1

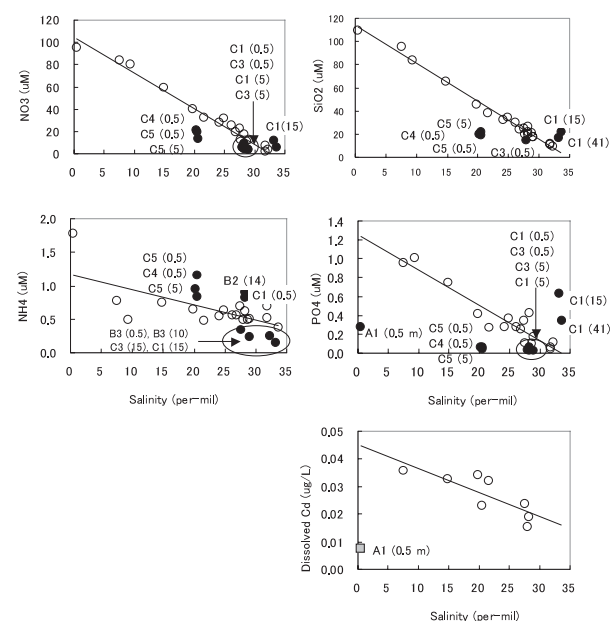


図60 塩分と栄養塩等の溶存成分濃度の関係

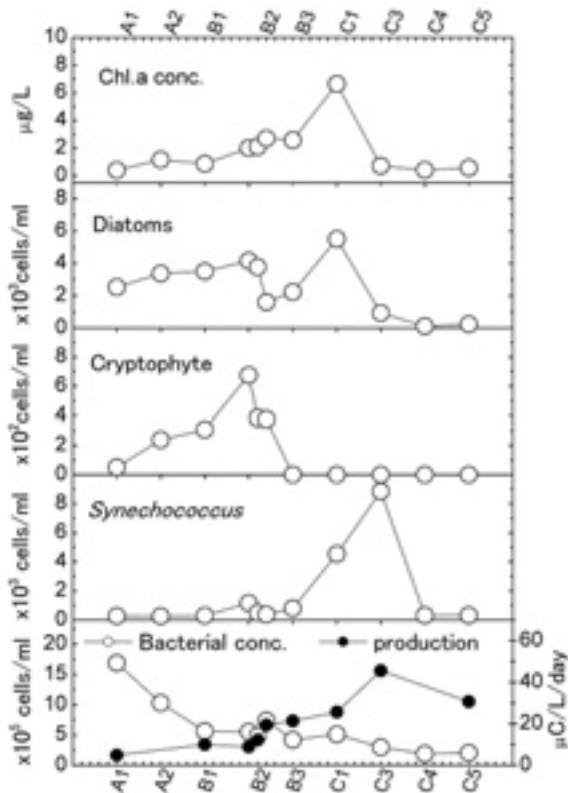


図61 表層採水点における植物プランクトンおよび細菌数

にかけて広く分布していたが、A1~B2までは淡水起源と考えられる羽状目類が多く、C1において沿岸性の *Chatocheros tenuissimus* が優占した。またA1~B2では、汽水性のクリプト藻が観察され、台湾暖流の影響を強く受けたC3では、*Synechococcus* を中心とするピコ植物プランクトンが優占した。こうした植物プランクトンの優占種の相違と不連続性は、水塊が淡水・汽水・外洋水へと変化していく状態を生物学的に示すと同時に、植物プランクトンが、環境の変化に対応して、異なる生態的地位 (niche) を有していることを示すものと考えられる。細菌数の分布は、植物プランクトンの分布と異なり、河口で高く沖合で低い傾向が示された (図61) が、ロイシン法で計測した細菌生産速度は、植物プランクトンの現存量とほぼ同期するようにB2からC3にかけて次第に増大していた。これらの結果から、沖合域では、細菌の植物プランクトン由来基質・栄養塩類の取り込みや放出を通じた親生物元素の回転が、河口に比べて相対的に速い速度を有することが示唆される。

以上の観測結果から、長江から供給される栄養塩等の溶存物質は東経122度30分~123度までは海水の希釈を受けながら拡散し、表層の光制限が緩和されると生態系に

取り込まれること、河川水中で懸濁粒子に吸着して存在するリンや一部の重金属類は、海水との接触によって容易に脱離・溶存態に移行することが明らかとなった。また植物プランクトンを中心とする浮遊生物は、光環境の影響を強く受けながらも、河口から沖合にかけて広くかつそれぞれ環境に適応した生態系を形成していることが示された。

2.8.4 長江河口域における渦鞭毛藻赤潮が生物生産性に及ぼす影響

長江流域の開発によって、河川への窒素・リンの負荷は増大する傾向にある。例えば長江中流に位置する武漢でのリンの負荷は、過去20年で数十~百倍近く増大しているという。前節まで述べたように、長江への汚濁負荷は河口域、東シナ海の海洋生態系に直接強い影響を及ぼす。実際、東シナ海における赤潮発生頻度は、1980年代から1990年代にかけて4倍ほど増加している。また赤潮形成種が珪藻から渦鞭毛藻に遷移しているという。特に1995年以降は、渦鞭毛藻 *Prorocentrum dentatum* の赤潮が頻発している。一方、長江河口域への珪酸フラックスは、窒素、リンのそれと異なり、過去50年間の推移でみるとほぼ一定かあるいは若干の減少傾向にある。したがって、近年の渦鞭毛藻赤潮の増加は、河口域の栄養塩環境が、相対的に珪酸の不足した環境へと遷移しつつあることが一つの原因として推測される。2003年から、三峡ダムの貯水が開始される。大型ダムによって出現する停水域において陸水性の珪藻が繁茂した場合、現在の河口域への珪酸供給量が大きく減少すると考えられる。この場合、河口域において一次生産を担う植物プランクトンが珪藻から渦鞭毛藻などの非珪酸質の種を中心としたものに益々偏っていくことが推定される。植物プランクトン優占種の遷移は、さらに長江河口域の生態系を通じた生物生産性にも大きな影響を及ぼすことが懸念される。一般に、珪藻類は渦鞭毛藻と比較して、動物プランクトンを介して魚類のエネルギー源として重要な位置を占めるからである。

本研究では、こうした将来的なシナリオを踏まえ、1997年、1998年に長江河口域で実施した海洋メゾコズム実験 (浮遊式、容積約25m³。東経122度37分、北緯30度50分、図58のB2地点南に設置) において計測した、珪藻および渦鞭毛藻の赤潮に対する動物プランクトンの応答 (植物プランクトンに対する捕食圧) について詳細な

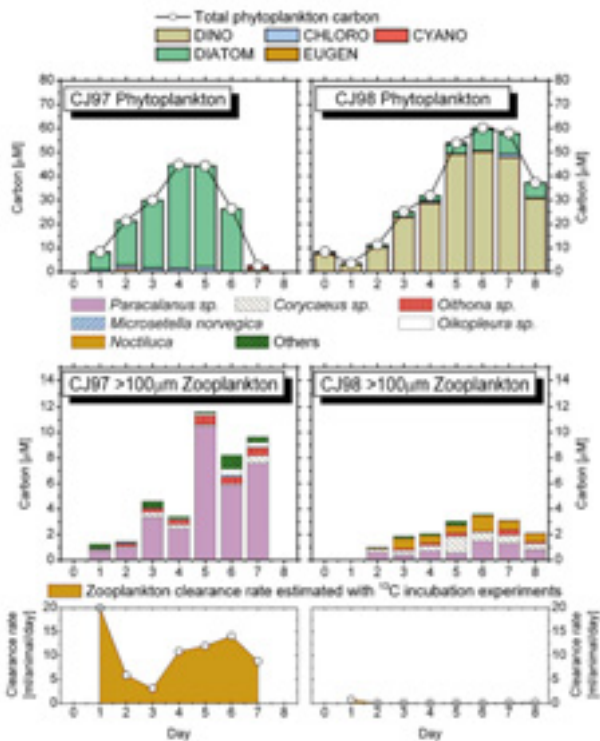


図62 長江河口域メゾコズムにおける植物、動物プランクトンの炭素現存量と動物プランクトン濾水速度の日変化

解析を行った。

海洋メゾコズム実験では、各年とも、現場水塊（表層から4.5m深の厚さ）を隔離後、現場海域のプランクトン増殖制限栄養塩である PO_4 塩を添加し、人為的にブルームを発生させた。検鏡結果によると97'では *Skeletonema costatum*, 98'では *Prorocentrum dentatum* がそれぞれ優占していた。

懸濁粒子色素濃度データに対して因子分析（Chemtax法）を適用し、各綱のChl.aに占める割合を計算した。さらにC/Chl.a比を、渦鞭毛藻については *P.dentatum* の培養実験から、渦鞭毛藻以外については照度、栄養塩濃度などをパラメータとしたモデル式から求めて、実験期間中の炭素ベース各綱植物プランクトン現存量変化を見積もった（図62）。97', 98'ではそれぞれ、*S.costatum* を中心とした珪藻、*P.dentatum* を中心とした渦鞭毛藻が80~90%を占めていたこと、また植物プランクトン総現存量は、両年とも炭素換算で約50~60 μMを最大値とする類似した値を示した。また97'においては、Day5~7にかけて現存量が激減した。カイアシ類を中心とする動物プランクトンは、目合100 μmのネットで捕集し、種類・個体数・体長の計測し、炭素換算係数の適用により、炭素

現存量として表した（図62）。両年とも炭素換算で、*Paracalanus sp.*が優占した。また初期の現存量は両年とも変わらないが、Day3以降、珪藻ブルームの発生した97'で急激な増加が見られた。

炭素安定同位体 (^{13}C) をトレーサとして用いた疑似現場培養実験の結果から、目合100 μmのネットで捕集される動物プランクトンの濾水速度を求めた。珪藻の優占した97'では平均10ml/個体/日に達したのに対し、渦鞭毛藻が優占した98'では平均0.2ml/個体/日に留まった。両年における動物プランクトン現存量の変化、平均濾水速度を比較すると、*P.dentatum*が優占する系においては、植物プランクトンから動物プランクトンへの食物連鎖を通じたエネルギー伝達が著しく低いことが示唆される。

植物から動物プランクトンへのエネルギー伝達量をより明確化するために、メゾコズム系内で現存あるいは光合成生産される植物プランクトン態炭素の一日あたりの損出量と、それに対する動物プランクトンの捕食の寄与を解析した。先ずDay n ~ Day n+1間の植物プランクトン炭素損出量Loss (n) を、次式1で定義した。ここでPhyC (n) はDay nの植物プランクトンの炭素現存量、PP (n) はDay n ~ Day n+1間の一次生産量である。

$$\text{Loss}(n) = \text{PhyC}(n) + \text{PP}(n) - \text{PhyC}(n+1) \quad (1)$$

また動物プランクトンによる植物プランクトン炭素の捕食除去量（Grazing）は、次式2で定義した。ここでCRはろ水速度、Nは動物プランクトンの個体数である。LossおよびGrazingを比較することによって、植物プランクトン態炭素の損出に対する動物プランクトンの捕食

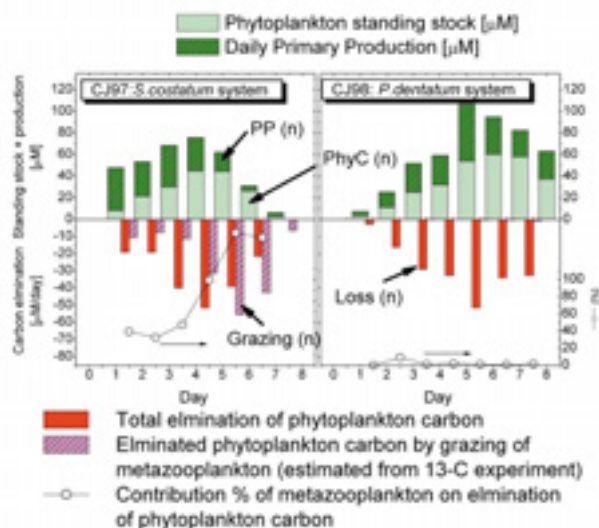


図63 長江河口域メゾコズムにおける植物プランクトン態炭素の収支と動物プランクトンによる捕食損失の関係

寄与割合を求めることができる（図63）。

$$\text{Grazing}(n)=[\text{PhyC}(n)+\text{PP}(n)]\times\text{CR}\times\text{N} \quad (2)$$

以上の解析から、*S.costatum*が優占した系においては、植物プランクトン態炭素損出の40~100%以上がカイアシ類を中心とする動物プランクトンの捕食によって説明された。一方、*P.dentatum*が優占した系では、最大でも10%に満たず、カイアシ類などの動物プランクトンが植物プランクトンをエネルギーとして効率よく利用できないことが示された。

今後、長江からの窒素、リンの負荷が増大し、またシリカの供給量が減少した場合、河口域は珪藻類よりも、むしろ1998年にメゾコズムで観測された*P.dentatum*の増殖・優占に適した環境になると考えられる。そうした条件における長江河口域の生態系においては、小型魚類の最適な餌であるカイアシ類が減少し、その結果として河口域の生物生産性あるいは漁業資源の減少をもたらす可能性があると考えられる。

2.9 海域・沿岸域環境総合管理

東京湾を初め、大都市を後背地にもつ閉鎖性の高い内湾では、様々な政策がとられてきたにもかかわらず、いまだ、水質環境基準の達成率は改善されず、赤潮や貧酸素水塊の発生などの環境問題が頻発している。この原因の一つとして、下水道普及率の向上に伴い、規制の対象となる化学的酸素要求量（COD）で表された有機汚濁の流入負荷量は々減少しているものの、流入する窒素・リンといった栄養塩の負荷には大きな改善が見られないことが指摘されており、第5次総量規制策定の段階でも、この点が議論されてきた。

また戦前には日本の沿岸には干潟が多く存在していたが、近年、都市開発に伴う自然環境の改変・消失が進み、多くの身近な生物の生息場が失われて、生物多様性は著しく損なわれた。たとえば、東京湾では、1960年代には広大な干潟（136平方キロ）が存在したが、現在では自然海岸の82%が埋め立てによって失われ、干潟固有の生き物の生息地と、浅海域の有する水質浄化能が著しく減少した。沿岸域環境再生のためには、都市域や河川・沿岸域の自然基盤の再生・修復によって自然共生型の環境を身近に創生するのみならず、水・有機物代謝を根本的に変革する循環型社会環境基盤を構築し、流域圏全体としての環境管理を行うことが重要である。

このような背景から、本サブテーマでは干潟・藻場を

含む浅海域を調査対象の一つとし、浅海域のもつ様々な機能を明らかにすることを目的とした研究を実施してきた。この課程で、浅海域では底生生物が水質浄化に大きく貢献することを定量的に明らかにした。

さらに、平成14年度には、総合科学技術会議の中の自然共生型流域圏・都市再生技術研究イニシャチブとして「都市・流域圏における自然共生型水・物質循環の再生と生態系評価技術開発」をスタートさせた。この研究では、都市・流域における健全な水・物質循環の再生と、生物多様性を支える自然共生型環境を創造することを目標とし、流域圏全体を統合管理し、環境資源を経済的に評価するモデル等を構築・活用することにより、東京湾再生に関わる「降水流出制御」「水質改善基盤」「有機物循環」「土地利用制御」という四つの政策シナリオとして具現化させることを目的とする。ここでは、この研究成果を中心に記述する。

2.9.1 都市・流域圏の生態系、水・物質循環統合管理モデルの開発に関する研究

東京湾流域のうち都市生態系を中心とする陸域部分については、平成14年度に中国長江流域圏で開発された統合モデルを適用した。特に荒川流域（図64）を対象として、自然地エリア、農地エリア、都市エリア、沿岸海域エリアのモデル化および下水道ネットワークのモデル化を試みた。又、合流式下水道を持つ東京都との共同研究をスタートさせ、そのGISデータベース作成を行った。

先に述べたように、閉鎖性が高く、富栄養化が進行している東京湾では、植物プランクトンの増殖に利用され内部生産のもととなる栄養塩（特に窒素・リン）は、河川や点源・非点源を通して流入するのみならず、底泥の貧酸素化に伴う溶出による供給も考えられ、これに外海との海水交換性など多くの要因も重なって、その湾内での循環を複雑なものにしている。このような海域の環境改善のためには、富栄養化現象をもたらす機構を表現できる数値モデルを構築し、種々の施策に対する影響評価・予測を行うことが最も重要となる。

従来多くの数値モデルが提案されてきたが、ここで求められる数値モデルは、生態系モデルと3次元流動モデルである。生態系モデルは、富栄養化現象に最も重要と思われる汚濁負荷量の影響、内部生産および植物プランクトンの増殖過程、窒素・リンの諸形態の現存量変化、底泥での酸素消費と溶出過程などの生物・化学(生態系)

水源:奥秩父・甲武信ヶ岳(標高 2,475m)

流域面積: 2,940km²

(埼玉県 2,440km², 東京都 500km²)

幹線流路延長: 173km

流域内人口: 約 920万人

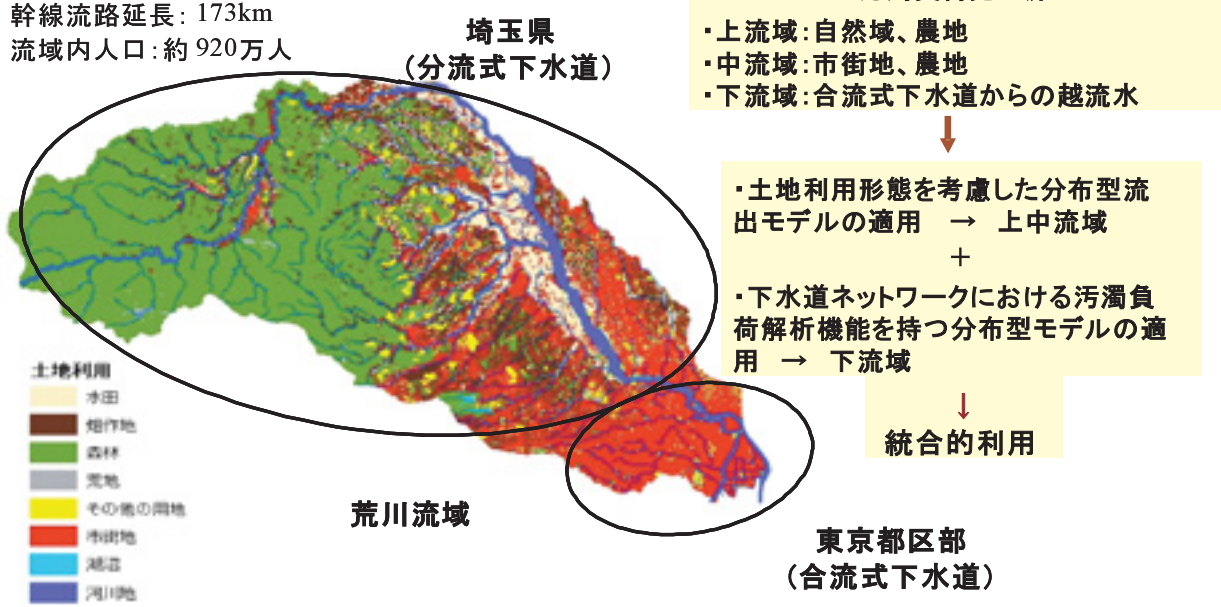


図64 荒川流域の概要

を再現することを目的とする。3次元流動モデルは、鉛直混合や流動場といった物理過程(水温・塩分・流動・鉛直混合)の再現を目的とする。

本研究では、国立環境研究所の渡辺らが開発した、Blumberg and Goodrichによる3次元循環モデルを基とし熱収支のモデルを組み込むことで改良した3次元流動モデルを用いた。また、生態系モデルの基本構造は、すべての物質について流入・流出、物理的輸送・拡散、および生物・化学過程による変化等の諸過程に対して物質保存則が成立することである。物質保存則に基づく基礎方程式は次式のように与えた。

(物質保存式)

$$\frac{\partial c}{\partial t} = \frac{\partial}{\partial x} \left[E_x \frac{\partial c}{\partial x} \right] + \frac{\partial}{\partial y} \left[E_y \frac{\partial c}{\partial y} \right] + \frac{\partial}{\partial z} \left[E_z \frac{\partial c}{\partial z} \right]$$

dispersive transport

$$- U_x \frac{\partial c}{\partial x} - U_y \frac{\partial c}{\partial y} - U_z \frac{\partial c}{\partial z}$$

advective transport

$$\pm \frac{\partial}{\partial x} \frac{\partial}{\partial y} \frac{\partial S(x, y, z, t)}{\partial z} + \frac{\partial}{\partial x} \frac{\partial}{\partial y} \frac{\partial W(x, y, z, t)}{\partial z}$$

sources or sinks

external inputs

生態系を構成している独立変数としては、以下の物を

考慮した。①植物プランクトンcarbon (mg-C/l), ③溶存有機態リン (DOP; mg-P/l), ④粒子状リン (POP; mg-P/l), ⑤溶存無機態リン (DIP; mg-P/l), ⑥溶存有機態窒素 (DON; mg-N/l), ⑦粒子状窒素 (PON; mg-N/l), ⑧アンモニア (NH₄⁺; mg-N/l), ⑨硝酸+亜硝酸 (NO₃⁻+NO₂⁻; mg-N/l), ⑩塩分 (%), ⑪生物的酸素要求量 (CBOD; mg-O₂/l), ⑫溶存酸素 (DO; mg-O₂/l)

この生態系モデルで、物質循環を駆動しているのは、植物プランクトンによる光合成であり、窒素・リンの摂取と、有機物の分解・回帰により循環している。

本研究では、干潟の機能についての考察が大きな目標の一つであるため、本年度は本モデルに干潟や浅海域で重要な課程である底泥と海水との相互作用をモデルに取り込んだ。このモデルは、閉鎖性海域の夏期の貧酸素状態において底泥からの無機態リンとアンモニア態窒素の溶出の影響を評価することを目的として開発され、富栄養化予測モデルの中に組み込み、栄養塩類の溶出が海水中に重要な作用をもたらす底泥の働きを表現するために構築されたサブモデルである。

概念図(図65)に示すように、構成要素は、懸濁態有機炭素、懸濁態有機窒素、NH₄⁺、NO₃⁻、懸濁態有機リン、PO₄³⁻、珪素(シリカ)、メタン(CH₄:淡水域)、硫化水素(海水域)である。モデルでは底泥中を好気層

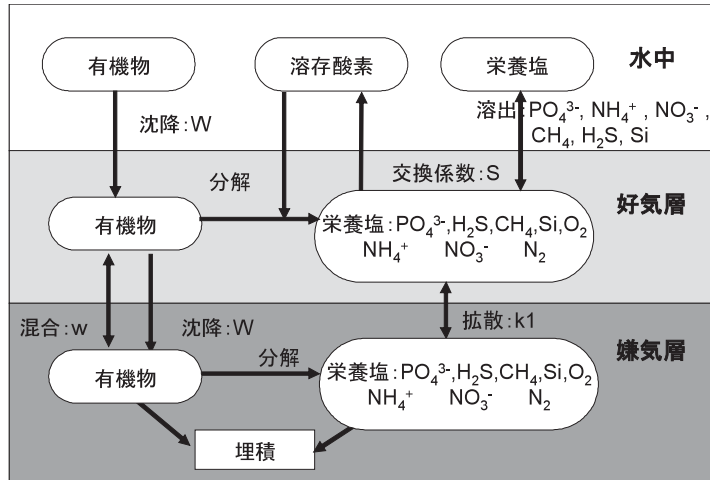


図65 底質フラックスモデルの概念図

と嫌気層の2層に分割し、上層は直上水の溶存酸素濃度により好気層もしくは嫌気層に変化し、下層は常に嫌気層となる。また、水中より有機物が底泥に沈降し、底泥中での有機物の無機化（分解）を2種類の速度（難溶解性、易溶解性）で表現している。この分解により有機物が栄養塩に回帰し、その過程の中で酸素要求（SOD）が起る事を表現している。また、回帰した栄養塩は海水中に溶出する。

これらのモデルを用いて東京湾の夏期の海況を検討した結果、底層の貧酸素化の課程には、底泥の寄与が大きいことが明らかになった。今後は、干潟が残されていた時代をモデル上に再現し、干潟の効果を検討する予定である。

2.9.2 都市・流域圏環境モニタリングおよび環境情報 基盤整備に関する研究

日平均処理水量が約480万 m^3 と世界でも屈指の規模を有する東京都23区の下水道は、大部分が合流式であるため、降雨による増水時には、未処理の下水がそのまま河川、海域に越流することになり、さらに汚濁負荷を増大させている可能性が高いと考えられる。東京湾においては、このような越流は年間約50回発生しているとされているが、降雨時の越流が東京湾に及ぼす影響の実態については十分に把握されていないのが現状である。

平成14年10月1日から2日未明に、台風21号が関東地方に上陸した。この際に多量の降雨を伴い、東京湾へ流入する河川が増水した。この機会をとらえ、次の2測線を設定して東京湾の水質を調査し、河川増水による影響をみた。

- 1) 東京湾に流入する最大の河川である荒川の河口からアクアライン通風口の〈風の塔〉付近にかけて（図66青矢印）
- 2) 我が国でも最大処理能力を有する森ヶ崎水処理センター放水口が在る京浜運河から東京灯標にかけて（図66赤矢印）

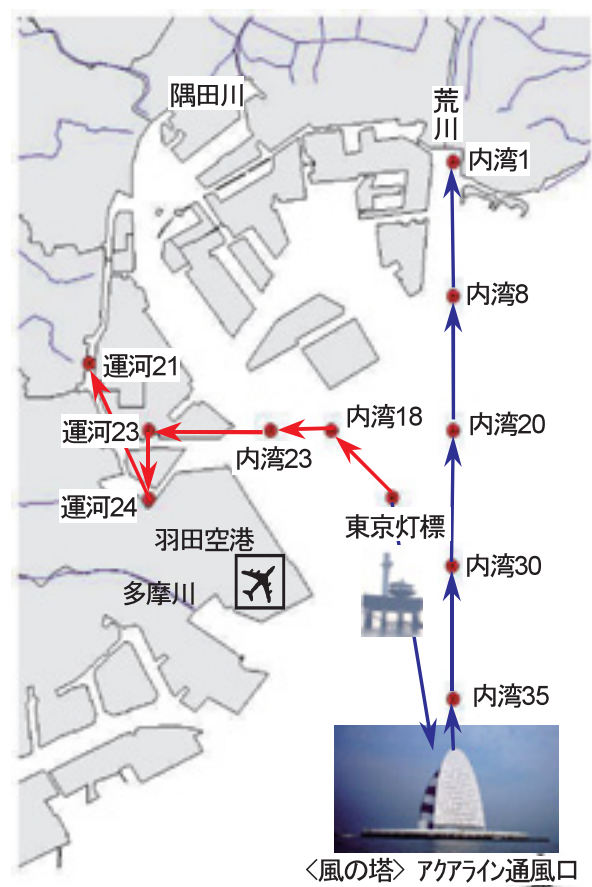


図66 平成14年度台風21号後増水時の10月3～4日調査

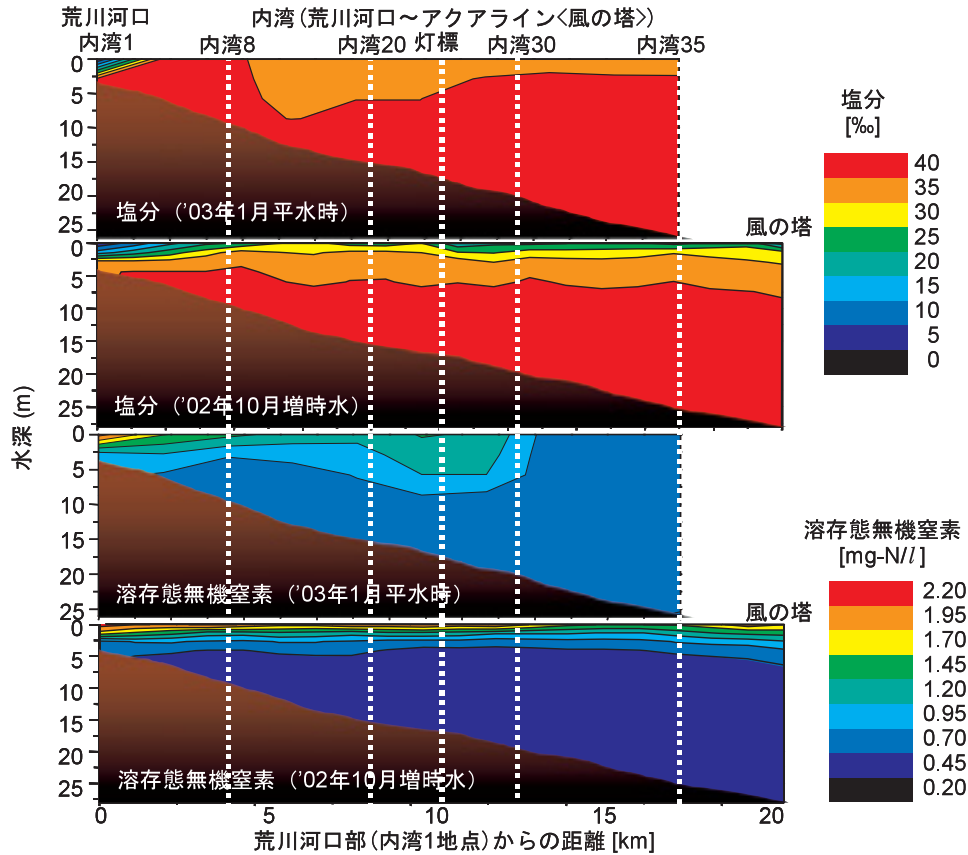


図67 平水時（平成15年1月）と増水時（平成14年10月）の荒川河口部～アクアライン通風口（風の塔）付近間の水質分布の比較（平水時のデータは東京都環境科学研究所提供）

それぞれ一斉調査を東京都環境科学研究所基盤研究部との共同研究により実施した。なお比較対照として、平成15年1月初旬に平水時の調査を行った測定結果を用いた。また調査地点名（内湾1、運河21等）は、東京都環境局の定点観測時に用いられているものであり、溶存態の窒素、リン、有機性炭素成分については、安藤式同時多筒採水器を用いて鉛直方向1～1.5mごとに採水して分析を行い、各調査地点における鉛直分布を調べた。

冬期平水時には、荒川河口部のみ明確な塩分成層の形成が見られた。一方、秋期増水時には、表層の薄い層で塩分が極めて低い、強い塩分成層が形成され、低塩分の表層水は沖合20kmのアクアライン通風口〈風の塔〉付近まで見られ、この成層と共に高濃度（～1.8mg-N/l）の無機態窒素の広範な分布が観察された。増水時に水勢の強くなった荒川から流入した河川水が、汚濁質を含みつつ南方向に表層部を滑るようにして押し流されている様子が見られた（図67）。

京浜運河部においては、冬期平水時の観測結果が無い

ために秋期増水時との比較はできないが、荒川河口部と同様、運河から灯標部付近にかけて、表層の薄い層で塩分が極めて低い、強い塩分成層の形成が顕著に観察されており、これに沿った形で非常に高い無機態窒素濃度（2～5 mg-N/l）の分布がみられている（図68）。このように高い栄養塩濃度は、通常あまりみられないことから、増水時の下水越流水などの影響が観測されたものと推察された。

一方有機炭素分については、最も濃度の高い点（運河23）から灯標部にかけて著しい減衰が観測された。これは、有機炭素では、無機態窒素とは異なり微生物分解などを受けやすい易分解性成分が比較的多く、自然浄化が進みやすいためと考えられた。

下水に含まれる人為由来の糞便性大腸菌は、下水処理場における簡易処理のための塩素消毒を経ずに、越流により直接海域に未処理下水が流入していることを示す格好の指標になると考えられる。また海域において、高濃度の糞便性大腸菌が生残り検出されるならば、衛生上、

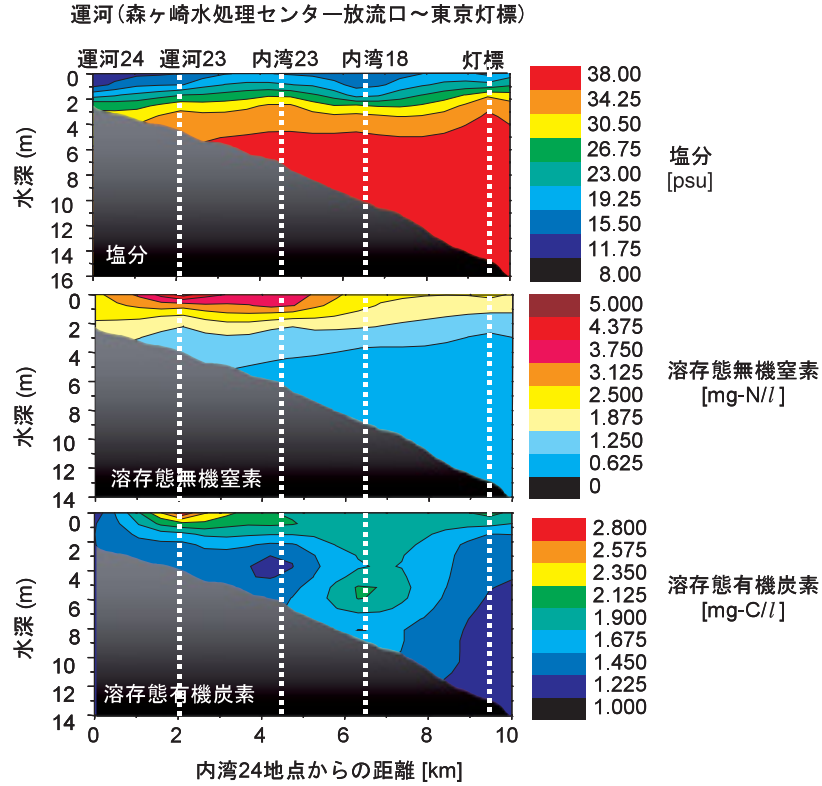
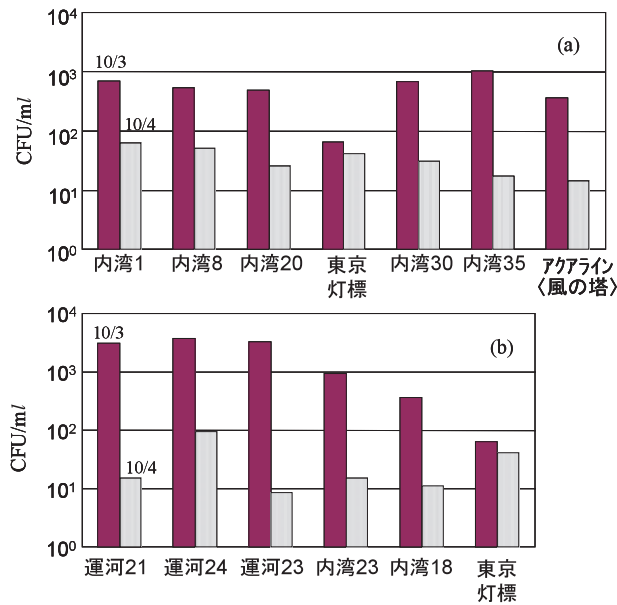


図68 増水時（平成14年10月）の京浜運河部～東京灯標部付近間の水質分布



糞便性大腸菌濃度の分布：
(a) 荒川河口部～アクアライン<風の塔>、(b) 京浜運河～東京灯標

図69 増水時（平成14年10月）の糞便性大腸菌濃度分布

何らかの影響を及ぼす可能性があるとも考えられる。

台風通過後2日目となる10月3日には、荒川河口部～アクアライン、京浜運河～東京灯標部双方とも、 10^2 ～

10^3 /m³強という高い濃度の糞便性大腸菌が検出されているが、10月4日には、 10^1 ～ 10^2 /m³と二桁近い減少がみられ、塩素処理を経ない未処理の下水の越流が、減少して

いることが示されている（図69）。概して下水のポンプ排水場や処理場の放水口が近い運河部では、荒川河口部～アクアラインよりも高い濃度が示され、下水の越流による寄与が示されていた（図69）。

平成14年度の調査は、ただ一度の増水時に調査しただけであり、また、総流入量を推定する等の解析が十分にできていないため、影響の一断面をとらえにすぎない。しかし、高濃度の栄養塩を含む海域が観測されたり、通常、低濃度であるべき糞便性大腸菌が高濃度で検出されたりと、下水の越流による影響の大きさを示唆する結果が得られた。また、図69にみられるように、影響の時間変化が大きいことから、今後、時系列での調査を実施したり、他の情報と併せて解析することで、総負荷量を推定する必要がある。

本調査で得られた結果は、2.9.1項で開発されている海域モデルの良い検証材料を与えているものと思われ、現在、海域モデルや流域統合モデルによる総合的な流域管理に向け、本調査結果の解析を進めている。

2.10 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の成果をまとめた。

(1)～(3)では、Terra-MODIS、その他の衛星による観測情報をモデルに入力することにより、より流域環境の把握、理解が進むことを示した。

(4)～(7)では、流域内の水資源の量と質の管理を支援するモデルの開発結果を示した。

(8)では、東シナ海の水質・生態系の実態の把握と、中国大陸特に長江流域の影響についての調査研究を進め、東アジアの海洋環境管理上の基礎的知見を多数得た。

(9)では、我が国の沿岸における環境問題について調査研究を進め、干潟を含む浅海域の機能を定量的に評価する手法を開発し、また、増水時に海域への栄養塩の流入負荷が大きいことを示す観測結果を得た。

(1) アジア太平洋 環境イノベーション戦略 (APEIS) 統合環境モニタリング (IEM)

2001年より開始されたアジア・太平洋 環境イノベーション戦略 (APEIS) プロジェクトの目的の1つであ

る持続可能な開発のための革新的政策の立案を目的とした科学的インフラ整備のため、MODIS衛星を用いた統合環境モニタリングを開始させ、国立環境研究所 (NIES) と中国科学院地理科学与資源研究所 (IGSNRR) の主導の下、シンガポール、オーストラリアの4カ国の研究機関が参画した共同観測体制を確立させた。これを基礎に、アジア太平洋全地域をカバーする4つのTerra-MODIS衛星データ受信ステーション、5つの地上モニタリングステーションおよび2つのデータ解析センター (IGSNRRとNIES) より構成される環境モニタリングネットワークを作り上げた。得られたMODISデータを検証するため、中国国内における様々な生態系 (草地、灌漑農地、水田、森林、砂漠化地域) で、気象、水文、植生等に関する基礎データを収集している。さらに環境モニタリング上、重要な土壌水分の観測値についても検証作業を行った。

(2) 高分解能の衛星画像を用いた長江流域の流量と環境負荷の推定に関する研究

高分解能衛星データを用いた長江の流量をリアルタイムで推定する方法を開発した。手法の検証は長江の三峡ダム築造点下流40kmに位置する宜昌水文観測点の観測データを用いて行い、5%以内の誤差精度であることが確認された。さらに、長江本流約2,300kmにわたる2回の水質・生態系調査の結果に基づく流量-汚濁負荷の相関モデルと併せることで、長江の汚濁負荷の推定も可能となった。

(3) MODIS衛星データと同化した水・熱循環プロセスモデルの開発に関する研究

自然植生や農作物が成長に必要とする土壌表層部での水分保持能と現存水分量の把握により、流域保水能の定量的評価を行うことを目的とし、現地観測、MODIS衛星データおよび地表流・中間流・地下水流を含めた広域的な水・熱循環プロセスベースの統合型数値モデルを融合したモデルを開発した。モデルの検証はデータの蓄積されている釧路流域を対象に行い、その適用性を確認した。

(4) 三峡ダムの水質汚濁と富栄養化への影響予測

三峡ダム湖の富栄養化の可能性についての検討をVollenweiderモデルを用いて行った。その結果、流入する栄養塩負荷量レベルが現状のままであると仮定すると、将来的に富栄養化問題の発生可能性が極めて高いと

の予測結果が出た。より精度の高い予測のためにも、流入負荷量に関するデータの蓄積、ダム湖内の環境変化を記述するモデル、検証用データの蓄積が今後の研究の進展にとって必要不可欠であることが認められた。

(5) 長江流域の水資源管理モデルの開発に関する研究
長江流域の水資源管理を目的として、農地（主に稲作地）への灌漑に代表される人間の社会経済活動に伴う水利用やダム建設に伴う洪水制御等、様々な要素を考慮した流域水文モデルの開発を進めた。モデルは、計算結果と観測値の比較により、その妥当性が検証された。特に、水田の役割を考慮することで、降雨時の直接流出事象の再現や実蒸発散量の算定に関して、モデルの精度が著しく向上した。さらにモデルを用いて洞庭湖周辺域で生じる洪水氾濫に対する三峡ダムの抑制効果を検討した結果は、洪水期においてダムによる放流水量のコントロールが湖周辺域での洪水氾濫発生リスクを小さくする可能性が高いことを示していた。

(6) 嘉陵江流域での土砂生産量のモデル化
三峡ダムの湛水に伴って出現するダム湖における土砂の堆積は、ダムの洪水防御機能の低下、下流～河口域、の河川地形変化を生む。したがって、三峡ダム湖に流入する土砂量についての検討が、流域環境管理上必須である。長江流域上流域での主要土砂生産源である嘉陵江上流を対象に土砂侵食モデルを開発し、観測値との比較から、提案した土砂生産推定モデルは月単位での生産量の推定には比較的有効であると判断された。年間土砂生産量の観測値と計算値のオーダー的な差は10倍程度以内であり、土砂生産モデルとしては有効であるもののさらなる改良が必要と判断された。

(7) 太行山山麓地帯における地下水低下を制御する灌漑管理へのDSSAT-wheatモデルの適用
華北平原の北部地域は、地下水利用型灌漑網の整備によって中国の穀物生産に重要な役割を果たしているが、過剰な吸い上げによる地下水水位の急速な低下は農業の持続的発展性に対する非常に大きな困難となっている。本研究では小麦の農業生産モデル（DSSAT-wheatモデル）を用いて、地下水水位低下を最小するという制約条件下で、小麦の生育効率を上げ、収穫量を最大とする灌漑水管理について検討した。その結果、初期土壌水分量、生育

段階、気象条件に応じて用水管理を行うことで、生産量は確保されることが認められた。

(8) 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

長江河口域における海洋環境調査を通じて、長江から供給される栄養塩等の溶存物質は東経122度30分～123度までは海水の希釈を受けながら拡散し、表層の光制限が緩和されると生態系に取り込まれること、河川水中で懸濁粒子に吸着して存在するリンや一部の重金属類は、海水との接触によって容易に脱離・溶存態に移行することが明らかとなった。また植物プランクトンを中心とする浮遊生物は、光環境の影響を強く受けながらも、河口から沖合にかけて広くかつそれぞれ環境に適応した生態系を形成していることが認められた。

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結果から、*S.costatum*が優占した系においては、植物プランクトン態炭素損出の40～100%以上がカイアシ類を中心とする動物プランクトンの捕食によって説明された。一方、*P.dentatum*が優占した系では、最大でも10%に満たず、カイアシ類などの動物プランクトンが植物プランクトンをエネルギーとして効率よく利用できないことが示された。

(9) 海域・沿岸域環境総合管理

我が国の沿岸部における干潟・藻場を含む浅海域を調査対象の一つとし、浅海域のもつ様々な機能を明らかにすることを目的とした研究を実施してきた。この課程で、浅海域では底生生物が水質浄化に大きく貢献することを定量的に明らかにした。

さらに、平成14年度にスタートさせた「都市・流域圏における自然共生型水・物質循環の再生と生態系評価技術開発」では、東京湾の生態系モデルに底層からのフラックスサブモデルを組み込み、夏季における東京湾底層水の貧酸素化に底泥の影響が大きいことを明らかにした。また、降雨後の増水時における東京湾の調査では、増水時に水勢が強くなった荒川から流入した河川水が、汚濁質を含みつつ南方向に表層部を滑るようにして押し流されている様子が観察され、淡水の割合が多い表層水では栄養塩が極めて高く、また、糞便性大腸菌濃度も高かったことから、下水の越流水の影響を示唆する結果が

得られた。

2.11 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いた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発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、徐保華総行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) IGBP. edited by Townshend, J. R. G. (1992) : Improved Global Data for Land Applications. IGBP Global Change Report. No.20. Int. Geosphere-Biosphere Progr., Stockholm, Sweden., 75p.
- 2) Tucker, C. J., Townshend, J. R. G., and Goff, T.E. (1985) : African land cover classification using satellite data. *Sci.*, **227**(4685), 369-375.
- 3) Tucker, C. J., and Sellers, P. J. (1986) : Satellite remote sensing of primary production. *Int. J. Remote Sensing*, **7** (11), 1395-1416.
- 4) Prince, S. D. (1991) : A model of regional primary production for use with coarse-resolution satellite data. *Int. J. Remote Sensing*, **12** (6), 1313-1330.
- 5) Potter, C. S., Randerson, J. T., Field, C.B., Matson, P. A., Vitousek, P. M., Mooney, H. A., and Klooster, S. A. (1993) : Terrestrial ecosystem production: a process model based on global satellite and surface data. *Global Biogeochemical Cycles*, **7** (4), 811-841.
- 6) Justice, C. O., Townshend, J. R. G., Holben, B. N., and Tucker, C. J. (1985) : Analysis of the phenology of global vegetation using meteorological satellite data. *Int. J. Remote Sensing*, **6** (8), 1271-1318.
- 7) Running, S. W., and Nemani, R. R. (1988) : Relating seasonal patterns of the AVHRR vegetation index to simulated photosynthesis and transpiration of forests in different climates. *Remote Sensing of Environ.*, **24**: 347-367.
- 8) Reed, B. C., Brown, J. F., VanderZee, D., Loveland, T. R., Merchant, J. W., and Ohlen, D.O., (1994) : Measuring phenological variability from satellite imagery. *Vegetation Sci.*, **5** (5), 703-714.
- 9) Myneni, R.B., C. D. Keeling, C. J. Tucker, G. Asrar, and R. R. Nemani. (1997) : Increased plant growth in the northern high latitudes from 1981 to 1991. *Nature*. **386** (6626), 695-702.
- 10) Gutman, G. G. (1991) : Vegetation indices from AVHRR: An update and future prospects. *Remote Sensing of Environ.*, **35**, 121-136.
- 11) Cihlar, J., Ly H, Li ZQ, Chen, J, Pokrant, H, Huang, FT. (1997) : Multitemporal, multichannel AVHRR data sets for land biosphere studies - Artifacts and corrections. *Remote Sensing of Environ.* **60**, 35-57.
- 12) Holben, B. N. (1986) : Characteristic of maximum value composite images for temporal AVHRR data. *Int. J. Remote Sensing*, **7** (11), 1417-1434.
- 13) Viovy, N., Arino, O., and Belward, A. (1992) : The Best Index Slope Extraction (BISE) : a method for reducing noise in NDVI time-series. *Int. J. Remote Sensing*, **13** (8), 1585-1590.
- 14) Sellers, P. J., Tucker, C. J., Collatz, G. J., Los, S. O., Justice, C. O., Dazlich, D.A., and Randall, D. A. (1994) : A global 1 _ 1 NDVI data set for climate studies-Part II: The generation of global fields of terrestrial biophysical parameters from the NDVI. *Int. J. Remote Sensing*, **15** (17), 3519-3545.
- 15) Cihlar, J. (1996) : Identification of contaminated pixels in AVHRR composite images for studies of land biosphere. *Remote Sensing of Environ.*, **56**:149-153.
- 16) Roerink, G. J., Menenti, M., and Verhoef, W. (2000) : Reconstructing cloudfree NDVI composites using Fourier analysis of time series. *Int. J. Remot Sensing*, **21** (9), 1911-1917.
- 17) Jonsson, P., Eklundh, L. (2002) : Seasonality extraction by function fitting to time-series of satellite sensor data. *IEEE Trans. Geosci. & Remote Sensing*, **40** (8), 1824-1832.
- 18) Xiao, XM., Boles, S., Liu, JY., Zhuang, DF., Liu, ML.

- (2002) : Characterization of forest types in Northeastern China, using multi-temporal SPOT-4 VEGETATION sensor data. *Remote Sensing of Environ.*, **82**, 335-348.
- 19) Lovell, J.L., Graetz, R.D. (2001) : Filtering pathfinder AVHRR land NDVI data for Australia, *Int. J. Remote Sensing.*, **22** (13) , 2649-2654.
- 20) Savitzky, A., and Golay, M. J. E. (1964) : Smoothing and differentiation of data by simplified least squares procedures. *Anal. Chem.*, **36**, 1627-1639.
- 21) VEGETATION Programme (1998) : SPOT Vegetation User Guide, http://www.spotimage.fr/data/images/vege/vegetat/book_1/e_frame.htm.
- 22) Wu, Zhengyi (Editor in chief) (1980) : Chinese Vegetation. Sci. Press, Beijing, (in Chinese) .
- 23) Pinker, R. T., Ewing, T. J. and Tarpley, J. D. (1985) : The relationship between the planetary and surface net radiation. *J. Clim. Appl. Meteorol.*, **24**, 1262-1268.
- 24) Choudhury, B. J. (1989) : Estimating evaporation and carbon assimilation using infrared temperature data: vistas in modeling, in *Theory and Application of Remote Sensing*, (G. Asrar, *ed.*) Wiley, New York, 628-690.
- 25) Kustas, W. P., and C. S. T. Daughtry (1990) : Estimation of the soil heat flux/net radiation ratio from multispectral data. *Agric. For. Meteorol.*, **49**, 205-223.
- 26) Moran, M. S., Clarke, T. R., Inoue, Y. and Vidal, A. (1994) : Estimating crop water deficit using the relation between surface-air temperature and spectral vegetation index. *Remote Sens. Environ.*, **49**, 246-263.
- 27) Smith, R. C. G. and Choudhury, B. J. (1991) : Analysis of normalized difference and surface temperature observations over southeastern Australia. *Int. J. Remote Sensing*, **12**, 2021-2044.
- 28) Sellers (1985) : Canopy reflectance, photosynthesis, and transpiration. *Int. J. Remote Sensing*, **7**, 1251-1262.
- 29) Sellers, P. J. and J. L. Dorman (1987) : Testing the Simple Biosphere model (SiB) using point micrometeorological and biophysical data, *J. Clim. Appl. Meteor.*, **26**(5) , 622-651.
- 30) Running, S. W. and Coughlan, J. C. (1988) : A general model for forest ecosystem processes for regional applications. I. Hydrologic balance, canopy gas exchange and primary production processes. *Ecological Modelling*, **42**, 125-154.
- 31) Smith, R. C. G. and Choudhury, B. J. (1990) : Relationship of multispectral satellite data to land surface evaporation from the Australian continent. *Int. J. Remote Sensing*, **11**, 2069-2088.
- 32) Sellers, P. J., Y. Mintz, Y. C. Sud and A. Dalcher (1986) : A simple biosphere model (SiB) for use within General Circulation models. *J. Atmos. Sci.*, **43**, 505-531.
- 33) Sellers, P. J. D. A. Randall, G. J. Collatz, J. A. Berry *et al.* (1996) : A revised land-surface Parameterization (SiB2) for atmospheric GCMs. Part I: Model formulation. *J. Climate.*, **9**, 676-705.
- 34) Smith, L. C., Isacks, B. L., Forster, R. R., Bloom, A. L., and Preuss, I. (1995) : Estimation of discharge from braided glacial rivers using ERS-1 SAR: first result, *Water Resour. Res.*, **31**, 1325-1329.
- 35) Smith, L. C., Isacks, B. L., Bloom, A. L., and Murray, A. B. (1996) : Estimation of discharge from three braided rivers using synthetic aperture radar (SAR) satellite imagery: potential for application to ungauged basins, *Water Resour. Res.*, **32** (7) , 2021-2034.
- 36) Smith, L. C. (1997) : Satellite remote sensing of river inundation area, stage, and discharge: a review, *Hydrol. Processes*, **11**, 1427-1439 .
- 37) Schultz, G.A. (1988) : Remote sensing in hydrology, *J. Hydrol.*, **100** (1/3) , 239-265.
- 38) Birkett, C. M. (1998) : Contribution of the TOPEX NASA radar altimeter to the global monitoring of large rivers and wetlands, *Water Resour. Res.*, **34**, 1223-1239.
- 39) Alsdorf, D. E., Melack, J. M., Dunne, T., Mertes, A. K., Hess L. L. and Smith L. C. (2000) : Interferometric radar measurements of water level changes on the Amazon flood plain, *Nature*, **404**, 174-177.
- 40) Alsdorf, D. E., Laurence, C. Smith, and John, M. Melack (2001) : Amazon floodplain water level changes measured with interferometric SIR-C Radar, *IEEE Trans. Geosci. & Remote Sensing*, **39** (2) , 423-431.
- 41) Natl. Inst. Environ. Stud. (2001) : International Collaborative Research on Integrated Environmental Management in River Catchment, Rep. Spec. Res. Natl. Inst. Environ. Stud. SR-44-2001, 1-55, FY1996-2000, Japan.
- 42) Zhang, J., Xu K. and Watanabe, M. (2001) : Study on the

- Prediction of Pollutant Load from the Changjiang River, Eco-Frontier Fellowship in Fiscal Year 2001, Global Environment Bureau, Ministry of the Environment, Japan, 149-160.
- 43) 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，290p.
- 44) 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，313p.
- 45) 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.
- 46) 長江年鑑編纂委員会：長江年鑑(1999)，長江水利委員會長江年鑑社出版，1999年12月，434-496.
- 47) 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.
- 48) 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.
- 49) 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(4)-三峡ダムプロジェクトの効果とその環境影響，用水と廃水，**42**(11)，1013-1026.
- 50) 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.
- 51) 徐開欽，張繼群，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.
- 52) 徐開欽，張繼群，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.
- 53) 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.
- 54) 長江技術経済学会(1999)：長江流域的水与可持続發展，中国水利水電出版社，211-229.
- 55) 国家環境保護総局：長江三峡工程生態与環境監測公報，1998-2001年.
- 56) Vollenweider, R. A. (1976) : Advances in defining critical loading levels for phosphorus in lake eutrophication. Mem. Ist. Ital. Idrobiol. **33**, 53-83.
- 57) Vollenweider, R. A. (1975) : Input-output Models with special reference to the phosphorus loading concept in limnology, Schweiz. Zeit. Hydrol, **37**, 53-84.
- 58) Vollenweider, R. A., and Kerekes, J. (1982) : Eutrophication of Waters. Monitoring, Assessment and Control. Organization for Economic Co-Operation and Development (OECD), Paris, 156p.
- 59) Moustafa, M. Z. (1998) : Long-term equilibrium phosphorus concentrations in the everglades as predicted by a Vollenweider-Type Model, J. A. Water Resour. Assoc., **34** (1), 135-147.
- 60) Zhang, Jing *et al.* (1995) : Chemical trend of national rivers in China, Huanghe and Changjiang. AMBIO, **24**, 274-278.
- 61) 陳靜生，高學民，夏星輝，何大為(1999)：長江水系河水窒素污染，環境化学，**18**(4)，289-293.
- 62) 段水旺，章申，陳喜保，張秀梅，王立軍，晏維金(2000)：長江下流窒素・リン含有量変化とその輸送量の推定，環境科学，**21**(1)，53-56.
- 63) Meybeck, M. (1982) : Carbon, Nitrogen and Phosphorus Transport by World Rivers. Am. J. Sci., **282**, 401-450.
- 64) Bricknell, B. R. *et al.* (1997) : Hydrological Simulation Program - Fortran, User's Manual for Version 11: U.S. EPA, EPA/600/R-97/080, 755p.
- 65) Crowford, N. H. and R. L. Linsley (1966) : Digital simulation in hydrology: Stanford Watershed Model IV, Stanford Univ. Dept. Civ. Eng. Tech. Rep.39.
- 66) Flynn, K. M., *et al.* (1995) : User's manual for ANNIE, version 2, a computer program for interactive hydrologic data management: U.S. Geological Survey Water-Resources Investigations Report 95-4085, 211p.
- 67) Sellers, P. J., *et al.* (1995) : Remote sensing of the land surface for studies of global change: Models - algorithms - experiments. Remote Sensing. Environ., **51** (1), 3-26.
- 68) 宮本硬一(1976)：気象からみた水田消費量ならびに蒸発量の推定。水温の研究，**20**(2)，2-11.
- 69) Hayashi, S., *et al.* (2003) : HSPF simulation of runoff and sediment loads in the upper Changjiang River basin, China, J. Environ. Eng., ASCE, in revision.
- 70) Kang, S. Z., Zhang, L., Liang, Y. L., Hu, X. T., Cai, H. J., Gu, B. J. (2002) : Effects of limited irrigation on yield and water use efficiency of winter wheat in the Loess Plateau

of China. Agr. Water Manage., **55** (3), 203-216.

71) Zhang, X., Pei, D., Hu, C. (2003) : Conserving groundwater for irrigation in the North China Plain. Irrigation Sci., **21**, 159-166.

[資 料]

I 研究の組織と研究課題の構成

1 研究の組織

[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
流域環境管理研究チーム	村上正吾
	徐 開欽
	林 誠二
	王 勤学
	亀山 哲
	中山忠暢
	張 繼群 (EFフェロー)
	楊 永輝 (NIESポスドクフェロー)
	香 宝 (EFフェロー)

海域環境管理研究チーム

	木幡邦男
	牧 秀明
	越川 海
	樋渡武彦 (日本学術振興会特別流動研究員)
	関口博之 (NIESポスドクフェロー)
	金 大景 (科学技術特別研究員)

衛星データ解析チーム

	田村正行
	松永恒雄
	山野博哉
	陳 晋 (NIESポスドクフェロー)

[B 客員研究員]

風呂田利夫	(東邦大学)	(平成13年度)
矢持 進	(大阪市立大学)	(平成13年度)
相崎守弘	(島根大学)	(平成13年度)
西村 修	(東北大学)	(平成13年度)
井上隆信	(岐阜大学)	(平成13年度)
木村賢史	(東京都環境科学研究所)	(平成13～14年度)
小森 悟	(京都大学)	(平成13～14年度)
盛岡 通	(大阪大学)	(平成13～14年度)
藤田 壮	(大阪大学)	(平成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	劉 紀遠 (所長)
	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	張 小雷 (所長)
	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	趙 新全 (所長)
	李 英年
中国科学院重熱帯農業研究所	王 克林 (所長)
	林 澤建
中国華東師範大学環境学院	陳 中原 (学院長)
中国水利部長江水利委員会	沈 泰 (副主任)
	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・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
- (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 繼群・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・越川 海・関口博之
- (4) 海域・沿岸域環境総合管理海域に関する研究
渡辺正孝・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

- 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, 21~29, 2002
- 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: 913-919, 2003
- Hayashi S., Murakami S., Watanabe M., BaoHua. X. :Simulation of water runoff in the upper region of the Changjiang river basin, using estimated global precipitation data as input, ACTA GEOGRA, SINICA, 2003 (Accepted)
- Hiwatari T. : Two new species of Parhyale (Crustacea: Amphipoda: Hyalidae) from southeastern Japan and the Philippines., Species Diversity 7: 345-361.2002
- Hiwatari T. : Two new species of Parhyale (Crustacea: Amphipoda: Hyalidae) from southeastern Japan and the Philippines., Species Diversity 8,2003(in press)
- Hiwatari T. : Taxonomic study on Hyale (Crustacea, Amphipoda, Hyalidae) from the coast of Japan and adjacent waters., Pub. Seto Mar. Biol. Lab. 2003(in press)
- Hiwatari T., Kohata K., Iijima A.: Nitrogen budget of the bivalve *Macra veneriformis*, and its significance in benthic-pelagic systems in the Sanbanse area of Tokyo Bay., Estuarine Coastal and Shelf Sci. 55:299-308,2002
- Inamori Y., Xu K., Noda N.: Development of advanced water renovation systems using bio/ecoengineering for establishing sound water environment, 53-71, 2001
- (Study on Lake Eutrophication and Its Countermeasure in China, China Environmental Science Press, Edited by State Environmental Protection Administration of China, Beijing, 2001)
- Jiao N. Z., Yang Y. H., Koshikawa H., Harada S., Watanabe M. : Microscopic overestimation of heterotrophic bacteria in open waters of China Seas. J. Microbio. and biotechno. 11.: 899-901,2001
- 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 Bot. Sin., 44(6) :731-739,2002
- 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(1) :37-48,2002
- Kameyama S., Zhang J., Xu K-Q., Watanabe M. : Research on the Approach to Estimate the Water Volume of Tongding Lake by using MOIS and GIS data, ACTA EGOGRAPHICA SIN. : 2003(accepted)
- Kameyama S., Zhang J., Xu K., Katou T., Watanabe M. : Spatial-temporal change of flooded area and water volume of Dongting Lake by using MODIS and GIS data, ACTA GEOGR. SIN., 2003 (Accepted)
- 亀山 哲〔分担執筆〕: 陸域環境のリモートセンシング; NASDA編: 宇宙から地球をみる, 東京, 2003 (印刷中)
- 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〕, (2), 2002
- Kohata K., Hiwatari T., Hagiwara T.: Natural Water-purification System Observed in a Shallow Coastal Lagoon: Matsukawaura, Japan., Mar. Pollut. Bull. : 148-154,2003
- Liu C.: Development and Application of a Distribution Hydrological Model in Yellow River Basin, China, ACTA EGOGRAPHICA SIN. : 2003(accepted)
- Liu J., Watanabe M., Yue T., Ouyang, H., Deng X. : Integrated ecosystem assessment for Western development of China. J. Geogr. Sci. 12(2) : 127-134,2002
- Liu J., Bao X., Wang Q., Watanabe M. : Land Use/Cover Change Monitoring in China by using Satellite Remote Sensing Data, ACTA EGOGRAPHICA SIN., 2003(accepted)
- Liu Z., Koshikawa H., Ning X., Shi J., Cai Y. : Bacterioplankton production in dilution zone of the Changjiang (Yangtze River) estuary, Acta Oceanol. Sin., 23(4) : 93-99,2001

- Matsushita B., Yang C., Chen J., Wang Q., Kameyama S., Tamura M.: Accurate Estimation of Net Primary Productivity (NPP) of Terrestrial Ecosystem at the Regional Scale, ACTA EGOGRAPHICA SIN., 2003(accepted)
- 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
- 村上正吾, 林 誠二, 渡辺正孝, 亀山 哲: 河川流域内農林地域における土砂動態モデルに関する基礎的検討, 水工学論文集第45巻: 709-804, 2001
- 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, 水工学論文集第46巻: 653-658, 2002
- Murakami S., Hayashi S., Watanabe M. : Application of Sediment Routing Model to Jialingjian, Watershed ACTA EGOGRAPHICA SIN., 2003(accepted)
- Nakamura F., Kameyama S., Mizugaki S.: Rapid shrinkage of Kushiro Mire, the largest mire in Japan, associated with land-use development and sedimentation. *Catena*, 2003(in press)
- Nakamura Y., Hagino M., Hiwatari T., Iijima A., Kohata K., Furota T. : Growth of Manila clam (*Ruditapes philippinarum*) in shallow coastal waters of Tokyo Bay: does growth vary among stations? *Fish. Sci.* **68** :1309-1316, 2002
- 中山忠暢, 瀬津家久: 水・空気2層流の乱流構造について, 土木学会論文集, 第670号/II-54: 1-11, 2001
- 中山忠暢, 瀬津家久: 応力方程式モデルを用いた自由水面近傍での乱流構造の数値計算に関する研究, 土木学会論文集, 第670号/II-54 :13-23, 2001
- Ouyang Z., Wang Q-X., Watanabe M. : Simulation on water and energy transfer in the agro-ecosystem in the North China Plain by using APEIS-FLUX data, ACTA EGOGRAPHICA SIN., 2003(accepted)
- 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** :82-91, 2002
- Sudo R., Xu K. : Present status and conservation measures of water environment in Japan, 107-122, 2001(Study on Lake Eutrophication and Its Countermeasure in China, China Environ. Sci. Press, Edited by State (Environmental Protection Administration of China, Beijing, 2001.)
- Sunada J., Masuda S., Nagano T., Kameyama S., Wada T., Tastumoto H. : Ultraviolet Photovoltaic Effect of Au/TiO₂/Ge Metal Oxide Semiconductor Structure Film, *Jpn. J. Appl. Physics*, **41**. No. 8A : 878-880, 2002
- Watanabe M., Liu J.: APEIS Integrated Environment Monitoring Network _ the Methodology of the Project, ACTA EGOGRAPHICA SIN., 2003(accepted)
- Watanabe M., Liu J., Murakami S., Wang Q., Hayashi S. : Integrated Environmental Monitoring of the Asia-Pacific Region Asia-Pacific Environmental Innovation Strategy (APEIS) - building scientific infrastructure for innovative policies for sustainable development. IHDP Update, Newsletter of the International Human Dimensions Programme on Global Environ. Change, 2002
- 王 勤学, 尾藤章雄, 近藤昭彦, 大坪國順: 中国主要穀物生産量の将来予測, CGER-REPORT, CGER-1048-2001, 23-32, 2001
- 王 勤学, 尾藤章雄, 近藤昭彦, 大坪國順, 中谷友樹, 清水 庸: 20-kmグリッドスケールでの中国の食糧需給量バランスの現況と将来予測, CGER-REPORT, CGER-1048-2001 : 53-62, 2001
- Wang Q-X., Otsubo K. : Relationship between Agricultural Land Use Change and Socioeconomic Factors in North-East China Recent Decades, *Land Use and Cover Change*, Science Publishers Inc. : 239-246, 2001
- Wang Q-X., Otsubo K. : A GIS based study on grassland degradation and increase of dust storm in China. In: *Fundamental Issues Affecting Sustainability of the Mongolian Steppe* (edited by T. Chuluun and D. Ojima), Interpress. IISNC, Ulaanbaatar, Mong. : 110-115, 2002
- Wang Q-X., Otsubo K. : Urban Expansion in China During the last Two Decades. In. *Study on the Processes and Impact of Land-Use Change in China* (edited by K. Otsubo), CGER-REPORT, CGER-1053-2002 : 107-114, 2002

- Wang Q-X., Otsubo K. : Digital Database for Diagnostic Analysis of the Environment in Northern and Northeastern China. In: Study on the Processes and Impact of Land-Use Change in China (edited by K. Otsubo), CGER-REPORT, CGER-1053-2002 : 147-158, 2002
- Wang Q-X., Otsubo K. : Desertification in China, Encyclopedia of Life Support Systems (EOLSS), UNESCO, EOLSS Publishers Co. Ltd., Oxford, UK.: 2003(in press)
- Wang Q-X. *et al.* : Estimation of Potential and Convertible Arable Land in China, J. Global Environ. Eng., Vol.8 : 67-78, 2002
- Wang Q-X., Watanabe M. : Validation of a Regional Soil Moisture Simulation Model Combining with MODIS data by using APEIS-FLUX data, ACTA EGOGRAPHICA SIN., 2003(accepted)
- Wang Q., Watanabe M., Hayashi S. and Murakami S. : Using NOAA AVHRR data to assess flood Damage in China, Environ. Monit. and Assess. **82** : 119-148, 2002
- Xu K-Q, Hayashi S., Murakami S., Maki H., Xu B., Watanabe M.: Characteristics of Water Quality in the Changjiang River: Observations from the Joint Survey in the Autumn 1998 and 1999 through the Cooperative Study between NIES and CWRC, ACTA EGOGRAPHICA SIN., 2003(accepted)
- 徐 開欽：中国長江流域における水環境の現状と課題,流域管理の多様性と課題 ECO-frontier (エコフロンティア) NO.6 : 31-41, 2001
- 徐 開欽, 張 繼群, 渡辺正孝：中国長江流域の水環境問題 (7) 2001—水質汚濁の現状と対策, 用水と廃水, **43** (5) : 408-418, 2001
- 徐 開欽, 張 繼群, 渡辺正孝：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, 2001
- 徐 開欽, 張 繼群, 渡辺正孝：中国における西部大開発の概要と生態環境保護の動向, 資源環境対策, **37** (14) : 1483-1496, 2001
- 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
- 徐 開欽, 張 繼群, 渡辺正孝：中国における水資源の現状とその利用動向分析 (1), 資源環境対策, **38** (9) : 934-940, 2002
- 徐 開欽, 張 繼群, 渡辺正孝：中国における水資源の現状とその利用動向分析 (2), 資源環境対策, **39** (1) : 187-199, 2003
- 徐 開欽, 張 繼群, 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
- Yang Y., Watanabe M., Wang Z., Sakura Y., Tang C. : Prediction of soil moisture change under different scenarios of climate change and implication of vegetation changes simulated by WAVES model in Taihang Mountain, Clim. Change, **57**(1):163-183, 2003
- Yang Y., Watanabe M., Sakura Y., Tang C., Hayashi Y. : Groundwater table and recharge changes in piedmont region of Taihang Mountain in North China Plain and its relation to agricultural water use, Water SA. **28**(2) : 171-178,2002
- Zhang J., Xu K-Q., Kameyama S., Watanabe M., Chen X.: Study of Discharge Estimation Approach for Large River Using TOPEX/Poseidon Altimeter Data, ACTA EGOGRAPHICA SIN., 2003(accepted)
- Zhang J., Zhou C., Xu K-Q., Watanabe M. : Flood Disaster Monitoring and Evaluation in China, Global Environmental Change-Human and Policy Dimensions, Environ. Hazards, 2003 (in press)
- Li Y., Zhao X., Wang Q-X., Watanabe M., Tang Y., Yu G., Gu S., Du M. : A Study on the mechanism of productivity formation of alpine meadow ecosystem in the Tibet Plateau , ACTA EGOGRAPHICA SIN.,2003(accepted)

2 口頭発表

発表者・題目・学会等名称・開催都市名・年月

- Chen Z., Zhao Y. XU K., Watanabe M. : Sediment Transfer Modeling of the China' s Yangtze River: Possible Consequences, Proc. Workshop Sustainable Environ. Manage. Catchment Ecosystem Asia-Pac. Reg., Tokyo, 2002.11
- Ding G., Nagasaka M., Inamori Y., Xu K., Sudo R. : Advanced treatment of hairdressing wastewater for reducing pollutant load flowing in eutrophic lakes using sequencing batch reactor and evaluation of nitrification performance based on Testacealobosa, Proc. 9th Int. Conf. Conserv. & Manage. Lakes, Otsu, Jpn., Session 3, 197-200, 2001.11
- 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, つくば市, 2003.3: (第50回日本生態学会誌要綱集)
- Gui P., Inamori R., Mizuochi M., Iwami N., Fujii K., XU K., Inamori Y. : Comparative study on pollutants removals and non-CO2 greenhouse gas emissions control from two typical reed planted constructed wetlands, Proc. 9th Int. Conf. Conserv. & Manage. Lakes, Otsu, Jpn., Session 3, 412-415, 2001.11
- Gui P., Xu K., Mizuochi M., Inamori R., Inamori Y., Iwami N., Fujii K. : The emissions of greenhouse gases from free water surface flow constructed wetland for domestic wastewater treatment, Proc. 1st Int. Water Association(IWA) Asia-Pacific Regional Conf., Fukuoka, Jpn., Vol.2, 351-356, 2001.9
- 萩原富司, 樋渡武彦, 木幡邦男, 白石 明: 松川浦における生物に浄化川河川環境整備のための流域水環境システムモデルの応用, 第36回日本水環境学会年会, 岡山, 2002.3
- Hayashi S. : Integrated modeling of land-surface processes and ecological functions at watershed scale, APEIS Capacity Build. Workshop Integrated Environ. Monit. Asia-Pac. Reg., Beijing, 2002.9
- Hayashi S. : Watershed Hydrological Modeling in Changjiang River Basin, China, Workshop Sustainable Environ. Manage. Catchment Ecosystem Asia-Pac. Reg., Tokyo, 2002.11
- 樋渡武彦, 木幡邦男: 東京湾三番瀬での浅海域生態系の特徴, 日本水環境学会, 関東支部講演会, 2001.2
- 樋渡武彦, 木幡邦男, 萩原富司: アサリ, カキの摂餌速度と潮汐変動との関係, 日本海洋学会, 2002.3
- 樋渡武彦, 木幡邦男, 萩原富司: 福島県松川浦におけるアサリの水管活動に及ぼす潮汐の影響, 第16回日本ベントス学会大会, 2002.10
- Inamori Y., Ding G., Fujii K., Iwami N., Xu K-Q. : Enhancement of activity of microorganism by controlling biophysicochemical growth factors, Proc. Int. aquatic environ. workshop on Core Res. for Evolutional Sci. & Techno., Tsukuba, Jpn., 20-26, 2001.2
- 亀山 哲, 鈴木 透, 金子正美: ランドスケープエコロジーのためのGISデータベース, 国際景観生態学会 (IALE-J) 第11回札幌大会, 札幌, 2001.6
- 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)
- Nakamura F., Kameyama S. : Rapid shrinkage of Kushiro Mire, the largest mire In Japan, and restration project covering the entire watersheds., 8th Int. Congr. Ecol., Seoul-Korea, 2002.8: (Proc. VIII INTECOL pp.194)
- 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・衛星画像解析・シュミレーションモデルの融合を目指して), GIS学会: 第12回バイオリージョンGIS研究会: 京都大会, 京都, 2002.6
- 亀山 哲, 山形与志樹, 中村太士: 湿原環境変動のモニタリングのためのスペクトルミクスチャー解析を用いたWTI (Water-Turbidity Index) と濁度推定モデルの開発? 北海道の釧路湿原を対象として--, IDL/ENVI ユーザーカンファレンス2001, 東京, 2001.10
- 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-, EGS-AGU-EUG Joint Assembly (2003: France), Nies France, 2003.4 ; HS15-1, FR1, P0831
- 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 -, Proc. EGS-AGU-EUG Joint Assembly_2003.4 ; HS15, P0841
- Kohata K. : Overview of Research Project on Water and Material Cycle for Tokyo Bay Restoration, Workshop on Sustainable, Env. Manage. of Catchment Ecosystem in Asia-Pacific Region, Tokyo, 2002.11
- Murakami S. : Application of Sediment Routing Model to Jialingjian Watershed, Workshop on Sustainable Env. Manage. of Catchment Ecosystem in Asia-Pacific Region, Tokyo, 2002.11
- Nakayama T. : Integrated Catchment-based Eco-Hydrology Model assimilated with MODIS Satellite Data, Workshop on Sustainable, Environ. Manage. of Catchment Ecosystem in Asia-Pacific Region, Tokyo, 2002.11.
- Nishimura O., Kohama A., Li X., Kim J., Yamada K., Xu K-Q., Chiba N., Sudo R. : Enhancement of degradation of organic matters by microbial community composed of detritus food chain, Proc. Int. aquatic env.workshop on Core Res. for Evolutional Sci. & Techno., Tsukuba, Jpn., 2044-49, 2001.2
- 岡村和麿, 越川 海 : 春季の長江河口域における粒状物質の特性, 2002年度日本海洋学会秋季大会 (札幌) 要旨集 238, 2002.10
- Suda U., Maki H., Kohata K., Nagata R., Hiwatari T., Hamaoka S., Watanabe M. : Ichthyofauna in the surf zone of reflective sandy beach at Mombetsu. Proc. 18th Int. symp. Okhotsk Sea & sea ice; Okhotsk Sea & Cold Ocean Res. Assoc.. 144-148.2003.2
- Tamura M. : Identification of land-use & land-cover changes In East-Asia, APEIS Capacity Build. Workshop Integrated Environ. Monit. Asia-Pac. Reg., Beijing, 2.9 WANG,Q. 2002. Heat, Water and Carbon Fluxes at Different Ecological Systems, APEIS Capacity Building Workshop on Integrated Env. Monit. of Asia-Pacific Region, Beijing, 2002.9
- Wang Q-X. : Water, Heat and Carbon Fluxes on Various Terrestrial Ecological Systems in China, Workshop Sustainable Env. Manage. Catchment Ecosystem Asia-Pac. Reg., Tokyo, 2002.11
- Watanabe M. : Biogeochemical Process in Changjiang River Catchment, Workshop Sustainable Env. Manage. Catchment Ecosystem in Asia-Pac. Reg., Tokyo, 2002.11
- Watanabe M. : APEIS Integrated Environment Monitoring Network: Objective of the Project, APEIS Capacity Building Workshop Integrated Environ. Monit. Asia-Pac. Reg., Beijing, 2002.9
- Xu K-Q., Inamori Y. : Development of Water Restoration Technology Using Bio-ecoengineering, Proceedings of the 2001 Int. Symp. on Environ. Monit. in East Asia - Remote Sensing and Forests-, Kanazawa, Japan, 128-133, 2001.9
- Yang Y., Inamori Y., Maekawa T., Feng C., Xu K., Sudo R. : Analysis of energy efficiency in thermochemical liquefaction of algae, Proc. 9th Int. Conf. Conservation and Manage. Lakes, Otsu, Jpn., Session 3, 201-204, 2001.11
- Yang Y., Watanabe M. : Prediction of soil moisture under different scenarios of climate change by WAVES models in Taihang Mountain, China, In: Abstracts of Challenges of a changing Earth, Global Change Open Sci. Conf., 118. Amsterdam, 2001.7
- Zhang J., Xu K-Q., Watanabe M. : Estimation of River Discharge using Very High-Resolution Satellite Data in Yangtze River,

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-58-2003

平成15年11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 有限会社 ア レ ス

〒305-0032 茨城県つくば市竹園2-8-11

Published by the National Institute for Environmental Studies

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

November 2003

無断転載を禁じます