

微量有機汚染物質の流出

東京農工大学大学院 共生科学技術研究部 高田秀重・真名垣聡

1. はじめに

陸域から海域への微量有機汚染物質の流出を理解するためには、1) 陸域から河川への流出過程、2) 河川から河口域への輸送過程、3) 河口域における生物地球化学的プロセス、4) 沿岸域における輸送過程、5) 沿岸から外洋への輸送過程、を理解する必要がある。それぞれの過程における微量有機汚染物質の挙動は物質の放出特性と物理化学的性質に支配されて多様である。本稿では環境への放出過程と物理化学的性質の異なる複数の有機汚染物質(図-1)について、それぞれの過程についての研究例を紹介する。

2. 陸域から河川への流出過程

定常時(晴天時)の点源からの河川への流出過程に関してはかなり理解が進んでいる。それに対して、非定常時(雨天時)についての理解は極めて不足している。非定常時には定常時には水が通らない経路からの河川への物質輸送の寄与が大きい。例えば多環芳香族炭化水素類(PAHs)は降雨時に道路排水等の表面流出により、河川にもたらされる(図-2、図-3)。個別的な観測は行われているが、流域全体での積算的な物質輸送量を明らかにするような実測は限られている。

3. 河川から河口域への輸送過程

河川から河口域への輸送過程も粒子吸着態の汚染物質については非定常時(降雨増水時)の寄与が大きい。実測に基づく定量的な研究は少ない。多摩川の田園調布堰での1年間にわたる観測から以下の知見が得られた(図-4、図-5)。淡水は増水時に年間総流出量の57%が流出しているが、粒子の輸送量の場合は増水時の間欠的輸送の寄与が非常に大きく、年間輸送量の93%が増水時に輸送されると推定された。水溶性の汚染物質のLASの場合は平水時の輸送の寄与が大きく、増水時の輸送の寄与は38%と推定された。一方疎水性の汚染物質のLABsの場合には増水時の寄与が大きくなった(59%)。河床に堆積していたものの再懸濁による輸送の寄与が明らかである。さらにPAHsの場合には増水時の寄与は82%と大きくなった。PAHsの場合には前述の降雨時表面流出の寄与があるためと考えられる。

降雨時には河川だけでなく下水処理場からの直接の負荷も増大する場合がある。これが雨天時越流水である(図-6)。東京湾岸の港湾・運河地帯堆積物に雨天時越流水由来の粒子が堆積していることが、明らかになってきた。さらに雨天時越流水は様々な微量汚染物質を海域へもたらす。環境ホルモンの1種のノニルフェノールが雨天時越流により海域にもたらされていることが最近の研究から明らかになってきた(図-8、図-9)。同時に、これらのノニルフェノールの女性ホルモン活性への寄与が大きいことも明らかになってきた。定常時の観測だけに基くと物質輸送も過小評価してしまう上に、汚染物質のリスク評価も過小評価してしまう点に注意を払う必要がある。

4. 河口域における除去過程

河川から輸送された物質は河口域における諸過程を経た後に沿岸域にもたらされる。河口域における諸過程、特に物質の除去過程について定量的に理解する必要がある。多摩川河口（図-10）における観測では、疎水性の汚染物質は粒子への吸着と粒子の堆積により水中からの除去される（図-11）、微生物分解性のある物質の場合には微生物分解を受け、微生物分解の程度は季節変化する（図-12）、さらに光分解も河口域で進行する（図-13）ことなどが明らかになった。

5. 沿岸域における河川経由汚染物質の輸送過程

河川から供給された陸起源物質は、海水と淡水の混合等により沿岸域に広がっていく。逆に陸起源汚染物質の測定から、下水処理水や河川水の沿岸域における動態が理解できる。蛍光増白剤の観測から、東京湾海水中では下水処理水が 1/100 程度の希釈率で存在すると推定された (Managaki and Takada, submitted; 図-14)。また、増水時の河川水と雨天時越流下水による寄与も河口から 10 km 以上沖合の水域で観測される例があった (Managaki and Takada, submitted)。疎水性の汚染物質が河口から 5 km~10 km の海底に高濃度域を形成することも明らかにされた (Takada et al., 1992、図-15)。さらに、蛍光増白剤組成比を詳細に観測することから、沿岸 10km 程度までの海域の堆積物への汚染物質の輸送には河川堆積物が増水時に再懸濁して輸送されるものの寄与が大きいことが明らかにされた (Managaki and Takada, 2005、図-16)。

6. 沿岸から外洋への輸送過程

最近の研究から、河川経由で運ばれる汚染物質の一部が内湾域を抜けて、外洋に運ばれ水深 1000 m 以上の深海底に堆積していることが明らかになった (Managaki and Takada, in preparation、図-17)。しかし、その輸送過程についてはいまだ未知な点が多い。

参考文献

Satoshi Managaki, Hideshige Takada, Dong-Myung Kim, Toshihiro Horiguchi and Hiroaki Shiraishi “Three-dimensional Distributions of Sewage Markers in Tokyo Bay Water - Fluorescent Whitening Agents (FWAs) -“, *Marine Pollution Bulletin*. (submitted)

Satoshi Managaki and Hideshige Takada “Fluorescent Whitening Agents in Tokyo Bay sediments: molecular evidence of lateral transport of land-derived particulate matter.” *Marine Chemistry*, in press, 2005.

Yuko Hayashi, Satoshi Managaki, and Hideshige Takada “Fluorescent Whitening Agents (FWAs) in Tokyo Bay and adjacent rivers: their application as anthropogenic molecular markers in coastal environments. *Environ. Sci. Technol.*, vol.36, p.3556-3563, 2002.

高田 秀重 “陸域から沿岸海域への物質フラックス” *沿岸海洋研究*, vol.34, p.111-117, 1997.

Takada, H., R. Ishiwatari, and N. Ogura “Seasonal variations and modes of riverine input of organic pollutants to the coastal zone: I. Flux of detergent-derived pollutants to Tokyo Bay” *Environ. Sci. Technol.*, vol.26, p.2517-2523, 1992.

Takada, H. and N. Ogura “Removal of Linear Alkylbenzenesulfonates (LAS) in the Tamagawa Estuary” *Mar. Chem.*, vol.37, p.257-273, **1992**.

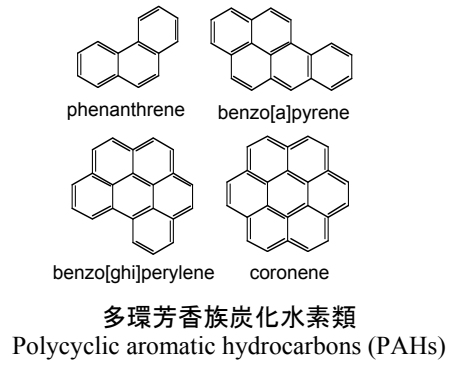
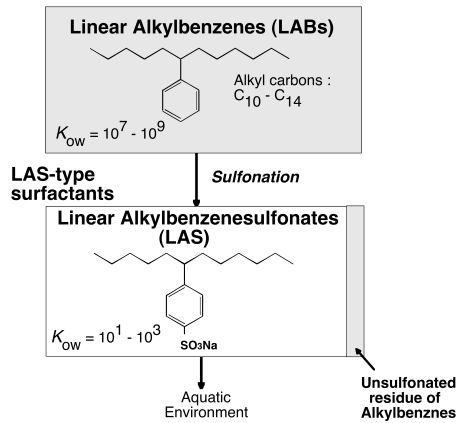
Takada, H., N. Ogura, and R. Ishiwatari “Distribution of Linear alkylbenzenes (LABs) and Linear alkylbenzenesulfonates (LAS) in Tokyo Bay sediments” *Estuarine Coastal Shelf Sci.*, vol.35, p.141-156, **1992**.

Takada, H., T. Onda, and N. Ogura “Determination of polycyclic aromatic hydrocarbons in urban street dusts and their source materials by capillary gas chromatography” *Environ. Sci. Technol.*, vol.24, p.1179-1186, **1990**.

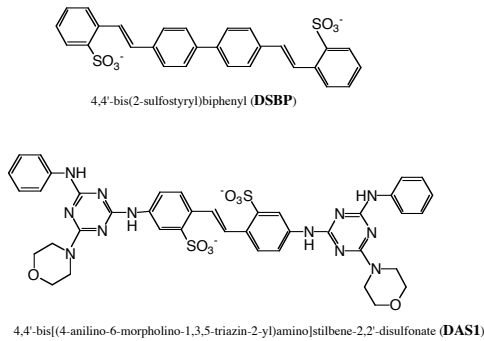
伊藤 正義、高田 秀重、小倉 紀雄 “増水時の河川における微量有機汚染物質の挙動” *地球化学*, vol. 24, p. 105-114, **1990**.

高田 秀重、石渡 良志 “多摩川（調布堰）河川水中の直鎖アルキルベンゼンスルホン酸塩（LAS）の挙動” *水質汚濁研究*, vol. 11, p. 569-576, **1988**.

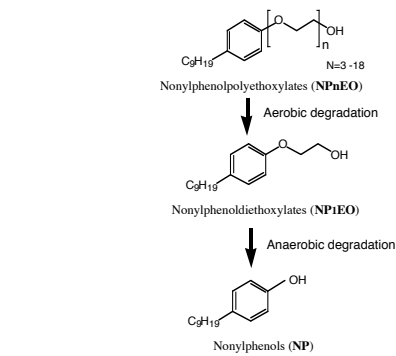
石渡 良志、高田 秀重、斉藤 裕政、尹 順子 “東京湾周辺環境における有機汚染物質の挙動：多環芳香族炭化水素およびアルキルベンゼン” *Res. Org. Geochem.*, vol.5, p.51-55, **1986**.



直鎖アルキルベンゼンと直鎖アルキルベンゼンスルホン酸塩
Linear alkylbenzenes (LABs) and linear alkylbenzenesulfonates (LAS)



蛍光増白剤
Fluorescent Whitening Agents (FWAs)



ノニルフェノールポリエトキシレート(NPEO)から
ノニルフェノール(NP)の生成

図 1-対象化学物質の構造式

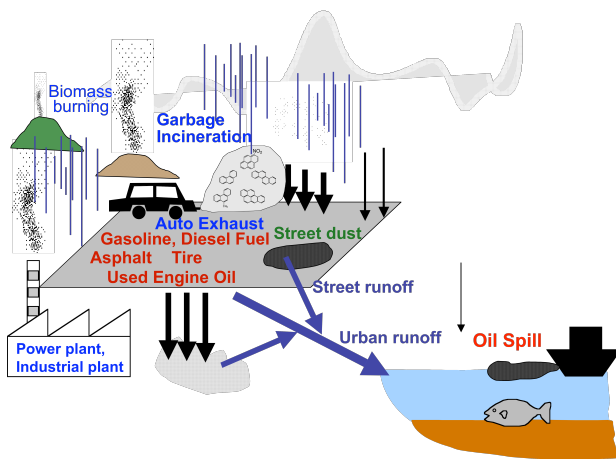


図 2-PAHs の輸送経路

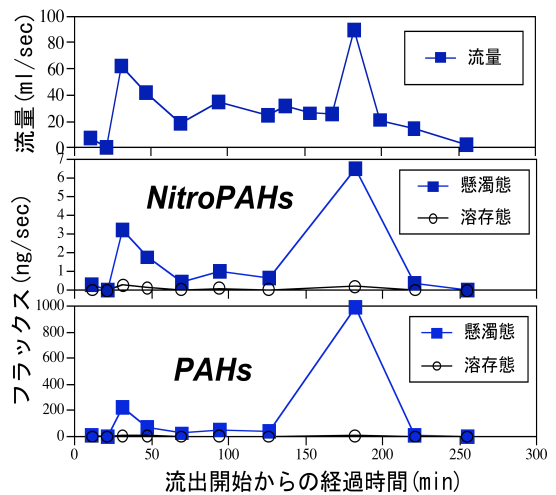


図 3-道路排水による PAHs の雨天時流出

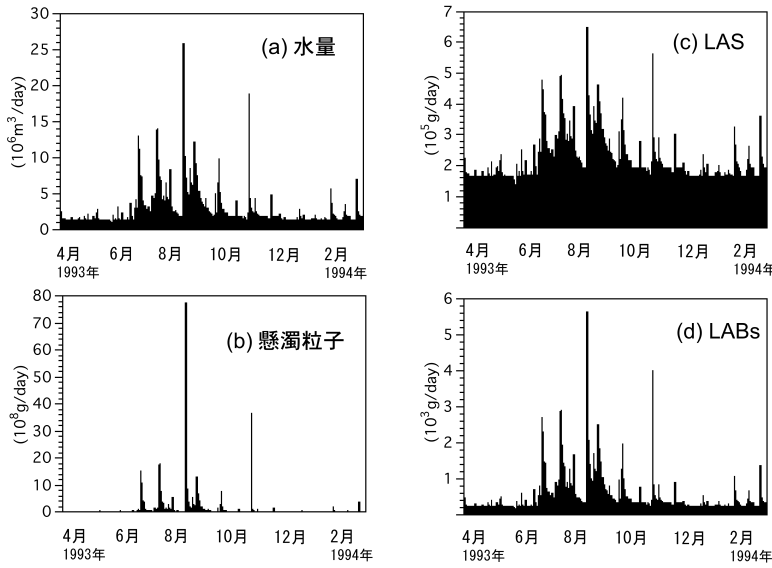


図 4-多摩川（田園調布堰）からの水、粒子および各種化学物質の通過量

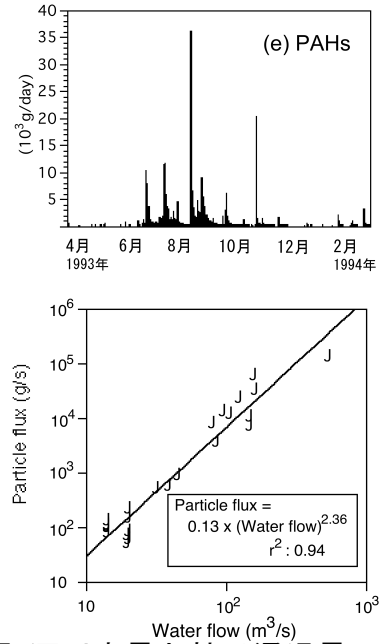


図 5-河川水量と粒子通過量の関係

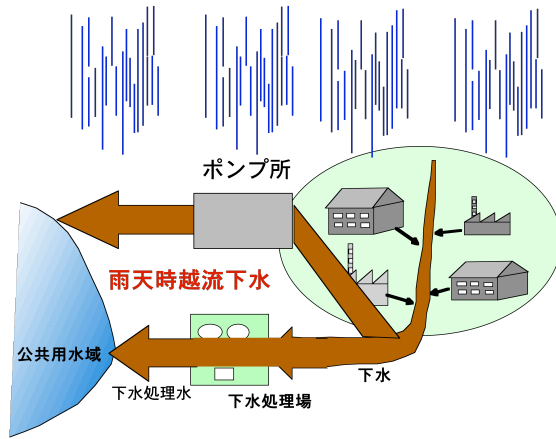


図 6-雨天時越流下水 (CSO)

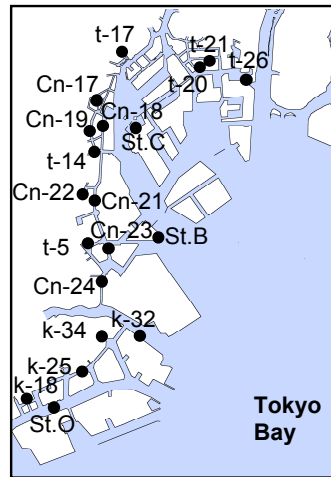


図 7-東京湾岸運河地帯における堆積物採取地点

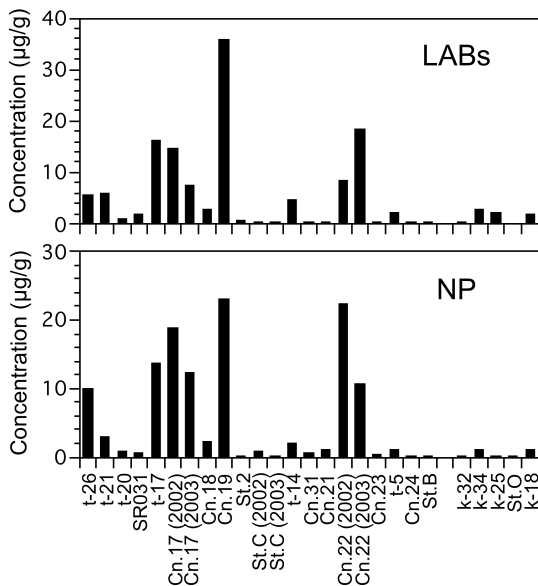


図 8-東京湾岸運河地帯堆積物中の LABs 濃度および NP 濃度

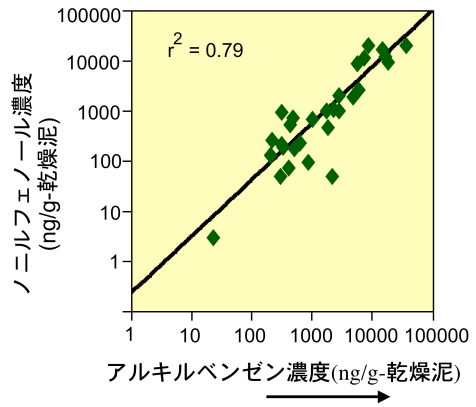


図 9-堆積物中の LABs 濃度と NP 濃度の相関

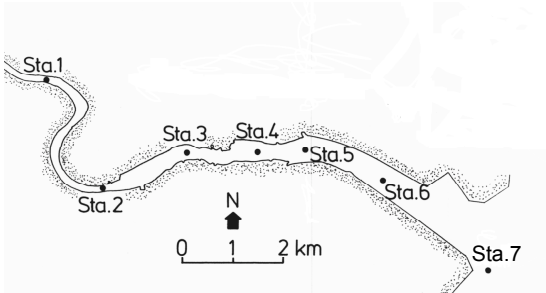


図 10-多摩川河口域における水試料採取地点

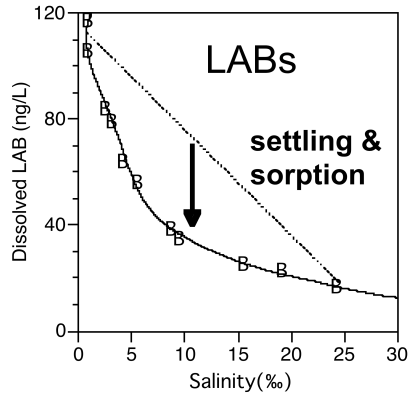


図 11-多摩川河口域における LABs-塩分ダイアグラム

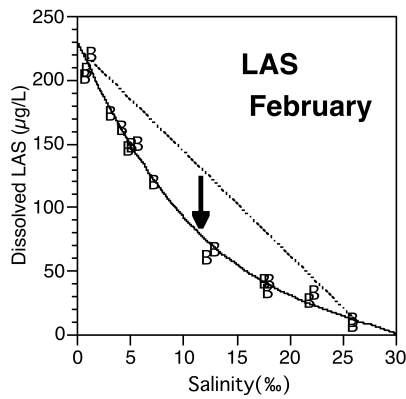
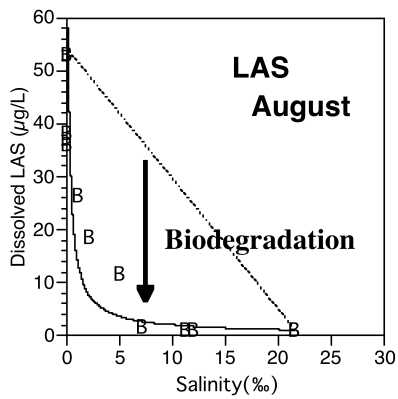


図 12-多摩川河口域における LAS-塩分ダイアグラム

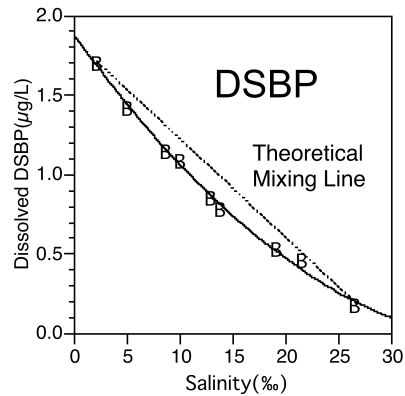
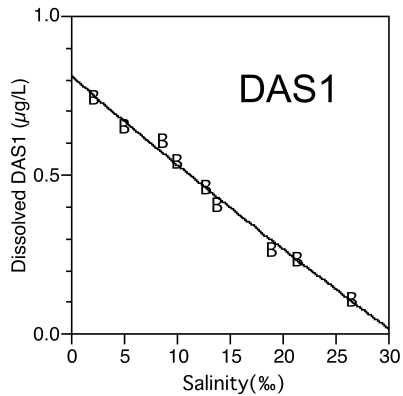
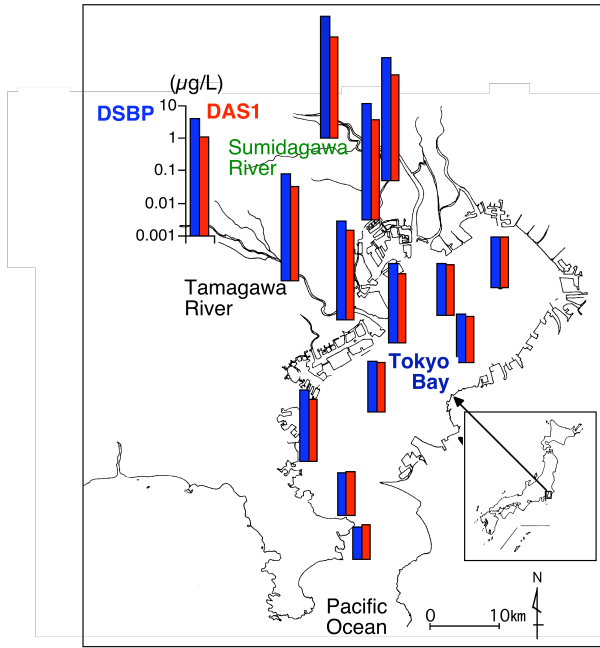


図 13-多摩川河口域における蛍光増白剤-塩分ダイアグラム



Concentrations of dissolved FWAs in Tokyo Bay (surface) and river water

図 14-東京湾海水中の蛍光増白剤の分布

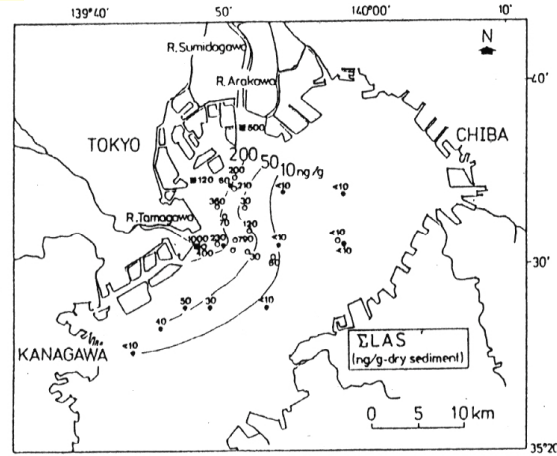
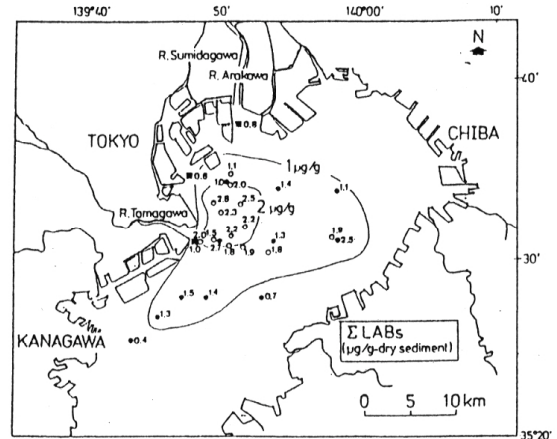


図 15-東京湾堆積物中のLABs およびLASの平面分布

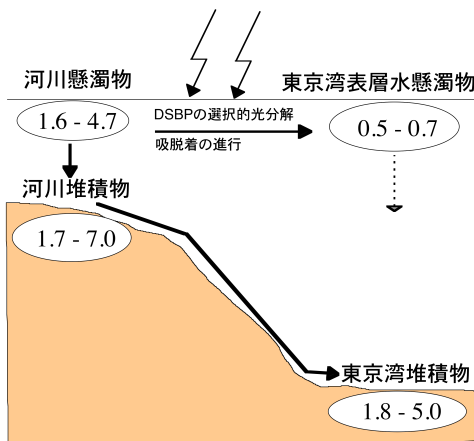
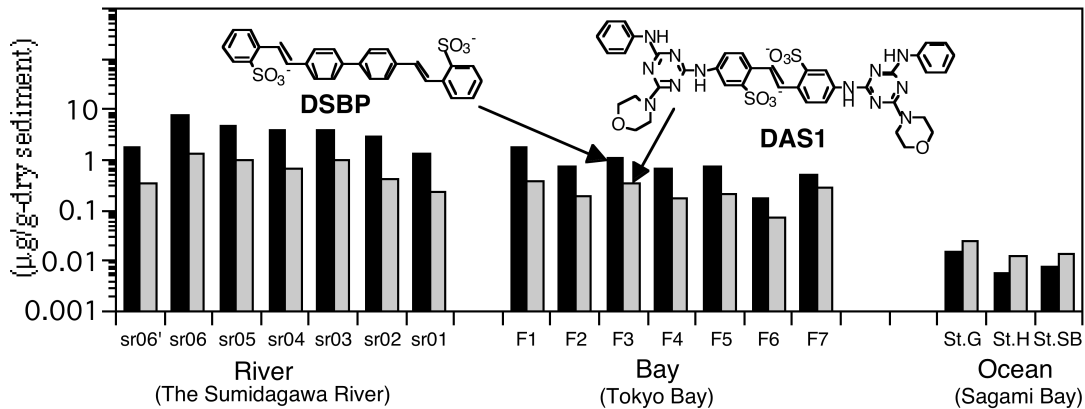


図 16-DSBP/DAS1 比から推定される東京湾堆積物への粒子の輸送過程



Closed bar: DSBO; Hatched bar: DAS1

図 17-河川、内湾、外洋堆積物中の蛍光増白剤濃度

陸域と水域を一体的に扱う水物質循環モデルを用いた施策検討の試み
 - 霞ヶ浦流域についてのケーススタディから -

国土技術政策総合研究所 環境研究部河川環境研究室 藤田光一

1. 検討の基本スタンス

(1) 課題認識 1

関係者全員が複雑な水物質循環現象の構造と問題の構図を理解した上で、行政による施策や事業、各主体による活動等の効果・影響を評価し、互いの利害関係を調整し、対策の全体的方向性を探り、総合的な取り組みにつなげていくための手法を見出すことは容易ではない。

(2) 課題認識 2

複雑な現象を構成する各パーツについての現象解明や研究開発がそれなりに進む中で、それらの成果を有機的に連携させ、課題解決に役立つよう再統合していく手法をいかに確立・定着させていくかも重要な課題である。

(3) 検討目標

水物質循環の変質がもたらす水環境問題の難しさが端的に現れる陸域～閉鎖性水域にわたる圏域を取り上げ、水物質循環モデルの適用が政策実行にどのように役立ち得るかを、その課題とともに考えていく。

注) 実際の湖における種々の施策の効果に関する定量的記述は、モデル適用のあり方を議論するためのものであり、個々の施策の評価を意図するものではないこと、効果がモデルや用いるパラメータによって変わり得るものであることに留意されたい。

2. 用いた水物質循環モデルの特徴

(1) 水域モデルと陸域モデルの一体化

利用した流域水物質循環モデルは陸域モデルと湖沼モデルから構成されている。モデルの構成を表 - 1 に示す。陸域モデルと湖沼モデルが結合され、陸域と水域に関する施策を組み合わせられた検討ができる。本モデルで追跡対象とする主な物質は、陸域モデルでは COD, N, P, 湖沼モデルでは COD, N, P, Chl-a である。

(2) GIS との連動

表 - 1 流域水物質循環モデルの構成

		水循環モデル	物質循環モデル
陸域モデル	蒸発散モデル	降雨は土地利用に応じて蒸発散・地下浸透・表面流出に分配させる。 蒸発散は Thornthwaite 式 ⁶⁾ 。	雨水に含まれる負荷は、地下浸透量、表面流出量に応じて、地下水モデル及び地表流モデルに与える。
	地下水モデル	水の挙動(水位、流速)の基礎式: 平面2次元多層浸透流。 地表への湧出(湧水量): 地下水位と地表面標高との水位差に透水係数を乗じる。	物質の挙動(移動、拡散)の基礎式: 平面2次元移流拡散方程式(土壌への吸着を考慮)。
	地表流モデル	水の挙動(水位、流速)の基礎式: 平面2次元不定流(Dynamic-wave式)。 メッシュ内で発生する表面流出量、地下水湧出量、人工系発生活污水量が連続式の増分として与えられる。 水田の表面流出は降雨時には一時田面に貯留された後、水田の欠口部から流出(基礎式は水田に対する連続式)。	物質の挙動(移動、拡散)の基礎式: 人工系排出負荷と自然系排出負荷、湧水負荷を入力条件としたメッシュ単位での収支式。 流域の浄化機能の基礎式: Streeter-Phelps式 自然系排出負荷は負荷量堆積を考慮した雨天時流出負荷量算定モデルを用い(降雨時のみ流出)。 ただし、農地については地下浸透も考慮(灌漑期の水田は非降雨時も浸透)。
	河道モデル	水の挙動(水位、流速)の基礎式: 1次元Kinematic-waveモデル	物質の挙動(移動、拡散)の基礎式: 1次元移流方程式 (河川の浄化機能はStreeter-Phelps式)
	人工系モデル	上水、工業用水、農業用水は、当該メッシュの地下水、河道、湖沼から取水。 排水(生活系、工業系)は、当該メッシュの地表流モデルに与える。 ただし、下水処理、し尿処理の排水は処理場から処理場から地表流又は湖沼モデルに与える。	生活系・畜産系・産業系の排出負荷量はメッシュごとにGISを用いて原単位法にり計算し地表流モデルの入力条件とする。 ただし、下水処理、し尿処理の排出負荷については処理場から地表流又は湖沼モデルに与える。
湖沼モデル	水域分割: 7つのBoxに分割した1層モデル。 水収支: Box毎に流入流量、取排水量から容積変化を計算し、過不足分を下流Boxから調整する。	流入流出過程と移流拡散過程と当該物質の反応過程を表現する物質収支式	

図 - 1 に示すように、検討対象の流域が 500m のメッシュに分割され、必要な流域情報(地形, 土地利用, 人口, 家畜飼養頭数等)が GIS データとして格納されており、流域水物質循環モデルの入力データとして接続することにより、シミュレーションが実行される。流域が異なっても、同様の GIS データが整理されれば、流域情報のモデルへのインプットを行うことができる。また GIS をプラットフォームとしたユーザーインターフェースの整備により、シミュレーションの実行に必要な水環境改善に係る施策の選択と条件入力, モデルの実行, 結果の可視化などの一連の操作を 1 つのインターフェースの中で行うことができる。

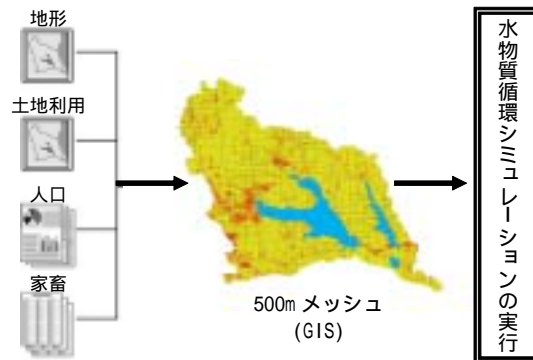


図 - 1 GIS と連動した計算

(3) 降雨に伴う陸域からの負荷の表現

表 - 1 に示すとおり、自然系排出負荷については、負荷量堆積を考慮した雨天時流出モデルを用いているので、降雨に伴う面源負荷がある程度再現できるようになっている。図 - 2 に、次章で述べる霞ヶ浦流域についての再現例を示す。

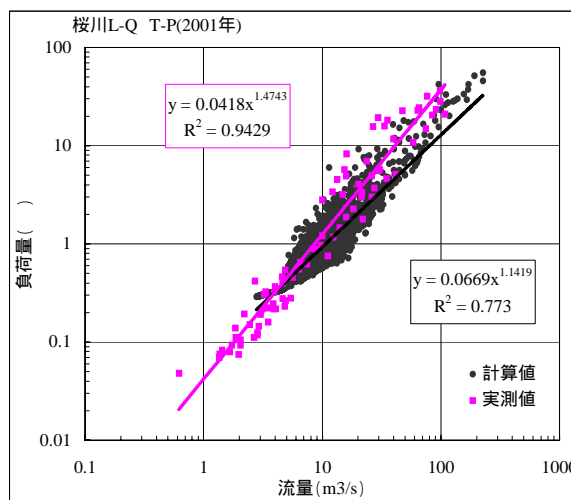


図 - 2 モデルによる陸域からの負荷の再現値 (桜川における T-P 負荷)

3. 霞ヶ浦を対象にした検討

(1) 水環境の変遷

霞ヶ浦では、昭和 30 年代始めまでは概ね良好な水環境が保たれていたが、昭和 40 年代に水質悪化が明確になり、昭和 50 年代半ばに湖心の COD が 10mg/L を超えた。昭和 60 年代以降、目立った水質改善は全体的には見られておらず、COD, T-N は横這いで、T-P は増加傾向にある(図-3 の「実測値」)。現在、第 4 期湖沼水質保全計画(平成 13~17 年度)に基づき、流域対策(下水道整備, 面源負荷対策等), 湖沼内対策(浚渫による底泥溶出負荷削減, 浄化用水の導入等)といった水質保全対策が行われている。

霞ヶ浦は、陸域(流域)~閉鎖性水域にわたる水物質循環の変質をもたらす問題の難しさをよく表しており、陸域モデルと湖沼モデルを一体化した本モデルの適用性を

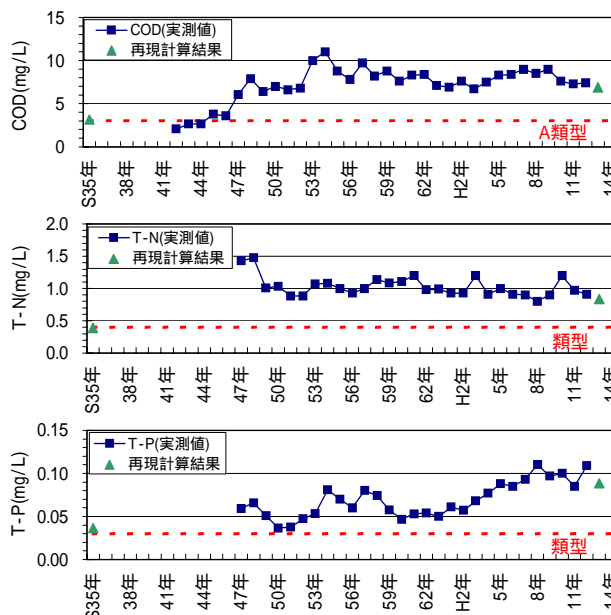


図 - 3 霞ヶ浦における水質の変遷(湖心)

検討するのに適したフィールドである。

(2) 現在と過去の水質再現の試み

現況の霞ヶ浦における水質レベルの再現性を調べた。現況の再現にあたっては、第4期湖沼水質保全計画に係る資料等をもとに流域条件、汚濁負荷原単位等を設定し、平成11～15年の5年間の気象条件(降雨量、気温等)を入力することでシミュレーションを実施した。河川流出量・流出負荷量、湖沼水質の再現結果を、降雨量が平均的であった平成13年(以後、「現況」)を中心に図-4、図-5に示す。これより、現況の霞ヶ浦における水質の年平均レベルでの再現性は得られたと考えられる。

次に、過去の霞ヶ浦における水質の再現を検討した。汚濁が進んでいなかった昭和35年(以後、「過去」と呼ぶ)を対象とし、現在知りうる当時の流域条件及び水域条件のもとで、第4期湖沼水質保全計画の汚濁負荷原単位を用いて計算を行った。なお、当時の知見がない条件については、水物質循環へ与える影響が大きいと考えられる項目については現況と同じ値を与える等の方法で設定した。また、底質条件(溶出速度)については、現況再現計算の溶出速度設定値に対し水温20で5割になるように設定した。陸域モデルは平成13年の1年間の気象条件で、それをうけた湖沼モデルは平成11～15年の5年間の気象条件で計算を行い、5年分の計算値を平均することで評価した。その結果、湖心の水質はCOD3.2mg/Lとなり(図-3中の)、霞ヶ浦の汚濁が進んでいなかった頃の水質を概ね反映する結果となった。なお、ここに示す再現の詳細は、藤田・伊藤ほか(2005)を参照されたい。

(3) 水環境改善の総合取り組みに向けた感度分析

a) 内部負荷と外部負荷削減が水質に与える影響の比較

内部負荷と外部負荷のそれぞれが水質に与える影響について考察するため、内部負荷量、外部負荷量、及び両者の組合せについて、現況の75%、50%、25%、0%としたケースのCOD計算結果を比較した(図-6)。ここでの外部負荷は湖への流入ベースの値で計算している。この図から、本モデルでは内部負荷の削減と外部負荷の削減には同程度の水質改善効果がでてくることになり、水域と陸域の対策の balan

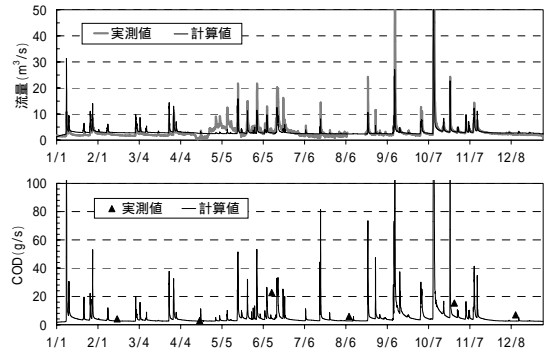


図-4 流量・負荷量の再現結果(恋瀬川:平成13年)

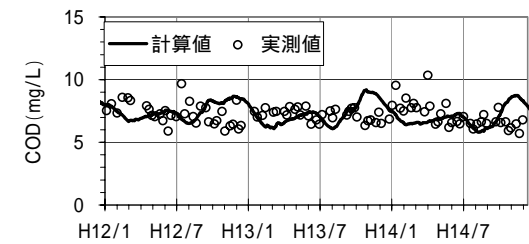


図-5 霞ヶ浦の水質再現結果(湖心:平成12～14年)

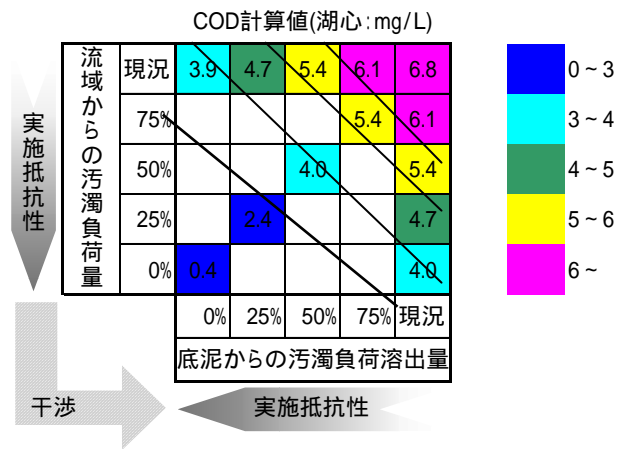


図-6 内部負荷削減と流域からの負荷削減が水質改善に与える効果の比較

スや組み合わせを考慮することの重要性が確認されたと言える。

b) 様々な施策をイメージした感度分析

表 - 2 が計算対象にした対策である(湖内対策と流域対策を区分)。ここで重点再生エリアとは、狭い囲い込み水域内に導水することで、その内側のみではあるが良好な水域が速やかに形成されることを期待して設定した。各対策についての条件やパラメータ設定に際しては、全てについて明確な根拠を持って与えることは現時点では難しく、割り切って設定しているものも多く含まれている(詳細は藤田・伊藤ら(2005))。その意味でここでは感度分析としている。

各施策を現況条件に対して個々に実施した場合の湖心水質(COD)の変化を図 - 7 に示す。図には施策の組み合わせ効果についても示している(組み合わせられる施策を包含する灰色の棒により表示)。組合せ1はインフラ整備が主体となるもの、組合せ2は、自然機能の回復を中心にするもの組合せ3は流域住民参加型とも呼べるものである。いずれについても、各施策単独よりも相当程度効果が増大すること、しかしそれでも、1つの組み合わせだけで劇的な水質改善が図られるわけではないことがわかる。このことは、複数の施策群をさらに融合させることの重要性を示している。

4. モデル適用の効果と課題

(1) 目標達成の観点からの各施策の位置づけを議論しやすくなる

陸域(流域)と水域を一体化した水物質循環モデルの効用として、全体状況が見やすくなることはやはり大きい。感度分析の段階とは言え、それぞれの施策やそれらの組み合わせの効果を横並びで検討できる。陸域と水域の役割分担の検討も行える。

(2) 多様な主体による総合的な

表 - 2 感度分析を行った施策の概要

水環境施策		対策
組合せ1	下水道の整備：流域内の下水道処理人口比率を46%から100%まで向上	流域
	高度処理型合併処理浄化槽の整備：下水道未整備の全人口に対して100%整備	流域
	透水性舗装：流域内の全道路に透水係数 1.0×10^{-2} cm/sの透水性舗装を整備することで表面流出を抑える設定とした	流域
	下水処理水の再利用：全下水処理水を生活用水として再利用することで生活用水取水量と下水処理場からの排水量を削減する設定とした	流域
	浄化用水の導入：那珂川(COD 2.0mg/L, T-N 1.44mg/L, T-P 0.038mg/L)からの浄化用水を土浦に15m ³ /s導水	湖内
組合せ2	溶出量削減：湖内全域にわたって、底質からの溶出速度を現況設定値からさらにCOD75%, T-N50%, T-P60%削減	湖内
	植生浄化：昭和35年時の植生面積14.932km ² を再生することで植生による浄化(COD 0.08g/m ² /日, T-N 0.07g/m ² /日, T-P 0.006g/m ² /日)の回復を図る	湖内
	シジミ浄化：昭和35年時の漁獲量3,000tを再生することで、シジミによる浄化(COD 1.97kg/シジミt/日, T-N 0.643kg/シジミt/日, T-P 0.005kg/シジミt/日)の回復を図る	湖内
	湿地浄化：主要10河川の河口部に1km ² の湿地を確保することで植生・土壌・生態系等の機能を活用した浄化を図る	流域
	各戸雨水貯留浸透の整備：全家庭の屋根全体に貯留高さ10mmの貯留浸透施設を設置することで表面流出を抑える設定とした	流域
組合せ3	環境保全型ライフスタイルへの転換：全住民が環境保全型ライフスタイルを実行することで排水量が36%削減されると設定した。また、生活雑排水未処理人口の生活雑排水からCOD 28%, T-N 30%, T-P 20%が削減されると設定した	流域
	環境保全型農業：環境保全型農業推進により田畑への施肥量を削減し、作物の生長に必要な分以外を100%削減する設定とした	流域
	家畜し尿の農地還元：全家庭し尿を農地に還元することで家畜由来の負荷量を100%削減する設定とした	流域
	水産負荷対策：コイ養殖からの水産負荷を0にする	湖内
	重点再生エリア：透過堤によって0.09km ² の範囲を囲い込み、那珂川から0.1m ³ /sを導水する	湖内

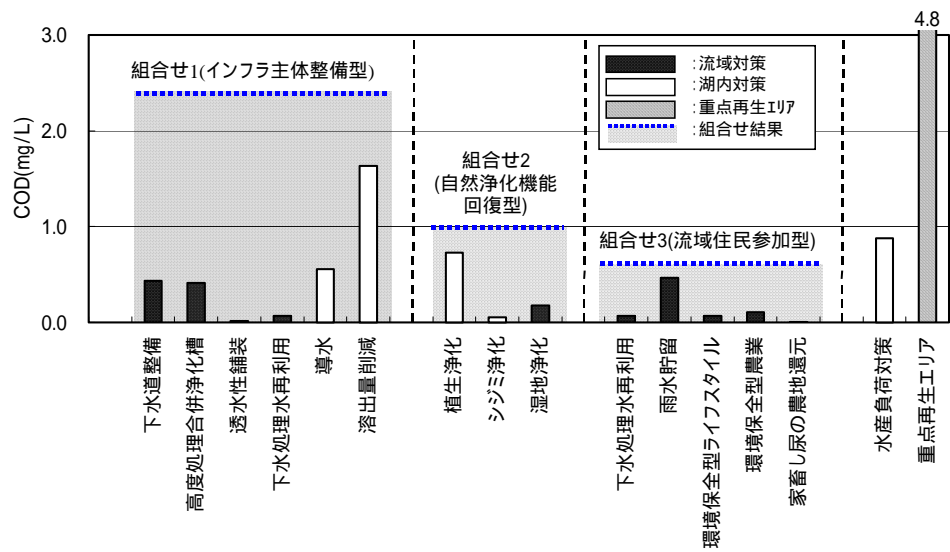


図 - 7 施策をイメージした感度分析の結果一覧

取り組みに向けた合意形成や結集を促す支援ツールとして有望

流域条件の変更や種々の施策の設定が比較的やりやすいという本モデルおよびソフトの特徴を活かすことで、様々な条件下での計算や表示、比較を機動的に行い、問題の構図や各施策の特長の理解増進に役立てるという使い方も可能である。

(3)多面的な施策評価を忘れてはならない

モデルの結果を評価に用いる際には、各組み合わせの効果やコスト（初期と維持管理段階）の比較とともに、数字だけでは表現できない質の違いにも留意すべきである。これには、施策実行面での確実性・信頼性・迅速性、地域住民への波及・浸透効果と好循環創出効果、自然とのふれ合い増進や教育の効果、地域づくりにかかわる効果など様々なものが考えられ、これらを含めた多面的な評価も施策やその組み合わせの選択において欠かすことができない。

(4)モデルの精度や信頼性に関する限界をどう扱うかが大きな課題として依然残る

湖沼の水質形成機構は大変複雑であり、霞ヶ浦についても、湖水の白濁化と水質の関係や底泥溶出メカニズムなど、新たな現象が注目されている(関・福島ほか(2005)、松重・今井ほか(2005))。現象解明に基づくモデル自体の精度向上を図ることの重要性は言うまでもないが、ここで扱っているような多くの過程と支配要因が入り組んだ環境問題特有の複雑な現象については、より適切な施策実行への支援という観点から、その時々で実用性のあるモデルを合理的に使いこなすというアプローチも同時に重視されるべきであろう。

たとえば、チューニングの際に優先的に設定するパラメータを変えて、さらには構造の異なるモデルを用いて施策効果を計算し比較しておくことが考えられる。これを、施策効果のとりうる幅を織り込んだ（大きなはずれのない）施策選択という現実的な戦略に役立てることがまず考えられる。また、施策効果の計算結果に大きな違いをもたらすパラメータや条件を見出すことで、目標達成戦略を立てる上で、特に重要な現象解明やモデル化、モニタリングのターゲットをある程度客観的に絞ることができる。

(5)モデルから算出される結果の意味を表現する部分が重要になっていく

本論のモデルで言えば、CODが評価に用いる代表的な出力であるが、水環境の改善や生物多様性の回復、流域水物質循環系の改善は、それだけで評価できるものではない。また、それは地域住民にとっても必ずしも理解しやすい指標とは言えない。モデル出力の持つ意味を翻訳する部分を付加し向上させていくことが重要と考えられる。

(6)長期にわたる環境変遷をモデルでどのように表現していくか

湖沼の水環境変化は、その“蓄積性”から、改善プロセスも含め長期にわたることが一般的である。大局的に大きな誤りのないよう施策群を方向付けしていくという観点からは、水環境の悪化以前から悪化した現在に至るまでの変化についての再現性を使用するモデルで得ておきたいところである。しかし、現状の水物質循環モデルは比較的短期の事象を対象にしておき、物質のストックについて十分表現できるものになっていない。また、水質-低次生態系モデルについても数十年前の現象が扱えるのかという議論がある。本論では便宜的なやり方で過去と現在を比較したが、その妥当性も含め、長期的な環境変化の分析・予測に対するモデル適用のあり方を検討することも大事と考えられる。

(7)陸域～沿岸海域間の現象はさらに複雑であろう

陸域と水域あるいは沿岸海域とのつながりを技術的にとらえて分析し、包括的施策にまでつな

げて行こうとする場合， 考慮すべき物質とその考えられる役割， それらが運ばれる形態（含；キャリアーとその移動形態）， 物質が水域あるいは海域において、生物にどのように使われるかの知見とそこから導かれる重要物質（へのフィードバック）， 海域のハビタット形成に寄与するもの，あるいはその悪化に寄与するものという視点からの重要物質（やはりへのフィードバック），に関する最低限の共通認識が必要となろう．ここで取り上げた事例においては，N，Pの過剰な供給が富栄養化をもたらすという（前述のように新しく解明すべき現象は出てきているが大局的には）定着した枠組みに乗る形で感度分析を行っている．一方，陸域～沿岸海域を扱う場合，上記～についての枠組みから種々の検討を始めなければならない段階にあるとも考えられる．ただし，定まった枠組みの下での陸域と水域の施策の総合検討という事例は，最終ゴールであるはずの総合的施策の体系化に向けたアプローチ法の全体イメージの明確化には，有用なアナロジーとなるのではないか．

参考文献

- 茨城県生活環境部霞ヶ浦対策課(2004)：第4期の霞ヶ浦に係る湖沼水質保全計画策定関係資料集．
関智弥，福島武彦，今井章雄，松重一夫(2005)：霞ヶ浦における濁度上昇要因，第39回日本水環境学会年会講演集．
- 千葉県(2004)：印旛沼流域水循環健全化緊急行動計画書、印旛沼再生～恵みの沼をふたたび～．
藤田光一，伊藤弘之，小路剛志，安間智之(2004)：GIS、流域水物質循環モデルを活用した水政策検討，土木技術資料，46-7，p20-25．
- 藤田光一，伊藤弘之，小路剛志，安間智之(2005)：水環境問題解決への水物質循環モデル適用の試みとその課題，土木学会水工学委員会河川部会，河川技術論文集，第11巻（投稿中）．
- 松重一夫，今井章雄，小松一弘(2005)：霞ヶ浦長期モニタリングにおける水質変動，第39回日本水環境学会年会講演集．
- 水資源開発公団霞ヶ浦開発事業建設部(1996)：霞ヶ浦開発事業誌．