琵琶湖北湖における難分解性溶存有機物の蓄積要因に関する研究

鮫島　康佑

環境計画学科環境社会計画専攻において学士（環境科学）の学位授与の資格の
一部として滋賀県立大学環境科学部に提出した研究報告書

2007 年度

承認

指導教員

目　　次

第一章　序論 …… 1
1-1　研究の背景 …… 1
1-2　研究の目的と意義 …… 2
1-3　研究の方法 …… 2
1-4　本研究における用語の説明 …… 3
1-4-1　水質汚濁指標（COD と BOD） …… 3
1-4-2　難分解性溶存有機物 …… 4
1-4-3　原単位法 …… 4
参考文献 …… 6

第二章　琵琶湖に関する水質保全計画と既存研究 …… 7
2-1　はじめに …… 7
2-2　琵琶湖に係る水質保全計画 …… 7
2-3　湖沼計画における負荷量計算の考え方 …… 7
2-4　近年の北湖における COD 濃度の推移傾向と滞留時間の変化 … 8
2-4-1　北湖における COD 濃度の推移傾向の変化 …… 8
2-4-2　北湖における滞留時間の変化 …… 8
参考文献 …… 11

第三章　北湖へ流入する NBDOMs の推計 …… 13
3-1　はじめに …… 13
3-2　琵琶湖における COD 流入原単位 …… 13
3-3　北湖におけるフレーム値 …… 15
3-4　北湖における COD 流入速度の算定の考え方 …… 17
3-5　NB 比の設定と設定根拠 …… 18
3-5-1　暗実験に基づく NB 比の設定 …… 18
3-5-2　原単位法に基づく NB 比の設定 …… 20
3-5-3　「産業系水質汚濁負荷量の推定に関する研究」に基づく NB 比の設定 …… 22
3-5-4　先行研究の最適化に基づく NB 比の設定 …… 24
3-5-5　本研究における NB 比の設定値 …… 24
3-6　北湖における NBDOMs 流入速度の推計結果 …… 25
3-7　北湖へ流入する NBDOMs の月流入速度の推計 …… 27
3-7-1　等分割による案分 …… 28
3-7-2　降水量（アメダスデータ）による案分 …… 28
3-7-3　田川の COD 負荷量による案分 …… 29

3-7-4 日帰り観光客の案分 ····· 30
3-8 北湖湖沼モデルの構築 ····· 31
3-9 既存データによる北湖における NBDOMs 濃度の推計 ····· 33
参考文献 ····· 36

第四章 シミュレーション条件等の変更 ····· 37
4-1 はじめに ····· 37
4-2 先行研究によるシミュレーション結果 ····· 37
4-3 先行研究からのシミュレーション条件等の変更点 ····· 38
4-4 入力時間単位とシミュレーション期間の変更 ····· 40
4-5 COD 流入速度の算定方法の変更 ····· 43
4-5-1 湖沼計画の考え方の変更による変更 ····· 43
4-5-2 補間方法の変更 ····· 45
4-5-3 その他の変更 ····· 49
4-6 モデルパラメータにおける仮定の変更 ····· 51
4-6-1 はじめに ····· 51
4-6-2 北湖における流出流量の変動 ····· 53
4-6-3 北湖における水位変動 ····· 54
4-7 本研究のシミュレーション結果 ····· 56
参考文献 ····· 59

第五章 北湖へ流入する NBDOMs の主要な発生源と蓄積要因の推定 ··· 61
5-1 はじめに ····· 61
5-2 最適化の手法 ····· 61
5-3 最適化の結果 ····· 62
5-4 北湖へ流入する NBDOMs の主要な発生源と蓄積要因の推定結果 69
参考文献 ····· 70

第六章 結論と論議 ····· 71
6-1 結論 ····· 71
6-1-1 北湖へ流入する NBDOMs の主要な発生源と蓄積要因の推定 ··· 71
6-1-2 シミュレーション条件等の変更の効果 ····· 72
6-2 論議 ····· 75
6-2-1 はじめに ····· 75
6-2-2 北湖における NBDOMs の物質収支 ····· 75
6-2-3 北湖湖沼モデルにおけるモデルパラメータ ····· 76
6-2-4 NB 比の設定 ····· 76
6-2-5 原単位 ····· 76

6-3　おわりに ····· 77
参考文献 ····· 78
謝辞 ····· 79

図　表　目　次

図 1-1　北湖における COD および BOD 濃度の推移（水深 0.5 m）　1
図 1-2　研究フロー図　3
図 2-1　北湖集水域における年間平均降水量の経年変化（1990～2005）　9
図 2-2　北湖の滞留時間の経年変化（1990～2005）　10
図 3-1　北湖湖水をサンプルとした生物分解調査実験の実験結果　19
図 3-2　下水に関する NBDOMs 流入原単位推計の考え方　20
図 3-3　し尿に関する NBDOMs 流入原単位推計の考え方　21
図 3-4　雑排水に関する NBDOMs 流入原単位と NB 比の推計の考え方　22
図 3-5　COD と BOD の関係図　23
図 3-6　発生源別の北湖への NBDOMs 流入速度の割合（2005）　27
図 3-7　滋賀県流域下水道から北湖への月別 COD 負荷量（1990, 1995, 2000）　28
図 3-8　北湖集水域における半月降水量（2005）　29
図 3-9　田川における COD 負荷量の月変動（1996～2005）　30
図 3-10　滋賀県を訪れた日帰り観光客の月変動（1995～2005）　31
図 3-11　北湖湖沼モデルの概念図　31
図 3-12　北湖湖水中における COD 濃度の月変動　34
図 3-13　既存水質データにから推計した北湖の NBDOMs 濃度（1990～2005）　35
図 4-1　先行研究によるシミュレーション予測および実測値からの推計による北湖湖水中における NBDOMs 濃度の推移（ケース 3）　37
図 4-2　本研究における先行研究からの変更点と湖沼モデルとの関係　38
図 4-3　先行研究から延長した北湖における COD 濃度（水深考慮）の推移　41
図 4-4　北湖流域における月平均降水量（1990～2005 年度）　41
図 4-5　先行研究と本研究で求めた田川の COD 流入速度割合の比較　42
図 4-6　先行研究と本研究による滋賀県日帰り観光客数の月平均観光客割合の比較　43
図 4-7　先行研究と本研究の 5 ヵ年ごとの北湖へ流入する COD 流入速度の比較　44
図 4-8　先行研究による農地還元における北湖流域フレーム値の補間　45
図 4-9　本研究による農地還元における北湖流域フレーム値の補間　47
図 4-10　先行研究と本研究における 1 年単位の北湖へ流入する COD 流入速度の比較　48
図 4-11　先行研究と本研究における山林・その他の流入原単位の経年変化　50
図 4-12　先行研究と本研究における 1 年単位の北湖へ流入する COD 流入速度の比較（山林・その他における原単位を変動，地下水を汚濁負荷発生源として追加）　51

図 4-13　これまでのシミュレーション予測と先行研究によるシミュレーション予測および実測値からの推計による北湖の NBDOMs 濃度の推移　52
図 4-14　北湖における流出流量の変動（半月単位） ‥‥‥‥‥‥‥‥‥‥‥　53
図 4-15　北湖の流出流量を変動するとして実施したシミュレーション予測と BL シミュレーションおよび実測値からの推計による北湖への NBDOMs濃度の推移 ‥‥‥‥‥‥‥‥‥‥‥‥‥‥‥‥‥‥　54
図 4-16　北湖における水位の変動（半月単位） ‥‥‥‥‥‥‥‥‥‥‥‥　55
図 4-17　北湖における体積の変動（半月単位） ‥‥‥‥‥‥‥‥‥‥‥‥　55
図 4-18　北湖における体積を変動するとして実施したシミュレーション予測と BL シミュレーションおよび実測値からの推計による北湖への NBDOMs濃度の推移 ‥‥‥‥‥‥‥‥‥‥‥‥‥‥‥‥‥‥　56
図 4-19　条件等を変更したシミュレーション予測と BL シミュレーションおよび実測値からの推計による北湖における NBDOMs 濃度の推移 ・　57
図 4-20　先行研究と本研究における北湖への NBDOMs の全流入量に占める各発生源の割合の比較 ‥‥‥‥‥‥‥‥‥‥‥‥‥‥‥‥‥‥‥　58
図 5-1　北湖における NBDOMs 濃度の推移（最適化後のシミュレーション予測値と実測値からの推計値の比較） ‥‥‥‥‥‥‥‥‥‥‥‥‥　63
図 5-2　北湖における NBDOMs 濃度の推移（最適化後のシミュレーション予測値と先行研究による予測値, 実測値からの推計値の比較） ‥‥‥　64
図 5-3　北湖への NBDOMs の全流入速度に占める各発生源の平均的割合 ・　65
図 5-4　最適化後の各発生源からの NBDOMs 年流入速度の経年変化 ‥‥‥　66
図 5-5　最適化後の増加発生源の北湖への NBDOMs 流入速度 ‥‥‥‥‥‥　67
図 5-6　NBDOMsの総増加量に占める各増加発生源の割合 ‥‥‥‥‥‥‥‥　67
図 5-7　最適化後の減少発生源の北湖への NBDOMs 流入速度 ‥‥‥‥‥‥　68
図 5-8　NBDOMsんの総減少量に占める各減少発生源の割合 ‥‥‥‥‥‥‥　68
図 6-1　各シミュレーションにおける予測値と推計値（移動平均）との差の二乗和 ‥‥‥‥‥‥‥‥‥‥‥‥‥‥‥‥‥‥‥‥‥‥‥‥‥　74
図 6-2　北湖における NBDOMs 濃度の推移（最適化後のシミュレーション予測値と先行研究による予測値, 実測値からの推計値の比較） ‥‥‥　74

表 2-1　湖沼計画における汚濁負荷発生源 ‥‥‥‥‥‥‥‥‥‥‥‥‥‥　8
表 3-1　琵琶湖における発生源別 COD 流入原単位（4, 5 次湖沼計画） ‥‥‥　14
表 3-2　(1) 5 次湖沼計画における原単位の考え方 ‥‥‥‥‥‥‥‥‥‥‥　14
表 3-2　(2) 5 次湖沼計画における原単位の考え方 ‥‥‥‥‥‥‥‥‥‥‥　15
表 3-3　4, 5 次湖沼計画の北湖流域フレーム値 ‥‥‥‥‥‥‥‥‥‥‥‥‥　16
表 3-4　発生源別の北湖への COD 流入速度（2005） ‥‥‥‥‥‥‥‥‥‥　17

表 3-5 「各発生源由来有機物の生物分解調査実験」における各試水の原水および 90 日間の生物分解後の COD（溶存態のみ）測定値と残存率 ····· 19
表 3-6 「路面排水の COD 対策実験」における各試水の原水および 100 日間の生物分解後の D-TOC の測定値と残存率 ····· 20
表 3-7 製造業およびサービス業等の各産業部門事業所排水中 COD と BOD 濃度 ····· 23
表 3-8 先行研究による NB 比 ····· 24
表 3-9 各発生源における NB 比とその設定根拠 ····· 25
表 3-10 本研究における各発生源から北湖への NBDOMs 流入速度と NBDOMs 年間流入量(2005) ····· 26
表 3-11 モデル・シミュレーションにおける初期条件およびパラメータ ··· 33
表 4-1 本研究と先行研究におけるシミュレーション条件等の比較 ····· 39
表 4-2 本研究における先行研究からのシミュレーション条件等の変更箇所 39
表 4-3 先行研究から延長・更新したデータ ····· 40
表 4-4 各発生源の先行研究および本研究における COD 流入速度（5 年単位） ····· 44
表 4-5 北湖流域フレーム値の補間(生活系および畜産系) ····· 46
表 4-6 北湖流域フレーム値の補間(土地利用系) ····· 46
表 4-7 原単位の設定がない発生源における 1 日あたりの COD 流入速度の補間 ····· 47
表 4-8 各発生源の先行研究および本研究における北湖へ流入する COD 流入速度(1 年単位) ····· 48
表 4-9 変動すると仮定して求めた山林・その他における原単位（変動後） ····· 50
表 5-1 各汚濁負荷発生源における設定根拠が不十分な NB 比 ····· 62
表 5-2 最適化前後における NBDOMs 初期濃度および発生源別 NB 比 ···· 63
表 5-3 最適化後の各発生源からの NBDOMs 年流入速度の経年変化 ····· 66
表 6-1 本研究と先行研究におけるシミュレーション条件等の比較 ····· 72
表 6-2 C シミュレーションと比較する変更項目 ····· 73
表 6-3 各シミュレーションにおける予測値と推計値（移動平均）との差の二乗和 ····· 74

琵琶湖北湖における難分解性溶存有機物の蓄積要因に関する研究

井手研究室　0412016　鮫島康佑

１．背景・論点

琵琶湖北湖（以下，北湖）では，1985 年から 2000 年にかけて，化学的酸素要求量（COD）濃度の漸増現象が報告されている（**図 1**）．この濃度上昇の原因として疑われているのが難分解性溶存有機物(以下，NBDOMs）の湖水中の増加である．NBDOMs は，発がん性物質であるトリハロメタンの前駆物質となることなどから，削減のための対策が急がれている．しかし，NBDOMs の主要な発生源は，いまだに特定されていないのが現状である．

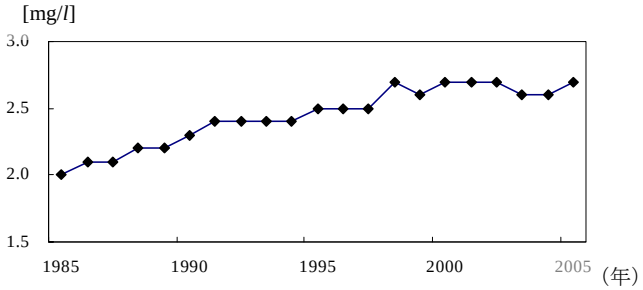

図 1　北湖における COD 濃度の推移（水深 0.5m）

２．研究の目的・意義

本研究の目的は，北湖における NBDOMs の主要な発生源を含む蓄積要因の推定を，原単位法と湖沼モデル・シミュレーションによって試みることである．

同様テーマの先行研究としては，本専攻の杢が 2002 年に行ったもの（以下，先行研究）があるが，同研究では，シミュレーションによる NBDOMs 濃度変動の再現は成功したとは言いがたかった．このため先行研究は，より精度の高いシミュレーションを実施することで，北湖における NBDOMs 濃度を予測し直し，発生源の推定を再度行う必要があることを指摘している．

また，**図 1** に示すように，北湖における COD 濃度の推移は，2000 年頃を転機に，それまでの上昇傾向から，減少（または横ばい）傾向に転じている．このため，研究の対象期間を先行研究（1990～2000 年度）から延長（5 年間）することで，先行研究とは異なった，新しい結果が得られる可能性がある．さらに，近年の降水量減少に伴う琵琶湖の希釈効果の減少が指摘されていることから，先行研究が単純化のために一定と仮定していた北湖の流出流量と水位を変動するものとして，より精度の高いシミュレーションを実施すれば, NBDOMs 濃度の上昇を再現できる可能性がある．

本研究によって, NBDOMs のより正確な発生源や蓄積要因を推定することができれば，湖水中における同物質濃度の削減に向けた政策の立案に貢献できるものと考えられる．

３．研究方法

研究の方法としては，**図 2** に示す 3 つの STEP から発生源の推定を試みる．

まず，STEP1 では，汚濁発生源別に，「琵琶湖に係る湖沼水質保全計画」（以下，湖沼計画）で使用されている COD 流入原単位や北湖流域フレーム値などから，北湖への COD 月流入速度を推計する．次に, COD 成分中に含まれる NBDOMs の割合（以下，NB 比）を仮定し，同比率を COD 月流入速度に掛け合わせることで, NBDOMs の年間流入速度を求める．さらに，同物質流入速度を降水量などで半月単位に案分することで, NBDOMs の半月流入速度を発生源別に推計する．最後に，上記で推計した NBDOMs 流入速度を単純な北湖物質収支モデルへ入力し，モデル・シミュレーションによって，北湖湖水中の NBDOMs 濃度の月変動を求める．

続いて STEP2 では, 鉛直方向の濃度勾配を考慮に入れた北湖における COD 濃度の月データ（滋賀県による測定）に湖水中の NB 比を掛けることで，STEP1 とは別に NBDOMs 濃度の推移を推計する．

最後に STEP3 では, STEP1 と STEP2 で推計した 2 つの NBDOMs 濃度を比較し，両者が一致するように一部の発生源の NB 比を最適化する．これによって, NBDOMs の全流入速度に占める各発生源からの流入速度割合を求め, NBDOMs の主要な発生源を推定する．

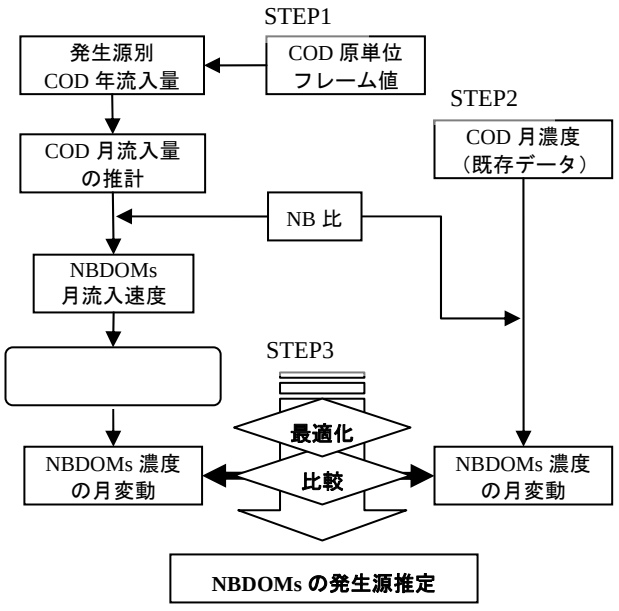

図 2　研究フロー図

４．北湖へ流入する NBDOMs の月流入速度

4-1　北湖におけるCOD年間流入速度の推計

本研究では，5 次湖沼計画で使用されている，19 種類の発生源（**表 1**）別の COD 流入原単位と北湖流域フレーム値を掛け合わせることで，北湖への COD 年間流入速度を求めた．なお，「下水道」「農村集落排水処理施設」「し尿処理施設」「製造業」「サービス業等」に関しては原単位法で求めるのではなく，処理実態から把握されている湖沼計画の負荷量をそのまま用いた．

北湖への各年の COD 年間流入速度を推計するためには，5 ヵ年おきに設定されている下水道等の COD 負荷量および北湖流域フレーム値を補間し，1 年単位の値を求めた．補間には直線式を用いた．

発生源別の COD 原単位と補間したフレーム値と処理実態に基づく COD 負荷量を用いて，発生源別の各年における北湖の COD 年間流入速度を算定した．一例として，「合併浄化槽」「製造業」「牛」「宅地道路」の北湖への COD 年間流入速度（2005 年度）を原単位およびフレーム値とともに**表 2** に示す．

4-2　NB比の仮定

本研究では，NBDOMs 成分が COD 成分中に占める割合を表す NB 比を発生源別に仮定し，先の COD 年間流入速度に掛け合わせることで，発生源別の北湖への NBDOMs 年間流入速度を求めた．

NB 比の仮定は，先行研究に倣って，滋賀県が行った暗実験の結果に基づいて行った．ただし，同実験結果から仮定できない発生源については，先行研究が最適化によって求めた NB 比や他の実験結果から NB 比を仮定した．一例として，「合併浄化槽」「製造業」「牛」「宅地道路」の NB 比を，その設定根拠とともに**表 3** に示す．

4-3　北湖におけるNBDOMs月流入速度の推計

本研究では，上記で求めた発生源別の北湖への NBDOMs 年間流入速度のうち，月変動が考えられるものに関しては，月変動パターンを考慮し，半月単位に案分した．これによって，北湖への NBDOMs 半月流入速度を求め，後述する北湖モデルへの入力データとした．月変動パターンとして仮定した「等分割による案分」「アメダスによる案分」「田川の COD 流入速度による案分」「日帰り観光客数による案分」の 4 つのパターンを発生源別にまとめたものが**表 4** である．上記のように，各発生源に対して月変動を考慮し，1990 年度から 2005 年度までの発生源別の北湖への NBDOMs の月流入速度を推計した．

５．湖沼モデル・シミュレーション

5-1　北湖湖沼モデル

本研究において用いる，湖沼モデルの概念図は（**図 3**），次の 2 つの仮定に基づいている．

仮定 1：湖水中では，NBDOMs は分解も生成もしない（$MFr=MFg=0$），あるいは分解量と生成量の収支が常にゼロである（$MFr=MFg$）．（外部由来説）

仮定 2：北湖湖水中では，NBDOMs は均一に分布する理想的な完全混合状態にある．

表 1　北湖における汚濁負荷発生源

生活系	産業系	土地利用系
下水道	製造業	水田
農村集落排水処理施設	サービス業等	畑
		宅地道路
合併浄化槽	畜産系	ゴルフ場
単独浄化槽	牛	山林・その他
し尿処理施設	豚	湖面降雨
農地還元	鶏	地下水
日帰り観光客		

表 2　「合併浄化槽」「製造業」「牛」「宅地・道路」における COD 年間流入速度と COD 流入原単位および北湖流域フレーム値（2005 年度）

発生源	COD 流入速度 [kg/yr]	COD 流入原単位	フレーム値
合併浄化槽	853.3	7.3 [g/人･day]	116895 [人]
製造業	2383.0	-	-
牛	1145.1	53.0 [g/頭･day]	21605 [頭]
宅地道路	5845.7	144.0 [g/ha･day]	40595 [ha]

表 3　「合併浄化槽」「製造業」「牛」「宅地・道路」における NB 比とその設定根拠

発生源	NB 比 (%)	設定根拠
合併浄化槽	12.2	暗実験の結果から推計した，下水の NBDOMs 流入原単位 0.89 [g/人・day] を合併浄化槽の COD 流入原単位 7.3 [g/人･day] で割ることにより設定．
製造業	34.5	14 部門における平均 COD 濃度と平均 BOD 濃度の差を平均 COD 濃度で割ることにより設定．
牛	0	畜産から発生する糞尿は，そのほとんどが農地還元されているとした，先行研究による最適化の結果から設定．
宅地道路	51.0	路面排水の D-TOC 成分が生物分解後に 51.0%残存するとした暗実験の結果から設定．

表 4　NBDOMs 流入速度の月変動パターン

発生源	月変動パターン
観光客を除く生活系，産業系	一定
観光客	滋賀県を訪れた観光客の月変動
水田（灌漑期：4 月～9 月）	農業河川（田川）の COD 負荷量の変動
畜産系，水田（非灌漑期），畑，ゴルフ場，宅地道路，山林･その他，湖面降雨，地下水	各年の北湖集水域における降水量変動

北湖における NBDOMs 量（M_t）の物質収支式（湖沼モデル）と概念図をそれぞれ式(1) と**図 3** に示す．

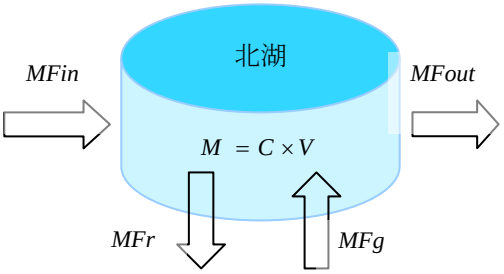

図 3　北湖湖沼モデルの概念図

ここで，時間 [t] における

M	：北湖の NBDOMs 量 [g]
C	：北湖の NBDOMs 濃度 [g/m^3]
V	：北湖の容積 [m^3]
$MFin$	：北湖への NBDOMs 流入速度 [g/yr]
$MFout$	：北湖からの NBDOMs 流出速度 [g/yr]
MFr	：NBDOMs 分解速度 [g/yr]
MFg	：NBDOMs 生成速度 [g/yr]

$$\frac{d}{dt}(M)=\frac{d}{dt}(VC)=MFin-MFout \qquad (1)$$

北湖における NBDOMs 濃度をシミュレーションするために，物質収支式(1)を式(2)の差分式に変換した．

$$C_{t+\Delta t}=C_t+\Delta t\left\{\frac{MFin_t}{V_t}-\frac{C_t}{R_t}-\frac{C_t(V_{t+\Delta t}-V_t)}{V_t\cdot\Delta t}\right\} \qquad (2)$$

ここで，R_t：北湖の滞留時間 [yr]

実際のシミュレーション（数値計算）は式(2)を用いたオイラー法によって Microsoft Excel のスプレッドシート上で実施した．また，シミュレーション条件としては，NBDOMs の初期濃度を 1.61 [mg/*l*]，時間単位を 0.5 [month]，シミュレーション期間を 1990 年 4 月から 2006 年 3 月とした．

5-2　シミュレーション結果

1990 年度から 2005 年度までの各発生源から北湖への NBDOMs の半月流入速度を上記の湖沼モデルへ代入して，同期間の北湖における NBDOMs 濃度の推移をシミュレーションによって再現した．先行研究から，単に期間を延長したシミュレーション予測値（以下，BL シミュレーション）を**図 4** の「BL シミュレーション」として示す．図中の灰色の実線は，研究方法の STEP2 で述べたように，既存データの鉛直方向の濃度勾配を考慮に入れた COD 濃度に，北湖湖水の暗実験（76%）を乗じて推計した，北湖における NBDOMs 変動の推移（移動平均）である．

図に示すように，BL シミュレーションは実測値からの推計値よりも低い値を示し，推計値が示す NBDOMs 濃度の変動を再現できない結果となった．そこで，これまで一定と仮定していたモデルパラメータの一部（北湖の容積と滞留時間）を変動するものとした．

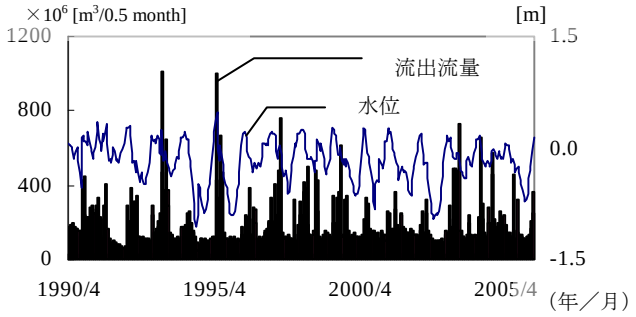

図 5　北湖の水位および北湖の流出流量の経年変化

ここで，北湖の容積は，琵琶湖河川事務所から入手した，1990 度から 2005 年度の北湖水位データに北湖表面積を掛けることで求めた．また，北湖の流出流量は，琵琶湖からの総流出流量と等しいと仮定し，同事務所より入手した瀬田川，琵琶湖疎水，宇治川発電所導水路の日流水量から求めた．北湖の水位と流出流量の経年変化を**図 5** に示す．図では，流出流量を左軸で，水位を右軸で示している．**図 5** に示すように，北湖の水位および流出流量は，期間中大きく変動していた．

次に，湖沼学における滞留時間の定義式を式(3)に示す．

$$R=\frac{V}{Qo} \qquad (3)$$

ここで，

Qo：北湖からの流出流量 [m^3/yr]

式(3)に先に求めた北湖の容積と流出流量を代入することで，北湖の滞留時間を推計した．

北湖の容積と滞留時間が変動するものとして実施したシミュレーションの結果を**図 4** の「仮定変更後の予測値」として示す．北湖の容積と滞留時間が変動するとしたシミュレーションの予測値は，全体的に BL シミュレーションより高い値を示したが，NBDOMs 濃度は 1997 年頃から横ばいか下降傾向となり，推計値より低い値を示す結果となった．

そこで次に，NBDOMs 濃度の初期濃度および先の暗実験の結果に基づいていない，設定根拠が不十分であった NB 比に対して，最適化を実施することで，これらの改善を試みた．最適化は，先行研究と同様に，Excel のソルバー機能を用いて，シミュレーション予測値と既存データからの推定値（移動平均）の差の二乗和が最小になるように行った．なお，最適化は，移動平均の初期値である 1990 年 10 月の値と同年月のシミュレーションの予測値が一致するように実施した．また，NB 比は下限を 0%，上限は 98% に設定した．

６．NBDOMs の主要な発生源の推定

最適化の結果求まった，シミュレーション予測値を**図 4** の黒の太線「最適化後の予測値」で示す．**図 4** に示すように，最適化後の予測値は，最適化前の予測値より高い値を示し，推計値が示す NBDOMs 濃度の上昇傾向を，最適化前より顕著に再現した．最適化によってシミュレーション結果が改善された主要な原因は，その約 8 割が北湖湖沼モデルで容積と滞留時間を時間変動するものとしたことであり，約 2 割が濃度の初期値が最適化によって低下したことであった．

ただし，最適化前の予測値と同様に，予測値による濃度の増加傾向はしだいに鈍くなり，推計値より低い値を示す結果になった．初期値および NB 比の最適化を実施しても推計値の示す濃度変動の忠実な再現には至らなかった．

最適化後のシミュレーションにおける，北湖への NBDOMs の全流入量に占める各発生源の割合を**図 6** に示す（16 年間の平均）．**図 6** に示すように，1990 年度から 2005 年度において，北湖への NBDOMs の全流入速度に占める割合は，大きいものから「山林・その他」「水田」「宅地道路」の順であった．これは，先行研究による主要な発生源の推定結果と 2 番目までは同じであったが，先行研究の 3 番目は「産業系」であった．この違いは，湖沼計画における産業系の負荷量算定の考え方が，4 次と 5 次で大きく異なっていたためであると考えられた．

次に，期間中の北湖への NBDOMs 年間流入速度の経年変化を，「山林・その他」「水田」「宅地道路」「生活系」の年間流入速度の経年変化とともに**図 7** に示す．なお，**図 7** では，NBDOMs の全流入量を右軸で，各発生源からの同流入速度を左軸で示している．

図 7 に示すように，1990 年度から 2005 年度において，北湖への NBDOMs の年流入速度は減少傾向にあり，その変動は，「山林・その他」の流入速度に大きく依存していた．このため，ここでも「山林・その他」が NBDOMs の主要な発生源と考えられた．一方，「山林・その他」「水田」からの流入速度が減少傾向にあったのに対して，「宅地道路」「生活系」は期間中に約 100 [t] 増加していた．しかし，両発生源からの流入速度の増加が琵琶湖への全負荷量に占める割合は小さかった．

以上のことから，2000 年度までの北湖の COD 濃度あるいは NBDOMs 濃度の上昇は，北湖への NBDOMs 量の増加によるものではなく，北湖の流出流量の減少（滞留時間の増加）に伴う琵琶湖の希釈効果の減少が，これら増加要因の 1 つであると推定された．

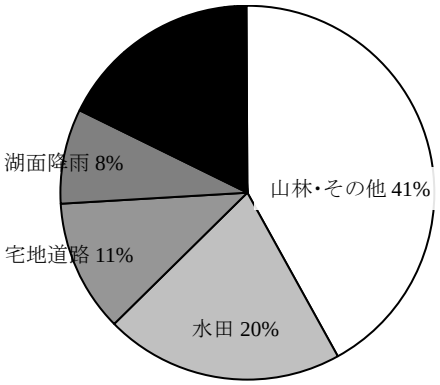

図 6　北湖への NBDOMs の全流入量に占める各発生源の割合（1990～2005 年度）

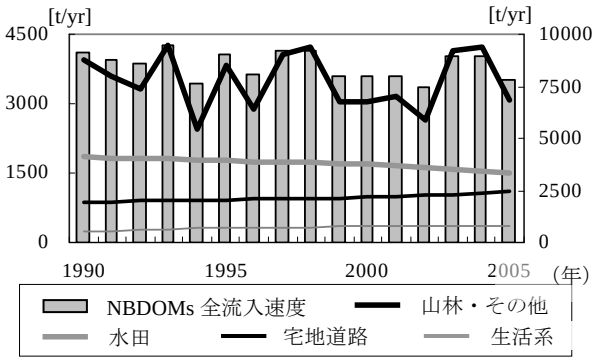

図 7　各発生源および全発生源からの北湖への NBDOMs 流入速度の経年変化

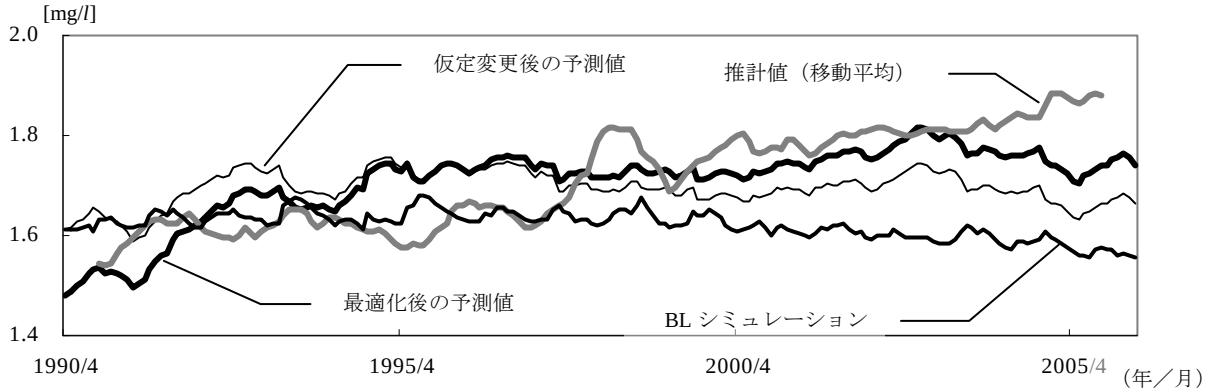

図 4　北湖における NBDOMs 濃度の推移（1990～2005）
（実測値からの推計値と BL シミュレーション，仮定変更後の予測値，最適化後の予測値との比較）

第一章　序論

1-1　研究の背景

近年，琵琶湖北湖（以下，北湖）では，化学的酸素要求量（COD）濃度と生物学的酸素要求量（BOD）濃度の乖離現象が報告されている [1)]．北湖（表層）における 1990 年度から 2005 年度までの COD および BOD 濃度の推移を図 1-1 に示す．

図 1-1 に示すように，上記期間中，北湖湖水中の BOD 濃度は減少あるいは横ばい傾向にあったにもかかわらず，COD 濃度は 1990 年から 2000 年にかけて上昇傾向にあった．COD と BOD は，測定方法は異なるものの，いずれも有機物指標であり，本来ならば同様の増減傾向を示すはずである．北湖におけるこの COD 濃度の上昇の原因とされているのが BOD 測定では検出されない，つまり「生物にとって」難分解性である「難分解性溶存有機物」(Non-biodegradable Dissolved Organic Matters. 以下，NBDOMs) の湖水中の増加である．NBDOMs は，浄水過程で生成される発がん性物質であるトリハロメタンの前駆物質となることや，湖水中の植物プランクトンの組成に影響を与える可能性があることなどから，同物質削減のための対策が急がれている [1)]．しかし，NBDOMs の主要な発生源を含む蓄積の要因は，いまだに特定されていないのが現状である．

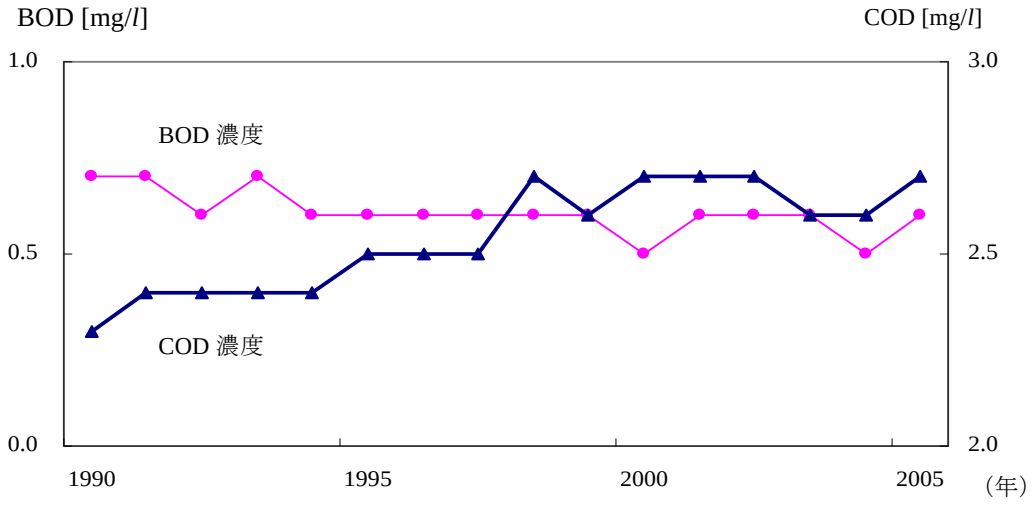

図 1-1　北湖における COD および BOD 濃度の推移（水深 0.5 m）[2)]

1-2　研究の目的と意義

本研究の目的は，北湖における NBDOMs の主要な発生源を含む蓄積の要因を，原単位法と湖沼モデル・シミュレーションによって，推定することである．

同様テーマの先行研究としては，本専攻の杢[3)]が 2002 年に行ったものがある．以下，本論文では特に断らない限り「先行研究」とはこの杢の研究を指す．しかし，同研究における北湖の NBDOMs 濃度のシミュレーションでは，同濃度の明確な上昇や月変動が再現できておらず，NBDOMs 濃度変動の再現は成功したとは言いがたかった．このため先行研究は，より精度の高いシミュレーションを実施することで，北湖における NBDOMs 濃度を予測し直し，主要な発生源の推定を再度試みる必要があることを指摘している．

そこで本研究では，より精度の高いシミュレーションを実施するために，先行研究が対象期間を 1990 年度から 2000 年度までの 11 年間としていたものを 2006 年度までの 16 年間に延長する．さらに，先行研究が単純化のために一定と仮定していた原単位やモデルパラメータの一部を変動するものとして，より精度の高いシミュレーションを試みる．

本研究によって，より精度の高いシミュレーションを実施することで，NBDOMs の主要な発生源や蓄積要因を推定することができれば，湖水中における同物質濃度の削減に向けた対策の立案に貢献できるものと考えられる．

1-3　研究の方法

本研究の研究方法を図 1-2 に示す．

図 1-2 に示すように，本研究では 3 つの STEP から蓄積要因の推定を試みる．

まず STEP1 では，汚濁発生源別に，琵琶湖に係る湖沼水質保全計画（5 次湖沼計画）で使用されている COD 流入原単位やフレーム値[4)]などから，北湖への COD 月流入速度を推計する．次に，COD 成分中に含まれる NBDOMs の割合（以下，NB 比）を仮定し，同 NB 比を COD 月流入速度に掛け合わせることで, NBDOMs の年間流入速度を求める. さらに，同物質流入速度を降水量などで半月単位に案分し, NBDOMs の北湖への月流入速度を発生源別に推計する．

最後に，上記で推計した NBDOMs 流入速度を単純な北湖物質収支モデルへ入力し，モデル・シミュレーションによって，北湖湖水中の NBDOMs 濃度の月変動を求める．

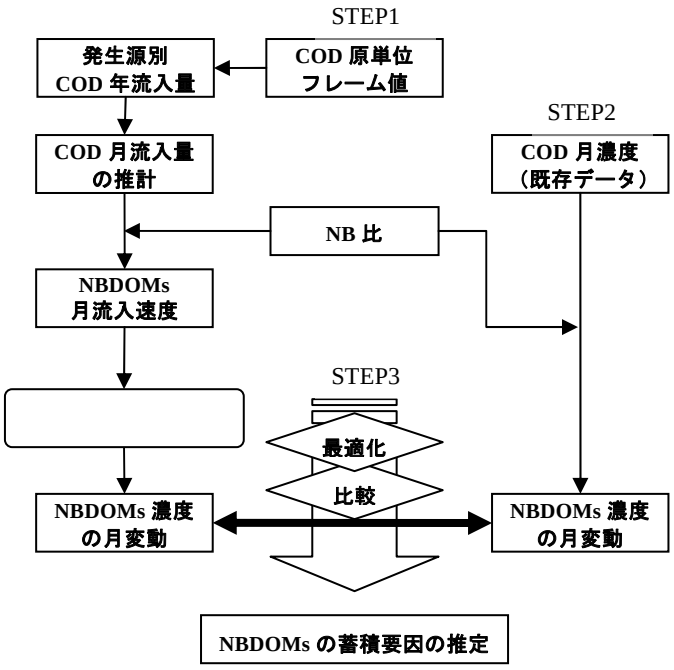

図 1-2　研究フロー図

続いて STEP2 では, 北湖の鉛直方向の濃度勾配を考慮に入れた COD 濃度の月データ（滋賀県による測定）に湖水中の NB 比を掛けることで，STEP1 とは別に NBDOMs 濃度の月変動を推計する.

最後に STEP3 では, STEP1 と STEP2 で推計した 2 つの NBDOMs 濃度の月変動を比較し，両者が一致するように一部の発生源の NB 比を最適化することによって，NBDOMs の全流入速度に占める各発生源からの流入速度割合や蓄積の寄与率を求め, NBDOMs の蓄積要因と主要な発生源を推定する.

1-4　本研究における用語の説明

ここでは，本研究において重要な用語となる COD，難分解性溶存有機物，原単位法の 3 つの用語について解説する.

1-4-1　水質汚濁指標（COD と BOD）

化学的酸素要求量（COD：Chemical Oxygen Demand）は，有機物による海域や湖沼の汚濁状況を測定する，代表的な水質汚濁指標の一つである．単位は [mg/*l*] ．水中の有機物

を酸化剤で分解する際に消費される酸化剤の量を酸素量に換算して示す．この値が大きいほど水中の有機性汚濁物質濃度は高い．欧米と日本では測定方法が異なっており，欧米では二クロム酸カリウムで酸化する方法（表記は COD_{Cr}）が一般的である．一方，日本では日本工業規格（工場排水試験方法）に準拠し，硫酸酸性で過マンガン酸カリウムにより沸騰水浴中（100℃）で 30 分間反応させたときの消費量を測定し，試料中の有機物の汚濁度を算出する [5]．表記は COD_{Mn}．本論文では，特にことわらないかぎり COD_{Mn} を単に COD と記す．

一方，生物化学的酸素要求量（BOD：Biochemical Oxygen Demand）とは，主に河川の有機汚濁を測定する際に用いられる代表的な水質汚濁指標の一つである．単位は [mg/*l*] ．好気性バクテリアが水中の有機物を酸化分解するために消費した酸素量によって，水中の汚濁物質量を表す．この値が大きいほど水中の有機性汚濁物質濃度は高い．通常，20℃の水温で 5 日間に試水中から消費された酸素量から算出する [6]．

COD と BOD はともに水中の有機汚濁指標であるが，上述したように測定原理が異なっており，BOD 測定では検出されないような物質が COD 測定では検出される場合があり得る．このような場合，その物質は過マンガン酸カリウムで化学的に酸化されうる有機物であるが，“生物にとって”は難分解性であると考えることができる．本研究で対象としている北湖における NBDOMs はこうした物質である．

1-4-2　難分解性溶存有機物

本研究では，使用するデータのほとんどを滋賀県の調査によるものであることから，同県が使用している「難分解性有機物」の定義である「90 日間の生物分解後に残存する，生物にとって難分解性な物質」[7]を，本研究における NBDOMs の定義としてそのまま用いる．

1-4-3　原単位法

本研究では，COD 負荷量を主に原単位法によって算定する．原単位法とは，流入原単位と発生源のフレーム値を掛け合わせることで，汚濁負荷量を把握する方法である．

原単位とは，各汚濁負荷発生源から発生する負荷量を，単位あたりの発生量として，定めたものである．原単位は，エネルギーや二酸化炭素など，様々な場所・用途で使用されるが，特に水質汚濁負荷発生源に関する原単位を「汚濁負荷発生原単位」と呼ぶ．また，COD 負荷量を把握するために使用される汚濁負荷発生源単位を「COD 流入原単位」と呼ぶ．本論文では特に断らない限り，原単位とは，「COD 流入原単位」のことを指す．

ここで，「発生原単位」と「流入原単位」の違いについて説明する．

まず，汚濁物質が発生源から発生した量を表すために用いられる原単位が「発生原単位」

である．しかし，発生源で発生した同汚濁物質が最終的に湖沼に流入するまでには，分解・浸透などの自然現象に，採取・排水などの人為的な操作も加わり，非常に複雑な過程を考えなければならない．そこで，流出や流下，流達といった概念が導入される．発生源から発生した汚濁物質が河川に流入するまでの過程を「流出」，本川を流れる過程を「流下」，また，流出と流下を合わせた全過程を「流達」という．さらに，流出および流下の際に，汚濁物質が浄化される場合，浄化率を 1 から引いたものを，それぞれ「流出率」「流下率」と呼び，また，その積を「流達率」と呼ぶ．なお，日本のような小さな河川では，流出・流下を流達とまとめて扱うことが可能とされている．

以上のように，汚濁物質の発生量に流達率などを考慮して，湖沼などに最終的に流入する汚濁物質量を表すために用いられる原単位が「流入原単位」である．なお，琵琶湖に流入してくる河川の場合は，流出率と流下率はいずれも小さいため，流達率は通常 1 と考えられている．

一方，原単位と掛け合わされるフレーム値とは，各汚濁負荷発生源における該当範囲内の統計値を示したものである．

具体的例として，イメージしやすいと思われる「牛」を用いて原単位法の考え方を説明する．5 次湖沼計画[4)]において「牛」の COD 流入原単位は，53.0 [g/頭･day] と定められている．これは，1 日あたり 1 頭の牛から 53.0 [g] の COD 負荷量が琵琶湖に流入することを意味する．また，同計画では，北湖における「牛」のフレーム値が 21605 [頭]（2005 年度）と定められている．これは，北湖流域に 21605 [頭] の牛がいることを意味している．原単位法において，発生源である「牛」から北湖への COD 負荷量は，「牛」の COD 流入原単位と北湖流域の「牛」のフレーム値を掛け合わせることで算出され，すなわち，53.0 [g/頭･day] ×21605 [頭] ＝1145.1 [kg/day] となる．

＜参考文献＞

1) 滋賀県琵琶湖環境部環境政策課：昭和 56 年度～平成 18 年度版滋賀県環境白書－資料編－，㈱中村太古舎（1981～2006）
2) 独立行政法人国立環境研究所：環境儀 No.13「難分解性溶存有機物」＜www.nies.go.jp/kanko/kankyogi/13/13.pdf＞，2006-12-22
3) 井手慎司・杢理史：琵琶湖北湖における難分解性溶存有機物の主要な発生源の推定に関する研究，環境システム研究論文発表会講演集，32，377-382（2004）
4) 滋賀県・京都府：琵琶湖に係る水質保全計画（5 次湖沼計画）（2007）
5) EIC ネット：EIC ネット［環境用語集：「化学的酸素要求量」］＜http://www.eic.or.jp/ecoterm/?act=view&serial=385＞，2007-12-22
6) EIC ネット：EIC ネット［環境用語集：「生物化学的酸素要求量」］＜http://www.eic.or.jp/ecoterm/?act=view&ecoword=BOD＞，2007-12-22
7) 滋賀県琵琶湖環境部環境政策課：各発生源由来有機物の生物分解調査実験（1997）

第二章　琵琶湖に関する水質保全計画と既存研究

2-1　はじめに

本研究では,「琵琶湖に係る水質保全計画」（湖沼計画）の考え方に基づき，北湖への COD 負荷量を算出する．そのために，この章ではまず，湖沼計画について説明する．次に，同計画における負荷量計算の考え方を説明し，最後に，北湖における既存研究を整理して，改めて本研究の問題意識を明確にする．

2-2　琵琶湖に係る水質保全計画 [1), 2), 3)]

わが国では 1984 年，湖沼の水質保全対策を計画的・総合的に推進することを目的に「湖沼水質保全特別措置法」が制定された．翌 85 年，同法に基づき，琵琶湖は指定湖沼として指定される．指定湖沼とは，同法（第 3 条 1 項）に基づき，環境大臣が都道府県知事の申し出により，水質環境基準を保つために，特に総合的な施策が必要な湖沼として指定される湖沼のことである．指定湖沼と指定される湖沼に関しては，都道府県知事が自然的，社会的条件に応じた各種の水質保全施策を組み合わせた湖沼水質保全計画を策定することとなっている．

琵琶湖を有する滋賀県は，1985 年に同湖が指定湖沼と指定されたことを受け，同年，第 1 次の「琵琶湖に係る水質保全計画」（以下，湖沼計画）を策定した．同計画には，琵琶湖の水質保全に関する方針や保全のための事業，規制，措置がまとめられている．また，これらの計画を策定するためには，そもそもどれくらいの水質汚濁物質が琵琶湖に流入しているかを把握しなければならない．このため，同計画には，COD を含む各種汚濁物質の琵琶湖への流入負荷量の算定結果と，算定のための原単位やフレーム値といった資料も合わせて収録されている．なお，同計画は，5 ヵ年が計画期間と定められており，琵琶湖に関しては 85 年から 5 年ごとに策定されてきた．しかし，2005 年 7 月の湖沼水質保全特別措置法の一部改正により，旧条文中の「計画期間を 5 ヵ年とする」は現在，削除されなくなっている．

2-3　湖沼計画における負荷量計算の考え方

湖沼計画では，原単位法を用いて，琵琶湖に流入する COD 負荷量を汚濁負荷発生源別に算定している．5 次湖沼計画 [2)]（2005 年度策定）で算定されている 19 の発生源を表 2-1 に示す．なお，本研究においても，湖沼計画に倣って，これら 19 の汚濁負荷発生源からの

表 2-1　湖沼計画における汚濁負荷発生源 [1), 2)]

生活系	産業系	畜産系	土地利用系
下水道	製造業	牛	水田
農村集落排水処理施設	サービス業等	豚	畑
		鶏	宅地道路
合併浄化槽			ゴルフ場
単独浄化槽			山林・その他
し尿処理施設			湖面降雨
農地還元			地下水
日帰り観光客			

COD 流入速度を算定する．詳しい算定方法については第三章（3-2～3-4）に記す.

ただし，第四章（4-5）で後述するように，負荷量算定に用いられる原単位は，湖沼計画ごとに見直されている．そのため，4 次湖沼計画（2000 年度策定）から 5 次湖沼計画にかけて，負荷量算定の考え方が変更された箇所が見受けられる.

2-4　近年の北湖における COD 濃度の推移傾向と滞留時間の変化

次にここでは，近年の北湖における COD 濃度の推移と滞留時間の変化を確認することで，改めて本研究の問題意識を明確にする.

2-4-1　北湖における COD 濃度の推移傾向の変化

図 1-1 に示したように，北湖の COD 濃度は，1990 年から 2000 年頃まで上昇傾向を示していた．しかし，2000 年度以降，同濃度はそれまでの増加傾向から一転し，横ばいまたは減少傾向を示している．先行研究 [4)]は，北湖の COD 濃度の上昇に着目し，原単位法と湖沼モデル・シミュレーションによって，1990 年から 2000 年度における北湖の NBDOMs 濃度上昇の再現を試みた．これに対して，本研究では研究の対象期間を 2005 年度にまで延長する．図 1-1 に見られた 2000 年以降の COD 濃度の推移傾向の変化から，研究の対象期間を 2000 年度以降にまで延長することで，先行研究とは異なった，新しい結果が得られる可能性がある.

2-4-2　北湖における滞留時間の変化

琵琶湖の水質変動に関する近年の研究 [5), 6)]によれば，NBDOMs 濃度や同じく北湖で濃度上昇が観測されている塩化物イオン濃度の増加は，近年の琵琶湖集水域における降水量の減少に伴う湖の希釈効果の減少，すなわち北湖の滞留時間の増加が原因となっている可能

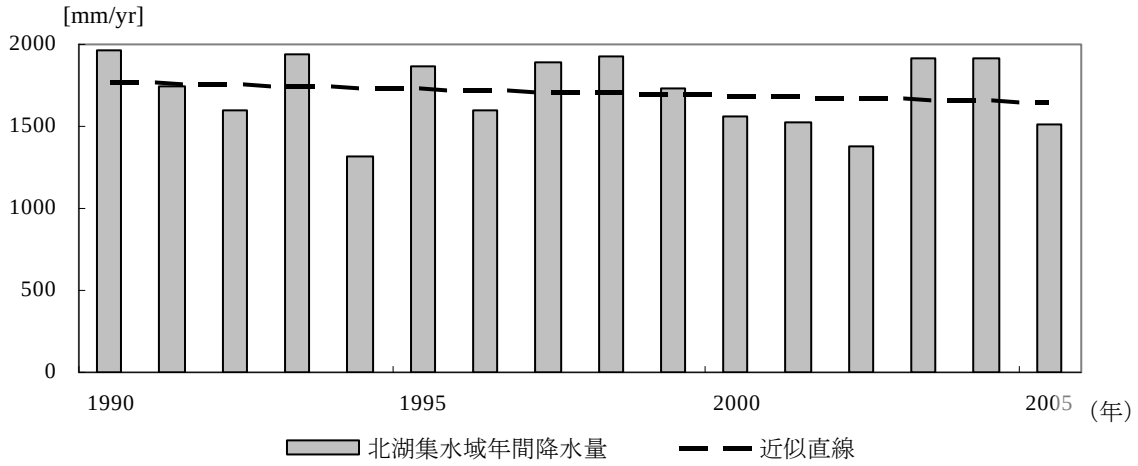

図 2-1　北湖集水域における年間降水量の経年変化（1990～2005）[7)]

性があると言われている.

琵琶湖北湖集水域における 1990 年から 2005 年までの降水量の経年変化を近似直線とともに図 2-1 に示す．同降水量は，北湖集水域におけるアメダス観測データ [7)]（11 地点）の日平均降水量から算術平均法を用いて，各年における北湖の日平均降水量を求めたものである.

図中の近似直線が示すように，北湖集水域における降水量は，わずかではあるものの，研究の対象期間中，減少傾向にあったことがわかる.

次に，北湖の滞留時間の経年変化を推計する．まず，湖沼学における滞留時間（R）の定義を式（2-1）に示す.

$$R = \frac{V}{Qo} \qquad (2\text{-}1)$$

ここで,

R：北湖の滞留時間 [yr]

V：北湖の容積 [m^3]

Qo：北湖からの流出流量 [m^3/yr]

各年の北湖の容積（V）は，琵琶湖河川事務所から入手した日単位の琵琶湖の水位データ [8)]から各年の水位の平均値を求め, これに北湖の表面積 613×10^6 [m^2] を掛け合わせることで求めた.

北湖の流出流量（Qo）は，南湖からの流出流量と等しいと仮定し，同じく琵琶湖河川事

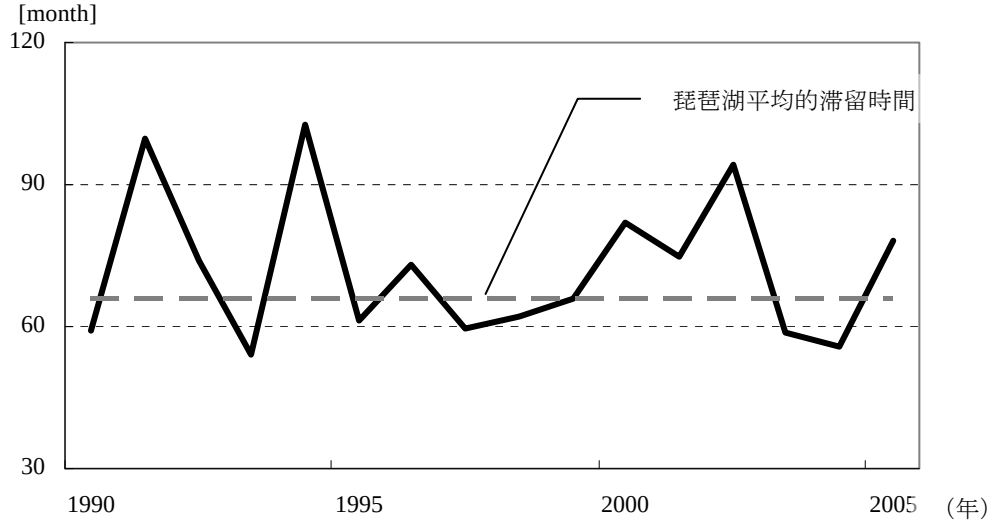

図 2-2　北湖の滞留時間の経年変化（1990～2005 年度）

務所から入手した瀬田川南郷洗堰の日放流量，琵琶湖第一疎水および第二疎水の日流量，宇治川発電所導水路の日流量 [8]を足し合わせることで日流出流量を求め，そこから北湖の各年の平均流出流量を求めた．

上記の各年の北湖の容積（*V*）と流出流量（*Qo*）を式（2-1)に代入して求めた，北湖における滞留時間の経年変化を，一般的に言われている琵琶湖の平均的滞留時間（66 [month]）とともに図 2-2 に示す．なお，琵琶湖の平均的滞留時間は，北湖平均容積（273×10^9 [m^3]）と琵琶湖平均流出流量（50×10^9 [m^3/yr]）[9]から求めた．

図に示すように，本研究で求めた北湖の滞留時間は，対象期間中，既存研究で指摘されているように顕著に増加していることはなかったが，多くの年において平均的滞留時間とされる 66 [month]（5.5 年）を大きく上回っていたことがわかった．また，滞留時間の変動傾向は図 2-1 に示した北湖集水域の平均降水量の変動傾向と正反対のものであった．これから，同滞留時間の増大が降水量の減少によるものであることが推察される．

以上のことから，北湖では集水域の降水量の減少と，おそらくその結果と考えられる滞留時間の増大から，研究の対象期間中に湖の希釈効果は減少していたものと考えられる．

先行研究では，湖沼モデルにおいて，北湖の流出流量および水位を一定，すなわち北湖の滞留時間を一定と仮定していた．これに対して，本研究では，これらが時間変動するものとする．これによって，前述したような北湖における希釈効果の減少と，その結果としての NBDOMs の濃度の上昇がシミュレーションによって再現できる可能性があると考えられる．

＜参考文献＞

1) 滋賀県・京都府：琵琶湖に係る水質保全計画（4 次湖沼計画）（2002）
2) 滋賀県・京都府：琵琶湖に係る水質保全計画（5 次湖沼計画）（2007）
3) EIC ネット：EIC ネット［環境用語集：「指定湖沼」］
＜http://www.eic.or.jp/ecoterm/?act=view&serial=3733＞，2007-12-10
4) 井手慎司・杢理史：琵琶湖北湖における難分解性溶存有機物の主要な発生源の推定に関する研究，環境システム研究論文発表会講演集，32，377-382（2004）
5) 大久保卓也・他：琵琶湖における水質動向と水環境保全の新たな方向性，用水と廃水，49（7），48-58（2007）
6) 園正・野村潔：琵琶湖生態系モデルに関する研究(2)琵琶湖の水収支と水質との関係，滋賀県立衛生環境センター所報，26，44-61（1991）
7) 気象庁：気象統計情報［電子閲覧室］，＜http://www.data.kishou.go.jp/etrn/index.html＞，2006-12-11
8) 近畿地方建設局琵琶湖工事事務所：びわこ流出量月報（1990-2006）
9) 琵琶湖・淀川水質保全機構：平成 18 年度版 BYQ 水環境レポートー琵琶湖・淀川の水環境の現状ー，㈶琵琶湖・淀川水質保全機構，pp.5-32（2007）

第三章　北湖へ流入する NBDOMs の推計

3-1　はじめに

この章では，まず，湖沼計画に収録されている COD 流入原単位と北湖流域フレーム値を用いた，発生源別の COD 流入速度の算定方法について説明する．次に，COD 成分中に占める NBDOMs の割合（以下，NB 比）の仮定と，仮定の根拠について説明した後，COD 流入速度から北湖への発生源別の NBDOMs の月流入速度を推計する．最後に，本研究における北湖湖沼モデルの構築方法や仮定，シミュレーション条件について述べる．

3-2　琵琶湖における COD 流入原単位

本研究では 5 次湖沼計画に倣って，湖沼計画に収録されている琵琶湖の COD 流入原単位と北湖流域フレーム値を掛け合わせることで，北湖における発生源別 COD 流入速度を算定する. 5 次湖沼計画に収録されている COD 流入原単位を 4 次湖沼計画のものとともにまとめたものを表 3-1 に示す.

表 3-1 に示すように，5 次湖沼計画においては，19 の発生源のうち,「生活系」(「合併浄化槽」「単独浄化槽」「農地還元」「雑排水」「日帰り観光客」),「畜産系」,「土地利用系」に COD 流入原単位が設定されている．ただし,「生活系」(「下水道」「農村集落排水処理施設」「し尿処理施設」),「産業系」(「製造業」「サービス業等」）に関しては，原単位が設定されておらず，これらの発生源については，処理実態から負荷量が把握されている．また,「水田」の流入原単位は，灌漑期（4 月～8 月の 5 ヶ月間の 153 日）と非灌漑期（9 月～3 月の 7 ヶ月間の 212 または 213 日（閏年））の 2 期に分けて設定されている．

また，4 次湖沼計画から 5 次湖沼計画にかけての変更点としては，4 次まで設定されていた「農村集落排水処理施設」の COD 流入原単位が 5 次ではなくなり，各施設で測定された実測値（放流水量と放流濃度）から負荷量が計算されることとなった．さらに,「観光客（宿泊)」の項目がなくなり，宿泊観光客からの負荷量は,「産業系」または「処理系」の旅館からの負荷量として把握されることになった.「山林・その他」に関しては，琵琶湖からの流出比流量に基づき，年度別に原単位に補正がかけられているが，同補正の基本となる値が 4 次では 47.0 [g/ha･day] であったものが，5 次では 47.5 [g/ha･day] に変更されている. なお,「産業系」に関しては, 処理実態に基づき負荷量が把握されることは同じだが, 5 次から「製造業」と「サービス業等」の 2 項目に分けられることとなった.

上記以外の原単位に関しては, 4 次から 5 次湖沼計画における変更は見受けらなかった. なお，前述したように，本研究では，COD 流入速度の算定に 5 次湖沼計画に収録されている COD 流入原単位と後述する北湖フレーム値を用いる.

表 3-1　琵琶湖における発生源別 COD 流入原単位（4，5 次湖沼計画）[1), 2)]

汚濁負荷発生源		単位	4 次計画 （2000 年度）	5 次計画 （2005 年度）
生活系	下水道	g/人･day	－	－
	農村集落排水処理施設		4.4	－
	合併浄化槽		7.3	7.3
	し尿処理施設		－	－
	単独浄化槽		6.1	6.1
	農地還元		1.0	1.0
	雑排水		19.2	19.2
	日帰り観光客		1.8	1.8
	宿泊観光客		6.2	－
産業系	製造業	g/百万円	－	－
	サービス業等			－
畜産系	牛	g/頭･day	53.0	53.0
	豚		18.2	18.2
	鶏	g/羽･day	0.3	0.3
土地 利用系	水田（灌漑期）	g/ha･day	171.8	171.8
	水田（非灌漑期）		79.8	79.8
	畑		62.0	62.0
	宅地道路		144.0	144.0
	ゴルフ場		62.0	62.0
	山林・その他		47.0	47.5
	湖面降雨		80.2	80.2
	地下水		0.2	0.2

※網掛けは 4 次湖沼計画から 5 次湖沼計画にかけての変更箇所を示す

次に，5 次湖沼計画における COD 流入原単位の設定の考え方をまとめたものを表 3-2(1)と表 3-2(2)に示す．

表 3-2(1)　5 次湖沼計画における原単位設定の考え方 [1)]

汚濁負荷発生源	COD 流入原単位設定の考え方
下水道	3 次湖沼計画以降は原単位を設定せず，各処理施設を点源として，処理水量と処理水中の COD 濃度の平均値の積で COD 流入負荷量を計算．
農村集落 排水処理施設	5 次湖沼計画以降は原単位法を使用せず，各処理施設を点源として，処理水量と処理水中の COD 濃度の平均値の積で COD 流入負荷量を計算．
合併浄化槽	1982 年度に実施した県下 5 団地の調査結果から，COD 除去率を 75%に設定．流出率＝1－除去率として原単位を設定．したがって，29.3×(1－0.75)≒7.3 [g/人･day]．ここで，29.3 [g/人･day] は環境省が定めた生活系 COD 基本原単位（し尿＋雑排水）である．
し尿処理施設	雑排水の負荷量は基本原単位（19.2 [g/人･day]）から設定．3 次湖沼計画以降は，し尿分は点源として，し尿処理場からの処理水量と処理水中の COD 濃度の平均値の積で COD 流入負荷量を計算．

表 3-2(2)　5 次湖沼計画における原単位設定の考え方 [1)]

汚濁負荷発生源	COD 流入原単位設定の考え方
単独浄化槽 （し尿分）	COD 除去率を 40%に設定し，流出率＝1－除去率として原単位を設定．したがって，10.1×(1－0.4)≒6.1 [g/人･day]．ここで，10.1 [g/人･day] は，し尿の生活系 COD 基本原単位である．
農地還元 （し尿分）	雑排水の負荷量は基本原単位（19.2 [g/人･day] ）から設定．し尿分は，農地における肥料の流出率（10%）と同じとして原単位を設定．したがって，10.1×0.1≒1.0 [g/人･day]．
雑排水	生活系 COD 基本原単位 19.2 [g/人･day] を流入原単位として設定．
日帰り観光客	観光客による負荷は合併浄化槽で処理されるものとし，上記の合併浄化槽の原単位に流域別下水道整備総合計画調査による負荷比（24%）を乗じて原単位を設定．したがって，7.3×0.24≒1.8 [g/人･day]．
製造業 サービス業等	3 次湖沼計画以降は原単位法を使用せず，各事業所を点源として，県に報告されている排水量と，排水中の COD 濃度の積で COD 流入負荷量を計算．
牛	（旧）環境庁の提示原単位 530 [g/頭･day] を基本に，琵琶湖流域での糞尿の処理実態に合わせ，全量が農地還元されているものとして，流出率は肥料と同等の 10%と仮定して設定．したがって，530×0.1= 53.0 [g/頭･day]．
豚	（旧）環境庁の提示原単位 130 [g/頭･day] を基本に，琵琶湖流域での糞尿の処理実態に合わせ, 80%が農地還元, 20%が排水処理されているものとして, また, 農地還元されているものに関しては流出率を肥料と同等の 10%，排水処理されているものに関しては，流出率を 30%と仮定して設定．したがって，130×0.8×0.1+130×0.2×0.3=18.2 [g/頭･day]．
鶏	鶏については，琵琶湖流域で実施した産卵鶏 3 羽×2 ブロックの 4 日間における排出量についての調査結果から 2.8 [g/羽･day] という値が得られており，また，琵琶湖流域では，糞尿は全量が農地還元されていることから，農地における肥料の流出率と同等の 10%として設定．したがって，2.8×0.1=0.28≒0.3 [g/羽･day]．
水田	3 次湖沼計画以降は，現地調査（滋賀県農業試験場）から，灌漑期における緩効性肥料の使用による削減効果および非灌漑期における土壌管理方法を考慮した結果, 水田からの発生負荷を灌漑期は 189.0 [g/ha･day] , 非灌漑期は 79.8 [g/ha･day] と仮定．また灌漑期における農業排水の循環灌漑および反復利用による COD 除去率を 9.1%と仮定し，灌漑期の COD 流入原単位は 189.0×(1－0.091)≒171.8 [g/ha･day] と設定．
畑	琵琶湖流域での実測結果に水田からの窒素の流達率（83.2%）を乗じて設定．
ゴルフ場	2 次湖沼計画までは山林・その他扱いであったが，3 次湖沼計画以降は施肥料がほぼ似ている畑と同じ負荷量として原単位を設定．
宅地・道路	琵琶湖流域における調査結果が無いため，調査日数が明確な土木研究所の調査結果により設定．
山林・その他	琵琶湖の流出流量の比流量（瀬田川比流量）より設定．5 次湖沼計画では，過去 20 ヵ年と近年 10 ヵ年の平均値に最も近い 1999 年値を使用．
湖面降雨	琵琶湖流域における調査結果（県衛生環境センター）の降雨濃度に降水量を乗じて設定．
地下水	地下水は，年間 50773 [m^3/day] を各年度共通とし，これに地下水水質を乗じて設定．

3-3　北湖におけるフレーム値

湖沼計画には，前述の流入原単位とともに琵琶湖の南湖と北湖の流域ごとに，汚濁負荷発生源別のフレーム値が収録されている. 5 次湖沼計画における北湖流域フレーム値（2005 年度）を 4 次湖沼計画のフレーム値（2000 年度）とともにまとめたものを表 3-3 に示す.

表 3-3　4，5 次湖沼計画の北湖流域フレーム値 [1), 2)]

汚濁負荷発生源		単位	4 次計画（2000 年度）	5 次計画（2005 年度）
生系活	下水道	人	272378	466376
	農村集落排水処理施設		92921	104893
	合併浄化槽		123930	116895
	単独浄化槽		93949	23978
	し尿処理施設		225641	115584
	農地還元		12644	3569
	雑排水※		332234	143158
	宿泊観光客	人/day	4966	－
	日帰り観光客		65979	76052
畜産系	牛	頭	22328	21605
	豚		9539	10548
	鶏	羽	870790	805982
土地利用系	水田	ha	39943	35797
	畑		2256	1585
	ゴルフ場		2664	2664
	宅地・道路		31641	40595
	山林・その他		205142	201215
	湖面降雨		61600	61600

※：雑排水のフレーム値は，し尿処理・単独浄化槽・農地還元のフレーム値の合計である　.

ただし，「産業系」については原単位の設定が無く，処理実態から負荷量が算出されているためフレーム値を省略する．また，表中の 5 次湖沼計画における「宿泊観光客」のフレーム値が設定されていないのは，前述したように，5 次湖沼計画より，「宿泊観光客」の COD 流入原単位の設定が無くなり，「産業系」または「生活系」の一部として負荷量が把握されることとなったためである．

表 3-3 に示すように，2000 年（4 次湖沼計画）から 2005 年（5 次湖沼計画）にかけて，「生活系」では，「下水道」のフレーム値が約 1.71 倍となっている．これは北湖流域において，この間に下水道が急激に普及したためである．また，このため，「単独浄化槽」と「し尿処理施設」，「農地還元」のフレーム値は，それぞれ約 0.26 倍，0.51 倍，0.28 倍に減少している．「土地利用系」では，「宅地・道路」のフレーム値が約 1.28 倍となっている．これは，滋賀県の人口増加に伴い，住宅や道路面積が北湖流域内で増加したためと考えられる．これらに対して，「畜産系」では大きな変化はみられなかった．

なお，湖沼計画には毎回，5 ヵ年おきのフレーム値が収録されているが，負荷量計算の考え方の変更に伴い，同じ年度のフレーム値であっても，湖沼計画によって値が微妙に異なっていることがある．次節の COD 流入速度の算定には，5 次湖沼計画に収録されている 1990 年と 1995 年，2000 年，2005 年度の発生源別の北湖流域のフレーム値を用いることとする．

3-4　北湖への COD 流入速度の算定の考え方

前述したように，本研究では，汚濁負荷発生源別の北湖への COD 流入速度を，5 次湖沼計画に収録されている，COD 流入原単位と北湖流域フレーム値を掛け合わせることによって求める．また，原単位の設定がない「下水道」「農村集落排水処理施設」「し尿処理施設」「製造業」「サービス業等」の COD 流入速度としては，同じく 5 次湖沼計画に収録されている，処理実態に基づいて滋賀県が算出したそれぞれの発生源からの 1 日あたりの COD 負荷量を用いる．

COD 流入原単位（表 3-1）と北湖流域フレーム値（表 3-3）を掛け合わせて算定した，発生源別の北湖への COD 流入速度を表 3-4 に示す．また，原単位の設定がないものに関しては，5 次湖沼計画に収録されている 2005 年度の発生源別の北湖への COD 流入速度をそのまま掲載する．当然ではあるが，表 3-4 の値は 5 次湖沼計画における 2005 年度の北湖への COD 負荷量とまったく同一のものである．

表 3-4　発生源別の北湖への COD 流入速度（2005）[1)]

汚濁負荷発生源		COD 流入速度 [kg/day]
生活系	下水道	423.0
	農村集落排水処理施設	328.0
	合併浄化槽	853.3
	し尿処理施設	21.0
	単独浄化槽	146.3
	雑排水	2748.6
	農地還元	3.6
	日帰り観光客	136.9
産業系	製造業	2383.0
	サービス業等	476.0
畜産系	牛	1145.1
	豚	192.0
	鶏	241.8
土地利用系	水田（灌漑期）	6149.9
	水田（非灌漑期）	2856.6
	畑	98.3
	宅地道路	5845.7
	ゴルフ場	165.2
	山林・その他	8430.9
	湖面降雨	4940.3
	地下水	140.0

3-5　NB 比の設定と設定根拠

次に, 本研究が対象としている NBDOMs 流入速度を推計する考え方について説明する．NBDOMs に関しては，先の「COD 流入速度の算定」で述べたような原単位が設定されているわけでも，実態に基づいた負荷量が把握されているわけでもない．そのため，本研究では，COD 成分中に含まれる NBDOMs 成分の割合（NB 比）を発生源別に仮定し，この値を先の発生源別の COD 流入速度（表 3-4）に掛け合わせることで，発生源別の北湖への NBDOMs 流入速度を求めることとする．

NB 比を仮定するにあたって，本研究では，先行研究に倣って，滋賀県琵琶湖環境部が行った「各発生源由来有機物の生物分解調査実験」[3)]（1997 年）の調査結果と，滋賀県土木部道路課が行った「路面排水の COD 対策実証実験」[4)]（1999 年）の実験結果を，同比の設定根拠に用いる．さらに，先行研究が実施した最適化後の NB 比[5)]と，「産業系水質汚濁負荷量の推定に関する研究」[6)]に収録されている「産業系」の COD および BOD 濃度も，本研究における NB 比の設定根拠に用いる．なお,「各発生源由来有機物の生物分解調査実験」と「路面排水の COD 対策実証実験」で行われた暗条件下による生物分解実験をこれ以降，単に「暗実験」と呼ぶ．また，最適化については第五章で詳しく述べる．

3-5-1　暗実験に基づく NB 比の設定

ここでは，暗実験に基づき，NB 比を設定する．そのために，まず,「各発生源由来有機物の生物分解調査実験」について説明する．

「各発生源由来有機物の生物分解調査実験」は，琵琶湖集水域の各汚濁発生源から発生する有機物が生物分解されることにより, 溶存態 COD（D-COD）や溶存態 TOC（D-TOC），あるいは，有機物特性（GPC-TC クロマトグラム）がどのように変化するかを調べたものである．なお，同調査については，本研究で使用する調査結果の箇所のみを抜粋して説明する．

調査方法としては，各試水（北湖湖水，下水道処理水，農業排水）に 0.5%濃度の活性汚泥の上澄み液と, 微量金属元素等を加え, 暗条件の下 90 日間の回転培養を行ったものである. 実験開始後 0 日と 90 日目に各試水から採取したサンプルを測定した結果を表 3-5 に示す．なお，表では，各試水の実験結果から本研究で NB 比を設定する，汚濁負荷発生源を合わせて示している．

表 3-5 に示すように，各試水には 90 日間生物分解されても，76%または 98%の D-COD が残存している．

北湖湖水の暗条件における 90 日間の生物分解調査の結果を模式図的に示したものが図 3-1 である．例えば表 3-5 において，北湖湖水の D-COD は，生物分解調査前後には 1.81 か

表 3-5　「各発生源由来有機物の生物分解調査実験」における各試水の原水および 90 日間の生物分解後の COD（溶存態のみ）測定値と残存率 [3)]

試水	D-COD 測定値 [mg/*l*]		残存率%	本研究における汚濁負荷発生源
	0 日目	90 日目		
北湖湖水	1.81	1.37	76	北湖湖水
下水道処理水	4.6	4.5	98	下水道・し尿処理施設 農村集落排水処理施設
農業排水	5.7	5.6	98	水田・畑 地下水

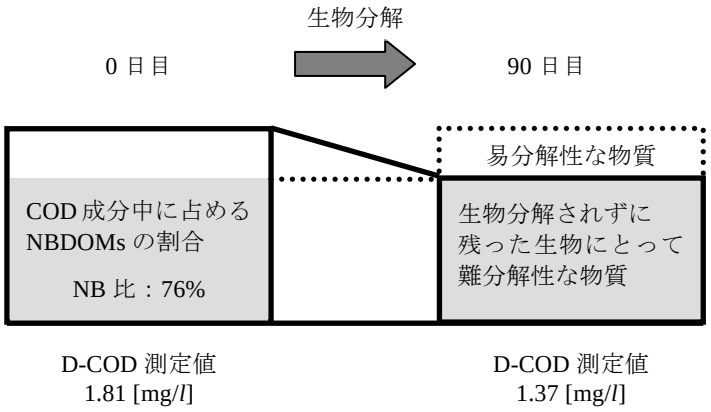

図 3-1　北湖湖水をサンプルとした生物分解調査の実験結果

ら 1.37 [mg/*l*] に減少している．本研究では，北湖湖水の実験前の D-COD 1.81 [mg/*l*] 中に 90 日後に残った難分解性な D-COD 1.37 [mg/*l*]（76%）がはじめから含まれていたものと考え，この残存率を NB 比（COD 成中に含まれる NBDOMs 成分の割合）と呼ぶこととする．

次に，「路面排水の COD 対策実証実験」について説明する．この実験は，雨天時の路面排水が道路側溝から河川に直接流入する現状に対し，その排水を草地浸透や自然的な池へ導くことにより，いかに COD 負荷が削減できるかを検討したものである．なお，同実験についても，本研究で使用する実験結果の箇所のみを抜粋して説明する．

調査方法としては，各試水（雨水，路面排水）を水質浄化機能があると仮定したビオトープ等に通し，実験開始後 0 日と 100 日目に各試水から採取したサンプルを測定し，水質浄化機能を調査したものである. 各試水における D-TOC の測定結果を表 3-6 に示す. なお，表では，各試水の実験結果から本研究で NB 比を設定する，汚濁負荷発生源を合わせて示している．例えば「湖面降雨」は，表中の D-TOC の残存率 38.5%を NB 比と設定する．

ただし，先の「各発生源由来有機物の生物分解調査実験」では，D-COD の残存率を「下水道」等の NB 比としたのに対し，ここでは，D-TOC の残存率を NB 比としている．

表 3-6　「路面排水の COD 対策実験」における各試水の原水および 100 日間の生物分解後の D-TOC 測定値と残存率 [4)]

試水	D-TOC 測定値 [mg/l]		残存率%	本研究における汚濁負荷発生源
	0 日目	100 日目		
雨水（降雨開始～2 時間後）	1.3	0.5	38.5	湖面降雨
市街地排水（出水開始 15 分後）	10.0	2.1	51.0	宅地・道路

3-5-2　原単位法に基づく NB 比の設定 [2), 5)]

ここでは,「下水道」「し尿処理施設」「農村集落排水処理施設」を除く「生活系」の NB 比の設定の考え方について説明する.

図 3-2 に示すように，人を発生源（「生活系」）とする COD の基本発生源単位（「雑排水」+「し尿」）29.3 [g/人･day]に 5 次湖沼計画における「下水道」の北湖流域フレーム値 466376 [人]を乗じると，2005 年度における「下水道人口」の COD 発生速度は 13664.8 [kg/day]となる. 一方, 2005 年度における「下水道処理施設」の COD 排出負荷量（実測値）は 423 [kg/day]である．両者の比より「下水処理」による COD 残在率は 3.10%となる．また，この値に下水処理水の暗実験結果（98%）を乗じると，1 人の人から 1 日に北湖に流入する NBDOMs の流入原単位は 0.89 [g/人･day]となる.

また，図 3-3 に示すように，上記の「下水道」に対する考え方と同様に,「し尿」の COD 基本原単位 10.1 [g/人･day] に 5 次湖沼計画における「し尿処理人口」の北湖流域フレーム値 115584 [人]を乗じると，2005 年における「し尿処理施設」の COD 発生速度は 1167.4 [kg/day]となる．一方，2005 年度における「し尿処理施設」の COD 排出負荷量（実測値）は 21 [kg/day]である.

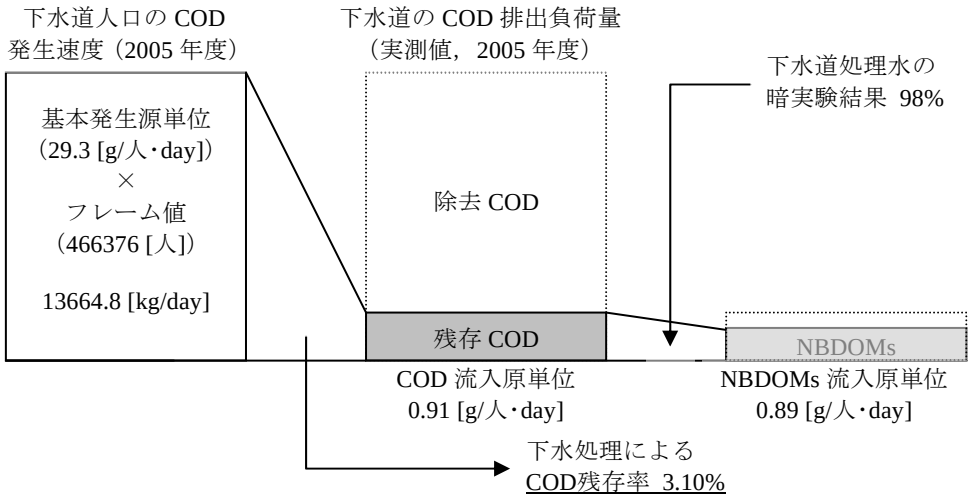

図 3-2　下水に関する NBDOMs 流入原単位推計の考え方

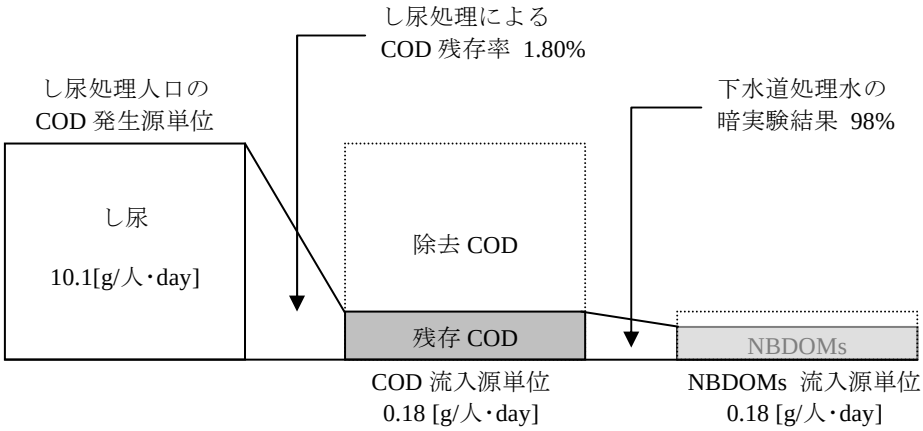

図 3-3　し尿に関する NBDOMs 流入原単位推計の考え方

したがって，両者の比より「し尿処理」による COD 残在率は 1.80%となる．さらに，この値に下水処理水の暗実験の結果（98%）を乗じると，1 人の人の「し尿」から 1 日に北湖に流入する NBDOMs 流入原単位は 0.18 [g/人･day]となる．

本研究における NBDOMs の定義に従えば，NBDOMs は微生物によって難分解な有機物であるため，人 1 人，1 日当りの北湖へ流入する NBDOMs は，処理方法に関わらず，一定量となる．したがって，処理方法は何であれ，「下水」と「し尿」からの NBDOMs 流入原単位は，それぞれ 0.89 と 0.18 [g/人･day]となる．これは以下に述べる「雑排水」やその他の「生活系」についても同じである．

ここで，図 3-4 に示すように，下水処理施設に流入する下水が一般家庭から排出される「雑排水」と「し尿」のみであると仮定する．もちろん，厳密には，工場排水なども下水に流入するが，単純化のために，ここではそれらを無視する．すると，先ほどの計算より，「し尿」に関する NBDOMs 流入原単位が 0.18 [g/人･day]とわかっていることから，下水全体（雑排水＋し尿）の NBDOMs 流入原単位 0.89 [g/人･day]から，この値を引いた残りの 0.71 [g/人･day]が「雑排水」に関する NBDOMs 流入原単位となる．

また，5 次湖沼計画における「雑排水」の COD 流入原単位は 19.2 [g/人･day] である．図 3-4 に示すように，「雑排水」の NB 比は，この値で先に求めた NBDOMs 流入原単位 0.71 [g/人･day]を割った 3.7%であると考えることができる．同様の考え方で求めた残りの「生活系」（合併浄化槽，単独浄化槽，農地還元）の NB 比を表 3-9 に示す．

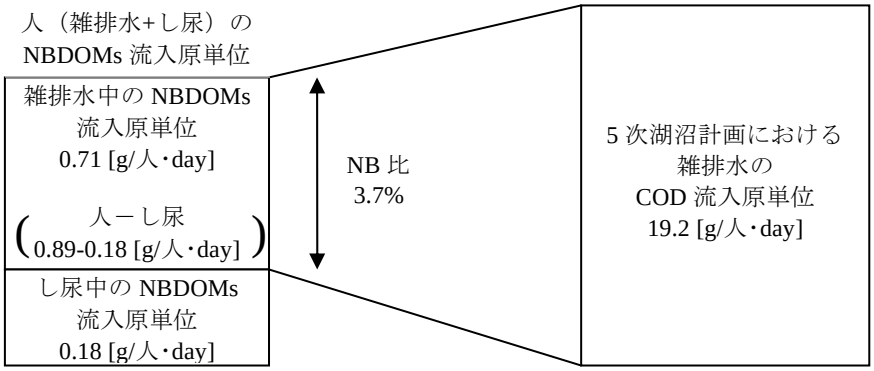

図 3-4　雑排水に関する NBDOMs 流入原単位と NB 比の推計の考え方

3-5-3　「産業系水質汚濁負荷量の推定に関する研究」に基づく NB 比の設定

ここでは,「産業系水質汚濁負荷量の推定に関する研究」[6] に基づき,「製造業」と「サービス業等」の NB 比を設定する．同研究では，滋賀県内の 14 部門の製造業と 13 部門のサービス業等の事業所からの排水中の平均汚濁物質濃度（COD，BOD，T-N，T-P）が報告されている．同研究で報告されている COD および BOD 濃度を本研究で求めた「製造業」と「サービス業等」の COD および BOD 濃度の平均値とともに表 3-7 に示す.

本研究では，表 3-7 の「製造業」および「サービス業等」の事業所排水中の平均 COD 濃度と平均 BOD 濃度の差を，それぞれの NBDOMs 濃度と仮定する．さらに，同 NBDOMs 濃度が COD 濃度に占める割合を NB 比と仮定する．「産業系」における NB 比の求め方を式（3-1）に示す.

$$\text{NB比} = \frac{(\text{COD} - \text{BOD})}{\text{COD}} \qquad (3\text{-}1)$$

ここで,
COD：平均 COD 濃度 [mg/*l*]
BOD：平均 BOD 濃度 [mg/*l*]

式(3-1)に表 3-7 の「製造業」および「サービス業等」の平均 COD および BOD 濃度を代入すると，それぞれの NB 比は，34.5 と 37.1%となる．

ただし，この項では，COD と BOD 濃度の差を NBDOMs 濃度と仮定したが，これは本来の NBDOMs の定義からすると誤った考え方である．COD と BOD，NBDOMs 濃度の間の本来の関係は図 3-5 に示すようになっている．

図 3-5 に示すように，一般に，BOD は生物易分解性の有機物を，COD はそれに生物難

表 3-7　製造業およびサービス業等の各産業部門事業所排水中 COD と BOD 濃度 [6)]

産業部門		排水量 (m^3/day)	負荷量(kg/日)		濃度(mg/*l*)	
			COD	BOD	COD	BOD
製造業	食料品	55883	956	914	17.10	16.35
	繊維製品	47924	877	352	18.30	7.34
	パルプ・紙・木製品	8271	229	67	27.71	8.11
	化学製品	75031	142	155	1.89	2.07
	石油・石炭製品	122	0	0	1.50	1.00
	窯業・土石製品	18683	87	54	4.63	2.89
	鉄鋼	734	4	3	5.63	3.90
	非鉄金属	3342	24	3	7.29	1.00
	金属製品	9005	40	15	4.43	1.63
	一般機械	7472	40	17	5.39	2.33
	電気機械	33680	181	152	5.37	4.50
	輸送機械	5802	43	8	7.40	1.30
	精密機械	1275	8	2	6.02	1.28
	その他の製造工業製品	117391	317	189	2.70	1.61
	平均濃度				7.66	5.02
サービス業	電力・ガス・熱供給	128	1	0	6.81	2.24
	水道・廃棄物処理	8665	31	13	3.60	1.46
	商業	16137	266	197	16.48	12.18
	金融・保険	495	3	1	6.24	1.87
	不動産	175	9	8	49.00	46.58
	運輸	2498	29	17	11.53	6.63
	通信・放送	217	1	0	6.19	1.98
	公務	3267	23	16	7.06	4.80
	教育・研究	38779	256	123	6.60	3.16
	医療・保険・社会保険・介護	14743	128	56	8.65	3.80
	その他の公共サービス	2133	25	17	11.88	7.85
	対事業所サービス	2912	12	7	4.24	2.57
	対個人サービス	36943	426	308	11.54	8.32
	平均濃度				9.52	5.99

※平均濃度は部門ごとの負荷量合計を排水量合計で割ることで求めた.

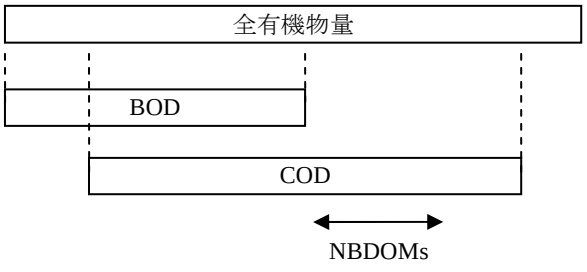

図 3-5　COD と BOD の関係図 [7)]

分解性の有機物が加わった全有機物量を測る指標と言われているが，この表現は必ずしも正確ではない．図に示すように，逆に，COD では測定されないが，BOD では測定される

有機物も存在する. したがって, COD 濃度から BOD 濃度を引いたものが必ずしも NBDOMs 濃度を表すわけではない．また，当然のこととして，その差を COD 濃度で割った値を NB 比と見なせるわけではない．しかし，ここでは，あくまで仮の値として，「産業系」排水の NB 比を式（3-1）で求めてみたものである．このため，第五章でこれら「産業系」排水の NB 比を最適化の対象とする．

3-5-4　先行研究の最適化に基づく NB 比の設定

先行研究では，暗実験などによって設定できない，設定根拠が不十分な「牛」「豚」「鶏」「山林・その他」「ゴルフ場」の NB 比について，北湖における NBDOMs 濃度のシミュレーション予測値と既存データからの推計値が最も一致するように，3 つのケースに分けて最適化を行っている [5]．特に信頼性が高いとされる，ケース 3 では，「畜産系」から発生する負荷量（糞尿）は，農地還元により糞尿中の NBDOMs のそのほとんどが削減されるとし，「畜産系」の NB 比は 0%と仮定されている．また，「山林・その他」「ゴルフ場」の NB 比は表 3-8 に示すように，最適化の結果 100%となっている．なお，最適化前の両発生源の NB 比は 98%であった．

本研究では，上記の先行研究の結果にしたがって，ひとまず「牛」「豚」「鶏」の NB 比を 0%とし，「山林・その他」「ゴルフ場」の NB 比を 100%と設定する．ただし，本研究においては，第五章でこれらの NB 比に関しても最適化の対象とする．

3-5-5　本研究における NB 比の設定値

以上のような考え方で設定した発生源別の NB 比とその設定根拠を表 3-9 に示す.

表 3-8　先行研究による NB 比 [5]

汚濁負荷発生源	最適化後の NB 比（%）
牛	0※
豚	0※
鶏	0※
山林・その他	100
ゴルフ場	100

※最適化の結果ではなく仮定である

表 3-9　各発生源における NB 比とその設定根拠 [2), 3), 4), 5), 6)]

汚濁負荷発生源	NB 比（%）	仮定の根拠
下水道	98.0	下水道処理水の D-COD 成分が生物分解後に 98%残存した暗実験の結果（表 3-5）から残存率＝NB 比として設定.
し尿処理施設（し尿分）	98.0	
農村集落排水処理施設	98.0	
合併浄化槽	12.2	下水の NBDOMs 流入原単位 0.89 [g/人･day] を合併浄化槽の COD 流入原単位 7.3 [g/人･day] で割ることにより設定.
単独処理施設	3.0	し尿の NBDOMs 流入原単位 0.18 [g/人･day] を単独浄化槽の COD 流入原単位 6.1 [g/人･day] で割ることにより設定.
農地還元	18.0	し尿の NBDOMs 流入原単位 0.18 [g/人･day] を農地還元（し尿分）の COD 流入原単位 1.0 [g/人･day] で割ることにより設定.
雑排水	3.7	雑排水の NBDOMs 流入原単位 0.71 [g/人･day] を雑排水の COD 流入原単位 19.2 [g/人･day] で割ることにより設定.
日帰り観光客	3.0	湖沼計画において，観光客からの排水は合併浄化槽で処理されるものとしている．そのため，原単位の設定方法と同様に（表 3-2），合併浄化槽の NB 比に負荷比（24%）を乗じることにより設定.
製造業	34.5	滋賀県内 14 部門の事業所排水中の平均 COD 濃度と平均 BOD 濃度の差を平均 COD 濃度で割ることにより設定.
サービス業等	37.1	滋賀県内 13 部門の事業所排水中の平均 COD 濃度と平均 BOD 濃度の差を平均 COD 濃度で割ることにより設定.
畜産系（牛・豚・鶏）	0.0	畜産から発生する糞尿は，そのほとんど全量が農地還元されているとした，先行研究による仮定（表 3-8）から設定.
水田	98.0	農業排水の D-COD 成分が生物分解後に 98%残存した暗実験の結果（表 3-5）から残存率＝NB 比として設定.
畑	98.0	
宅地・道路	51.0	路面排水の D-TOC 成分が生物分解後に 51.0%残存した暗実験の結果（表 3-6）から残存率＝NB 比として設定.
山林・その他	100.0	先行研究による最適化の結果（表 3-8）から設定.
ゴルフ場	100.0	
湖面降雨	38.5	降雨の D-TOC 成分が生物分解後に 38.5%残存するとした暗実験の結果（表 3-6）から残存率＝NB 比として設定.
地下水	98.0	水田の NB 比を用いて設定.

3-6　北湖への NBDOMs 流入速度の推計結果

本研究では，発生源別の北湖への COD 流入速度（表 3-4）に，表 3-9 で仮定した発生源別の NB 比を乗じることによって，発生源別の北湖への NBDOMs 流入速度を求める．一例として，2005 年度について求めた，各発生源から北湖への NBDOMs 流入速度を表 3-10 に示す.

表 3-10　本研究における各発生源から北湖への NBDOMs 流入速度と NBDOMs 年間流入量（2005）

汚濁負荷発生源		NBDOMs 流入速度 [kg/day]	NBDOMs 年間流入量 [t/yr]
生活系	下水道	414.54	151.30
	農村集落排水処理施設	321.44	22.63
	合併浄化槽	104.11	35.51
	し尿処理施設	20.58	7.51
	単独浄化槽	4.39	1.60
	雑排水	101.70	37.12
	農地還元	0.65	0.18
	日帰り観光客	4.11	5.70
産業系	製造業	822.14	452.29
	サービス業等	176.60	53.90
畜産系	牛	0.00	0
	豚	0.00	0
	鶏	0.00	0
土地利用系	水田（灌漑期）	6026.93	922.12
	水田（非灌漑期）	2799.47	593.49
	畑	96.30	35.151
	宅地道路	2981.30	1088.57
	ゴルフ場	165.17	60.29
	山林・その他	9557.71	3488.57
	湖面降雨	1902.02	694.24
	地下水	137.20	50.08
計			7651.24

また，表 3-10 に示した，2005 年度における北湖への NBDOMs の全流入速度に占める発生源別の NBDOMs 流入速度の割合を図 3-6 に示す.

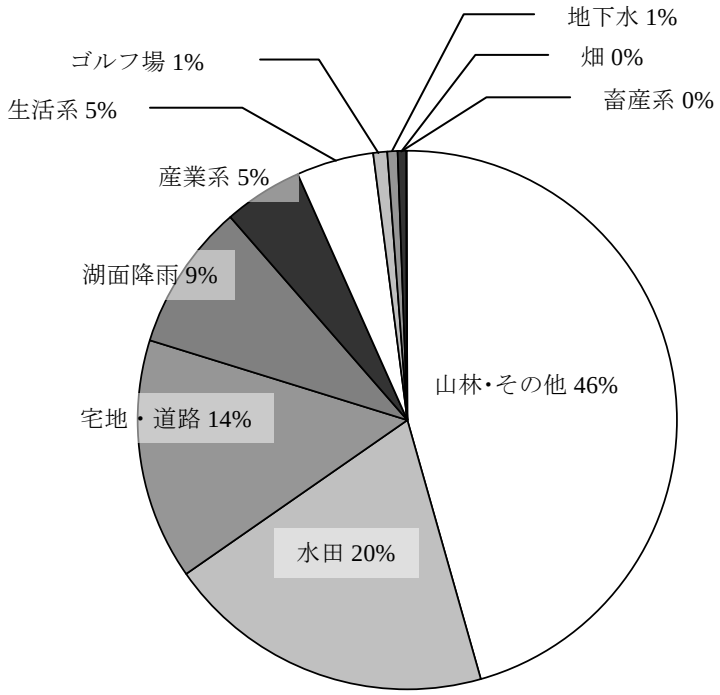

図 3-6　発生源別の北湖への NBDOMs 流入速度の割合（2005）

図 3-6 に示すように, 北湖への NBDOMs の流入速度の割合が最も大きかった発生源は「山林・その他」であった．それに「水田」と「宅地・道路」が続く結果となった．

ただし，表 3-10 と図 3-6 は，表 3-9 の NB 比を用いて暫定的に推計してみた結果にすぎない. 本研究では, そのうち設定根拠が不十分な NB 比について第五章で最適化し, 再度, 各発生源からの北湖への NBDOMs 流入速度を推計する．

3-7　北湖へ流入する NBDOMs の月流入速度の推計

本研究では，前節で求めた各汚濁負荷発生源から北湖に流入する NBDOMs の年間流入速度のうち，月変動が考えられるものに対しては，月変動パターンを考慮し，月または半月単位で年間の値を案分することで，北湖へ流入する半月単位の NBDOMs 流入速度を求める．この半月単位の NBDOMs 流入速度を後述するシミュレーションの入力データとする．月変動パターンとしては「等分割による案分」,「アメダスによる案分」,「田川の COD 流入速度による案分」,「日帰り観光客数による案分」の 4 つのパターンを仮定した. 以下, これらの仮定と案分方法について述べる．

3-7-1　等分割による案分

「観光客」を除く「生活系」と「産業系」から発生する北湖への NBDOMs の月流入速度は，先行研究に倣って，「下水道」の月別 COD 排出量から推計する．1990，1995，2000 年度における滋賀県流域下水道（湖南，湖西，東北部，高島）から北湖への月別 COD 負荷量を図 3-7 に示す．

図 3-7 に示すように，流域下水道からの COD 負荷量には，月変動がほとんど確認できなかった．また，「産業系」からの北湖への NBDOMs 流入速度に関しても，月変動は考えにくい．これらのことから，本研究では，「観光客」を除く「生活系」および「産業系」から北湖への NBDOMs 月流入速度を，同年間流入速度（表 3-10 参照）を 12（ヶ月）で等分することによって求める（半月単位の同流入速度は年間流入速度を 24 で等分する）こととした．

3-7-2　降水量（アメダスデータ）による案分

自然系発生源（「水田」「畑」「ゴルフ場」「宅地・道路」「山林・その他」「湖面降雨」「地下水」）から北湖へ流入する NBDOMs の月流入速度は，降水量に比例すると考え，北湖集水域における月別降水量（アメダス）[8]を用いて年間流入速度を案分する．

本研究では，北湖集水域における月別降水量を，同集水域中にあるアメダス観測地 14 点（滋賀県：柳ヶ瀬，今津，虎姫，荒川，春照，南小松，彦根，近江八幡，霜ヶ原，蒲生，大津，信楽，土山，京都：花背峠）のうち，降水量数値が研究対象期間中（1990 年 4 月から 2006 年 3 月）に一部欠けている荒川，霜ヶ原，花背峠の観測点を省いた，11 観測地点における日降水量から，算術平均法を用いて求める．

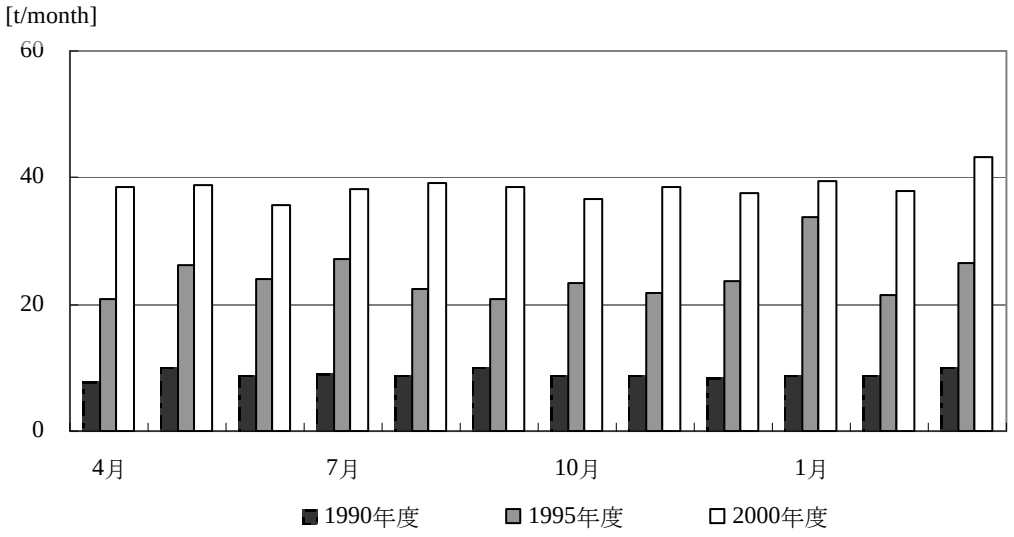

図 3-7　滋賀県流域下水道から北湖への月別 COD 負荷量（1990，1995，2000）[5]

算術平均法とは，集水域に含まれる全てのアメダス観測地点（11 地点）における降水量の和を，観測地点数で割ることによって，その流域における平均降水量を求める手法である．

なお，一般的な降水量の推計方法には，他にも，観測地点の配置が偏っている場合に有効なティーセン法がある．しかし，北湖集水域におけるアメダス観測地点にはそれほど偏りがないため，本研究では，算術平均法を用いて降水量の推計を行うこととした．

具体的にはまず，各年度の北湖集水域におけるアメダス観測地点（11 地点）の日降水量データから，北湖集水域における平均日降水量を求める．次に，各月の半月単位の平均降水量を求め，これを合計することで，各年の年間降水量を求める．最後に，各年の年間降水量に占める各月の半月単位の平均降水量の割合を求めることで半月割合を得る．一例として，2005 年度の北湖集水域における半月単位の降水量を求めた結果を図 3-8 に示す．なお，図 3-8 では，各月の前期を Fh（the first half），後期を Lh（the latter half）と表記している．

各発生源から発生する北湖への各年の NBDOMs 年間流入量に，上記で求めた各年の降水量の半月割合を乗じることにより，発生源別の NBDOMs の半月流入速度を求めることとする．

3-7-3　田川の COD 負荷量による案分

「水田」から北湖に流入する NBDOMs の月流入速度は，灌漑期（4 月～8 月）と非灌漑期（9 月～3 月）に分けて推計する．まず，灌漑期の「水田」については，田おこし・代かきによる COD 負荷量を考慮するため，農業主体の河川（田川）の灌漑期における COD 負荷量の月変動に NBDOMs 流入速度が比例すると考える．1996 年度から 2005 年度における，田川から北湖へ流入する月平均 COD 負荷量[9)]を求めた結果を図 3-9 に示す．

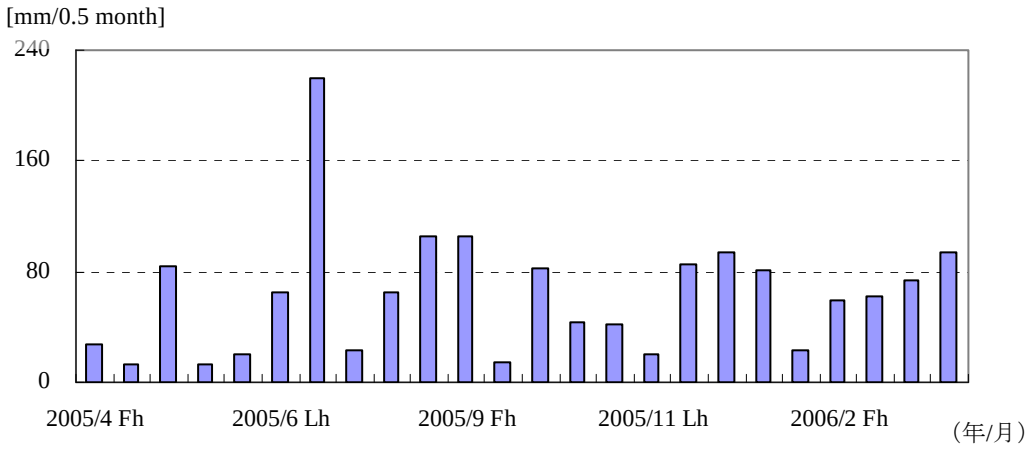

図 3-8　北湖集水域における半月降水量（2005）

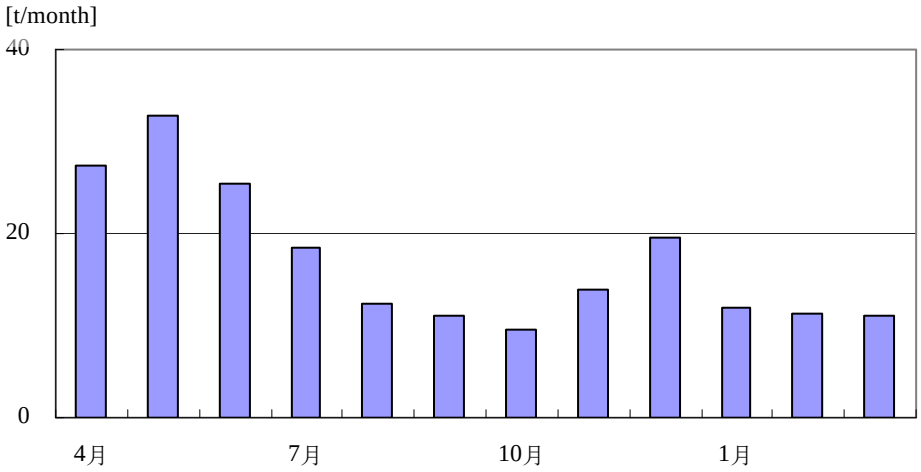

図 3-9　田川における COD 負荷量の月変動（1996～2005）[9)]

図 3-9 に示すように，田川から北湖へ流入する COD 負荷量には，大きな季節変動が見られた．このことから，灌漑期における NBDOMs の月流入速度（また，その 2 分の 1 の半月流入速度）は，灌漑期に「水田」から北湖へ流入する NBDOMs の流入速度に，田川における COD 流入速度の月変動比率を乗じることにより求めることとする．ここで，月変動比率とは, 1996 年度から 2005 年度の間の 4 月から 8 月の各月の平均 COD 負荷量を求め，その合計によって各月の平均負荷量を割って算出したものである．

一方，非灌漑期の「水田」から北湖へ流入する NBDOMs の月流入速度は，降水量に比例すると仮定し，非灌漑期の「水田」からの NBDOMs 流入速度に，前項（3-7-2）の降水量の半月割合を乗じることで，北湖へ流入する NBDOMs の半月流入速度を求めることとする．

3-7-4　日帰り観光客の案分

「日帰り観光客」から北湖へ流入する NBDOMs の月流入速度は，滋賀県観光入込客統計調査書 [10)]に収録されている，日帰り観光客数に基づいて算定する．同調査書から 1995 年度から 2005 年度の月別平均日帰り観光客数を求めた結果を図 3-10 に示す．

図 3-10 に示すように，日帰り観光客数には，大きな季節変動が見られた．このため,「日帰り観光客」の NBDOMs の月流入速度（また，その 2 分の 1 の半月流入速度）は,「日帰り観光客」から北湖に流入する NBDOMs 流入速度に,「日帰り観光客」の平均月割合を乗じることで求めることとする．ここで,「日帰り観光客」の平均月割合とは，1995 年度から 2005 年度の各月の平均日帰り観光客数を求め, その合計によって各月の平均日帰り観光客数を割って算出したものである．

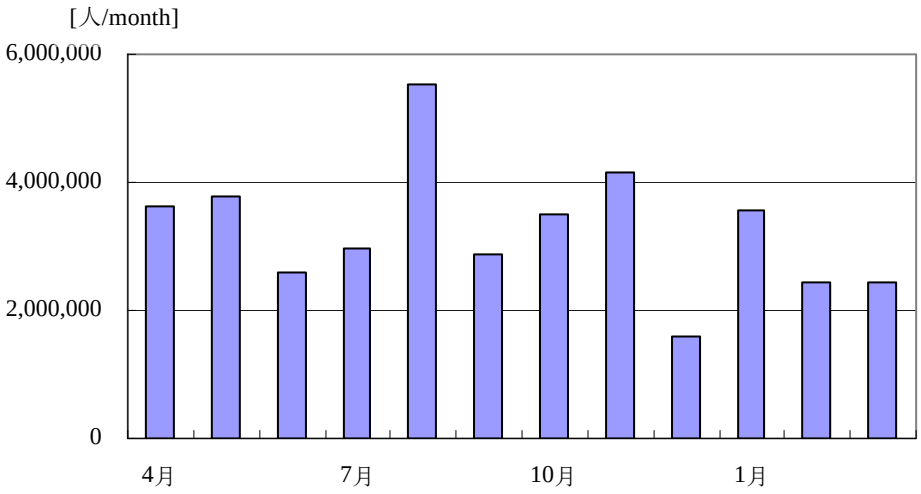

図 3-10　滋賀県を訪れた日帰り観光客数の月変動（1995～2005）[10)]

3-8　北湖湖沼モデルの構築

次に，本研究で使用する北湖湖沼モデルの構築方法やモデルの仮定について説明する．まず，NBDOMs の物質収支に基づく北湖湖沼モデルの概念図を図 3-11 に示す．

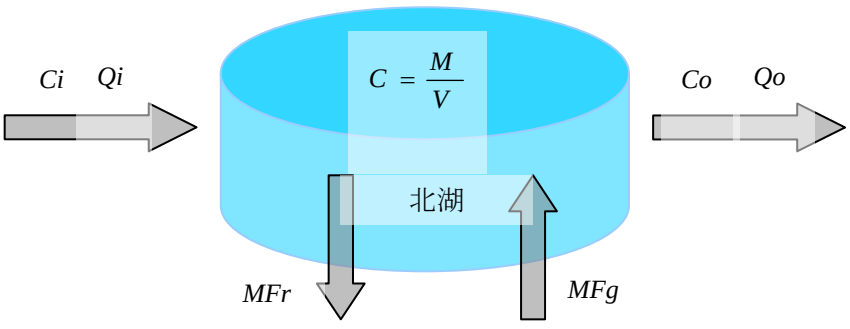

図 3-11　北湖湖沼モデルの概念図 [5)]

ここで，時間 t における

M　：　北湖全体の NBDOMs 量 [g]
C　：　北湖全体の NBDOMs 平均濃度 [g/m^3]
V　：　北湖容積 [m^3]
Ci　：　NBDOMs 流入濃度 [g/m^3]
Co　：　NBDOMs 流出濃度 [g/m^3]
Qi　：　北湖への流入水量 [m^3/yr]
Qo　：　北湖への流出水量 [m^3/yr]
MFr　：　NBDOMs 分解速度 [g/yr]
MFg　：　NBDOMs 生成速度 [g/yr]

本研究の目的は，北湖における NBDOMs の濃度そのものを予測することではなく，北湖全体における NBDOMs 量（*M*）に関する物質収支（シミュレーション）から同物質の発生源を推測することである．したがって，シミュレーション結果の比較検証に用いる NBDOMs 濃度も，北湖全体の NBDOMs 量（*M*）を北湖容積（*V*）で割った平均濃度（*C*）とする．

そのため，本研究の北湖モデルとしては，先行研究[5]同様，北湖湖水中の水平方向および鉛直方向の濃度勾配を無視した図 3-11 のような 1 タンクモデルを想定する．この湖沼モデルにおける NBDOMs の物質収支式は式（3-2）となる．

$$\frac{d}{dt}(M)=\frac{d}{dt}(VC)=CiQi-CoQo-MFr+MFg \tag{3-2}$$

これに次のような仮定を設ける．

- 単純化のため，北湖湖水中において，NBDOMs は分解も生成もしない（*MFr* = *MFg* = 0）か，あるいは分解量と生成量の収支が常にゼロである（*MFr* = *MFg*）と仮定する．
- また，北湖から流出する NBDOMs 濃度と北湖全体の NBDOMs 平均濃度は等しい（*Co* = *C*），すなわち，NBDOMs は湖水中均一に分布する理想的な完全混合状態であると仮定する．

なお，湖水は水深の深い北湖から浅い南湖に流出しているため，北湖からの NBDOMs は北湖表層の濃度で流出していると考えられるが，表層と深層における NBDOMs 濃度の違いに関しては，暗実験などのデータがないため，上記の仮定を用いる．

また，北湖への NBDOMs は必ずしも，すべてが流入河川を通じて北湖へ流入しているわけではない（例：降雨中の NBDOMs）．そのため，*MFin*（北湖への全 NBDOMs 流入速度）を *Ci*（NBDOMs 流入濃度）と *Qi*（北湖への流入水量）の積に変わって使用する．これによって，式(3-2)は式(3-3)となる．

$$\frac{d}{dt}(VC)=MFin-CQo \tag{3-3}$$

また，式の変形により

$$\frac{d}{dt}(VC)=V\frac{dC}{dt}+C\frac{dV}{dt}=MFin-CQo \quad \Leftrightarrow \quad V\frac{dC}{dt}=MFin-CQo-C\frac{dV}{dt} \quad \Leftrightarrow$$

$$\frac{dC}{dt}=\frac{MFin}{V}-C\frac{Qo}{V}-\frac{C}{V}\cdot\frac{dV}{dt} \tag{3-4}$$

また，湖沼学における滞留時間（$R=\frac{V}{Qo}$）の定義より，式(3-4)は式(3-5)に書き直すことができる．

$$\frac{dC}{dt}=\frac{MFin}{V}-\frac{C}{R}-\frac{C}{V}\cdot\frac{dV}{dt} \tag{3-5}$$

これを差分表示すると次式となる．

$$C_{t+\Delta t}=C_t+\Delta t\left\{\frac{MFin_t}{V_t}-\frac{C_t}{R_t}-\frac{C_t\left(V_{t+\Delta t}-V_t\right)}{V_t\cdot\Delta t}\right\} \tag{3-6}$$

実際のシミュレーション（数値計算）は，式(3-6)の差分式を用いたオイラー法によってMicrosoft Excelのスプレッドシート上で実施した．また，初期条件とシミュレーション条件としては，表3-11に示すものを用いた．

なお，表中のNBDOMsの初期濃度は，1990年4月の北湖におけるCOD濃度に，表3-5に示した，北湖湖水をサンプルとする暗実験の結果（76%）を乗じたものである．

表3-11　モデル・シミュレーションにおける初期条件およびパラメータ

初期濃度	1.61 mg/*l*　（1990年4月の数値）
Δt	1/24 yr＝0.5 month
シミュレーション期間	1990年4月から2006年3月

3-9　既存データによる北湖におけるNBDOMs濃度の推計

ここでは，1990年から2005年度における，滋賀県環境白書（資料編）[9]の北湖におけるCOD濃度の実測値データからNBDOMs濃度を推計する．このNBDOMs濃度は，後述するように，シミュレーションによって予測した北湖のNBDOMs濃度と比較するために用いる．

なお，一般的に湖沼のCOD濃度は，表層（0.5 m）の測定値の平均濃度を指すが，本研究におけるCOD濃度の実測値とは，水深による（鉛直方向の）濃度勾配を考慮した濃度である．

鉛直方向の濃度勾配を考慮に入れた北湖湖水全体の月平均COD濃度の推計方法は次の通りである．

1)　まず北湖の水深別の断面積に水深間隔を乗じることで水深別体積を求める．

2)　次に，滋賀県が今津沖中央で毎月測定している水深別のCOD濃度に，それぞれの水深

別体積を乗じることで，水深別の COD 量を求める．（今津沖中央のデータを用いるのは，北湖の鉛直方向の COD 濃度データが表層から深層まで揃っているのは同測定局のみだからである．）

3) さらに，水深別 COD 量の総和を水深別体積の総和（つまり北湖容積）で割ることで，今津沖中央の鉛直方向における月平均 COD 濃度を求める．

4) 続いて，滋賀県の北湖全調査地点（28 地点，水深 0.5 m）の水平方向の月平均 COD 濃度を求め，それに先に求めた今津沖中央の鉛直方向の月平均 COD 濃度と同測定局の水深 0.5 m との比を乗じることによって，鉛直方向の濃度勾配を考慮に入れた北湖湖水全体における月平均 COD 濃度を求める．

上記のような算出方法で求めた北湖の COD 濃度の月変動を図 3-12 に示す．なお，より詳しい推計方法については Appendix 4 に示す．

最後に，以上の方法によって求めた，1990 年から 2005 年度における北湖の鉛直方法の濃度勾配を考慮に入れた月平均 COD 濃度に，北湖湖水をサンプルとした暗実験の結果（76%）を乗じることで北湖における NBDOMs の月濃度を求めた．同 NBDOMs の月濃度を，同濃度の 1 年間の移動平均値とともに図 3-13 に示す．次章では，NBDOMs の月濃度の移動平均値とシミュレーションによる NBDOMs 濃度の予測値との誤差の二乗和が最小となるように，設定根拠が不十分であった NB 比について最適化を実施する．

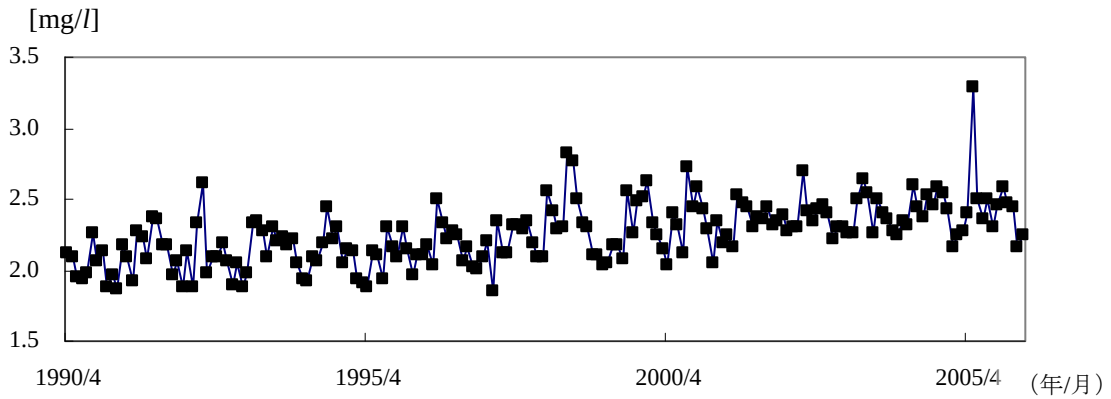

図 3-12　北湖湖水中における COD 濃度の月変動（水深考慮）

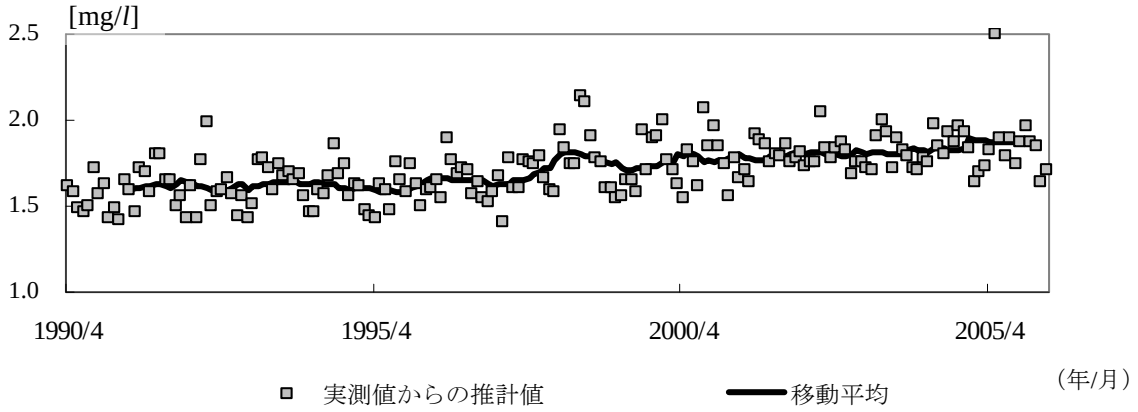

図 3-13　既存水質データから推計した北湖の NBDOMs 濃度（1990～2005）

＜参考文献＞

1) 滋賀県・京都府：琵琶湖に係る水質保全計画（4 次湖沼計画）（2002）
2) 滋賀県・京都府：琵琶湖に係る水質保全計画（5 次湖沼計画）（2007）
3) 滋賀県琵琶湖環境部環境政策課：各発生源由来有機物の生物分解調査実験（1997）
4) 滋賀県・他：琵琶湖・淀川水質浄化共同センター年報　第 1 号，路面排水の COD 対策実証実験（1999）
5) 井手慎司・李理史：琵琶湖北湖における難分解性溶存有機物の主要な発生源の推定に関する研究，環境システム研究論文発表会講演集，32，377-382（2004）
6) 石本貴之・他：産業系水質汚濁負荷の推定に関する研究，環境システム計測制御学会誌，12，23-28（2007）
7) 岸本直之：琵琶湖の COD・BOD の乖離問題に関する一考察，琵琶湖・淀川水質浄化研究所，技術研究発表会講演要旨集（2007）
8) 気象庁：気象統計情報［電子閲覧室］，＜http://www.data.kishou.go.jp/etrn/index.html＞，2006-12-11
9) 滋賀県琵琶湖環境部環境政策課：昭和 56 年度～平成 18 年度版滋賀県環境白書－資料編－，㈱中村太古舎（1981～2006）
10) 滋賀県商工観光労働部商業観光振興課:平成 8 年度～平成 18 年度版滋賀県観光入込客統計調査書（1996～2006）

第四章　シミュレーション条件等の変更

4-1　はじめに

この章ではまず，先行研究[1)]によるシミュレーションの結果について説明する．次に,COD流入速度の算定方法やシミュレーション条件,モデルパラメータの仮定など，本研究において先行研究から変更した点について説明し，最後にそれら変更点を加えて実施したシミュレーションの結果について報告する．

4-2　先行研究によるシミュレーション結果

先行研究は4次湖沼計画（2000年）に基づいて算定した入力データを用いて，湖沼モデル･シミュレーションを1990年から2000年までを対象期間として実施している．また，同研究では，設定根拠があいまいな汚濁負荷発生源のNB比を，3つのケースに分けて最適化を実施している．同研究において，信頼性が最も高いとされたケース 3の結果を図4-1に示す．

ケース 3は，畜産系から排出された糞尿は農地還元により，そのほとんどが土壌吸着などによって削減されるものとし，畜産系のNB比を0%と仮定し,「産業系」「ゴルフ場」「山林・その他」の NB 比の最適化を行ったものである．図 4-1 に示すように，先行研究のシミュレーション結果は，実測値からの推計値が示す期間中の NBDOMs濃度の明確な上昇傾向を再現できていなかった．

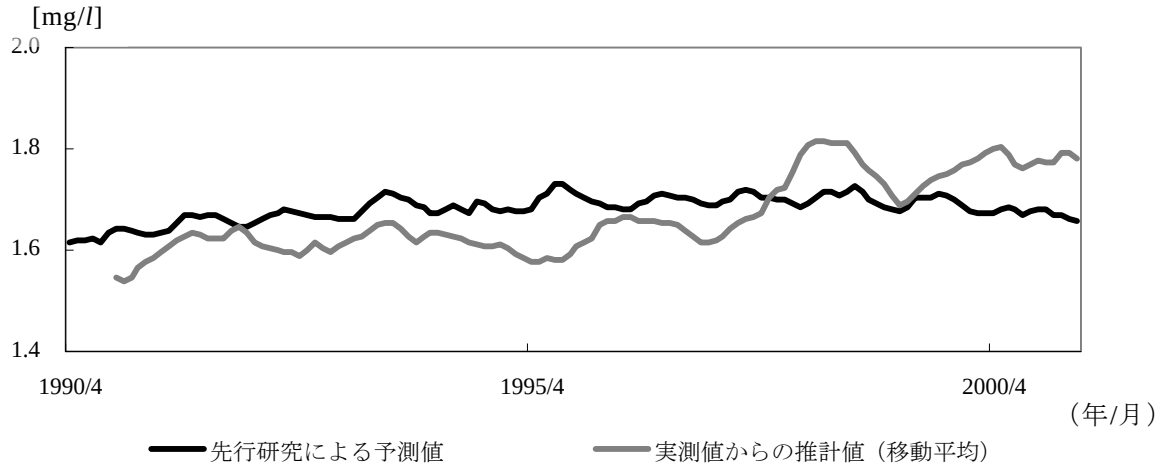

図 4-1　先行研究によるシミュレーション予測および実測値からの推計による北湖湖水中における NBDOMs 濃度の推移（ケース 3）[1)]

4-3　先行研究からのシミュレーション条件等の変更点

前述したように，先行研究による NBDOMs 濃度変動の再現は成功したとは言いがたかった．このため，同研究は，より精度の高いシミュレーションによって NBDOMs 濃度の予測をやり直し，発生源の推定を再度行う必要があると指摘している．

そこで，本研究では，先行研究で実施したシミュレーションの条件等を変更し，より精度の高いシミュレーションを実施することで，北湖における NBDOMs 濃度を予測し直す．

本研究では，13 のシミュレーション条件等を先行研究から変更する．変更点は大きく「シミュレーション条件」「COD 流入速度の算定方法」「その他」の 3 つに分けることができる．さらに，「COD 流入速度の算定方法」は「湖沼計画の変更に伴う変更」「補間方法の変更」「その他の変更」の 3 つに分けることができる．これら先行研究からの変更点を模式図的にまとめたものを図 4-2 に示す．図では，先行研究からの変更点に①～⑬までの番号を振って示している．また，本研究と先行研究におけるシミュレーション条件等の比較を表 4-1 に示す．

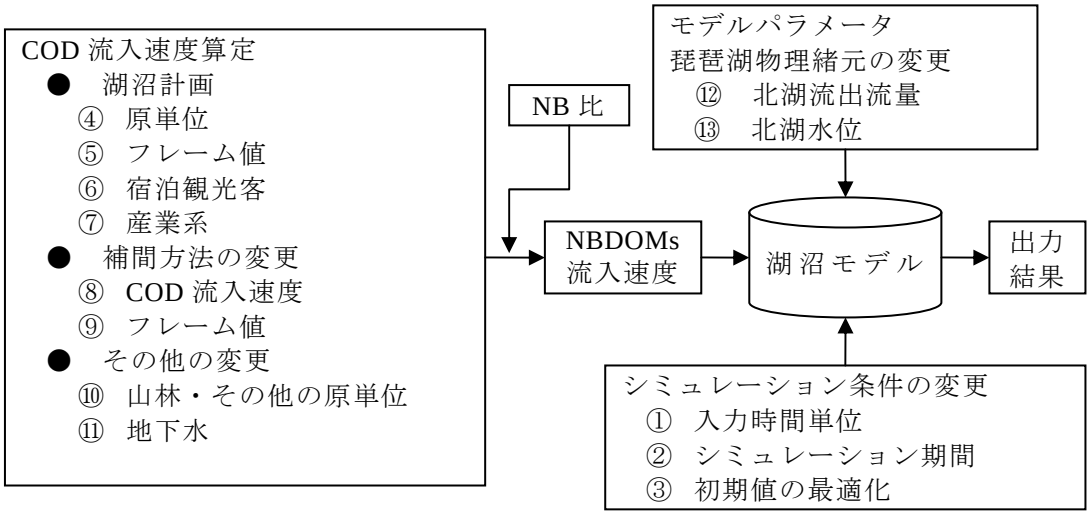

図 4-2　本研究における先行研究からの変更点と湖沼モデルとの関係

表 4-1　本研究と先行研究におけるシミュレーション条件等の比較 [1), 2)]

		No.	変更項目	先行研究	本研究
シミュレーション条件の変更		①	入力時間単位	1 ヶ月	0.5 ヶ月
		②	シミュレーション期間	1990～2000 年度	1990～2005 年度
		③	初期値の最適化	なし	あり
COD 流入速度の算定方法の変更	湖沼計画の変更に伴う変更	④	COD 流入原単位	4 次湖沼計画	5 次湖沼計画
		⑤	フレーム値	4 次湖沼計画	5 次湖沼計画
		⑥	宿泊観光客	あり	なし
		⑦	産業系	産業系	製造業・サービス業等
	補間方法の変更	⑧	COD 流入速度	2 次多項式曲線	直線式
		⑨	フレーム値	2 次多項式曲線	直線式
	その他の変更	⑩	山林・その他の原単位	一定	変動
		⑪	地下水	省略	追加
モデルパラメータにおける仮定の変更		⑫	北湖流出流量	一定	変動
		⑬	北湖水位	一定	変動

次節以降は，シミュレーション条件等を先行研究から変更し，COD 流入速度の算定やシミュレーションを実施することで先行研究との比較を行っていく．本章のこれ以降の節または項で，どのシミュレーション条件等を変更させ，先行研究と比較を行うか，その対応表を表 4-2 に示す．なお，表中では，灰色のセルが変更箇所を示している．また，変更箇所①～⑪では，COD 流入速度で，⑫，⑬はシミュレーション結果で本研究と先行研究との比較を行う．

表 4-2　本研究における先行研究からのシミュレーション条件等の変更箇所

No.	変更項目	4-4	4-5-1	4-5-2	4-5-3	4-6-2	4-6-3	4-7
①	入力時間単位							
②	シミュレーション期間							
③	初期値の最適化※							
④	COD 流入原単位							
⑤	フレーム値							
⑥	宿泊観光客							
⑦	産業系							
⑧	COD 流入速度							
⑨	フレーム値							
⑩	山林・その他の原単位							
⑪	地下水							
⑫	北湖流出流量							
⑬	北湖水位							

※：最適化は第五章で説明する

4-4　入力時間単位とシミュレーション期間の変更

ここでは，①入力時間単位と②シミュレーション期間の変更について説明する．

本研究では，シミュレーションの精度を上げるためシミュレーションに入力するデータの時間単位を，先行研究の 1 ヶ月から半分の半月（0.5 ヶ月）に変更する．入力データの時間単位を細かくすることで，先行研究より，より時間変動が大きな NBDOMs 流入速度を湖沼モデルに入力することが可能となり，北湖における NBDOMs 濃度の月変動をより忠実に再現できる可能性がある．

また，先行研究は 1990 年度から 2000 年度までの 11 年間を研究対象期間としていたものを，本研究では 5 年間延長し，1990 年度から 2005 年度までを研究対象期間とする．

前述したように，北湖における COD 濃度の推移は，先行研究が研究対象としていた 2000 年度まで上昇傾向にあったが，2000 年度以降の同濃度の推移傾向は一転して，減少または横ばいにある（図 1-1 参照）．対象期間を延長することで，先行研究とは異なった研究結果が得られる可能性がある．

対象期間の延長に伴い，シミュレーションに用いる入力データも，2005 年度まで延長もしくは更新する必要がある．シミュレーション条件等は変更せずに，単に先行研究から 2005 年度までデータを延長もしくは更新したデータ類を表 4-3 にまとめる．

表 4-3 に示す「北湖における COD 濃度」は，前章（3-9）で求めた，北湖における鉛直方向の濃度勾配を考慮に入れた月 COD 濃度（図 3-12）を 2005 年度まで延長したものである．算出の元データは，滋賀県の環境白書（資料編）から入手した．延長した結果を図 4-3 に示す．なお，図中の点線は先行研究を，実線は今回延長した濃度を示している．

表 4-3　先行研究から延長・更新したデータ

項目	先行研究	本研究
北湖における COD 濃度 [3)]	1990/4～2001/3	1990/4～2006/3
アメダス（北湖流域降水量）[4)]	1990/4/1～2001/3/31	1990/4/1～2006/3/31
田川における COD 流入速度 [3)]	1990/4～2001/3	1990/4～2006/3
滋賀県日帰り観光客数 [5)]	1990/4～2001/3	1990/4～2006/3

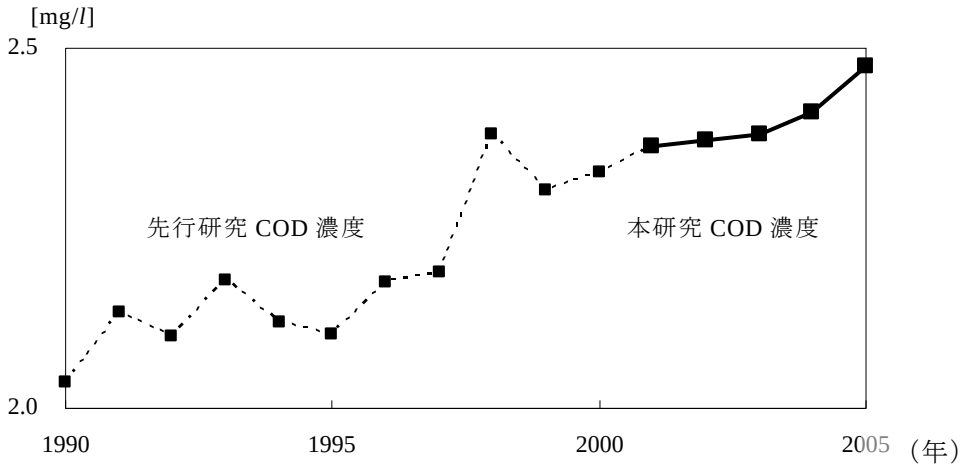

図 4-3　先行研究から延長した北湖の COD 濃度（水深考慮）の推移 [3)]

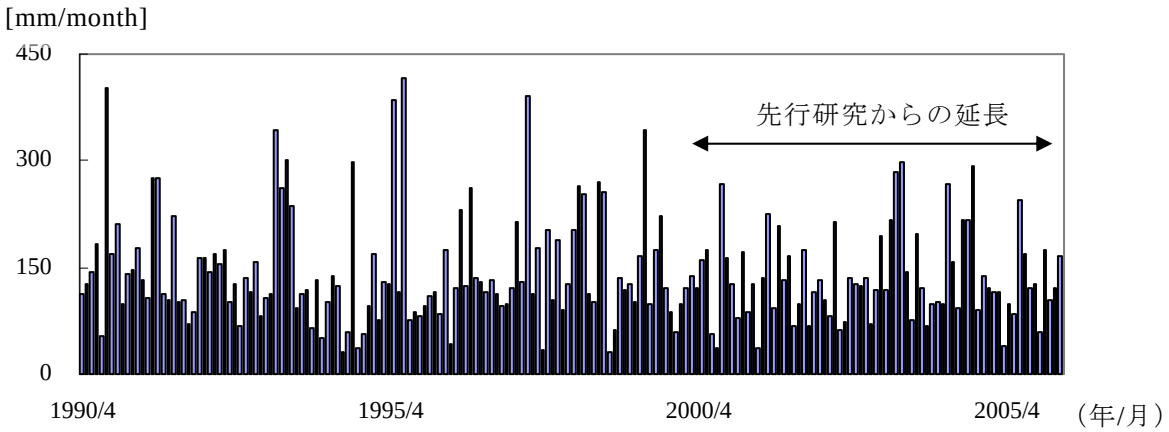

図 4-4　北湖流域における月平均降水量（1990～2005）[4)]

次に，表 4-3 に示す「アメダス（北湖流域降水量)」の延長について説明する．アメダスのデータは，第三章（3-7-2）で述べたように，汚濁発生源である「畜産系」と「水田」を除く「土地利用系」からの NBDOMs 年間流入速度を同半月流入速度に案分するために用いる．先行研究でアメダスデータから算出した 2000 年度までの各月の平均降水量と本研究で算定し，延長したそれ以降の同降水量を図 4-4 に示す．ただし，図 4-4 では，先行研究と結果を並べて示すために 1 ヶ月単位で降水量を示している．

次に，表 4-3 に示す「田川における COD 流入速度」の更新について説明する．同速度は，第三章（3-7-3）で述べたように，「水田（灌漑期，4～8 月)」からの NBDOMs 年間流入速度を同半月流入速度に案分するために用いる．先行研究では，田川の月単位の平均 COD 濃度割合を 1996～2000 年度の 5 年間の平均として求めていたが，本研究では先行研究と対象期間および入力時間単位が異なっているため，田川における半

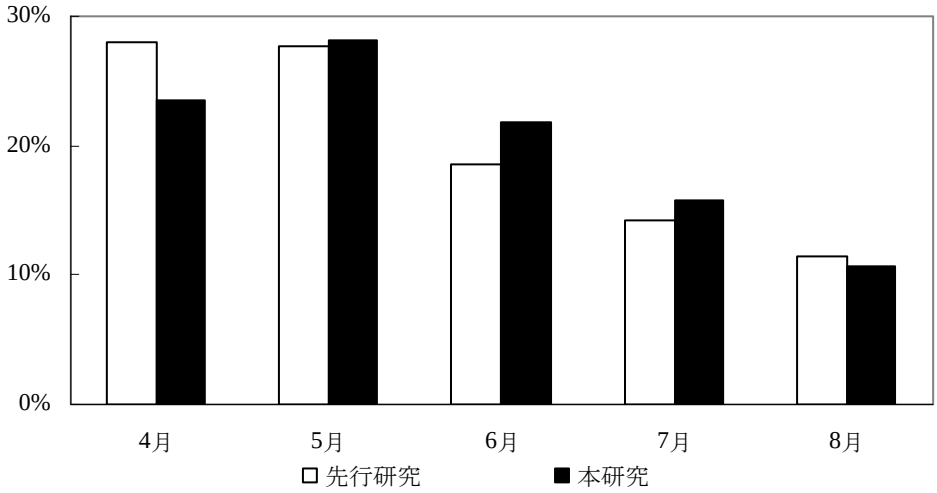

図 4-5　先行研究と本研究で求めた田川の月 COD 流入速度割合の比較 [1), 3)]

月単位の平均 COD 流入速度を新たに，1996～2005 年度の 10 年間のデータから求め直した．この結果を先行研究の田川における月平均 COD 流入速度割合とともに図 4-5 に示す．ただし，図 4-5 では，先行研究と結果を並べて示すために，同濃度を 1 ヶ月単位で示している．また，同流入速度割合から問題となる「水田」の灌漑期である 4～8 月のみの結果を示している．

図 4-5 に示すように，先行研究の田川における月平均 COD 流入速度割合は，4 月と 5 月にほぼ同じピークをもち，6 月以降，次第に小さくなっていた．これに対して，本研究で求めた同割合は 5 月に明確なピークをもつという違いが見られた．特に図 4-5 の結果は，4 月と 6 月において，田川の流入速度割合を用いる「水田」からの NBDOMs 流入速度が 1996～2000 年度と 2001～2005 年度の間で 5%程度の差がでることを表している．

最後に，表 4-3 に示す「滋賀県日帰り観光客数」の更新について説明する．同客数は，第三章（3-7-4）で述べたように，「日帰り観光客」からの NBDOMs の年間流入速度を半月単位で案分するために用いる．先行研究では，日帰り観光客の月単位の平均割合を 1990～2000 年度の 11 年間の平均として求めていたが，本研究では先行研究と対象期間および入力時間単位が異なっているため，日帰り観光客における半月単位の平均観光客割合を新たに，1990～2005 年度の 16 年間のデータから求め直した．この結果を先行研究の日帰り観光客における月平均割合とともに図 4-6 に示す．ただし，図 4-6 では，先行研究と結果を並べて示すために，同割合を 1 ヶ月単位で示している．

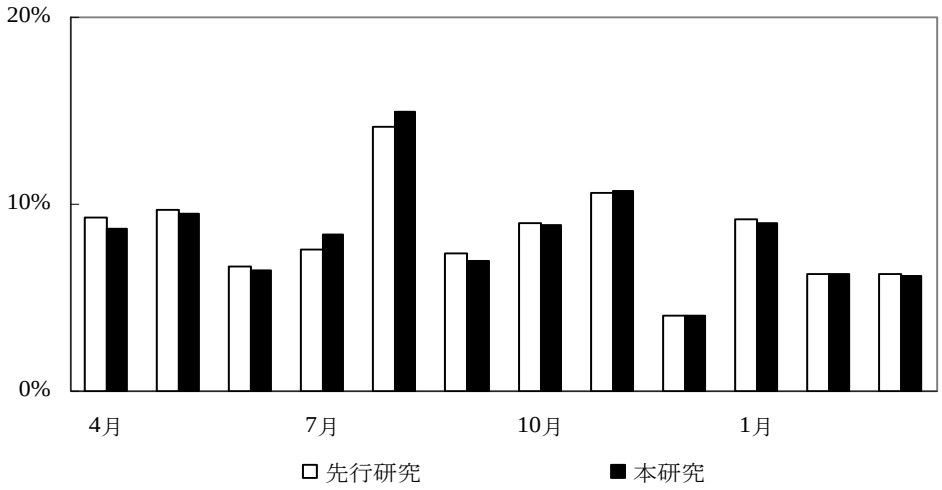

図 4-6　先行研究と本研究による滋賀県日帰り観光客数の月平均観光客割合の比較 [1), 5)]

図 4-6 に示すように，先行研究と本研究における滋賀県の日帰り観光客数の月割合を比較したところ，春季と夏季で若干の差が生じているものの，大きな違いは見られなかった．これは，先行研究が対象期間としていた 1990～2000 年度までと，本研究でデータを更新した 2001～2005 年度までにおいて，滋賀県を訪れる日帰り観光客の平均月割合に大きな変化がなかったことを示している．

4-5　COD 流入速度の算定方法の変更

ここでは，④～⑦の「湖沼計画の変更に伴う変更」と⑧・⑨の「補間方法の変更」，⑩・⑪「その他の変更」について説明する．先行研究と本研究では，北湖へ流入する COD 流入速度の算定方法が異なっており，ここでは同速度の比較を 2 通りの方法で行う．1 つめは，湖沼計画の策定に倣って 5 ヵ年ごとの比較を行うものであり，2 つめは，北湖流域における 5 ヵ年ごとのフレーム値から補間によって求めたフレーム値に基づく 1 年単位の比較である．

4-5-1　湖沼計画の考え方の変更による変更

まず，④～⑦の「湖沼計画の変更に伴う変更」について．ここでは 5 ヵ年ごとに策定されている湖沼計画に倣って，先行研究と本研究における北湖への COD 流入速度の比較を 5 年単位で行う．

COD 流入速度の算定方法は第三章で述べた通りである．同流入速度の算定にあたって，先行研究は 2000 年に策定された 4 次湖沼計画の考え方に基づいていたのに対して，

本研究では 2005 年に策定された 5 次湖沼計画の考え方に基づいた.

4 次湖沼計から 5 次湖沼計画への考え方の変更点は第三章で述べたように,「農村集落排水処理施設」の COD 流入原単位の設定がなくなり, 実測値から把握されることとなったことである. また,「産業系」は「製造業」と「サービス業等」の 2 項目に分けられ, 4 次湖沼計画まで設定されていた「宿泊観光客」の項目がなくなり, 同負荷量は「産業系」および「生活系」の一部として把握されることとなった. 先行研究および本研究における北湖へ流入する COD 流入速度の算定結果を図 4-7 示す. また, 発生源別の北湖への COD 流入速度を表 4-4 示す.

図 4-7 に示すように, 北湖へ流入する COD 流入速度（負荷量）は先行研究と本研究のいずれにおいても減少傾向にあった. 図に示すように, 5 次湖沼計画に基づき本研究で算定した COD 流入速度は, 先行研究のものより低い値を示した. また, 表 4-4 に示すように, 発生源別の COD 流入速度は,「土地利用系」の COD 流入速度が期間中微増であったものの,「産業系」の COD 流入速度は大幅に減少していた.「産業系」の流入速度が, 算定方法の変更から 4 次から 5 次にかけて減少していたことが, 本研究で算定した COD 流入速度が先行研究のものより低い値を示した原因であった.

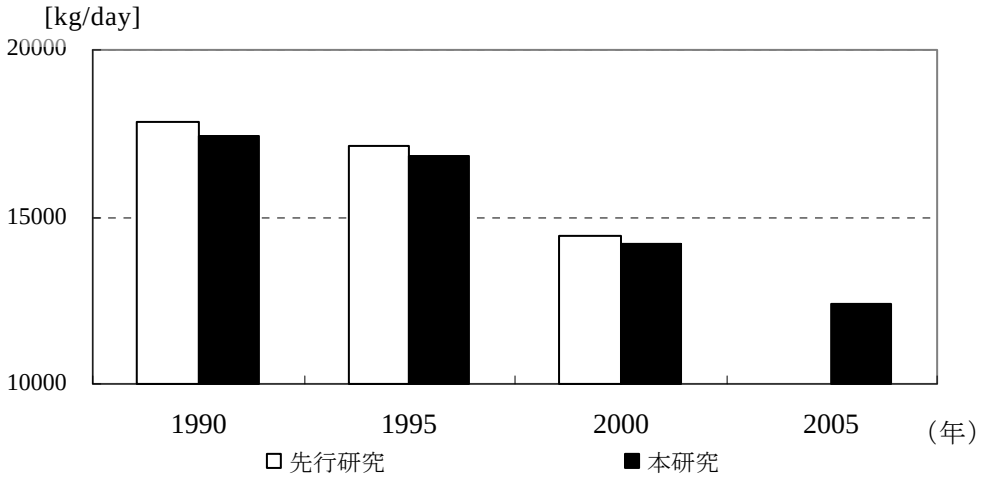

図 4-7　先行研究と本研究の 5 ヵ年ごとの北湖へ流入する COD 流入速度の比較 [2), 6)]

表 4-4　各発生源の先行研究および本研究における COD 流入速度（5 年単位）[2), 6)]

汚濁負荷発生源	生活系		産業系		畜産系		土地利用系	
単位	[kg/day]							
湖沼計画	先行研究	本研究	先行研究	本研究	先行研究	本研究	先行研究	本研究
1990	5140	5058.03	3215.65	2644.06	722.47	722.47	8777.13	8985.64
1995	4421	4483.57	3247.41	2687.50	672.46	672.46	8794.74	9003.29
2000	3172	3140.15	1865.52	1432.26	590.65	591.13	8822.48	9028.16
2005	-	1701.16	-	1043.54	-	576.27	-	9068.15

4-5-2　補間方法の変更

ここでは，表 4-2 に示す⑧・⑨の北湖への COD 流入速度に関する「補間方法の変更」について説明する．先行研究と本研究では補間方法が異なっていることから，両研究の補間方法によって算定した 1 年単位の COD 流入速度を比較するものである．

北湖モデルへの入力データである NBDOMs の流入速度を推計するためには，各年の COD 年間流入速度を算定しなければならない．しかし，湖沼計画にはフレーム値と実測値に基づく COD 負荷量が 5 ヵ年ごとしか収録されていない．そのため，その間の各年の値を補間によって求めなければならない．

先行研究においては対象期間が 1990 年度から 2000 年度までであったため，その間のフレーム値または負荷量としては 1990, 1995, 2000 年度の 3 点が利用可能であった．そのため，先行研究では，2 次多項式曲線をその 3 点間の補間に用いた．一例として，先行研究が農地還元のフレーム値の補間に用いた 2 次多項式曲線を 2 次多項式とともに図 4-8 に示す．

これに対して，本研究においては，対象期間が 1990 年度から 2005 年度までであることから，1990，1995，2000，2005 年度の 4 点が利用可能である．そこで，本研究でもまず，先行研究と同様に多項式曲線による補間を試みた．しかし，3 次多項式曲線で補間した結果，農地還元のフレーム値において 2002 年度から 2004 年度にかけて，マイナスの値となった．そのため多項式曲線に替えて直線式で補間を行うこととした．各発生源における北湖流域フレーム値と一部負荷量の直線式による補間の結果を表 4-5 と表 4-6，表 4-7 に示す．一例として，本研究で「農地還元」のフレーム値の補間に用いた直線を先行研究の 2 次多項式曲線とともに図 4-9 に示す．なお，「農地還元」を含むすべての発生源のフレーム値と負荷量を補間するために用いた直線式は Appendix 2 に示す．

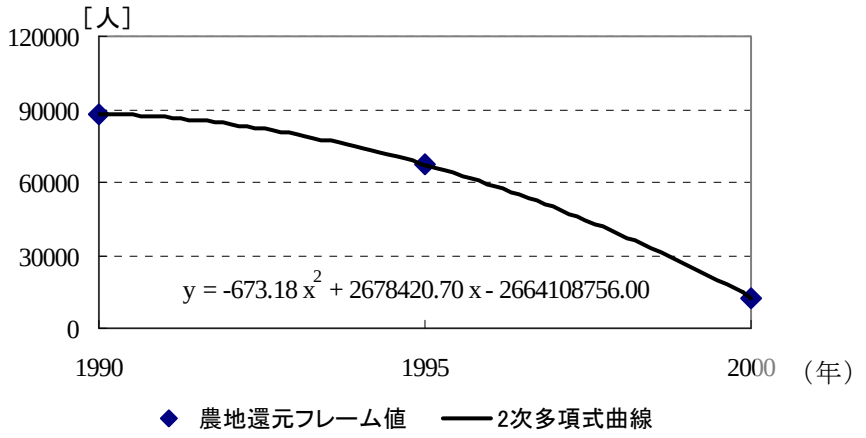

図 4-8　先行研究による農地還元における北湖流域フレーム値の補間 [1)]

表 4-5　北湖流域フレーム値の補間（生活系および畜産系）[2)]

汚濁負荷発生源		合併処理	単独処理	農地還元	日帰り	牛	豚	鶏
年	単位	人			人/day	頭		
1990	実績値	57864	112095	87514	54680	26909	14877	941460
1991	推計値	63201	109903	83723	55744	26638	14252	935987
1992	推計値	68538	107711	79932	56808	26366	13627	930513
1993	推計値	73875	105520	76140	57872	26095	13001	925040
1994	推計値	79212	103328	72349	58936	25823	12376	919566
1995	実績値	84549	101136	68558	60000	25552	11751	914093
1996	推計値	92559	99789	57377	62322	24909	11309	905977
1997	推計値	100569	98442	46197	64643	24266	10866	897862
1998	推計値	108579	97095	35016	66965	23623	10424	889746
1999	推計値	116589	95748	23836	69286	22980	9981	881631
2000	実績値	124599	94401	12655	71608	22337	9539	873515
2001	推計値	123058	80316	10843	72497	22191	9741	860008
2002	推計値	121517	66232	9031	73386	22044	9943	846502
2003	推計値	119977	52147	7220	74274	21898	10144	832995
2004	推計値	118436	38063	5408	75163	21751	10346	819489
2005	実績値	116895	23978	3596	76052	21605	10548	805982

表 4-6　北湖流域フレーム値の補間（土地利用系）[2)]

汚濁負荷発生源		水田	畑	宅地道路	ゴルフ場	山林　他
年	単位	ha				
1990	実績値	43446	2479	32565	2219	201153
1991	推計値	43105	2464	32914	2245	201134
1992	推計値	42765	2450	33262	2270	201115
1993	推計値	42424	2435	33611	2296	201097
1994	推計値	42084	2421	33959	2321	201078
1995	実績値	41743	2406	34308	2347	201059
1996	推計値	41396	2378	34700	2410	200978
1997	推計値	41049	2349	35091	2474	200897
1998	推計値	40701	2321	35483	2537	200817
1999	推計値	40354	2292	35874	2601	200736
2000	実績値	40007	2264	36266	2664	200655
2001	推計値	39165	2128	37132	2664	200767
2002	推計値	38323	1992	37998	2664	200879
2003	推計値	37481	1857	38863	2664	200991
2004	推計値	36639	1721	39729	2664	201103
2005	実績値	35797	1585	40595	2664	201215

表 4-7　原単位の設定がない発生源における 1 日あたりの COD 流入速度の補間 [2)]

汚濁負荷発生源	下水道	し尿処理施設	農村集落排水処理施設	産業系	
				製造業	サービス業等
単位	kg/day				
1990	1.0	32.0	82.0	6770.0	474.0
1991	17.0	36.0	111.8	6782.8	485.0
1992	33.0	40.0	141.6	6795.6	496.0
1993	49.0	44.0	171.4	6808.4	507.0
1994	65.0	48.0	201.2	6821.2	518.0
1995	81.0	52.0	231.0	6834.0	529.0
1996	110.8	48.2	247.8	6151.6	523.6
1997	140.6	44.4	264.6	5469.2	518.2
1998	170.4	40.6	281.4	4786.8	512.8
1999	200.2	36.8	298.2	4104.4	507.4
2000	230.0	33.0	315.0	3422.0	502.0
2001	268.6	30.6	317.6	3214.2	496.8
2002	307.2	28.2	320.2	3006.4	491.6
2003	345.8	25.8	322.8	2798.6	486.4
2004	384.4	23.4	325.4	2590.8	481.2
2005	423.0	21.0	328.0	2383.0	476.0

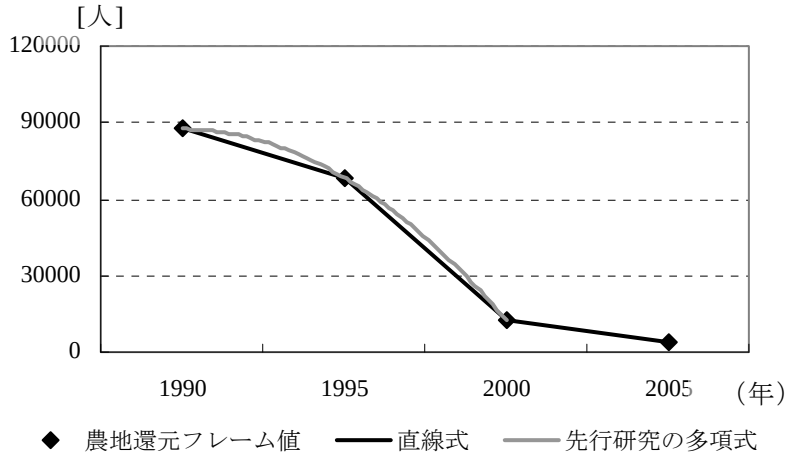

図 4-9　本研究による農地還元における北湖流域フレーム値の補間 [1), 2)]

先行研究と本研究において，異なる方法で補間した結果に基づき，北湖へ流入する各年の COD 年間流入速度を求めた結果を図 4-10 に示す．また，発生源別の北湖への COD 流入速度を表 4-8 に示す．

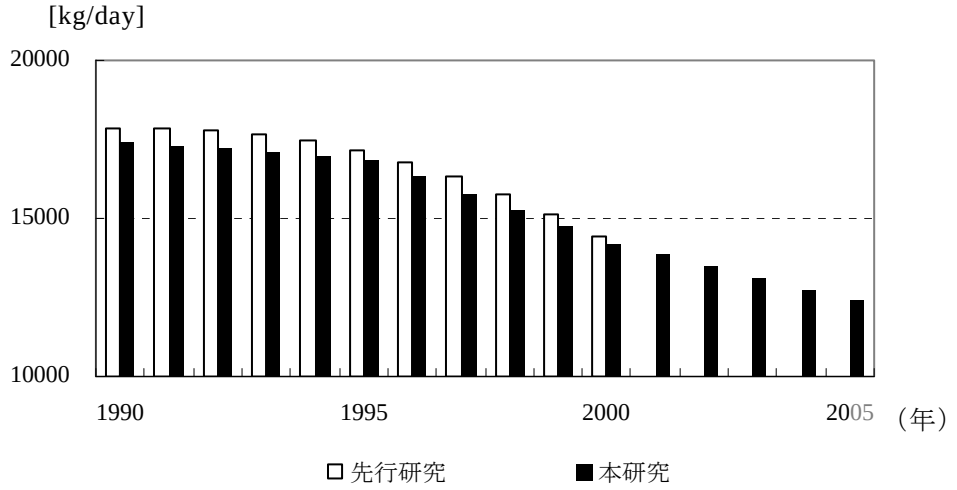

図 4-10　先行研究と本研究における 1 年単位の北湖への COD 流入速度の比較 [1)]

表 4-8　各発生源の先行研究および本研究における北湖へ流入する COD 流入速度（1 年単位）[1)]

汚濁負荷発生源	生活系		産業系		畜産系		土地利用系	
	先行研究	本研究	先行研究	本研究	先行研究	本研究	先行研究	本研究
単位	[kg/day]							
1990	5139.6	5058.0	3215.7	2644.1	722.5	722.5	8777.1	8985.6
1991	5038.4	4943.1	3335.1	2652.7	715.0	712.5	8779.8	8989.2
1992	4916.1	4828.2	3398.0	2661.4	706.3	702.5	8783.0	8992.7
1993	4772.4	4713.4	3404.3	2670.1	696.3	692.5	8786.5	8996.2
1994	4607.6	4598.5	3354.1	2678.8	685.0	682.5	8790.4	8999.8
1995	4421.4	4483.6	3247.4	2687.5	672.5	672.5	8794.7	9003.3
1996	4214.1	4214.9	3084.1	2436.4	658.6	656.2	8799.5	9008.3
1997	3985.4	3946.2	2864.3	2185.4	643.5	639.9	8804.6	9013.2
1998	3735.6	3677.5	2587.9	1934.4	627.2	623.7	8810.2	9018.2
1999	3464.5	3408.8	2255.0	1683.3	609.6	607.4	8816.1	9023.2
2000	3172.1	3140.1	1865.5	1432.3	590.7	591.1	8822.5	9028.2
2001	-	2852.3	-	1354.5	-	588.2	-	9036.2
2002	-	2564.6	-	1276.8	-	585.2	-	9044.2
2003	-	2276.8	-	1199.0	-	582.2	-	9052.2
2004	-	1989.0	-	1121.3	-	579.2	-	9060.1
2005	-	1701.2	-	1043.5	-	576.3	-	9068.1

図 4-10 に示すように，先行研究の COD 流入速度と本研究の同速度を 1 年単位で比較した結果は，5 年単位で比較した図 4-7 の結果と同様に，いずれも期間中に顕著な減少傾向を示した．ただし，本研究で求めた COD 年間流入速度は，先行研究のものより低い値であった．この原因は，表 4-8 に示すように「産業系」の COD 流入速度の違い

であった．同速度が両研究の間で大きく異なった原因は，補間方法の違いによるものではなく，前述したように，湖沼計画の負荷量算定の考え方が，特に「産業系」に関して 4 次から 5 次湖沼計画にかけて大きく変更され，その結果，過去における負荷量算定に関しても，4 次と 5 次湖沼計画で，大きく異なっていたためである．

なお，本研究の COD 流入速度が先行研究のものより低い値を示したことは，本研究で実施するシミュレーション結果（北湖の NBDOMs 濃度）が先行研究のものより全体的に低い値となる可能性を示唆している．

4-5-3　その他の変更

最後に，この項では変更点⑩・⑪の「その他の変更」について説明する．本節ではこれまで，「山林・その他」の原単位は一定として，COD 流入速度を算定し，先行研究の同速度と比較してきた．しかし，5 次湖沼計画において，同原単位は瀬田川比流量によって年々変動するとなっている．そのため，この項では同原単位が変動するものとし，算定した COD 流入速度と 4-5-2 で用いた先行研究の同速度とを比較する．なお，先行研究では同原単位を単純化のために期間中一定と仮定していた．また，湖沼計画における「山林・その他」の原単位の考え方は表 3-2 に示した通りである．

さらに，先行研究では省略されていた「地下水」からの負荷量も，この項における本研究の COD 流入速度に加えて先行研究と比較する．

まず，「山林・その他」の原単位（u）の求め方を式(4-1) [2] に示す．

$$u = 0.179147 \times Q^{0.8851} \qquad (4\text{-}1)$$

ここで，
Q ：瀬田川比流量 [1/sec/km^2]

本研究では，式(4-1)から求めた「山林・その他」の原単位を同発生源の COD 流入速度を算定するために用いる．なお，瀬田川比流量は，湖沼計画に収録されている値をそのまま用いた．本研究で使用する「山林・その他」の原単位の経年変化と，先行研究が使用した同原単位の経年変化を図 4-11 に，式(4-1)から求めた同原単位の結果を表 4-9 に示す．

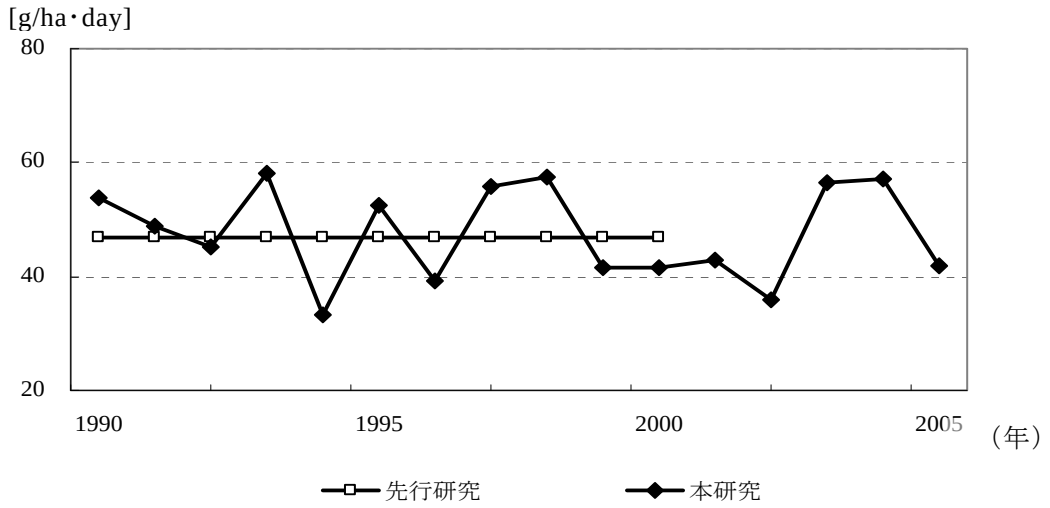

図 4-11　先行研究と本研究における山林・その他の流入原単位の経年変化 [1), 2)]

表 4-9　変動すると仮定して求めた山林・その他における原単位（変動後）[2)]

	琵琶湖流量（m^3/s）	比流量（$1/sec/km^2$）	原単位（g/ha･day）
1990	173.0	46.6	53.7
1991	155.1	41.8	48.7
1992	142.7	38.4	45.3
1993	189.7	51.1	58.2
1994	100.3	27.0	33.1
1995	168.5	45.4	52.4
1996	121.6	32.7	39.3
1997	180.4	48.6	55.7
1998	187.5	50.5	57.6
1999	150.6	40.6	41.5
2000	129.5	34.9	41.5
2001	134.8	36.3	43.0
2002	110.2	29.7	36.0
2003	182.9	49.2	56.4
2004	185.9	50.0	57.2
2005	130.7	35.2	41.9

次に，「地下水」による負荷量算定の考え方について説明する．先行研究では，「地下水」からの負荷量を省略していたが，本研究では，同負荷量も北湖へ流入する COD 流入速度の一部として扱うこととする．「地下水」からの 1 日あたりの平均負荷量は 140.0 [kg/day] と湖沼計画で定められている．また，4 次湖沼計画および 5 次湖沼計画において，「地下水」の負荷量設定に変更はみられなかった．よって，本研究でも，1990 年度から 2005 年度において，「地下水」からの年間 COD 流入速度は一定であったと仮定する．

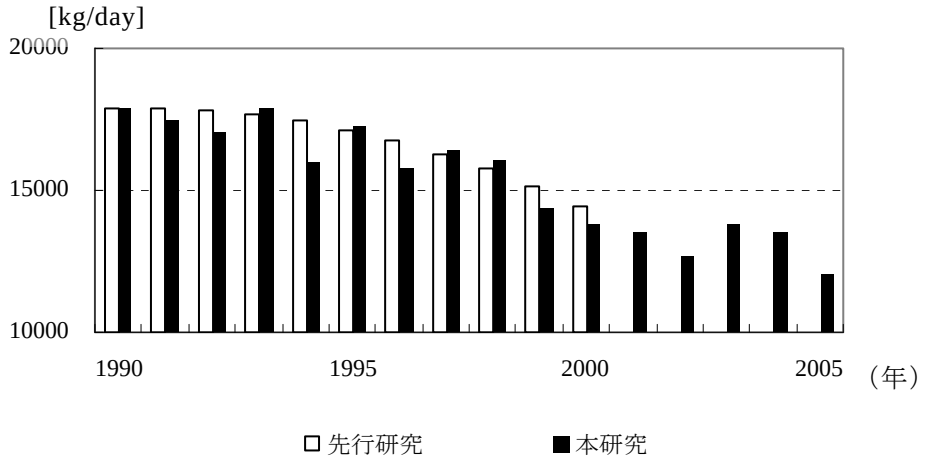

図 4-12　先行研究と本研究における 1 年単位の北湖へ流入する COD 流入速度の比較（山林・その他における原単位を変動，地下水を汚濁負荷発生源として追加）[1)]

最後に，「山林・その他」における原単位を各年で変動させ，「地下水」を汚濁負荷発生源に追加し算定した COD 流入速度を先行研究の同速度と比較した結果を図 4-12 に示す.

図 4-12 に示すように，先行研究と比較した結果，北湖へ流入する COD 流入速度の変動に大きな違いが見られた. 先行研究の COD 流入速度は 1990 年度から 2000 年度にかけて，単調に減少していたが，本研究で上記の変更によって算定し直した同流入速度は，より複雑な変動を示すようになった. なお，「地下水」による COD 流入速度は，年間一定の 140.0 [kg/day] で，全体の流入速度に占める割合が小さいことから，北湖へ流入する COD 流入速度の変動は，「山林・その他」の原単位を変動させたことが主な原因であるといえる.

4-6　モデルパラメータにおける仮定の変更

本節では，先行研究からの変更箇所である「モデルパラメータにおける仮定の変更」について，第 2 項で変更点⑫の「北湖流出流量」を，第 3 項で変更点⑬の「北湖水位」について説明する.

4-6-1　はじめに

先行研究では，単純化のために，北湖における流出流量と水位は一定と仮定していた. しかし，本研究ではこれらを変動するものとして，シミュレーションを実施する. 第二章で述べたように，近年，琵琶湖に流入する水量の減少によって，汚濁物質の希

積効果の減少が指摘されている．したがって，同仮定を変更することで，より精度の高いシミュレーションを実施することができ，NBDOMs の濃度上昇を再現できる可能性がある．

また，前述したように，ここからは，シミュレーション結果で先行研究との比較を行う．そこで，これまでに先行研究から変更したシミュレーション条件等（①，②，④～⑨）に基づいた本研究におけるシミュレーション結果を，先行研究のシミュレーション予測値（ケース 3）と，実測値からの推計値とともに図 4-13 に示す．なお，ここで実測値からの推計値とは，北湖の鉛直方向の濃度勾配を考慮した平均 COD 濃度の月変動に，北湖湖水をサンプルとした暗実験の結果（76%，表 3-5 参照）を乗じて求めた値である（3-9 参照）．

先行研究から変更点（①，②，④～⑨）を加えたシミュレーション予測値は，先行研究と同様に，実測値からの推計値が示す濃度上昇と濃度変動を再現できない結果となった．本研究のシミュレーション予測による北湖の NBDOMs 濃度と先行研究が予測した同濃度を比較したところ，本研究のシミュレーション予測値は先行研究のものより，やや低い値を示した．これは，前述したように，4 次湖沼計画から 5 次湖沼計画にかけて，産業系の COD 流入速度が減少したためと考えられる．ただし，各月の差は最大で 0.06 [mg/*l*] と小さく，変動傾向も類似していた．そのため，次節以降は，先行研究の結果に替えて，上記シミュレーション結果を基準とし（以下，BL（ベースライン）シミュレーション），モデルパラメータ変更後の予測値と比較する．

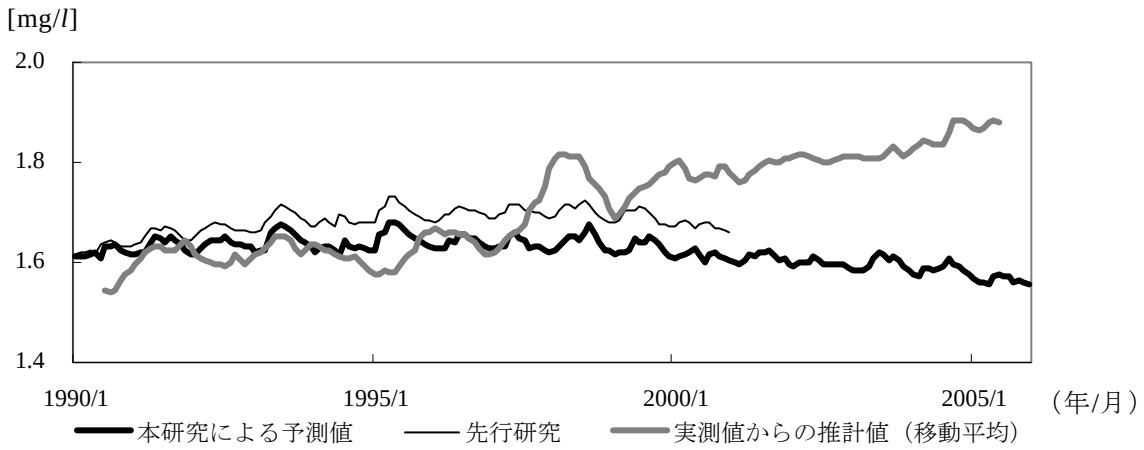

図 4-13　これまでのシミュレーション予測と先行研究によるシミュレーション予測および実測値からの推計による北湖の NBDOMs 濃度の推移 [1)]

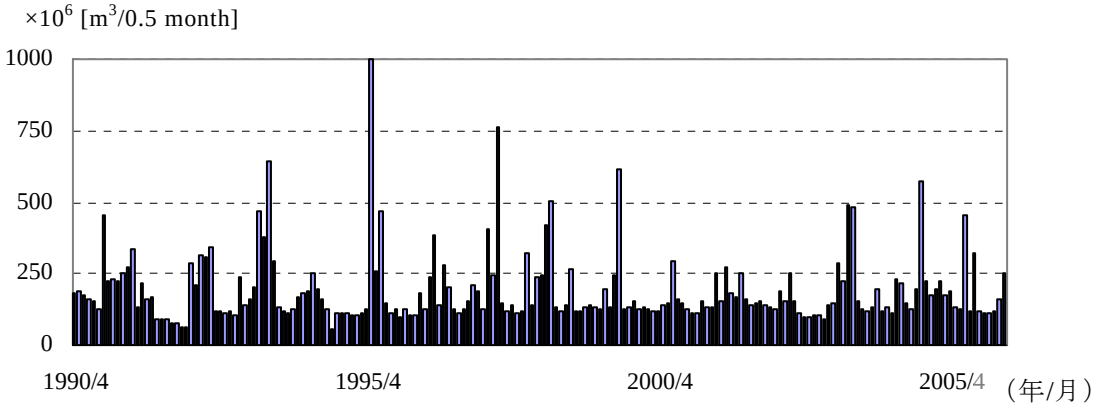

図 4-14　北湖における流出流量の変動（半月単位）[7)]

4-6-2　北湖における流出流量の変動

先行研究では，前述したように単純化のため，北湖からの流出流量を一定と仮定して，モデル･シミュレーションを実施していた．しかし，現実は，同流量は変動している．そこで，本研究では，北湖からの流出流量を変動するものとして，より精度の高いシミュレーションの実施を試みる．

ここで，北湖へおける流出流量の推計方法を説明する．北湖には多数の河川からの流入があり，北湖へ流入する流量を推計するためには，1 つ 1 つの流入河川における流量データが必要となる．しかし，このデータは収集困難なため，本研究では，北湖の流出流量は南湖からの流出流量と等しいと仮定し，琵琶湖河川事務所から入手した瀬田川南郷洗堰の日放流量，琵琶湖第一疎水および第二疎水の日流量，宇治川発電所導水路の日流量 [7)]を足し合わせることで日流出流量を求めた．そこから北湖の半月単位の平均流出流量を求めた結果を図 4-14 に示す．

次に，前章（3-8）で求めた北湖の NBDOMs に関する差分式（式(3-6)）と前述した（2-4-2）湖沼学の滞留時間の定義式（式(2-1)）を示す．

$$C_{t+\Delta t} = C_t + \Delta t\left\{\frac{MFin_t}{V_t} - \frac{C_t}{R_t} - \frac{C_t\left(V_{t+\Delta t} - V_t\right)}{V_t \cdot \Delta t}\right\} \qquad (3\text{-}6)$$

$$R = \frac{V}{Q_0} \qquad (2\text{-}1)$$

先行研究では，北湖の流出流量（*Qo*）と北湖の水位を一定と仮定してシミュレーションを実施していた．すなわち式(2-1)の滞留時間（*R*）を一定とすることで，式(3-6)

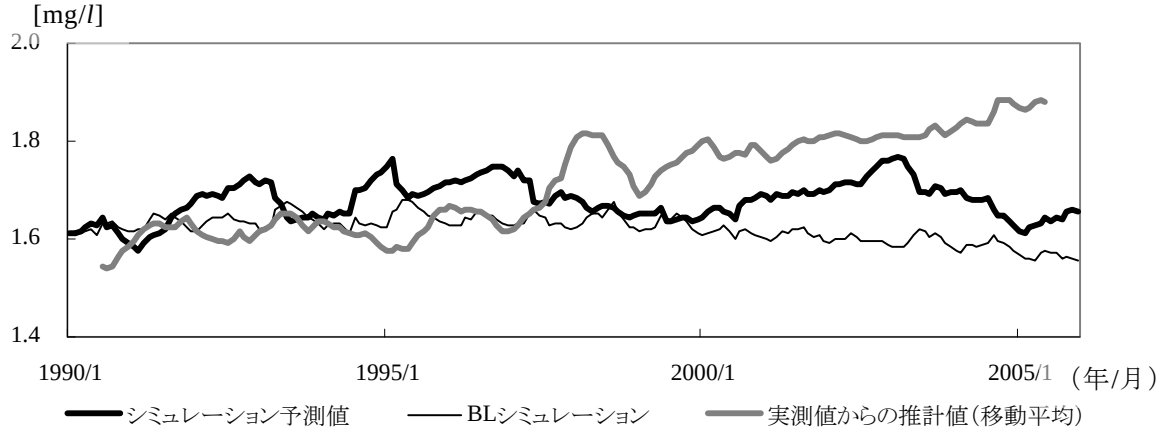

図 4-15　北湖の流出流量を変動するとして実施したシミュレーション予測と BL シミュレーションおよび実測値からの推計による北湖の NBDOMs 濃度の推移

の右辺の滞留時間（R_t）も一定としていた．しかし，前述したように，本研究では流出流量（Qo）を変動させてシミュレーションを実施する．なお，次節において，水位変動と流出流量の変化を比較するために，ここでは北湖の水位変動（北湖の容積）は一定と仮定しておく．

式(3-6)を用いて 1990 年度から 2005 年度までの北湖における NBDOMs 濃度の推移を求めた結果を実測値からの推計値と BL シミュレーションとともに図 4-15 に示す．

流出流量を変動させて実施した北湖への NBDOMs 濃度のシミュレーション予測値は，全体的に BL シミュレーションより高い値を示した．ただし，シミュレーション予測値が示す同物質濃度の増減は，1997 年度頃までは同濃度の上昇をうまく再現できていたが，それ以降については再現できていない結果に終わった．

4-6-3　北湖における水位変動

次に，北湖の水位を変動するものとして，シミュレーションを実施する．

琵琶湖の日水位データは，琵琶湖河川事務所より入手した．入手したデータを半月単位（平均値）で示したものが図 4-16 である．なお，図中の「0.0」は，北湖の標準水位を示しており，標準水位より水位が高い時は正の値で，標準水位より水位が低い時は負の値で示している．

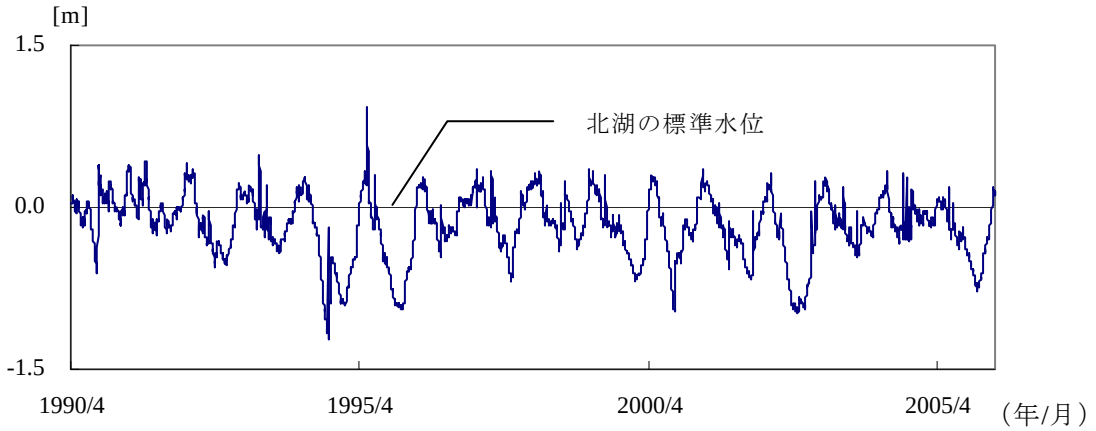

図 4-16　北湖における水位の変動（半月単位）[7)]

本研究のモデル・シミュレーションでは，北湖の体積（V）がモデルパラメータとなっている．そこで北湖の体積の推計方法を説明する．まず，日単位の水位データ（単位は [m] ）と北湖の表面積 61.3×10^{6} [m^2] を掛け合わせる．次に，その水量を北湖の標準体積 27.3×10^{9} [m^3] [8)] に足し合わせることで，北湖における体積を日単位で求めた．さらに，半月単位での平均値をとることで，本研究における北湖の体積（半月単位）を算出した．その結果を北湖の標準体積とともに図 4-17 に示す．

ここでは，前述したように，北湖の水位変動を考慮に入れてシミュレーションを実施する．そのため，前項では一定としていた式(3-6)の右辺 V_t を変動させ，また，これに対して，北湖の滞留時間（R）を一定としてシミュレーションを実施した結果を図 4-18 に示す．

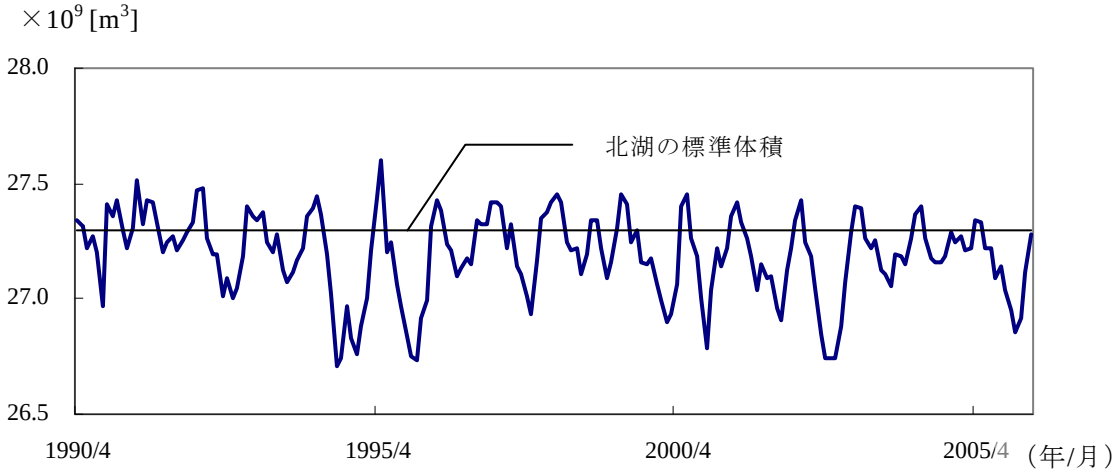

図 4-17　北湖における体積の変動（半月単位）[7), 8)]

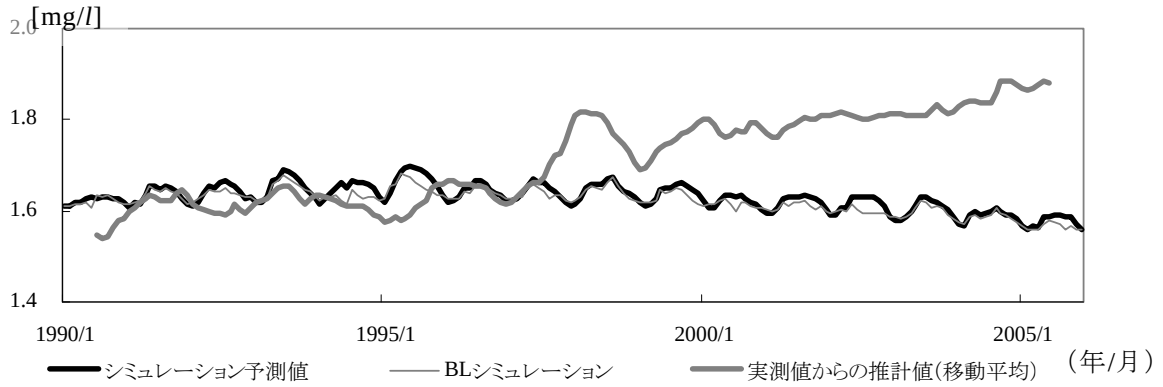

図 4-18　北湖の体積を変動するとして実施したシミュレーション予測と BL シミュレーションおよび実測値からの推計による北湖の NBDOMs 濃度の推移

図 4-18 に示すように，北湖の体積が変動するものとしてシミュレーションを実施したが，体積の変動がシミュレーションに与えた影響はほとんど無かった．北湖の体積を変動するとして，実施したシミュレーション予測値と BL シミュレーションについて，NBDOMs 濃度を半月単位で 1990 年 4 月前半から 2006 年 3 月後半まで比較した結果，最大で 0.041 [mg/*l*] の差しかなかった．

4-7　本研究のシミュレーション結果

これまで先行研究から変更してきたシミュレーション条件等（①，②，④～⑬）を変更した結果を BL シミュレーションと，実測値からの推計値とともに図 4-19 に示す．なお，初期値の最適化③は，NB 比の最適化と合わせて第五章で試みる．

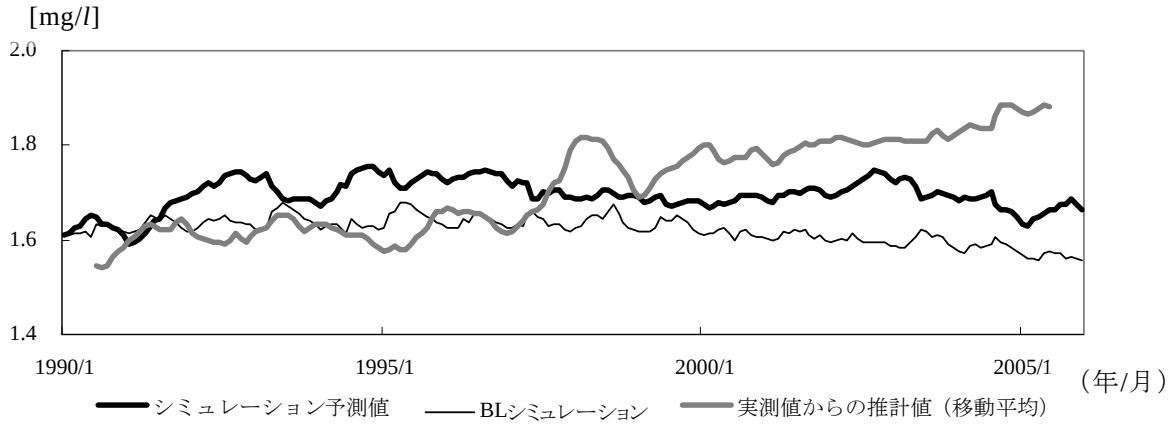

図 4-19　条件等を変更したシミュレーション予測と BL シミュレーションおよび実測値からの推計による北湖の NBDOMs 濃度の推移

図 4-19 に示すように，条件変更後のシミュレーション予測値は，BL シミュレーションより全体的に高い値を示した．これは北湖からの流出流量が変動するように，シミュレーション条件を変更したことによるものと考えられる．しかし，条件変更によっても，実測値からの推計値の移動平均が示す NBDOMs 濃度の期間中の増加傾向や変動傾向は再現することができなかった．図に示すように，1997 年頃までは予測値のほうが推計値より高く，それ以降は推計値のほうが予測値より高い値となっている．特に，1990 年代の前半においては，予測値の増減と推計値の増減が逆の傾向を示している．

そのため次章で，NBDOMs 濃度の初期濃度および設定根拠が不十分な NB 比に対して，最適化を実施することで，これらの改善を試みる．

また，これまでの変更点（①，②，④～⑬）に基づき推計した，北湖への NBDOMs の全流入量に占める各発生源の割合と先行研究のものとの比較図を図 4-20 に示す．ただし，北湖への NBDOMs の各発生源は上位 5 位までを示し，6 位以下は「他」として示している．

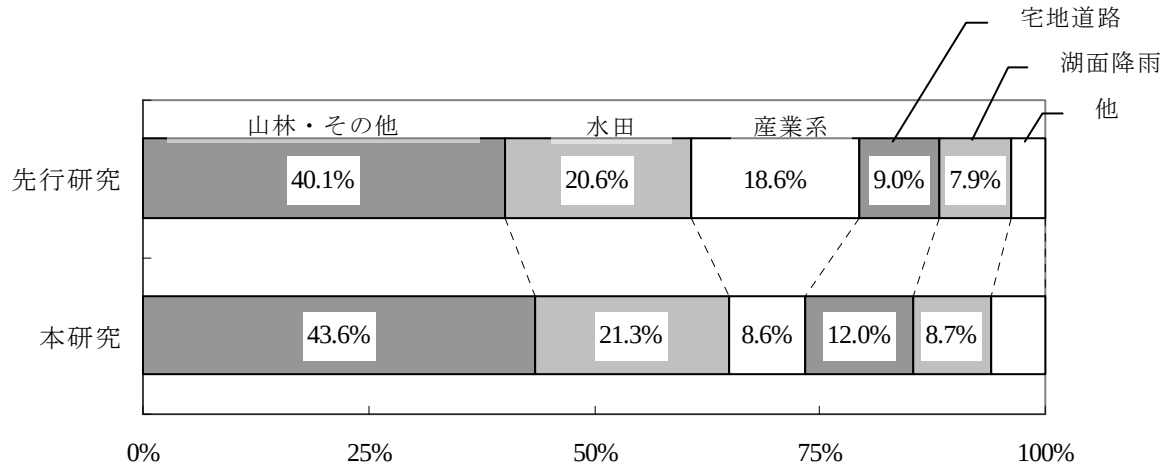

図 4-20　先行研究と本研究における北湖への NBDOMs の全流入量に占める各発生源の割合の比較 [1)]

図 4-20 に示すように，北湖への NBDOMs の流入量に占める各発生源の割合は，先行研究と本研究において，上位 2 位までの順位に違いは見られなかったが，先行研究の第 3 番目の「産業系」が，本研究では第 5 番目となり，「宅地・道路」が第 4 番目から第 3 番目の順位となった．これは，湖沼計画の考え方の変更に伴い，産業系からの COD 流入速度が見直されたためと考えられる．発生源別にみてみると，本研究では，「山林・その他」および「宅地・道路」が占める割合が約 3%先行研究を上回り，逆に，「産業系」が占める割合は，約 10%下回った．また，「水田」「湖面降雨」が占める割合に大きな変化は見られなかった．

＜参考文献＞

1) 井手慎司・杢理史：琵琶湖北湖における難分解性溶存有機物の主要な発生源の推定に関する研究，環境システム研究論文発表会公演集，32，377-382（2004）
2) 滋賀県・京都府：琵琶湖に係る水質保全計画（5 次湖沼計画）（2007）
3) 滋賀県琵琶湖環境部環境政策課：昭和 56 年度～平成 18 年度版滋賀県環境白書－資料編－，㈱中村太古舎（1981～2006）
4) 気象庁：気象統計情報［電子閲覧室］，＜http://www.data.kishou.go.jp/etrn/index.html＞，2006-12-11
5) 滋賀県商工観光労働部商業観光振興課：平成 8 年度～平成 18 年度版滋賀県観光入込客統計調査書，（1996～2006）
6) 大久保卓也・他：琵琶湖における水質動向と水環境保全の新たな方向性，用水と廃水，49(7)，48-58（2007）
7) 近畿地方建設局琵琶湖工事事務所：びわこ流出量月報（1990-2006）
8) 琵琶湖・淀川水質保全機構：平成 18 年度版 BYQ 水環境レポート－琵琶湖・淀川の水環境の現状－，㈶琵琶湖・淀川水質保全機構，pp.5-32（2007）

第五章　北湖へ流入する NBDOMs の主要な発生源と蓄積要因の推定

5-1　はじめに

前章では，北湖における NBDOMs 濃度の推移をシミュレーションによって再現することを試みたが，シミュレーションによる同予測値は，期間中の実測値からの推計値の増加傾向や変動傾向を再現することができなかった．そのため，設定根拠が不十分であった NB 比について最適化を行い，シミュレーションを再度実施することにする．そこで，この章では先ず，最適化の方法について説明する．次に，最適化の結果について報告し，最後に，最適化後のシミュレーション結果に基づき，北湖における NBDOMs の主要な発生源と蓄積要因の推定を行う．

5-2　最適化の手法

最適化には，Microsoft Excel のソルバー機能を用いる．ソルバー機能とは，いくつかの条件の下で最適な結果（解）を得るために利用される Excel のアドイン機能の一種である[1)]．同機能を使って，シミュレーションと鉛直方向の濃度勾配を考慮した北湖平均 COD 濃度の双方から推計した北湖における NBDOMs 濃度の差の二乗和を最小化するように，NBDOMs 濃度の初期濃度と設定根拠が不十分であった NB 比に対して最適化を実施する．以下，ソルバー機能を実行するための手順を説明する．

はじめに，ソルバー機能を実行する前段階として，Excel のワークシート上で，1990 年度から 2005 年度にかけての北湖への半月単位の NBDOMs 流入速度を COD 年間流入速度と NBDOMs の月（または半月）変動パターン，NB 比によって計算する．次に，同じくワークシート上で同 NBDOMs 流入速度を入力データとした北湖湖沼モデルのシミュレーション（数値計算）を実施し，これによって北湖における半月単位の NBDOMs 濃度を求める．最後に，シミュレーションによって求めた同 NBDOMs 濃度と既存水質データから NB 比によって推計した同濃度の移動平均値の差の二乗和を求めておく．

次に，ソルバー機能を実行する手順を説明する[1)]．

1) Excel のワークシート上でツールメニューよりソルバーを選択する．
2) パラメータ設定のダイアログボックスを表示させ，パラメータ設定の目的セルを，先に準備しておいたシミュレーションと既存水質データから推計した NBDOMs 濃度の差の二乗和を計算するセルとする．
3) 目標値を「最小」と設定する．
4) 変化させるセルとして設定根拠が不十分な発生源の NB 比を選ぶ．

5) 制約条件として，NB 比は全て 0%以上かつ 98%以下であることを設定する．
6) オプションを選択し，制限時間を最大の 10000 秒，反復回数を 10000 回とする．
7) OK を選択し，実行する．

なお，より詳細なソルバー機能の使い方は Appendix 6 に示す．

5-3 最適化の結果

本研究では，北湖湖沼モデル・シミュレーションにおける，暗実験の結果に直接基づいていないような，設定根拠が不十分であった「製造業」「サービス業等」「牛」「豚」「鶏」「ゴルフ場」「山林・その他」「地下水」の NB 比を対象に最適化を実施した．最適化の対象とした NB 比を表 5-1 に示す（表 3-9 から抜粋）．なお，それ以外の NB 比は正しいと仮定し，最適化の対象としなかった．

NBDOMs 濃度の初期濃度は，先行研究では最適化の対象となっていなかった．しかし，第三章（3-9）で述べたように，同初期濃度は，1990 年 4 月の北湖における平均 COD 濃度（水深考慮）に，暗実験の結果である北湖湖水中の NB 比（76%）を乗じて求めただけの値であり，月変動の大きな NBDOMs 濃度の初期濃度として適切であるかどうかの確証はない．そのため，本研究では，同初期濃度も最適化の対象とすることとした．

また，最適化の制約条件としては，初期濃度には上限下限を設けなかったが，推計値の移動平均の初期値である 1990 年 10 月の値と同年月のシミュレーションの予測値が一致するように最適化を実施した．一方，NB 比については，全ての下限を 0%，上限を 98%と設定した．NB 比の上限値を 98%とした理由は，暗実験の結果において「下水道処理水」と「農業排水」の COD 残存率（本研究における NB 比）が 98%であり，同値がそれ以上は生物的に分解できない上限値と考えられたためである．

表 5-1 各汚濁負荷発生源にける設定根拠が不十分な NB 比 [2), 3)]

汚濁負荷発生源	最適化前の NB 比（%）	設定根拠
製造業	34.5	各産業部門における平均 COD 濃度と平均 BOD 濃度の差を，平均 COD 濃度で割ることにより設定．
サービス業等	37.1	
牛	0.0	畜産から発生する糞尿は，そのほとんど全量が農地還元されているとした，先行研究による最適化の結果（表 3-8）から設定．
豚	0.0	
鶏	0.0	
山林・その他	100.0	先行研究による最適化の結果（表 3-8）から設定．
ゴルフ場	100.0	
地下水	98.0	河川の一部と考え，水田における NB 比を用いて設定．

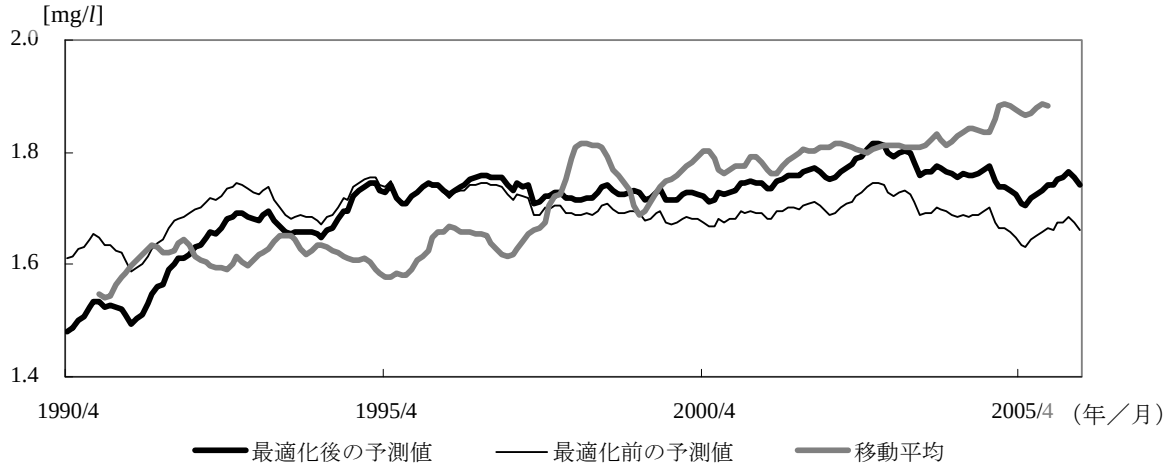

図 5-1　北湖における NBDOMs 濃度の推移（最適化前後のシミュレーション予測値と実測値からの推計値の比較）

表 5-2　最適化前後における NBDOMs 初期濃度および発生源別の NB 比

最適化操作変数項目	最適化前		最適化後	
	NB 比（%）	MFin [t/yr]	NB 比（%）	MFin [t/yr]
NBDOMs 初期濃度※	1.611 [mg/*l*]		1.480 [mg/*l*]	
製造業	34.5	620.1	21.2	381.0
サービス業等	37.1	67.8	98	179.1
牛	0	0	98	456.5
豚	0	0	98	74.4
鶏	0	0	98	95.2
山林・その他	100	3493.8	98	3423.9
ゴルフ場	100	56.2	98	55.1
地下水	98.0	50.1	98	50.1

※：NBDOMs 初期濃度は濃度を記載している

最適化後のシミュレーション予測値を最適化前の予測値および実測値からの推計値とともに図 5-1 に示す．また，最適化の結果求まった，NBDOMs 濃度の初期濃度および「製造業」「サービス業等」「牛」「豚」「鶏」「ゴルフ場」「山林・その他」「地下水」の NB 比を表 5-2 に示す．表中には，最適化の結果を考察する際の参考とするために，各発生源における最適化前後の北湖への NBDOMs 流入速度（MFin）の 16 年間（1990 年度～2005 年度）の平均値もあわせて掲載している．

図 5-1 に示すように，最適化後のシミュレーション予測値は，1995 年までは，最適化前の予測値より低い値を示し，それ以降は，逆に高い値を示した．これによって，推計値が示す期間中の増加傾向を，最適化前に比べれば，やや良好に再現することができた．これは，最適化の結果，NBDOMs の初期濃度が最適化前より低く設定されたことが最大の原因である．ただし，推計値と比べると，最適化後のシミュレーション予測値は，1992 年頃か

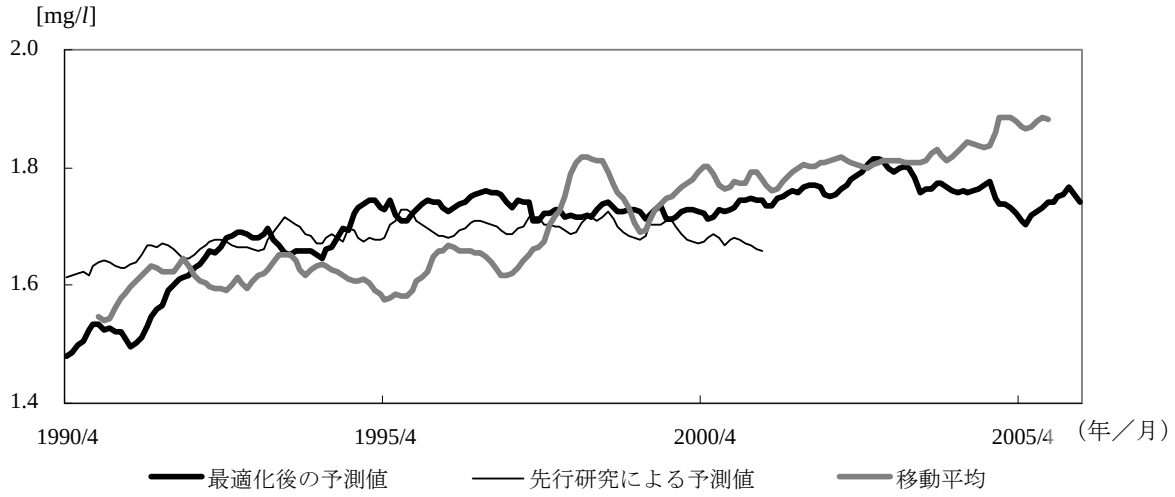

図 5-2　北湖における NBDOMs 濃度の推移（最適化後のシミュレーション予測値と先行研究による予測値，実測値からの推計値の比較）

ら 1997 年頃にかけては値が高く，2000 年以降は値が低めで，期間中全体において推計値が示す NBDOMs 濃度の変動傾向を再現することができていない. 特に, 1991 年頃から 1998 年頃までは推計値と逆の増減傾向を示しており，これらの点に関しては，初期濃度および NB 比の最適化を実施しても改善には至らなかった.

表 5-2 に示した各発生源の NB 比の最適化の結果に関しては，数学的には次のように説明できる.

まず，最適化前のシミュレーション予測値が実測値からの推定値より全体的に低めの値を示していたため，NBDOMs 流入速度を高めるために，ほとんどの発生源の NB 比が上限の 98%に最適化されたものと考えられる．ただし，「製造業」に関しては，期間中に同発生源からの COD 負荷量が大きく減少しており，推定値が増加傾向にあることと逆の傾向であったため，北湖への NBDOMs 流入速度への同発生源の寄与率ができるだけ小さくなるように NB 比が小さく最適化されたものと考えられる.

また，表 5-2 に示すように，最適化の結果，NBDOMs 濃度の初期濃度は最適化前より低い値となった．これは初期濃度を低くすることで，それ以降の上昇をより明確に示せるためであると考えられる.

次に，最適化後のシミュレーションと先行研究による予測値を比較したものを図 5-2 に示す．図 5-2 に示すように，先行研究の予測値は，変動幅が小さく，また，初めの頃に示していた増加傾向も 1997 年頃からは減少傾向に転じている．これに対して，最適化後の予測値は，年々の変動幅がより大きく，また，1998 年以降も増加傾向を示している．全体的には，先行研究に比べて，実測値からの推計値により近い変動傾向を再現できたものと考えられる.

続いて，最適化後のシミュレーション結果に基づく，1990 年度から 2005 年度における北湖への NBDOMs の全流入速度に占める各発生源の平均的割合を図 5-3 に示す．図 5-3 に示すように，北湖への NBDOMs の全流入速度に占める割合が最も高かった発生源は，約 41%を占めた「山林・その他」であった．それに，20%の「水田」と 11%の「宅地道路」，8%の「湖面降雨」が続く．上位 4 つは，いずれも「土地利用系」の発生源であり，「土地利用系」の NBDOMs 流入速度が全流入速度の 80%以上を占めていた．

次に，1990 年から 2005 年度にかけての北湖における NBDOMs の経年変化を発生源別にみていく．最適化後の，発生源別の北湖への NBDOMs 流入速度の経年変化を全流入速度とともに図 5-4 に示す．なお，図において，グラフの左軸は各発生源別の NBDOMs 流入速度[t/yr]を，右軸は全 NBDOMs 流入速度[t/yr]を表している．また，図 5-4 の元データを研究対象期間中の各発生源の NBDOMs 流入速度の増減率とともに表 5-3 に示す．

図 5-4 に示すように，各発生源の NBDOMs 流入速度うち，最も期間中の変動が大きかったのは「山林・その他」であった．これは，第四章（4-5-3）で述べたように，本研究において，湖沼計画に倣って，同発生源の原単位を変動させたことが原因である．また，北湖への NBDOMs 全流入速度の変動は，同発生源の変動と類似の変動を示しており，ここからも，「山林・その他」の NBDOMs 流入速度が北湖への NBDOMs 流入速度に占める割合が高いことがわかる．

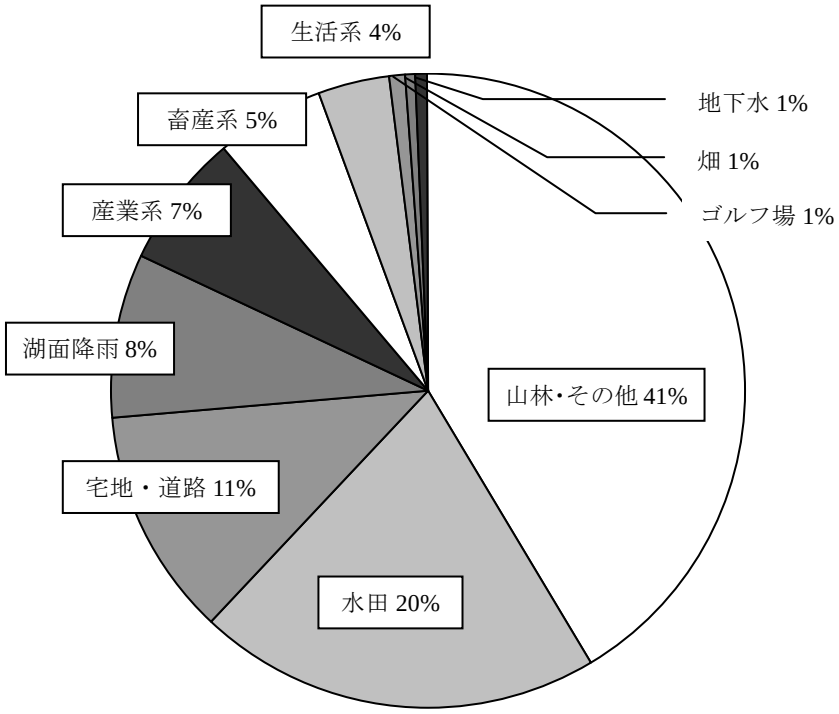

図 5-3　北湖への NBDOMs の全流入速度に占める各発生源の平均的割合

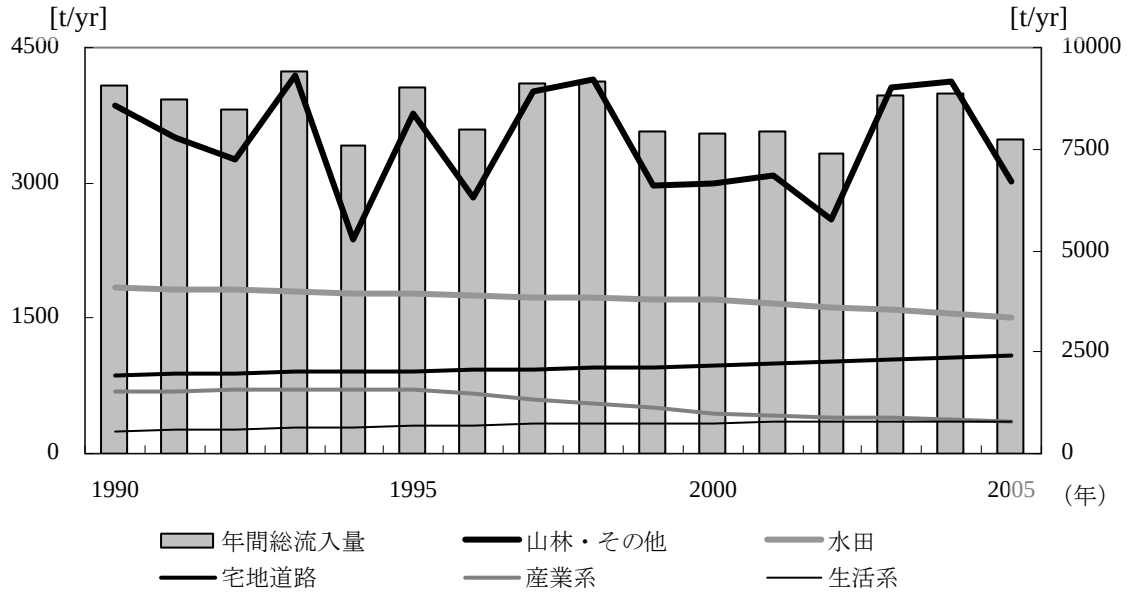

図 5-4　最適化後の各発生源からの NBDOMs 年流入速度の経年変化

表 5-3　最適化後の各発生源からの NBDOMs 年流入速度の経年変化

発生源	単位	1990 年度	1995 年度	2000 年度	2005 年度	増減率 (%)
生活系	［t/yr］	242.4	312.1	343.1	354.6	146.3%
産業系		693.3	717.9	445.5	354.6	51.2%
畜産系		708.0	659.0	580.9	564.7	79.8%
水田		1839.5	1767.4	1697.0	1515.6	82.4%
宅地道路		872.9	919.6	974.8	1088.2	124.7%
山林・その他		3863.8	3768.5	2986.8	3015.7	78.1%
その他の土地利用系		848.5	849.7	855.9	838.5	98.8%
合計		9068.4	8994.2	7884.1	7732.0	85.3%

次に, 1990 年度から 2005 年度にかけての各発生源の NBDOMs 流入速度の増減率についてみていく．表 5-3 に示すように，全 NBDOMs 流入速度は約 85%と減少傾向にあった．また，発生源別にみると,「産業系」「畜産系」「水田」「山林・その他」は減少傾向,「その他の土地利用系」は横ばい傾向にあった．これに対して,「生活系」および「宅地道路」だけが増加傾向にあった（それぞれ約 146%と 125%の増加）．ただし，両発生源からの NBDOMs 流入速度が全流入速度に占める割合は小さいため, これら発生源からの NBDOMs 流入速度の増加が北湖の NBDOMs 濃度の上昇に及ぼした影響は小さいものと考えられる．

ここで，さらに詳しく各発生源の NBDOMs 流入速度の増減が全流入速度の増減に及ぼした影響についてみていくこととする．

期間中に NBDOMs 流入速度が増加していた「生活系」「宅地道路」の同速度の経年変化と，期間中の流入速度増加量合計に占める各発生源の寄与率をそれぞれ図 5-5 と図 5-6 に

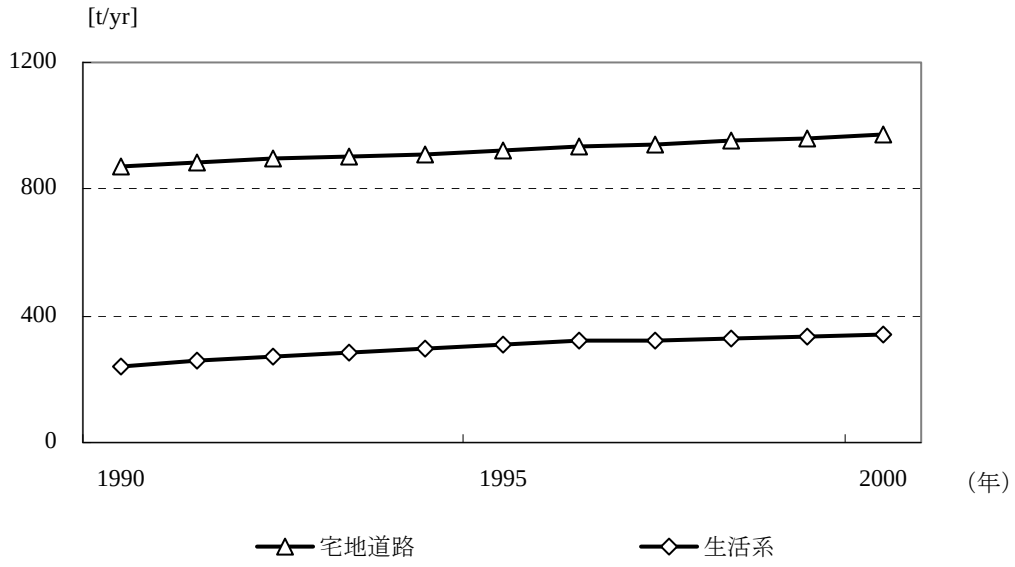

図 5-5　最適化後の増加発生源の北湖への NBDOMs 流入速度

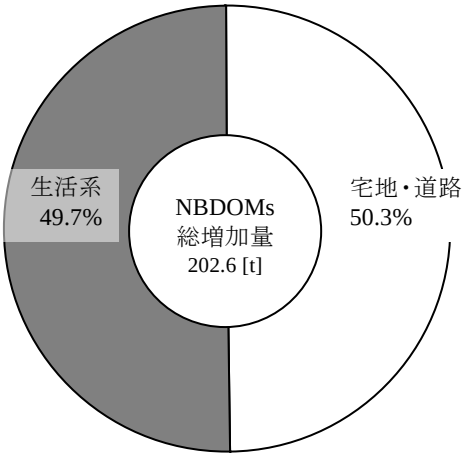

図 5-6　NBDOMs の総増加量に占める各増加発生源の割合

示す.

図 5-5 に示すように，NBDOMs 流入速度の増加発生源である「宅地道路」と「生活系」は，ともに 1990～2005 年度にかけて，一定の割合で増加していた．また，期間中の増加量はともに約 100 [t]であった．この増加の要因は，第三章（3-3）でも述べたように，北湖集水域における人口の増加や都市化の進展と考えられる．第三章（3-5-2）で同じく述べたように, 本研究では「人 1 人, 1 日当たりの NBDOMs 排出量は一定量」と仮定しているため, 北湖集水域における人口増加に比例して，人（生活系）から北湖への NBDOMs 流入速度も期間中に増加していたことになる.

また，図 5-6 に示すように，期間中の NBDOMs 流入速度の増加に対する両発生源の寄与率は，ほぼ等しかった．

次に，期間中に NBDOMs 流入速度が減少していた「産業系」「畜産系」「水田」「山林・その他」の同速度の経年変化と，期間中の流入速度増加量合計に占める各発生源の寄与率をそれぞれ図 5-7 と図 5-8 に示す．なお，「山林・その他」から北湖への NBDOMs 流入速

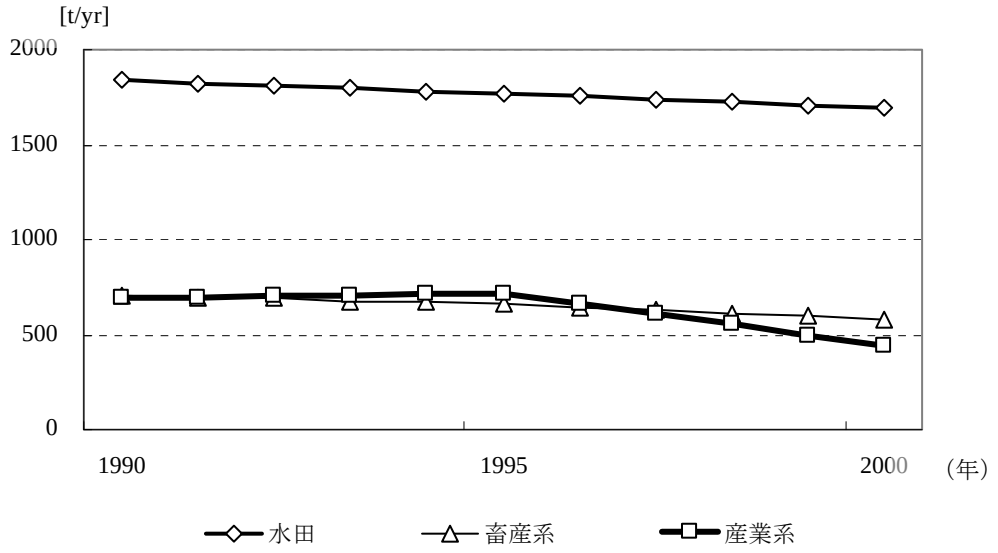

図 5-7　最適化後の減少発生源の北湖への NBDOMs 流入速度

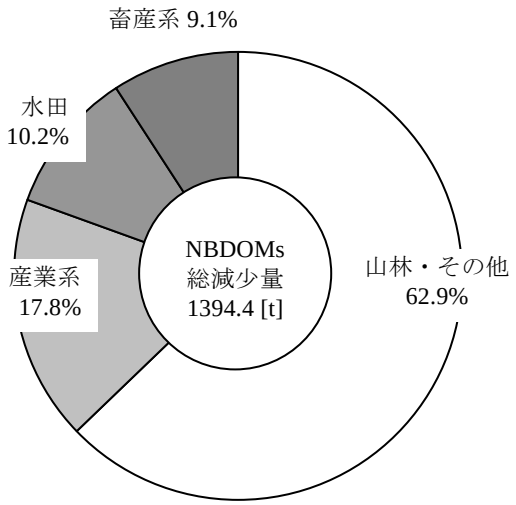

図 5-8　NBDOMs の総減少量に占める各減少発生源の割合

度は期間中減少傾向にあったが，同速度および速度の変動幅が他の発生源のものに比べて極端に大きいため，図 5-7 では省略した．

図 5-7 に示すように，期間中，「水田」と「畜産系」の NBDOMs 流入速度は一定の割合で減少していた．これに対し，「産業系」の同速度は 1995 年度を境に，急激に減少していた．

この原因としては，1996 年に滋賀県の「水質汚濁防止法第 3 条第 3 項の規定に基づく排水基準を定める条例」が改正され，排水基準の適用が排水量 30 t/日以上から 10 t/日以上の事業所に裾下げされたことが考えられるが，吉田ら [4]は，1995 年から 2000 年にかけての産業系汚濁負荷の大幅な減少は，同改正によるものではなく，主に，事業所の経営的事由によるものであると結論づけている．

また，図 5-8 に示すように，期間中の NBDOMs 流入速度の減少に対する寄与率が最も大きかった発生源は，前述したように約 63%を占めた「山林・その他」であった．

5-4　北湖へ流入する NBDOMs の主要な発生源と蓄積要因の推定結果

最適化の結果から，1990 年度から 2005 年度において，北湖への NBDOMs の全流入速度に対して，70%以上を占めた上位 3 つの発生源は「山林・その他」「水田」「宅地道路」であった．そのため本研究では，これら 3 つの発生源が北湖集水域における NBDOMs の主要な発生源であると推定する．ただし，これら 3 つの発生源からの NBDOMs 流入速度は期間中減少しており，また，「宅地道路」と「生活系」からの同速度は増加していたが，これらが全流入速度に占める割合は小さく，全流入速度は期間中 15%減少していた．

しかし，NBDOMs 流入速度が減少していたにも関らず，最適化後のシミュレーションによる NBDOMs 濃度の予測値は，期間中増加傾向を示していた．この原因としては，第二章（2-4-2）で述べたように，同期間中，北湖からの流出流量が減少（滞留時間が増加）しており，湖の希釈効果が小さくなっていたことが考えられる．

以上のことから，本研究では期間中の北湖からの流出流量の減少が，北湖における NBDOMs 濃度の増加要因の 1 つであると推定する．

＜参考文献＞

1) 名取龍彦・浅賀幸一：Excel 2000 パーフェクトマスター，pp.492-501，㈱秀和システム（2000）
2) 井手慎司・杢理史：琵琶湖北湖における難分解性溶存有機物の主要な発生源の推定に関する研究，環境システム研究論文発表会講演集，32，377-382（2004）
3) 石本貴之・他：産業系水質汚濁負荷の推定に関する研究，環境システム計測制御学会誌，12，23-38（2007）
4) 吉田徹・他：水質汚濁負荷量の汚濁負荷原単位の算定と減少要因の特定に関する研究―滋賀県の産業系汚濁負荷を対象として―，第 18 回環境システム計測制御（EICA）研究発表会，11(2/3)，227-234（2006）

第六章　結論と論議

6-1　結論

本研究では，先行研究よりも精度の高いシミュレーションを実施して，北湖における NBDOMs 濃度の変動を再現し，NBDOMs の主要な発生源と蓄積の要因を推定することを試みた．その結果，次のような結論に達した．

6-1-1　北湖へ流入する NBDOMs の主要な発生源と蓄積要因の推定

第五章で述べたように，本研究で北湖へ流入する NBDOMs の主要な発生源と推定されたのは「山林・その他」「水田」「宅地・道路」の 3 つであった．このうち，北湖への NBDOMs の全流入速度に占める割合が最も大きかったのは「山林・その他」で，2 番目と 3 番目が「水田」と「宅地・道路」であった．それに「湖面降雨」「産業系」が続いた．これに対して，先行研究では，1 番目と 2 番目は，本研究と同様に「山林・その他」と「水田」であったが，3 番目以降は「産業系」「宅地・道路」「湖面降雨」の順であった．このように，先行研究と本研究において，NBDOMs の主要な発生源の推定順位が特に「産業系」で異なった原因は，5 次湖沼計画において，「産業系」の COD 負荷量が低めに算定され直し，本研究における北湖への COD 負荷量および NBDOMs 流入速度が，4 次湖沼計画に基づく先行研究のものより低くなったためと考えられる．

推定された NBDOMs の主要な発生源のうち，山林は，琵琶湖集水域の土地利用の 60～70%以上を占めるため，単位面積あたりの汚濁負荷発生量は小さくとも総発生量が大きい．このため，「山林・その他」が NBDOMs の最大の発生源となっていた．

また，「水田」は，琵琶湖に対する栄養塩の主要な発生源であると同時に，NBDOMs の主要な発生源でもあった．特に灌漑期における NBDOMs の発生量が大きい．

さらに，「宅地・道路」は，高濃度 COD を排出する汚濁負荷源であり，また，その 51%が NBDOMs である．また，「宅地・道路」から北湖へ流入する NBDOMs の期間中の増加量は，各種発生源の中で最大であった．

ただし，これら主要な発生源から北湖への NBDOMs 流入速度は期間中，減少しており（また，その結果，全流入速度も減少しており），これら主要な発生源からの NBDOMs 流入速度では，1990 年から 2000 年頃までの北湖の COD 濃度（図 1-1 参照）あるいは NBDOMs 濃度の上昇（図 5-1 参照）を説明することはできないと考えられた．

そこで，上記濃度上昇の要因と考えられたのが，近年の北湖集水域における降水量の減少と，その結果としての北湖の滞留時間の増加（図 2-2 参照），すなわち湖の希釈効果の減少であった．本研究で，北湖の流出流量と水位が時間変動するものとして，

シミュレーションを実施した結果，先行研究よりも，NBDOMs 濃度の上昇をより顕著に再現することができた．

6-1-2　シミュレーション条件等の変更の効果

本研究では，先行研究から 13 のシミュレーション条件等を変更し，北湖へ流入する NBDOMs 濃度を予測し直した．その結果，本研究のシミュレーションでは，先行研究より，実測値からの推計値が示す 2000 年頃までの北湖における NBDOMs 濃度の上昇をより明確に再現することができた．そこで，この項では，それぞれの変更点がどれくらいシミュレーション結果の改善に寄与したかを分析する．

本研究における，先行研究からの変更点をまとめた表を再掲（表 4-1）する．

表 6-1　本研究と先行研究におけるシミュレーション条件等の比較 [1), 2)]

		No.	変更項目	先行研究	本研究
シミュレーション条件の変更		①	入力時間単位	1 ヶ月	0.5 ヶ月
		②	シミュレーション期間	1990～2000 年度	1990～2005 年度
		③	初期値の最適化	なし	あり
COD 流入速度の算定方法の変更	湖沼計画の変更に伴う変更	④	COD 流入原単位	4 次湖沼計画	5 次湖沼計画
		⑤	フレーム値	4 次湖沼計画	5 次湖沼計画
		⑥	宿泊観光客	あり	なし
		⑦	産業系	産業系	製造業・サービス業等
	補間方法の変更	⑧	COD 流入速度	2 次多項式曲線	直線式
		⑨	フレーム値	2 次多項式曲線	直線式
	その他の変更	⑩	山林・その他の原単位	一定	変動
		⑪	地下水	省略	追加
モデルパラメータにおける仮定の変更		⑫	北湖流出流量	一定	変動
		⑬	北湖水位	一定	変動

表 6-1 に示すように，本研究では，先行研究から 13 の条件等の変更を行ったが，このうち，特に影響が大きかったと考えられる変更点を選んで，以下，その影響度合を比較していく．

まず，「③：初期値の最適化」は，第五章（5-3）でも述べたように，同条件を変更したことによって，2000 年頃までの NBDOMs 濃度の上昇を明確に再現できた最も大きいな要因であると考えられるために比較対象とする．

次に，「④：COD 流入原単位」～「⑦：産業系」の「湖沼計画の変更に伴う変更」と「⑧と⑨：補間方法の変更」は，第四章で述べたように，先行研究との大きな差があまり見られなかったことから比較対象としない．

また,「⑩：山林・その他」は，第四章（4-5-3）で述べたように，経年変化を考慮したことで，COD 流入速度が大きく変動したことから比較対象とする．「⑪：地下水」に関しては，COD 流入速度が小さく，期間中，一定としたため比較対象としない．

最後に,「⑫：北湖流出流量」は，第四章（4-6-1）で述べたように，シミュレーションの予測値全体の底上げ効果と濃度変動の再現に大きく影響を及ぼしたと考えられることから比較対象とする．なお,「⑬：北湖水位」は，第四章（4-6-2）で述べたように，シミュレーションに与える影響は小さかったが,「⑫：北湖流出流量」と合わせて「北湖滞留時間」の変動として比較対象とするものとする．

以上より，本項で比較するシミュレーション条件等の変更点を 3 つ（Ⅰ～Ⅲ）に整理したものを表 6-2 に示す．比較には，シミュレーションの予測値（NBDOMs 濃度）と実測値からの推計値（移動平均）との差の二乗和を用いることとする．

本研究における最適化後のシミュレーション予測値（図 5-1 参照）を The Conclusion Simulation（以下，C シミュレーション）と呼び，C シミュレーションと，同シミュレーション条件から表 6-2 に示したⅠ～Ⅲの条件を変更前に戻して，再度，シミュレーション予測値と実測値からの推計値の差の二乗和を求めたものを，先行研究の同和とともに表 6-3 と図 6-1 に示す．なお，差の二乗和は，研究対象期間全体のもの（2005 年度まで）とともに，先行研究との比較のため，2000 年までのものをあわせて示している．また，最適化後のシミュレーションと先行研究による予測値を比較したものを図 6-2 に再掲（図 5-2）する．

表 6-3 および図 6-1 に示すように，2000 年度までの C シミュレーションによる予測値と推計値との差の二乗和は，先行研究のものより高い値となった．ただし，これは C シミュレーションが，2000 年度までででなく，あくまで 2005 年度までの推計値との差の二乗和を最小化するよう最適化された結果のためである．先行研究の予測値は 2000 年度以降，下降傾向を示しており，仮に，先行研究と同じ条件で，2005 年度までのシミュレーションを実施したならば，推計値との差の二乗和は，C シミュレーションのものよりも大きくなっていたと推察される．

表 6-2　C シミュレーションと比較する変更項目

新 No.	旧 No.	変更項目
Ⅰ	⑩	山林・その他の原単位
Ⅱ	⑫・⑬	北湖滞留時間
Ⅲ	③	初期濃度の最適化

表 6-3　各シミュレーションにおける予測値と推計値（移動平均）との差の二乗和

シミュレーション名	先行研究からの変更点	差の二乗和	
		2000 年度	2005 年度
C シミュレーション	すべて	0.75	1.08
Ⅰシミュレーション	山林・その他の原単位	0.76	1.15
Ⅱシミュレーション	北湖滞留時間（流出流量・水位）	0.42	1.96
Ⅲシミュレーション	初期濃度の最適化	1.00	1.30
先行研究		0.65	

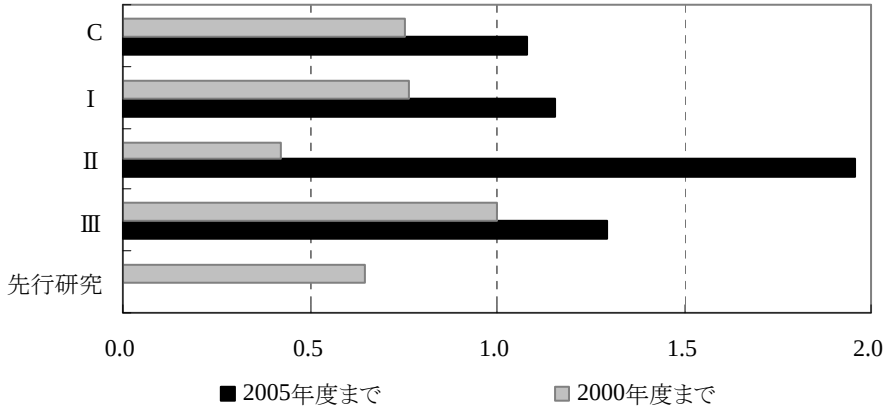

図 6-1　各シミュレーションにおける予測値と推計値（移動平均）との差の二乗和

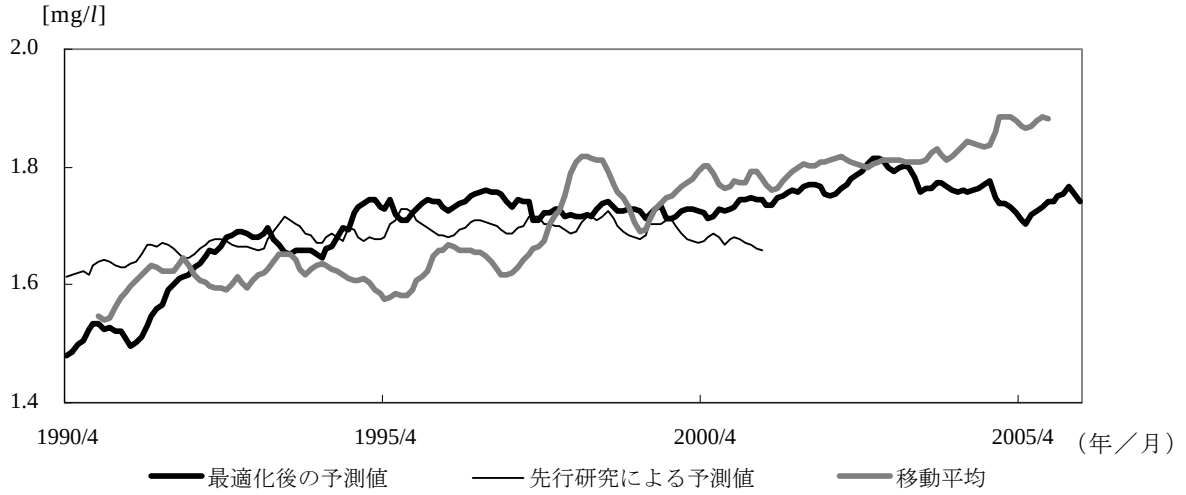

図 6-2　北湖における NBDOMs 濃度の推移（最適化後のシミュレーション予測値と先行研究による予測値，実測値からの推計値の比較）

次に，2005 年度までの差の二乗和に関して，C シミュレーションとⅠ～Ⅲのシミュレーションを比較する．

表 6-3 および図 6-1 に示すように，C シミュレーションと比べて，予測値と推計値との差の二乗和が最も大きく増加したのは，滞留時間を一定としたⅡシミュレーション

で，その増加率は 81%であった．続いて，増加率が大きかったのは，初期濃度を最適化しなかったⅢシミュレーションであり，その増加率は 20%，また，増加率が最も小さかったのは，「山林・その他」の原単位を一定とした場合のⅠシミュレーションで，その増加率は 6%であった．

以上の結果より，本研究のシミュレーション（C シミュレーション）によって，先行研究に比べて，北湖における NBDOMs 濃度の上昇傾向を良好に再現できた最大の要因は，北湖からの流出流量および水位（北湖の滞留時間）を時間変動するものとしたことであったことがわかる．このことはまた，北湖における NBDOMs 濃度の増加要因の 1 つが期間中の北湖からの流出流量（希釈効果）の減少であるとした前章の結論を支持する結果でもあった．

6-2　論議

6-2-1　はじめに

本研究の目的は，北湖における NBDOMs の蓄積要因を推定することであった．そのために，同物質の濃度変動を，先行研究に比べて，より精度の高いシミュレーションで再現することを試みた．結果として，全体的には，先行研究に比べて，実測値からの推計値により近い変動傾向を再現することに成功した．

本節では，これらシミュレーション結果等を含めて本研究を振り返り，研究の問題点や課題について議論する．

6-2-2　北湖における NBDOMs の物質収支

本研究では，終始，北湖への NBDOMs の供給は，湖外からの流入とする外部由来説の立場に立って研究を進めてきた．そのため，北湖湖沼モデルにおいて，湖水中の NBDOMs の生産速度と分解速度は等しいと仮定し，同物質の内部生産を考慮しなかった．しかし，同物質に関しては，陸域から湖への COD 負荷量が期間中大きく減少していることから，湖水中で生産されている可能性が高いと指摘する（内部生産説の立場に立つ）研究者もいる[1)]．現段階では，NBDOMs の流入経路に関する科学的な決着はついていないが，本研究によって，COD の流入速度がたとえ減少していても，北湖の希釈効果の減少によって，湖水中の COD（NBDOMs）濃度の上昇を再現できることを示せたことの意義は大きいといえる．本研究で用いた湖沼モデルにさらに NBDOMs の湖内生産を組み込むことができれば，さらに精度の高いシミュレーションを実施できると考えられる．

6-2-3　北湖湖沼モデルにおけるモデルパラメータ

本研究では，先行研究が単純化のために一定と仮定していた北湖の滞留時間（流出流量と水位）を時間変動するとしたことによって，実測値からの推計値により近い変動傾向を再現することに成功した. ただし, 滞留時間の時間変動を考えるのであれば，湖面降水量や湖面蒸発量などの時間変動をあわせて考慮することで，さらに精度の高いシミュレーションを実施できる可能性がある.

6-2-4　NB 比の設定

本研究では，湖沼計画の考え方に基づき推計した北湖への COD 流入速度に，本研究で仮定した NB 比を乗じることで発生源別の北湖への NBDOMs 流入速度を推計した. 本研究で仮定した NB 比は，生物分解による暗実験等の結果を設定根拠としたが，すべての汚濁発生源からの試水に対する実験データが揃っておらず，一部の発生源については，暗実験等に基づいて NB 比を設定することができなかった．さらに，暗実験の結果は，各試水について 1 回きりの実験であり，データとして信頼性が十分ではないと考えられた.

また，本研究では，NB 比を期間中一定であると仮定し，シミュレーションを実施してきた．しかし，湖水の NB 比については，季節変動を当然，考慮に入れるべきであろう. たとえば，夏場は易分解性の COD 成分の割合が冬場に比べて大きいと考えられる．さらに，陸域の各種汚濁発生源に関する NB 比に関しても，対象期間中における人間活動の質に関する変化を考慮に入れる必要がある.

過去に遡って暗実験を実施することは不可能であるが，何らかの形で NB 比の経年変化を考慮に入れるべきであると考えられる.

6-2-5　原単位

本研究では，北湖への COD 流入速度を，湖沼計画の考え方に基づき，同計画に収録されている COD 流入原単位と北湖流域フレーム値とを掛け合わせることで算定した.

湖沼計画において，ほとんどの原単位は変化しないもの（一定）と仮定されているが，たとえば，生活系の原単位など，ここ 20 年以上にわたるライフスタイルの変化によって，変化してきたと考える方が自然であろう.

さらに，本研究のシミュレーション予測値は，実測値からの推計値より，全体的に低い値を示した．そのため，各発生源からの NB 比は，最適化によって，そのほとんどが上限の 98%となった. そもそも NB 比を掛ける前の北湖への COD 流入速度が小さすぎたのではないかと考えられる．前述したような人間活動の変容を考えると，期間中に，いくつかの汚濁発生源の原単位は増加していた可能性があると考えられる.

6-3　おわりに

本研究は，上記のような多くの課題を残す結果となった．しかし，本研究のシミュレーションによって，北湖における NBDOMs 濃度の推移を，先行研究に比べて，より忠実に再現することができた．また，その結果，期間中の北湖における COD 濃度の上昇が，湖の希釈効果の減少によってもある程度，説明できることを示すことができたと考えられる．

本研究の成果が，北湖湖水中の NBDOMs の削減に向けた対策の立案に役立つことを願う．

＜参考文献＞

1) 岸本直之：琵琶湖の COD，BOD の乖離問題に関する一考察，琵琶湖・淀川水質浄化研究所，技術研究発表会講演要旨集（2007）

謝　辞

本研究をすすめるにあたり，終始手厚いご指導いただいた井手慎司教授に，深く感謝します. 井手慎司教授には, 夜遅くまで論文作成に付き合っていただいたこともありました. 休日にも関わらず，貴重な時間を割いて，研究室に顔を出していただいたこともありました．井手慎司教授の心のこもったご指導のもと，卒業論文を仕上げることができたことを幸せに思います.

そして，本論文を査読してくださり，的確な指摘やコメント，助言を頂いた仁連孝昭教授に深く感謝します.

また，本研究は，琵琶湖のデータを提供していただいた，琵琶湖河川事務所の方々のご協力なしには完成できませんでした．この場をお借りして，お礼申し上げます.

同じ研究室の先輩であり，パソコン関係で大変お世話になった木村道徳さん，困った時には一緒に考えてくださり，適切な助言を頂いた，平山奈央子さん，石本貴之さん，福江岬さん，松尾さかえさん．このような優しく頼りになる先輩方が在籍している井手研究室で研究ができたことを幸せに感じます.

また，一年半の間，伊藤真紀さん，櫻武勇太くん，宮城亜由子さん，森悠宇さん，森田浩平くんと論文完成に向かって，切磋琢磨できたことに感謝します.

最後になりましたが，4 年間の充実した大学生活を共に過ごした社会計画の先生方や学生，部活動やサークルのメンバー，友人，バイトのメンバー達に感謝し，本論文を終わります.

2008 年 3 月 24 日

鮫島康佑