

水質汚濁メカニズムの解明に関する政策課題研究

—難分解性を考慮した琵琶湖における有機物の現状と課題—

岡本高弘・佐藤祐一・早川和秀・一瀬 諭

要約

琵琶湖における有機物の環境基準である COD は、流域の負荷削減対策によりその負荷量は着実に減少しているが、モニタリング結果からは湖水の COD 値が減少しないという課題を抱えている。一方、BOD やクロロフィル a は減少傾向にあることから難分解性有機物の増加が疑われてきた。そこで、滋賀県では難分解性のものを含む有機物動態の解明を進めることとなった。これを受けて本調査研究は、2007 年度から国等と連携して、湖水や流入河川水、発生源の COD と TOC（全有機炭素）およびその分解性を調査し、モデルによる解析を活用して、この課題解明に向けて進めた。その結果、琵琶湖北湖の TOC のうち難分解性のものは 6~7 割で、そのうち 9 割が溶存態でありこの溶存態の難分解性有機物の濃度も $1.0 \pm 0.1 \text{ mg/l}$ と面的分布や鉛直分布、季節変動はほとんどないことがわかった。点源および平常時の面源排水の調査結果からは有機物の生分解率は発生源の種類によって顕著に異なり、これまでの COD による陸域の発生源負荷の算定方法では有機物負荷が十分把握できていないことがわかった。これらで得られた知見に基づき、難分解性有機物の挙動が再現できるよう改良した琵琶湖流域統合管理モデルを用いて、シミュレーションを行い、琵琶湖における有機物収支の概要を提示した。その結果、琵琶湖の難分解性有機物は湖内由来が 7 割程度、外部由来が 3 割程度であることが示された。

1. はじめに

琵琶湖における有機物の環境基準である COD（過マンガン酸カリウムで酸化）については、流域からの負荷推定量は負荷削減対策により着実に減少しているが、湖水の COD 濃度は 1985 年から 1998 年まで増加し、その後減少しないという状況にある。また、クロロフィル a で示される植物プランクトンの現存量は減少していることから、湖水 COD が減少しない原因を湖内有機物生産の増加に求めることは難しいとされてきた。一方、有機物指標の一つである BOD が減少傾向にあること（国土交通省、当センターほか、2010）から、微生物では分解されにくい有機物（難分解性有機物）の増加が懸念されており（図 1）、湖水有機物が質的に変化してきた可能性が高い。これらの原因を解明するため、1990 年代に入り、複数の機関、研究者によって調査研究が実施されてきた（Hayakawa, K. et al., 2004）（早川ら、2002）（早川、2005）。今井らの研究では、北湖の有機物には溶存有機炭素（DOC）で $1.2 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ のフミン等の疎水性酸と親水性酸を主体とする難分解性有機物が存在していることが示された（今井ら、1999、2001）。米林らは北湖水から抽出したフミン物質の分子構造解析から、フミン物質の分子量は 1,000 程度であることを明らかにした（米林ら、2004）。天野らは、今井らの調査結果と土地利用や点源の発生源情報に統計解析手法を適用し、

北湖の難分解性有機物の主要発生源は森林と合併浄化槽であると推定した（天野ら、2002）。井手らはタンクモデルを用いて北湖の COD 等のデータから溶存態難分解性有機物量に対する外部由来発生源の割合を推定した（井手ら、2004）。しかしながら、依然として COD 増加の原因が解明されたとは言い難い。一方、安定同位体を用いて湖内物質の由来を把握する研究も進んでいる。永田らは炭素安定同位体を用いた調査とシミュレーションにより湖内有機物を内因性と外因性に分けてその由来の割合を算定している（永田・宮島、2008）。

琵琶湖保全を進める環境行政においても、COD が減少しないことは環境基準を達成できないというだけでなく、琵琶湖に係る湖沼水質保全計画（以下、「湖沼水質保全計画」という。）などの行政施策の策定や評価が困難となる状況を招いている。そこで、2006 年度策定の第 5 期湖沼水質保全計画では「琵琶湖における難分解性有機物の発生機構および対策のための調査・検討を行う」ことが明記された。これを受けて、滋賀県では 2007 年度から有機物に関する水質汚濁メカニズムの解明に向けた調査研究を開始した。湖内の難分解性有機物が増加しているとすれば、その原因として以下の 3 つの仮説が考えられる。

① 域負荷（点源や面源）の変化

排水処理施設では微生物等では処理できない難分解性有機物が排出される可能性があるが、そのような処理施設の数が集水域において年々増加している。また、市街地では車や建築物等に由来するダストが多く排出され、それらを含む排水には難分解性有機物が多く含まれる可能性があるが、当該市街地等面積は増大している。

② 内植物プランクトン由来負荷の変化

湖内において植物プランクトン群集の種組成が変化しており（一瀬ら、2010）、生産される藻類由来有機物の量や質が変化している可能性がある。また、湖内の栄養塩の減少によるバクテリアの活性低下に伴い有機物の分解速度が遅くなる可能性もある。

③ 湖水利用形態の変化や陸域水循環の変化

逆水灌漑が導入されるなど、湖水利用の形態が顕著に変わっている。家庭の暮らしの変化により水の利用場面が変化し、利用量が増加している。圃場や市街地、河川・水路等の整備により河川における自然浄化機能が損なわれている可能性がある。

この3つの仮説のいずれを検証するにしても各種発生源別の有機物量とその難分解性比率を把握することが検証作業の第一であり、この成果をもとに、流域全体における有機物収支を把握していくことが必要である。このアプローチにしたがって、滋賀県が実施した調査研究では、陸域の発生源からの難分解性有機物の寄与（岡本ら、2010）と湖内での難分解性有機物の生産について、個別的に研究

を実施した。さらに改良した水質シミュレーションモデルを用いて琵琶湖における有機物収支の算定と結果の解析を行った。調査については、環境省が十和田湖や霞ヶ浦等、CODの改善しない湖沼が全国的に多く見られることから実施された難分解性有機物に関する調査（環境省、2009）と緊密に連携した形で行った。

2. 方法

2.1 難分解性有機物の分析法

琵琶湖における難分解性有機物の動態を把握するために、まず、難分解性有機物の分析法を決定した。これまでの研究では、今井らが霞ヶ浦の溶存態有機物に細菌を含む湖水を植種して微生物分解させる実験を行い、残存有機物を難分解性有機物量として求めている（今井ら、1999、2001）。当該研究では、霞ヶ浦の平均滞留時間を考慮して生分解期間は100日に設定されている。本研究でも同様の方法により難分解性有機物量を求めることとした。ただし、琵琶湖北湖の平均滞留時間は5年と長く、また、これまで琵琶湖で行われた調査では生分解試験の期間が定められていないため、琵琶湖水について新たに生分解試験を行い、有機物量の経時変化を追跡して難分解性化に必要な時間を求めた。

主な条件を図2に示す。湖水および河川水の生分解試験は、湖水中には常時生分解に必要な細菌数が存在していること、低濃度の河川水では植種によりブランク値が無視できなくなることから、現場に近い条件とするため、新た

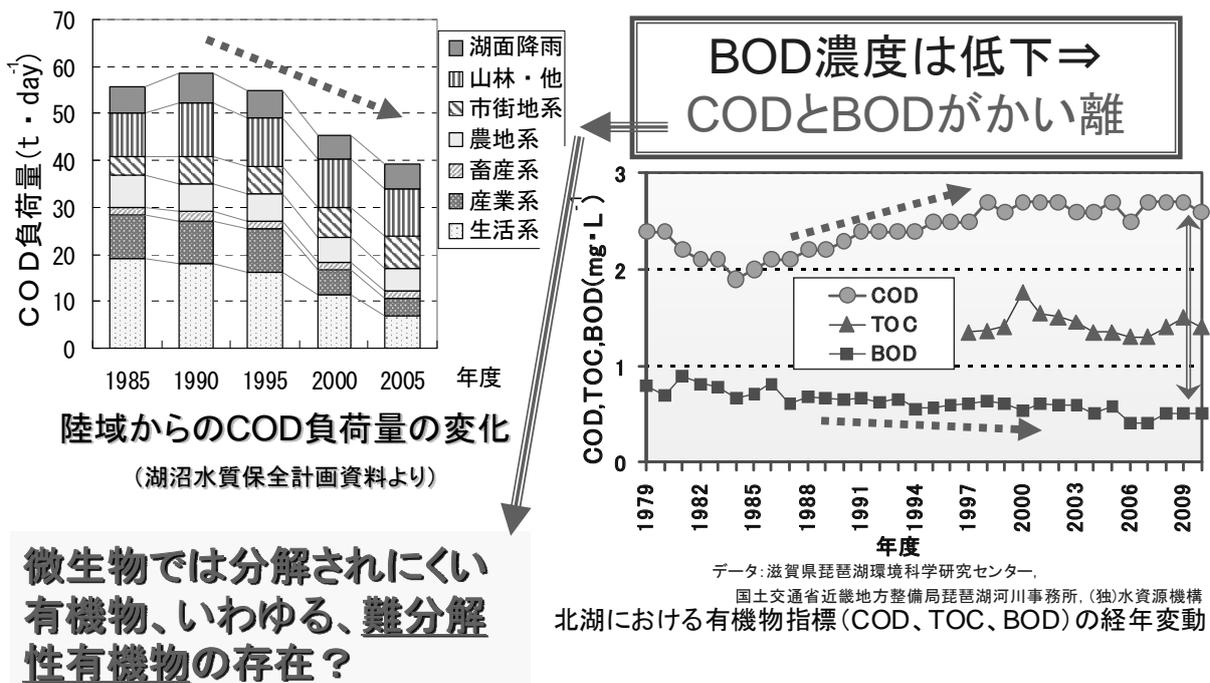
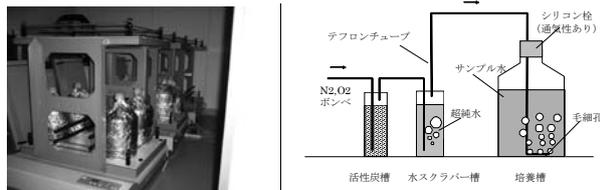


図1 調査研究の背景

分析方法(生分解試験条件)



	湖水・流入河川水	点源・面源排水
分解期間		100日間
温度		20℃
光		暗(24時間)
酸素供給	60rpm	曝気(エアポンプ)
植種の有無	無	有(BOD分析用植種)
栄養塩添加	無	有(必須元素の添加)
緩衝液添加	無	有(リン酸緩衝液)

生分解前(0日目)と生分解後(100日目)のCOD、D-COD、DOC、POCを分析

図 2 生分解試験の条件

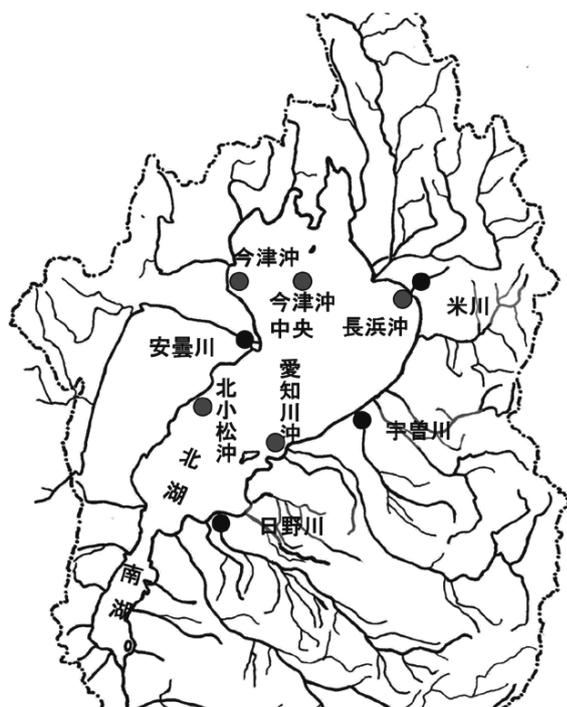


図 3 試料採取地点 (●の地点)

な細菌の植種や栄養塩添加と湖水のろ過は行わなかった。一方、点源、面源から排出される有機物は、河川水が琵琶湖に到達するまでの流下過程において様々な作用を受けること、発生源における現場条件が大きく変わることから、生分解試験の結果を汎用的に比較し活用できる方法に統一する必要がある。そこで点源や面源から排出される有機物の生分解試験については、生分解ポテンシャルを求めることとして、20℃で暗条件のもと、BOD 公定法 (JIS K0102 21) に基づく植種および栄養塩類と緩衝液を添加した。なお、植種には市販品 (例えば、BI-CHEM BOD-seed:NOVOZYMES BIOLOGICALS 社製) を用いた。また、発生源での高濃度の有機物に対応するため、生分解試験では高純度空気ガスを不純物の混入を防ぐための活性炭と、水分の蒸発を防ぐための超純水を通した後、散気管から供給し、ばっ気を行った。

有機物の分析は、これまでの琵琶湖におけるモニタリングデータを活用するため、公定法および滋賀県公共用水域測定計画に準拠することとした。Whatman GF/B ろ紙 (公称口径 1 μm) でろ過後のろ液の有機物量を DOC、ろ紙上の有機物量を POC、DOC と POC の和を TOC とした。COD についてはろ過前を COD、ろ過後のろ液の COD を D-COD とした。上記の他、試料採取、有機物の分析、生分解試験の方法については、当センター研究報告書第 5 号 (岡本ら、2010) を参照されたい。

琵琶湖における難分解性有機物は、北湖環境基準点の今津沖、長浜沖、北小松沖、愛知川沖の 4 地点 (図 3) の湖水で 150 日間の生分解試験を行ったところ、TOC が 100 日以降で減少しなかったことから、100 日生分解後に残存する有機物とした。トリハロメタン生成能は、環境庁告示第 30 号の方法によってモニタリングした結果を用いた。

発生源の調査は、湖沼水質保全計画の算定方法に基づき、工場・事業場発生源については産業分類の中分類別に、生活系発生源については処理形態別に、面源については土地利用区分ごとに選定し、その放流水または流出水について実施した。試水は 2007 年 12 月～2010 年 10 月に県下 94 件採取した。それらサンプルを生分解試験に供試して、実験前後の有機物について分析した。

環境省との調査の連携については、環境省において降雨時の面源や河川の負荷量調査が実施されており、本県ではその調査結果をモデルの精度向上の改良等、有機物収支の検討に活用した。さらに、環境省からの委託調査として実施されている「湖内生産の変化が及ぼす難分解性有機物を考慮した有機汚濁メカニズムの解明」の調査研究の成果の一部も反映させることとした。図 4 に調査全体のフローを、表 1 に調査時期、項目、期間を示す。

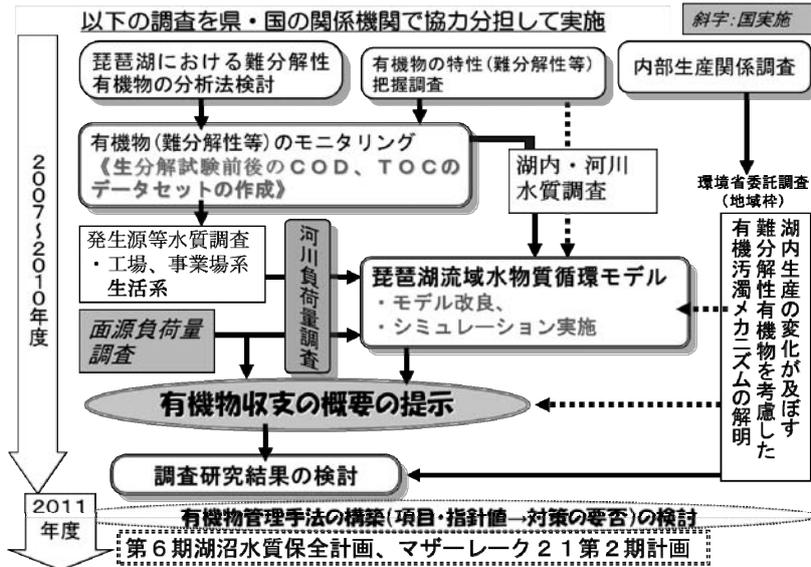


図4 調査全体のフロー

表1 水質汚濁メカニズム解明調査実施一覧

調査対象	調査目的	調査対象種別	2007年度(平成19年度)				2008年度(平成20年度)				2009年度(平成21年度)				2010年度(平成22年度)				
			内容(地点・施設名、目的等)	時季	件数	実施主体	内容	時季	件数	実施主体	内容	時季	件数	実施主体	内容	時季	件数	実施主体	
点源		下水道	流域	1月	1	BYQ	流域	冬	3	iberi									
		浄化槽					農業集排水処理	12月	5	iberi									
		工場の排水施設		12月	3	iberi	合併処理 単独処理	12月	9	iberi					合併処理 単独処理	9月 10月	1 3	BYQ	
		生活雑排水																	
		工場・事業所・畜産系	業種中分類別	12月	52	iberi(内BYQ:2)													
		東近江(朝・昼・夜)	12月	1	iberi														
		調理、風呂、洗濯 方法年代別	秋	1	iberi														
陸域発生源		水田(灌漑期)	水田(非灌漑期)	12月	1	iberi	守山、長浜	代かき期・ 湛水期	各1	環境省									
		畑																	
		市街地	音羽台、草津A、 草津B(降雨流出)	12月	1	iberi													
		森林	郡洲	12月	1	iberi													
		ゴルフ場																	
		水田(灌漑期)	水田(非灌漑期)	3月	1	環境省	守山	12月、1月	2	環境省	守山	9、10月	1	環境省	守山	5月	1	環境省	
		畑																	
		市街地	音羽台、草津A、草津B	3月	各1	環境省	音羽台、草津A(12月のみ)、草津B	12月、1月	各1	環境省	草津B	9、10月	各1	環境省	音羽台、 草津B	5月	各1	環境省	
		道路	国道8号	12月、1月	1	環境省	国道8号	9、10月	1	環境省	国道8号	9、10月	1	環境省	国道8号	5月	1	環境省	
		森林					安曇川中流(村井)	12月、1月	1	環境省	安曇川中流(村井)	9、10月	1	環境省	安曇川中流(村井)	5月	1	環境省	
その他		降雨	降雨時iberi屋上	冬	1	iberi	安曇川と野洲川の近傍	12月、1月	1	環境省	安曇川中流(村井)	9、10月	1	環境省	安曇川中流(村井)	5月	1	環境省	
		地下水																	
河川	平常時	北湖流入主要環境基準点(日野川、安曇川、野洲川、姉川)	生分解率(姉川、秋なし)	秋・冬	1	iberi	(同左継続)	春・夏	1	iberi									
		北湖流入農地系	白鳥川、宇野川	秋・冬	1	iberi	(同左継続)	春・夏	1	iberi									
		北湖流入生活系	米川	秋・冬	1	iberi	(同左継続)	春・夏	1	iberi									
		南湖流入主要(葉山川)																	
		野洲川																	
湖内	北湖	COD環境基準点(今津沖、長浜沖、北小松沖、香取川沖)	生分解率 生分解期間・速度(夏)	夏・秋	1	iberi	生分解率年変動	春、夏、秋	1	iberi	D値、ろ過サイズ比較	3月	1	環境省	湖沼計画検証	四季	1	iberi	
		今津沖中央(17B)																	
		新杉江沖(8C)																	
		唐崎沖中央(6B)																	
		一次生産	現素同位体 光-炭合成	今津沖中央、 南比良沖中央	冬	1	環境省	今津沖中央	秋、冬	1	環境省	(同左継続)	6、8月	各1	環境省	(同左継続)	5月	1	環境省
		湖内生産および分解の変化と難分解性有機物を考慮した有機汚濁メカニズムの解明(環境省競争的資金委託研究)																	
		特性調査	三次汚濁劣 GPC-TC																

凡例 生分解試験実施
生分解試験実施済
TOC、CODのデータ取得
春:4~6月、夏:7~9月、秋:10~12月、冬:1~3月

2.2 琵琶湖流域水物質循環モデルの改良

2.2.1 モデル改良の目的

上記により、2007年度から琵琶湖流域において難分解性有機物やTOC、降雨時面源負荷等にかかる調査を実施した結果、水質保全対策が着実に進められてきた琵琶湖では、

これまで実施されてきたCODに基づく発生源負荷の算定方法では有機物負荷を十分把握できていないことが明らかになった(当センター研究報告書第5号で中間報告)。したがって、このままでは、湖沼水質保全計画や水質保全対策を実施していく上で、その評価や予測の精度を確保で

きない。さらに、対策を講じた結果を示す集水域の COD 負荷量が、湖水の COD 値に反映されなくなってきたため、近年、湖沼水質保全計画の策定に活用されている水質予測モデルによるシミュレーションの結果も信頼性が乏しいものになっている。

以上のような背景から、滋賀県が開発した「琵琶湖流域水物質循環モデル」(佐藤ら、2008)を 2008 年度に、COD を易分解性 TOC (LTOC) と難分解性 TOC (RTOC) で表現するように改良した。2009 年度には、改良を行った同モデルを用いてシミュレーションを行い、現況における琵琶湖流域の有機物収支の概要を提示した。

この有機物収支の結果は、単年度の計算により出力されたものであるため、有機物収支の精度をさらに高めるとともに、2011 年度に策定予定の第 6 期湖沼水質保全計画における予測計算を行うため、その計算の期間であり、琵琶湖の平均滞留時間でもある、少なくとも 5 ヶ年の連続計算を行うことができるモデルにすることが求められた。そこで 2010 年度にこれらに対応できるモデルに改良し、観測値を用いた計算結果の検証を行った。さらに、琵琶湖で生じている COD と BOD の乖離やプランクトン種の変化等の原因について考察するためには、COD が上昇し始めた 1985 年頃や、第 1 期マザーレイク 21 計画で目標とされた昭和 30~40 年頃の水質を再現することも求められた。そこで、特に難分解性有機物を中心とした水質をめぐる状況の変化を見るために、昭和 60 年頃と昭和 30~40 年頃における気象、人口、生活、土地利用等の状況について整理すると共に、そのデータを用いてモデルで当時の有機物収支の再現を試みた。

2.2.2 モデルの構成

琵琶湖流域水物質循環モデルは大きく分けて以下 3 つのコンポーネントモデルより構成される(図 5)。それぞれ気象や社会条件等のデータと他のモデルからの出力を読み込んでシミュレートする。

- ・陸域水物質循環モデル：琵琶湖流域のうち陸域における水物質循環(水量・水質)をシミュレートする
- ・湖内流動モデル：陸域水物質循環モデルの結果を受け、琵琶湖内の流動を準三次元モデルによりシミュレートする
- ・湖内生態系モデル：上記 2 モデルの結果を受け、琵琶湖内の生態系(水質)をシミュレートする

今回、琵琶湖流域水物質循環モデルで、有機物を TOC とその難易分解性で再現できるように 3 つのコンポーネントモデルを改良した。

モデルの改良とシミュレーションは以下のとおり行った。

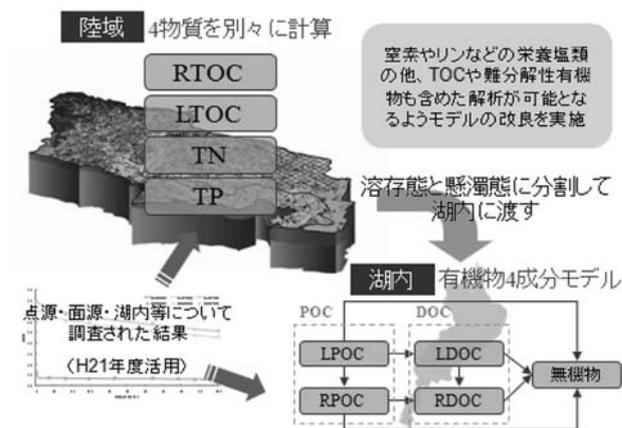


図 5 TOC・難分解性有機物を考慮したモデルの改良

平成 20 年度

- ・難分解性有機物を考慮するための琵琶湖流域水物質循環モデル改良

平成 21 年度

- ・琵琶湖流域水物質循環モデルによる難分解性有機物を含めた陸域、湖内流動・生態系モデルの現況再現(パラメータ調整)

平成 22 年度

- ・琵琶湖水質の過去再現と将来予測に向けた本モデルの改良

2.3 生活系排水の有機物負荷量調査

昭和 30 年代や昭和 60 年頃と現在の生活系排水中の有機物の発生量を把握する方法を検討するため、生活排水に関する文献を調査し、必要に応じて過去の発生量を再現するための分析調査を行った。

また、2009~2010 年度において、下水道課、琵琶湖再生課(現琵琶湖政策課)と連携して「暮らしと琵琶湖の水環境関連調査」を実施した。この調査は、下水道処理模擬処理実験を下水道課が調査し、模擬処理水の長期生分解(100 日分解)を当センターで調査した。

さらに、生活排水として、これまでデータが少なかった単独浄化槽からの排水の生分解試験(当センターでサンプリング、生分解試験を財団法人琵琶湖・淀川水質保全機構(以下、BYQ という。))を実施した。

2.4 「湖内生産の変化が及ぼす難分解性有機物を考慮した有機汚濁メカニズムの解明」(関連する外部資金による研究成果：環境省競争的資金)

湖内における有機物指標にかかる水質形成メカニズムを解明するため、植物プランクトンの長期的な変動解析と

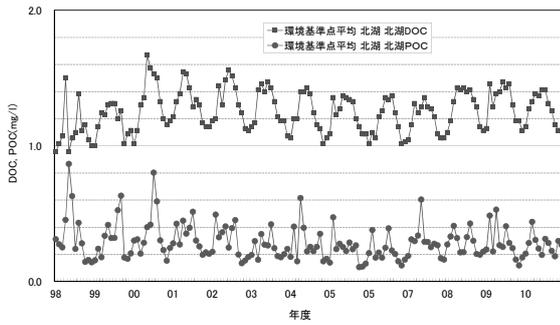


図 7 北湖(環境基準点 7 地点平均)における DOC と POC の経時変化

内部生産構造の解析を中心に、湖内における生産や分解の変化と難分解性有機物を考慮した水質汚濁メカニズムの解明についての研究を環境省の競争的資金を得て実施した。

3. 結果

3.1 琵琶湖・河川のモニタリング結果

3.1.1 琵琶湖のモニタリング結果

琵琶湖北湖環境基準点 7 地点における有機物の経月変動を表層平均値で図 7 に示す。DOC、POC とも躍層形成期に上昇し冬の循環期に減少するが、その傾向は DOC で顕著であり、年間通じて DOC が 9 割近くを占めている。

今回、2010 年度の琵琶湖環境基準点における湖水のモニタリングと四季に行った生分解試験の結果から、DOC と POC を難易分解性別に分けて図 8 に示す。琵琶湖における全有機炭素 (TOC) に占める難分解性有機物 (Refractory TOC:R-TOC) は 6~7 割、そのうち 9 割が溶存態で、8 月の新杉江港沖の結果を除き $1.0 \pm 0.1 \text{ mg/L}$ と TOC の季節変動に寄与する部分はなかった。この傾向は 2008 年度の調査結果と同様であった。今回南湖水も同時に調べたことから、北湖と南湖の TOC に占める R-TOC の比率を比較したところ、北湖水で 6 割と南湖水の 5 割より高いことがわかった。

次に、2009 年に実施した北湖今津沖中央水深別の四季に行った生分解試験の結果を、DOC と POC を難易分解性別に分け、表層 (水深 0.5m)、中層 (水深 40m)、下層 (湖底から 1m で水深約 88m) の季節変化について、図 9 に示す。表層は躍層形成期に易分解性成分が増加するが、R-TOC の鉛直分布は溶存態が 9 割以上を占め、濃度も $1.0 \pm 0.1 \text{ mg/L}$ と TOC の季節変動と鉛直分布に寄与する部分は見られなかった。

以上より、躍層形成期に高くなる表層 TOC の上昇に寄与する部分は易分解性の画分であること、溶存態の R-TOC は、南湖の新杉江港沖の 8 月の結果を除いて、面的分布や鉛直分布、季節変動はほとんど見られないことがわかった。

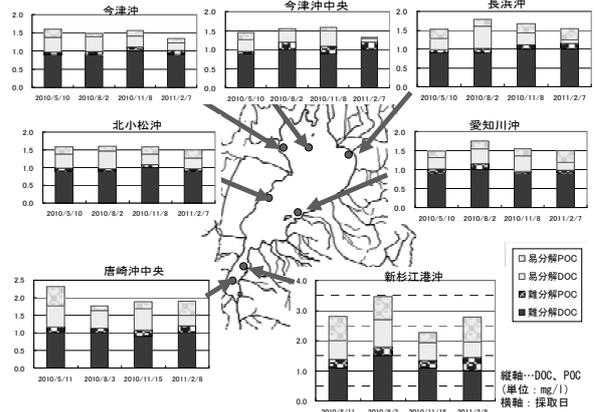


図 8 2010 年度琵琶湖環境基準点の DOC・POC とその難分解性有機物の季節変化

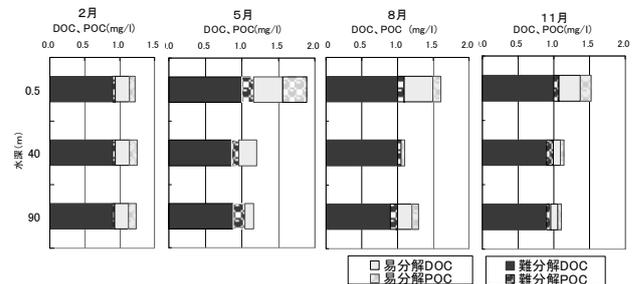


図 9 北湖今津沖中央水深別の DOC・POC とその難分解性有機物

COD で見た難分解性比率も溶存態比率が高く、鉛直分布、季節変動もほとんど無いなど TOC と同じ傾向が見られた。しかし、北湖 5 地点表層水の COD でみた難分解性画分はばらつきが見られ、TOC との相関も低かった。

難分解性有機物が水中に蓄積することによる寄与が大きいとされるトリハロメタン生成能について、1994 年から 2007 年まで琵琶湖でモニタリングした結果は $13 \sim 35 \mu \text{g} \cdot \text{L}^{-1}$ と低く水道水基準を大きく下回るレベルにあった。

3.1.2 河川水のモニタリング結果

2010 年度の平常時における河川水のモニタリング結果を図 10 に示す。地点や季節による変動は、湖水ではほとんどなかったが、河川水では大きく変動した。降雨時を含む負荷量については環境省で調査が実施され、結果をシミュレーションに反映した。

3.1.3 点源および平常時の面源排水について

発生源の種類毎の TOC 負荷量と TOC の難分解性負荷量 ($\text{kg} \cdot \text{day}^{-1}$) は、生分解試験前後の COD と TOC の分析値の濃度 ($\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$) から次のように算出した。TOC 負荷量 (L_{toc}) は、第 5 期湖沼水質保全計画で算定されている各発生源の COD 負荷量 (L_{cod}) と今回の調査結果で得られ

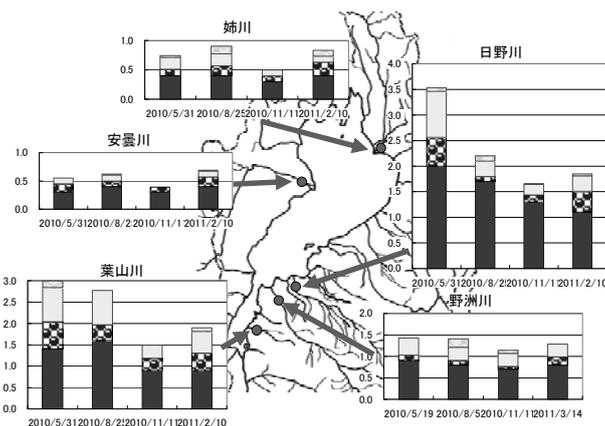


図 10 2010 年度琵琶湖流入主要河川環境基準点の DOC・POC とその難分解性有機物の季節変化

表 2 産業中分類別の COD/TOC 比と難分解性比率

業種	産業中分類	0日目	100日目	0→100	難分解性比率	
		COD/TOC	COD/TOC	COD/TOCの変化率	COD	TOC
【製造業】	食料品製造業	1.30	1.30	1.00	0.721	0.719
	飲料・たばこ・飼料製造業	1.41	1.46	1.03	0.506	0.490
	繊維工業	1.78	1.52	0.86	0.584	0.682
	木材・木製品製造業(家具を除く)	2.02	1.48	0.73	0.206	0.281
	パルプ・紙・紙加工品製造業	1.42	1.04	0.73	0.379	0.517
	出版・印刷・同関連産業	1.26	1.85	1.46	0.771	0.526
	化学工業	1.37	1.54	1.13	0.539	0.478
	プラスチック製品製造業(別掲を除く)	1.41	1.12	0.79	0.409	0.517
	ゴム製品製造業	1.37	1.67	1.22	0.541	0.444
	窯業・土石製品製造業	1.10	1.34	1.21	0.219	0.181
	鉄鋼業	1.69	1.15	0.68	0.481	0.708
	非鉄金属製造業	1.41	1.40	0.99	0.512	0.517
	金属製品製造業	1.48	1.20	0.81	0.491	0.607
	一般機械器具製造業	1.76	1.56	0.88	0.434	0.491
	電気機械器具製造業	1.36	1.49	1.09	0.362	0.332
	輸送用機械器具製造業	1.38	1.36	0.98	0.422	0.430
	製造業総計	1.44	1.32	0.92	0.519	0.581
【サービス業】	水道業	1.50	1.65	1.10	0.619	0.563
	その他の小売業	1.12	1.32	1.18	0.565	0.480
	洗濯・理容・浴場業	1.33	1.41	1.06	0.554	0.524
	旅館, その他の宿泊所	1.32	1.44	1.09	0.769	0.705
	自動車整備業	2.32	0.92	0.40	0.045	0.114
	医療業	1.11	1.32	1.19	0.673	0.568
	社会保険, 社会福祉	1.33	1.35	1.02	0.591	0.578
		サービス業総計	1.29	1.41	1.09	0.631
【し尿処理施設】	し尿処理施設	1.46	1.51	1.03	0.778	0.753

た各発生源の COD 濃度 (Ccod) と TOC 濃度 (Ctoc) の比から算出した。

$$L_{toc} = L_{cod} \times C_{toc} / C_{cod} \dots \dots \dots (1)$$

難分解性 TOC 負荷量 (Lrtoc) は、難分解性 TOC 濃度 (Crtoc) を用いて算出した。

$$L_{rtoc} = L_{toc} \times C_{rtoc} / C_{toc} \dots \dots \dots (2)$$

なお、産業系は各発生源の COD と TOC の負荷量を用いて産業中分類の業種別に TOC 負荷量を算出し、この値を製造業とサービス業別に合計した。産業中分類別の COD/TOC 比と難分解性比率 (=1-生分解率) を表 2 に産業中分類別の COD/TOC 比と難分解性比率に示す。

生活系排水については、流域下水道処理施設、農業集落排水処理施設、浄化槽については本調査結果を、生活雑排水のデータは環境省調査の結果(環境省、2006)を活用し、

表 3 生活系排水の COD/TOC 比と難分解性比率

生活系排水・処理施設	0日目	難分解性比率
	COD/TOC	
下水道処理施設	1.17	0.64
農業集落排水施設	1.32	0.63
合併処理浄化槽	1.31	0.73
単独処理浄化槽	1.70	0.75
生活雑排水	1.03	0.14

これらについて、表 3 に生活系排水の COD/TOC 比と難分解性比率を示した。

上記の方法に基づき算出した発生源別の TOC にかかる溶存態と粒子態別の難分解性比率を図 11 に示す。この結果、難分解性比率は 18%~82% の値を示し、発生源の種類によって顕著に異なることが明らかとなった。また、難分解性有機物の溶存態と粒子態の内訳は、生活雑排水や製造業では溶存態比率が低く、下水道や農業集落排水処理施設、合併浄化槽では溶存態比率が高いことがわかった。

発生源の種類を同様に分類して、生分解前後の COD/TOC を比較した。その結果、発生源の種類によって、COD/TOC は 1.0~2.4 と大きく変動し、COD/TOC の理論値 (約 2.7) よりもかなり小さいものが大半であった。すなわち、COD では有機物の多くの部分が捉えられていないことがわかった。生分解前後の COD/TOC の変化については、明白な傾向は認められなかった。

3.2 琵琶湖流域水物質循環モデルの改良・検証とシミュレーションの結果について

琵琶湖流域水物質循環モデルの有機物収支の把握のための具体的な改良点は、陸域水物質循環モデルについては、窒素等と同様に、TOC を用いて難分解性有機物 (Refractory TOC:R-TOC) および易分解性有機物 (Labile TOC

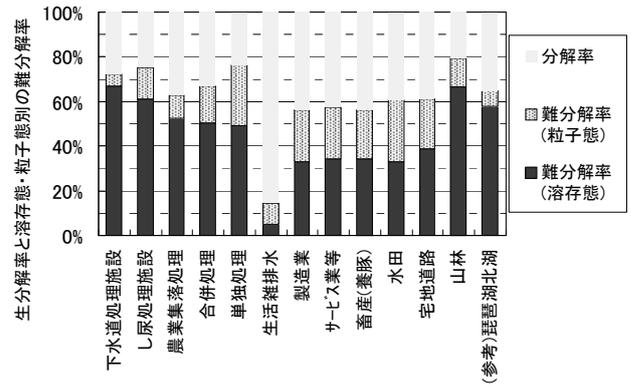


図 11 発生源別の TOC にかかる溶存態と粒子態別の難分解性比率

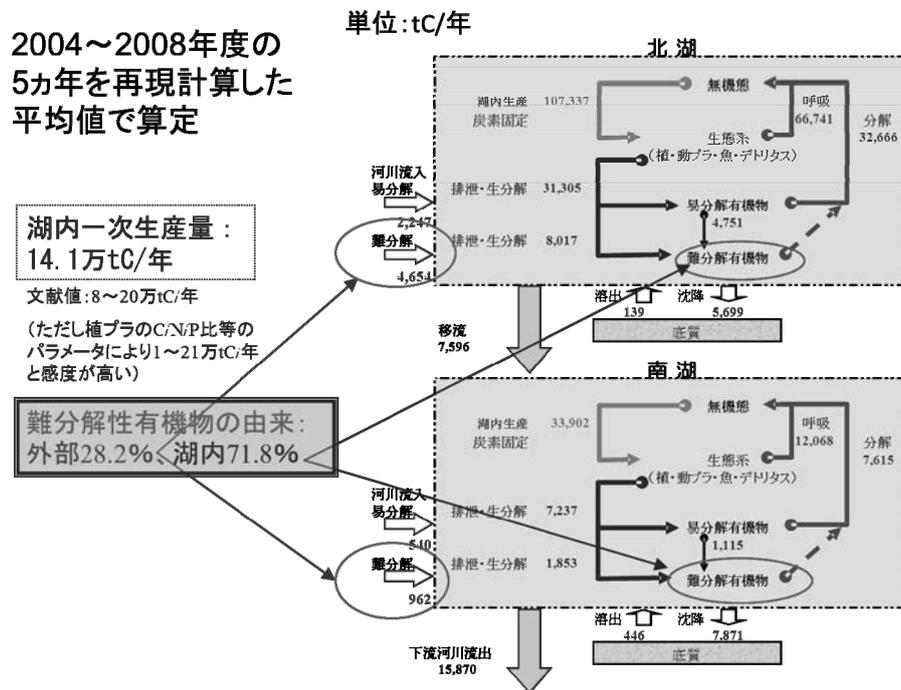


図 12 2008 年度の琵琶湖における有機物収支のシミュレーション結果 (カラー版は 3 ページ参照)

:L-TOC) の計算コンポーネントを構築し、当モデルに組み込んだ。その計算結果を、湖内モデルに受け渡すために、さらに溶存態と粒子態に分割した。湖内生態系モデルについては、湖内の有機物の挙動やその湖内収支を予測するため、(難分解性)有機物の内部生産や分解過程に関して精緻化した。

改良した琵琶湖流域水物質循環モデルを用いて、文献データおよび過年度の調査で得られたデータを解析・入力し、有機物収支の概要の把握に向けたシミュレーションを実施した。その結果を図 12 に示す。湖内由来の有機物も、一次生産量としては既往の文献の範囲となっており、琵琶湖の有機物収支の概要を TOC と難分解性有機物のデータ

を用いて初めて提示することができた。

陸域から湖内に流入する有機物負荷のうち、66.8%が難分解性であった。

また、難分解性有機物の発生源については、湖内由来が 71.8%、陸域由来が 28.2%であった。

さらに、1985 年度のシミュレーションの結果からも、これまでに削減されたのは易分解性の有機物であり、難分解性有機物はあまり減少していないことがわかった。

3.3 生活系排水の有機物負荷量調査

暮らしと琵琶湖の水環境関連調査は、平成 21 年度の調査で難分解性比率が、シャンプーやリンスと比較してやや

高かった台所洗剤と洗濯洗剤に絞って実施したが、平成22年度に実施した長期生分解実験において模擬下水との差が見られなかったことから、使用製品の種類の变化だけでなく、暮らし方(生活様式)を考慮した有機物を使う「量」の視点から検討していくことが必要であるものと考えられた。

3.4 「湖内生産の変化が及ぼす難分解性有機物を考慮した有機汚濁メカニズムの解明」(関連する外部資金による研究成果:環境省競争的資金)

琵琶湖において植物プランクトンが小型化し、ラン藻類の優占度が増しているという特徴が認められ、種組成変化に伴う生産構造の質的・量的変化の可能性が示唆された。琵琶湖の植物プランクトンのバイオマスの長期変動を炭素量として評価したところ、バイオマスは徐々に減少している傾向が認められた。

植物プランクトンが細胞外に持つ鞘質鞘の炭素量を評価したところ、炭素密度は藻体の1/100程度だが、種によっては細胞内炭素量を超える炭素を粘質鞘として有していた。さらに、琵琶湖の植物プランクトン群集全体で見ても、粘質鞘は藻体炭素量に匹敵する炭素量を有していると考えられた。

炭素安定同位体比測定法を用いて、*Staurastrum dorsidentiferum* および *Coelastrum cambricum* の琵琶湖水中における一次生産速度の光強度・水温依存性を評価するとともに、M11 改変培地を用いて *Aphanothece clathrata* の一次生産速度を評価した結果、バイオマス当たりの生産速度は細胞容積が大きくなるほど小さくなる関係が認められた。近年、琵琶湖北湖では細胞サイズの小さな植物プランクトンの割合が高まっており、バイオマスの減少から期待されるほどには生産力は減少していない可能性が示唆された。

琵琶湖における植物プランクトンの優占種13種について、100日間の生分解試験を実施したところ、有機物の残存率は24.5%であり、13種類中6種類で残存率が25%以上となった。CODとBODの生分解試験後の残存率の平均値は、COD(35.8%)>TOC≒BOD(24.1%)となり、CODとBODの平均残存率に10%以上の差があることから、植物プランクトン由来有機物がCODとBODの乖離現象に関与している可能性が示唆された。

植物プランクトン由来有機物は、速やかに分解されるのではなく粒子態として長期間湖水中に存在し、溶存態有機物の供給源となることが示唆された。

植物プランクトン観測データが完全にそろっている1994年以降の琵琶湖の純生産量を推定した結果、1994～1996年はやや純生産量が低かったが、1997年以降、年間

純生産量は概ね12万tonC/年程度で推移していると評価された。

水柱純生産量の82.9±10.0%を占めており、ラン藻類が琵琶湖の純生産量の年間変動に大きな影響を及ぼしていることが明らかとなった。ラン藻類の中でも *Aphanothece clathrata* と *Gomphosphaeria lacutris* の小型ラン藻が大量に発生することで純生産量を増大させている可能性が示唆された。

植物プランクトンによる純生産量は琵琶湖への流入負荷の6～16倍に相当していると評価され、琵琶湖の有機性汚濁における内部生産の重要性が本研究からも明らかにされた。

4. 考察

4.1 陸域からの有機物負荷量の試算

4.1.1 発生源種類別の有機物負荷量の試算

陸域における発生源の水質調査の結果をもとに、1985年度と2005年度の湖沼水質保全計画策定時に算定されたCOD負荷量から、難分解性と易分解性のTOC負荷量を試算した。試算にあたっては、過去のTOCや難分解比率のデータがないことから両年度における各発生源の難分解比率やCOD/TOC比を一定とした。

種類別負荷量内訳を図13に示したが、1985年度と2005年度を比較すると、生活雑排水と製造業で負荷量が大きく削減されており、難分解性有機物量についても減少していた。また、単独浄化槽では難分解性有機物量の減少が大きかった。難分解性有機物が増加しているものとしては、宅地・道路に大きな可能性がある。下水道処理施設や合併浄化槽からの増加も認められるが、この要因として、単独浄化槽の排水や生活雑排水、製造業からの排水が、水質保全対策の進展により負荷をより削減できる下水道等の処理施設へ切り替えられた効果が大きいものと考えられる。

これら水質保全対策による負荷量の削減効果をみるために、図14に1985年度と2005年度の難易分解別有機物の負荷量を示した。この20年間で、TOC負荷量は32.5t・day⁻¹から20.5t・day⁻¹になり、12.0t・day⁻¹削減された。そのうち9.0t・day⁻¹は易分解性有機物の削減によるもので、難分解性有機物は3.0t・day⁻¹の減少であったと推定された。県人口はこの20年間で約22万人増加したため、有機物負荷量は4.6t・day⁻¹(=21g・人⁻¹・day⁻¹注)×22万人)増加したと試算される。したがって、難分解性有機物も含めて、下水道等の処理により、1日あたり約17tの有機物が削減されたと考えられる。

次に、2005年度における琵琶湖の発生源別のCODとTOCの負荷量の割合を比較した(図15)。COD算定では負

(注) 人口増による有機物負荷量の増加は、生活排水が単独浄化槽と雑排水未処理のCOD負荷量(それぞれ6.1、19.2単位:g・人⁻¹・day⁻¹:琵琶湖に係る湖沼水質保全計画における原単位)に本調査結果のCOD/TOCかけて22.2g-C・人⁻¹・day⁻¹とした。削減量は、流域下水道4施設の放流水TOC濃度の平均値に水量の原単位260L・人⁻¹・day⁻¹を乗じた1.27g-C・人⁻¹・day⁻¹を減じて算出した。

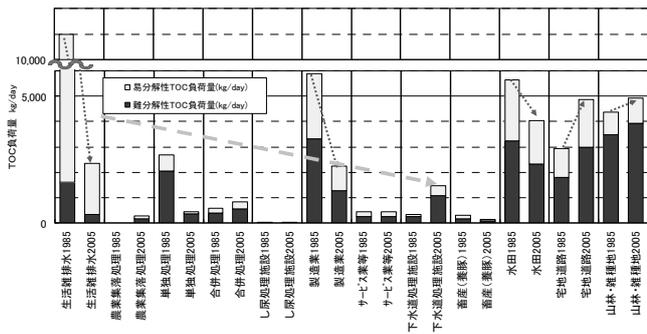


図 13 難分解性有機物の発生源別負荷量
～1985 年度と 2005 年度の比較～

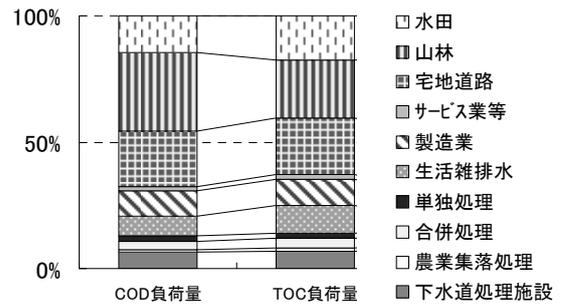


図 15 2005 年度における琵琶湖の発生源別の COD と TOC の負荷量比率の比較

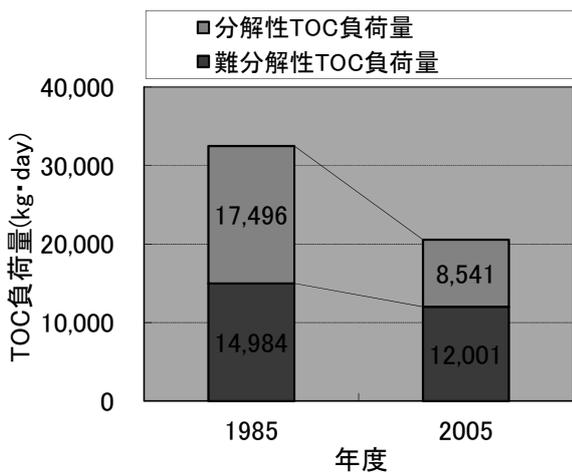


図 14 1985 年度と 2005 年度の難易分解別有機物の負荷量の比較

荷に大きく寄与した水田、生活雑排水および合併浄化槽は TOC 算定では高く見積もられ、一方山林や単独浄化槽では低く見積もられた。したがって、COD と TOC 算定では発生源の負荷割合が異なることがわかった。

さらに、COD で試算した 1985 年度と 2005 年度の難易分解別有機物の発生量の比較を示した。COD 負荷量に占める易分解性有機物の割合は 52% から 43% に減少しており、有機汚濁の影響のひとつである有機物が微生物により分解され湖水中の溶存酸素を減少させることに対する指標性が低下してきたことがわかる。

以上のことから、現在の COD 算定方法では陸域からの発生源負荷を十分把握できていないことが明らかになった。

4.1.2 北湖に流入する有機物負荷量の変化

北湖の COD 上昇要因を検討するために、北湖への 5 年ごとの COD 流入負荷量を湖水の COD への寄与が大きいと考えられる順に、溶存態の難分解性画分、粒子態の難分解性画分、易分解性画分に分けて図 17 に示した。1985～2005

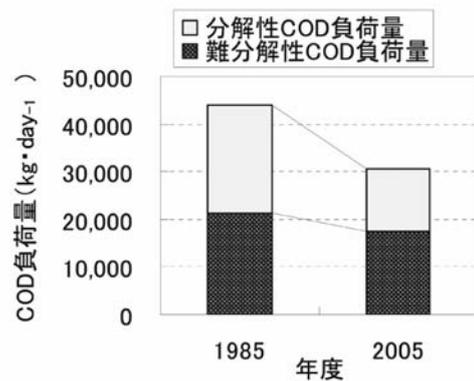


図 16 COD で試算した 1985 年度と 2005 年度の難易分解別有機物の負荷量

年度の 20 年間の COD 負荷量の主な減少要因は、この間に 5 割ほど削減された易分解性画分であることがわかった。一方、増加が疑われていた溶存態の難分解性 COD 負荷量は 1985 年度と比較して、1990、1995 年度は増加し、その後 2000 年度は同レベル、05 年度に少し減少しており、北湖水の COD の主な増加要因とはいえないことがわかった。

次に、この 20 年間の負荷量変化が大きいと考えられる生活系排水の難分解性 COD の溶存態比率を処理方法別に図 18 に示した。20 年間に整備が進んできた下水道や農村集落排水処理水、合併浄化槽の処理水で 9 割前後と高く、負荷量が大きく減少した生活雑排水は 41% と低かった。図 19 に生活系排水の処理方法別分解前後の COD/TOC 比を示したが、合併浄化槽や農業集落排水の処理水の生分解後に COD/TOC 比が高くなる傾向が見られ、このことも難分解性の溶存態 COD の減少量を抑制している可能性がある。

排水中の有機物が、生分解比率が低く溶存態比率や COD/TOC 比が高い性状のものに変化してきており、これらの変化が湖内にどのような影響を及ぼしているかについては、モデルも活用して量的な変遷を見ていくことが必要である。しかし、これまでの試算によって、当初想定していた陸域からの難分解性有機物の負荷量の増加は認められず、逆に 2000 年度以降減少していること

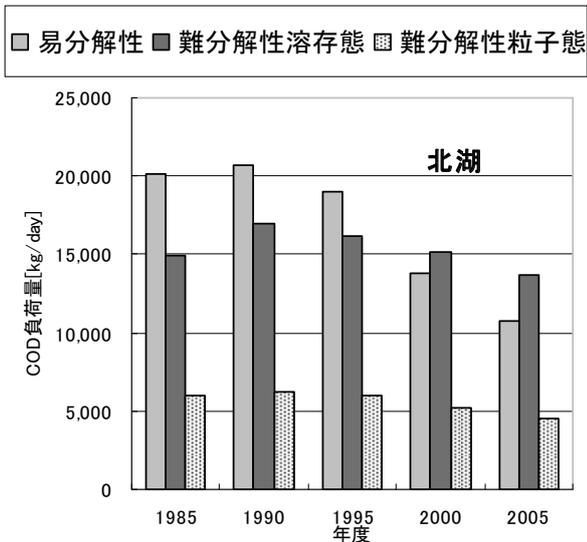


図 17 COD で試算した 1985 年度と 2005 年度までの 5 年ごとの易分解性有機物と粒子態・溶存態別の難分解性有機物の流入負荷量の変化

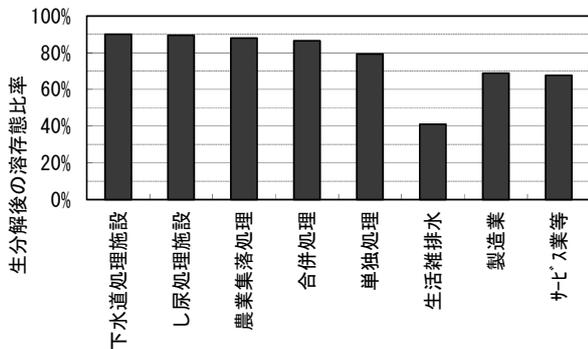


図 18 生活系排水の処理方法別難分解性 COD の溶存態比率

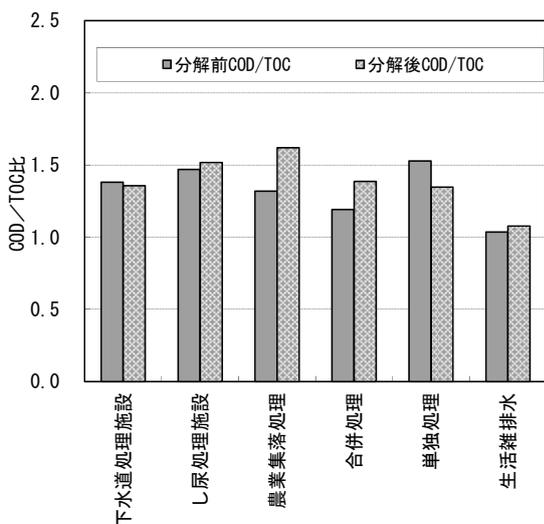


図 19 生活系排水の処理方法別生分解前後の COD/TOC 比

から、流入する有機物の質的变化による湖内 COD の増加への寄与度は大きくないものと考えられた。

4.2 琵琶湖における有機物収支について

4.2.1 琵琶湖における有機物収支の再現

琵琶湖流域水物質循環モデルを改良し、シミュレーションを行った結果、TOC と難分解性有機物を用いて有機物収支の全体像を示すことができた。この計算過程において、とくに内部生産量が植物プランクトンの C/N/P 比によって大きく変化することから、これらのデータ収集と整理、メカニズムの把握が必要であることがわかった（佐藤ら、2009）。

以上より、湖沼水質保全計画改訂におけるモデルを用いた将来予測の計算については、COD では有機物収支を再現できないことから、TOC とその難・易分解別を指標にすることが必要であることがわかった。

4.2.2 過去の有機物収支の再現について

1985 年の過去再現の結果を表 4 に示す。予測値は TN については北湖および南湖とも 1985 年代の水質を再現している。特に北湖が 2000 年代とほぼ同じで、南湖で高くなっている特徴をモデルによって捉えられた。したがって、現在よりも富栄養化している南湖での窒素の循環が再現されていると考えられる。TP については、改良したモデルでは予測値が実測値よりも低くなる傾向があることから 1985 年でも同様な傾向が現われている。しかしながら、TN と同様、実測値で示される傾向（濃度変化）は北湖および南湖で再現しているといえる。

一方 TOC は、図 20 に示したように栄養塩の変化と同様の傾向となっており、COD が 1985 年から 2000 年代にかけて増加した現象とは異なる結果となっている。

この現象について考察を行う。栄養塩の循環が再現されていることから、栄養塩の流域からの流入、湖内での蓄積および消滅、流出がモデルの中で再現されていると考えられる。一方、TOC について、予測値の変化率は TN の変化率とほぼ同じであるが、湖内 COD は増加している。1985 年と 2000 年代を比較すると、流入する難分解性有機物比率は 1985 年で 53%、2008 年で 66%と増加している一方で、湖内では 1985 年では 42%、2000 年代では 44%と、増加はしているもののその差はわずかであった。したがって、難分解性有機物を考慮に入れても、COD の増加は今回のモデルでは再現できていないことが分かる。1985 年の再現にあたり変化させたのは気象や陸域における負荷量のみであり、湖内の一次生産・分解等に係るメカニズムは 2000 年代と同様としていることから、流入負荷同様に湖内で生産される有機物についても質的变化が起こっており、その

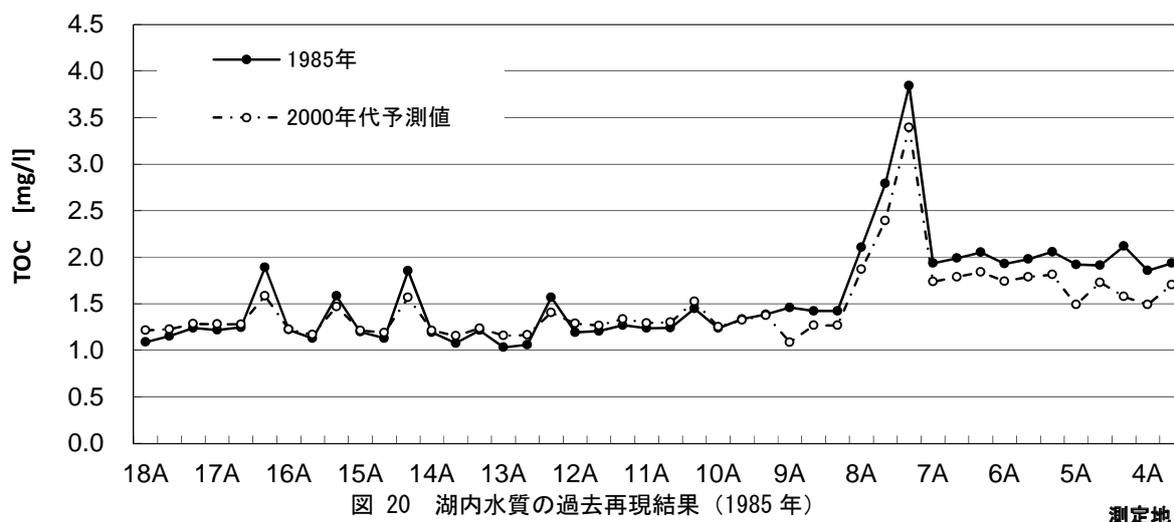


図 20 湖内水質の過去再現結果 (1985 年)

表 4 過去再現計算の検証結果

	北湖		南湖	
	実測値 (COD)	予測値 (TOC)	実測値 (COD)	予測値 (TOC)
1985年	2.02	1.28	2.82	2.04
2000年代	2.59	1.30	3.12	1.76
変化率	1.29	1.01	1.11	0.86
TN	実測値	予測値	実測値	予測値
	1985年	0.26	0.28	0.38
2000年代	0.27	0.30	0.31	0.33
変化率	1.04	1.08	0.83	0.88
TP	実測値	予測値	実測値	予測値
	1985年	0.0086	0.0058	0.0215
2000年代	0.0074	0.0057	0.0154	0.010
変化率	0.86	0.98	0.72	0.71

難分解性有機物比率が変化したため湖内 COD の増加に寄与している可能性が示唆される。

これらのことをシミュレーションから検証するためには、流域負荷および内部生産の難分解性比率およびその分解速度について感度解析を行い、湖内水質の難分解性比率と TOC の関係について検討を行うことが必要であると考えられる。それとともに、NP 比により植物プラントンの種や個体群の構造およびそれらによる内部生産の難分解性比率がどう変化し、TOC の分解過程にどう影響をするかを研究していく必要がある。

5. 琵琶湖における有機汚濁対策の方向性

5.1 琵琶湖における有機汚濁対策の評価

COD の環境基準の達成に向けてこれまで進められてきた COD 負荷削減対策により、湖内に流入する易分解性有機物が大きく削減されたことがわかってきた。とくに、水質保全対策として整備を進めた排水処理施設において、生物処理工程では易分解性の有機物が分解され、沈殿処理工程で粒子態の有機物が除去されてきた。これにより生活雑

排水等未処理の排水が流入していた身近な水路や河川、琵琶湖の底層において溶存酸素濃度の低下を進行させる易分解性の粒子態有機物が減少した。また、底質の溶存酸素濃度の低下による栄養塩類の溶出は抑制され、富栄養化の進行を抑制するという当初の目的は達成されつつある。一方、その結果として、排水から河川や湖沼への負荷が相対的に増加したものが溶存態の難分解性有機物であったと考えられる。

有機物を TOC と難分解性を用いて表すことができるよう改良したモデルを用いたシミュレーションの結果、これまで大きな課題であった湖内の一次生産量も既報文献値の範囲内で再現できた。TOC と難分解性有機物を用いて、2008 年度や過去の有機物収支の全体像を示すことができた。これらの成果をもとに、2011 年度の第 6 期湖沼水質保全計画の策定には、TOC とその分解性を考慮した本モデルが活用されることになった。これにより、COD では策定の評価ができなくなっていた行政計画の有機汚濁の指標について、有機物収支がとれる TOC による計画立案への道筋をつけることができた。

5.2 琵琶湖における今後の有機汚濁対策の課題と方向性

陸域における発生源対策が進んだ現段階に至っては、琵琶湖の COD の多くが難分解性となり、環境基準として COD を設定した当初に想定していた有機汚濁（酸素消費や利水や水産への影響）とは有機物そのものの性状が顕著に変わってきたと考えられる。したがって、有機物対策を進める上で有機汚濁の意味や指標を再検討する時期にきている。

現在、琵琶湖に存在する難分解性有機物は、 $1\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 程度で表層の有機物の約 6 割を占める。琵琶湖水中で安定して存在している難分解性有機物が琵琶湖の利水や生態系

にとって「汚濁」といえるかどうかを解明することは、琵琶湖の有機汚濁の意味や指標を再検討する上でその優先度は高いといえる。

難分解性有機物が水中に蓄積することの問題点としては、まず、溶存有機物の比率が高いことからトリハロメタン生成能への寄与があげられるが、琵琶湖水のトリハロメタン生成能は $13\sim 35 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ と低く、水道水基準の $100 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ を大きく下回るレベルにある。

今、我々が直面している琵琶湖の難分解性有機物にかかる主な課題は、当該有機物が生物の存在にとって有益なものなのか、あるいは阻害するものなのか、明確にわかっていないことである。そこで、今回、難分解性有機物に既存のバイオアッセイの手法を適用していく方針をとることとした。今回、これまでに当センターで実績があるミジンコの急性遊泳阻害試験を手掛けたが、今後の研究アプローチとして、霞ヶ浦で検討されている難分解性有機物の藻類増殖への影響等を琵琶湖の藻類について調べ、これらの対象影響や生物を拡げていくことによって、難分解性有機物の水環境への影響把握手法を構築していくこと、そして将来は生物への影響を有益性と阻害性の両面から評価してゆくことを考えている。この評価が確固たるものになれば、その知見は将来の水環境管理の方向性の明確化や効率化に関する議論に活用できると考えられる。

現状では難分解性有機物の水環境への様々な影響を評価する手法は定まっていないため、当該手法開発後に過去に立ち返り、影響評価を行うことになる。そのため、現時点から、難分解性有機物の経年変動をモニタリングしていくことは重要である。ただし、琵琶湖の難分解性有機物の濃度は低く、POC を TOC と DOC の差で算出する方法が並存する現在の手法では精度よく評価できないこと、今回試みた難分解性有機物を評価するための方法も実験期間が 100 日間と長く、実験条件の管理に多くのエフォートがかかることから、モニタリング方法の確立も急務である。

北湖への易分解性有機物の流入負荷が減少した一方で、難分解性有機物の溶存態有機物濃度に占める比率が上昇していることは、微生物の生産が減少していることを示唆する。また、湖内で生産される有機物のソースである植物プランクトンは種組成が変化しており、その変化が細菌の 2 次生産に及ぼす影響について評価していく必要がある。有機物の質的な変化が、微生物からプランクトン、魚へと繋がっていく食物網に影響を与える可能性があることも懸念される（琵琶湖総合保全学術委員会、2010）。

易分解性有機物については、陸域からの負荷が削減されてきたにもかかわらず、琵琶湖底層部の溶存酸素濃度が年度や季節、水域によって、大幅に低下する事例が観測されている。国において、湖沼における底層の溶存酸素濃度が

新たな環境指標として検討されているが、溶存酸素濃度を制御する指標の一つとして、酸素消費の直接的な要因である易分解性有機物の挙動を把握し、酸素消費ポテンシャルを算出していくことが求められている。

5.3 琵琶湖における当面の有機汚濁の課題への対応策

難分解性溶存有機物の水環境への影響が評価され、それに基づく水質目標値が示されるまでは、かなりの期間を要すると考えられる。トリハロメタン以外にも、浄水場で生成される消毒副生成物の 2/3 以上が未だに同定されていない化合物といわれている（Hua, G. and Reckhow D. A., 2007）ことから、非悪化原則により、難分解性有機物が現状よりも増加しないようにこれまでの水質保全対策を継続するとともに、難分解性も含めた DOC と POC によるモニタリングおよびモデルシミュレーションを活用した評価を効果的に進めていかなければならない。対策についても、難分解性有機物の水質目標値が設定されてから進めるべきであるが、現段階で我々が実現可能と考える取り組みとして、下水処理施設等生活系排水処理施設からの排出を減らすために、人々の暮らしから発生する有機物そのものを減らす工夫などの社会的な発生抑制の仕組みづくりが必要である。

一方、直接的な除去技術として光分解や膜処理に見込みがあると思われる。当該汚濁負荷削減対策手法の検討も水質目標値の設定に向けた取り組みと並行して進める必要がある。琵琶湖の難分解性有機物は湖内由来の比率が高いと考えられることから湖内生産構造を考慮した栄養塩対策からの切り口での検討も必要であると考えている。これらの研究や対策の検討は、処理施設の老朽化対応や暮らしにおける取り組みに反映され、水質保全対策の費用対効果の検討につなげていくことも視野に入れて進めるべきである。琵琶湖における有機物を長いタイムスパンでどのように考えていくかの答えを得るためには、長期モニタリング・戦略的な調査とモデル開発・評価を常に連携させて取り組んでいく手法を継続していかなければならないものと考えられる。

本県では国と協働して、琵琶湖総合保全整備計画（マザーレイク計画）第 2 期計画が策定され、その中で琵琶湖の「命をつなぐ」ことをめざしている。また、この計画では、琵琶湖総合保全に対してわかりやすい「指標」づくりを進めることとしている。琵琶湖の有機物は、琵琶湖の「命をつなぐ」大切な物質の一つであり、健全な物質循環が持続するよう県民を挙げて見つめていくため、その「指標」の構築を急がなければならぬと考えられる。

6. 結論

(1) 琵琶湖の有機物の現状

琵琶湖の有機物の6割を難分解性有機物が占め、うち9割が溶存態であり、溶存態の難分解性有機物の濃度は面的、鉛直、季節変動が、 $1.0 \pm 0.1 \text{ mg/L}$ とほとんどない。

琵琶湖の有機物の多くが難分解性となり、CODの環境基準設定当初に想定していた酸素消費や利水、水産への影響は、CODでは把握できなくなっている。

湖内の有機物の状況については、湖内の有機物のソースである植物プランクトンの種組成の変化などによって、湖水中の有機物が質的に変化していることが示唆される。このことは、微生物からプランクトン、魚へと繋がる食物網に影響を与える可能性がある。

琵琶湖における有機汚濁の意味と有機物の管理目標の再検討が必要であり、今後は「汚濁」と「循環」の視点から新たな湖沼保全の枠組みを構築していくことが必要である。

(2) CODが減少しない要因の解明と今後の対応

CODとTOC、難分解性有機物に着目した調査と琵琶湖流域水質循環モデルを精度よく有機物収支を表現できる新モデルに全面改良し、シミュレーションを行い、琵琶湖における有機物収支の概要を明らかにした。その結果、琵琶湖の難分解性有機物は、外部由来が3割程度、内部生産由来が7割程度と、内部生産由来が多い。

調査結果からの試算と新モデルを用いた1985年の有機物収支の再現から、陸域からのCOD負荷量の減少要因は、水質保全対策の進捗により点源の易分解性有機物を半減させたことが大きい。難分解性有機物の負荷量も一割程度減少しており、北湖のCODの増加要因にはなっていない。

「内部生産の構造の変化」について、環境省からの競争的資金を獲得して実施された「湖内生産と分解等内部生産構造の変化」の研究において、植物プランクトン群集の変化や植物プランクトン種による分解速度やCOD/TOCの差異が明らかにされ、湖内の生産と分解の過程が重要であることがわかった。

CODの上昇要因を解明していくためには、湖内における有機物の溶存態と粒子態の挙動の機構解明とそれに基づくCOD上昇前の機構を再現する調査研究が必要である。

(3) 新たな有機物指標の設定

CODでは有機物の収支が取れなくなっており、琵琶湖の有機物の状況と変化を総合的に精度よく表現できる指標を設定していかなければならない。琵琶湖における有機物収支は、TOCとその分解性を用いて再現できた。この成果は、第6期湖沼水質保全計画策定における将来予測に本モ

デルが活用された。

今後の有機汚濁対策やその評価を議論していくために、琵琶湖水質循環モデルの精度を向上し、対策につながるパラメーターを設定していくこと、長期モニタリングと戦略的な調査、モデルの改良・評価を常に連携させた取り組みをスパイラルアップさせていくことが重要であり、効果的な施策立案、評価に役立つことがわかった。

難分解性有機物への対応については、生態系への影響も評価できる指標の検討が必要であり、その評価手法の構築を急ぐべきである。

易分解性有機物については、国において進められている湖沼底層の溶存酸素濃度の環境指標化にも対応するため、琵琶湖底層部の溶存酸素濃度の直接的な消費を把握するための手法と新たな指標を検討していく取り組みを進めるべきである。

(4) 難分解性有機物への現時点の対応

難分解性有機物の水環境への影響が評価され、新たな水質管理目標や指針が示されるまでは、非悪化原則の立場にたち、これまでの水質汚濁対策を継続する。

有機物の変動をTOC(POCとDOC)で監視し、指標等が設定された際、過去に立ち返って評価できるよう定期的に難分解性有機物をモニタリングする。

将来、難分解性有機物の影響が判明したときを想定して、発生抑制や膜処理による除去等の汚濁負荷削減対策を検討していく。

暮らしの見直しによる有機物負荷低減の可能性や湖内生産により発生する難分解性有機物の抑制の可能性を検討する。

7. 謝辞

本調査研究は、2007年度から2009年度に開催された琵琶湖総合保全学術委員会メカニズム検討部会において、その進め方についてご検討いただいた。当部会長で京都大学大学院工学研究科の津野洋教授、同委員の同研究科清水芳久教授、東京大学大気海洋研究所永田俊教授ならびに各委員の皆様から多くのご助言をいただいた。とくに副部会長の(独)国立環境研究所水圏環境研究領域湖沼環境研究室の今井章雄室長には企画構想から実験計画・方法・進捗の各段階で共同研究者としてご指導いただいた。本調査研究においてとくに重要であった各主体の調査との連携にあたり、環境省水・大気環境局水環境課課長補佐の井原和彦氏および同星野徹氏、(財)琵琶湖・淀川水質保全機構次長の和田桂子氏に緊密な調整と共同での実施および成果の共有にご尽力いただいた。主に現地調査の実施や解析にあたって、東レテクノ株式会社の馬場大哉氏はじめ関係者

の皆様にはともに取り組んでいただいた。モデルの改良・シミュレーションにあたって、パシフィックコンサルタンツ株式会社上原浩氏、湯浅岳志氏、岡山大学環境理工学部准教授永禮英明氏、株式会社環境情報コミュニケーションズ小松英司氏とともに取り組んでいただいた。皆様に深く感謝いたします。

本成果は、調査にご協力いただいた県内事業場、大津市、東近江市の方々、滋賀県琵琶湖再生課（現琵琶湖政策課）・下水道課・県環境・総合事務所および当センターの職員をはじめ本研究に携わり、ご議論いただいた方々、皆様の協働によるたまものであることを記します。

最後に、謝辞とは趣旨が異なるが、本調査研究の中間報告時と編集方針が変わり、執筆者のみを掲載することになったため、本調査研究に直接携わった次の研究構成員による成果であることを記します。現滋賀県環境事業公社の中村敏博専務理事、現滋賀県下水道公社の原良平主幹、現滋賀県琵琶湖環境部環境政策課小松直樹参事および吉田美紀主任技師、同部琵琶湖政策課の三和伸彦副参事、同部森林政策課の北川善一郎副参事、現滋賀県湖東環境・総合事務所の矢田稔環境課長、同高島環境・総合事務所の北川典孝課長補佐、同衛生科学センターの小林博美主任技師、同湖北環境・総合事務所の山本春樹主任技師、当センターの奥村陽子専門員、古田世子専門員、坪田てるみ主任主査、南真紀主任主査、大野達雄俊主査、青木眞一主任主査、藤原直樹主任主査、古角恵美主任技師、池田将平主任技師。

8. 参考文献

天野耕二，松本邦治，今井章雄，松重一夫（2004）河川水中の溶存有機物分画データと流域特性の関係，水環境学会誌，27（10）659-664.

琵琶湖総合保全学術委員会（2010）「マザーレイク 21 計画（琵琶湖総合保全整備計画）」第 1 期の評価と第 2 期以降の計画改訂の提言，115pp.，琵琶湖総合保全学術委員会.

Chikage Yoshimizu, Takehito Yoshida, Masami Nakanishi and Jotaro Urabe(2001)Effects of zooplankton on the sinking flux of organic carbon in Lake Biwa, limnology, 2(1), 37-43

Hayakawa, K (2004) Seasonal variations and dynamics of dissolved carbohydrates in Lake Biwa. Organic Geochemistry, 35, 169-179. 2)

早川和秀，山路修久，高田秀重，山元博貴，藤原学（2002）生活排水から琵琶湖へ流れ込む微量化学物質—蛍光増白剤の研究報告—，琵琶湖研究所所報，21，64-69.

早川和秀（2005）琵琶湖の有機物動態．琵琶湖研究所所報，22，161-170.

Hua, G. and Reckhow D. A. (2007) Characterization of disinfection by product precursors based on hydrophobicity and molecular size, Environmental Science and Technology, 41 (9) , 3309-3315. Vol. 34 (A) No. 5 (2011)

井手慎司，李理史（2004）琵琶湖北湖における難分解性溶存有機物の発生源の推定に関する研究，第 32 回環境システム研究論文発表会講演集，377-382.

今井章雄，福島武彦，松重一夫，金庸桓（1999）琵琶湖水および流入河川水中の難分解性有機物の分画，第 33 回日本水環境学会年会講演集，205.

今井章雄，松重一夫，木幡邦夫，高村典子，井上隆信，野原精一，佐野友春，相崎守弘，福島武彦，小澤秀明，滝和夫，細見正明（2001）湖沼において増大する難分解性有機物の発生源と影響評価に関する研究—特別研究—平成 9 年度—平成 11 年度，国立環境研究所特別研究報告，36pp.，環境庁国立環境研究所.

Jotaro Urabe, Masami Nakanishi and Eiichi Kawabata (1995)Contribution of metazoan plankton to the cycling of nitrogen and phosphorus in Lake Biwa, Limnol. Oceanogr., 40(2), 232-241

環境省（2009）平成 20 年度琵琶湖等湖沼水質保全対策高度化推進調査報告書，143pp，環境省.

環境省（2006）「平成 18 年度生活雑排水の性状に関する検討調査報告書」（環境省），38pp.，環境省.

環境省（2010）環境研究総合推進費平成 21 年度研究成果—中間成果報告集—（Ⅱ），367-406.

米林甲陽（2004）土・水圏のフミン物質，水環境学会誌，27（2）75.

永田俊、宮島利宏編（2008）流域環境評価と安定同位体—水循環から生態系まで—，京都大学学術出版会，p.195

Naoyuki KISHIMOTO and Kazunori UENO(2011)Influence of Phosphorus Concentration on the Biodegradation of Dissolved Organic Matter in Lake Biwa, Japan 215-223

岡本高弘，佐藤祐一，早川和秀，古角恵美（2010）難分解性有機物を含めた有機物による琵琶湖における水質汚濁メカニズムについて，滋賀県琵琶湖環境科学研究センター研究報告書，5，25-35s 滋賀県琵琶湖環境科学研究センター，国土交通省近畿地方整備局琵琶湖河川事務所，（独）水資源機構琵琶湖開発総合管理所，滋賀県琵琶湖環境部（2010）平成 20 年度琵琶湖水質調査報告書，71pp.，滋賀県琵琶湖環境科学研究センター.

滋賀県，京都府（2007）琵琶湖に係る湖沼水質保全計画第 5 期，21pp，滋賀県・京都府.

佐藤祐一，金再奎，高田俊秀，内藤正明，永禮英明，小松英司，上原浩（2008）琵琶湖流域の水質シミュレシヨ

ンモデルの構築と対策効果検討, 滋賀県琵琶湖環境科学研究センター試験研究報告書, 3, 43-46.

佐藤祐一, 小松英司, 湯浅岳史, 永禮英明, 上原浩 (2010)
難分解性有機物を考慮した琵琶湖水物質循環のシミュレーション, 第44回日本水環境学会年会講演集, 232.