閉鎖性水域の底泥対策技術に関する研究

高柳淳二[1)] 坂之井和之[2)] 佐合純造[3)] 鈴木穣[4)] 田中宏明[5)] 阿部千雅[6)] 津森ジュン[7)]
中薗孝裕[8)] 尾崎正明[9)] 山下洋正[10)] 南山瑞彦[11)] 天野邦彦[12)] 中村圭吾[13)] 時岡利和[14)]

Research on Techniques for Treating Bottom Sediment at Enclosed Water Areas

Junji TAKAYANAGI, Kazuyuki SAKANOI, Junzo SAGO, Yutaka SUZUKI,
Hiroaki TANAKA, Chika ABE, Jun TSUMORI, Takahiro NAKAZONO,
Masaaki OZAKI, Hiromasa YAMASHITA, Mizuhiko MINAMIYAMA,
Kunihiko AMANO, Keigo NAKAMURA, and Toshikazu TOKIOKA

要旨

富栄養化など汚濁の進んだ湖沼等の閉鎖性水域では、堆積した底泥からの窒素やリンなど栄養塩の溶出が水質改善の進まない大きな要因の一つとなっている。このため、浚渫などの底泥対策が取られているが、必ずしも十分な効果を発揮しているとは言えないことから、底泥からの栄養塩の溶出メカニズムを把握するとともに有機性有害物質などの新たな化学物質に対する安全性や生物多様性の保全も視野に入れた新しい底泥対策の技術開発が求められている。こうした背景のもと、本重点プロジェクト研究では、底泥における栄養塩類の堆積・溶出のメカニズムの解明と、これを踏まえた水環境改善のための底泥対策手法、流入河川からの堆積物抑制手法（湖内湖浄化法）等の開発を行った。

キーワード：底泥、栄養塩、有機性有害物質、湖底生態系、湖内湖浄化法

Synopsis

Contaminated sediment in a eutrophic lake causes elution of nitrogen and phosphorus, and is one of the major causes of water pollution. In Japan dredging is a main countermeasure against contaminated sediment. However, due to new problems such as endocrine disrupters, toxic substances, and conservation of biodiversity, the development of new sediment treatment methods is required. In this project we study a sediment treatment method that causes less damage to the benthic ecosystem, risk management and stabilization of bottom sediment, standardization of the method for evaluating sediment treatment techniques, and countermeasures for inflow sediment from rivers.

Key Words: lake sediment, nutrient salts, polycyclic aromatic hydrocarbons , benthic ecosystem, artificial lagoon

1)前独立行政法人土木研究所 水環境研究グループ長（現国土交通省国土技術政策総合研究所環境研究部長）
2)元独立行政法人土木研究所 水環境研究グループ長（現(財)リバーフロント整備センター研究第三部長）
3)元独立行政法人土木研究所 水循環研究グループ長（現(財)リバーフロント整備センター研究技術普及部長）
4)独立行政法人土木研究所 水環境研究グループ水質チーム上席研究員
5)元独立行政法人土木研究所 水循環研究グループ水質チーム上席研究員（現京都大学大学院工学研究科附属流域圏総合環境質研究センター教授）
6)前独立行政法人土木研究所 水環境研究グループ水質チーム主任研究員（現国土交通省国土計画局大都市圏計画課専門調査官）
7)元独立行政法人土木研究所 水循環研究グループ水質チーム主任研究員（現国土交通省近畿地方整備局琵琶湖河川事務所事務所長）
8)独立行政法人土木研究所 水環境研究グループ水質チーム専門研究員
9)独立行政法人土木研究所 材料地盤研究グループリサイクルチーム上席研究員
10)独立行政法人土木研究所 材料地盤研究グループリサイクルチーム主任研究員
11)前独立行政法人土木研究所 材料地盤研究グループリサイクルチーム主任研究員（現国土交通省国土技術政策総合研究所下水道研究部下水処理研究室長）
12)独立行政法人土木研究所 水環境研究グループ河川生態チーム上席研究員
13)独立行政法人土木研究所 水環境研究グループ河川生態チーム主任研究員
14)前独立行政法人土木研究所 水循環研究グループ河川生態チーム研究員（現独立行政法人土木研究所水災害研究グループ国際普及チーム研究員）

閉鎖性水域の底泥対策技術に関する研究

目　　次

１．はじめに・・・４

1.1　研究の必要性・・４

1.2　研究の範囲と達成目標・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・４

1.3　個別課題の構成・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・４

２．底泥―水間の物質移動に関する調査・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・５

2.1　概説・・５

2.2　底質からの栄養塩溶出機構・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・５

2.3　溶出量推定方法の開発・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・１３

2.4　試験方法の提案・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・２１

2.5　まとめ・・・２２

３．底泥中の有機性有害物質の実態および挙動に関する研究・・・・・・・・・・・・・・・・・２３

3.1　概説・・２３

3.2　研究方法・・２３

3.3　考察・・２７

3.4　まとめ・・・２８

４．湖底生態系に配慮した新しい底泥処理技術に関する基礎的研究・・・・・・・・・・・・・２９

4.1　概説・・２９

4.2　研究方法・・２９

4.3　研究結果・・３２

4.4　考察・・３７

4.5　まとめ　・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・３９

５．流入河川からのセディメント（堆積物）の抑制手法の開発・・・・・・・・・・・・・・・４１

5.1　概説・・４１

5.2　研究方法　・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・４１

5.3　研究結果　・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・４２

5.4　まとめ　・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・４７

６．おわりに・・・４９

6.1　研究の成果・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・４９

6.2　事業・社会への貢献・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・５０

１．はじめに

1.1 研究の必要性

全国的にみて、湖沼等の閉鎖性水域では河川に比べ水質環境基準（BOD、COD）の達成率は停滞する傾向にあり、達成率そのものが依然として低い状況にある。また、一部の湖沼等においては、富栄養化をはじめとした水環境の悪化が進行し、水利用や生態系への悪影響が生じている。

富栄養化など汚濁の進んだ湖沼等の閉鎖性水域では、堆積した底泥からの窒素やリンなど栄養塩の溶出が水質改善の進まない大きな要因の一つとなっていると考えられる。このため、浚渫などの底泥対策が取られているが、必ずしも十分な効果を発揮しているとは言えないことから、底泥からの栄養塩の溶出メカニズムを把握するとともに有機性有害物質などの新たな化学物質に対する安全性や生物多様性の保全も視野に入れた新しい底泥対策の技術開発が求められている。

1.2 研究の範囲と達成目標

本重点プロジェクト研究では、湖沼等の閉鎖性水域における水環境のメカニズムの中で解明が遅れている「底泥物質が水質に与える影響」に焦点を当て、底泥における栄養塩類の堆積・溶出のメカニズムの解明と、これを踏まえた水環境改善のための底泥対策手法、流入河川からの堆積物抑制手法等の開発を行う。このため、以下の達成目標を設定した。

① 底泥からの栄養塩類溶出量の推定手法の開発

本達成目標は、底泥が水質に与える影響評価手法を確立するため、底泥からの栄養塩類等の溶出に関する溶出機構の解明、および、溶出量推定手法の提案を行うとともに、底泥からの溶出に関する測定技術の開発を行うものである。

② 水環境を改善するための底泥安定化手法の開発

本達成目標は底泥中の有機性有害物質の実態把握と挙動解明及び湖底生態系に配慮した底泥処理技術に関する提案を行うものである

③ 流入河川からのセディメント（堆積物）の抑制手法の開発

本達成目標は湖沼における面原負荷対策として「湖内湖浄化法」の技術開発および効果の検証を行うものである。湖内湖浄化法とは、湖沼などに流入する河川の河口に仕切り堤などを用いて人工的に設置された小さな水域（湖内湖）を使用して汚濁削減を図る浄化手法である。

1.3 個別課題の構成

本重点プロジェクト研究では、上記の目標を達成するため、以下に示す研究課題を設定した。

①底泥－水間の物質移動に関する調査（第２章）

②底泥中の有機性有害物質の実態および挙動に関する研究（第３章）

③湖底生態系に配慮した新しい底泥処理技術に関する基礎的研究（第４章）

④流入河川からのセディメント（堆積物）の抑制手法の開発（第５章）

２．底泥－水間の物質移動に関する調査

2.1 概説

湖沼等の閉鎖性水域においては，流域からの流入及び内部生産によって生じる汚濁物質は，水との界面付近の底泥に蓄積することが多く，また，底層環境の季節変化等によっては底泥から溶出することにより水質に悪影響を及ぼすことがある。このため，底泥と水が存在する環境下における汚濁物質の挙動を解明することは，健全な水環境の保全のために重要な課題である。本調査は，富栄養化対策の観点から底泥－水間の栄養塩類の移動現象を解明することを目的としている。

本調査においては，①底泥からの栄養塩などの溶出機構の解明，②底泥から水への栄養塩等溶出量推定方法の提案，③底泥からの栄養塩等の溶出量推定のための試験方法の提案を達成目標として平成 13 年度より 17 年度までの期間，富栄養化の現象が見られる湖沼やダム貯水池における現地調査，底層環境改善実験，及び採取した底泥サンプルを用いた室内実験等の研究を行った。

2.2 底質からの栄養塩溶出機構

底泥から溶出する栄養塩類は閉鎖性水域の富栄養化に大きく関与している。利水と水質保全の観点から，底泥中における栄養塩類の形態と含有量，好気と嫌気下における溶出ポテンシャルを的確に評価することが，対象水域に適した制御・改善技術を講じる上で有効と考えられる。

2.2.1 底質性状の季節変動と溶出に与える影響因子

国土交通省東北地方整備局所管の三春ダムの牛縊前貯水池を調査対象域とした。本ダムとの分離堰からそれぞれ 50m, 150m, 230m 離れた貯水池内の A,B,C の 3 地点を対象に，2003 年 12 月，2004 年 1 月，3 月，5 月，7 月，10 月の計 6 回採取した底泥及び湖水を対象として，底泥性状の季節変動と底層の環境条件を調査した。調査地点を**図-2.1** に示す。底泥サンプルの採取は直径 4cm のアクリル樹脂製重力式コアサンプラーを用いて行った。採取後，直ちに実験室に持ち帰り，直上水を静かに除去した後，湿潤窒素ガスを連続的に導入したグローブボックス内にて底泥を表層から 2cm ずつ切り分けた。遠心分離によって底泥から間隙水を分離し，TN，NH_4-N，NO_3-N，NO_2-N，TP，PO_4-P，TOC を分析するとともに，固形分については有機物量，炭素，窒素，形態別リンの含有量について分析を行った。また，別途採取した底層水試料について，水温，DO，ORP の観測及び TN，D-TN，NH_4-N，NO_3-N，NO_2-N，TP，D-TP，PO_4-P，SS，TOC の分析を行った。

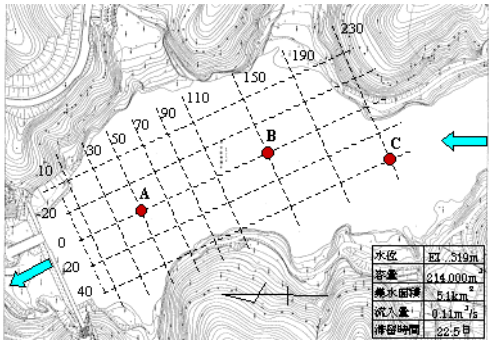


図-2.1　調査地点

(1) 底層水および間隙水の濃度

図-2.2 に湖水水質鉛直分布の季節変動を，また**図-2.3** に間隙水中の栄養塩類等濃度鉛直分布の季節変動を示す。

前貯水池の水温分布から，5 月から 7 月にかけて成層期であり，それ以外の期間は循環期であることがわかる。底層水における DO 濃度はこれに対応し，成層期において 0mg/L となったが，循環期においては 6mg/L 以上となっていた。

間隙水の濃度については以下のような傾向が見られた。

溶解性 TOC 濃度は，底層水の DO 濃度が 0 となった 7 月に，表層付近の 10cm の深さまでの層において顕著に上昇した。また，これに呼応するように，同様の箇所において PO_4-P 濃度の上昇が見られた。

一方，NH_4-N 濃度は，深部において濃度が高い傾向にあり，その濃度は，水温が高いほど高い傾向にあった。さらに，底泥深さ 15cm 位から表層にかけて濃度勾配が見られ，この勾配は底層水 NH_4-N 濃度が高い時には小さく NH_4-N 濃度が低い時には大きくなる傾向が見られれることから，底層水 NH_4-N 濃度との関連、すなわち水中への拡散が大きく影響していると推察される。

NO_3-N 濃度は，底層水の DO 濃度が高かった期間（12 月から 3 月）において徐々に上昇する傾向が見られ，3 月には，表層近くで生成された NO_3-N が深部に拡散している状況が観察された。なお，底層水 NO_3-N 濃度との関連はあまり見られなかった。

底層水の濃度変化については，底泥間隙水中濃度との関係から，以下のことが考察される。

底層水 NH_4-N 濃度は，成層期において上昇が見られ

るが，これは，底泥中で生成された NH_4-N が拡散により底層に供給されているためであると考えられる。

底層水 PO_4-P 濃度については，成層期において顕著な増加が見られておらず，底泥間隙水中の顕著な濃度上昇からは説明がつかない。しかし，成層期においても底層水中に NO_3-N が存在していることから，底泥の極く表層が還元状態とならず，PO_4-P の鉄酸化物への吸着がこの部分で生じたため，底層水への溶出が抑えられたものと考えられる。

これらより，以下のような溶出機構が考えられる。

- 底層水 DO 濃度が低下すると，表層近くの底泥が好気状態から嫌気状態になり，有機物の嫌気分解が生じて，溶解性 TOC 濃度が上昇する。一方，底層水の DO 濃度が高まると，間隙水中の溶解性 TOC 濃度は低下する。なお，後述するが，この反応は水温の影響も受けていると考えられる。
- 間隙水中の PO_4-P 濃度は，ほぼ溶解性 TOC 濃度と同様の傾向を示す。これは有機物(TOC)生成による還元力によってリン酸の金属塩が還元され，PO_4-P の溶出をもたらすものと考えられる。
- 間隙水中の PO_4-P 濃度が高まった場合でも，底層水中に NO_3-N が存在すれば，底泥の極く表層が還元状態とならず，この部分での金属酸化物等への吸着が生じて，底層水への溶出が抑えられる。
- 間隙水中の NH_4-N 濃度は，水温が上昇すると有機物の分解により全体的に増加し，拡散により底層水へ輸送される。
- 底層水に DO 濃度が存在する場合，NO_3-N は硝化反応により底泥表層において生成され，底泥の深部に向かって拡散する。

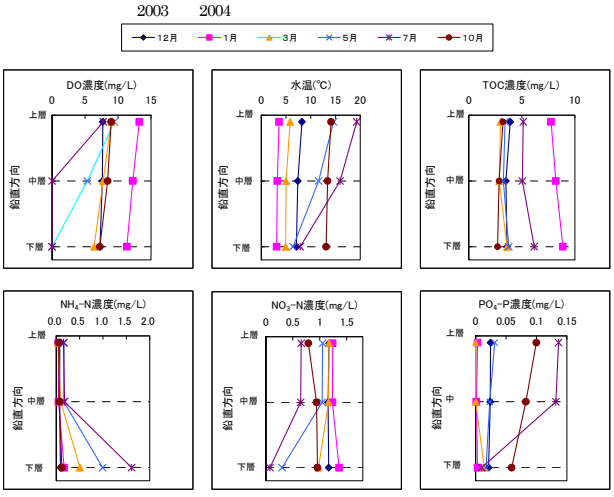


図-2.2　A 地点における湖水水質鉛直分布の季節変動

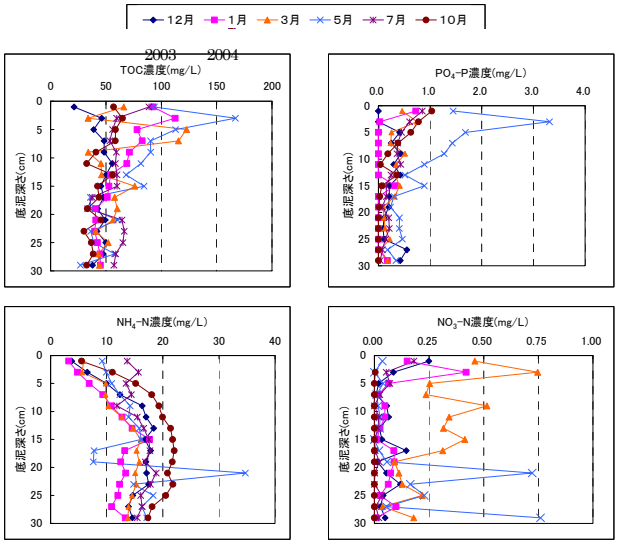


図-2.3　間隙水中の栄養塩濃度鉛直分布の季節変動

(2) 底泥中のリンの形態別含有量鉛直分布

図-2.4 にA地点における底泥中の形態別リン含有量の鉛直分布（月別）を示す。

底泥固体粒子における全リンの含有量は，下層に近づくに従って徐々に減少しており，表層では 1.5～2.2(mg-P/g-dry)，下層では 0.8～1.5(mg-P/g-dry)であった。有機態リンも，鉛直方向では下層に近づくにつれて減少し，表層が 0.3～0.9(mg-P/g-dry)，下層が 0.2～0.4(mg-P/g-dry)であった。

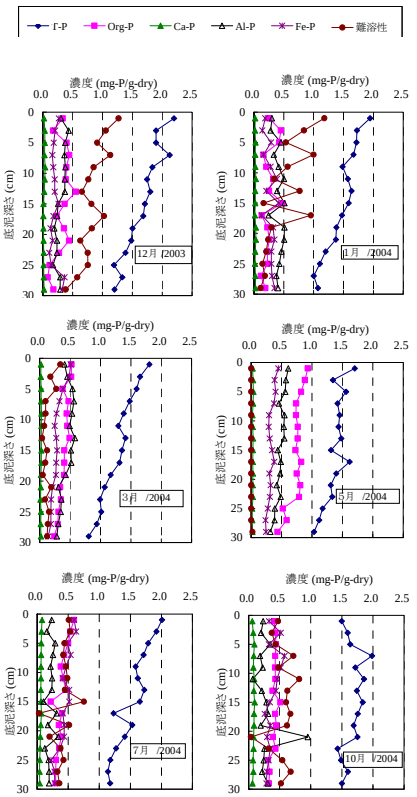


図-2.4　A 地点における底泥中の形態別リン含有量の鉛直分布（月別）

2.2.2　高濃度酸素供給が底質性状に与える影響の評価

(1) 実験前後の現地底泥を用いた溶出実験

ダム・湖沼等の底層環境改善を目的として高濃度酸素水を底層に供給するシステムを開発し，2002 年から 2004 年にかけて三春ダム牛縊前貯水池において現地実験を行った。実験の詳細については 2.3.1.1 に示す。

この貯水池底層への高濃度酸素供給による底質改善の効果を確認するために，酸素供給前後の現地底質を用いた溶出実験を行った。

2004 年 7 月から 9 月にかけて表 2-1 に示す条件にて，高濃度酸素水の供給現地実験を行った。図 2-5 に示した牛縊前貯水池の調査地点 A と B において，酸素供給実験（Run1）開始前の 2004 年 7 月 26 日と酸素供給開始 9 日目の 8 月 5 日および酸素供給停止 17 日目の 8 月 23 日，酸素供給実験（Run2）再開後 25 日目の 9 月 24 日の計 4 回，底泥を採取した。なお，高濃度酸素水の吐出地点および湖水の吸込み地点は**図-2.5** に示すとおりである。

表-2.1　高濃度酸素供給の実験条件と装置稼働状況

Run No.	期間	日数	吐出流量 (m^3/h)	酸素供給	稼働時間 (h)	稼働時間率 (%)
1	7/28～8/6	10日間	90	有	201	83.6
2(1)	8/30～9/8	10日間	90	有	212	88.2
2(2)	9/9～10/1	23日間	90	有	48	8.7

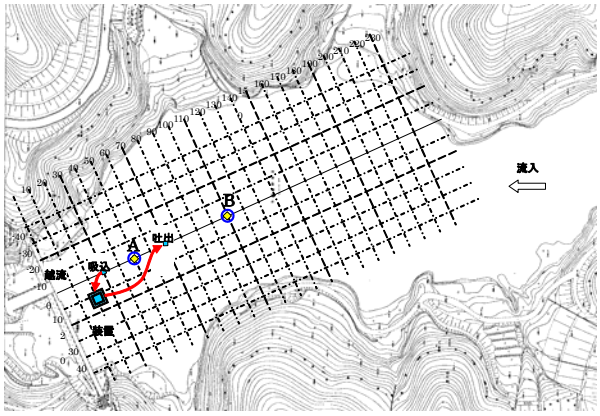


図-2.5　調査地点

KB 型柱状採泥器（離合社製）を用いて，アクリル製円筒型カラム（直径 4cm×高さ 100cm）に厚さ 30cm の底泥を採取した。各地点 3 本を採取して実験室に持ち帰り，２本は溶出実験（好気条件，嫌気条件）に，残りは酸素消費速度実験に供した。溶出実験と酸素消費速度実験（SOD）は 20℃の恒温室にて**図-2.6** に示す実験装置を用いて行ったが，底泥上に満たした水は，貯水池の湖底上 0.5m から別途採水した現地水を 0.45 μm のﾒﾝﾌﾞﾚﾝﾌｨﾙﾀｰにてろ過したものを用いた。

溶出実験においては，直上水を置換後，Air 曝気による好気条件（DO:8mg/L 以上）と窒素曝気による嫌気条件（DO:1mg/L 以下）で実験を開始した。分析用試料の採取は，実験開始日を 0 日目とし，1，2，3，4，7，9，12，15，20 日目を目安に実施した。採水した試料は，ｵｰﾄｱﾅﾗｲｻﾞｰにて，NH_4-N，NO_2-N，NO_3-N，T-N，PO_4-P 及び T-P の分析を行った。また，採水時には，水温，DO，pH，ORP を測定した。

酸素消費速度実験においては，溶出実験と同様に，別途採水した現地水（飽和水）に置換し，気相に窒素パージを行いながら，DO，pH，ORP の測定を 0，1，2，3，4，7，10 日目に実施した。

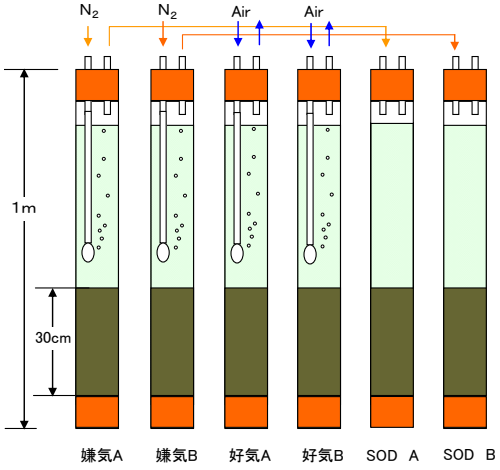


図-2.6　溶出実験装置の概要

調査地点 A と B における嫌気条件における溶出速度（5 日までの初期および 20 日目までの期間から算出）を**表-2.2** に，PO_4-P 溶出速度を**図-2.7** に示す。

嫌気条件における底泥からの PO_4-P 溶出速度は，初期の値が，20 日目までの平均的な溶出速度に比べて 1.0～1.6 倍のやや大きい値を示した。A，B 地点ともに，酸素供給開始前に比べ，酸素供給開始 9 日目の底泥において溶出速度は低い値となり，高濃度酸素水の供給による底泥表面の改善効果が認められた。また，吐出口に近い A 地点においてその効果は大きく，酸素供給停止 17 日目の底泥においても，PO_4-P の溶出速度は酸素供給開始 9 日目の溶出速度と同等であった。これは酸素供給により有機物の酸化分解が進行した表面性状が，酸素供給停止後もしばらく維持されていたことによると考えられる。

表-2.2 溶出実験結果（嫌気条件）

条　件	PO_4-P mg/m^2/day		NH_4-N mg/m^2/day	
	A地点	B地点	A地点	B地点
①酸素供給開始前	14.8(17.5)	13.3(19.3)	53.3(89.9)	76.5(134.6)
②酸素供給開始9日目	7.7(12.5)	8.9(10.6)	9.8(6.5)	46.7(98.5)
③酸素供給停止17日目	7.3(8.6)	13.0(9.9)	30.7(83.1)	71.7(109.2)
④酸素供給再開25日目	14.2(17.1)	10.6(10.0)	21.7(70.3)	23.2(137.4)

＊（　）内は初期溶出速度

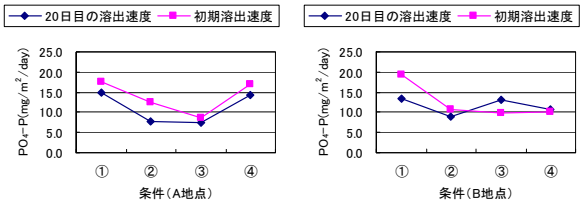


図-2.7　PO_4-P 溶出速度（地点比

(2) 底泥酸素消費速度実験

酸素供給実験開始前後の底泥を用いた酸素消費速度実験の結果を表 2-3 に示す。DO はそれぞれ初期の 1 日間で急減し，その後は緩やかに低下した。これより，主な酸素消費は初期 1 日間で起こったことが確認された。酸素供給前後において，A，B 地点とも，初期酸素消費速度に大きな差は見られなかった。

表-2.3 底泥の酸素消費速度

条　件	酸素消費速度 mg/m^2/day	
	A地点	B地点
酸素供給開始前	3.7×10^3(237)	3.6×10^3(181)
酸素供給開始から9日目	2.9×10^3(223)	3.7×10^3(202)
酸素供給停止から17日目	3.8×10^3(274)	3.5×10^3(233)
酸素供給再開から25日目	3.5×10^3(314)	3.2×10^3(307)

＊（　）内は2日目以降の酸素消費速度

(3) 間隙水中の栄養塩類濃度分析

高濃度酸素供給実験期間中の牛縊前貯水池 A 地点における底質の各栄養塩類の鉛直分布変化を図-2.8 に示す。

図-2.2 における湖水水質鉛直分布の季節変動と同じように，底層水の DO 濃度変化に応じて，間隙水の濃度変化が観察された。

即ち，酸素供給中（Run1）で DO 濃度が 10mg/L ほどであった 8 月 5 日においては，底質表面付近において，硝化反応により NO_3-N 濃度が高くなっていた。

一方，酸素供給を停止し，DO 濃度が 0mg/L であった 8 月 23 日においては，底質表面付近において，有機物の嫌気分解により DOC 濃度が高くなり，この還元力により PO_4-P の濃度も高くなっていた。また，8 月 5 日に濃度が高かった NO_3-N が NO_2-N に還元されていた。

NH_4-N については，水温が 18℃まで上昇した 9 月 24 日において底泥の全体において濃度の上昇が見られたが，それ以外には顕著な差は観察されなかった。

なお，底層水 DO 濃度の条件が 0mg/L であった 7 月 26 日と 8 月 23 日では，DOC の濃度が異なっており，後者で高い。これは，水温が前者の 9℃に対して 13℃と高く，微生物による嫌気分解の速度が増加したことによると考えられる。

なお，酸素供給の効果は鉛直変化から考えて最大 5cm 程度と推察される。

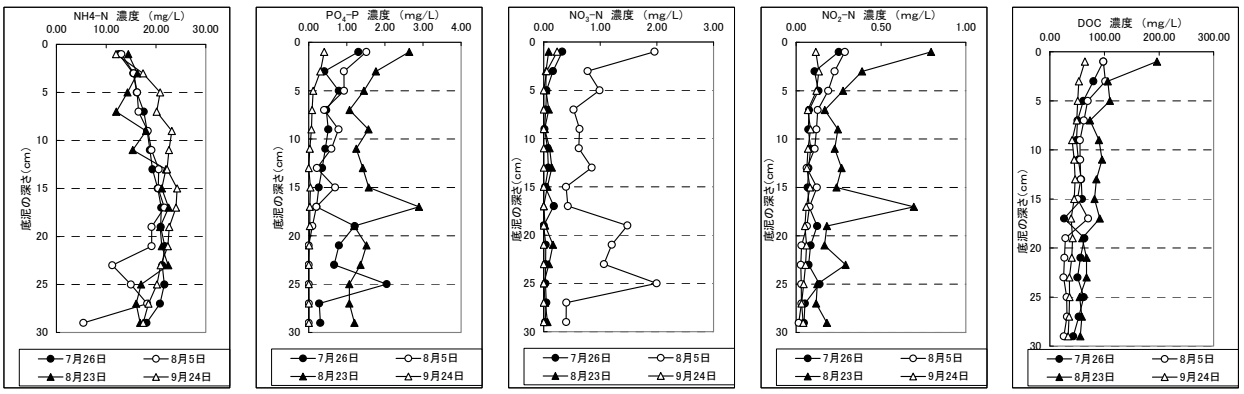


図-2.8　A 地点における酸素供給試験中の間隙水の濃度変化

2.2.3 底質表面の巻き上げによる溶出特性

湖沼においては底泥からの栄養塩類等の溶出が問題となっている。中でも水深が浅い湖沼においては、底泥巻き上げによる湖水中への溶出影響は大きく、その実態を把握するために霞ヶ浦で調査を行った。調査地点は**図-2.9** に示す西浦：湖心（未浚渫区）と牛込沖（2004 年度の浚渫区）の 2 地点を対象に実施した。なお今回の調査地点の水深は 5～7m の範囲であり，底泥上の直上水の DO は 6mg/L 以上であった。

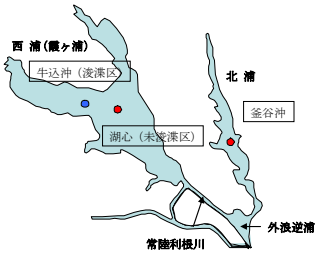


図-2.9　調査対象地点

底泥の採取は，船上より HR 型不攪乱柱状採泥器（離合社製）を用い，アクリル製円筒型コア（内径φ10cm×H50cm）に行った。採取した試料コアは，低温を保ち底泥表面が攪乱しないよう養生し，実験室に運搬した。また，直上水の採取は，底泥表面上の約 50cm から水中ポンプを用いてポリタンクに採取した。

2.2.3.1 底質表面の巻き上げ

(1) 底質巻き上げ試験による効果の確認

・巻き上げ溶出実験①

巻き上げの実験条件は，連続巻き上げ，間欠巻き上げ（実験期間中に 2 回）とし，比較のために静置系（撹拌無し）の実験も行った。対象試料は，2005 年 11 月採泥の西浦：湖心と牛込沖水域および北浦：釜谷沖とした。巻き上げの濁度は，**図-2.10** に示すように 2000～2003 年の現地自動観測装置の測定値より，平均値を算出し西浦：30，北浦：20 を目安に設定した。

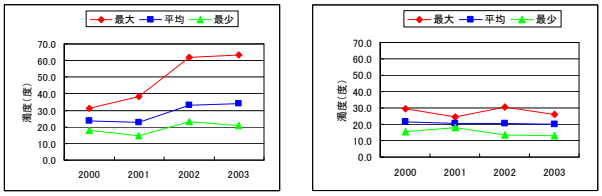


図-2.10　自動観測装置データ（左：湖心濁度　右：釜谷沖濁度，）

実験装置概略は**図-211** に示す攪拌装置（Z-1200 型：EYELA 社製）を用い，攪拌初期の速度は 600rpm で 5min，その後，160rpm で 5min の攪拌を行い，経過時間毎に直上水サンプリングを約 30mL 行い，栄養塩類の溶出挙動について確認を行った（実験期間中に 2 回）。

なお，底質中の酸化還元電位（ORP）の鉛直測定は土壌 Eh 計（PRN-41：藤原製作所社製）のセンサーを微小 Eh 電極に加工し使用した。なお，実験は 20℃の恒温室（暗条件）にて行った。

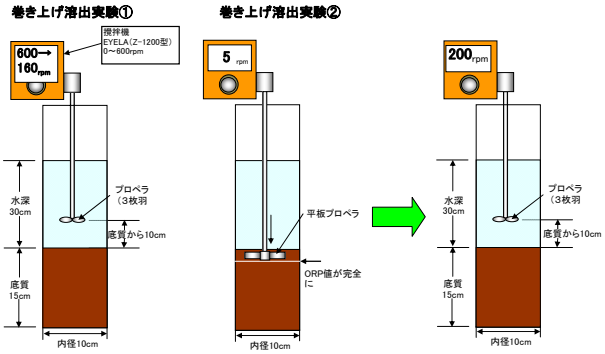


図-2.11　巻き上げ実験装置概略図

・巻き上げ溶出実験②

図-2.11 に示すように ORP 値が完全に一値を示す還元層まで平板プロペラを静かに下げ，初期は緩やかな攪拌（5rpm）で底質層を崩し，その後，攪拌速度 200rpm（5min）で巻き上げ，5min 後に採水を行い，経過時間毎に直上水のサンプリングを約 30mL 行い，栄養塩類の溶出挙動について確認を行った（実験期間中に 2 回）。この時の SS 濃度は最大で約 20,000mg/L であったが，水深 6m に換算すると 1,000mg/L であり，濁度も 1000 度程度となる。近年霞ヶ浦湖心で観測される最大の濁度が 150～200 度であることから，この実験における底泥の巻き上げ強度は，湖心での最大速度の 5 倍程度と考えられる。対象試料は 11 月採泥の西浦：湖心（未浚渫区）と牛込沖水域（H16 年度の浚渫区）を用いた。

(2) 実験供試底質の性状分析

底泥の性状分析結果を**図-2.12** に示す。泥質はシルト分：50～70%，粘土分：30～50%，砂分：数%であり，表層付近は非常に多くの水分を含んだ底泥であった。

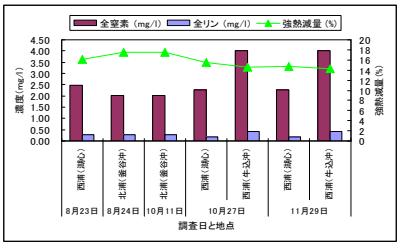
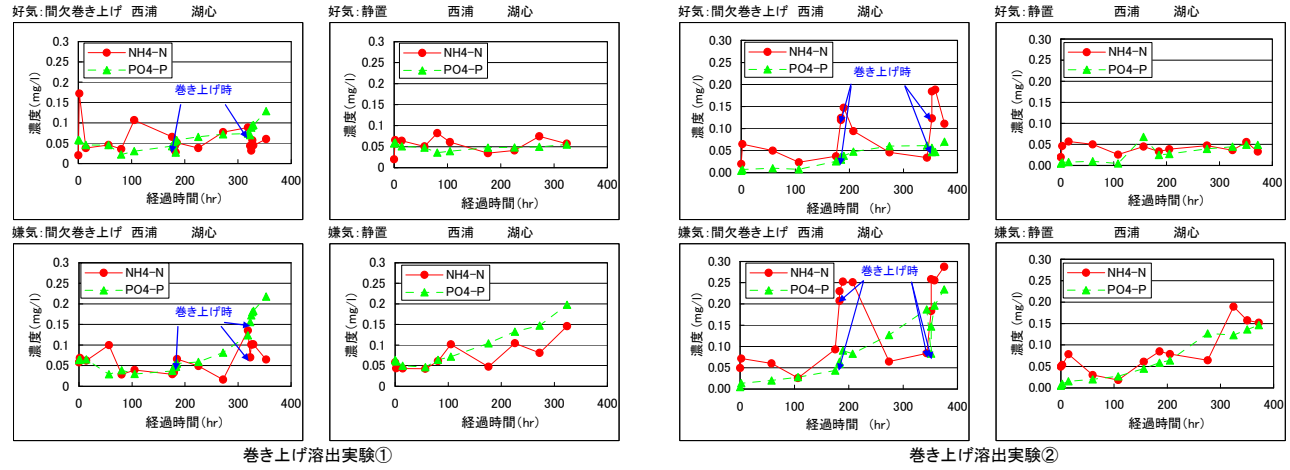


図-2.12　供試底泥の性状

(3) 巻き上げによる栄養塩類溶出影響

巻き上げ溶出実験①，②の湖心：間欠巻き上げ(実験



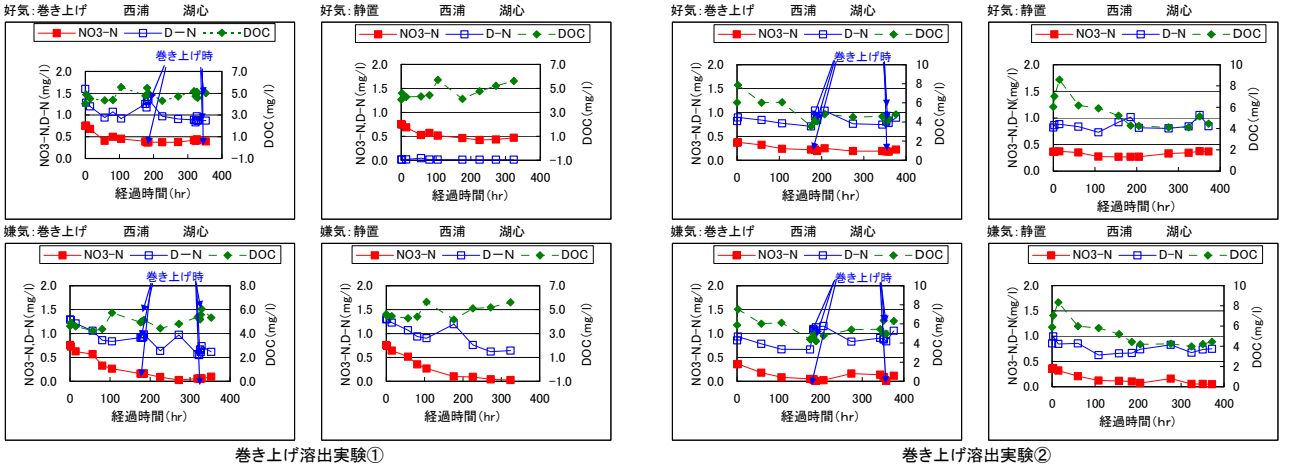


図-2.13　巻き上げによる栄養塩類の溶出挙動（湖心）

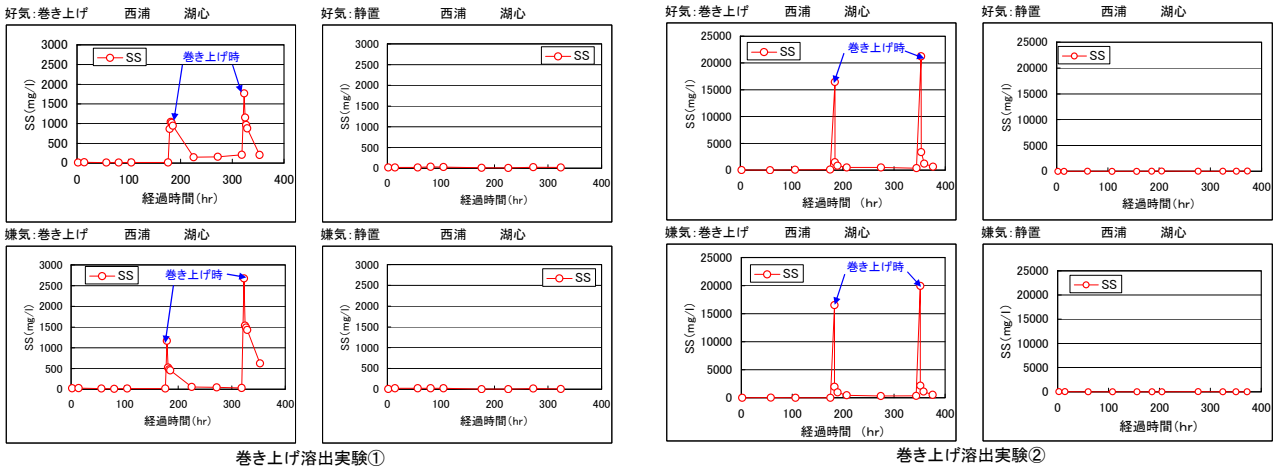


図-2.14　巻き上げによる SS 濃度の挙動（湖心）

期間中に２回)と静置系の栄養塩類（NH_4-N,PO_4-P および NO_3-N,D-N,DOC）の溶出結果を図 2-13，巻き上げによる SS の濃度変化を図 2-14 および pH の経時変化を図-2. 15 に示す。

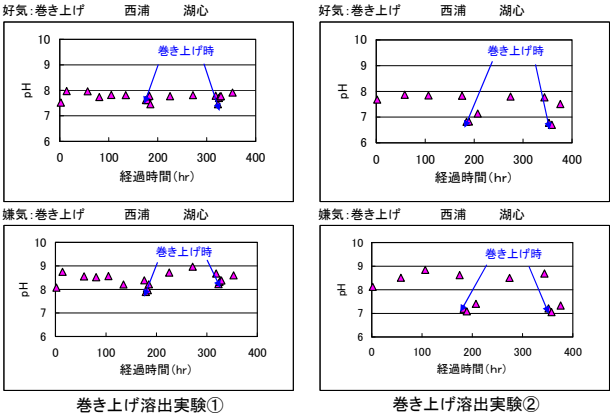


図-2. 15　pH の経時変化（湖心）

実験①における好気条件での NH_4-N 濃度は静置系に比べ 1.5～2.3 倍であり，PO_4-P 濃度は 1.2～2.1 倍の溶出が確認された。嫌気条件では溶出濃度に差は確認されなかった。

実験②における好気条件での NH_4-N 濃度は静置系に比べ 5～6.3 倍であり，PO_4-P 濃度は 1.4～2 倍の溶出が確認された。嫌気条件では NH_4-N 濃度は静置系に比べ 1.9～3.1 倍であり，PO_4-P 濃度は 1.5 倍の溶出が巻き上げにより確認された。

NO_3-N,D-N および DOC 濃度について見ると，実験①の好気条件においては，硝化の影響で NO_3-N 濃度は約 0.4mg/L を維持し，嫌気条件では，脱窒の影響で 0.06mg/L 付近まで低下した。実験②においても同様の傾向を示した。D-N は実験①・②とも巻き上げ時に濃度の上昇があり，特に一回目の巻き上げ直後の影響が高かった。DOC 濃度は実験①に比べ巻き上げの強かった実験②において，巻き上げ直後に減少する傾向が確認された。実験①と②の好気・嫌気条件ともに濃度の差異が生じているのは，実験に供試した底質の採取時期が異なったためと考えられる。

4m 水深に換算した場合の巻き上げによる濁度の増加は，①は風が弱く攪乱が小さい状態，②は強風により底層が大きく攪乱された状態に対応すると考えられ，実際の霞ヶ浦で生じている表層付近での現象における溶出挙動を確認することができた。

pH は，嫌気条件において脱窒や有機物の嫌気分解に伴うアルカリ度供給により，上昇する傾向を示した。

霞ヶ浦の底質においては風浪等により，常にこの現象が生じているが，今回の実験結果より，PO_4-P は表層薄層以上の巻き上げによる溶出速度の増加，NH_4-N は表層底泥の数 cm より下層からの巻き上げによる溶出量の顕著な増加の影響が大きい結果であり，風浪や降水時の河川流入等の強いインパクトが与えられた時に溶出量が増加することが考えられる。

(4) 金属類と栄養塩類との関係

巻き上げ溶出実験②における好気・嫌気条件化における間欠巻き上げ実験と金属類（Fe，Mn）との溶出の関係を図 2-16，2-17 に示す。

Fe は好気・嫌気条件下ともに，巻き上げにより溶出する傾向を示したが，嫌気の場合にその濃度は高かった。Mn は，好気条件ではほとんど溶出せず，嫌気条件下において高い溶出を示す傾向が見られた。

これらの現象には，Fe, Mn の酸化還元状態が関係していると考えられるが，特に Mn については，好気条件下で MnO_2 となり，溶解度の低さから溶出が抑制されていると考えられる。

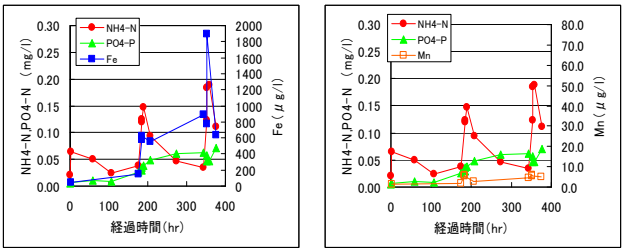


図-2. 16　好気：間欠巻上げによる Fe，Mn の溶出挙動

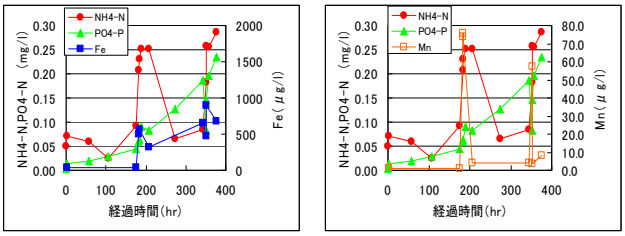


図-2. 17　嫌気：間欠巻上げによる Fe，Mn の溶出挙動

2.2.4 長期溶出試験における底質性状変化

(1) 底泥中の ORP 鉛直変化

長期連続的な酸素供給とその効果について，三春ダム牛縊前貯水池の底泥溶出実験を終えたコアサンプルを更に約 1 年間（2004 年 8 月～2005 年 8 月），連続 Air／N_2 曝気にて長期的な底質表層の性状変化を確認した。底質の深さ方向に酸化還元電位（ORP）を土壌 Eh 計（型式 : PRN-41，藤原製作所）にて測定した。それら底質表層の ORP 鉛直方向の変化を図 2-18 に示す。嫌気条件下においては，表層数 mm で還元状態に変化したが，好気条件下においては表層約 4cm までが酸化状態と底質の改善が確認された。

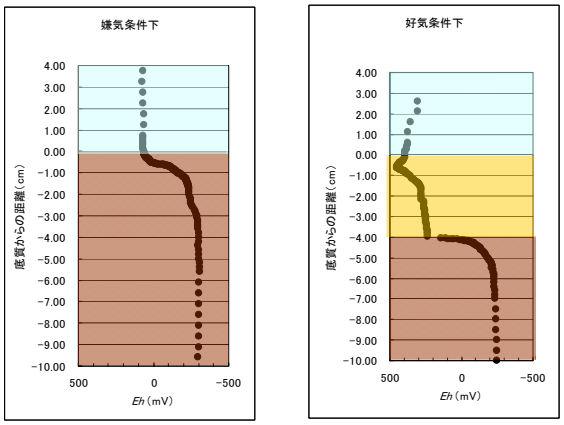


図-2.18　長期連続実験における底質表層の ORP 鉛直変化

(2) 一年経過後の間隙水濃度の変化

好気・嫌気条件下における一年経過後の底質間隙水中の PO_4-P ，NH_4-N，NO_3-N，DOC 濃度の変化（鉛直方向）を図-2.19～2.22 に示す。PO_4-P 濃度は嫌気条件下の表層において 1.2mg/L と高かったが，下層程，低い値を示した。また，直上水濃度は 0.12mg/L と表層底泥間隙水濃度の約 1/10 であり，嫌気条件下における表層 PO_4-P 濃度に比べてかなり小さい値であった。好気条件においては表層で 0.08mg/L と顕著に溶出が抑えられ，直上水濃度は 0mg/L であった。

NH_4-N 濃度は嫌気条件下の表層において 6.7mg/L であり，下層程，高くなる傾向を示した。また，好気条件においても表層で 5.8mg/L と同様の傾向を示した。特に底質表面での減少が大きく，逆に NO_3-N 濃度は好気条件下の表層において 8.6mg/L と高く，更に直上水濃度も 22.0mg/L と高いことより，硝化の影響と考えられる。また，DOC 濃度は，好気・嫌気条件下において緩やかであるが下層程，高くなる傾向であった。

以上のことから，直上水を好気状態に保持することは，底泥中の PO_4-P 濃度を低下させることに顕著な効果があることが分かる。

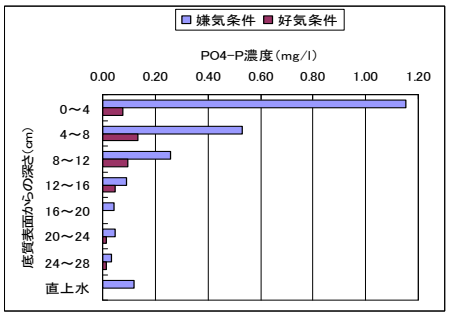


図-2.19　好気・嫌気条件下における底質間隙水中の PO_4-P

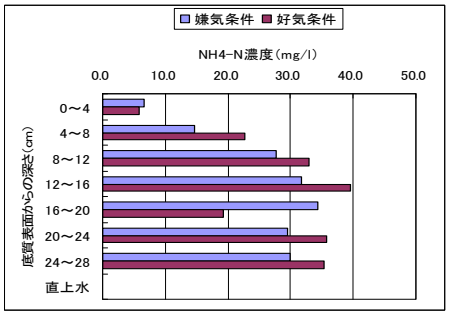


図-2.20　好気･嫌気条件下における底質間隙水中の NH_4-N

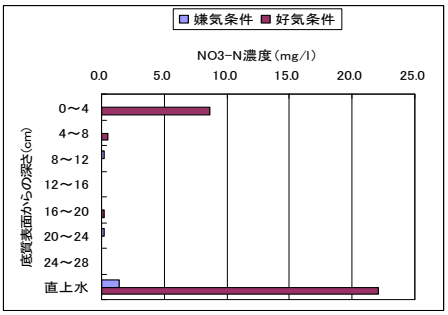


図-2.21　好気・嫌気条件下における底質間隙水中の NO_3-N

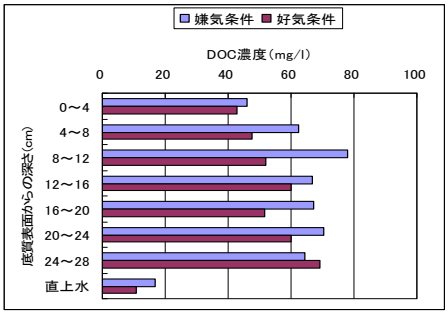


図-2.22　好気・嫌気条件下における底質間隙水

2.3. 溶出量推定方法の開発

2.3.1 現地連続モニタリングによる推定

2.3.1.1 牛縊前貯水池における溶出量及び水質モニタリング実験

(1) 連続モニタリングシステムの特徴

日本の多くの多目的ダム貯水池においては，夏期に水温成層が形成されるため底層が貧酸素化し，底泥からの栄養塩，有機物や金属などの溶出速度が大きくなる。こうした底層での貧酸素化対策としては，間欠揚水筒方式や，散気管方式など気泡噴流により鉛直混合流を起こす成層破壊型の曝気循環方式や，底層部に空気や酸素を供給する深層曝気方式がこれまで取られてきた。成層破壊型の曝気循環方式では底層水の浮上や酸素溶解量の限界などに課題[1)2)]があることから，近年，我が国においても深層曝気方式の導入[3)]や，新たな微細気泡発生装置を用いた方式[2)]や溶存酸素の豊富な表層水を底層へ送り込む方法[4)]などが検討されている。

深層曝気方式については McQueen ら[5)]によると 1949 年頃から欧米の湖沼やダムにおいて研究や実用化が始まっており，1980 年代にはエアリフト方式の深層曝気方式について多くの研究(例えばMcQueen ら[6)])が行われたが，現在も設計酸素供給量の設定に課題[7)]を残している。また微細気泡方式では環境中に放出される微細気泡による酸素溶解効果は小さいとの指摘[8)]や，表層水供給方式では植物プランクトンが増殖した表層水を供給すると底層水質の悪化が懸念されるなど，解決すべき課題がある。さらに，底層対策のみでは表層での富栄養化による植物プランクトンの増殖などが防げないため，成層を維持しつつ表層対策との併用が可能な底層対策が必要である[1)]。

本研究では，従前の深層曝気方式がいずれも湖沼や貯水池の底層部へ空気や酸素を供給し，水中内で溶解させる方式であるのに対し，気体溶解装置により強制的に酸素を溶解させた湖水を底層部へ供給する高濃度酸素水注入システムの開発を行った。本システムは，底層湖水を湖面まで汲み上げて気体溶解装置に導入し，高濃度の酸素を溶解させた後に，再び底層に吐出させるため水温成層を破壊することなく底層のみに溶存酸素を供給することに加え，底層の水温，溶存酸素 (DO) を連続モニタリングし自動制御することにより，効率的な酸素溶解機能を有するという特徴を有する新しいシステムである[9)]。本システムは，(独)土木研究所，横河電機(株)と松江土建(株)の共同研究で開発した。

2002 年 7 月から 9 月に実施した高濃度酸素水による底層環境改善システム[1)] の結果に関し，現地実験と水温，DO 及び ORP センサーによる連続モニタリングの値と栄養塩類の溶出量との関係について検討を行った。モニタリング装置等の配置を**図-2.23** に示す。

また，実験条件を**表-2.4** に示す。Run1 では，吐出流量 90m³/h，酸素供給は行わずに運転を行い，続く Run2 において酸素供給を開始した。溶解装置出口で測定した吐出水の DO は，運転開始から約 5 時間で 50mg/l に達し，その後は概ね 50～60mg/l で推移した。Run3 では高濃度酸素水の吐出量を 30m³/h に低下させ，攪拌および酸素供給の効果を調べた。Run4 では装置の運転を全面的に停止し，攪拌も酸素供給も行わない状態での水質変化を調査した。Run5 では再度，高濃度酸素水の吐出量を 30m³/h として運転を行い，酸素供給が底層水質に与える影響を調べた。Run6 は，Run4 と同様に酸素消費過程を調査するため，装置の運転を停止した。

Run2 では水温による自動制御の結果，稼働時間率（実験期間に対する装置運転実稼働時間の割合）が約 45%となる間欠運転となった。Run3 及び Run5 では流量を 30m³/h としたところ，稼働時間率が約 90%とほぼ連続運転となった。

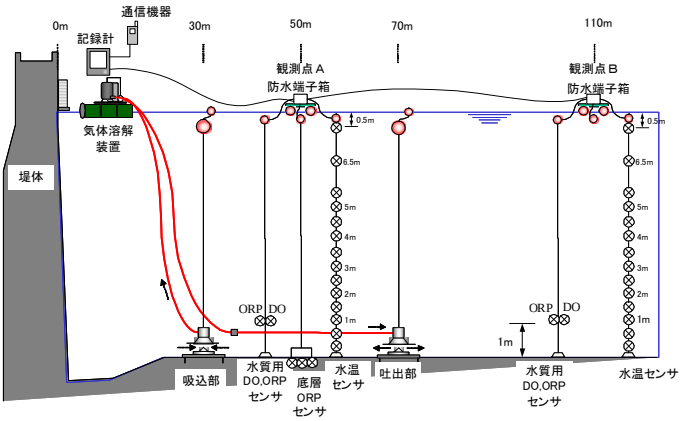


図-2.23　連続測定装置の概要

表-2.4　実験条件と稼働状況(2002 年)

表－1　実験条件と稼働状況

Run No.	期間	日数	吐出流量 (m³/h)	酸素供給	稼働時間 (h)	稼働時間率 (%)
1	7/23～7/28	6日間	90	無し	59	47.9
2	7/30～8/12	14日間		有り	142	44.6
3	8/12～8/19	8日間	30		151	90.4
4	8/20～9/2	14日間	0	無し	0	0
5	9/3～9/18	16日間	30	有り	323	88.9
6	9/19～9/25	7日間	0	無し	0	0

(2) 連続モニタリング実験結果

・水温，DO 及び ORP の経時変化

図-2.24 に B 地点の水温と DO の経時変化を示す。表層部は 0.5m 水深，中層部は 3.0m 水深，そして底層

部は吐出部吐出高さ（およそ 5.8m 水深に位置する）の上下となる5.0mと6.0m水深での値をプロットしている。

吐出流量の大きなRun1およびRun2において，底層5.0mと6.0m水深の水温が同程度になっていたことから装置の稼働により底層水が撹拌混合されたものと推測される。しかし，水深 3.0m の水までも混合されることはなかった。一方，吐出流量を低下させたRun3とRun5では，底層5.0mと6.0m水深で水温が異なっていたことから，水深 6.0m 付近の底層水のみが流動していたと考えられる。なお，Run5最終日において，全水深でほぼ同程度の水温となったが，この原因は 9 月 13 日から 17 日の降雨と，平均気温の低下により循環期に入ったことによると考えられる。

Run2の開始により，それまで中層3.0m以深でほぼ0であった DOが，底層部5.0，6.0mにおいて上昇した。なお，Run3後半で中層3.0mのDOが上昇しているが，これは降雨流入により表層部と中層部が混合したことによると考えられる。その後，運転停止に伴い，Run4では水深6.0m，5.0m，3.0mの順に下層より再び酸素が減少する傾向を示した。

ORP（図-2.25）の変化は，底層5.0m，6.0mのDOが0mg/lとなるよりも遅れて生じており，実験期間中の観測では，常にDO変化よりも遅れて ORP が変化する傾向が見られた。

・底層環境の変化による栄養塩類濃度の変化

図-2.26にB地点のPO_4-P，NH_4-N の経時変化を示す。

底層5.8mのPO_4-P濃度はRun2開始によって低下し，酸素供給中は0.02mgP/l以下がほぼ維持された。しかし，酸素供給を停止したRun4においては，PO_4-P濃度は上昇し，最高で約0.09mg/lに達した。このように酸素供給によりPO_4-P溶出濃度の管理が可能であり，直接的にはDO濃度が指標となる。しかし，リンの溶出減少傾向は直上水の ORP と，より相関があるように見受けられるので，今後指標としての検討を進める必要がある。なお，表層や中層で高いPO_4-P濃度が観測されることがあったが，これは主に降雨に伴う流域からの負荷によると考えられる。

NH_4-N についても，酸素供給により底泥からの溶出が抑制される傾向を示したが，その程度はPO_4-Pほどには顕著でなかった。

これらの結果より，次のことが確認された

・好気的環境でのリンの溶出抑制と嫌気的環境でのリン溶出の傾向が確認された。

・指標としての有効性が示唆された。

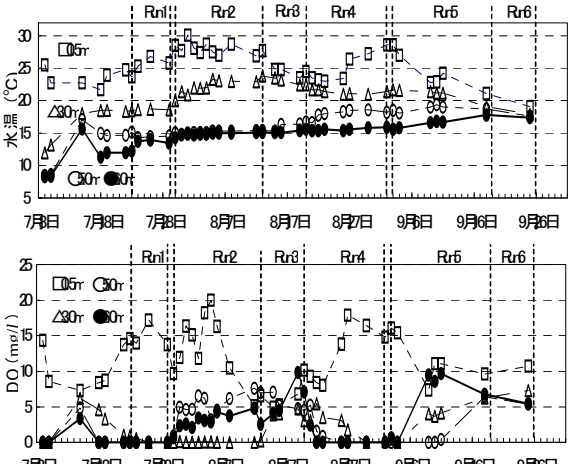


図-2.24　B地点の表層0．5m、中層3．0及び底層 5．0，6．0m水深での水温、DO 濃度の経時変化

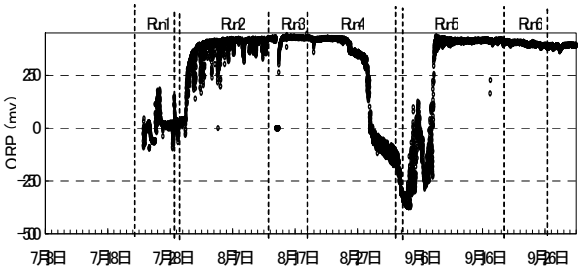


図-2.25　ORPの経時変化（B地点の湖底より1m上での連続観測結果）

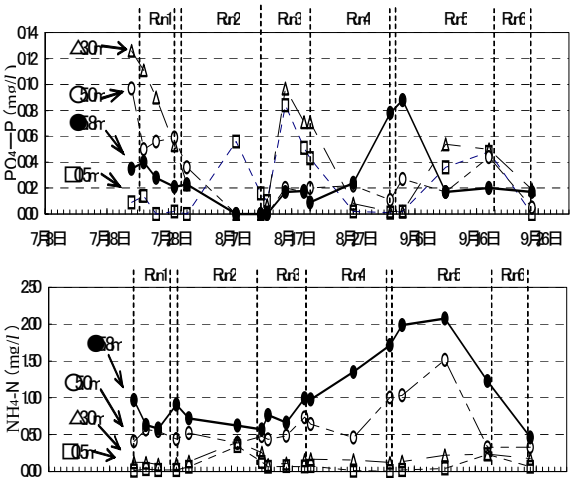


図-2.26　B地点の表層0．5m、中層3．0及び低層5．0m、5.8m水深でのPO_4-P，NH_4-Nの経時変化

2.3.1.2 シミュレーションモデルによる推定方法の検証

本システムによって観測された底層環境条件から溶出量を推測することの有効性を確認するため，３箇年間の現地実験で得られたデータを用いて貯水池水質予測モデルにより推測した栄養塩類溶出速度を検証した。モデルの検証は実験期間のうち出水のない期間のデータを用いて行った。なお，３箇年間の実験における高濃度酸素水供給システムの運転状況は**表-2.5** に示す。

表-2.5　高濃度酸素水供給システム稼働状況

	期間	吐出流量 (m3/h)	酸素供給
2002 年	7/23～7/27	90	×
	7/27～7/28	ほぼ 0	－
	7/30～8/12	90	○
	8/12～8/19	30	○
	8/20～9/2	0 (停止)	－
	9/3～9/18	30	○
	9/19～9/25	0 (停止)	－
2003 年	6/30～7/2	30	○
	7/2～7/8	30	×
	7/8～7/18	30	○
	7/18～7/29	0 (停止)	
	7/29～8/18	90 (4h 毎ｲﾝﾀｰﾊﾞﾙ運転)	○
2004 年	7/28～8/6	90	○
	8/6～8/30	0 (停止)	
	8/30～9/9	90	○
	9/9～10/1	90 (稼働時間率 9%)	○

(1) 水質予測モデルの概要

貯水池の水質予測は，旧土木研究所水資源開発研究室開発の鉛直二次元モデル（「貯水池の冷濁水ならびに富栄養化現象の数値解析モデル（その１）（建設省土木研究所　昭和 62 年３月）[4]」。以下，既往モデルという。）(図 2-27) を基本に，牛縊前貯水池での連続モニタリングシステムで用いている高濃度酸素供給システムをモデル化して組み込んだ。貯水池の富栄養化現象は，水理流動モデルにより計算された流速を用いて生態系モデルにより水温と植物プランクトンの増殖を計算して予測した。

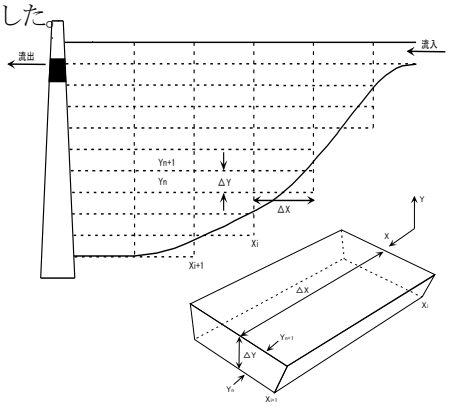


図-2.27　2 次元モデルの水域分割及びｺﾝﾄﾛｰﾙﾎﾞﾘｭｰﾑ

① 理流動モデル

水理流動モデルは，**図-2.27** に示す各コントロールボリュームにおいて以下に示す基礎式を適用する。

・連続式

$$\frac{\partial u}{\partial x}+\frac{\partial v}{\partial y}=0 \qquad \text{(式 1)}$$

・運動量保存式

$$\frac{\partial u}{\partial t}+u\frac{\partial u}{\partial x}+v\frac{\partial u}{\partial y}=-\frac{1}{\rho}\frac{\partial p}{\partial x}+\frac{\partial}{\partial x}\left(Ax\frac{\partial u}{\partial x}\right)+\frac{\partial}{\partial y}\left(Ay\frac{\partial u}{\partial y}\right) \quad \text{(式 2)}$$

$$\frac{\partial p}{\partial y}=-\rho g \qquad \text{(式 3)}$$

・水温収支式

$$\frac{\partial T}{\partial t}+u\frac{\partial T}{\partial x}+v\frac{\partial T}{\partial y}=\frac{\partial}{\partial x}\left(Ax\frac{\partial T}{\partial x}\right)+\frac{\partial}{\partial y}\left(Ay\frac{\partial T}{\partial y}\right)+\frac{H}{\rho Cw} \qquad \text{(式 4)}$$

・濃度（密度算出用）収支式

$$\frac{\partial C}{\partial t}+u\frac{\partial C}{\partial x}+v\frac{\partial C}{\partial y}=\frac{\partial}{\partial x}\left(Ax\frac{\partial C}{\partial x}\right)+\frac{\partial}{\partial y}\left(Ay\frac{\partial C}{\partial y}\right)+S \qquad \text{(式 5)}$$

ここに，x：流下方向の座標，y：鉛直方向の座標，u，v：x，y 方向における流速，T：水温，H：発生熱量，Cw：水の比熱，C：水質濃度，S：生産・消費項，Ax，Ay：x，y 方向における渦動拡散係数である。

②生態系モデル

水理流動モデルにより算出された流速をもとに，以下に示す物質収支式により，各水質項目が計算される。

$$\frac{\partial X}{\partial t}+u\frac{\partial X}{\partial x}+v\frac{\partial X}{\partial y}=\frac{\partial}{\partial x}\left(Ax\frac{\partial X}{\partial x}\right)+\frac{\partial}{\partial y}\left(Ay\frac{\partial X}{\partial y}\right)+G(X)+S(X) \qquad \text{(式 6)}$$

ここに，X:水質項目（植物プランクトン，栄養塩など），G：沈降項，S：生産・消費項（生物・化学的変化項）である。

従来のモデルでは無機態窒素は合計値のみで扱われているが，今回，底層における栄養塩溶出機構をより詳細に表現するため，無機態窒素を NH_4-N，NO_2-N，NO_3-N の 3 態に分けてモデル計算を行うこととした。

このモデルを用いた解析により予測した水質項目は次のとおりである。

・水温　　・DO　　・SS
・植物プランクトン（Chl-a 換算）
・動物プランクトン（炭素換算）
・COD（P-COD，D-COD）
・窒素（NH_4-N，NO_2-N，NO_3-N，O-N）
・リン（I-P，O-P）

※P:Particulate（懸濁態），D:Dissolved（溶存態），I:Inorganic（無機態），O:Organic（有機態）

これらの水質項目は**図-2.28** に示すように，互いに関連を持ちながら時々刻々変動している。これら実現象を(式 6)を基本とした計算式に置きかえて，各水質項目を算出する。なお計算条件は表 2-6 のとおりである。

図 2-28 中に示す摂取，分解，死滅等の生物・化学的変化項 S (X) 及びこの式中にあるモデルパラメータは次項で述べる。

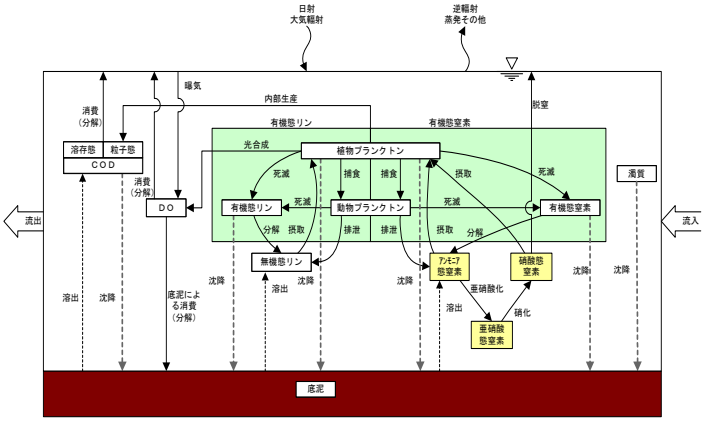


図-2.28　生態系モデル概念図

表-2.6　計算条件の設定

項目		設定方法
水理流動	流入量	ダム日報記録及び比流量による
	流域面積	三春ダム全流域 = 226.4km^2 牛縊前ダム流域 = 5.1km^2
	放流量	流入量=放流量(越流型ダム)
	放流水位	ダムの越流高
気象 データ	気温 湿度 風速 日射量	ダム管理所データによる
	雲量	福島地方気象台データによる
流入水質	水質	実測値及び実測値からの推定値をもとに線形補完により設定
	水温	気温と水温の関係式から流入水温を設定
	DO	飽和DOとして設定
貯水池水質	貯水池初期水質	St0.50の実測値からの線形補完により各ボックス中央水質を設定

(2) モデル検討

既往モデルより摂取，分解，死滅等の生物・化学的変化項S（X）は**表-2.7**に示す形で表わされる。また，式中にあるモデルパラメータを**表-2.6**に示す。

なおここで，無機態窒素を３態に分割するにあたって文献等より次に示す各種関数等を設定した。

○植物プランクトンの無機態窒素吸収に関する影響関数

植物プランクトンの無機態窒素の吸収については，硝酸態窒素よりもアンモニウム態窒素を優先的に吸収するとされている[5)6)]。これを踏まえ，植物プランクトンの無機態窒素の吸収に関する影響関数を設定した[7)8)]。

（植物プランクトンのアンモニウム態窒素吸収に関する影響関数）

$$f_{NH4}=\frac{NH4}{K_{NH4}+NH4}$$

（植物プランクトンの硝酸態窒素吸収に関する影響関数（アンモニウム態窒素を優先して吸収））

$$f_{NO3}=\frac{NO3}{K_{NO3}+NO3}\cdot\exp(-\varphi\cdot NH4)$$

○硝化・脱窒の補正係数

無機態窒素の硝化･脱窒は，DOの依存性を考慮して，補正係数として以下の式を設定した。

（硝化（亜硝酸）に関する補正係数（DOの関数））

$$f_{N1}=\frac{DO}{K_{DO1}+DO}$$

ここに，K_{DO1}：硝化速度（亜硝酸への変換）におけるDOの依存性に関する係数

（硝化（硝酸）に関する補正係数（DOの関数））

$$f_{N2}=\frac{DO}{K_{DO2}+DO}$$

ここに，K_{DO2}：硝化速度（硝酸への変換）におけるDOの依存性に関する係数

（脱窒に関する補正係数（脱窒の境界DO濃度））

$f_{DN}=1$　　$DO\le DO_{DN}$のとき

$f_{DN}=0$　　$DO>DO_{DN}$のとき

表-2.7　生物・化学的変化項のモデル式（既往式）

$$S(PP)=\underbrace{(G_P}_{\text{増殖}}-\underbrace{D_P}_{\text{呼吸(死滅)}}-\underbrace{G_Z)}_{\text{補食}}\cdot PP$$

$$G_P=\beta_S\cdot\mu_m\cdot\left\{\frac{T}{T_S}\cdot\exp\left(1-\frac{T}{T_S}\right)\right\}^{\xi}\cdot\frac{I_y}{I_S}\exp\left(1-\frac{I_y}{I_S}\right)\cdot(f_{NH4}+f_{NO3})\cdot\frac{IP}{K_{IP}+IP}$$

$$D_P=R_{PP}\cdot\theta_{PP}^{\,T-20}$$

$$G_Z=R_g\cdot\frac{K_{PP}}{K_{PP}+PP}\cdot ZP$$

$$S(ZP)=\underbrace{a\cdot a_Z\cdot G_Z\cdot PP}_{\text{増殖}}-\underbrace{R_Z\cdot\theta_Z^{T-20}\cdot ZP}_{\text{死滅}}$$

$$S(DO)=\underbrace{K_1(\overline{DO}-DO)}_{\text{再曝気(表層のみ)}}+\underbrace{K_2\cdot\theta_{DOP}^{\,T-20}\cdot PP}_{\text{光合成によるDO生産}}-\underbrace{(K_{3D}\cdot DCOD+K_{3P}\cdot PCOD)}_{\text{COD物質によるDO消費}}$$

$$-\underbrace{r\cdot\frac{A_B}{V}}_{\text{底泥によるDO消費}}\underbrace{-3.43\cdot R_{N1}\cdot f_{N1}\cdot\exp(K_{N1}\cdot T)\cdot NH4}_{\text{硝化(亜硝酸)によるDO消費}}\underbrace{-1.14\cdot R_{N2}\cdot f_{N2}\cdot\exp(K_{N2}\cdot T)\cdot NO2}_{\text{硝化(硝酸)によるDO消費}}$$

$$S(DCOD)=\underbrace{-R_{DC}\cdot\theta_C^{\,T-20}\cdot DCOD}_{\text{DCODの分解}}+\underbrace{R_{WC}\cdot\theta_{WC}^{\,T-20}\cdot\frac{A_B}{V}}_{\text{底泥からの溶出}}$$

$$S(PCOD)=\underbrace{K_P\cdot G_P\cdot PP}_{\text{内部生産}}-\underbrace{R_{PC}\cdot\theta_C^{\,T-20}\cdot PCOD}_{PCODの分解}$$

$$S(IP)=\underbrace{-\beta_P\cdot G_P\cdot PP}_{\text{植物ﾌﾟﾗによる摂取}}+\underbrace{\beta_P\cdot(1-a_Z)\cdot G_Z\cdot PP}_{\text{動物ﾌﾟﾗの排泄}}+\underbrace{R_{OP}\cdot\theta_{OP}^{\,T-20}\cdot(OP-\beta_P\cdot PP-\gamma_P\cdot ZP)}_{\text{無機化}}$$

$$+\underbrace{R_{WP}\cdot f_D\cdot\theta_{WP}^{\,T-20}\cdot\frac{A_B}{V}}_{\text{底泥からの溶出}}$$

$$S(OP)=\underbrace{-\beta_P\cdot G_P\cdot PP}_{\text{植物ﾌﾟﾗによる摂取}}\underbrace{-\beta_P\cdot(1-a_Z)\cdot G_Z\cdot PP}_{\text{動物ﾌﾟﾗの排泄}}\underbrace{-R_{OP}\cdot\theta_{OP}^{\,T-20}\cdot(OP-\beta_P\cdot PP-\gamma_P\cdot ZP)}_{\text{無機化}}$$

$$S(NH4)=\underbrace{-\beta_N\cdot G_P\cdot\frac{f_{NH4}}{f_{NH4}+f_{NO3}}\cdot PP}_{\text{植物ﾌﾟﾗによる摂取}}+\underbrace{\beta_N\cdot(1-a_Z)\cdot G_Z\cdot PP}_{\text{動物ﾌﾟﾗの排泄}}$$

$$+\underbrace{R_{ON}\cdot\theta_{ON}^{\,T-20}\cdot(ON-\beta_N\cdot PP-\gamma_N\cdot ZP)}_{\text{無機化}}\underbrace{-R_{N1}\cdot f_{N1}\cdot\exp(K_{N1}\cdot T)\cdot NH4}_{\text{硝化(亜硝酸)}}+\underbrace{R_{WN}\cdot\theta_{WN}^{\,T-20}\cdot\frac{A_B}{V}}_{\text{底泥からの溶出}}$$

$$S(NO2)=\underbrace{R_{N1}\cdot f_{N1}\cdot\exp(K_{N1}\cdot T)\cdot NH4}_{\text{硝化(亜硝酸)}}\underbrace{-R_{N2}\cdot f_{N2}\cdot\exp(K_{N2}\cdot T)\cdot NO2}_{\text{硝化(硝酸)}}$$

$$S(NO3)=\underbrace{-\beta_N\cdot G_P\cdot\frac{f_{NO3}}{f_{NH4}+f_{NO3}}\cdot PP}_{\text{植物ﾌﾟﾗによる摂取}}+\underbrace{R_{N2}\cdot f_{N2}\cdot\exp(K_{N2}\cdot T)\cdot NO2}_{\text{硝化(硝酸)}}\underbrace{-R_{DN}\cdot f_{DN}\cdot\exp(K_{DN}\cdot T)\cdot NO3}_{\text{脱窒(底層のみ)}}$$

$$S(ON)=\underbrace{\beta_N\cdot G_P\cdot PP}_{\text{植物ﾌﾟﾗによる摂取}}\underbrace{-\beta_N\cdot(1-a_Z)\cdot G_Z\cdot PP}_{\text{動物ﾌﾟﾗの排泄}}\underbrace{-R_{ON}\cdot\theta_{ON}^{\,T-20}\cdot(ON-\beta_N\cdot PP-\gamma_N\cdot ZP)}_{\text{無機化}}$$

ここに，

PP ：ｸﾛﾛﾌｨﾙ a 濃度　　ZP ：炭素濃度
$\overline{DO}$ ：飽和溶存酸素濃度　　$NO2$ ：亜硝酸態窒素濃度
ON ：有機態窒素濃度　　$PCOD$ ：粒子態 COD 濃度
I_y ：標高 y における日射量 $I_y = I_O \exp\{-\eta(y_S - y)\}$
I_O ：水表面の日射量　　y_S ：水表面標高
f_{NH4} ：植物ﾌﾟﾗﾝｸﾄﾝのｱﾝﾓﾆｳﾑ態窒素吸収に関する影響関数
f_{NO3} ：植物ﾌﾟﾗﾝｸﾄﾝの硝酸態窒素吸収に関する影響関数
f_{N1} ：硝化（亜硝酸への変換）に関する補正係数（DO の関数）
f_{N2} ：硝化（硝酸への変換）に関する補正係数（DO の関数）
f_{DN} ：脱窒に関する補正係数（DO の関数）
f_D ：溶存酸素及び硝酸態窒素の存在によるリンの溶出率減少を表す補正係数　　η ：日射量減衰定数
IP ：無機態リン濃度　　DO ：溶存酸素濃度
$NH4$ ：ｱﾝﾓﾆｳﾑ態窒素濃度　　$NO3$ ：硝酸態窒素濃度
OP ：有機態リン濃度　　$DCOD$ ：溶存態 COD 濃度
A_B ：底泥面積　　V ：容量

①リン溶出速度の検討

牛縊前貯水池において，底層が嫌気条件になると PO_4-P が増加する傾向にあった。そこで，牛縊前貯水池水質調査結果について，2002 年及び 2004 年の主要調査地点である A 地点(st.0.50)の底層（水深 5～6m）の PO_4-P，DO，NO_3-N について着目した。A 調査結果を図-2.29，2.30 に示す。

調査結果をみると，溶出により PO_4-P 濃度が増加している時期には，底層の DO 濃度が低く嫌気条件にあり，NO_3-N 濃度も低い傾向が見られた。また，底層の DO が低く嫌気条件にあっても，NO_3-N 濃度が低くなければ PO_4-P が増加しておらず溶出が生じていない。

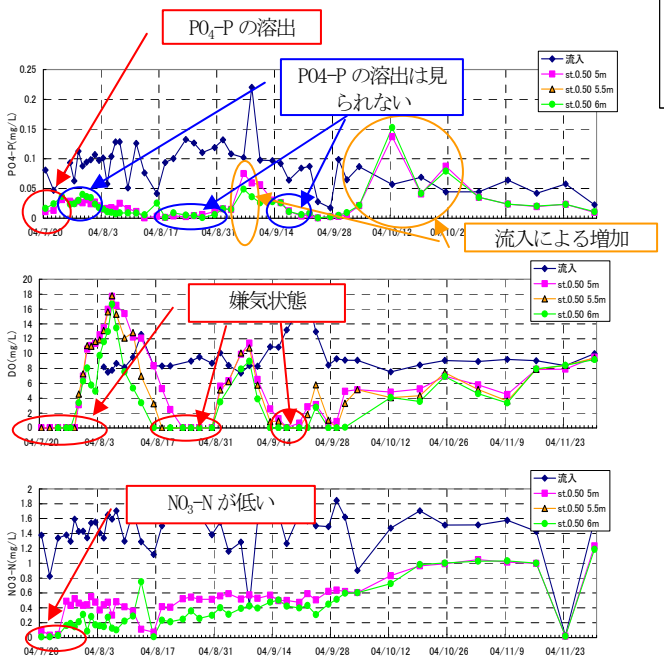


図-2.29　底層リン濃度等経時変化（2004 年 A 地点）

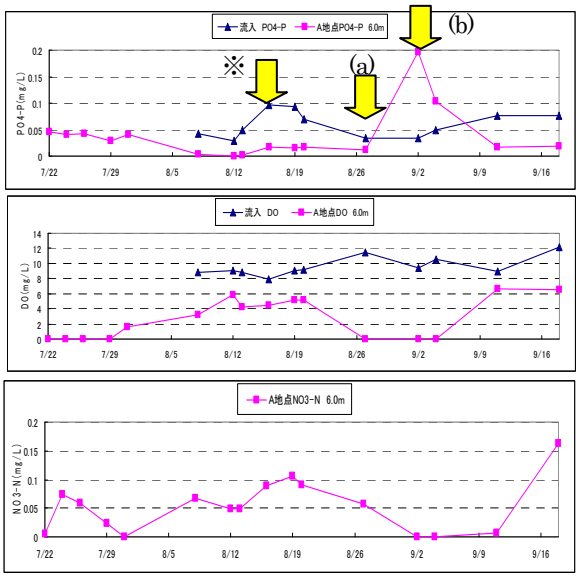


図-2.30　底層リン濃度等経時変化（2002 年 A 地点）

(a):DO は 0mg/L だが NO_3-N が 0.05mg/l 以上あり，PO_4-P の溶出も見られない。
(b):DO が 0mg/L かつ NO_3-N が 0.05mg/l 以下であり，PO_4-P 濃度が上昇している。
(※):流入増による濃度上昇である。

また既往モデルによる底層リン濃度の推定値は，図-2.31 のとおり実測値の傾向を表現していない結果であった。

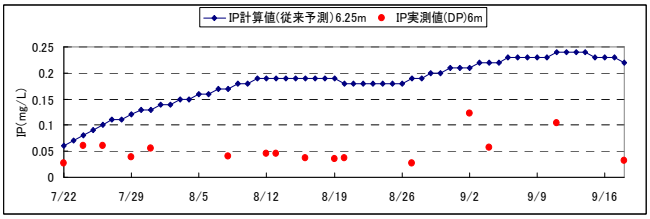


図-2.31　既往モデルによる底層リン濃度推定

これより，リン溶出速度について，DO 及び NO_3-N 濃度の設定を加えることとした。なお，PO_4-P の溶出についての検討は，水深 5m，5.5m，6m のデータを用いて行った。

リンの溶出についてのモデル化は，既往モデル[1]では，以下の式で表されている。

$$\text{リンの溶出に関する生産項} = \underbrace{R_{WP} \cdot f_D \cdot \theta_{WP}^{T-20} \cdot \frac{A_B}{V}}_{\text{底泥からの溶出}}$$

また，補正係数 f_D は，既往モデル[1]では，DO の関数として表されている。本検討では，牛縊前貯水池の底層での現地水質調査結果を踏まえ，この係数にリン溶出の境界 NO_3-N 濃度を以下のとおり設定する。

$$f_D = \frac{1}{4 \cdot DO + 1} \qquad NO3 \le NO3_{DN} \text{のとき}$$

$$f_D = 0 \qquad NO3 > NO3_{DN} \text{のとき}$$

境界 NO_3-N 濃度は，水質調査結果より，底層の PO_4-P

が増加しリンが溶出していると考えられる時期の NO_3-N を踏まえて 0.05mg/L とした。底泥からの溶出速度は，底層（5m，5.5m，6m）の水質調査結果を用いて，底層の水質負荷量変化から算出した。検討前後の推定値と実測値を**図-2.32** に示す。８月末のリン溶出現象を，より表現できるようになった。

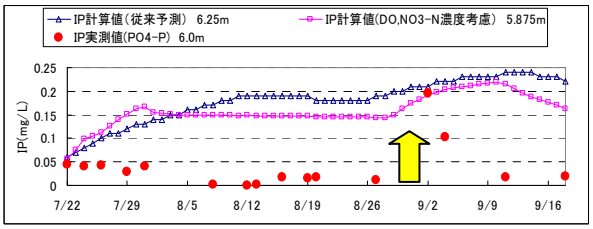


図-2.32　底層リン濃度の推定その１（2002 年 A 地点）

②窒素溶出速度の検討

底泥からの窒素の溶出機構は，リンの溶出と異なり底泥中での生物化学的作用によって決められるとされている[9)10)]。また，底泥間隙水中のアンモニア態窒素の増減は温度に依存すると言われている。

これより，リンと同様のモデル化は難しいことから，窒素の溶出速度を一定値として与えた。しかし，実測値と計算値を比較すると，乖離が見られ再現性が不十分な結果となった。（**図-2.33**）

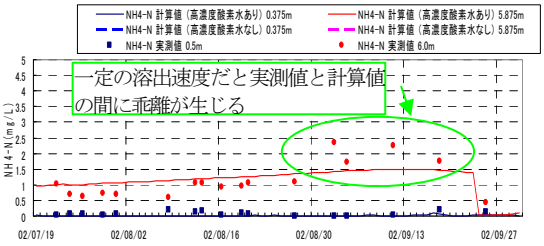


図-2.33　NH_4-N 濃度の推定その１（2002 年 A 地点）

そこで牛縊前貯水池の底層における窒素の溶出について検討した。

牛縊前貯水池水質調査結果について，底層（水深 5～6m）の I-N（NH_4-N・NO_2-N・NO_3-N の合計），NH_4-N，DO，水温について着目した。**(図-2.34)**

溶出により I-N 濃度が増加している時期としては，底層の DO 濃度が低く嫌気状態にある傾向が見られる。そこで，嫌気状態については NH_4-N について着目し，好気状態については，硝化により NH_4-N が NO_2-N に変化することから I-N について着目して窒素の溶出速度について検討を行い，好気状態と嫌気状態でパラメータを分けて設定することとした。

溶出率　$R_{WN} = 0.01 (DO > 1)$

$= 0.05 (DO \leq 1)$

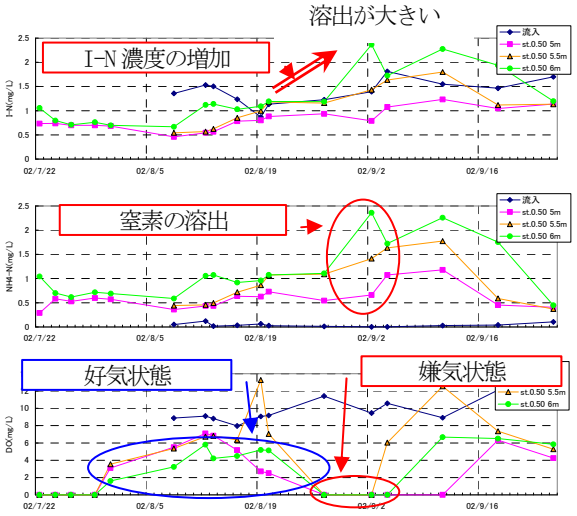


図-2.34　A 地点窒素濃度変化（2002 年）

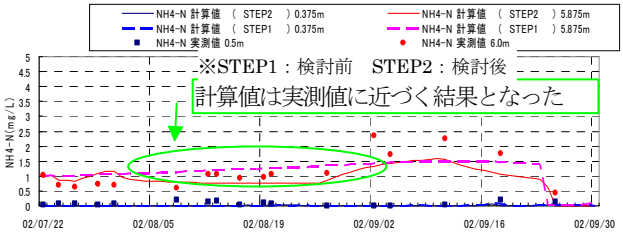


図-2.35　NH_4-N 濃度の推定その２（2002 年 A 地点）

これにより計算値は実測値に近づいた。**(図-2.35)**

③無機態リン濃度の検討

①での検討の結果，嫌気状態でかつ NO_3-N 濃度が低い場合に I-P が溶出する現象に対する再現性は向上したが，好気状態に転じた場合に実測値では I-P は減少する傾向がみられるのに対して推定値ではあまり減少しない傾向がみられ，実測値との乖離が見られた。

既往文献によれば底層では，嫌気条件下においては PO_4-P などの無機態リンが溶出するが，嫌気条件下でなくなると溶出した PO_4-P は鉄などの金属と結合するかあるいは浮遊物に吸着することが示されている[9)11)]。

そこで，以下に示すように，無機態リンに関する生産・消費項について，鉄との結合による消費の項を追加した。この項は，底層が好気状態（$DO \geqq DO_{DI}$）になった場合に作用するものとした。

$$S(IP) = \underbrace{-\beta_P \cdot G_P \cdot PP}_{\text{植物プランクトンによる摂取}} + \underbrace{\beta_P \cdot (1-a_z) \cdot G_Z \cdot PP}_{\text{動物プランクトンの排泄}} + \underbrace{R_{OP} \cdot \theta_{OP}^{T-20} \cdot (OP - \beta_P \cdot PP - \gamma_P \cdot ZP)}_{\text{無機化}}$$

$$+ \underbrace{R_{WP} \cdot f_D \cdot \theta_{WP}^{T-20} \cdot \frac{A_B}{V}}_{\text{底泥からの溶出}} \qquad \underbrace{-\frac{1}{\Delta y} V_{IP} \cdot IP}_{\text{好気状態でのFeとの結合による沈降（底層）}}$$

ここに，V_{IP}：沈降速度である。

これより，嫌気状態で NO_3-N が少なくなった場合に I-P が溶出し，好気状態になると減少するという傾向を再現できており，計算値は実測値に近づく結果となった。**(図-2.36)**

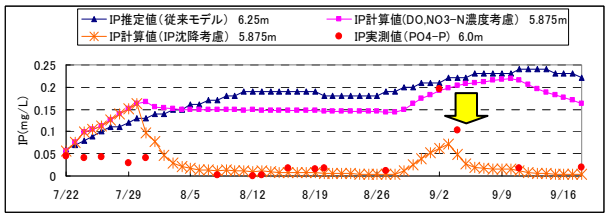


図-2.36　底層リン濃度の推定その２（2002 年 A 地点）

④2002 年のモデル計算検証期間（7/22～9/18)の最初部分において計算値が実測値と乖離している要因についての検討

・検証期間前に発生した出水の影響

検証期間最初である 7/22 の IP 実測値に基づき設定した初期条件では**図-2.37** に示すように中層での IP 濃度が高くなっていることから，この数値を用いた計算の中で拡散の効果により 7/22 以降の底層 IP が増加する結果になっていることが考えられる。しかし**図-2.38** に示すように実測値の経時変化ではこの時期の各水深の PO_4-P は減少する傾向を示しており，SS 濃度の経時変化（**図-2.39**)及び三春ダムの流況（**図-2.40**)等から，7/22 の水深 3～5m 付近の中層で高くなっている PO_4-P は，7/11 の台風により流入した粒子態の PO_4-P であることが考えられる。計算では，I-P の沈降を考慮していないため，実測値との間に乖離が発生していることが要因の 1 つとして考えられる。

そこで確認のため，台風による出水の影響が比較的小さくなった時期として 8/8 の実測値を初期条件としたケースについて試算したところ，計算値と実測値との間の乖離は小さくなった（**図-2.41**)。これより，7/11 の台風による粒子態の PO_4-P の流入が 7/22 の貯水池内の水質においても影響しているためであると考えられる。

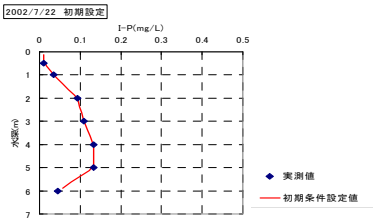


図-2.37　初期条件として用いた 7/22 の調査

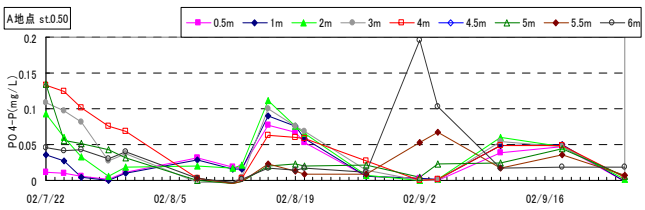


図-2.38　各水深 PO_4-P 濃度経時変化（2002 年 A 地点）

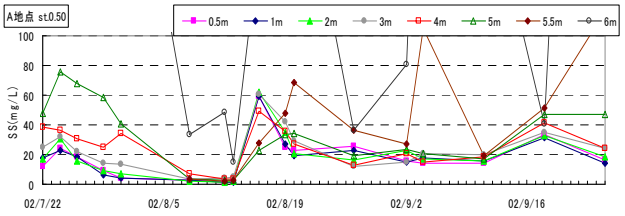


図-2.39　各水深 SS 濃度経時変化（2002 年 A 地点）

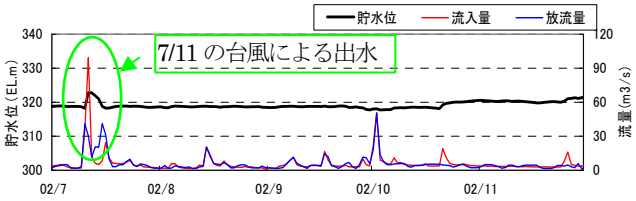


図-2.40　三春ダムの流況（2002 年）

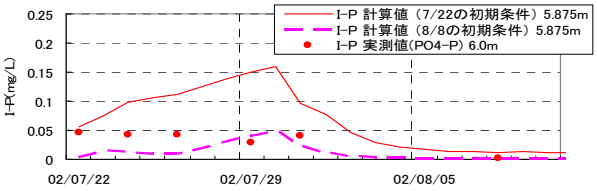


図-2.41　8/8 実測値を初期条件として推定したケース

これらの検討の結果，2002 年 7 月後半の予測と実測との乖離は出水の影響が主な原因と考えられるため，モデル式の変更等はしないこととした。

⑤パラメータの検討

モデルの再現性向上のため，既往モデル等に示されるパラメータについていくつかの変更を加えた。

・NO_3-N の脱窒率については，NO_3-N 濃度の実測値を踏まえ，年度別に設定した。

・プランクトンの増減については，表層 Chl-a 濃度の日々の変動が大きいことを踏まえ，植物プランクトンの動物プランクトンによる捕食の影響を想定し，変更を加えた。

⑥モデル検討まとめ

これらの検討の結果としてのモデル式を**表-2.8** に，予測結果を**図-2.42** にまとめる。表中枠囲みの部分が本研究における検討の結果新たに付加または変更された部分である。なお，連続式，運動方程式，熱・水質収支式には変更を加えていない。

表-2.8　生物・化学的変化項のモデル式（検討後）

$$S(IP)= \underbrace{-\beta_P \cdot G_P \cdot PP}_{\text{植物プラによる摂取}} + \underbrace{\beta_P \cdot (1-a_z) \cdot G_Z \cdot PP}_{\text{動物プラの排泄}} + \underbrace{R_{OP} \cdot \theta_{OP}^{T-20} \cdot (OP - \beta_P \cdot PP - \gamma_P \cdot ZP)}_{\text{無機化}}$$

$$+ \underbrace{R_{WP} \cdot f_D \cdot \theta_{WP}^{T-20} \cdot \frac{A_B}{V}}_{\text{底泥からの溶出}} \boxed{\underbrace{-\frac{1}{\Delta y} V_{IP} \cdot IP}_{\text{好気状態でFeとの結合による沈降（底層）}}}$$

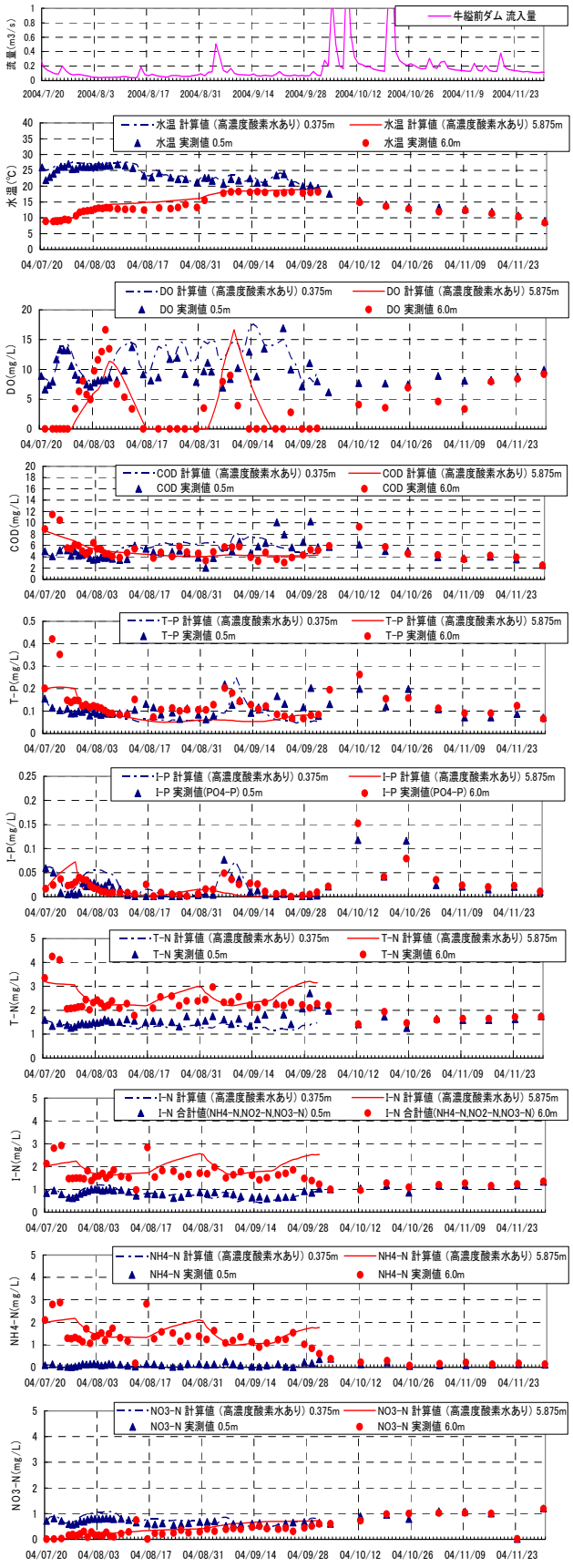


図-2.42　牛縦前貯水池水質実測値及び推定値の経時変化（A 地点表層及び底層，2004 年）

(3) 溶出速度の推定

嫌気条件でのリン溶出速度は，DO が 1mg/L 以下におけるリン溶出速度の平均値として A 地点では 0.007g/m²/day，B 地点では 0.005g/m²/day となった。結果を図 2-43 に示す。窒素の溶出速度の嫌気，好気それぞれの平均値は A 地点で 0.055（g/m²/day），0.016（g/m²/day）　B 地点で 0.046（g/m²/day），0.017（g/m²/day）となった。

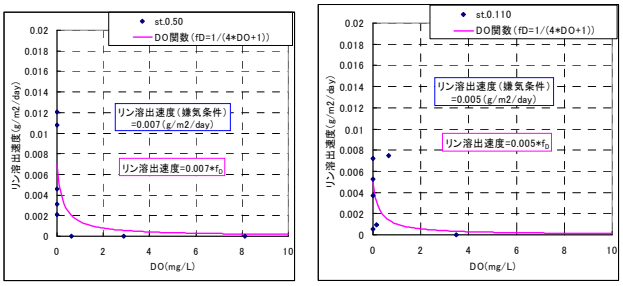


図-2.43　リン溶出速度（左：A 地点，右：B 地点）

(4) 室内実験での溶出速度との比較

この実験期間中に採取した底泥試料を用いた室内静置溶出試験で測定された溶出速度と推定値を比較する。

調査地点 A と B の底泥サンプルを用いて行った 2004 年度の溶出速度試験の，嫌気条件における溶出速度（5 日までの初期および 20 日目までの期間から算出）を表-2.9 に示す。この試験は 2004 年 7 月から 9 月にかけて表 2-5 に示す条件にて実験を行った中で実験開始前の 2004 年 7 月 26 日と酸素供給開始 9 日目の 8 月 5 日および酸素供給停止 17 日目の 8 月 23 日，酸素供給再開後 25 日目の 9 月 24 日に採泥したサンプルを使っている。KB 型柱状採泥器（離合社製）を用いて，アクリル製円筒型カラム（直径 4cm×高さ 100cm）に厚さ 30cm の底泥を採取した。溶出実験は 20℃の恒温室にて行った。底泥上に満たした水は，底泥直上水として貯水池の湖底上 0.5m から別途採水した現地水を 0.45μm のﾒﾝﾌﾞﾚﾝﾌｨﾙﾀｰにてろ過したものを用いた。

また調査地点Aにおいて 2002 年（6 月 17 日，8 月 18 日）と 2003 年（5 月 7 日，6 月 30 日，7 月 28 日）に採取した底泥サンプルを用いて行った溶出速度試験の嫌気条件（DO2mg/L 以下）における溶出速度を表-2.10[3]に示す。なおこの試験は 2004 年度の試験と異なり底泥上に満たした水は湖底上 0.5m から別途採取した現地水をろ過しないで用いている。

表-2.9　溶出実験結果（嫌気条件）

条　件	PO_4-P mg/m²/day		NH_4-N mg/m²/day	
	A地点	B地点	A地点	B地点
①酸素供給開始前	14.8(17.5)	13.3(19.3)	53.3(89.9)	76.5(134.6)
②酸素供給開始9日目	7.7(12.5)	8.9(10.6)	9.8(6.5)	46.7(98.5)
③酸素供給停止17日目	7.3(8.6)	13.0(9.9)	30.7(83.1)	71.7(109.2)
④酸素供給再開25日目	14.2(17.1)	10.6(10.0)	21.7(70.3)	23.2(137.4)

＊（　）内は初期溶出速度

表 2-10　溶出速度，酸素消費速度の結果（A 地点）

（単位：mg/m^2/day）

年	月	底泥からの溶出量		底泥の酸素消費速度（SOD）	直上水の酸素消費速度
		PO_4-P	NH_4-N		
2002	6月	2.4	74	860	－
	8月	7.6	159	1240	－
2003	5月	3.0	87	1720	－
	7月	8.0	105	1300	524
	8月	7.7	123	1650	－

これらの実験により得られた溶出速度の平均値とモデル計算により推測された溶出速度の平均値とを比較すると，予測計算による溶出速度はだいたい実測と近い値であるといえる。本システムを用いた連続観測データを用いたモデル計算による溶出速度の予測は，閉鎖性水域の底泥からの栄養塩溶出速度の経時変化を推定する手法として有効であると考えられる。

2.4. 試験方法の提案

(1) 溶出試験における設定条件

溶出速度は，水温，DO 濃度，NO_3-N 濃度の影響を受けることから，現場における溶出速度を再現するためには，これらの条件を現場と同様に設定する必要がある。

それぞれの場合ごとに留意すべき点は，以下の通りである。

①現場が嫌気状態であり，溶出試験においても嫌気状態で測定を行う場合，図 2-44 に示すように，PO_4-P の溶出速度は安定的である。NH_4-N については，時間経過とともに溶出速度が低下する傾向にあるが，これは沈降してくる有機態窒素の影響が，溶出試験では再現されていないためであると考えられる。

このため，NH_4-N 溶出速度の算定においては，試験開始から 4 日目程度までの値を用いることが望ましい。

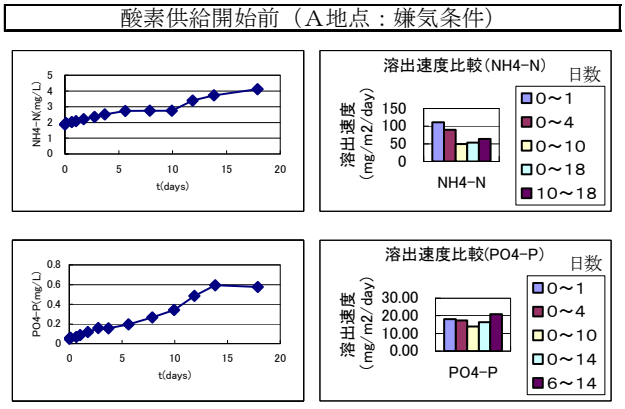


図-2.44 現場が嫌気状態である底泥の嫌気溶出試験結果

②現場において，DO 濃度は 0 であるが NO_3-N が存在する場合，図-2.45 に示すように，嫌気状態での溶出試験において PO_4-P の溶出速度が大きく変化することがある。これは，初期の NO_3-N 存在期間においては PO_4-P の溶出が抑制されているが，脱窒により NO_3-N 濃度が 0 となった後に，PO_4-P 溶出速度が増加したことによる。

このため，現場の条件に適合する範囲のデータを用いて，溶出速度を算出することが必要である。

また，脱窒は比較的速やかに進行することから，現場の状況も変わりやすいと考えられる。このため，現場底層水中の NO_3-N 濃度の変化に注意し，濃度が 0 となった場合には，再度，採水・採泥を行い，溶出試験を行うことが望ましい。

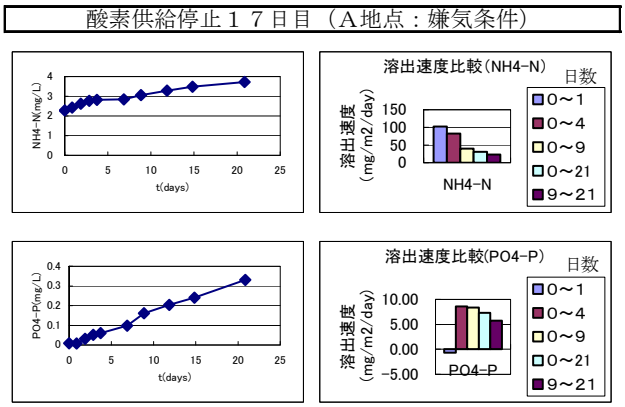


図-2.45　現場が無酸素かつ NO_3-N 存在である底泥の嫌気溶出試験結果

③現場が好気状態であり，溶出試験においても好気状態で測定を行う場合，図-2.46 に示すように，PO_4-P 溶出速度が小さいことが影響して，溶出傾向が安定しないことがある。

このような場合には，ある程度の期間の平均値として評価するか，または複数カラムを設置して，その平

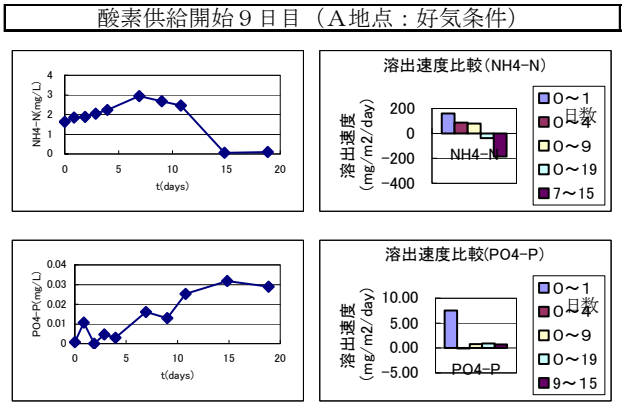


図-2.46　現場が好気状態である底泥の好気溶出試験結果

均で評価することが望ましい。

なお，以上の現場における溶出速度再現を目的とする溶出試験の他に，底泥からの最大の溶出可能性を調べるため，嫌気状態において溶出速度を調べる試験も考えられる。この場合，現場の底層水が好気条件であれば，安定した溶出速度を得るには時間を要するので，分析頻度を適宜設定し，水質の経時変化を把握することが望ましい。

2.5. まとめ

2.5.1 底泥からの栄養塩等の溶出機構の解明

富栄養化がみられる湖沼や貯水池における現地調査，底層環境改善実験及び採取した底泥サンプルを用いた室内試験を行い，底泥からの栄養塩等の溶出機構に関する次のような知見を得た。

ダム貯水池底泥に関して，底泥性状の季節変動調査，底層水への高濃度酸素供給が底泥間隙水に与える影響調査，長期酸素供給が底泥性状に与える影響調査を行うとともに，霞ヶ浦底泥を用いた巻き上げ時の溶出状況調査を行い，次のような成果を得た。

(1)底泥性状と溶出の関係では，

- ダム貯水池の底泥性状について季節変動を調べ，底層水 DO 濃度の間隙水 TOC 濃度への影響，間隙水 TOC 濃度と間隙水 PO_4-P 濃度の関係，間隙水 NH_4-N 濃度分布に影響する因子など，溶出機構について未解明であった部分を明らかにした。
- 底層水への高濃度酸素供給実験を行い，底層水の DO が底泥間隙水中の TOC，NO_3-N，PO_4-P 濃度に与える影響を明らかにし，DO の供給により PO_4-P 溶出が抑えられる機構を明らかにした。

(2)外力による底質表面の変化と溶出との関係では，

- 霞ヶ浦底泥を用いた巻き上げ溶出試験を行い，湖水流動時の底泥巻き上げに伴う栄養塩類溶出特性を明らかにした。

(3)湖水の水質と底泥性状の関係では，

- 底泥試料の上層水を長期間好気状態に保つ実験を行い，好気条件を持続させることが底泥性状を改善すること，間隙水 PO_4-P・NH_4-N 濃度に与える影響を明らかにした。

2.5.2 底泥からの水への栄養塩等溶出量推定方法の提案

底層水への高濃度酸素供給装置と連続水質監視システムを開発し，ダム貯水池における底層水の DO 条件変化による水質変化を連続的にモニタリングするとともに，この水質モニタリングデータを用いてモデルシミュレーション計算を行い，次のような成果が得られた。

1)底泥からの栄養塩溶出状況の監視にあたっては ORP が指標として有効であることを明らかにした。

2)溶出量に影響を与えるいくつかの新しい項目を同定し，その影響を把握した。

3)貯水池底泥からの溶出速度を算出し，室内溶出試験における測定値に近い推定値を得た。

2.5.3 底泥からの栄養塩等の溶出量推定のための試験法の提案

現在底質調査に広く活用されている「底質の調査・試験マニュアル」（社団法人　底質浄化協会）について，特に記述がないが試験結果に大きな違いを生じるなど重要なポイントを整理した。

※この研究には当チームの交流研究員　中薗孝裕氏も従事した。また，科学研究費補助金において共同して研究を行っている岐阜大学工学部土木工学科水質安全研究室の李助教授及び学生：水田幸弘氏の研究成果のうち，土木研究所も担当した部分を使用している。

参考文献

1)Ihenyen,A.E.(2003)A Study of Vertical Distribution of Heavy Metals and Organic Content in Recent Sediment Cores from the Eastern Niger Delta, Nigeria. Environmental Sciences,10:303-311.

2)佐々木稔，田中宏明，李建華，和田順之輔，中村圭吾，柴田省三，田中克知，福井真司（2002）底層環境改善のためのモニタリング技術と活用，環境システム計測制御学会誌，第 7 巻，第 2 号，pp.237-240

3)和田順之輔，津森ジュン，田中宏明，李建華，田中克知，柴田省三，福井真司(2003)貯水池底泥からの栄養塩の溶出について，第 40 回環境工学研究フォーラム講演集，(社) 土木学会環境工学委員会，pp.135-137

4)建設省土木研究所（1987）貯水池の冷濁水ならびに富栄養化現象の数値解析モデル（その１）

5)楠田哲也，巌佐庸（2002）他：生態系とシミュレーション，朝倉書房

6)秋山優（1986）藻類の生態，内田老鶴圃

7)藤田健一，李寅鐵，楠田哲也（2001）水ー底質相互作用モデルによる博多湾のリン循環の数値予測，水環境学会誌，Vol.24，No.1，p48-57

8)中田喜三郎（1993）生態系モデルー定式化と未知のパラメータの推定法ー，海洋工学コンファレス論文集

9)河川および湖沼の底泥からの栄養塩類の溶出（1976）土木研究所資料第 1165 号

10)湖沼水質調査法（1995）講談社

11)ダム貯水池の水質（2000）水資源開発公団試験研究所報告書　第 99405 号

3. 底泥の有機性有害物質の実態および挙動に関する研究

3.1 概説

近年，有機性有害物質による環境汚染が懸念されている。閉鎖性水域には，その流域内で発生・使用された有機性有害物質が河川等を経由して集まることが予想されるため，それらの物質による汚染が懸念されている。特に，多環芳香族炭化水素類（Polycyclic aromatic hydrocarbons，以下，ＰＡＨｓ）による底泥の汚染が我が国の湖沼においても指摘されており[1)]，底泥中でのＰＡＨｓの存在実態の解明が必要である。このため，まず達成目標①「底泥中の多環芳香族炭化水素の存在実態の解明」に取り組んで全体像を把握するとともに，ＰＡＨｓのうち主要なものについて達成目標②「底泥中のベンゾ[a]ピレン等の挙動の解明」を設定してより詳細な調査研究を実施した。本研究の対象とした，２～６環の主なＰＡＨｓの構造を**図-3.1** に示す。

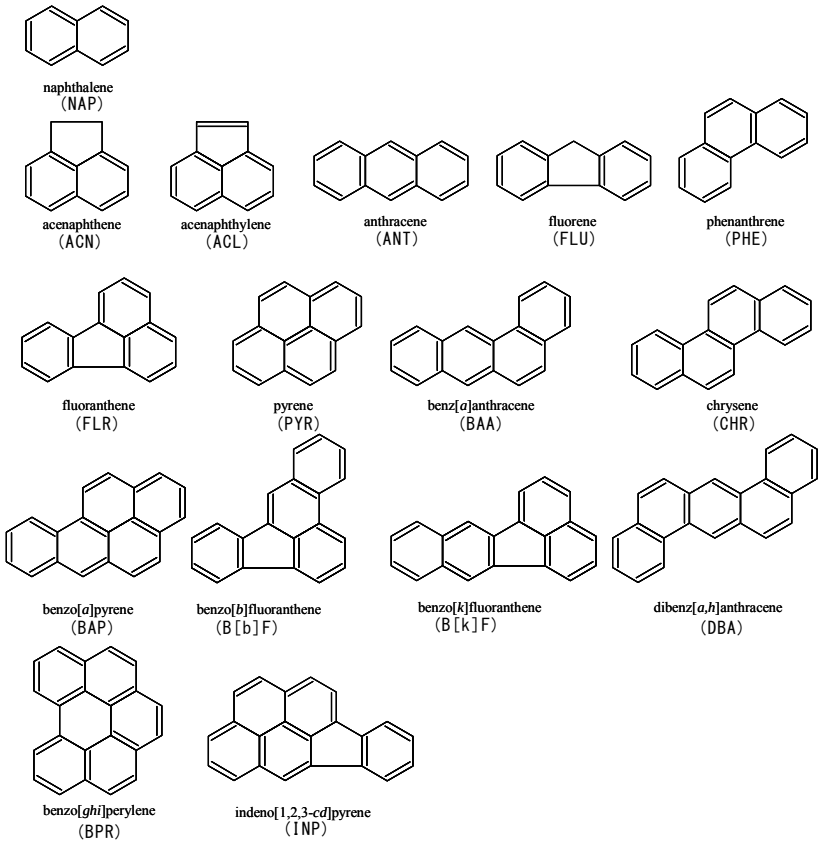


図3-1　代表的な多環芳香族炭化水素類（ＰＡＨｓ）

3.2 研究方法

3.2.1 底泥中の多環芳香族炭化水素の存在実態の解明

(1) 概要

閉鎖性水域の底泥中のＰＡＨｓの存在実態の把握のため，関東地方の比較的人為的な汚染が進んでいる水域である手賀沼の底泥，河川水 SS，大気降下物を採取し，ＰＡＨｓおよびアルキル化ＰＡＨｓの含有量を調査した。

(2) 調査方法

調査対象とした水域は手賀沼であり，14 年度～17 年度にかけて調査を実施した。

調査では，湖沼底泥，河川水 SS，大気降下物を採取し，PAHs の存在実態を把握した。また，アルキル化 PAH s の含有量を測定し，アルキル化 PAH s と通常の PAH s の比率を指標として，発生源の分類を試みた。

手賀沼の概略と調査点を図 3-2 に示す。調査はいずれも晴天時に行い，河川水試料は 2005 年冬期および夏期に採取し，底泥試料は 2004 年秋期，2005 年

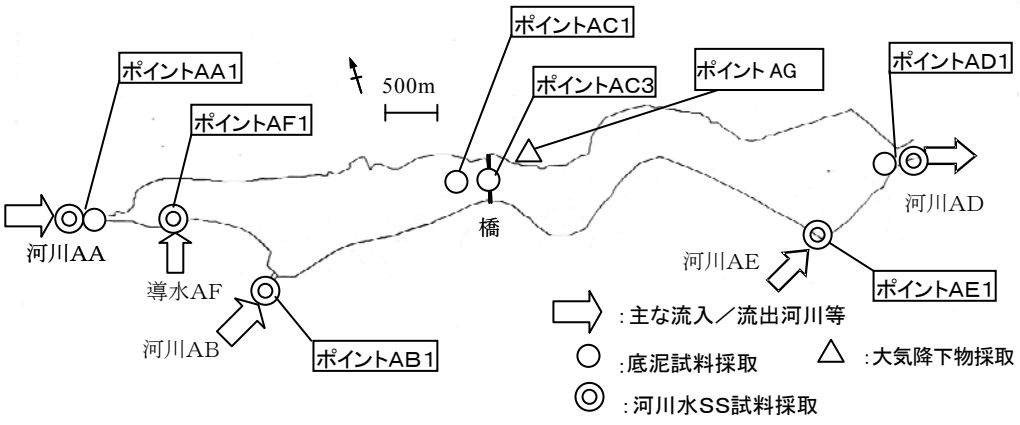


図-3.2 手賀沼における調査点

冬期および夏期に，浚渫底泥試料は2005年秋期に，大気降下物試料は 2005 年秋期～冬期にそれぞれ採取した。河川水試料は，主要な流入河川３（ＡＡ：大堀川，ＡＢ：大津川，ＡＥ：染井入落）および流出河川１（ＡＤ：手賀川）について，ポイントＡＡ１，ＡＢ１，ＡＤ１，ＡＥ１において，河川水中のＳＳをろ過により収集した。これは，PAHｓが疎水性物質であり，主として固形分に吸着した形で水系を移動すると考えられるためである。また，手賀沼では富栄養化による水質悪化を改善するために相当量の河川水を導水しており，PAHｓの収支に影響があると考えられることから，この導水（ＡＦ：北千葉導水）についても同様に測定を行った。底泥は○で示した４点で表層試料を採取した。ポイントＡＣ１は，道路橋より約 300m上流の地点，ポイントＡＣ３は道路橋直下地点，ポイントＡＡ１は河川流入部地点，ポイントＡＤ１は河川流出部地点である。大気降下物試料は，道路橋に近い湖岸のポイントAGにて２ヶ月に渡り連続採取した。採取装置は，ダイオキシン測定用のSUS製連続ろ過装置を用いて，固形性及び溶解性の成分は，連続的にろ紙およびウレタンフォームに補足して，光分解による影響を最小限に抑えた。

底泥試料中のＰＡＨｓおよびアルキル化 PAHｓの分析は，環境庁マニュアル[2)]のＢＡＰの分析方法を一部変更した方法で行った。この方法は，底泥試料を加熱還流アルカリ分解し，液々抽出した後，シリカゲルを用いてクリーンアップし，ガスクロマトグラフ質量分析計（ＧＣ／ＭＳ）で検出する方法である。手賀沼の試料について用いた分析方法の主な流れを図3-3に示す。

定量対象物質は**図-3.1**に示した16種のＰＡＨｓおよびベンゾ[*e*]ピレン，ペリレンならびに図3-4に示した８種のアルキル化PAHｓ（メチル化フェナントレン，ジメチル化フェナントレン）とした。

(3) 調査結果

底泥中のＰＡＨｓの存在実態について，底泥中のＶＳＳ当たりの濃度を**図-3.5**に示す。これは既に報告されている閉鎖性水域の汚染の範囲内にあり、より汚染程度が低いと思われる水域と同程度であった。

湖内分布としては，河川流入部ＡＡ１において最も高く，次いで道路橋直下地点ＡＣ３の底泥も高く，流出河川ＡＤ１は道路橋上流ＡＣ１と同程度に低かった。これらの結果より，流入河川の底泥は最も高濃度のＰＡＨｓ負荷を受けており，道路橋直下の底

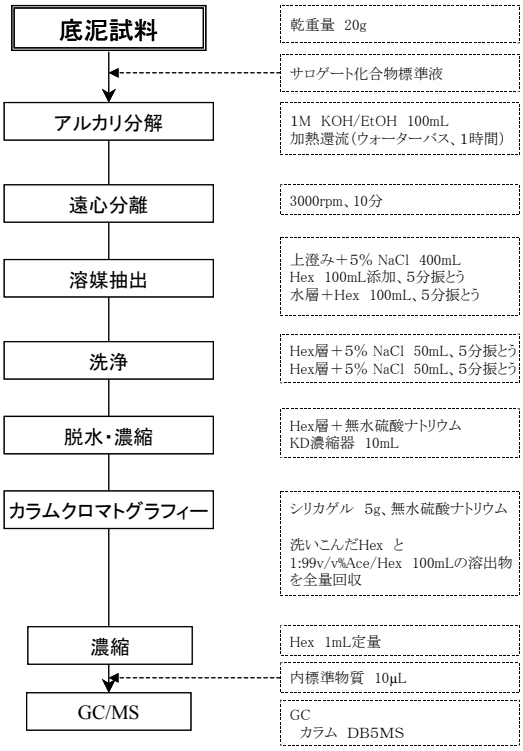


図-3.3 ＰＡＨｓの分析フロー

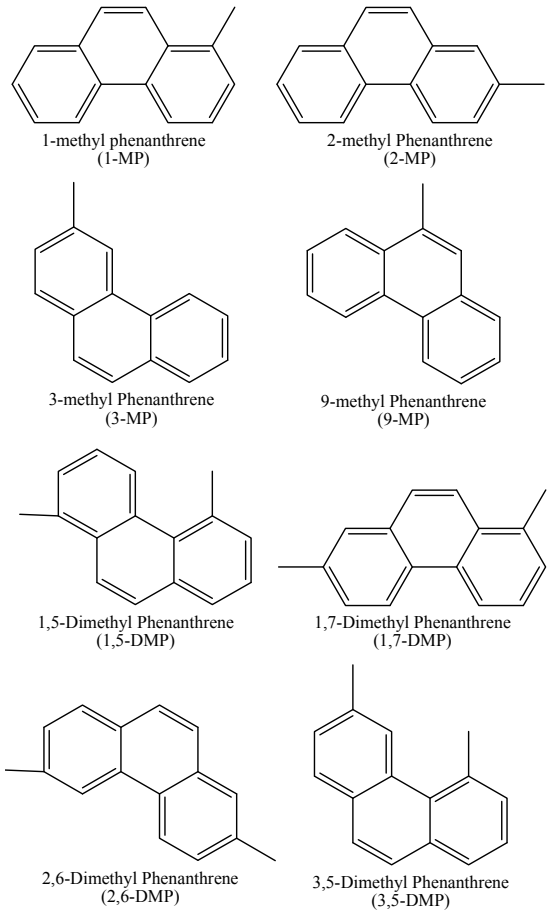


図-3.4 アルキル化PAHｓ

泥も局所的ながらＰＡＨｓ負荷を受けていると考えられた。また，流入河川の河口近傍で堆積していることから，湖内湖等の設置による積極的な沈殿除去の可能性が示唆された。

道路及び屋根塵埃のＰＡＨｓプロファイルに関する村上らの調査結果[3)]では，ＰＨＥ，ＦＬＲ，ＩＰ，ＢＰＲ等が多くなっており，本調査結果も同様であることから，これらの雨天時流出が主な負荷源となっている可能性が考えられ，汚染の由来としては排ガスおよび道路堆積物が推定された。

各試料におけるＰＡＨｓおよびアルキル化ＰＡＨｓの測定結果より，メチル化フェナントレンとフェナントレンの比（MP/PHE）およびジメチル化フェナントレンとフルオレンの比（DMP/FLU）を計算して，整理した結果を図 3-6 に示す。これは，PAHs の発生源の指標として,MP/PHE が有効と報告されており[4)]，燃焼由来では MP/PHE が 0.5～1.0，非燃焼（油流出等)由来ではMP/PHE が2～6程度とされていること，DMP/FLU も発生源の推定に寄与するとされている[4)]ことから検討したものである。同図より，流入河川(AA, AB, AE)については，AA の夏期データが FLU 欠測により不明であることを除けば，夏期・冬期いずれも MP/PHE が 0.7～1.0，DMP/FLU が 1.4～2.5 の範囲にあり，類似した流域特性を持つ流入負荷源として分類可能であることが分かる。一方，導水(AF)については，流入河川とは全く異なる分類であり，別の流域特性と考えられる。流出河川(AD)については，夏期データは流入河川と同グループであるが，冬期データは大きく異なっていた。これは，夏期と冬期で PHE 濃度に大きな差異が見られたことによるものと考えられる。底泥については，流入河川とは異なるグループに分類された。また，大気降下物試料においては,懸濁態および Total の両方で MP/PHE および DMP/FLU が他の試料より低いことがわかる。MP/PHE が低いことについては，大気降下物は燃焼由来のものがほとんどであることを考えれば説明できる。河川水ＳＳや湖沼底泥においては，油流出等の非燃焼由来のＰＡＨｓも含まれることから，相対的に MP/PHE が高くなると考えられる。DMP/FLU についても同様の理由で，大気降下物において低いものと考えられる。これらの結果より，手賀沼に流入するＰＡＨｓ負荷は，燃焼により発生したＰＡＨｓの大気降下物に加えて，路面等からの雨天時流出で油流出由来等のＰＡＨｓが混在するものと考えられる。

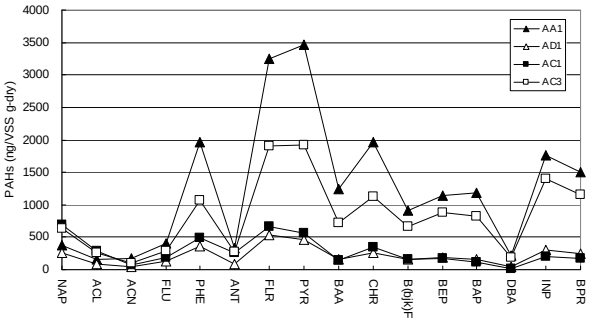


図-3.5 底泥中の VSS 当たりのＰＡＨｓ濃度

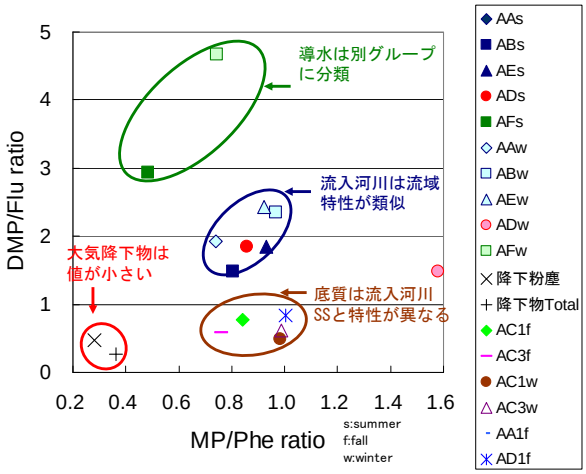


図-3.6 アルキル化 PAHｓを指標とした発生源分類

3.2.2 底泥中のベンゾ[a]ピレン等の挙動の解明

(1) 概要

閉鎖性水域の底泥中の有機性有害物質の挙動を解明するために，残留性が高く発ガン性が指摘されているベンゾ[a]ピレン（ＢＡＰ）等の大気降下物による負荷，流入・流出河川による移動および底泥浚渫による除去について調査を行った。

(2) 調査方法

河川水および導水ならびに大気降下物に関する試料採取は，3.2.1(2)と同様の方法で行った。浚渫底泥の試料については，秋期の浚渫事業の際に，浚渫プラントにて採取した。ＢＡＰ等の測定は，前述した図-3.3 に示すフローに従って行った。

(3) 調査結果

(i) 河川水および導水の調査結果

流入河川３地点，導水及び流出河川各１地点の晴天時の水中の懸濁態 PAHs 濃度を夏期及び冬期に測定した結果を図-3.7 に示す。同図より、晴天時においては,夏期及び冬期で流出河川(AD1)の濃度が流入河川(AA1, AB1, AE1)及び導水(AF1)の濃度を上回っていることが分かる。これは，流入河川及び導水の流

量が晴天時に低く SS 濃度も低いため（夏期 2～13mg/L，冬期 0.5～7.3mg/L），懸濁態 PAHs があまり輸送されない状態であるのに対して，流出河川の SS 濃度は手賀沼の湖水水質を反映して晴天時でも高めであり（夏期 35mg/L，冬期 40mg/L），懸濁態 PAHs が流出していることによるものと考えられる。冬期で欠測の INP を除いた 15PAHs の総和で比較すると，AA1 は冬期でより高濃度であったが，他の河川及び導水では夏期の方が高濃度であり，全体として明確な季節影響の傾向は見いだせなかった。

（ii）大気降下物および浚渫底泥の調査結果

大気降下物の測定結果（**図-3.8**）より，４環以下では，溶解性画分の負荷量が多いが，５環以上では粒子性画分の負荷量が多くなっていることがわかる。粒子性画分における PHE と５環以上の PAH s の存在比率は，底泥における同比率よりも高いことから，５環以上の PAH s と比較して PHE の方がより分解されやすいため，底泥において分解が進んだ結果として比率が下がっているものと考えられる。浚渫底泥については，**図-3.9** に示すとおり，これまでの底泥の調査結果とほぼ同様であり，BAP 濃度は約 19 μg/kg であった。

（iii）挙動の試算結果

上述の数値より，ベンゼン環数５のＢＡＰについて，物質収支を計算した。収支計算に当たり考慮した要因を**図-3.10** に示し，試算結果を表 3-1 に示す。ここで，(1)流入については河川流量はＨ－Ｑ式により，導水の流量は実績値より設定した（2002 年）。河川水および導水中の濃度については，夏期および冬期の調査結果より，ＳＳあたりのＢＡＰ濃度の平均値を求め，年間平均ＳＳ濃度を乗じて求めた。表面流出水中ＢＡＰ濃度は未測定であるため，控えめの推定値として，最も低濃度であった河川ＡＥの値を用いた。(2)湖面への大気降下については，秋～冬期における実測値 11.8μg/(m^2･y)を用いた。(3) 道路橋からの路面流出については，交通量は実績値より年間 11.1 百万台･km と設定し，単位発生量を文献値[5] より 0.2μg/km と設定した。(4)地下水の影響および(8)水中での内部変化（内部生産等）は微小と考えて無視した。(6)巻き上げは，(5)堆積に含める（相殺）形とした。(7)流出については，河川流量は(1)流入の総計と等しいとみなし，湖面への降雨および蒸発散による水量変化は微小と考えて無視した。(9)底泥浚渫は，実績値より年間 8 万 m^3 と設定し，濃度は実測値約 19μg/kg より換算して設定した。

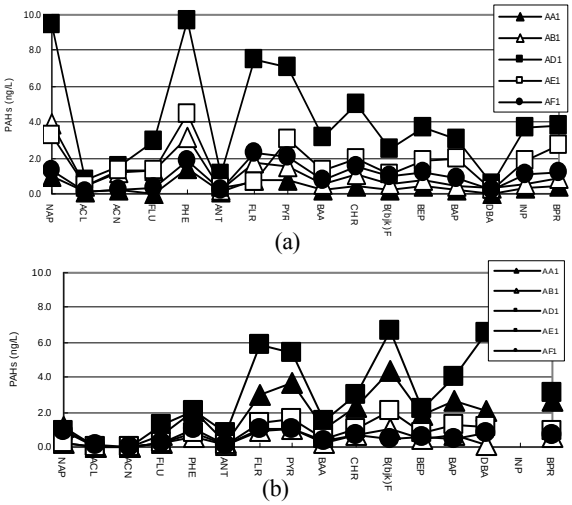


図-3.7 河川および導水における PAHs 濃度
(a)夏期，(b)冬期

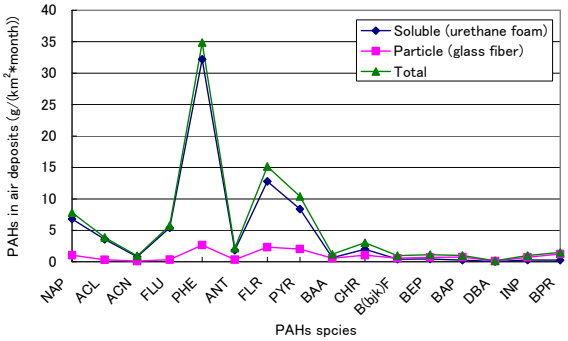


図-3.8 大気降下物による PAHs 負荷量

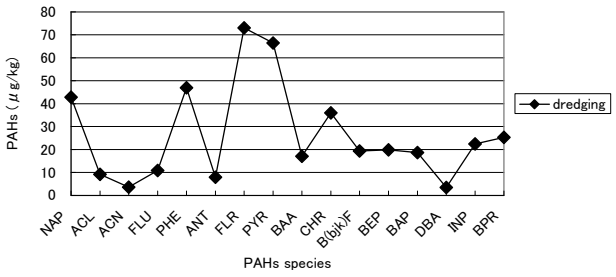


図-3.9 浚渫底泥の PAH s 濃度

(10)底泥での内部変化については，表層に堆積した１年目のみ半減期 6.2 年（文献値[6]）で分解すると考えると，水中から湖底へ沈降するＳＳ中のＢＡＰの約 11%が分解され，残り約 89%が底泥化する計算となった。 (5)堆積については，水中ＢＡＰの増加要因(1)(2)(3)から，減少要因(7)を差し引いた値とし，水中ＢＡＰの収支が差引ゼロとなるようにした。

試算結果として，年間に 511.0g のＢＡＰが水域に流入して 453.0g（流入の 88.7%，以下同じ）が河川より流出し，残り 58.0g（11.3%）は湖底へ沈降するが，

そのうち6.1g(1.1%)が湖底で分解され，51.8g(10.1%)が底泥に堆積する。浚渫が行われる場合は，728.2g (142.5%)が水域外へ搬出され，結果として676.4g(132.3%)が余分に除去されることから，ＢＡＰ収支は大幅にマイナスとなり，底質が改善されたことになる。このことから，十分な量の浚渫が行われる場合はBAP対策としても有効と考えられた。

また，湖内におけるBAPの分解は，流入量の1.1%程度であり，除去機構としては期待できないと考えられた。全体のBAP流入負荷量のうち，大気降下物による湖面への直接流入負荷は9.9%程度であり，導水による負荷が約45.4%，流域内からの負荷が約44.1%であることから，河川・導水による流入負荷が大半であると考えられた。

3.3 考察

河川水の調査結果より晴天時の流入河川より流出河川のBAP濃度が高いこと，および，湖面への大気降下物による直接負荷の割合は小さいことから，流入河川の河口部や道路橋路面排水の落下部に沈積したBAPが，巻き上がりにより湖水へ再浮遊して，流出河川まで移動していることが推察される。しかし，湖内における底泥中の濃度分布が確認されていることから，完全に均一になるほどの移動量ではないと考えられる。

手賀沼（手賀川より上流側）の流域面積89.23km^{2}への大気降下物によるBAP年間負荷量は1054.7gと推定されるが，今回の試算では流域内からの年間負荷量（3河川流入，表面流出および湖面への大気降下物）は276.4gであり，流域内への年間降下負荷量の約26.2%に過ぎない．今回の流入河川からのBAP年間負荷量は，晴天時の調査に基づいて計算しており，雨天時の高濃度の濁質輸送を考慮できておらず，例えば，河川水によるダイオキシン類の輸送量の9割以上が降雨時によるものとの報告[7]もあることから，年間流入負荷量が過小評価である可能性がある。

大津川の河口部沖合ポイントＡＢ３におけるコアサンプルの年代測定の結果から推定される近年のＢＡＰの堆積速度は，400～600 μg/m^2/年程度であり[8]，そこから算出される湖内への沈積年間負荷量は1720～2580gとなるが，これは高負荷流入地点における堆積速度を全湖底面積へ当てはめたため過大な推定値となっていると考えられ，実際には，大気降下物以外の負荷源も含めて雨天時の輸送量も含めた年間負荷量は，およそ280gから2600gまでの範囲にあると推定される。

国内では底泥中のＰＡＨｓに関する環境基準は定められていないが，海外で提示されている基準および基準案[9]と比較すると，ほぼ無影響とされる閾値（例えばＢＡＰ30 μg/kg）を超えた測定値は若干見受けられたものの，高い可能性で影響が予想される閾値（例えばＢＡＰ3600 μg/kg）を超えた地点はなかった。また，上述のコアサンプルの年代測定の結果[8]から，大気汚染の著しかった1960年代と比較

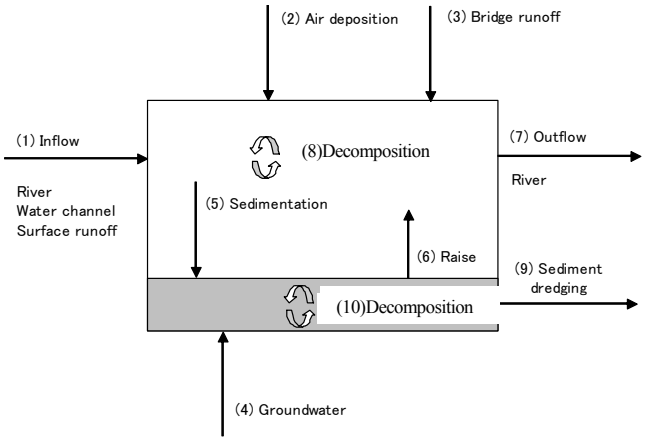


図-3.10 BAPの収支計算の概要

表-3.1 BAPの挙動に関する試算結果

(1) Inflow	Flow rate (m^3/y)	Concentration (μg/m^3)		Mass flux (g/y)
Total	2.1.E+08			457.9
AA	3.0.E+07		2.9	86.7
AB	1.4.E+07		6.3	86.2
AE	6.5.E+06		2.7	17.8
AF	1.5.E+08		1.6	232.3
Surface runoff	1.3.E+07		2.7	34.9
(2) Lake surface air deposi	Area (km^2)	Deposition (μg/m^2/y)		Mass flux (g/y)
Total				50.8
Air Deposition	4.3		11.8	50.8
(3) Bridge runoff	Traffic (car km/y)	Emission (μg/km)		Mass flux (g/y)
Total				2.2
AC	1.E+07		0.2	2.2
(4) Groundwater	Neglected			
(5) Sedimentation	Area (km^2)	Sedimentation rate (μg/m^2/y)		Mass flux (g/y)
Total				58.0
Net sedimentation	4.3		13.5	58.0
(6) Raise	Included in net sedimentation			
(7) Outflow	Flow rate (m^3/y)	Concentration (μg/m^3)		Mass flux (g/y)
Total				453.0
AD	2.1E+08		2.15	453.0
(8) Decomposition	Neglected			
(9) Sediment dredging	Dredging rate (m^3/y)	Concentration (g/m^3)		Mass flux (g/y)
Total				728.2
Dredging	8.0E+04		0.00910	728.2
(10) Decomposition	Half-life (y)	Degradation rate (1/y)		Mass flux (g/y)
Total				6.1
Surface layer degradation	6.2		0.106	6.1
Water body balance				0
Sediment balance without sediment dredging				51.8
Sediment balance with sediment dredging				-676.4

して近年のＰＡＨｓの堆積速度が低下していることも分かっている。

これらのことから，ＰＡＨｓ等の底泥中に堆積しやすい有機性有害物質について，緊急の対応を要することはないものの，今後も，定期的なモニタリング調査等により，その存在実態および挙動に注意を払うことが望ましいと考えられた。

3.4 まとめ

閉鎖性水域内の底泥中の有機性有害物質の実態および挙動を把握するために，ＰＡＨｓの存在実態を明らかにするとともに，ベンゾ[a]ピレン等の挙動の解明を行った。まとめを以下に示し，本研究に関連して行った発表を参考文献[8)10)11)12)]に示した。

3.4.1 達成目標①「底泥中の多環芳香族炭化水素の存在実態の解明」

研究で得られた結果は次の通りである。

①ＰＡＨｓとアルキル化 PAHs の存在比を指標とすることにより，流入河川，導水，底泥，大気降下物は，それぞれ異なる流域特性または発生源特性を持つ負荷源として分類可能と考えられた。

②水域に流入するＰＡＨｓ負荷は，燃焼により発生したＰＡＨｓの大気降下物に加えて，路面等からの雨天時流出で油流出由来等のＰＡＨｓが混在するものと考えられた。

③流入河川の河口部や道路橋の路面排水流入部において，ＰＡＨｓ負荷が底泥に堆積しており，湖内でも汚染の影響をあまり受けていない部分とで濃度分布が生じていた。特に，４環以上のＰＡＨｓの含有量が高くなっていた。

④比較的人為的な汚染が進んでいないと予想された閉鎖性水域の底泥中のＰＡＨｓの定量を行ったところ、山間部の水域であっても底泥のＰＡＨｓ含有量が少ないわけではないことが明らかとなった。

3.4.2 達成目標②「底泥中のベンゾ[a]ピレン等の挙動の解明」

研究で得られた結果は次の通りである。

⑤大気降下物由来の PAHs においては，４環以下では，溶解性画分の負荷量が多いが，５環以上では粒子性画分の負荷量が多いことがわかった。水域への BAP 流入負荷量のうち，湖面への直接降下によるものは，10%程度と推定された。

⑥晴天時には流入河川より流出河川のＢＡＰが高濃度であることから，流入して堆積したＢＡＰが底泥から巻き上がりにより再浮遊していると考えられたが，湖内の濃度分布を均一にするほどの移動量ではないと考えられた。

⑦人工内湖等の設置により、河川河口部近傍での積極的な沈殿除去の可能性が示唆された。

参考文献

1）環境庁環境保健部保健調査室： 化学物質と環境, 平成２年版, 1990.12. および平成１２年度版, 2001.3.

2）環境庁水質保全局水質管理課： 外因性内分泌攪乱化学物質調査暫定マニュアル（水質，底質，水生生物）, pp.VI-1 - VI-8, 1998.10.

3）村上道夫, 中島典之, 古米弘明： 多環芳香族炭化水素類（ＰＡＨｓ）含有率とそのプロファイルに基づく粒径画分ごとの道路・屋根堆積塵埃の識別, 水環境学会誌, Vol.26, pp.837-842, 2003.12.

4）熊田英峰，高田秀重，モハマド パウジ ザカリア：中国，日本，マレーシアのエアロゾル中の多環芳香族炭化水素組成，Res. Org. Geochem.,15,13-25,2000

5） Carl-Elis Bostrom et.al. : Cancer Risk Assessment, Indicators, and Guidelines for Polycyclic Aromatic Hydrocarbons in the Ambient Air, Environmental Health Perspectives v110,Supplemet 3, June 2002

6) Shelby E. Walker et. al : Polycyclic Aromatic Hydrocarbons in a Highly Industrialized Urban Estuary:: Inventries and Trends, Environ. Toxicology and Chemistry, 23:2655-2664, 2004.

7）兼松正和，佐藤圭輔，清水芳久：集水域を考慮した河川水中ダイオキシン類の流出特性，第 40 回日本水環境学会年会講演集，p.278, 2006

8）湖沼底泥中の多環芳香族炭化水素類（PAHs）の存在実態と対策の可能性，南山瑞彦，鈴木穣，環境工学研究論文集，41，pp. 497−506，2004

9）David R. Mount et.al：Approaches to Developing Sediment Quality Guidelines for PAHs, in Peter Douben ed., PAHs: An Ecotoxicological Perspective, Wiley, pp.331-355, 2004

10）湖沼底泥における多環芳香族炭化水素(PAHs)の挙動と定量的リスク評価，山下洋正，尾崎正明，南山瑞彦，鈴木穣, 第 39 回日本水環境学会年会講演集 p. 465，（社）日本水環境学会，2005

11）手賀沼流域における多環芳香族炭化水素類(PAHs)の挙動，山下洋正，尾崎正明，第 40 回日本水環境学会年会講演集 p. 432，（社）日本水環境学会，2006

12）雨水対策施設の堆積物中の多環芳香族炭化水素類お

よび重金属類の調査，山下洋正，尾崎正明，環境システム計測制御学会誌，11, 2-3，pp. 57-60，環境システム計測制御学会，2006

４．湖底生態系に配慮した新しい底泥処理技術に関する基礎的研究

4.1 概説

流入水質対策が容易に奏功しない浅い富栄養化湖沼の環境保全対策として、本研究では湖底生態系に配慮した新しい底泥処理技術について検討を行った。具体的な技術開発としては、浅い湖沼における大型水生植物（特に沈水植物）の修復に関する技術開発を行った。

湖沼水質と生態系との関係のなかでも、浅い湖沼における植生の役割についての関心が高まってきている。水質汚濁が進行する前の浅い湖沼においては、多くの水生植物が繁茂し、透明度の高い水を蓄えていたことが示されている。しかし水質汚濁の進行は、湖水を濁らせて、沈水植物を減少させる結果となる。また、栄養塩類濃度の上昇に伴い、大型植物量は増加する上に水柱全体あるいは水面付近に集中する[1)]。このような状況は漁業やレクリエーション利用の観点から問題視されることが多く、このため水草が刈り取られることが多い。このような場合には、植物プランクトンの増大と底泥の巻き上げ増加により湖沼の濁りはさらに上昇し、光条件の悪化により植生を破壊してしまう場合もある[2)]。このような状況に達すると、たとえ流入水質が改善されても底泥からの栄養塩類の回帰により植物プランクトンの量は減少しない上に底泥の巻き上げにより濁ったままの状態が続くことになり、湖沼の環境修復は困難なものになる。このため、富栄養化して水生植物が減少した浅い湖沼における大型水生植物（特に沈水植物）の修復に関する技術開発の重要性は高い。

本研究課題では、大型水生植物がもつ底泥巻き上げの抑制という機能について現地調査とシミュレーションを併用して検討を行うと共に、沈水植物が消失した湖沼における底泥中の散布体（種子や卵胞子）を利用した再生手法について検討を行った。

日本で第２位の面積を有する霞ヶ浦においては、1970年代以降の流域開発による湖沼水質の悪化、護岸工事等による影響で沈水植物群落が減少し始め、1997年には群落としての沈水植物はほぼ消失し、現在でもほとんど存在していない[3)]。

浅い湖沼における沈水植物群落は、底泥の巻上げ抑制による水質改善効果等、優れた生態的機能を有していることが分かっており[4)5)]、霞ヶ浦においても、失われた沈水植物群落の再生が望まれている。

すでに失われてしまった沈水植物を、生物多様性の保全に配慮した形で再生する方法として、湖沼底泥中の散布体バンク（埋蔵された未発芽の種子や卵胞子）を用いる方法が注目されている。

底泥中の散布体バンクを効率よく利用するには、当該湖沼において底泥中の散布体密度が高い箇所を推定することが必要である。しかし、湖沼における散布体密度の分布特性は明らかになっていない。そこで、本研究では、霞ヶ浦において過去に沈水植物群落が存在した場所付近を中心に底泥の採取と深さ方向への分割を行い、散布体の抽出と発芽試験を行った。また、採取された底泥の堆積年代分析を行い、散布体の存在状況と堆積年代との関係を評価した。また、湖沼流動シミュレーションを行うことにより、過去の沈水植物群落から放たれた散布体がどのように移動するのかを調査した。それにより、霞ヶ浦における散布体の分布特性を明らかにする。

4.2 研究方法

4.2.1 既往底泥処理技術の整理

文献調査により既往の底泥処理技術のうち、代表的なものについて目的と欠点、湖底生態系に与える影響について評価した。対象とする底泥処理技術は浚渫、覆砂、深水層曝気、リンの沈降不活性化、底泥置換覆砂の５種類とした。

4.2.2 大型水生植物の底泥巻き上げ抑制効果検討

印旛沼（図-4.1）に残存するオニビシ（浮葉植物）群落内外において得られた連続水質観測を利用し、シミュレーションモデルによる観測結果の検証を行った。

(1) 現地観測

2004年9月16日から11月17日まで、西沼内の一本

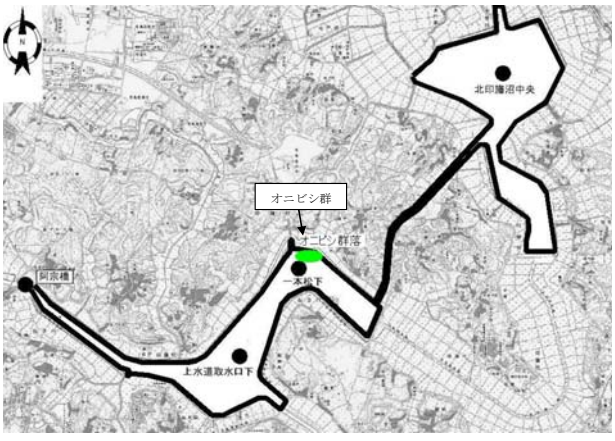


図-4.1 印旛沼平面図および水質調査地点

表-4.1　連続観測項目、使用機器、測定方法

項目	観測機器	測定間隔	設置水深等
水温、濁度、DO、pH、EC	多項目水質計、堀場製作所 U-23（1週間毎に交換）	10 分毎 瞬間値	2割水深
風向・風速	風向風速計、デービス社　ウェザーウィザードⅢ	10 分毎 120 サンプルの平均値	水面上約3m
流向・流速	電磁式 2 次元流向・流速計、アレック電子　ACM-8M	10 分毎 1 秒間隔 30 サンプル（ﾊﾞｰｽﾃｨﾝｸﾞﾓｰﾄﾞ）	2割水深
波高	水圧式波高計、三洋測器　MWR-Ⅱ	10 分毎 0.1 秒間隔300 サンプル	8割水深



写真-4.1　オニビシが発生した現場

松下地点付近に存在したオニビシ群落（浮葉性、**図-4.1**）の内外２地点に観測ステーションを設置し（約 200m 離れている）、気象、水質、波高、流向・流速の連続観測を行った。観測器および測定方法は、**表-4.1** に示すとおりである。また、観測を行った地点におけるオニビシ群落の繁茂状況を**写真 4-1** に示す。

(2)　シミュレーションモデルによる検証

風波による底泥の巻き上げを考慮した沼内の水質変化過程をシミュレーションモデルで解析し、現地観測結果に基づく検証を行った。沼内の流動計算は、３次元モデル[6]を使用した。流動計算を行った格子毎に風波の計算、風波による底泥巻き上げの計算を行い、風による底泥巻き上げが沼内水質にどのような影響を与えるかについて、計算を行った。

植生による巻き上げ抑制のモデル化については、既報[7]と同様に行った。モデル式などについては、既報[6)7)]を参照のこと。本研究においては、特に濁りと光の関係に着目し、植物プランクトンによる遮蔽に加えて、底泥巻き上げによる濁りに由来する光の散乱を考慮した。このために現地で2005年4月から9月にかけてほぼ半月毎に17箇所、水深方向に9点で、同時に同深度において、濁度計（U-21XD、 堀場製作所）および光量子計（LI-193SA、 LI-COR 社製）を用いて、水中での濁度と光量を計測した。水中光量は濁度に応じて水深方向に指数関数的に減衰すると考えられる。上記の計測毎に得られた濁りと光との関係から、計測毎の消散係数を最小二乗法で求め、さらにこれらの推定値を平均することで、単位濁度あたりの光の消散係数を 0.18 とし、濁りによる光の減衰を評価した。

計算期間は、現地観測に合わせた。流動については１週間の助走計算を行った後に再現計算を開始した。計算格子は水平方向に 50mX50m、鉛直方向に５層に区分した。

4.2.3　霞ヶ浦における底泥採取

(1)　散布体平面分布調査用サンプル採取

図-4.2 に霞ヶ浦における底泥採取地点を示す。2005年３月に St.1～St.10 において表層から 20cm の底泥を採取し、散布体を抽出した。散布体の抽出に用いた底泥サンプルは 6L である。散布体の抽出方法については後ほど詳しく説明する。

(2)　散布体鉛直分布調査用サンプル採取

図-4.2 に示す St.1、3、11 において底泥のコアサンプルを採取した。底泥コアは直径 20cm のアクリルコアサンプラーを用いて表層から厚さ 50cm 程度を採取した。採取した底泥コアについて、St.3 については 20cm 毎に分割し、鉛直方向に３層の底泥サンプルを作成した。St.1、11 については 10cm 毎に分割し、鉛直方向に５層の底泥サンプルを作成した。散布体の抽出に用いる底泥サンプルは一層あたり 6L を用いた。St.3 については 2004 年３月に採取を行い、St.1、11 については 2005 年３月に採取を行った。

(3)　発芽試験用サンプル採取

図-4.2 に示す St.1、3、9 において底泥のコアサンプルを採取した。底泥コアは直径 20cm のアクリルコアサンプラーを用いて表層から 60cm 分を採取した。採取した底泥コアについて、St.3 については 20cm 毎に分割し、鉛直方向に３層の底泥サンプルを作成した。St.1、9 については 10cm 毎に分割し、鉛直方向に５層の底泥サンプルを作成した。それぞれの底泥サンプルをビニルハウス

内に撒き出し、発芽試験を行った。発芽試験の詳細については後ほど詳しく説明する。

(4) 年代測定用サンプル採取

図 4-2 に示す St.1、3、12 において底泥のコアサンプルを採取した。底泥コアは直径 10cm のアクリルコアサンプラーを用いて表層から 60cm 分を採取した。採取した底泥コアについて 2cm 毎に分割し、鉛直方向に 30 層の底泥サンプルを作成した。それぞれの底泥サンプルについて年代測定を行い、堆積年代の推定を行った。年代測定の詳細については後述する。

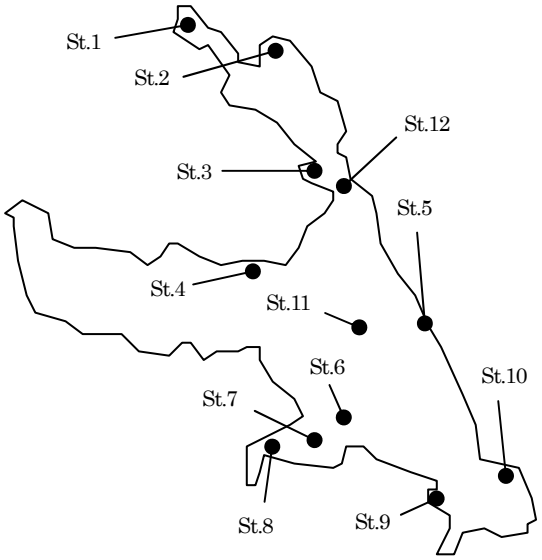


図-4.2 底泥採取地点

4.2.4 散布体の抽出

採取および作成した底泥サンプルを用いて散布体の抽出を行った。抽出は、目視および実態顕微鏡（6.7～40 倍）を用いて行い、抽出した散布体について種類別に個数を計測した。

4.2.5 発芽試験

ビニルハウス内に発芽実験池を作成し、底泥サンプルをまき出すことにより発芽実験を行った。St.3 については 200cm×200cm×深さ 2cm でまき出し、St.1、9 については 150cm×150cm×深さ 1cm でまき出した。発芽実験池は常に井水で冠水状態となるようにした。発芽実験中は水温の上昇を防ぐために実験施設内を遮光ネット（遮光率 30～35%）で覆い、井水を緩やかに連続的に流入させた。発芽試験は St.3 については 2004 年 3 月 24 日～2004 年 5 月 19 日の期間行い、St.1、9 については 2005 年 4 月 22 日～2005 年 7 月 22 日の期間行った。**図-4.3** に発芽実験池の概要を示す。

4.2.6 底泥堆積年代測定



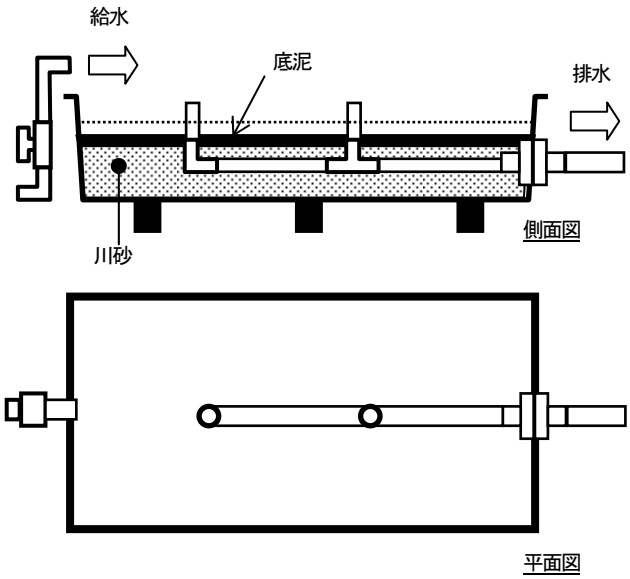


図-4.3 発芽実験池

本研究で対象としている年代の幅は現在～100 年前程度である。このような年代幅における年代測定を行う場合は鉛-210 法、セシウム-137 法が適している [8]。鉛-210 法は底泥中に沈降した鉛の半減期を利用して堆積年代を推定する方法であり、セシウム-137 法は大気圏原水爆実験により放出された放射性物質（セシウム-137 法）の有無、量を利用して堆積年代を推定する方法である。ただ、鉛-210 法は堆積状態の良好（ほとんど乱されていない）な底泥の場合のみに適応可能な手法であり、本研究における調査地点では St.12 の底泥サンプルのみで測定可能であった。よって S.12 において鉛-210 法、セシウム-137 法で計測を行い、St.1、3 においてセシウム-137 法で計測を行った。

4.2.7 底泥粒度分布測定

底泥中の散布体の発芽ポテンシャルと底質との関係を評価するために St.1、3、9 における発芽試験用底泥サンプルを用いて粒度組成を分析した。なお、粒度分布分析

については St.3 においても底泥コアを 10cm 毎に 5 層に分けて分析を行った。

4.2.8 霞ヶ浦流動シミュレーション

沈水植物を含めて、水生植物は種々の方法で再生産を行っていると考えられる。地下茎を延伸して生息域を伸ばしたり、散布体を水中に放出して水流を利用してそれらを拡散させたりすることで、生息域を広げるという方法である。散布体を放出した場合、これらが湖底に着床し、発芽に適した環境であった場合にのみ再生産が可能となると考えられる。霞ヶ浦の環境が沈水植物にとって再生産可能な環境になったとして、復元を助成するためには、どの地点で重点的に復元作業を行うべきなのかについて検討する場合に流れによる散布体の運搬を把握しておく必要がある。

数値解析モデルには、風向・風速や気温などの気象条件や、流入・放流水量などの水文条件等を外力として、湖沼内における３次元流動計算が可能なモデルを選定した。霞ヶ浦全体を水平方向に 500m メッシュに区分けし、鉛直方向には 5 層に分割して計算を行った。気象条件としては、土浦における気象観測結果（気温、湿度、風向風速、雨量、日日射量、日蒸発量、雲量）を入力データとして用いた。水文条件として、霞ヶ浦流域流出モデル解析結果を霞ヶ浦への河川流入量として採用すると共に、放流量については、常陸水門からの放流記録を用いた。また、初期条件、検証データとして定期水質観測データを使用した。

4.3 研究結果

4.3.1 既往底泥処理技術の整理

表-4.2 に既往の底泥処理技術に関して整理したものを示す。

4.3.2 オニビシの底泥巻き上げ抑制効果

オニビシ群落は、現地観測を始めた段階では、群落内の観測地点を覆い尽くすほどであったが（**写真 4-1**）、

表 4-2　既存底泥処理技術の評価

対策	目的	欠点	事例に基づいた総合的評価	湖底生態系に与える影響
浚渫	栄養塩に富んだ底質の除去	・底質の撹乱 ・浚渫土の処分	・浚渫の効果は通常5～6年持続する ・栄養塩濃度が高い底質で、浅い湖では効果が高い ・経費が高く、広範囲での実施は難しい	・撹乱により底生生物層が破壊されるが、2～3年で回復する ・水生植物相の破壊と埋土種子の喪失
覆砂	底泥表面の被覆による栄養塩溶出防止と、巻き上げの抑制	・砂の調達 ・水深が深いと作業が困難	・湖面積が大きく、富栄養泥が湖底に均一に分布している場合は実施が難しい	・水生植物相の破壊と埋土種子の喪失 ・二枚貝の生息場が形成される
深水層曝気	底層付近を好気化することによってリンの溶出を抑制	・有機物分解によるリンの回帰 ・浅い湖沼では適応できない	・水深が深く、深水層が嫌気状態の時のみ適応でき、水深が浅い場合には巻き上げやリンの回帰促進等を引き起こし、逆効果である	・底層が好気化されることにより底生魚及び底性生物層は改善される
リンの沈降不活性化	硝酸カルシウム注入による底層の酸化	・pHの低下	・外部からの流入負荷が多い場合には効果が持続しない	・直接的な影響は少ないが、改善もしない
底泥置換覆砂	底泥の下に堆積する砂質土を噴流により押し上げ、覆砂する	・広範囲での実施が困難	・まだ実証実験の段階である。外部から砂を調達しなくてもよい利点があるが、堆積している砂質土の量に左右される	・覆砂と同じ

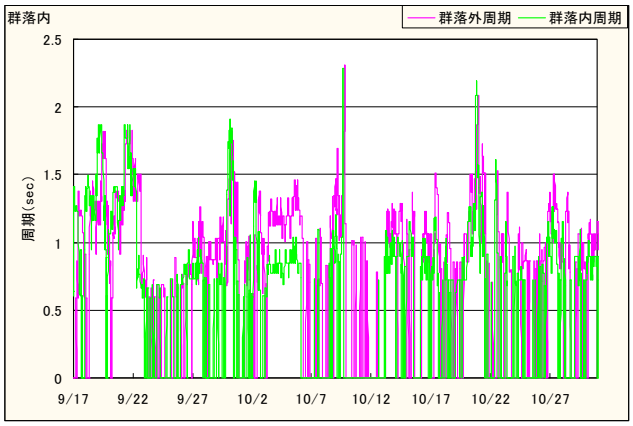


図-4-4　計算風波周期

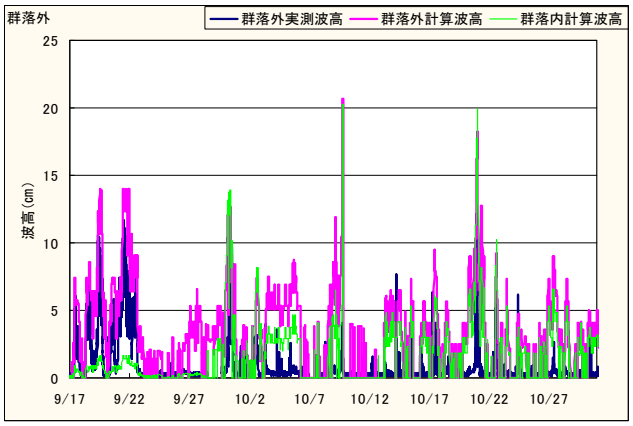
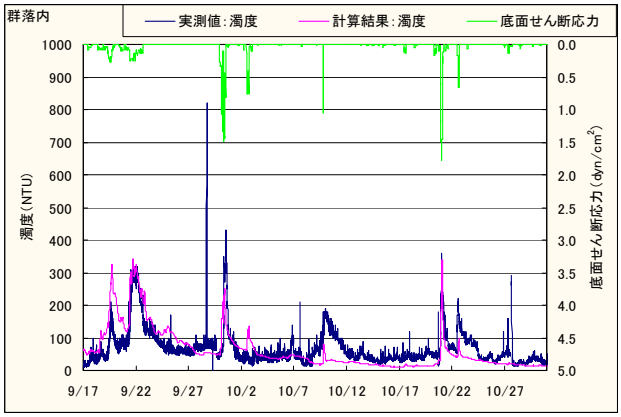


図-4.5　波高の実測値と計算値との比較



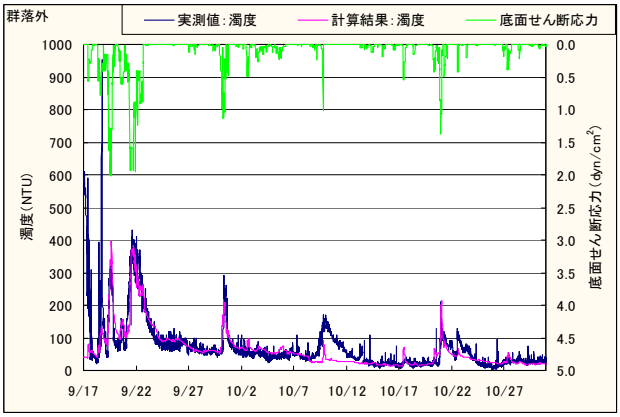
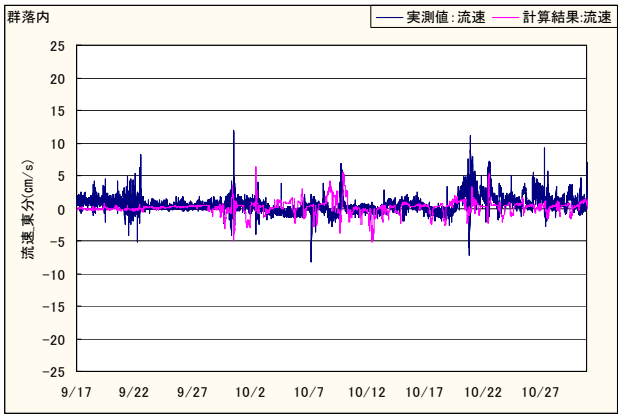


図-4.6　オニビシ群落内（左）および群落外（右）における観測濁度変化、計算濁度変化および底面せん断応力



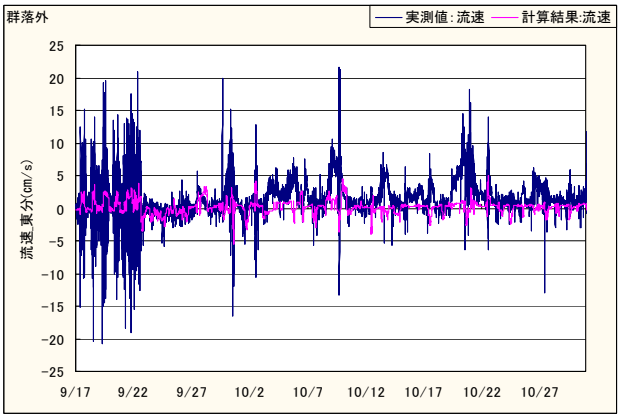
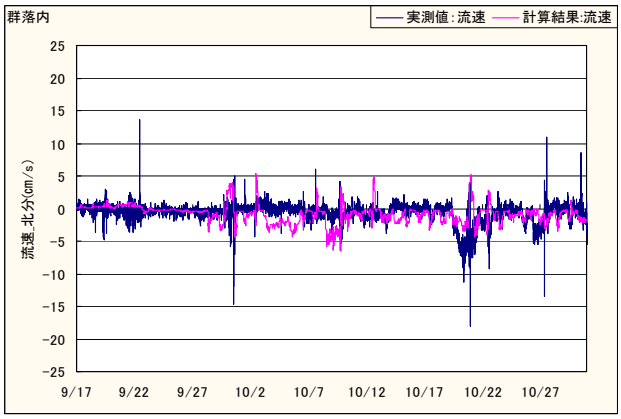


図-4.7　オニビシ群落内（左）および群落外（右）における東方流速成分の実測値と計算値の比較



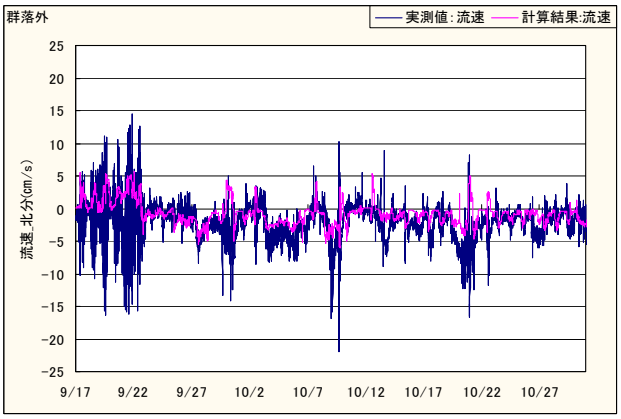


図-4.8　オニビシ群落内（左）および群落外（右）における北方流速成分の実測値と計算値の比較

2004 年は台風が多く接近したこともあり、９月 21 日には強風により岸に寄せられ、9 月 27 日には規模が縮小し、観測開始時に群落内に位置していた観測地点の周辺においてもまばらになった。10 月 13 日の時点では、枯死が進み、小群落が散在する程度になり、10 月 20 日には周囲にわずかに点在するのみとなった。10 月 27 日にはわずかに残っていたものも台風により消滅し、水面上には見られなくなった。計算では、現地で記録されたこのオニビシの分布を与えて消波効果を考慮している。

現地観測を開始した直後では、群落の密度も高く、このため群落内では消波効果が高かったと考えられる。**図-4.4、5** に計算および実測による風波関連諸量の変動特性を示す。群落密度が高い時期には、波高が抑制される計算結果が出ている（群落内での波高測定が不調であったため、波高の測定値については群落外のみ記載している。）。波高が抑制されることによる底面剪断応力の抑制、さらに底泥巻き上げの抑制効果も**図-4.4** と **5** の比較から見て取れる。群落内の底面せん断応力の 9 月 20 日から 22 日にかけての計算結果を見ると、強風による底面せん断応力の上昇が見られるものの、群落外の計算値に比べ

て低くなる傾向が見て取れる。しかし、群落面積が減少した後の計算では、消波効果は限定的で、風向き次第ではむしろ群落内の底面せん断応力の方が大きくなるという計算結果となった。

濁度の測定結果は、オニビシ群落密度が高かった 9 月 20 日から 22 日にかけては、群落内での濁度上昇が外に比べて抑制されているのに対して、群落面積の減少後は、差が減るかむしろ群落内での濁度の方が高くなる結果となっており、上記の計算結果の妥当性を示していると考えられる。また濁度の計算結果も測定結果と同様の変化特性を示している（**図-4.6、7**）。

群落内外ともに 10 月 8 日から 12 日にかけて、実測値の濁度は上昇しているが、計算ではこの傾向が見られない。この理由として、この期間に降雨があり、河川から沼に濁水が流入したことが挙げられる。印旛沼における濁りの変化の大部分は、底泥巻き上げにより規定されているため、今回の計算では、流入河川からの懸濁物供給に関して、出水時の濁度上昇を特に考慮していないことが不一致の理由として挙げられる。この期間中、強い風が連続的に吹かなかったため、計算では濁度の上昇が限定的であったが、測定では河川由来の濁りが到達したために値が上昇したものと考えられる。底泥巻き上げによる濁度上昇の際は、粒径が比較的大きい濁質が速やかに沈降するのに対して、河川由来の濁りは、測定位置に到達した時点で、このような成分がすでに沈降しており、濁質粒径が小さかったと考えられ、一旦上昇した濁度の低下が緩やかである。このような特長からも、この期間の実測と計算との差は、流入河川由来濁水の算定誤差によるもので、底泥巻き上げ量の算定誤差によるものではないと考えられる。

流速に関しても、計算、実測値共に群落密度が高い期間中、群落内での値が低く、群落密度の減少と共に、群落内外の差が小さくなる傾向を示した（**図-4.7、8**）。これら実測および計算結果は、密生している期間中のオニビシ群落の消波効果、底泥巻き上げ抑制効果を示している。群落密度が高い期間の底泥巻き上げ抑制効果は強い風が吹いた場合にはっきりと見られるが、平常時の濁度も低く抑えられている（**図-4.6**）。

4.3.3　その他の水質項目変化の比較

オニビシ群落が密生することによる水質への影響として、濁りについて見たところであるが、ここでは、その他の水質項目について、オニビシ群落内外での変動特性の差について検討する。

富栄養化した湖沼の表層溶存酸素濃度は、植物プランクトンなどによる光合成のため、昼間に上昇し、場合によっては、過飽和になる場合がある。また、底層では、酸素消費により貧酸素化が起こる可能性が高いことが知られている。今回の検討では、溶存酸素については計算対象としていないので、群落内外での測定結果について示す（**図-4.9**）。群落密度が高い時期において、日周変化に顕著な違いが見られる。すなわち、群落内外共に昼間に濃度が上昇し、夜間に低下するものの、群落内においては、夜間に溶存酸素濃度の低下が著しく、このため昼間に溶存酸素濃度が上昇しても、群落外に比べて低い濃度にとどまっている。オニビシは浮葉植物であり、繁茂期間中は、水面をおおうため、水面における再曝気が妨げられる。また、オニビシの水中根には、多くの微生物が付着しているため、これらの呼吸により酸素消費が増加することで、溶存酸素濃度が低下しやすいと考えられる。10 月 13 日以降は、群落が消失したためと考えられるが、群落内外での溶存酸素濃度変化には差がほとんど見られなくなった。水面を被っていたオニビシの葉が消失したことで、群落内外での差がなくなったものと考えられる。これ以降は、底泥巻き上げを含めてオニビシ群落がもつ沼の水質変化に対する影響がほとんど見られなくなったと考えられる。

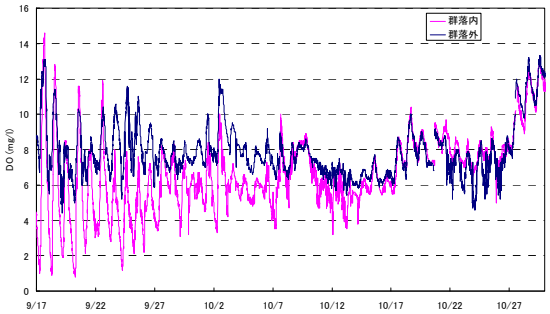


図-4.9　オニビシ群落内外での溶存酸素変化

4.3.4　散布体密度の平面分布

図-4.10 に St.1～10 における散布体密度（m^3 換算）を示す。St.1、3、9、10 において散布体密度が高くなっており、特に St.3 における散布体密度は約 20000 個/m^3 と非常に高くなっている。St.2、5 では散布体は抽出されなかった。調査地点間における散布体密度には非常に大きな偏りがあることが分かる。

4.3.5　散布体密度の鉛直分布

図-4.11 に St.3 における散布体密度（m^3 換算）の鉛直分布を示す。凡例は底泥表層からの深さを示す。抽出された散布体の種類は主にシャジクモ属、ゴハリマツモ、ヒルムシロ属、キンポウゲ属、イトクズモ、イバラモの 5 種であった。ほとんどはシャジクモ属の散布体であり、

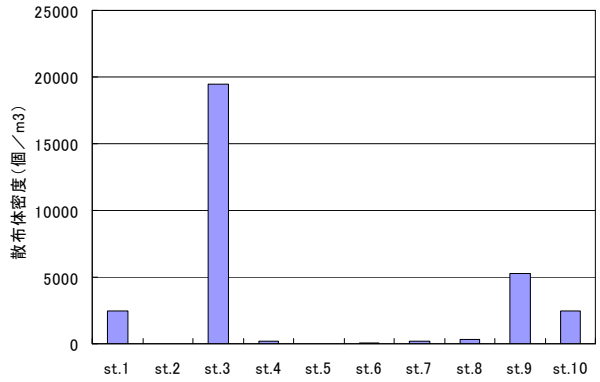


図-4.10　地点別散布体密度

ヒルムシロ属がそれに続く。St.3 における散布体はこの 2 種で 98%以上を占めている。鉛直方向別に見ると、0～20cm の層ではどの種もほとんど抽出されず、シャジクモについては 20cm～40cm の層で最も多く抽出された。

次に、**図 4-12** に St.1 における散布体密度（m^3換算）の鉛直分布を示す。抽出された散布体の種類は主にシャジクモ属、フラスコモ属、ヒルムシロ属の 3 種であった。結果を見ると、シャジクモ属をのぞく 2 種は採取したコアの最下層である 40cm～50cm の層でもっとも多く抽出されている。St.1 においても表層付近（0～10cm）からはほとんど抽出されていない。シャジクモ属についてはほぼ表層付近と最下層のみで抽出されている。

次に、**図 4-13** に St.11 における散布体密度（m^3換算）の鉛直分布を示す。この地点からは散布体はほとんど抽出されず、僅かにフラスコモ属、ヒルムシロ属が抽出されたのみであった。

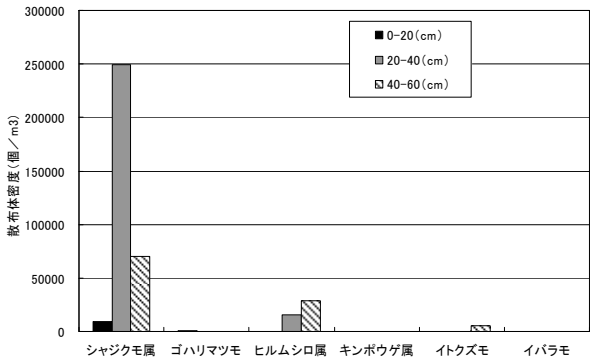


図-4.11　St.3 における散布体鉛直分布

4.3.6　発芽試験結果

図-4.14 に St.3 における発芽試験の結果を示す。発芽した種のうち沈水植物はシャジクモ属のみであり、発芽した層も 0～20cm の層のみである。

次に、**図-4.15** に St.1 における発芽試験の結果を示す。発芽した種のうち沈水植物はシャジクモ属、フラスコモ

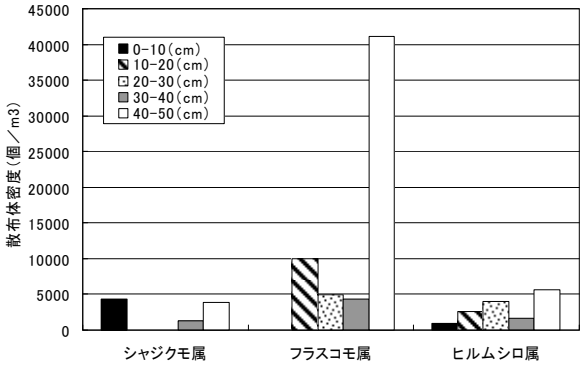


図-4.12　St.1 における散布体鉛直分布

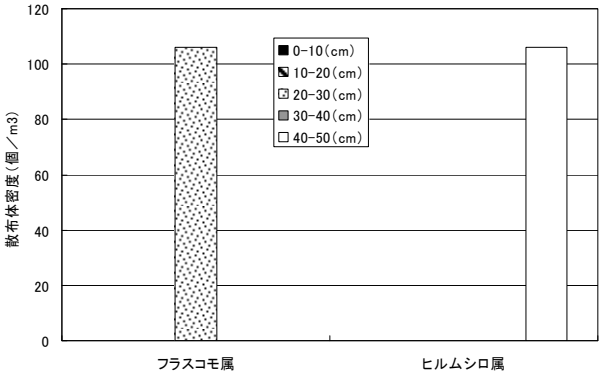


図-4.13　St.11 における散布体鉛直分布

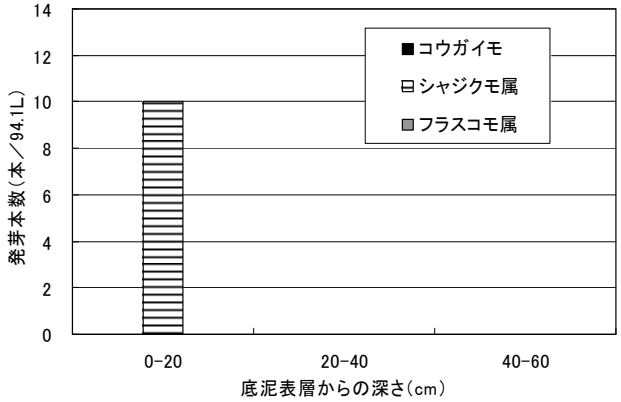


図-4.14　St.3 における発芽試験結果

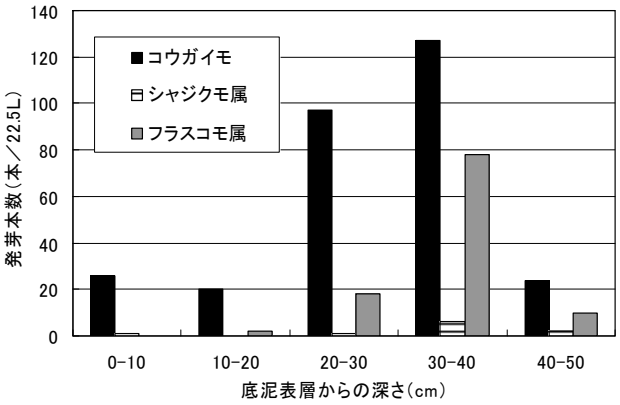


図-4.15　St.1 における発芽試験結果

属、コウガイモの 3 種であった。どの種も 30cm～40cm の層からの発芽本数がもっとも多い。最も発芽本数の多い種はコウガイモであり、22.5L の底泥中 120 本以上の発芽が確認された。3 種とも 0～20cm の層、40～50cm の層では比較的発芽本数が少ない。

次に、図-4.16 に St.9 における発芽試験の結果を示す。発芽した種のうち沈水植物は St.1 と同様の 3 種であった。ただし、こちらは 0～20cm の層で多くの発芽が確認され、それ以下の層ではほとんど発芽しなかった。

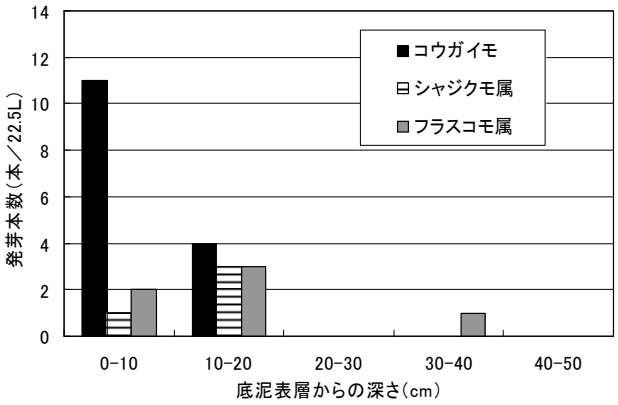


図-4.16　St.9 における発芽試験結果

4.3.7　年代測定結果

図-4.17 に St.1、3、12 における年代測定の結果から堆積年代を推定した結果を示す。St.1、3、12 の平均堆積速度はそれぞれ 0.69cm/年、0.46cm/年、1.33cm/年である。St.3 における散布体密度が高かった 20cm 以下の層は 1953 年以前の層であり、St.1 における散布体密度が高かった 40cm 以下の層は 1955 年以前の層であると推定された。また、St.3 における底泥からの発芽本数が確認された 20cm 以上の層は 1953 年以降の層であり、St.1 における発芽本数が多かった 30cm～40cm の層は 1955 年～1966 年の層であると推定された。

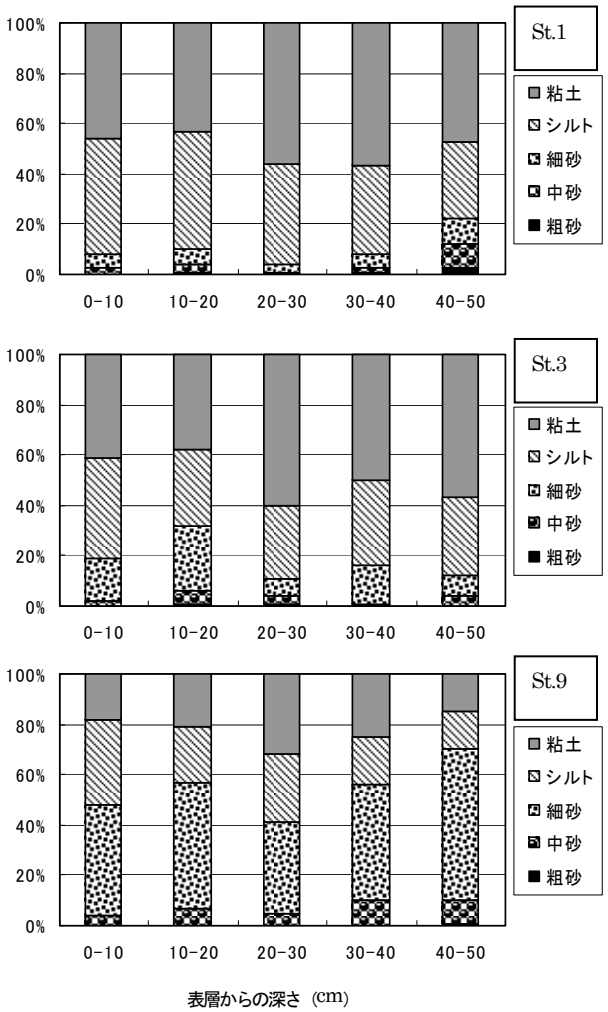


図-4.18　地点別鉛直方向の粒度分布

4.3.8　底泥粒度分布測定結果

図-4.18 に St.1、3、9 における粒度分布の結果を示す。各地点とも鉛直方向に大きな違いは無いことが分かる。また、St.1、3 は粘土、シルトがほとんどを占めているが、St.9 は細砂の割合が比較的多くなっていることが分かる。

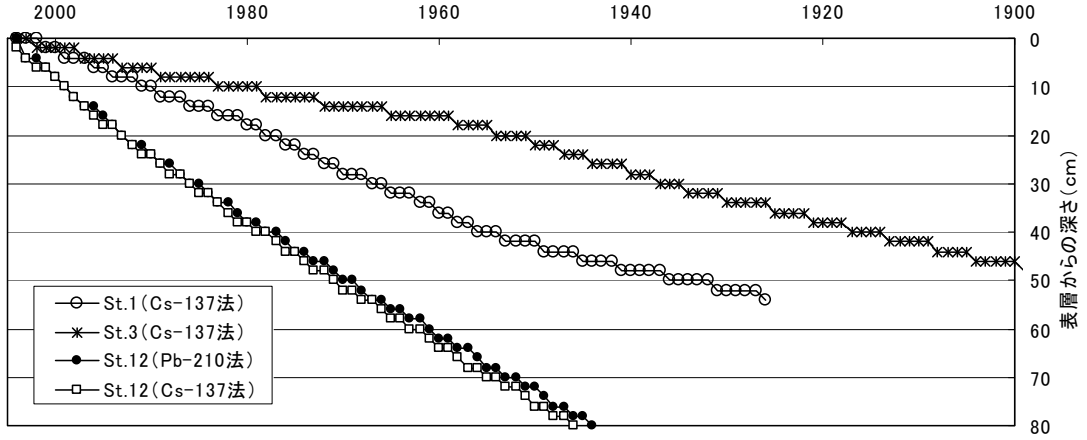


図-4.17　底泥堆積年代推定結果

4.3.9　霞ヶ浦流動シミュレーション結果

図-4.19 に流動シミュレーション結果の一例を示す。これは、1994 年４月１日に湖内の５ヵ所に流動追跡用の粒子をそれぞれ 5000 個投入して（図-4.19 上)、一年後の分布を推定したものである（図-4.19 下)。粒子は水深方向に均等に投入した。現時点では粒子は中立浮力で計算しているが、土浦入り奥、高浜入り奥に最初に配置した粒子の一部が西浦全体に残留しているのに対して潮来付近のものは残留しない結果が示された。

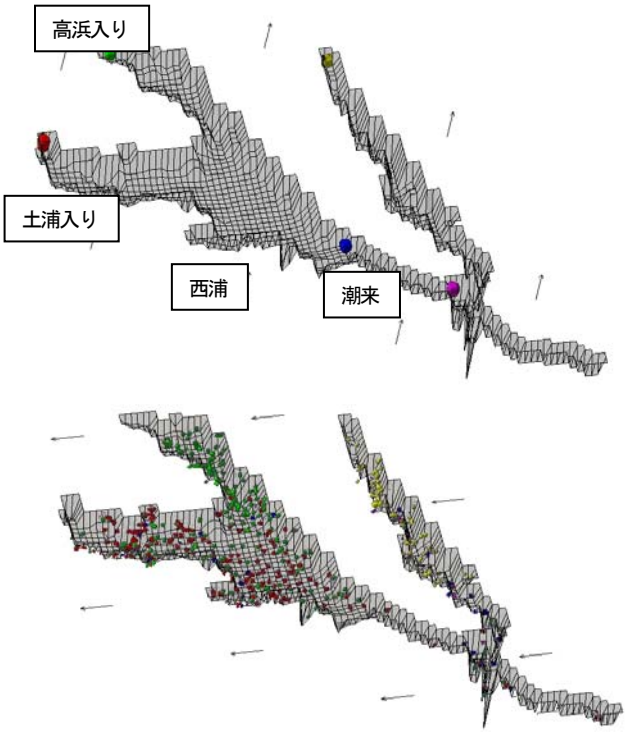


図-4.19　流動計算結果（水の移動予測）

4.4. 考察

4.4.1　既往底泥処理技術が湖底生態系に与える影響

底質対策の中で、浚渫は直接負荷源を除去するのに対して、他の対策は底泥からの栄養塩負荷発生機構を制御することを目的としている。浚渫は比較的水深の浅い湖沼で数多く実施され、成功例は平均水深 5m 以下の浅い湖沼に多い。一方、深水層の曝気は平均水深の深い湖沼での実施例が多い。それは、この対策が成層湖沼に対して行われることによる。リンの沈降・不活性化は中程度の平均水深で多く行われているが、比較的深い湖沼の方が成功率は高い[9]。

また、湖底生態系に与える影響という観点からは、底生生物、水生植物等が比較的多く存在している、水深が浅い湖沼における底泥処理に注目する必要がある。水深が浅い湖沼に適している浚渫や覆砂といった底泥処理技術は、富栄養化の抑制という面では成功例も見受けられるが、湖底生態系保全、特に一度失われてしまうと再び復元することが難しい水生植物やその埋土種子の保全、という視点での議論がほとんどなされていないように思われる。この要因として、これら湖底生態系に関する知見が不十分であることが考えられることから、湖底生態系に関する知見を深め、それを基に効果的な底泥処理手法を用いることにより、栄養塩負荷の抑制と湖底生態系保全の両立が実現すると考えられる。例えば、沈水植物の種子を多く含む層より表層のみを浚渫するといったことが可能な場合もあると考えられる。

4.4.2　オニビシ群落の水質への影響

オニビシ群落が有する水流や水質への影響については、消波効果による底泥巻き上げ抑制、群落の水流に対する抗力による流速の低減効果が計測結果から読みとることができた。また、計算からも同様の結果が得られた。これらの結果から、今回検討対象としたオニビシ群落ほどの水生植物の繁茂域が存在すれば、巻き上げに伴う濁度が周辺に比べて局地的に低下することが分かった。オニビシの様な浮葉植物のみならず沈水植物も同様な効果を持つことが示されている。

現在の印旛沼には、大規模な沈水植物群落が存在しないために、沈水植物に関しては、今回の検討で行った様な群落内外での比較計測や検証計算を行うことはできないが、沈水植物群落がオニビシ同様の巻き上げ抑制効果を持つと仮定して、沈水植物群落が存在した沈水植物の分布域 (図-4.20) に今回の検討で使用したモデルを適用して水質計算を行い、1977 年の沈水植物群落が存在したとした場合の湖底の光状況の現状からの変化を推定した結果を図 4-21 に示す。光状況は一日の間に大きく変化するため、7～9 月について日最大値を抽出し、これらの中間値をプロットしている。

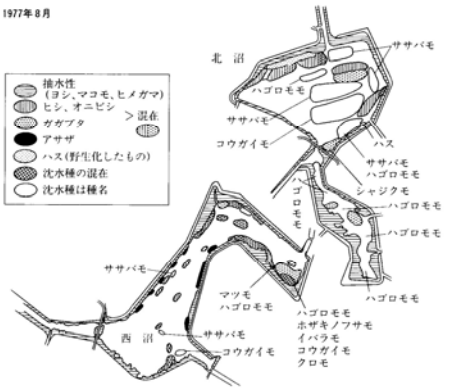


図-4.20　1977 年の北印旛沼での水生植物群落分布[2]

印旛沼では水質悪化に伴い、水生植物（特に沈水植物）が消滅したが、その原因の一つとして水の濁りが考えられる。**図-4.21** の結果は、1977 年の植生分布を考えた場合の、湖底の現在からの光環境の変化を示している。1977 年の様な植生分布が存在すれば、湖底の光環境は改善されると考えられた。しかし、濁りの低減は顕著であるが、光は指数関数的に減衰するため、今回の計算から得られた湖底における光環境改善効果の程度は極めて小さいものであった。

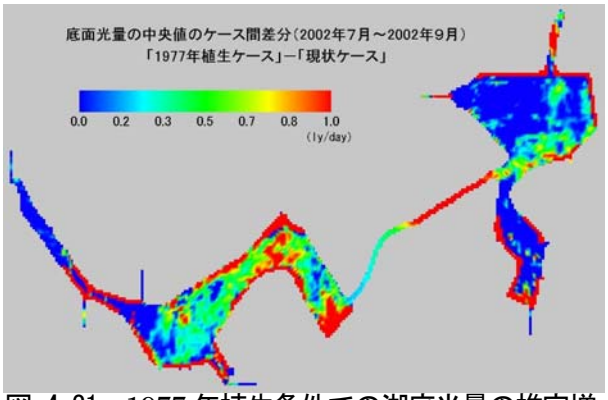


図-4.21　1977 年植生条件での湖底光量の推定増加量

何らかの方法で十分な光を湖底に届けることで沈水植物が再生すれば、沈水植物は自ら巻き上げを抑制し、光環境を改善することで、持続的に生育できると考えられる。しかし今回の結果は、現状でも 1977 年当時と湖底における光環境にはあまり差がなく、光は現在沈水植物が生育していない理由ではないということを示唆する結果となった。

ただし、別の見方をすると、①沈水植物群落は今回の計算で仮定したものより底泥巻き上げ抑制効果が高いと考えられ、今回の結果よりも巻き上げを抑制することが可能で、そうだとすると 1977 年当時の湖底での光環境は現在より良好であった、あるいは②1977 年当時の底泥は細粒分が少なく、今回の計算結果よりも巻き上がりにくかった等の理由のために、実際には光環境が現在より良かったという可能性を残している。また 1977 年当時と現在では濁り以外の水質も異なることから、今後は、沈水植物が繁茂可能な光環境を確保するために必要な条件をさらに追求すると共に水質との関係について検討する必要がある。

4.4.3　散布体密度が高い箇所の条件

図-4.10 における結果から、底泥中の散布体密度が高い箇所（St.1、3、9、10）には共通する条件があると思われる。すなわち、①湖岸形状が入り江状になっている場所、②流入河川の河口部に近い場所、③過去に沈水植物帯が存在した場所（**図-4.22** 参照）、の 3 条件である。このうち、条件①は上記 4 箇所全てに共通する項目であり、条件②は St.1、3 に共通する項目であり、条件③は St.1、3、10 に共通する項目である。以下にそれぞれの条件と散布体密度との関係を考察する。

条件①：湖岸形状が入り江状になっている箇所は、湖内の流れが滞留し易く風波による底面せん断力が比較的小さい箇所と考えられる。よって、沈水植物から放出された散布体が沈降し易く、一度沈降した散布体が再び風波等によって他の場所に流されにくい箇所であると考えられる。なお、**図-4.19** に示された結果からも、湖岸形状が入り江状になっている河床で流れが滞留し易いことが分かる。今回の流動シミュレーションは霞ヶ浦全体の流動を把握するために行ったものであり、今後は少し小さいスケールでの計算を行い、St.3 や St.9 での流れの滞留を再現する必要がある。

条件②：流入河川河口部付近は出水等による河川からの堆積物が多く供給される箇所である。このため、湖底に沈降した散布体の上に出水による河川からの堆積物が急激に堆積し、散布体が沈降してから短時間で還元的な環境に置かれた可能性がある。このような場合、他の場所と比べて散布体の腐食が抑制されていると考えられる。また、流入河川による流域からの散布体の供給もあると考えられる。

条件③：散布体は沈水植物から放出されたあとしばらくすると沈降するため、過去に沈水植物帯が存在していた箇所付近の散布体密度が高いと考えられる。

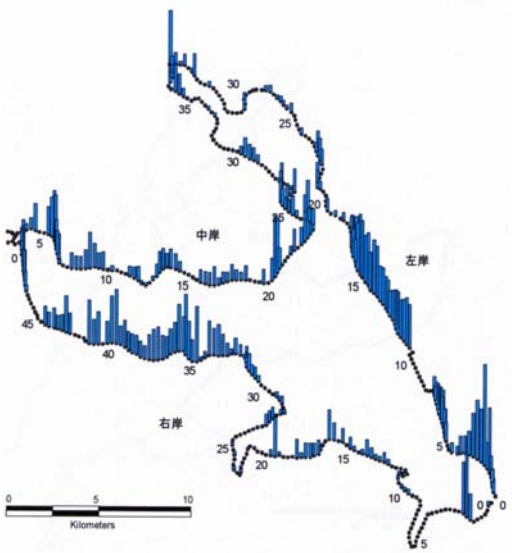


図-4.22　1972 年時点における沈水植物帯存在エリア（参考文献 9）より引用）

本研究における結果から、3 つの条件の中で最も散布体密度と関係の深かった条件は湖岸形状に起因する底泥付近の水理的な安定性であると推測された。このことから、底泥中に残存する散布体密度の分布には過去の植生帯の位置も重要であるが、その場所の水理的な条件も重要な要因であると考えられる。

なお、別途調査した霞ヶ浦湖心での散布体密度は非常に低く（**図-4.13**）、沿岸域から離れた St.6、7 においても散布体密度が低い（**図-4.10**）ことから底泥中の散布体は湖岸付近の入り江の部分に多く存在している可能性が高い。

4.4.4 散布体密度と発芽ポテンシャルの評価

図-4.11～16 にかけての結果から、散布体密度と底泥からの発芽率には明確な関係が見られないことが分かる。

まず、地点間の考察を行う。St.1 と St.3 では抽出された散布体密度は St.3 の方が遥かに高い（**図-4.11、12**）。しかし、発芽試験の結果では St.1 の方が多く発芽している（**図-4.14、15**）。この理由として、St.3 の散布体は形状としては存在しているものの、休眠状態もしくは胚の腐食により発芽できない状態になっているものが多かったと思われる。**図 4-18** に示す粒度分布の結果からは両地点の違いは確認できないが、その他底泥の環境条件の違いによりこのような差が現れたと考えられる。

次に、同一地点における鉛直方向の考察を行う。St.3 については、深さ 20cm 以下の層において散布体密度が高くなっているが（**図-4.11**）、発芽は深さ 20cm 以上の層で確認されている（**図-4.14**）。St.1 については深さ 40cm～50cm の層で最も散布体密度が高くなっているが、発芽本数が多いのは深さ 20cm～40cm の層である。**図-4.17** の堆積年代推定結果をみると、St.1 における 20cm 以下の層、St.3 における 40cm 以下の層はどちらも 1950 年代に堆積した層である。よって、これらの層に存在する散布体は生産されてから 50 年以上経過していると考えられ、散布体としての形状は保っているものの、発芽能力は失われてしまったと考えられる。

4.4.5 沈水植物消失と散布体密度との関係

1980 年以降霞ヶ浦の沈水植物群落はその存在エリアが急速に減少した[10]。**図 4-17** を見ると St.1 における深さ 20cm 以浅の層がこの期間にあたり、**図 4-15** をみても 20cm 以浅の層において発芽本数が急激に少なくなっていることが分かる。よって、1980 年代以降の堆積層においては、散布体を放出する沈水植物自体が減少したことにより、散布体密度が低いと考えられる。

4.4.6 効果的な沈水植物群落再生手法の提案

底泥中に存在する沈水植物の散布体を利用して沈水植物群落の再生を行う場合、まず当該湖沼において実験エリアを作成し、その場所において沈水植物の再生実験を行うのが適切であると考えられる。その際、なるべく発芽ポテンシャルの高い底泥を利用するのが望ましい。霞ヶ浦においてそのような底泥を採取する場合、以下の点に留意すれば効率的な底泥採取が可能になると考えられる。

- 実験エリア付近で湖岸形状が入り江状になっている箇所、流入河川が近くに流入している箇所、沈水植物群落が過去に存在していた箇所付近を選定し、底泥を採取する。
- 選定した箇所の底泥を調査し、1950 年～1980 年の間に堆積した層を推定し、その層の底泥を重点的に採取する。

4.5 まとめ

湖底生態系の保全に関しては特に浅い湖沼において重要と考えられるが、浅い湖沼における既往底泥処理技術としては、浚渫や覆砂が多く適用されている。これら技術は生態系への配慮が十分払われているとは言えない。このため、本研究では湖底生態系の要素として沈水植物をとりあげ、水質改善の効果と、失われた沈水植物の再生手法の検討を行った。

印旛沼のように一旦富栄養化して水生植物が減退した浅い湖沼においては、底泥の巻き上げに伴う濁りによる光制限により、すぐには沈水植物のような水生植物は再生されないと考えられる。現在の状況では、オニビシは生育が可能であり、濁りを押さえる効果があることが示されたが、大量に繁茂すると、測定結果に得られたように溶存酸素濃度が低下したり、漁業に利用されている印旛沼では航行の障害となるため、環境上あまり好ましくない。このような問題を起こさずに濁りを低減しうる沈水植物が、現状で生育できない理由として光制限や水質悪化が考えられるが、いつどの程度まで改善すればこれらが生育可能なのかあるいは、流域で使用された除草剤などの影響は無いのかについて評価することが、再生への糸口になると思われる。

また、霞ヶ浦における底泥中の散布体は以下のような特性で分布していると思われる。

- 霞ヶ浦における底泥中の散布体密度を調査した結果、場所によって大きな偏りがあり、湖岸形状が入り江状になっている箇所、流入河川河口部付近、過去に沈水

植物群落が存在していた箇所に高密度で存在していることが分かった。また、湖沼流動シミュレーション結果からも湖岸形状が入り江状になっている個所で流れが滞留し易いことが示されており、浮遊物が沈降しやすい場所に多く存在すると考えられる。

・底泥中の散布体密度について調査した結果、沈水植物群落が広く存在した時代に堆積した底泥の層（深さ40cm～50cm の層）で最も高密度に存在していることが分かった。しかし、この層における散布体は生産されてから 50 年以上経過しており、発芽能力を有しているものは少なかった。

・霞ヶ浦の底泥を用いて発芽試験を行った結果、コウガイモ、シャジクモ属、フラスコモ属の発芽が確認され、概ね 1950 年～1980 年の間に堆積した層における底泥から多くの発芽が確認された。

本研究課題の成果として、沈水植物群落を再生することで、底泥巻上げを抑制して、湖沼水質および透明度の向上を図る技術開発の方向性が確立された。各達成目標との関連では以下のようにまとめることができる。

達成目標①：既存底泥処理技術が湖底生態系に与える基礎的影響の解明

既存技術で適用例の多い浚渫は、撹乱による底生動物相への影響、水生植物群落や埋土種子の破壊を伴うことから、適用にあたっては、適用場所の選定が重要になる。また、覆砂や底層曝気は、貝類の生息域の創出や底層の酸素条件の改善により生態系への好影響も期待できることが整理された。

既存の底泥処理手法は、水質改善に重点を置いており、生態系修復を強く意識するものではなかったことが明らかになった。よって、生態系修復自体が水質改善を促進すると考えられる沈水植物群落の再生による湖沼環境改善技術の開発が必要であることが明らかとなった。

達成目標②：湖底生態系に配慮した新しい底泥処理手法の提案

新しい底泥処理手法として、沈水植物群落の再生による湖沼環境改善手法を提案した。沈水植物群落を再生することで、底泥巻き上げが抑制され、透明度向上、さらなる植生繁茂、水質改善が促進される。また、浅い湖沼における水質形成モデルを開発し、再生適地の選定・実現可能性評価、および沈水植物群落の再生による底泥巻上げの抑制と、それに伴う濁度等の水質改善や湖底の光環境改善の評価手法を提案した。

さらに、失われた沈水植物の再生材料として底泥中に存在する散布体（種子や卵胞子）に着目し、その分布特性、発芽ポテンシャルを解明した。

参考文献

1)Scheffer, M., *Ecology of shallow lakes*, Kluwer Academic Publishers, 1998.

2)笠井貞夫、印旛沼の水生植物の変遷、（山田安彦、白鳥孝治、立本英機編、手賀沼・印旛沼）、古今書院、1993.

3)藤原宣夫、西廣淳、中村圭吾、宮脇成生：霞ヶ浦湖岸植生帯の変遷とその地点間変動要因、国土技術政策総合研究所資料、p. 1, 2003.

4)van den Berg, M. S., M. Sheffer and H. Coops, The role of characean algae in the management of eutrophic shallow lakes, *J. Phycol*., 34, pp. 750-756, 1998.

5)James, W. F., J. W. Barko and M. G. Butler, Shear stress and sediment resuspension in relation to submersed macrophyte biomass, *Hydrobiologia*, 515, pp. 181-191, 2004

6)天野邦彦、時岡利和、対馬孝治：浅い湖沼の水質への水生植物の影響解析、水工学論文集、第 49 巻、pp. 1219-1224, 2005.

7)天野邦彦、安田佳哉、鈴木宏幸：浅い貯水池における表層底泥の巻き上げによる水質変化のモデリング、水工学論文集、第46巻、pp. 1085-1090, 2002.

8)日本海洋学会編、沿岸環境調査マニュアル（底質・生物篇）5.3.5, 恒星社厚生閣, 1986.

9)株式会社エックス都市研究所、底質汚濁改善対策調査−淡水域−、昭和57年度環境庁委託業務結果報告書、pp. 83-95,1983.

10)柚木秀雄、高村典子、西廣淳、中村圭吾：浚渫土に含まれる水生植物の散布体バンクとバイオマニピュレーションを活用して霞ヶ浦湖岸に沈水植物群落を再生する試み、保全生態学研究、vol.8, pp. 99-111, 2003.

５．流入河川からのセディメント（堆積物）の抑制手法の開発

5.1 概説

湖沼水質対策は、下水道の整備、流域対策、底泥浚渫などの対策事業のほか、湖沼水質保全特別措置法などの法的整備を通じて進められてきた。しかしながら環境基準の達成率は平成 17 年度現在 53.4%と河川(87.2%)や海域(76.0%)に比べて著しく低い水準にある[1)]。湖沼においては、事業所や家庭からの特定汚染源のほか、農地や市街地からの非特定汚染源が水質汚濁の大きな原因となっており、その対策が急がれる。しかしながら、非特定汚染源には有効な対策技術が少なく、改善が進んでいない。そこで土木研究所と国土交通省霞ヶ浦河川事務所では流入河川対策として、湖内湖浄化法という新しい非特定汚染源対策を提案し、その技術開発を実施した。

湖内湖浄化法とは、湖沼などに流入する河川の河口に仕切り堤などを用いて人工的に設置された小さな水域（湖内湖）を使用して汚濁削減を図る浄化手法をいう[2)]。琵琶湖の「内湖」の有する浄化機能を応用した技術で「湖内」に設置するので「湖内湖」と呼ばれる[3)]。平成 10 年に霞ヶ浦河川事務所によって霞ヶ浦（茨城県）の川尻川河口に設置されたのが最初の事例で、主な浄化の機構は沈殿・堆積、分解・脱窒等で、数年に一回の湖内湖に堆積した泥分の浚渫を前提としている。また、湖内湖は湿地として生物生息場としての機能も期待されている。広義には、湖内湖はヨシなどを活用した湿地浄化の一種と考えることもできる。

土木研究所では川尻川の湖内湖を中心に、その後、建設された梶無川、園部川、大円寺川の湖内湖を対象として国土交通省関東地方整備局霞ヶ浦河川事務所と協力しながら調査を実施した。本稿では、霞ヶ浦に建設された４つの湖内湖の効果を比較し、設計条件と効果の関係を整理した。また、湖内湖のもうひとつの目標である生息場としての機能についても結果を示す。また、本章巻末に参考文献の他、本研究に関連する発表原稿を掲載したのでそちらも参考にしてもらいたい。

5.2 研究方法

5.2.1 湖内湖の浄化効果

(1) 各湖内湖の概要

霞ヶ浦の湖内湖浄化施設は、平成 10 年に建設された川尻川の湖内湖で一定の汚濁負荷削減効果が確認され[3)]、その後、平成 12 年に梶無川、平成 14 年に園部川、大円寺川(北浦)に設置された。各施設の概要を**表-5.1** に、施設の位置を**図-5.1** に示す。施設の大きさは大円寺川が最小で 33,400 ㎡、園部川が最大で 329,300 ㎡である。対象流量も 4.35～51 ㎥/s と施設によって大きな開きがある。また、各施設の各年度の調査状況は**表-5.2** のとおりで、川尻川については平成 11 年～17 年(ただし、平成 16,17 年のデータは工事の影響などで異常値を示したので解析から除外した)の調査結果であるがその他の結果については 2～3 年間の短期調査結果である。

表-5.1 各施設の概要

	川尻川	園部川	大円寺川	梶無川
建設年	H10 年	H14 年	H14 年	H12 年
大きさ	350 m (幅) × 80 m(奥行)	700 m (幅) × 470 m(奥行)	400 m (幅) × 240 m(奥行)	500 m (幅) × 200 m(奥行)
施設面積(㎡)	34,100	329,300	33,400	77,000
流域面積 (㎢)	9.02	79.3	6.80	30.7
施設/流域(%)	0.38	0.42	0.49	0.25
沈殿ピット(㎥)	10,800	91,800	9,500	(設定無)
施設容量(㎥)	21,600	175,400	67,000	160,000
平均水深(m)	0.6	0.5	0.7	1.6
浄化対象雨量(mm)	70	70	70	70
対象流量(㎥/s)	6.0	51	4.35	7.26

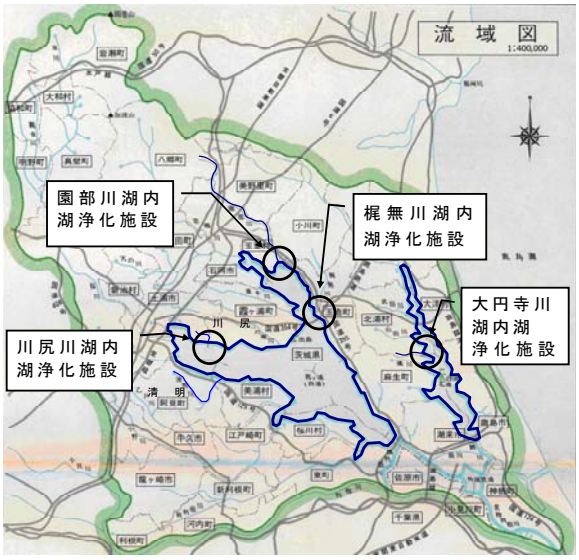


図-5.1 各施設の位置

表-5.2 各施設の調査内容・時期(年度)の一覧

河川名	調査項目	H11	H12	H13	H14	H15	H16	H17
川尻川	河川水位	●	●	●		●	○	○
	河川水質	●	●	●		●	○	○
	堆積量	●	●	●	●	●	○	○
	湖内湖水質	●	●	●		●	○	○
	湖内湖底質	●	●	●	●	●	○	○
園部川・大円寺川	河川水位					●	●	●
	河川水質					●	●	●
	堆積量				●	●	●	●
	湖内湖水質					●	●	●
	湖内湖底質					●	●	●
梶無川	河川水位					●		●
	河川水質					●		●
	堆積量					●		●
	湖内湖水質					●		●
	湖内湖底質					●		●

川尻川の H16,17 の結果は、工事濁水の影響が大きいと判断されたため解析から除外した。

(2) 流入負荷量

浄化施設の流入水量については、水位自動観測の結果および平時（ほぼ観測期間の各月）、出水時（年数回程度）の流量観測より、各年について水位-流量式(H-Q式)を算定した。

水質観測は、調査年と調査箇所により多少異なるが、原則として平時調査は観測期間中、月一回の頻度で実施した。また年数回の出水時調査では、原則1時間ごとに採水したものを、一出水に対し10検体ほど分析し、出水時の負荷量を評価できるようにした。このように求めた平時と出水時の流量と水質の結果から流量ー負荷量の関係(以下L-Q式)を求め、流量の連続観測結果から負荷量を求めた。

(3) 削減負荷量・汚濁負荷削減効果

湖内湖において流入負荷量については、河川の順流部の水質・流量を測定することにより定量的に把握できるが、流出量については、平時流速もほとんどなく、また仕切り提を通じての水交換も可能であるため流量、水質を定量的に把握することができない。そこで、一定期間内に湖底に新たに堆積した底泥量を汚濁削減量として汚濁負荷削減効果を求めた。各年11月頃に湖内湖の底面の精密な測量を実施し、その底面高の変化から、新たに堆積した堆積量を求め、堆積物に含まれる窒素やリンなどの含有比率から各成分の堆積量を求めた[3)]。

表-5.3 生物調査項目と調査年度

	調査項目	H11	H12	H13	H14	H15	H16	H17
生物調査	底生生物	●	●	●				●
	魚類調査	●	●	●				●
	動・植物プランクトン	●		●				
	鳥類調査			●				

5.2.2 生物調査

湖内湖の機能として、湿地環境の創出が期待されている。そこで、川尻川の湖内湖において植物、魚類、底生動物、鳥類について調査した。調査年度と項目については**表-5.3**に示す。

5.3. 研究結果

5.3.1 四つの湖内湖における効果の比較

(1) 流入負荷量

霞ヶ浦沿岸の土浦市における降水量および各湖内湖浄化施設に流入する河川水量を図5-2に示す。川尻川においては、平成11年から、園部川、大円寺川においては平成15年～17年、梶無川においては平成15年と17年のデータである。流量が0となっている期間は未観測である。

各河川の平時と出水時の流量、水質調査からL-Q式を求めた。L-Q式より求めた各河川の平均負荷量、水質を**表-5.4**に示す。COD、T-Pでは、川尻川の濃度が高く、T-Nに関しては、園部川、梶無川において高かった。

(2) 削減負荷量及び浄化効果

湖内湖に堆積した負荷量を削減量ととらえ、湖内湖に堆積した底泥量と底泥に含まれる各底質成分の比より、調査期間における堆積負荷量を推定した。この堆積負荷量とL-Q式から求めた流入負荷量から除去率を**表-5.5**のように求めた。この結果、CODの除去率は8.2～44%、T-Nの除去率は0.9～8.7%、T-Pの除去率は9～55%となった。SSでみると、園部川、大円寺川の除去率は100%以上となっている。これは、出水のピーク時に最大となるSS成分について流入負荷量を過小評価してしまったことが主要因と考えられる。加えて、湖沼から湖内湖浄化施設に流入した負荷の影響も考えられる。また流域面積の小さい川尻川、大円寺川で除去率が大きく、面積の大きい梶無川、園部川では除去率が小さい傾向があった。

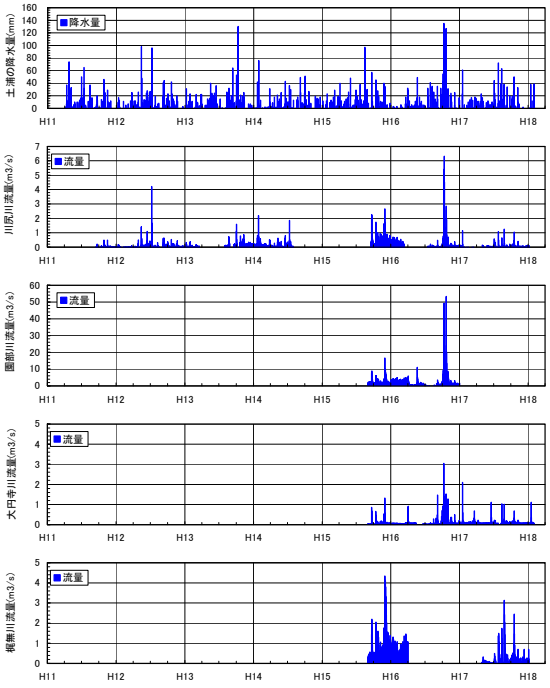


図-5.2 土浦市における降水量と各河川の流量

表-5.4 各河川の平均流量、負荷量、水質

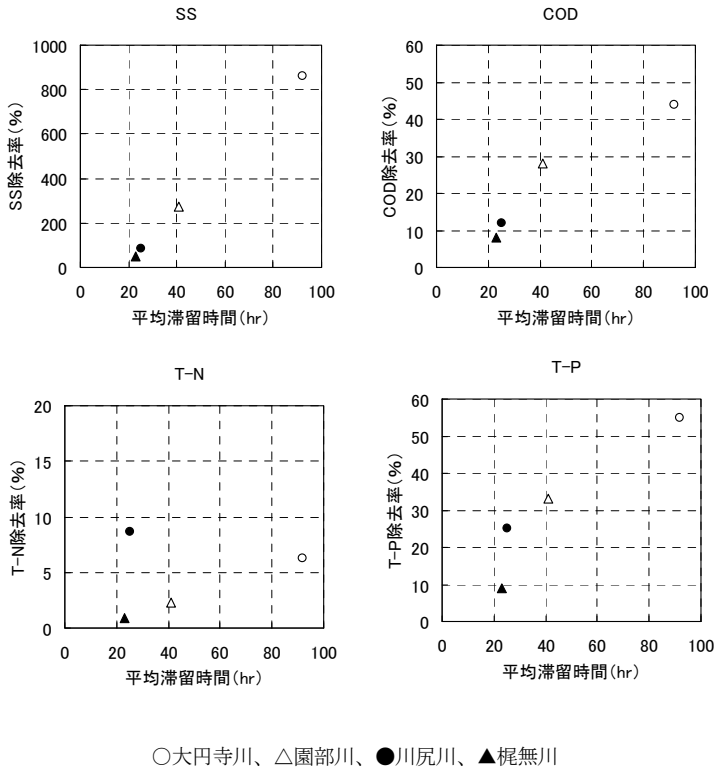
	①平均流量(m^3/s)	②負荷量(g/s)				③水質(mg/l)			
		SS	COD	T-N	T-P	SS	COD	T-N	T-P
川尻川	0.237	21.7	3.48	0.69	0.134	91	14.7	2.91	0.565
園部川	2.246	45.1	13.08	14.01	0.495	20	5.8	6.23	0.220
大円寺川	0.102	1.6	0.56	0.29	0.015	15	5.5	2.88	0.149
梶無川	0.916	37.1	9.66	4.75	0.200	41	10.5	5.18	0.219

表-5.5 各湖内湖の流入負荷量、堆積負荷量、除去率

			川尻川	園部川	大円寺川	梶無川
流量	平均流入水量	(m^3/s)	0.237	2.246	0.102	0.916
SS	流入負荷量	(t/年)	684	1422	49.5	1173
	堆積負荷量	(t/年)	577	3867	426	574
	除去率	(%)	84	(272)	(861)	49
COD	流入負荷量	(t/年)	110	412	18	305
	堆積負荷量	(t/年)	13.2	114	7.7	24.9
	除去率	(%)	12	(28)	(44)	8.2
T-N	流入負荷量	(t/年)	21.8	441	9.2	150
	堆積負荷量	(t/年)	1.9	10	0.6	1.38
	除去率	(%)	8.7	(2)	(6)	0.9
T-P	流入負荷量	(t/年)	4.23	16	0.47	6.34
	堆積負荷量	(t/年)	1.07	5	0.26	0.57
	除去率	(%)	25	(33)	(55)	9
P-P 懸濁態リン	流入負荷量	(t/年)	3.19	11	0.35	5.05
	堆積負荷量	(t/年)	1.07	5	0.26	0.57
	除去率	(%)	34	(47)	(74)	11
対象データ期間(年度)			H12～H15	H15～H17	H15～H17	H15、H17

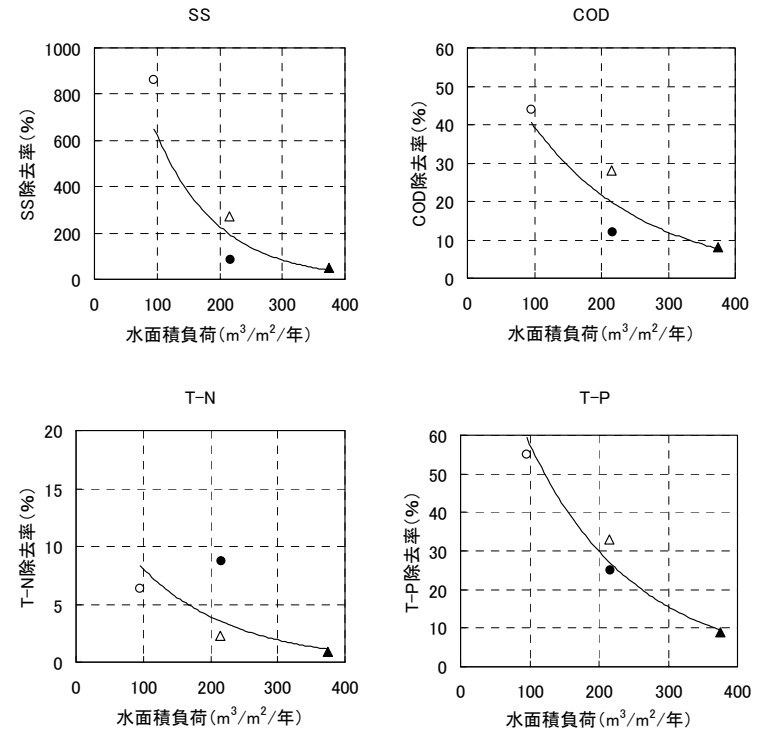
(3) 浄化効果を規定する要因

湖内湖同様に自然の浄化機能を活用した湿地浄化法（植生浄化法）の場合、除去率は滞留時間や流入量を施設面積で除した水面積負荷の関数であると言われている。また、Carleton ら[4]は、米国などで盛んに実施されている雨水処理湿地(stormwater treatment wetland)においても長期的には植生浄化同様に滞留時間あるいは水面積負荷と除去率に関係があることを示している。湖内湖は施設の目的、規模からすると雨水処理湿地よる浄化と似ており、同様の傾向があると考えられる。そこで、これらの指標を用いて湖内湖浄化の効果を検討した。図 5-3 は平均滞留時間と除去率の関係である。滞留時間の変動は河川流量によって大きいものの、平均値でみると SS、COD、T-P に関してはほぼ滞留時間に比例して、除去率が大きくなっていることが分かる。T-N に関しては川尻川のみ高い値となっているがその他の 3 点はほぼ比例関係にある。



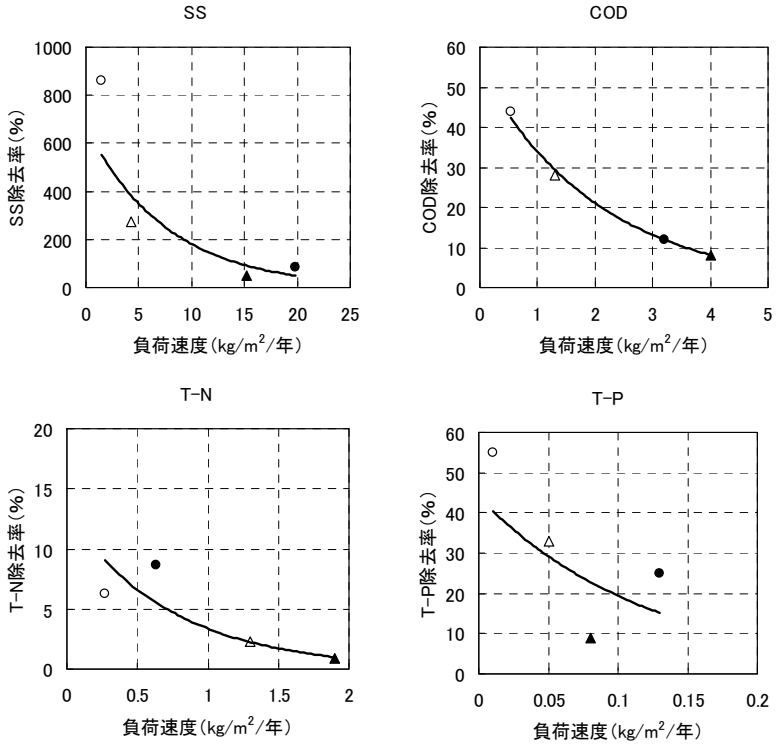
○大円寺川、△園部川、●川尻川、▲梶無川

図-5.3 平均滞留時間(hr)と除去率(%)



○大円寺川、△園部川、●川尻川、▲梶無川

図-5.4 水面積負荷(m³/m²/年)と除去率(%)



○大円寺川、△園部川、●川尻川、▲梶無川

図-5.5 負荷速度(kg/m²/年)と除去率(%)

つぎに、年間流入量を施設面積で除した水面積負荷と除去率の関係を**図-5.4** に示す。窒素においてはややばらつきがあるものの SS、COD、T-P については水面積負荷の増大に従い指数関数的に除去率が減少していることが読み取れる。

次に年間負荷量を施設面積で除した負荷速度と除去

率の関係を**図-5.5**に示す。図に示すように除去率は負荷速度の指数関数として比較的相関よく表現できる。

除去率との関係を比較した３つの指標の中では、理論的には、**図-5.5**に示す負荷速度が、除去率を大きく規定すると考えられるが、今回比較した４つの湖内湖においては水質濃度を無視した水面積負荷と除去率の関係も比較的良好なものであった。濃度や特性の異なるほかの湖沼において、これらの関係を使用する場合は**図-5.5**を参考に設計するのが良いと考えられる。しかしながら、雨水調査を含む流入負荷量調査は、調査費用が大きくなるので簡易には水面積負荷を用いた**図-5.4**の関係で概略設計するという手法もあるであろう。また、水質濃度を無視した水面積負荷である程度効果が表現できるということは、湖内湖浄化の浄化メカニズムの要素として物理的沈降が大きいことがわかる。これは、湿地浄化法に関しても同様であると考えられる。

(4) 湿地浄化法との比較

湖内湖浄化法は、ある種の雨水処理湿地であり、Carletonら[4]によると雨水処理湿地の通年の浄化効果は、湿地浄化法と近いとされる。そこで、既存の日本の湿地浄化法の効果[5]と湖内湖浄化法の効果を比較する。比較する項目は全窒素と全リンである。結果を**図-5.6**と**図-5.7**に示す。T-Nについてみると、湖内湖においても湿地浄化同様、負荷速度の増大にともなって除去率が減少しているが、全体として除去率は植生浄化法に比較して小さい。一方、T-Pについてみると、植生浄化法と湖内湖浄化法の負荷速度と除去率の関係はほぼ同様である。Carletonらが指摘するように、雨水処理湿地的な湖内湖の除去率は時間的変動が大きいものの平均的挙動では湿地浄化に近いものであることがわかる。また、リンで比較すると湿地浄化と湖内湖は近い挙動を示すのに対し、窒素においては異なる挙動を示す一つの要因として、湖内湖の現在の評価方法、つまり流入と堆積量による除去率の算定では、流入・流出を測定して除去率を求める湿地浄化法とは異なり、湖内の脱窒作用を除去率として評価出来ていないことが考えられる。

5.3.2 生物調査結果

湖内湖浄化法は非点源汚染源からの負荷削減とともに湖岸域における生息場としても機能も期待されている。しかしながら、今回の生物調査の結果を見ると、全体として、湖内湖浄化施設は粘土・シルトが堆積し、生物生息空間としては必ずしも良好ではなかった。ただし、鳥類については、霞ヶ浦の沿岸では貴重な静穏域として、カモ類、オオバンを中心によく利用されていた。植物については静かな浅瀬を作ることで沈水植物の再生を期待していたが、沈水植物は観察されなかった。ただし、波浪を抑制することによって抽水植物群落の保全効果はあったと考えられる。全体として、建設当初に生物量が減少した後、徐々に生物量が回復してきている。ただし、粘土・シルトの底質を好む底生生物、あるいは止水域に生息する魚類相に変化している。以下に生物量調査の結果概要を述べる。

(1) 魚類

平成9年度からの平成13年度までの調査で確認された魚類は、浄化施設内外及び河川を合わせると、タイリクバラタナゴ、モツゴ、ブルーギル等の 6 目 10 科 30 種であった。浄化施設内のみを見ると、浄化施設建設後の平成 10 年度以降は、ボラや、ヌマチチブなどのハゼ科魚類の出現が少なくなっており、ブルーギルは平成 11 年度以降ほとんど見られなかったが、平成 13 年度調査で以前同様多く確認された。逆に、タイリクバラタナゴ、フナ類、モツゴといった止水域を好む種が、平成 13 年度調査では多く見られた。その他の地点も合わせて、全体地点を経時的に見ると、河川では種数、個体数共に経時的に増加傾向が見られ、浄化施設内も建設直後と比較すると増加の傾向が表れている(**図-5.8**)。平成 17 年は魚類 5 目 10 科 25 種、介類 3 目 3 科 3 種が確認された。このうち、浄化施設内で 23 種の魚類が確認され、モツゴやタイリクバラタナゴの確認個体数が多かった。浄化施設外では 16 種の魚類が確認され、タイリクバラタナゴやアメリカナマズの確認個体数が多い結果となった。過去、5 年度分の調査で 6 目 11 科 34 種の魚類が確認された。

(2) 鳥類

浄化施設建設前の平成9年度と建設後の平成13年度共に個体数の多かったのはマガモ、コガモといったカモ類であったが、平成 13 年度ではその数、種類ともに増加した。カモ類は、石積み提や周辺に形成された砂州上で休息する個体が多く見られ、浄化施設に建設により新たに形成された環境がカモの休息場に適するものであり、周辺のカモ類が集まってきたものと思われる。その他抽水植物のある池などの止水域でよく見られ、繁殖に水辺の草やヨシ原を利用するバン、オオバンが平成 13 年度は比較的多く観察されている。

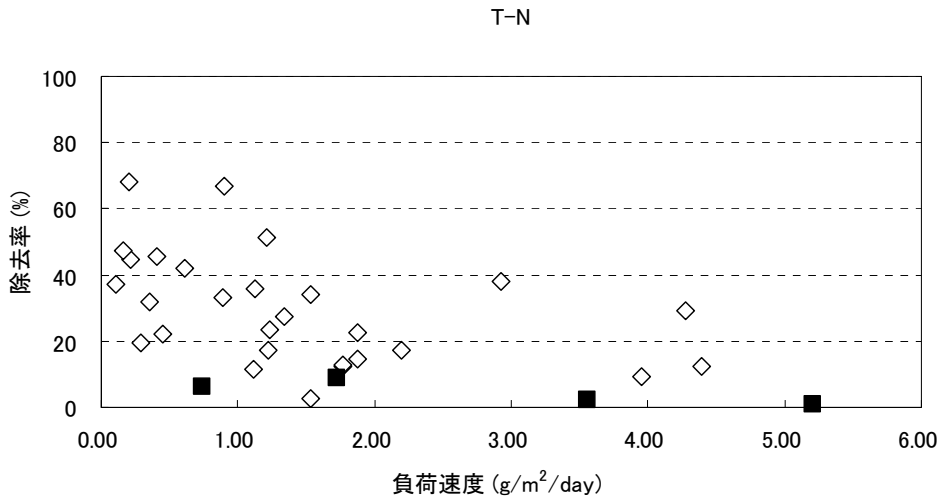


図-5.6 湿地浄化法と湖内湖浄化法の比較（窒素）
（ただし■：湖内湖、◇：湿地浄化）

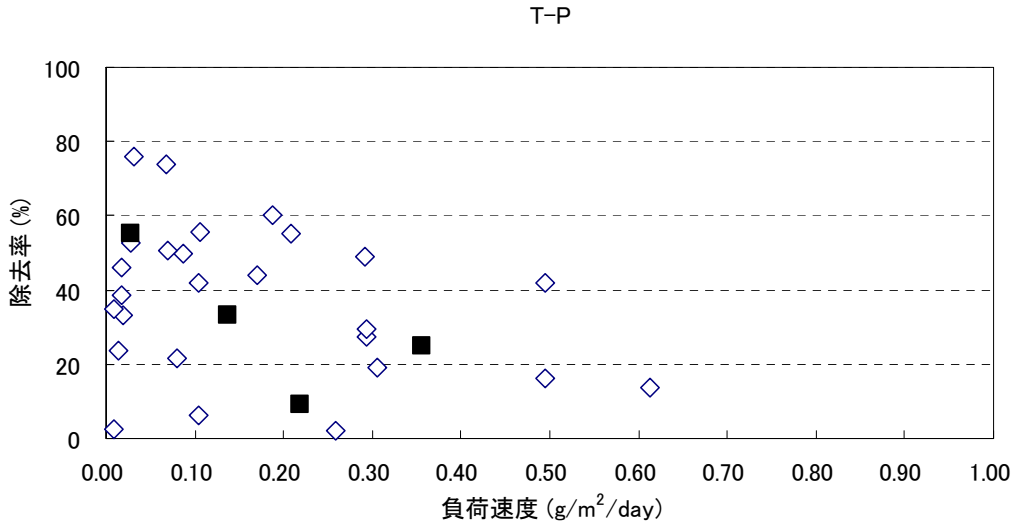


図-5.7 湿地浄化法と湖内湖浄化法の比較（リン）
（ただし■：湖内湖、◇：湿地浄化）

(3) 底生動物

平成 9 年度からの調査で確認された底生動物は、浄化施設内外及び河川を合わせると、イトミミズ科、エリユスリカ亜科、ユスリカ属等、7 綱 10 目 11 科 28 種であった。浄化施設内のみを見ると、浄化施設建設後の平成 10 年度以降は、いずれの年度もミミズ綱やユスリカ属といった泥質や砂泥質に生息する、水質汚濁に強いとされる種が目立っていたが、その内訳は年度によって異なっている。平成 11 年度及び平成 12 年度の傾向は似ておりミミズ綱の種が多く、平成 10 年度ではハエ目の種が多くなっていた。平成 13 年度では、イトミミズ科のみが極端に多い結果となっていた。その他の地点も合わせて、全体地点を経時的に見ると、いずれの地点も出現種はミミズ綱やハエ目がほとんど全てを占めており、確認種数は、砂質の浄化施設外で最も少なく、粘土シルト質の浄化施設内では、それよりもやや多い傾向があった。

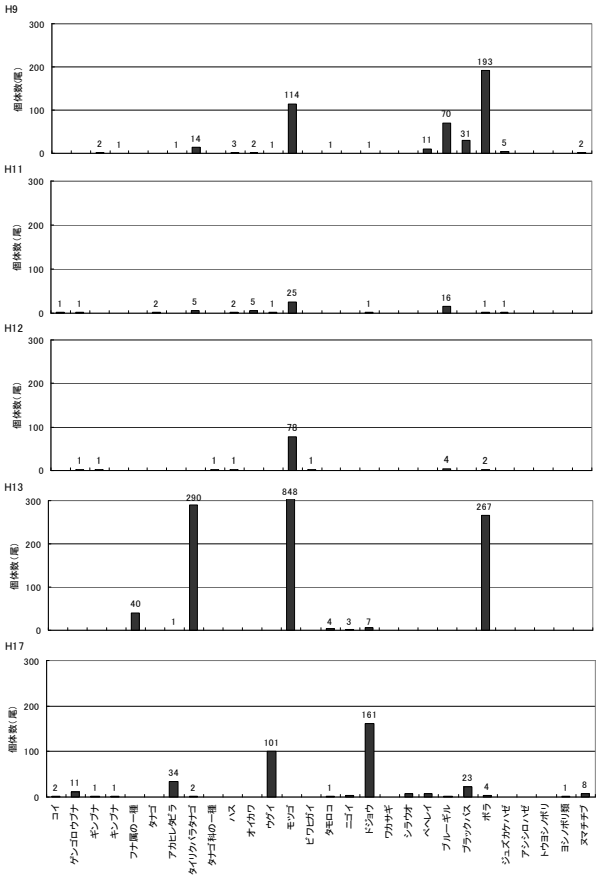


図-5.8 浄化施設内における魚類出現状況の経年比較

(4) 植物

川尻川において事前の平成 9 年度に 1 回、その後平成 11 年、13 年、17 年の 3 回の調査を実施した。川尻川では、現地確認種数が平成 9 年～11 年の間に 93 種から 42 種に減少したものの、その後増加し、平成 17 年度の調査では 184 種が確認された。湖内湖の植物相を特徴づけ、水環境の変化の影響を受けやすいと考えられる水生植物の推移を**表-5.6** に示す。水生植物については、平成 9 年度から減少傾向であったが、平成 17 年度には増加に転じ、13 種が確認された。しかしながら、内訳をみるとオオアカウキクサ、イボクサなど水田に見られるような種が増加しており、湖内湖の止水的環境を反映した結果と考えられる。

表-5.6 水生植物確認種数の経年変化

科名	種名	H9	H11	H13	H17
アカウキクサ	オオアカウキクサ				●
マツモ	マツモ	●			
オモダカ	オモダカ	●	●		
トチカガミ	トチカガミ	●			
ミズアオイ	ホテイアオイ	●			
アヤメ	キショウブ				●
ツユクサ	イボクサ				●
イネ	アシカキ	●			
	キシュウスズメノヒエ				●
	ヨシ	●	●	●	●
	マコモ	●	●	●	●
サトイモ	ショウブ	●			●
	ボタンウキクサ	●		●	
ウキクサ	アオウキクサ	●			●
	コウキクサ	●	●		
	ウキクサ	●	●		●
ガマ	ヒメガマ		●	●	●
	ガマ		●		●
カヤツリグサ	フトイ		●	●	●
	ウキヤガラ		●		●
合計		7 科 12 種	5 科 9 種	4 科 5 種	8 科 13 種

5.4 まとめ

湖沼水質を保全するために、流域からの非特定汚染源に対する新しい浄化対策手法として湖内湖浄化法を開発し、その汚濁削減効果、設計手法を検討した。研究は霞ヶ浦の川尻川に設置された湖内湖浄化施設を中心に、霞ヶ浦内のその他の３つを含む計４箇所の湖内湖浄化施設を対象として実施した。以下にその結果の概要を述べる。

① 長期的データのそろっている川尻川においては、流入負荷量に対し COD の 12％、窒素の 8.7％、リンの 25％が湖内湖において除去されていることが分かった。

② ４つの湖内湖の汚濁負荷削減効果を比較し、効果を明らかにした。流入負荷量に対する堆積負荷量を除去率として求めた値は、COD で 8.2～44%、全窒素で 0.9～8.7%、全リンで 9～55%となった。除去率は、湖内湖の平均滞留時間、水面積負荷、負荷速度と関係が深いことが分かった。

③ 湖内湖の浄化効果は時間的変動が大きいものの平均的効果は湿地浄化施設とほぼ同等であることが分かった。

参考文献

1） 環境省 水・大気環境局：平成 17 年度公共用水域水質測定結果、2006.

2） 中村圭吾：湖内湖浄化、「陸水の事典」、日本陸水学会編集、㈱講談社、p.167、2006.

3） 中村圭吾、森川敏成、島谷幸宏：河口に設置した湖内湖による汚濁負荷制御、環境システム研究論文集、 Vol. 28、pp.115-123、2000.

4） Carleton JN, Grizzard TJ, Godrej AN, Post HE: Factors affecting the performance of stormwater treatment wetlands, Wat. Res. 35(6), pp. 1552-1562, 2001.

5） 千葉知由、佐藤和明、森田靖則、細見正明、中村圭吾、田仲成男： ヨシを用いた植生浄化施設の全国実態調査結果、第 6 回水資源に関するシンポジウム、pp. 449-454、2002.

6） Keigo Nakamura, Yukihiro Shimatani: Non-point pollution control by the artificial lagoon, IWA 2nd World Water Congress, Berlin, Abstracts, p.142, 2001.

7） 中村圭吾：河口に設置した湖内湖による汚濁負荷制御、琵琶湖研究所、所報 19、第 19 回琵琶湖研究シンポジウム記録3、pp.97-100、2002.

8） 中村圭吾：湖岸・水辺植生の工学的保全技法、水域生態系保全－Ⅱ・考え方と技法、(社)日本水環境学会九州支部、応用生態工学会、pp.49- 54、2003.

9） 中村圭吾：エコテクノロジーによる水質浄化技術、コンパクトウエットランドと湖内湖浄化法についての紹介、環境浄化技術 7 月号 特集 河川湖沼浄化技術、Vol.2、 No.7、pp.59-62、2003.

10） 中村圭吾：「蘇れ！湖沼」、本格始動した湖沼の自然再生、6 月 26 日 日刊建設工業新聞、第 2 部 03 環境特集、p.21、2003.

11） 西廣淳、中村圭吾：湖岸植生帯の現状とその水質浄化機、「エコテクノロジーによる河川・湖沼の水質浄化」、島谷幸宏、細見正明、中村圭吾編集、ソフトサイエンス社、2003.

12） 市場研究「湖沼や内湾の水質浄化」、日経コンストラクション 3-14、2003

13） 中村圭吾：湖沼における新しい水質浄化技術と環境復元の事例、一日土研シリーズ 土木技術相談集 河川・ダム・砂防編、独立行政法人 土木研究所編、(株)山海堂、pp.87-88、2004.

14） 中村圭吾: 利用 Ecotechnology 的水質浄化技術-Compact wetland 和湖内湖浄化法、the proceedings of “Symposium for pollution control and ecological restoration techniques of water environments in China”, pp. 351-356, 中国、湖北省、宜昌市、中国水環境汚染制御と生態再生技術にかかわるハイレベルセミナ、2005.

15） 中村圭吾、天野邦彦：湖内湖浄化の設計諸元と浄化効果について、第 41 回水環境学会年次講演会、印刷中.

６．おわりに

6.1 研究の成果

本重点プロジェクト研究の個別課題の成果は、第２章から第５章のまとめに示すとおりである。なお、1.2「研究の範囲と達成目標」に示した達成目標に関して、全体の成果を要約すると以下のとおりである。

（１）底泥からの栄養塩類溶出量の推定手法の開発

本達成目標は、底泥が水質に与える影響評価手法を確立するため、底泥からの栄養塩類等の溶出に関する溶出機構の解明、および、溶出量推定手法の提案を行うとともに、底泥からの溶出に関する測定技術の開発を行うものである。

「底泥―水間の物質移動に関する調査」(第２章)では，ダム貯水池底泥に関して、底泥性状の季節変動調査、底層水への高濃度酸素供給が底泥間隙水に与える影響調査、長期酸素供給が底泥性状に与える影響調査、モニタリングデータを用いた溶出速度検討を行うとともに、霞ヶ浦底泥を用いた巻き上げ時の溶出状況調査を行い、以下の結果を得た。

1）ダム貯水池の底泥性状について季節変動を調べることにより、底層水DO濃度の間隙水TOC濃度への影響、間隙水 TOC 濃度と間隙水 PO_4-P 濃度の関係、間隙水 NH_4-N 濃度分布に影響する因子など、溶出機構について未解明であった部分を明らかにした。

2)底層水への高濃度酸素供給が、底泥間隙水中のTOC、NO_3-N、PO_4-P 濃度に与える影響を明らかにし、DO の供給により PO_4-P 溶出が抑えられる機構を明らかにした。

3）底泥試料の上層水を長期間好気状態に保つ実験により、好気条件を持続させることが底泥性状を改善すること，間隙水 PO_4-P・NH_4-N 濃度に与える影響を明らかにした。

4）ダム貯水池における連続的な水質モニタリングデータを用いてモデルシミュレーション計算を行い、貯水池底泥からの溶出速度を算出し、室内溶出試験における測定値に近い推定値を得た。

5）霞ヶ浦底泥を用いて、湖水流動時の底泥巻き上げに伴う栄養塩類溶出特性を明らかにした。

（２）水環境を改善するための底泥安定化手法の開発

本達成目標は底泥中の有機性有害物質の実態把握と挙動解明及び湖底生態系に配慮した底泥処理技術に関する提案を行うものである。

「底泥中の有機性有害物質の実態および挙動に関する研究」（第３章）では，閉鎖性水域の底泥中の有機性有害物質である多環芳香族炭化水素類（ＰＡＨｓ）の実態把握と挙動解明を行った。比較的人為的な汚染が進んでいる手賀沼の底泥の表層試料中のＰＡＨｓの定量を行ったところ、既に報告されている閉鎖性水域の汚染の範囲内にあり、より汚染程度が低いと思われる水域と同程度であった。また、流入河川の河口近傍で堆積しており、湖内湖等の設置による積極的な沈殿除去の可能性が示唆された。さらに、道路橋などから局所的なＰＡＨｓ負荷がもたらされている可能性が示唆されるとともに，汚染の由来として排ガスおよび道路堆積物が推定された。また，手賀沼に関するベンゾ[a]ピレンの物質収支の試算結果によると、河川等の流入が主要な負荷源であることが推定された。大気降下物による湖面への直接負荷よりも河川等の流入が手賀沼へのＰＡＨｓの主要な負荷源であり、大気降下物に含まれる燃焼生成物由来のＰＡＨｓに加えて、路面等から流出する油由来のＰＡＨｓも手賀沼に流入して底泥に堆積しているものと考えられた。国内では底泥中のＰＡＨｓに関する環境基準は定められていないが、海外で提示されている基準および基準案と比較すると，ほぼ無影響とされる閾値を超えた測定値は若干見受けられたものの、高い可能性で影響が予想される閾値を超えた地点はなかった。今後も，定期的なモニタリング調査等により、ＰＡＨｓ等の底泥中に堆積しやすい有機性有害物質の実態および挙動に注意を払うことが望ましいと考えられる。

「湖底生態系に配慮した新しい底泥処理技術に関する基礎的研究」（第４章）では、生態系修復そのものを湖沼水質改善に利用するために、沈水植物群落の再生技術確立を目指して研究を行った。現地観測結果から、浮葉植物は消波効果を持ち、これが底泥の巻上げ抑制に寄与していることが明らかになった。このことから植生の消波効果に基づく底泥巻上げ抑制効果を算定する数値シミュレーションモデルを作成し、現地観測結果に基づいたパラメータ設定を行ったところ、現場で観測された底泥巻上げの変化特性を精度良く再現することが可能となった。このモデルを利用することで、浅い湖沼における植生による底泥巻上げ抑制効果の定量的評価解析が可能となった。水生植物群落を再生することで、浅い湖沼における底泥巻き上げの抑制が可能であり、これにより濁度が低減し、透明度が向上することで沈水植物の再生が可能になると考えられる。また、沈水植物種再生のための底泥

中に存在する水生植物の散布体（種子や卵胞子など）回収技術を確立するために、霞ヶ浦における底泥中の散布体密度、発芽ポテンシャルの分布を、底泥コアサンプルを取得することによる底泥中の散布体抽出、発芽試験等により調査した。その結果、霞ヶ浦においては、湖岸形状が入り江状になっている箇所、流入河川河口部付近で散布体密度が高くなる傾向を示し、底泥の表層付近よりは20cm～40cmの層で高密度の散布体が存在し、発芽ポテンシャルも高いことが分かった。発芽可能性の高い散布帯体が多く存在する場所を特定して、その場所の底泥を重点的に採取し、まき出しを行うことで、効率の良い沈水植物種の再生に寄与することが出来ると考えられる。今後、現場での現地実験に本手法を適用して実証実験を行う予定である。

（３）流入河川からのセディメント（堆積物）の抑制手法の開発

本達成目標は湖沼における面原負荷対策として「湖内湖浄化法」の技術開発および効果の検証を行うものである。湖内湖浄化法とは、湖沼などに流入する河川の河口に仕切り堤などを用いて人工的に設置された小さな水域（湖内湖）を使用して汚濁削減を図る浄化手法である。本研究（第５章）は霞ヶ浦の川尻川に設置された湖内湖浄化施設を中心に、霞ヶ浦内のその他の３つを含む計４箇所の湖内湖浄化施設を対象として実施した。

湖内湖に底泥として新たに堆積した量を河川から流入する汚濁負荷量で除することにより年間の除去率を算出した結果、長期的データの揃っている川尻川においては流入負荷量に対しCODの12%、窒素の8.7%、リンの25%が湖内湖において除去されていると推定された。４つの湖内湖の汚濁負荷削減効果(除去率)を比較してみると、CODで8.2～44%、全窒素で0.9～8.7%、全リンで9～55%となった。除去率は、湖内湖の平均滞留時間、流量を施設面積で除した水面積負荷、負荷量を施設面積で除した負荷速度と関係が深いことが分かった。また、湖内湖浄化法と同様に自然の浄化機能を活用した湿地浄化法との比較を行い、湖内湖の浄化効果は流入量、流入負荷量の変動に左右されるため時間的変動が大きいものの平均的効果は湿地浄化施設とほぼ同等であることが分かった。

6.2 事業・社会への貢献

本重点プロジェクト研究で得られた成果の事業・社会への貢献事例は、次の通りである。

（１）底泥からの栄養塩類溶出量の推定手法の開発等

湖沼等の水柱及び表層底泥の水温、DO及びORP等を連続モニタリングシステムで把握し、このデータから栄養塩溶出量を精度良く推定する手法を開発した。また、このモニタリングシステムを活用して効率的な運転制御を行いながら、高濃度酸素水を底層部に供給することにより底層のDO環境を改善するシステム・装置を共同開発した((独)土木研究所、横河電機(株)、松江土建(株))。さらに、栄養塩類溶出量推定の精度向上のため、底泥溶出速度試験(河川水質調査要領)の改良方法を提案した。

（２）水生植物群落の修復による湖沼水質改善手法の開発

浅い湖沼における水質改善は、流入河川水質が向上しても底泥の巻上げによる水質汚濁が抑制されない限り効果が限定的であり、沈水植物群落の再生等による底泥巻き上げ抑制技術が必要となる。沈水植物群落の再生技術として、具体的には浮葉植物群落や人工的に設置する消波カーテンを利用した巻上げ抑制手法の開発、沈水植物群落再生に利用する底泥中の散布体(種子や卵胞子など)の効率的回収のための調査法の開発を行った。これらについては、特許出願中である(特願2005-193674)。また、再生適地の選定のために水生植物群落による底泥巻上げ抑制効果評価モデル（数値シミュレーションモデル）を開発した。本手法を利用した再生事業が印旛沼においては既に開始されており、霞ヶ浦においても湖岸帯整備において本手法を利用することが計画されている。

（３）湖内湖浄化法

湖内湖浄化法については「湖内湖の設計のための手引き」を取りまとめ中だが、本研究成果を受けて、既に霞ヶ浦では４箇所設置されており、当初に設置された川尻川の湖内湖は、(社) 全日本建設技術協会の21世紀「人と建設技術」賞を受賞している。国外の湖沼でも実施が検討されており、土木研究所で研修したJICAの研修員が雲南省において類似の浄化施設を設置し成果を上げている。また、陸水学会編集の「陸水の事典」においても専門用語として取り上げられており、新たな学術用語として認知されている。