

汽水湖宍道湖における汚濁負荷特性に関する研究

The characteristics of pollutant loads
in the brackish Lake Shinji.

2018

菅井隆吉

目 次

緒 言	1 - 3
第 1 章 塩分の変動要因から見た汽水湖穴道湖の流域特性	5 - 15
第 2 章 周辺部河川からの汚濁負荷流入特性	17 - 45
第 3 章 湖内現場観測による湖底堆積物からの無機栄養塩の 回帰速度の評価	47 - 58
第 4 章 室内実験による湖底堆積物からの窒素, リン及び DOC の 回帰速度の評価	59 - 72
総 括	73 - 83
摘 要	85 - 86
Summary	87 - 89
引用文献	91 - 96
論文目録	97 - 98
謝 辞	99

緒 言

斐伊川本川の最下流部に位置する宍道湖は、全国第7位の汽水湖であるが、近年富栄養化が進行し、湖沼の水質保全の各種対策は進められてはいるものの、設定された湖沼環境基準値の達成状況は悪く、湖沼水質は必ずしも改善されている状況にない。流域の最下流に位置する汽水湖は、海側との水位差が小さいために、必然的に停滞する水域である。加えて宍道湖は、東隣りに日本で第5位の湖沼面積を持つ中海が存在しているために、両湖をつなぐ大橋川は、日々の潮汐運動により往復流を生じ、宍道湖の水環境をより複雑にしている。

大橋川からの塩水の侵入条件については、Ishitobi et al. , (1989,1999) の研究があるが、遡上塩水は宍道湖への塩分供給のみならず、湖盆中央部の深部に溜まることによって、底層貧酸素化の原因となる密度成層を形成し（清家ら, 1986a）、底層からの栄養塩の回帰速度に大きく影響を及ぼしている。こうした汽水域独特の底層環境を持つ宍道湖における栄養塩の回帰速度は検討されてはいるものの、この湖沼の底層環境がきわめて不安定で変化に富むものであることを考えると、その見積もり及び栄養塩の回帰に及ぼす底層環境の特性評価は、必ずしも十分とは言えない。この塩分底成層の形成に伴う底泥直上高塩分水中への無機栄養塩の蓄積は、採水器の工夫によりその実態の一端は明らかにされているが（菅井ら, 1986）、湖内物質循環に係わるこれら諸要素量を明らかにしていくことは、湖水質の短期的変動はもとより、今後の富栄養化の推移状況を推し量る上で重要な知見を与えるであろう。しかしながら、これら内部負荷も、周辺部からの流入負荷が湖内において時間差を持って現れたものと考えることができ、結局は流入負荷が主因となる。湖沼は長期的には、宿命的に、周辺からの汚濁物質を溜める場として機能してしまうことになるが、短期的にはアオコや赤潮の原因となる栄養塩を再供給する場ともなり、いわゆる富栄養

化を悪循環させる原因にもなっている。沿岸流域から晴天・雨天を通し流入沈降する懸濁態の栄養塩（森田ら 1985）の一部が、溶存態の無機栄養塩として湖水中に回帰し、湖周辺から流入する無機栄養塩とともに、湖内での有機物生産に利用され、再び懸濁態として沈降するという循環の中で、閉鎖性水域における湖底泥からの無機態栄養塩の回帰速度と湖底特性との関係は、湖水質の推移を予測する上で欠かせない重要事項である。したがって、宍道湖のような閉鎖的水域における水環境の推移を推し量る上で、流入負荷量の精度の高い算定は欠かせない基本的な事項であると考えられる。しかしながら、斐伊川における Ishitobi et al., (1988), Kamiya et al., (2008), 宮廻ら(2014)の研究はあるものの、宍道湖全域にわたる流入負荷の実態を長期的に調査した報告は皆無である。宍道湖に係わる各種調査は、さまざまに実施されてはいるが、富栄養化の進行の原因がどこにあるのか、必ずしも十分な検証がなされているとは言えない。

本研究の目的および本論文の構成

そこで、今後の湖沼水質改善のための対策に資する研究とすべく、宍道湖における汚濁負荷特性を明らかにするための調査研究を実施し、本論文としてとりまとめた。本研究は以下の内容で構成されている。

本研究においては、まず第 1 章において、宍道湖における最も基本的要素としての水の動きを明らかにすべく、Cl⁻濃度の変動に注目し、Cl⁻濃度を検証要素として、斐伊川から宍道湖、大橋川、中海、美保湾に至る下流部水域における、海水と陸水の相互の係りを検討した。

第 2 章では宍道湖に流入する斐伊川を始めとする流入河川、水路及び宍道湖西岸域における排水樋門において、水質分析のための採水と、同時に流量観測を長期間実施し、周辺部流入河川・水路からの流入負荷量を推算するための、流量と負荷量の関係式（LQ 式）について検討した。また同時に、周辺からの流

入負荷特性を検討し、斐伊川においては出水時における観測も重ねて実施し、出水時と平水時の負荷特性の違いについて検討した。

第3章では、考案した多層同時採水器を用い、多地点における、迅速な多層同時採水を実施し、宍道湖における内部負荷について明らかにした。本調査では、底泥直上高塩分層内における無機栄養塩の成層状況の連続観測から、底層水中における無機栄養塩 (N, P) の平均現存量を求め、その経日変化に基づき、宍道湖における夏季の平均的な回帰速度を検討した。またさらに、その底層水の無機態 N:P 比と上層湖水の懸濁態 N:P 比を比較することにより、塩分底成層の深層（底泥直上の高塩分層）へ回帰した無機態栄養塩が上層へ混合拡散されたとき、N, P のどちらが湖内生産に直接的に影響するのかを検討した。

第4章においては、宍道湖における湖底泥からの溶出において、直上水の溶存酸素状態が好氣的である場合と、嫌氣的である場合の、二つの状態における回帰量の違いを明確にすること、また、無機態総窒素 (TIN : $\text{NH}_4\text{-N} + \text{NO}_2\text{-N} + \text{NO}_3\text{-N}$) , $\text{PO}_4\text{-P}$, 溶存性有機態窒素 (DON) , 溶存性有機態リン (DOP) 及び溶存性有機態炭素 (DOC) の回帰速度と湖底環境との関係を明らかにすることを目的とし、アクリル管を使って底泥コアを直上水ごと採取し、好気、嫌気の基本的2条件での室内溶出実験を行い、回帰量について比較検討した。

本論文は次の内容により構成されている。

第1章 塩分の変動要因から見た汽水湖宍道湖の流域特性

第2章 周辺部河川からの汚濁負荷流入特性

第3章 湖内現場観測による湖底堆積物からの無機栄養塩の回帰速度の評価

第4章 室内実験による湖底堆積物からの窒素、リン及びDOCの回帰速度の評価

総 括

摘 要

第1章. 塩分の変動要因から見た汽水湖宍道湖の流域特性

はじめに

宍道湖は島根半島と本土との間に形成された海跡湖で、広島県との県境、船通山にその端を發する一級河川斐伊川の下流部に位置する汽水湖である。斐伊川本川は宍道湖西岸から流入し、全淡水流入量の約80%を供給する。東隣にある中海とは大橋川によってつながり、両湖合わせて、一級河川斐伊川として管理されている。日本における汽水湖は、サロマ湖が湖面積(151.9km²)第一位であるが、第五位の中海(86.2km²)と第七位の宍道湖(79.1km²)を合わせると、日本最大の汽水域となる。

日本海の潮汐変動に伴い、大橋川は往復流を生じるが、大橋川東端(下流側)の水位が西端(上流側)の水位を上回った時に、中海から塩水が宍道湖に遡上する。大橋川からの塩水の侵入条件については、Ishitobi et al.(1989,1999)の研究があるが、遡上塩水は宍道湖への塩分供給のみならず、湖盆中央部の深部に溜まることによって、宍道湖における湖内物質循環に係る重要な要素である塩分底成層を形成する。そしてこの塩分底成層は、湖底からの無機栄養塩の回帰(神谷ら, 1996, 2001; 菅井ら, 1986, 2012, 2015)に密接に係わっている。こうした湖環境において、近年宍道湖の塩分は徐々に上昇する傾向が伺える。森(2000)は木曾三川(木曾川, 長良川, 揖斐川)流域において、1980年代以降、年降水量の減少に加え、年流出率も減少傾向にあることを指摘し、地球温暖化現象が、陸水環境に及ぼす影響を懸念しているが、宍道湖流域においても、年降雨量の減少が見られるのか、また他に変動要因が有るのか、検証する必要がある。宍道湖, 中海における塩分は、両湖間における湖水の相互の移流状況を検証するうえで最も基本的な要素であり、保存物質である塩分の変動要因を明らかにすることは、湖水環境における化学的成分の変動要因を推察するうえで

も、最も重要な検証要素となる。

本研究においては、近年の水文資料と水質データから、宍道湖における塩分の長期的変動要因と、短期的変動要因について考察を試みた。

方 法

1) 対象流域

対象流域は、Fig.1 に示す斐伊川本川から宍道湖、大橋川、中海、美保湾に続く斐伊川流域である。

2) 塩分

宍道湖の塩分としては、毎月一回実施している定期観測における Cl^- 濃度の分析値を使用した。宍道湖の湖心部に位置する S3 地点 (Fig.1) における Cl^- 濃度を代表値として使用したが、1990 年から 2013 年までの全層年平均値 (上層 ; 深度 1m, 2011 年より 0.5m, 下層 ; 湖底上 1m, の 2 層平均値) を使用した。分析方法は硝酸銀滴定法 (モール法 : JISK0102-2013 35.3) による。

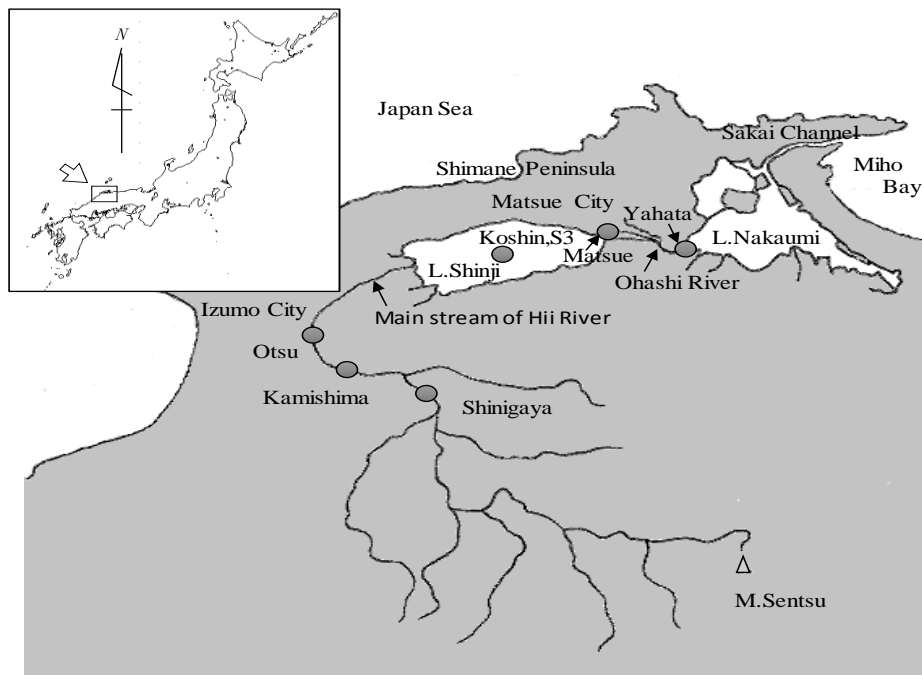


Fig.1 Study area

3) 松江における降雨量

宍道湖における Cl⁻ 濃度の長期的変動要因の一つとして、流域への降雨量の変化が上げられる。降雨量の増加は、宍道湖へ流入する陸水量の増加につながり、宍道湖の Cl⁻ 濃度を下げる方向へ作用する。また降雨量の減少はその逆で、Cl⁻ 濃度を上げる方向へ作用することになる。宍道湖においては、Cl⁻ 濃度の経年変化が、陸水量の増減に対する基本的な検証要素となる。

この視点から、宍道湖の Cl⁻ 濃度の長期的変動要因の項において、松江気象台（以下、松江とする）における 1990 年から 2013 年までの降雨量の年変化を見た。

4) 美保関における水位

宍道湖への塩水の遡上は、下流側の中海の水位が宍道湖の水位を上回るときに生じるが、中海の湖水位の変動は、日本海（美保湾）の潮汐変動に依っている。日本海の海面水位のベース値が上昇すれば、中海における塩水くさびは長期的に侵入傾向が強まり、結果として宍道湖への塩水の遡上量が増加し、宍道湖の Cl⁻ 濃度は上昇することになる。日本海の海面水位が減少すれば、その逆で、宍道湖の Cl⁻ 濃度は減少することになる。したがって、長期的な Cl⁻ 濃度の変動要因のもう一つは、日本海の海面水位に依ることが推察される。この視点から、宍道湖の長期的変動要因の項において、国土交通省の美保関（美保湾に面する）水位観測所（Fig.1：以下、美保関とする）の、1990 年から 2013 年までの水位観測値と、宍道湖 S3 地点における Cl⁻ 濃度との関係を見た。

5) 斐伊川における流量

斐伊川は、宍道湖西岸域から流入する流路延長 153 km、流域面積 2,070 km² の島根県第二位の一級河川である。因みに島根県第一位は島根県西部に位置する流路延長 194 km、流域面積 3,870 km² の江の川である。宍道湖の Cl⁻ 濃度の変動

要因としては、宍道湖への全淡水流入量の 80%を供給する斐伊川の流量に依ることが推察される。この視点から、長期的変動要因の項においては、上島流量観測所 (Fig.1 : 以下, 上島とする) における月平均流量値の年変化, また短期的変動要因の項においては、斐伊川の大津流量観測所 (Fig.1 : 以下, 大津とする), 新伊萱流量観測所 (Fig.1 : 以下, 新伊萱とする), 上島それぞれにおける流量値と、宍道湖 S3 地点における Cl⁻ 濃度の関係を見た。

結果と考察

塩分濃度の長期的変動要因

Fig.2 に宍道湖 S3 における Cl⁻ 濃度の全層年平均値の推移を示す。Cl⁻ 濃度の線形近似による結果から、宍道湖における年平均 Cl⁻ 濃度は、1990 年から 2013 年の間で、年間約 30mg L⁻¹ のピッチで上昇していることが分かった。

塩分の長期的変動要因として、斐伊川流域における降雨量の変化と日本海の海面水位の変化の二つが考えられる。Fig.3 に松江気象台における年間降雨量の推移を示す。図に示されるように、松江気象台における降雨量の推移において、1990 年から 2013 年の 24 年間で、降雨量は年間 4.6mm のピッチで減少していることが分かった。そこで次に、斐伊川の流量の推移を確認した。Fig.4 に上島における月平均流量値の変化を示すが、斐伊川の流量には、減少傾向は認められないことが分かった。

一方、美保関における、1990 年から 2013 年までの海面水位の推移を Fig.5 に示すが、美保関の海面水位は年々上昇する傾向にあり、1990 年から 2013 年の間で、年間 1.0cm のピッチで上昇していることが分かった。

この海面水位の上昇は、中海底層への海水の侵入を助長しているものと考えられる。そこで、宍道湖へ向けての塩水の入り口である、大橋川河口地点 (Fig.1) における下層の Cl⁻ 濃度の年変化を見た。Fig.6 に示されるように、同地点の下

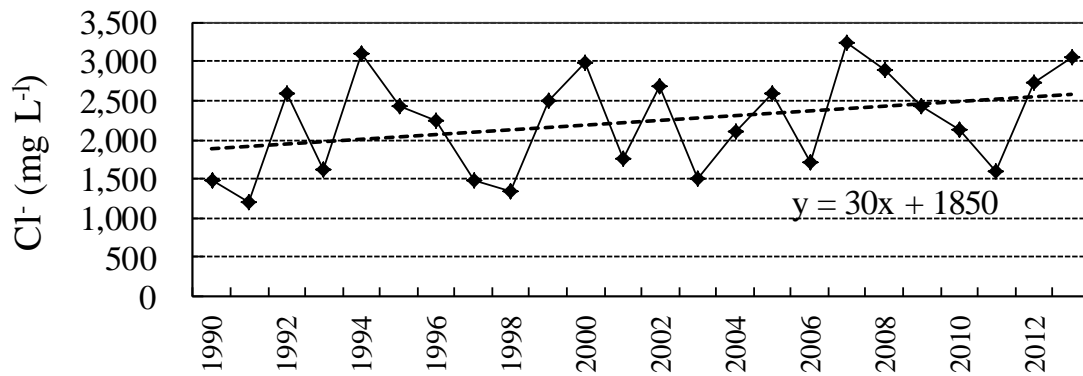


Fig.2 Trend of the Cl⁻ concentration in Lake Shinji(st.S3).

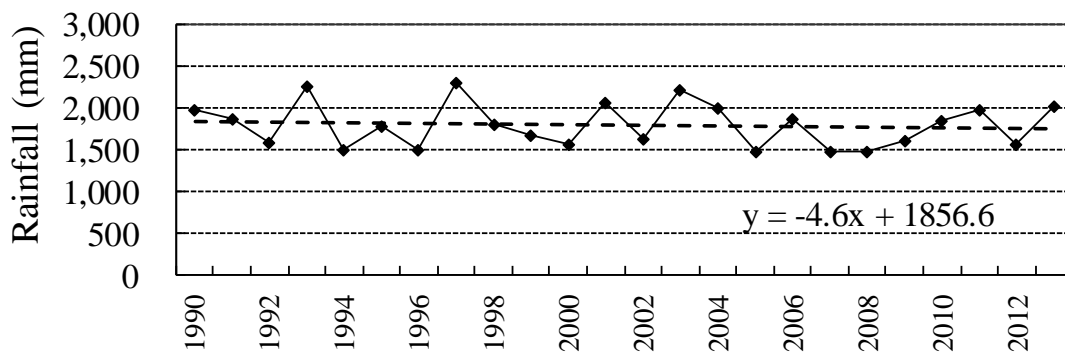


Fig.3 Trend of the precipitation in Matsue

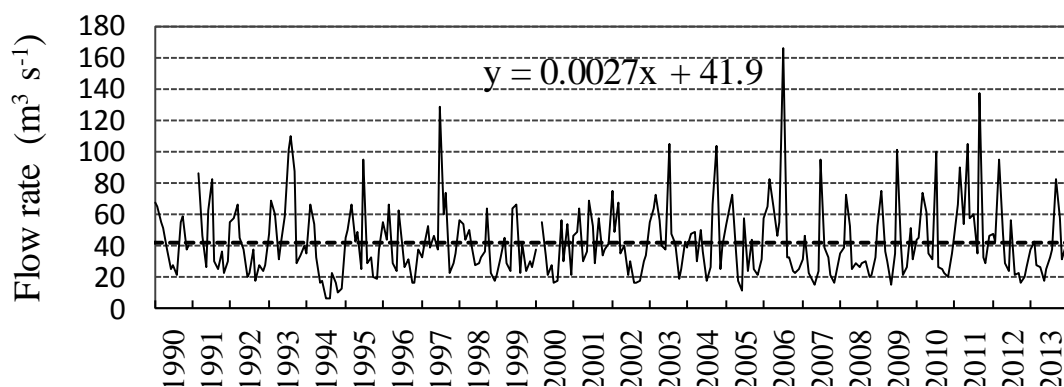


Fig. 4 Trend of monthly average flow-rate values of the Hii River(at Kamishima).

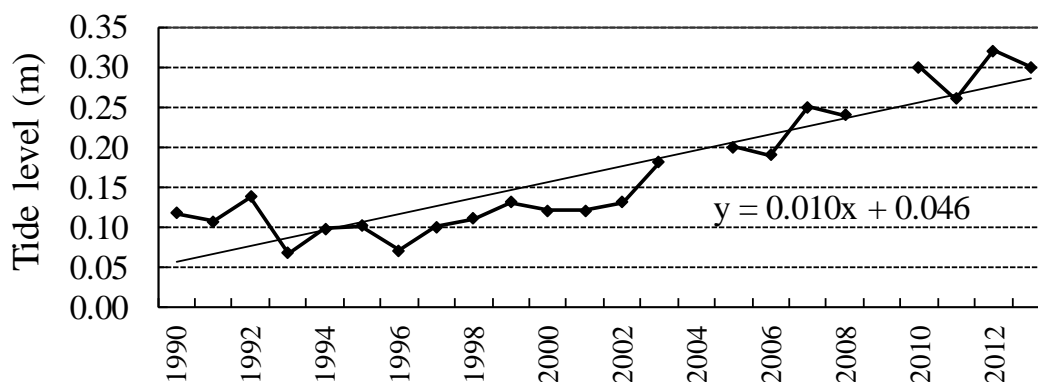


Fig.5 Trend of the sea level in Mihonoseki

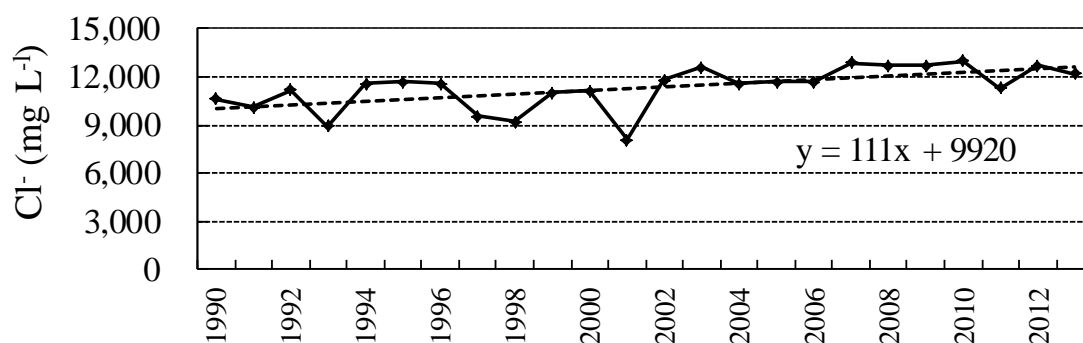


Fig. 6 Trend of the Cl⁻ concentrations in Ohashi river estuary(1m above the bottom).

層の Cl⁻ 濃度は 1990 年から 2013 年において、 $111\text{mg L}^{-1}\text{year}^{-1}$ の上昇傾向にあった。これは、海面水位の上昇が、中海への塩水くさびの侵入を助長し、大橋川を通じた、宍道湖への塩水濃度も上昇傾向になり、宍道湖への遡上塩分量が増加傾向となっていることを示すものである。斐伊川における月平均流量値（上島）の変化に減少傾向は見られないことから、宍道湖における 1990 年以降の Cl⁻ 濃度の上昇は、日本海の海面水位が 1990 年以降、上昇傾向で、中海下層への塩水くさびの侵入を助長しているためであり、このことが、宍道湖の塩分濃度の長期的変動要因であると推察された。

塩分濃度の短期的変動要因

近年において比較的、塩分が低かった 2011 年 7 月 (Fig.7) と、逆に高かった 2013 年の 7 月 (Fig.8) の国土交通省宍道湖湖心観測所における Cl^- 濃度のモニタリング値 (上層) の推移と、宍道湖出口に位置する同松江観測所 (Fig.1 : 以下, 松江とする) における Cl^- 濃度のモニタリング値の推移 (Figs.7a and 8a), また松江と宍道湖湖心観測所, 及び八幡観測所 (Fig.1 : 以下, 八幡とする) の水位の変化 (Figs.8b and 9b) を示す。

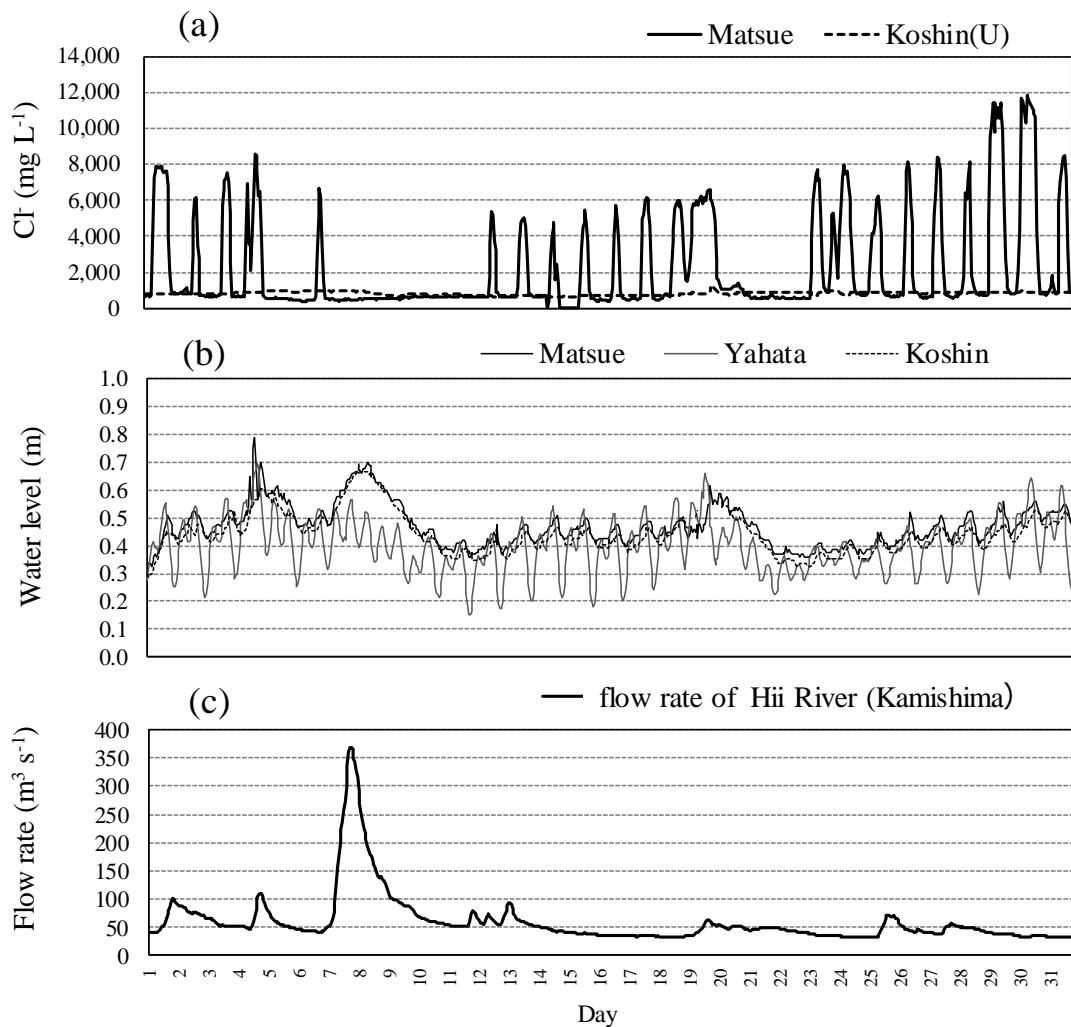


Fig.7 Changes in (a) Cl^- concentrations at Matsue Observatory and Koshin Observatory, (b) the water levels at Koshin Observatory, Matsue Observatory and Yahata Observatory, and (c) the flow rate of the Hii River

(Kamishima Observatory) in July 2011.

図に示されるように、出水により斐伊川の流量 (Figs.7c and 8c) が急増すると、宍道湖の水位の上昇に伴い大橋川の上流側の松江の水位 (Fig.7b) も同様に急増し、これによって、下流側の八幡との水位差が広がり、大橋川は順流傾向となり遡上流を生じない。この期間の松江における Cl^- 濃度の推移を見ると、 Cl^- 濃度のピークを生じていない (Fig.7a)。宍道湖の水位が下がり、松江の水位も下がると、再び通常の往復流を生じるようになり、 Cl^- 濃度のピーク (高塩水の

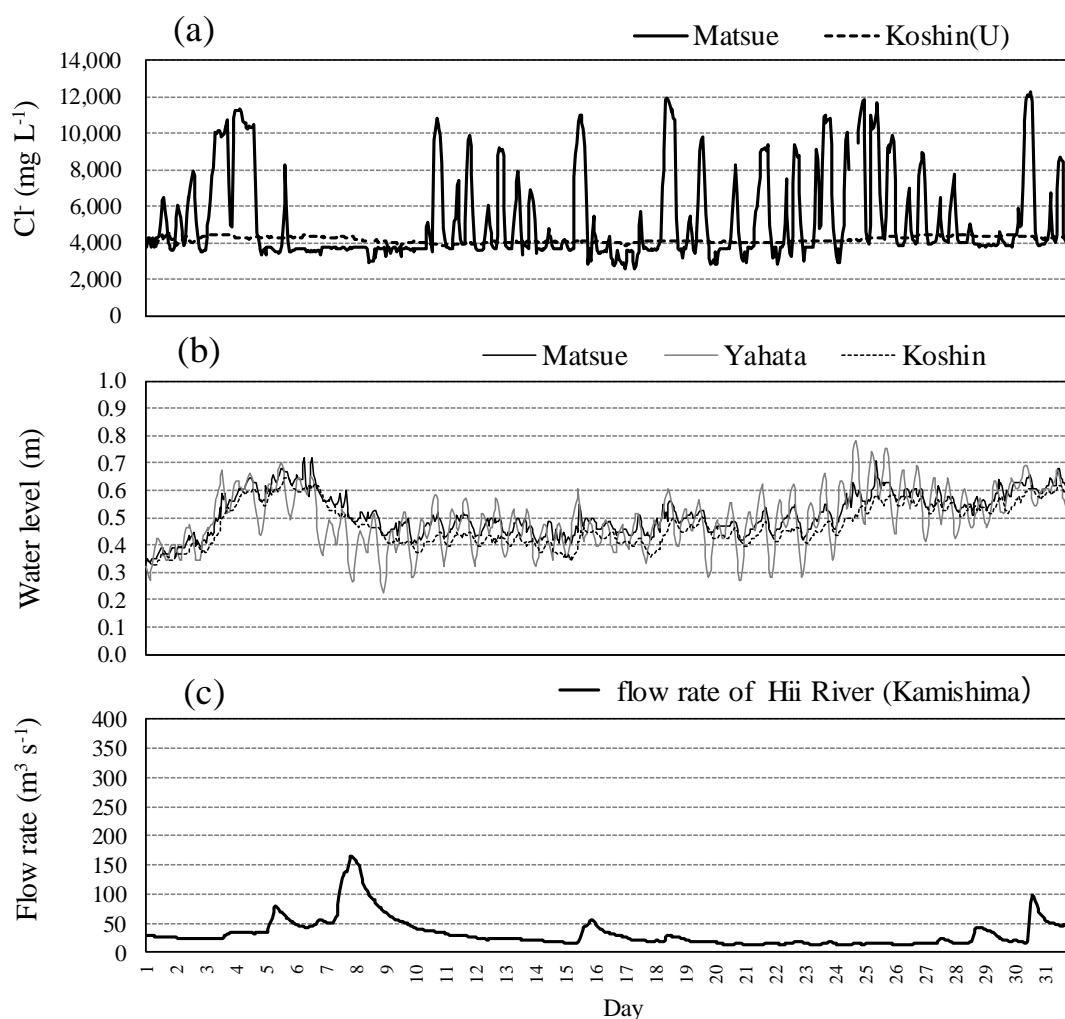


Fig. 8 Changes in (a) Cl^- concentration at Matsue Observatory and Koshin Observatory, (b) the water levels at Koshin Observatory, Matsue

Observatory and Yahata Observatory, and (c) the flow rate of the Hii River (Kamishima Observatory) in July 2013.

遡上)が見られるようになる。宍道湖 S3 の Cl^- 濃度が相対的に低い時 (Fig.7:2011 年) も, 高い時 (Fig.8:2013 年) も, 一時的に, 松江側の水位の高まりが大きい時に, 水位の逆転を生じないことがあるが, 宍道湖への塩分の供給は, 日本海 (美保湾) の潮汐変動に伴い, 中海の水位が宍道湖の水位を上回った時に, 大橋川を通じた高塩水の遡上により日常的になされている。

2011 年の 7 月のように, 陸水量が多く宍道湖の塩分が低い時は, 大橋川の東西両端の水位差が逆転する時間が少なく (148/744 時間), 遡上塩水の塩分ピーク高もやや低い。逆に, 2013 年の 7 月のように, 陸水量が少なく宍道湖の塩分が高い時は, 水位差が逆転する時間が多く (306/744 時間), 加えて塩分ピーク高もやや高いことが分かった。

以上のことから, 宍道湖の短期的な Cl^- 濃度の増減は, 基本的には, 大橋川における塩水の遡上量を間接的に決定する斐伊川の流量の多少に依存していることが想定される。そこで, 近年の観測値(2003 年~2013 年)から, 宍道湖における定期観測日にさかのぼる 10 日ピッチで 90~70 日間の新伊萱, 上島及び大津における日流量平均値の対数と, その月の宍道湖 S3 における Cl^- 濃度との関係を見た (Fig.9)。新伊萱, 上島の日流量平均値の対数と宍道湖 S3 の Cl^- 濃度との間には, とともに良い相関が得られ(Fig.9, Table 1), もっとも両者の関係が良いのは, 上島 (Fig.9 b2) の 80 日間の日流量平均値 (決定係数 0.829) であることが分かった。対照的に, 大津の日流量平均値の対数と宍道湖 S3 の Cl^- 濃度との間は相関が弱かった。

そこで次に, 得られた $\text{Cl}^- \sim Q$ 式から宍道湖 S3 における Cl^- 濃度を計算し, 実測値の短期的な変動を再現できるかを確認した。Fig.10 に, 2004 年から 2013 年

にかけての宍道湖 S3 における Cl^- 濃度の実測値と、本研究において得られた、 $\text{Cl}^- \sim Q$ 式（上島）に流量値を代入し、得られた Cl^- 濃度の変化を示す。

Table 1 Regression formula and Coefficient of determination

Average number of days of flow rate	Fig.9	Shinigaya	Fig.9	Kamisima	Fig.9	Otsu
90	a1	$\text{Cl}^- = -2180 \ln(Q) + 9750$ (0.774)	b1	$\text{Cl}^- = -2370 \ln(Q) + 11000$ (0.823)	c1	$\text{Cl}^- = -2000 \ln(Q) + 9820$ (0.562)
80	a2	$\text{Cl}^- = -2150 \ln(Q) + 9630$ (0.778)	b2	$\text{Cl}^- = -2330 \ln(Q) + 10900$ (0.829)	c2	$\text{Cl}^- = -1960 \ln(Q) + 9680$ (0.556)
70	a3	$\text{Cl}^- = -2040 \ln(Q) + 9250$ (0.757)	b3	$\text{Cl}^- = -2210 \ln(Q) + 10400$ (0.802)	c3	$\text{Cl}^- = -1820 \ln(Q) + 9120$ (0.521)

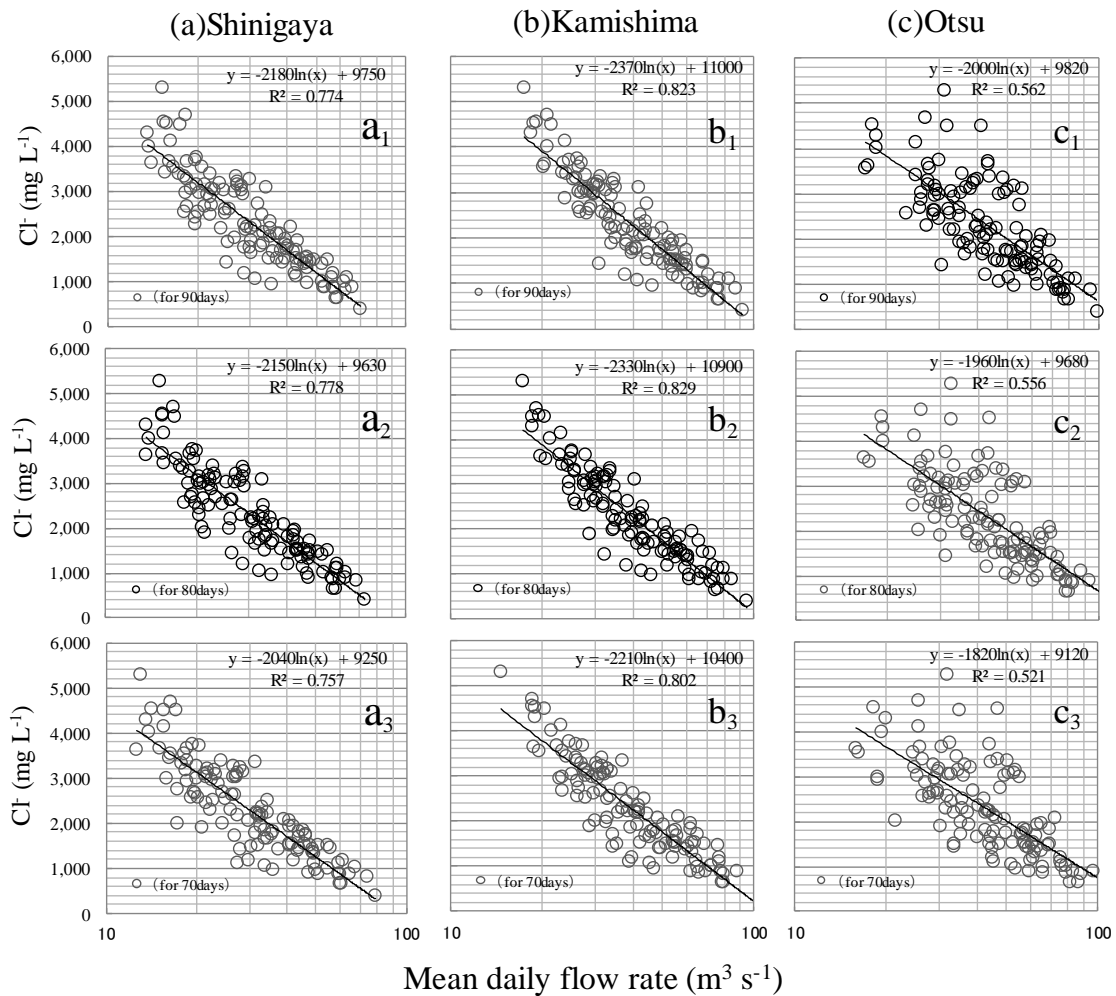


Fig.9 Relationship between Cl^- concentration (2004~2013) at St.S3

(sampling point of the monthly water quality survey) and the mean daily flow rate in the Hii River at (a) Shinigaya Observatory, (b) Kamishima Observatory and (c) Otsu Observatory for 70, 80, and 90 days before the day of monthly water quality survey (2004~2013) in Lake Shinji.

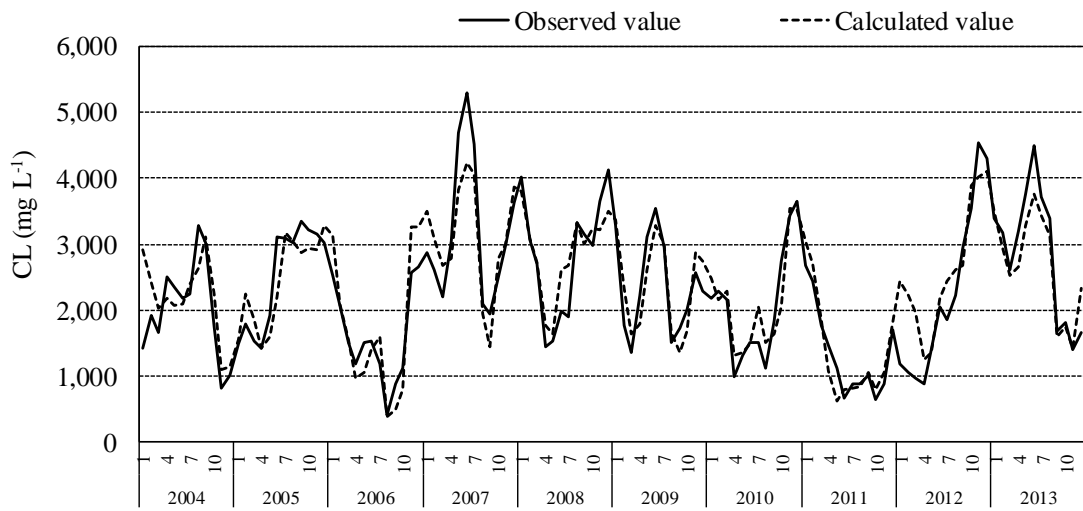


Fig.11 Comparison of the measured Cl^- concentration at St. S3

(sampling point of the monthly water quality survey) and the Cl^- concentration calculated using the Cl-Q equation (Fig.4 b2).

図に示されるように、 Cl^- 濃度の月変化の中における、濃度ピーク高において、実測値との誤差が広がる所があるものの、 Cl^- 濃度の振動は大きなずれを生じることなく、概ね再現できることが分かった。このことから、宍道湖における Cl^- 濃度の短期的な変動は、斐伊川の流量に依っていることが明確に示された。

平成 21 年に鳥取・島根両県知事により着手同意がなされた大橋川改修事業（上流，下流部における一部川幅の拡幅）が進捗し，完了した後に新たに得られる $\text{Cl}^- \sim \text{Q}$ 式（上島）の傾きと，本研究において得られた $\text{Cl}^- \sim \text{Q}$ 式（上島）の傾きとの間に，有意な差が見られるのか，検証が期待される。

第2章. 周辺部河川からの汚濁負荷流入特性

はじめに

湖沼の水質保全のための各種対策（島根県，2010）は進められてはいるものの、特に宍道湖のような閉鎖的湖沼においては、湖内部からの負荷（神谷ら，1996，2001；菅井ら，1986，2012，2015）が湖内の物質循環と絡まり、より複雑な水質環境を形成するため、湖水質は必ずしも改善されている状況ではない。しかしこれも、もとはといえば周辺部からの流入負荷が湖内において時間差を持って現れたものと考えることができ、結局は流入負荷が主因となる。湖沼は長期的には、宿命的に、周辺からの汚濁物質を溜める場として機能してしまうことになる。したがって、湖沼水質を改善していくためには、基本的には周辺からの流入負荷を可能な限り削減していくことが重要である。

流入負荷は、生活排水、事業所等からの排出による点源負荷と山林、農地、市街地からの面源負荷の大きく二つで構成される。点源負荷においては、法律に基づく排出基準値の設定による排水処理、また広域的な下水道整備も進められているが、一方の面源からの負荷の詳細は宍道湖流域においても不明な点が多く、その対策は今後の課題となっている。

河川からの汚濁流出負荷量に関しては、詳細な研究(山口・吉川，1978，1980；海老瀬，1981)がなされてはいるが、宍道湖のような閉鎖的水域における水環境の推移を推し量る上で、流入負荷量の精度の高い算定は欠かせない基本的な事項である。しかしながら湖沼流域は広く、汚濁の流入実態を明らかにしていくことは多大な時間と労力を必要とするもので、斐伊川における Ishitobi et al.，(1988)，Kamiya et al.，(2008)，宮廻ら(2014)の研究はあるものの、宍道湖全域にわたる流入負荷の実態を長期的に調査した報告は皆無である。

本研究においては、「①周辺部の各流入河川・水路から宍道湖への流入負荷

量を推算するための、流量と負荷量の関係式（LQ式）を求めること」と、「② 宍道湖への汚濁物質の流入負荷特性を明らかにすること」の二つを目的として、宍道湖に流入する斐伊川本川（以下斐伊川とする）をはじめとする流入河川、水路及び宍道湖西岸域における排水樋門において、水質分析のための採水と、同時に流量観測を実施した。その結果、宍道湖への流入水量の約80%を占める斐伊川の負荷割合は、化学的酸素要求量（COD）、全窒素（TN）及び全リン（TP）でそれぞれ61%、40%、31%となり、TN、TPにおいては斐伊川以外の小河川からの負荷が案外大きいことが明らかとなるなどの成果を得たので報告する。

宍道湖流域の概況

宍道湖は、東側の中海と大橋川で繋がる汽水湖であるが、一級河川斐伊川として管理されている。斐伊川は、宍道湖の西岸に流入するが、その源を島根県と広島県との県境、船通山（標高 1,143m）に発し、途中多くの支川を合わせながら北流し、さらに下流に広がる出雲平野を東に貫流し、宍道湖、大橋川、中海、境水道を経て日本海に注ぐ幹川流路延長 153km、流域面積 2,540km² の島根県東部で最も大きい河川である。斐伊川流域は、島根、鳥取両県にまたがり、松江市、出雲市、米子市他の 7 市 2 町からなり、土地利用は山林等が約 89%、水田や畑地等の農地が約 9%、宅地等その他が約 2%（国土交通省出雲河川事務所ホームページ；<http://www.cgr.mlit.go.jp/izumokasen> ▶事業概要▶斐伊川流域の概要）となっている。

調査方法

平水時調査

田淵・黒田(1993)は、流入負荷量は流量によって大きく影響されるので流入負荷量を精度よく算出するためには、かなりの測定回数が必要で、ひとつの集

水域の平均的な流入負荷量を算出するためには、ある年の測定だけでは不十分である、と指摘している。そこで本研究では Fig.1 に示す、宍道湖西岸域の斐伊川を含む 5 河川と、3 排水樋門、宍道湖南岸の 9 河川と、3 小水路、及び北岸の 10 河川と、2 水路において、各 1 地点の計 32 地点において 1996 年から 2003 年にかけて、概ね年間 3 回のピッチで、一日 1 回の採水（雨天時を含む）と、同時に流量観測を実施した。排水樋門においては 1994 年、平田船川においては 1995 年から実施した。また斐伊川については、月一回の定期水質観測データ（1996-2003 年）を使用した。

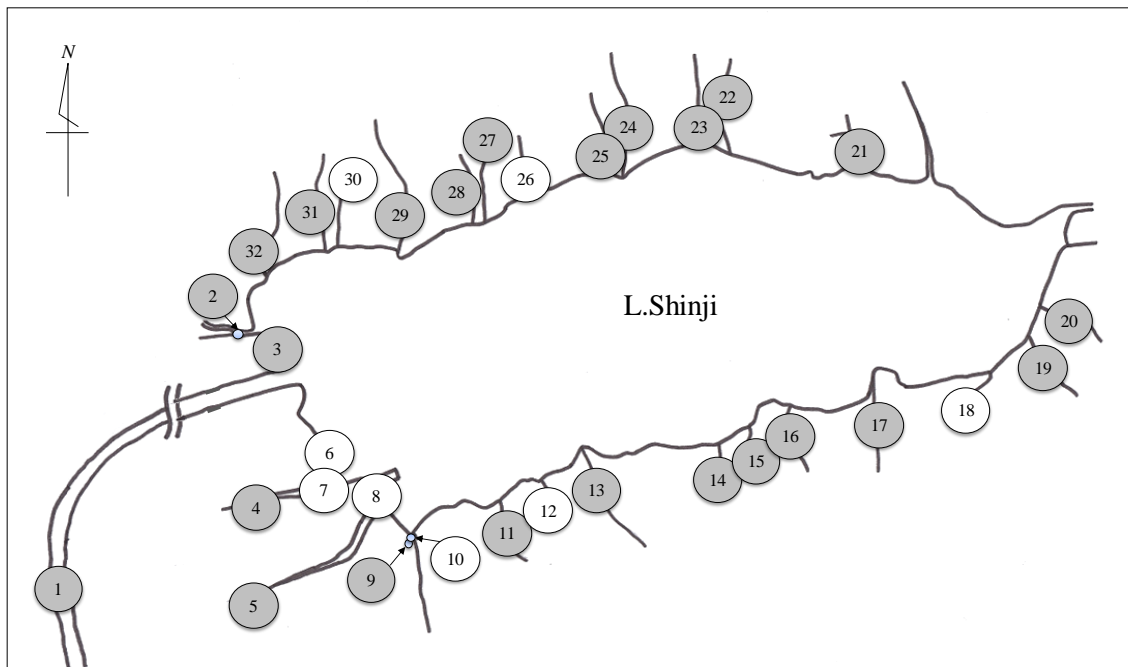


Fig.1 The location of the observation sites. (No.) shows waterway and gatter gate. The numbers are same as in Table 1.

出水時調査

宍道湖流域における最大河川である斐伊川は当然、排出負荷量も最大になるものと予想される。したがって斐伊川においては降雨時（高島ら, 1995）, 特に出水時の流出負荷も的確にとらえる必要がある。斐伊川においては極力広い流

量範囲での観測を念頭に、1993年から2001年にかけて、台風等の出水時に、出水の全波形を捉えたものではないが合計20回の一日複数回の調査を実施した。なお採水時の流量については大津流量観測所(St.No.1)の流量値を使用した。

水文観測

1996年から2001年にかけて、平水時調査では各河川、水路において、事前に調査位置の横断測量(建設省、1986)を行い、調査当日には採水と同時に水位観測と電磁流速計(KENEK社製VM2001)による流速の観測を行った。なお、水深の浅い河川、水路における流速測点は、全水深の6割の位置とした。斐伊川における採水時の流量については、月1回の定期水質観測時における大津流量観測所の流量値を(平水時流量として)使用した。

また、排水機場の排水量については各排水機場における排水ポンプの性能に基づき、新三分市排水樋門 $0.87 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ 、新右岸排水樋門 $0.58 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ 、荘原新田排水樋門 $0.24 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ とした。

水質分析

CODは過マンガン酸カリウム酸化法による分析を行った。TNはアルカリ性ペルオキシ二硫酸カリウム、TPはペルオキシ二硫酸カリウムを加えオートクレーブ中、1.2気圧30分で分解無機化後、上澄み液についてそれぞれ自動分析装置(BRAN+LUEBBE社、TRAACS-800)による分析を行った。また、 $\text{NO}_3\text{-N}$ 、 $\text{NO}_2\text{-N}$ 、 $\text{NH}_4\text{-N}$ 、 $\text{PO}_4\text{-P}$ については、試料をガラス繊維ろ紙(Whatman GF/C、粒子保持能 $1.2\mu\text{m}$)でろ過した後、自動分析装置(BRAN+LUEBBE社、TRAACS-800)による分析を行った。なお $\text{NH}_4\text{-N}$ はインドフェノール青法、 $\text{NO}_3\text{-N}$ は銅-カドミウムカラムで還元後ナフチルエチレンジアミン法、 $\text{NO}_2\text{-N}$ はナフチルエチレンジアミン法、 $\text{PO}_4\text{-P}$ はモリブデン青法による。無機態窒素については $\text{NO}_3\text{-N}$ 、

NO₂-N, NH₄-N の和を全無機態窒素 (TIN) として求めた。

クラスター分析

流入河川（水路・樋門を含む），全 32 地点の水質 7 項目（COD, TN, TIN, NH₄-N, NO₂-N+NO₃-N, TP 及び PO₄-P）の各平均値に対して，その汚濁特性に基づいて分類するために，ウォード法による階層クラスター分析を行った。7 項目の水質値の構成が最も似ている組み合わせから順番にまとまり（クラスター）にしていく方法で，組み合わせの途中過程が階層のように表せ，最終的に，樹形図（デンドログラム）ができる。

調査結果および考察

流入水の流量

Table1 に各河川の流域面積（建設省，1979）と流量観測結果を示すが，流域面積は斐伊川が 920 km² と最も大きく，ついで平田船川が 49.1 km²，新建川 27.1 km²，忌部川 19.6 km² と続く。

宍道湖への流入水量は，最大流域面積を持つ斐伊川 (34.5m³s⁻¹) が最も大きく，流入水の 78% と，全流入水の約 8 割を占めている。斐伊川以外では，流域面積の大きい河川が多い宍道湖西岸域の河川において水量が大きい傾向にあるが，流域面積で第 2 位の平田船川が 3.09 m³s⁻¹，五右衛門川，新建川，論田川が各々 0.968, 0.735, 0.713 m³s⁻¹ でそれに続いている。論田川の流域面積はさほど大きくないが，流域の田畑の灌漑用としての，斐伊川からの導水の影響を受けているものと推察される

流入水の流量及び水質

Fig.2 に各地点における流量 (a) ， COD (b) ， TN (c) ， TIN (d) ，

Table 1 The basin and forest area of observation sites and study period.

⓪ shows waterway and gatter gate.

	St.No.	Sampling sites	Catchment area (Km ²)	Forest area (%)	Flow rate (mean : m ³ s ⁻¹)	Observation terms
	1	Hii-River (Otsu)	920	93.1	34.5 ^{*1)} 443 ^{*2)}	1996/01-2003/12 1993/06-2001/06
West region	2	Hiratahunagawa-river	49.1	63.1	3.09	1995/05-2003/01
	3	Ronden-river	5.0	-	0.130	1997/06-2003/01
	4	Goemon-river	15.8	-	0.968	1994/05-2003/01
	5	Shintate-river	27.9	70.0	0.735	1997/06-2003/01
	⓪6	Shinsanbuichi-D. P. S.	-	-	0.870	1994/05-2003/01
	⓪7	Shinugan-D. P. S.	-	-	0.580	1994/05-2003/01
	⓪8	Shobarashinden-D. P. S.	-	-	0.240	1994/05-2003/01
	South region	9	Sasahu-river	10.2	79.7	0.326
⓪10		Shinji-cho-drain	-	-	0.038	1996/12-2003/01
11		Dodho-river	5.9	81.2	0.132	1996/09-2003/01
⓪12		Nishikimachi-drain	-	-	0.058	1996/09-2003/01
13		Kimachi-river	17.3	89.5	0.437	1996/09-2003/01
14		Higasikimachi-river	-	-	0.029	1996/09-2003/01
15		Matukure-river	-	-	0.057	1996/09-2003/01
16		Hongo-river	3.8	78.7	0.092	1996/09-2003/01
17		Tamayu-river	13.3	88.7	0.273	1996/09-2003/01
⓪18		Hujina-drain	-	-	0.040	1996/09-2003/01
19		Inbe-river	19.6	92.7	0.364	1996/09-2003/01
20		Sannkyo-river	4.0	47.0	0.231	1996/09-2003/01
North region	21	Kososhi-river	9.5	65.0	0.183	1996/09-2003/01
	22	Higashinagae-river	2.2	54.1	0.052	1997/06-2003/01
	23	Nishinagae-river	3.1	80.3	0.097	1996/09-2003/01
	24	Aika-river	4.9	89.3	0.168	1996/09-2003/01
	25	Okamoto-river	5.6	99.8	0.055	1996/09-2003/01
	⓪26	Ohgaki-cho-drain	-	-	0.043	1996/09-2003/01
	27	Ohno-river	4.0	84.9	0.093	1996/09-2003/01
	28	Kusano-river	4.1	73.0	0.129	1996/09-2003/01
	29	Ino-river	8.1	68.6	0.109	1996/09-2003/01
	⓪30	Kozakae-cho-drain	-	-	0.035	1996/09-2003/01
	31	Kozakae-river	5.0	73.8	0.144	1996/09-2003/01
	32	Sakai-river	7.2	92.8	0.175	1996/09-2003/01

* 1) : Normal flow conditions; * 2) Flood flow conditions

TP (□), PO₄-P (□) のそれぞれ最大値 (棒の上端), 最小値 (棒の下端), 平均値 (■) を示す。また, 数表を付表として章末に示す。

1) COD

斐伊川の COD 値 (2.3 mg L⁻¹) は最も低く, 斐伊川以外, 宍道湖における環境基準値 3.0 mg L⁻¹ を下回る地点はなかった (Fig.2b)。他地点 (31 地点) では,

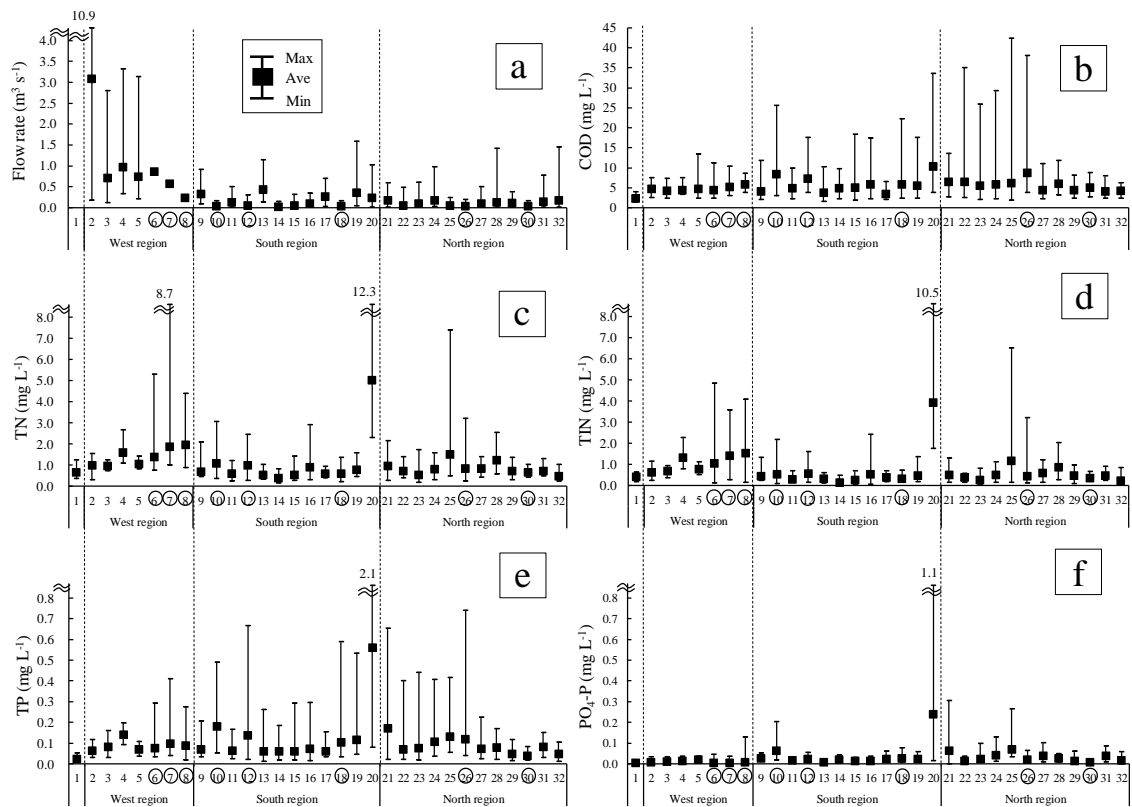


Fig.2 Water qualities of inflow rivers, waterways and the gutter gates.

基準値の 1.1~3.4 倍の範囲にあったが、7 地点が基準値の 2 倍を超える濃度であった。最大値は、宍道湖北岸 (St. 22~26) において高い傾向が見られたが、南岸では流域のほとんどが市街地の山居川 (St. 20) が、平均値 (10.3 mg L^{-1})、最大値 (33.6 mg L^{-1}) とともに高かった。宍道湖西岸域の河川は、山陰最大の穀倉地帯で田畑や斐川町また平田町の住宅地を背景とするが、西岸域河川の COD 平均値は 4.8 mg L^{-1} と斐伊川以外の全平均値 (5.5 mg L^{-1}) よりやや低い値であった。

2) 窒素

Fig.2c に示すように、TN 濃度も山居川が平均値 (5.03 mg L^{-1})、最大値 (12.2 mg L^{-1}) とともに最も高く、市街地からの負荷を示している。また、最大値は宍道湖西岸の排水機場地点 (Sts. 6, 7, 8) と北岸の岡本川 (St. 25) において高い傾向が見られた。斐伊川の平均 TN 濃度は 32 河川中低い順で 9 位であったが、斐伊川

の 0.66 mg L^{-1} を含め 32 点全てが宍道湖における TN の環境基準値 0.4 mg L^{-1} を超えており、そのうちの 17 地点が基準値の 2 倍を超える濃度であった。また斐伊川の平均 TIN 濃度は 32 河川中、同 11 位であるが、斐伊川の 0.41 mg L^{-1} を含め、32 地点中 22 地点が、宍道湖における基準値 0.4 mg L^{-1} を超える濃度であった (Fig. 2d)。またそのうちの 10 地点は、基準値の 1.5 倍を超える濃度であるが、宍道湖西岸域の 7 地点はすべてが基準値を超え、かつ基準値の 1.6~3.9 倍と南岸、北岸地点に比べ高い傾向を示した。田渕ら (1979) や近藤ら (1993) は灌漑初期における窒素の流出や田植え期のリンの排出、また武田ら (1991) も灌漑期の排水、浸透水において窒素・リン濃度が高くなることを指摘しているが、宍道湖西岸に広がる水田地帯からも同様な窒素の流出が考えられる。大槻 (2000) や和田・三浦 (1996) も指摘するように、集水域の市街地、農地、山地からのノンポイント汚染源負荷の発生・流出抑制が必要である。また TIN 濃度も山居川 (St. 20) が最も高いが、TIN のうち $\text{NH}_4\text{-N}$ 濃度の占める割合が 61% と、西岸域の 7 地点を除く全域平均値の 23% に比べて高い (Fig.3)。また山居川同様、西岸域の三つの排水樋門 (Sts. 6, 7, 8) における $\text{NH}_4\text{-N}$ 濃度も 3 地点平均で 63% と、 $\text{NO}_3\text{-N}$ 濃度に比べ高いことが分かったが、山居川のような市街地や、宍道湖西岸域などの田畑や住宅地を背景とする河川において、 $\text{NH}_4\text{-N}$ 濃度の比率が高い傾向がうかがえる。

3) リン

Fig.2e に示すように、TP 濃度も TN 同様、山居川は平均値が 0.560 mg L^{-1} 、最大値は 2.13 mg L^{-1} と、ともに最も高い値であった。また TP 濃度の最大値は COD 同様、宍道湖北岸 (St. 21~26) において高い傾向が見られた。 $\text{PO}_4\text{-P}$ 濃度 (Fig.2f) も山居川は平均値が 0.239 mg L^{-1} 、最大値は 1.05 mg L^{-1} と、ともに高い値で TIN 同様に市街地からの負荷が大きいことを示している。

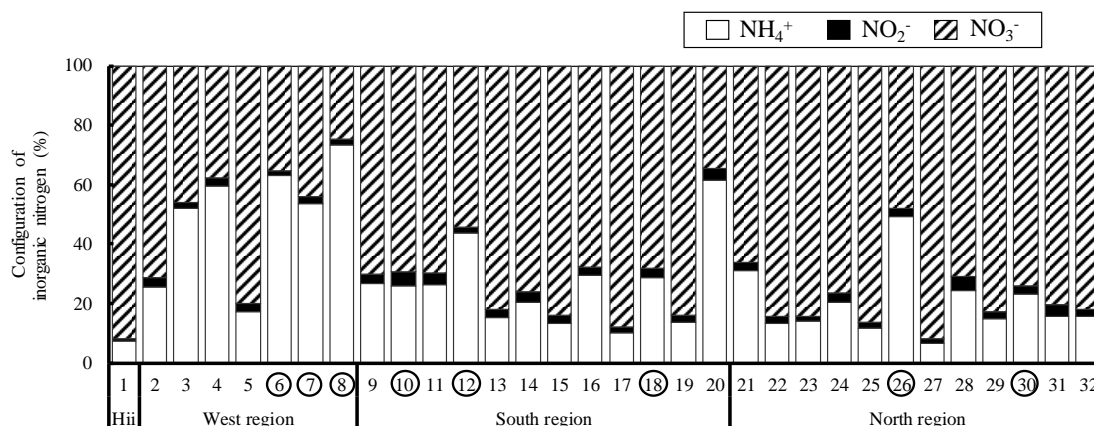


Fig.3 Configuration of inorganic nitrogen in inflow water.

斐伊川の TP 濃度 (0.023 mg L^{-1}) は COD 同様、最も低い。しかしながら斐伊川以外全てが宍道湖における TP の環境基準値 0.03 mg L^{-1} を超えており、そのうちの 28 地点が基準値の 2 倍を超えていることが分かった。一方、斐伊川の $\text{PO}_4\text{-P}$ 濃度 (0.023 mg L^{-1}) も TP 同様、最も低いが、他地点の $\text{PO}_4\text{-P}$ 濃度は、TP の環境基準値 0.03 mg L^{-1} を超える地点は 32 地点中 7 地点で、TIN に比べると基準値を超える地点数は少なかった。また TIN 濃度の高かった宍道湖西岸域地点においても、 $\text{PO}_4\text{-P}$ 濃度は宍道湖における TP の環境基準値の 0.23~0.65 倍と、TIN 濃度に比べるとその濃度は比較的低いことが分かった。

流入水水質の流域特性

クラスター分析の結果、流入水の水質は 5 つのクラスターに分類された (Fig.4)。その一つ下の階層においては、斐伊川がクラスター 1) のグループから離れ、全体が 6 つのクラスターになっている。斐伊川は、COD、TP 濃度は 32 地点中もっとも値が小さいが、TN 濃度が 32 地点中 9 位、 $\text{NO}_2\text{-N}+\text{NO}_3\text{-N}$ 濃度は 16 位の値であることから、斐伊川だけをひとつのクラスターとするのは、やや問題がある。またひとつ上の階層は、TN 濃度と $\text{NH}_4\text{-N}$ 濃度が特異的に高いことにおいて特徴的なクラスター 4) が、クラスター 3) と合体し、その特徴が埋もれてしま

うことにおいて問題がある。以上のことから、全体が 5 つのクラスターに分類されたのは妥当であると考える。

以下にその 5 つに分類されたクラスターの水質特性について述べる。

クラスター1) COD 値や窒素, リン濃度で評価される汚濁度が, 相対的に低い西岸 4 河川, 南岸 6 河川, 北岸西寄りの 4 河川 1 水路で構成される。

クラスター2) 南岸, 北岸それぞれ 1 つの水路で構成されているが, COD 値や窒素, リン濃度で評価される汚濁度はかなり悪く, それらの値は上位 2 番目に位置する。

クラスター3) COD 値や窒素, リン濃度で評価される汚濁度が中間に位置する南岸 2 河川 2 水路, 北岸 6 河川で構成される。

クラスター4) COD 値やリン濃度はさほど高くないが, 特に TN 濃度や, $\text{NH}_4\text{-N}$ 濃度が特異的に高い宍道湖西岸に位置する 1 つの河川と 3 つの排水樋門で構成される。

クラスター5) 宍道湖への流入水のなかで, COD 値や窒素, リン濃度で評価される汚濁度が極めて高い水質として分類され, 市街地に位置する北岸の山居川だけが帰属した。

以上のように, COD 値や TN 濃度, TP 濃度等で示される総合的な汚濁の程度の差が分類に反映された。最も汚濁の進んだ河川は南岸の 1 河川で, 次に続く汚濁度がかなり悪い水路が南岸, 北岸それぞれ一地点, そして汚濁度が中程度の河川と汚濁度が相対的に低い河川は, 南岸, 北岸ほぼ同数であることが分かった。ただし西岸域においては, 特に TN 濃度や $\text{NH}_4\text{-N}$ 濃度が高い 1 つの河川と, 3 つの排水樋門がひとつのクラスターとして分類された。

斐伊川における出水時の水質特性

出水時においては, 汚濁物質の排出量の規模も当然大きくなるが, 特に各項

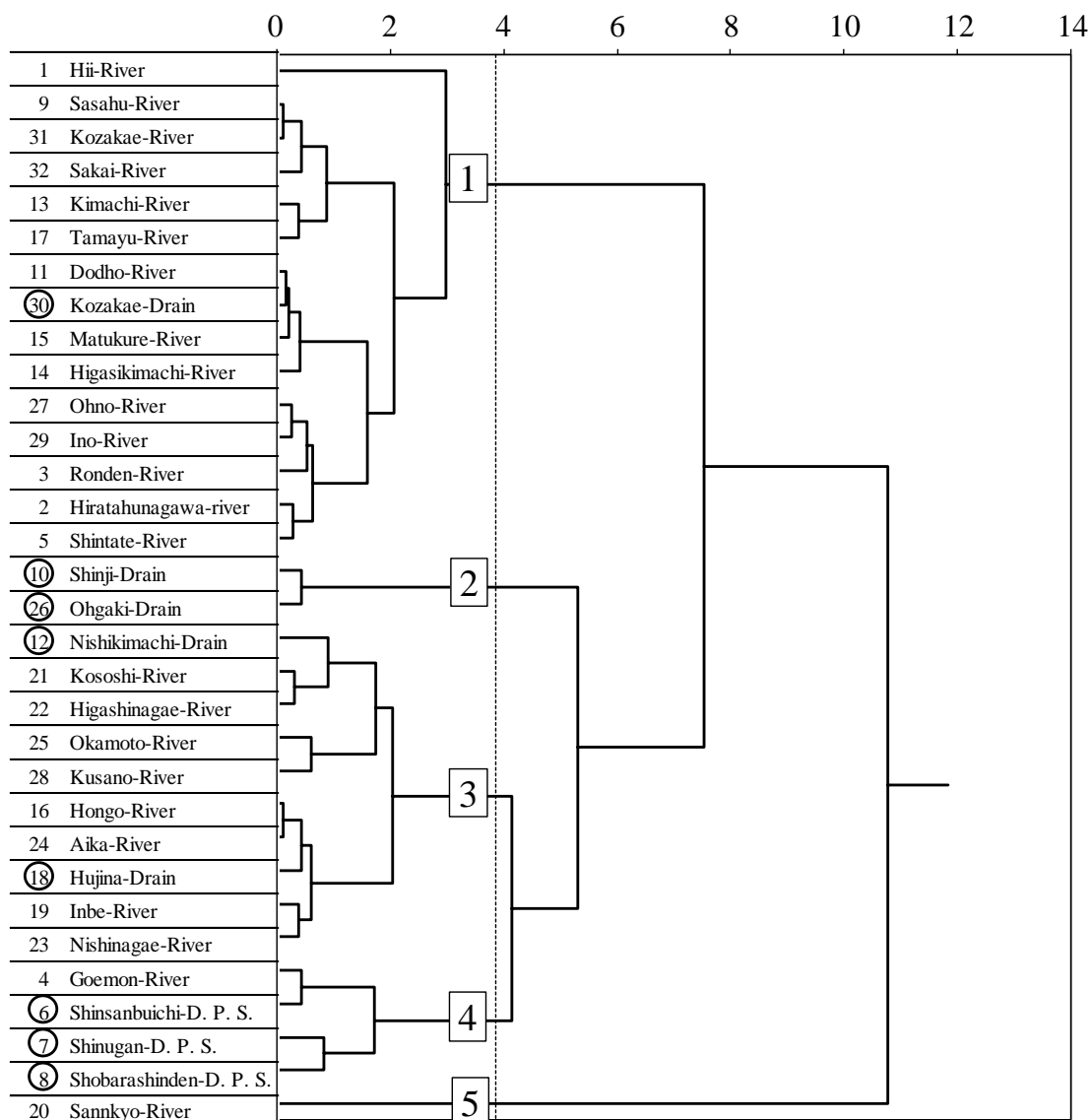


Fig.4 Hierarchical dendrogram for clustering in inflow water qualities.

目ともに濁質の割合が急増することが予想される。湖内に流入したこの濁質は、湖底に沈降し、有機的濁質からは時間をおいて栄養塩が溶出（第3章，第4章）することにより，二次的に湖水質に影響を及ぼす要素であることから，各懸濁態分の動態を明らかにする必要がある。

Table2 に，出水時調査及び平水時調査それぞれにおける斐伊川の流量及び水質濃度の最大値，最小値，平均値を示す。本研究における出水時の最大流量（Table 2）は $1,560 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ で，平水時の平均流量（Table 2） $34.5 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ の 45 倍もの規模で

Table 2 Water quality and flow rate in Hii River.

Item	Flow rate m ³ s ⁻¹	mg L ⁻¹												
		COD	PCOD	DCOD	TN	DTN	TIN	NO ₃ -N	NO ₂ -N	NH ₄ -N	TP	DTP	PO ₄ -P	
Flood-flow	Max.	1560	108	105	6.3	4.49	1.28	0.90	0.86	0.023	0.18	0.711	0.058	0.039
	Min.	81	3.9	0.2	2.0	0.38	0.43	0.21	0.20	0.001	0.01	0.056	0.015	0.005
	Ave.	443	15.4	11.5	3.9	1.28	0.69	0.51	0.46	0.007	0.04	0.214	0.032	0.020
Normal-flow	Max.	151	4.0	3.1	3.5	1.23	1.15	0.64	0.59	0.014	0.14	0.050	0.024	0.014
	Min.	5.1	1.3	0.1	1.2	0.35	0.32	0.18	0.16	0.001	0.01	0.011	0.000	0.005
	Ave.	34.5	2.3	0.5	1.9	0.66	0.60	0.41	0.38	0.004	0.03	0.023	0.011	0.006
Mean Ratio (Ave.)		$\frac{PCOD}{COD}$	$\frac{DTN}{TN}$	$\frac{PN}{TN}$	$\frac{TIN}{TN}$	$\frac{TIN}{DTN}$	$\frac{NO_3-N}{DTN}$	$\frac{NO_2-N}{TIN}$	$\frac{NH_4-N}{TIN}$	$\frac{PO_4-P}{TP}$	$\frac{PP}{TP}$	$\frac{TN}{TP}$	$\frac{TIN}{PO_4-P}$	
		%												
Flood-flow		75	54	46	62	74	67	90	7.8	9.3	85	6.0	26	
Normal-flow		17	91	9.1	62	68	63	93	7.3	26	50	29	68	

ある。流量の増加に伴う濁質濃度の上昇により各水質項目ともに、その濃度は大きく上昇している。CODにおける懸濁態分(PCOD)の割合は、平水時の17%が出水時には75%に、懸濁態窒素(PN)は9%が46%に、また懸濁態リン(PP)は50%が85%へと、出水時には懸濁態分がそれぞれ大きく増加するが、特にリンは、懸濁態分の割合が窒素に比べ大きい。このような出水時における懸濁態分の増加については、他水域において森田ら(1985)や國松・須戸(1993)も報告しており、また、懸濁態分の割合の程度は窒素に比べリンにおいて顕著であることを和田・藤井(2006)も指摘している。無機態窒素の組成をみると、平水時においては、溶存態窒素DTNの63%を占めるNO₃-NがTINの93%を占めるが、NH₄-Nは10%未満と、その大半はNO₃-Nにより占められていた。出水時においてもNO₃-NはTINの90%を占め、TINの組成はほとんど変わらないことが分かった。また、出水時における無機態分の割合は、PO₄-Pが全体の9%であるのに対し、TINは全体の62%と、出水時におけるTINの負荷寄与率はリンに比べ極めて大きいことが分かった。

次に6/29-30(1993)の出水時における、流量と水質濃度の変化をFig.5に示す。流量の減少とともに、COD, TN, TPともにその濃度は減少していくが、NO₃-Nの濃度推移は他項目と異なり、流量ピークの後も比較的高い濃度が維持されている。出水時における平均的溶存態窒素濃度(DTN)は、TN濃度の54%(Table2)

であるが、その溶存態分の 67%を占める $\text{NO}_3\text{-N}$ は他項目と異なる動態を示している (Fig.5c)。本研究においても数回確認しているが、その濃度上昇は、流量ピークより遅れて出てくる場合が多い。このような現象は、海老瀬(1986)や、平田・村岡(1991)も報告している。6/29-30(1993)の出水時においては、 $\text{NO}_3\text{-N}$ 濃度のピークは流量ピークの前にあるが、一度下がった濃度が流量ピーク後に、再び徐々に上昇していく状況が伺える。海老瀬(1985)は、降雨に伴う $\text{NO}_3\text{-N}$ の土壌層からの排出により、 $\text{NO}_3\text{-N}$ は、流量逋減期でも高濃度を維持し、降雨量が大きいほど漸減しながらもより長期間高濃度レベルを維持する、と報告している。しかしながら、谷底部の飽和土壌域においては、 $\text{NO}_3\text{-N}$ が脱窒によって消費されている(木平ら、1997)という報告や、 $\text{NO}_3\text{-N}$ が森林により吸収されるという黒田ら(1991)の報告もあり、流域における $\text{NO}_3\text{-N}$ 濃度の動態は、流域の特性も絡み、単純ではないと推察される。また中村・風間(2010)の山梨県笛吹川における出水時調査において、 $\text{NO}_3\text{-N}$ の流出における降雨起源の水による窒素負荷は比較的少なく、基底流出の影響が大きいという報告もある。これらから、流域における窒素循環に係る基礎調査として、流域内降雨による負荷の見積もり(梅本ら、2001)も含め、ベース水としての降雨が持つ TIN 濃度の、さらに詳細な調査を行っていく必要があると思われる。

本研究においては流量による水質の評価は行わないが、流量と負荷量の関係を求める上で、流量と水質の関係を見ておくことは重要であると考え、本研究で得られたデータにおける流量と水質の関係について、対数軸上 (Fig.6) で検討した。

COD, TN, TP は、ともに流量の増加に伴い水質値は上昇する傾向が伺える。一方、溶存成分である TIN と $\text{PO}_4\text{-P}$ も同様に、流量と水質値は正の関係にある。しかしながら、いずれの水質項目も同一流量に対しやや広がりを見せている。

出水時における水質濃度は、流量の上昇とともに上昇し、濃度ピークの後

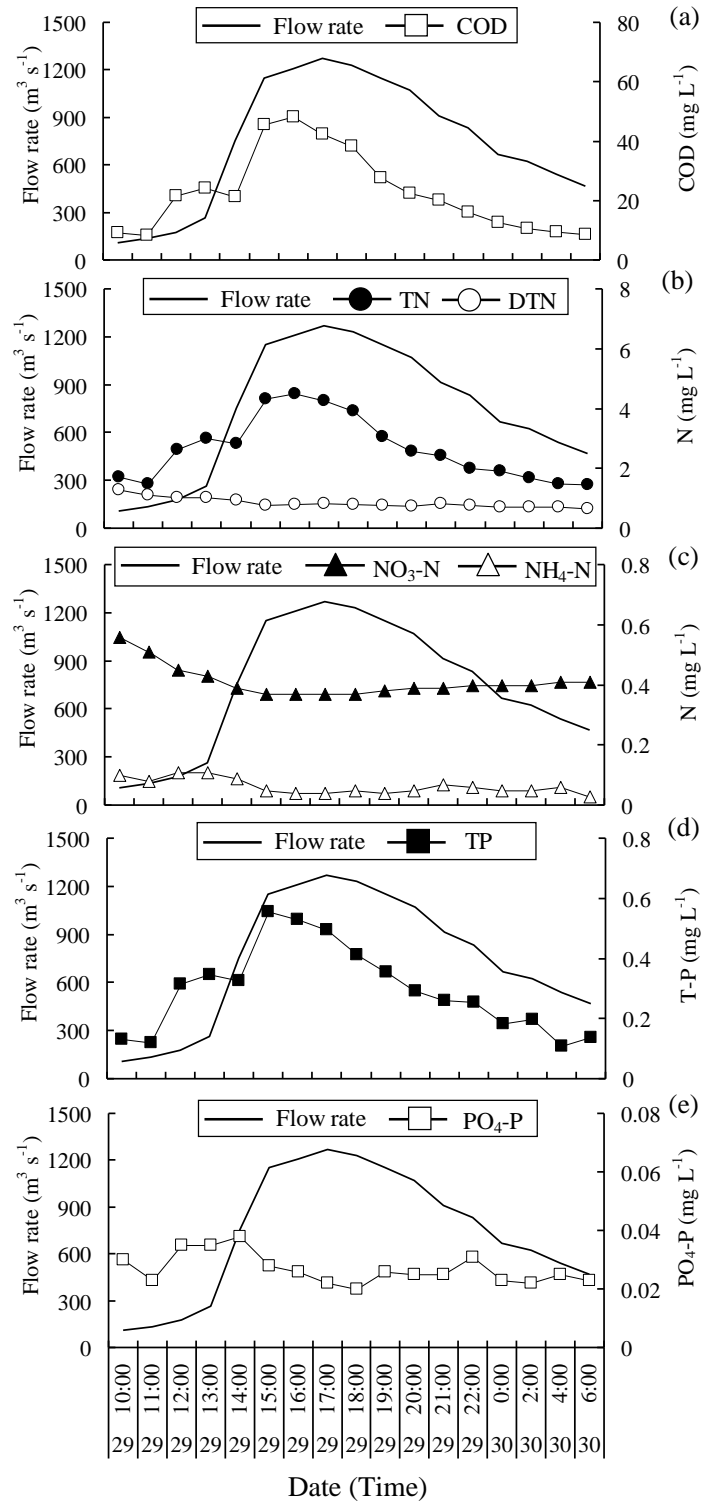


Fig.5 Correlation between water flow rate and water quality in Hii river.

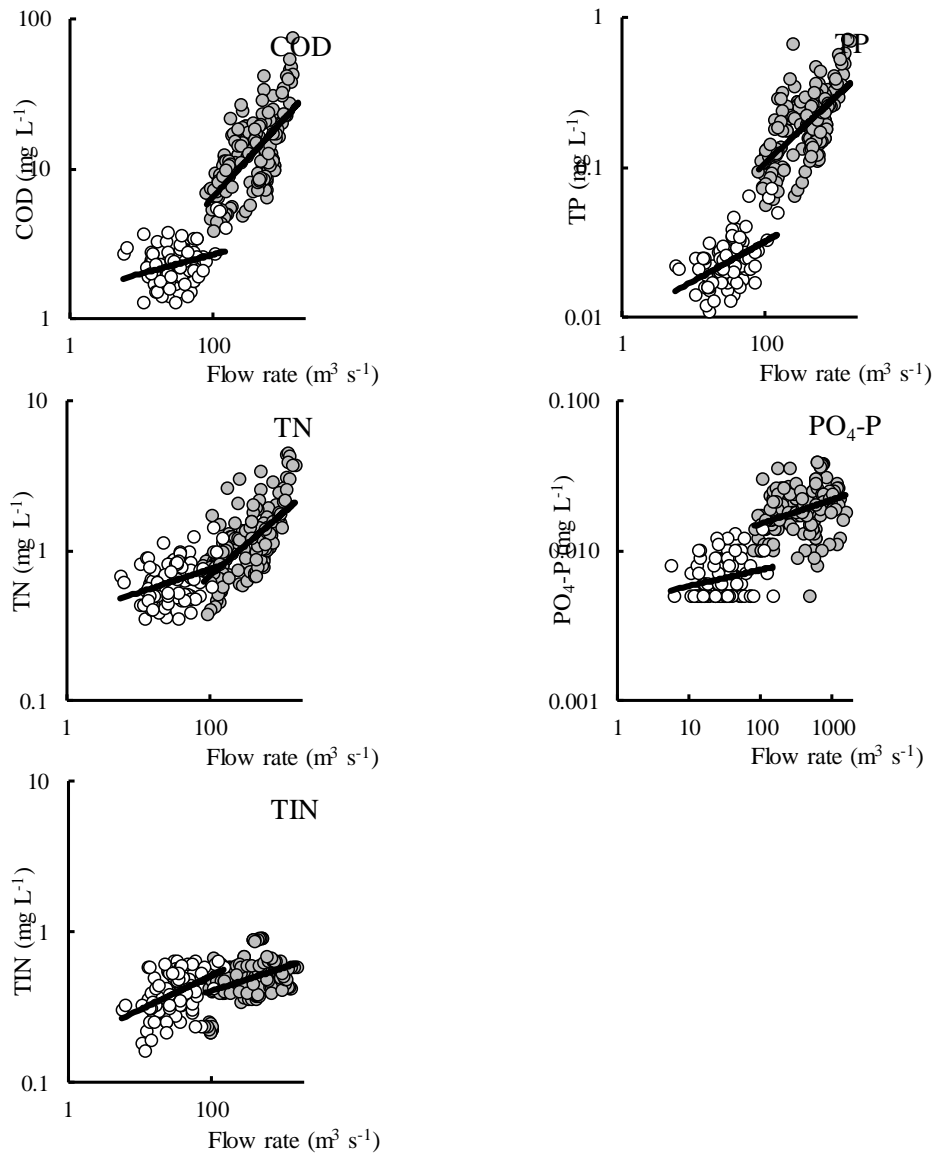


Fig.6 Variation of water flow rate and water quality under flood-flow (Jun29-30/1993) in Hii river.

ループ状 (山口・吉川, 1978) に遞減していくことが多い。したがって同じ流量でも、増水時の水質は減水時の水質に比べ高いことが多い。これは、晴天時における汚濁物質の流送過程において、河床に堆積した流域からの有機物や、水路や河床における付着藻類 (阿部ら, 2002) 等の有機物 (武田ら, 1990 ; 内田ら, 2013) も、洪水流によって流されることが、出水時の流量の上昇期の水質に反映することに他ならないと考えられる。

流量と水質の関係では、出水規模が大きいほど掃流力は大きくなることから、斐伊川における過去の調査においても、流量規模が大きい出水の後ほど、同じ流量でもピーク後の水質は低い値になることが報告（落合・菅井，1981）されている。したがって出水時のデータ群の水質は、同じ流量に対しても、必然的に大きな広がりを持つことから、収集したデータ群の偏りが、回帰式の偏りにつながりうるということが推察される。対数軸においてはその特性から水質値の広がりが分かりにくいですが、大きい流量域においてその値は広がりを持っている。

流量と負荷量の関係

各河川、水路の流量と負荷量の関係

負荷量を求める方法としては、各流入河川において流量観測と水質観測を同時に数回重ねることにより、経験式である負荷量(L)と流量(Q)の関係式 $L=f(Q)$ を事前に求めておき、この関係式が求められた後は、流量の観測値から負荷量を近似的に算出する方法がある。精度の検討は必要であるが、流量をパラメータとして効率よく流入負荷量を概算するLQ式としては、一般的には $L=a \cdot Q^b$ の曲線式（ベキ乗回帰）による方法（海老瀬，1984）と、 $L=aQ+b$ の直線式（直線回帰）を用いる方法がある。どちらの再現性が良いか、検討（岩田ら，2013；高橋ら，2000）されてはいるが、田渕・林(1987)は霞ヶ浦流域の8河川における調査では、両者からの結果に大差なかったとしている。また、田渕・黒田(1993)はLQ式の直線型と曲線型に大差はないが、データ数が少ない場合(n=6)には曲線型の誤差が大きくなってしまい、としている。また、高橋ら(2000)は降雨時負荷の推定値と実測値の比較から、線形回帰による最小二乗法で係数a,bの値を同定し負荷量を算定すると、LQ式は大規模な出水時に実測値との誤差が大きい傾向が見られたことから、モデルの係数a,bは高流量時や大規模出水時の負荷流出実態を反映できる方法で決定する必要がある、としている。いずれにせよ、

河川規模や流域状況の違いもあることから、必ずしも同一のモデル式で評価出来ないところがあると考えられる。

本研究においては、LQ式として一般的な $L=aQ^b$ の形となる、ベキ乗回帰による方法を採用したが、Table 3に28地点において水質項目ごとに個々の観測データから最小二乗法により求めた回帰式（LQ式）と決定係数（ R^2 ）を示す。

決定係数はTNにおいては28地点すべてが0.7~0.9であった。またCOD、TINにおいては27地点が0.7~0.9（CODは0.6台1地点、TINは0.5台1地点）であったが、TPにおいては0.6台が2地点、0.6以下が3地点、 $PO_4\text{-P}$ では0.6台、0.6以下ともに3地点と、ややリンにおいてバラツキが大きく、再現性の悪いことが分かった。

斐伊川の流量と負荷量の関係

流量と水質の項（斐伊川における出水時の水質）で示したように（Fig.6 参照），流量と水質との関係において、平水時データ群と出水時データ群との間で、その傾きに差があることが分かったが、流量と水質の積で求められる負荷量と流量の関係も、当然、同様に平水時と出水時においてその傾きが異なることが想定される。回帰式は $L=aQ^b$ の形で示されるベキ乗回帰として求めており、観測データ群の傾きは b の値で示される。Fig.7に斐伊川におけるCOD（Fig.7A），TN（Fig.7B），TIN（Fig.7C），TP（Fig.7D）， $PO_4\text{-P}$ （Fig.7E）それぞれの流量と負荷量の関係を示す。回帰式は、図内に平水時データ群から得られるもの①式と③式，出水時データ群から得られるもの②式と④式，そして全データから得られるもの⑤式の、五つに分けて回帰式を示している。Fig.7Aにおいては全データを，Fig.7a₁においては、平水時データと出水時データをそれぞれ、そのままプロットしている。Fig.7a₃においては、平水時データ群をTN、TINについては $100\text{ m}^3\text{ s}^{-1}$ 以下（後述），それ以外の項目については $50\text{ m}^3\text{ s}^{-1}$ 以下としてプロ

ットしている。

流量と負荷量の関係はべき乗回帰としているため、全体図は対数軸であるが、平水時データ群と出水時データ群の傾きの差をより分かりやすくするため、両データ群の境界の部分について線形軸 (Fig.s 7a₂, b₂, c₂, d₂, e₂) でも表示した。図に示されるように、出水時データ群と平水時データ群の傾きは、TIN においては、ほとんど差がないものの、COD, TN, TP, PO₄-P においては明らかに異なっており、回帰式における b (傾き) の値に差があることが分かる。おそらくは流量が増えることによって、濁質に対する掃流力が増加するためと思われるが、COD においては b の値は出水時が 1.52, 平水時は 1.13 (Fig.7a₁) であるが、全データにおいては 1.62 (Fig.7A) となっている。TN においては出水時が 1.41, 平水時は 1.16 であるが、全データにおいては 1.27, となり TP では出水時が 1.45, 平水時は 1.26 であるが、全データでは 1.73 となっている。いずれの項目も出水時データ群の b 値は、平水時データ群のそれより値が大きくなっており、全データから得られる回帰式を使用して、全流量域における負荷量を算出すると、平水時流量域における負荷量の精度がかなり悪くなることが分かる。また PO₄-P も、 b の値は出水時 1.16, 平水時 1.11 と近いが、境界部分の拡大図を見ると、全データによる回帰では出水時データ群の影響で傾き (1.35) が大きくなることが分かる。したがって、COD, TN, TP 同様に、全体データから得られる回帰式を使用して全流量域における負荷量を算出することは、精度上問題があると思われる。一方、TIN も PO₄-P 同様、出水時 1.15, 平水時 1.23 と他項目に比べ両者の b の値は比較的近いものの、両方の回帰式は段差を生じている。

水質の項で述べたように出水時の水質は、流量変化に対してループを描くことが多いため、海老瀬ら (1979) も指摘しているように出水単位で見ても、出水の前後半部において b の値が異なり、出水時データ群は、必然的に幅を持ったデータ群の集合体となり、平水時データ群よりバラツキが大きくなる。多田ら

Table 3 LQ equations and coefficient of determination.

River	COD	TN	TIN	TP	PO ₄ -P	n
1 Hii-River	$L = 8.3E-2Q^{1.84}$ *1)	$L = 0.12Q^{1.59}$ *3)	$L = 0.16Q^{1.19}$ *3)	$L = 0.001Q^{1.96}$ *1)	$L = 0.001Q^{1.44}$ *1)	201*1)
	0.90	0.89	0.93	0.77	0.89	176*3)
	$L = 2.2Q^{1.01}$ *2)	$L = 0.41Q^{1.12}$ *4)	$L = 0.33Q^{1.03}$ *4)	$L = 0.012Q^{1.19}$ *2)	$L = 0.004Q^{1.15}$ *2)	77*2)
	0.78	0.87	0.79	0.81	0.80	102*4)
2 Hiratahunagawa-River	$L = 4.6Q^{1.02}$	$L = 0.93Q^{1.06}$	$L = 0.56Q^{1.09}$	$L = 0.057Q^{1.07}$	$L = 0.007Q^{1.00}$	31
	0.94	0.92	0.88	0.87	0.68	
3 Ronden-River	$L = 4.3Q^{1.05}$	$L = 0.99Q^{1.06}$	$L = 0.77Q^{1.19}$	$L = 0.085Q^{1.20}$	$L = 0.012Q^{1.31}$	16
	0.91	0.96	0.95	0.84	0.77	
4 Goemon-River	$L = 4.4Q^{1.04}$	$L = 1.52Q^{0.90}$	$L = 1.24Q^{0.88}$	$L = 0.140Q^{1.04}$	$L = 0.014Q^{1.36}$	17
	0.93	0.85	0.76	0.93	0.65	
5 Shintate-River	$L = 4.1Q^{0.91}$	$L = 1.03Q^{0.98}$	$L = 0.80Q^{1.08}$	$L = 0.065Q^{0.95}$	$L = 0.019Q^{1.04}$	18
	0.73	0.95	0.91	0.84	0.85	
6 Shinsanbuichi-D. P.S	-	-	-	-	-	
7 Shinugan-D. P.S	-	-	-	-	-	
8 Shobarashinden-D. P.S	-	-	-	-	-	
9 Sasahu-River	$L = 3.4Q^{0.93}$	$L = 0.61Q^{0.96}$	$L = 0.46Q^{1.07}$	$L = 0.060Q^{0.97}$	$L = 0.025Q^{1.04}$	21
	0.71	0.82	0.83	0.67	0.81	
10 Shinji-cho-drain	$L = 6.5Q^{0.97}$	$L = 1.25Q^{1.06}$	$L = 0.93Q^{1.20}$	$L = 0.167Q^{1.02}$	$L = 0.031Q^{0.88}$	20
	0.73	0.82	0.74	0.72	0.59	
11 Dodho-River	$L = 5.1Q^{1.04}$	$L = 0.76Q^{1.12}$	$L = 0.34Q^{1.08}$	$L = 0.055Q^{0.99}$	$L = 0.011Q^{0.87}$	21
	0.85	0.86	0.86	0.78	0.80	
12 Nishikimachi-drain	$L = 7.0Q^{1.02}$	$L = 0.68Q^{0.92}$	$L = 0.38Q^{0.94}$	$L = 0.088Q^{0.98}$	$L = 0.016Q^{0.93}$	21
	0.87	0.80	0.72	0.62	0.76	
13 Kimachi-River	$L = 3.3Q^{0.95}$	$L = 0.60Q^{1.13}$	$L = 0.45Q^{1.33}$	$L = 0.045Q^{1.01}$	$L = 0.010Q^{1.10}$	21
	0.62	0.87	0.86	0.40	0.81	
14 Higasaki-River	$L = 5.1Q^{1.03}$	$L = 0.56Q^{1.10}$	$L = 0.38Q^{1.26}$	$L = 0.062Q^{1.04}$	$L = 0.019Q^{0.99}$	21
	0.92	0.90	0.83	0.87	0.91	
15 Matukure-River	$L = 5.2Q^{1.04}$	$L = 0.80Q^{1.14}$	$L = 0.74Q^{1.37}$	$L = 0.067Q^{1.09}$	$L = 0.013Q^{0.98}$	21
	0.88	0.93	0.88	0.86	0.93	
16 Hongo-River	$L = 5.6Q^{1.02}$	$L = 1.14Q^{1.14}$	$L = 1.39Q^{1.44}$	$L = 0.134Q^{1.32}$	$L = 0.020Q^{1.16}$	21
	0.86	0.86	0.84	0.83	0.89	
17 Tamayu-River	$L = 3.2Q^{0.98}$	$L = 0.68Q^{1.10}$	$L = 0.51Q^{1.20}$	$L = 0.053Q^{0.96}$	$L = 0.020Q^{0.92}$	21
	0.90	0.94	0.92	0.84	0.85	
18 Hujina-drain	$L = 6.1Q^{1.05}$	$L = 0.94Q^{1.14}$	$L = 0.59Q^{1.18}$	$L = 0.120Q^{1.11}$	$L = 0.015Q^{0.91}$	21
	0.83	0.89	0.93	0.79	0.78	
19 Inbe-River	$L = 6.9Q^{1.25}$	$L = 0.79Q^{1.05}$	$L = 0.40Q^{0.95}$	$L = 0.140Q^{1.31}$	$L = 0.020Q^{0.95}$	21
	0.90	0.91	0.79	0.86	0.80	
20 Sannkyo-River	$L = 7.7Q^{0.92}$	$L = 3.87Q^{0.93}$	$L = 3.04Q^{0.93}$	$L = 0.357Q^{0.94}$	$L = 0.096Q^{0.85}$	21
	0.79	0.80	0.80	0.59	0.36	
21 Kososhi-River	$L = 5.5Q^{0.96}$	$L = 0.87Q^{1.00}$	$L = 0.66Q^{1.19}$	$L = 0.100Q^{0.96}$	$L = 0.039Q^{1.18}$	21
	0.85	0.85	0.87	0.53	0.45	
22 Higashinagae-River	$L = 8.9Q^{1.15}$	$L = 1.02Q^{1.11}$	$L = 0.75Q^{1.18}$	$L = 0.127Q^{1.25}$	$L = 0.016Q^{1.04}$	18
	0.83	0.95	0.95	0.82	0.87	
23 Nishinagae-River	$L = 8.0Q^{1.19}$	$L = 0.98Q^{1.24}$	$L = 0.72Q^{1.38}$	$L = 0.120Q^{1.26}$	$L = 0.030Q^{1.18}$	21
	0.88	0.91	0.92	0.83	0.85	
24 Aika-River	$L = 5.6Q^{1.06}$	$L = 1.08Q^{1.14}$	$L = 0.75Q^{1.20}$	$L = 0.096Q^{1.05}$	$L = 0.026Q^{0.89}$	21
	0.80	0.93	0.91	0.76	0.71	
25 Okamoto-River	$L = 6.2Q^{1.09}$	$L = 1.33Q^{1.03}$	$L = 1.11Q^{1.05}$	$L = 0.126Q^{1.04}$	$L = 0.040Q^{0.88}$	21
	0.75	0.75	0.58	0.78	0.76	
26 Ohgaki-cho-drain	$L = 5.2Q^{0.91}$	$L = 0.48Q^{0.90}$	$L = 0.28Q^{0.97}$	$L = 0.074Q^{0.97}$	$L = 0.009Q^{0.84}$	21
	0.79	0.75	0.73	0.72	0.78	
27 Ohno-River	$L = 2.7Q^{0.85}$	$L = 1.32Q^{1.16}$	$L = 1.56Q^{1.37}$	$L = 0.049Q^{0.91}$	$L = 0.027Q^{0.92}$	21
	0.86	0.97	0.94	0.81	0.79	
28 Kusano-River	$L = 4.2Q^{0.90}$	$L = 1.41Q^{1.06}$	$L = 1.18Q^{1.12}$	$L = 0.059Q^{0.94}$	$L = 0.016Q^{0.88}$	21
	0.92	0.95	0.92	0.82	0.85	
29 Ino-River	$L = 2.1Q^{0.76}$	$L = 0.54Q^{0.91}$	$L = 0.49Q^{1.05}$	$L = 0.025Q^{0.80}$	$L = 0.010Q^{0.92}$	21
	0.91	0.92	0.87	0.81	0.81	
30 Kozakae-cho-drain	$L = 2.7Q^{0.85}$	$L = 0.56Q^{0.97}$	$L = 0.46Q^{1.08}$	$L = 0.032Q^{0.97}$	$L = 0.005Q^{0.95}$	20
	0.90	0.94	0.92	0.89	0.90	
31 Kozakae-River	$L = 3.0Q^{0.90}$	$L = 0.64Q^{0.96}$	$L = 0.43Q^{0.98}$	$L = 0.036Q^{0.96}$	$L = 0.012Q^{0.66}$	20
	0.91	0.94	0.92	0.87	0.65	
32 Sakai-River	$L = 3.2Q^{0.92}$	$L = 0.50Q^{1.04}$	$L = 0.36Q^{1.18}$	$L = 0.043Q^{0.79}$	$L = 0.018Q^{1.12}$	21
	0.97	0.96	0.94	0.83	0.89	

*1) $>50 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$, (n=201) ; *2) $<50 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$, (n=77) ; *3) $>=100 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$, (n=176) ; *4) $<100 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$, (n=102)

($L = \text{g s}^{-1}$; $Q = \text{m}^3 \text{ s}^{-1}$)

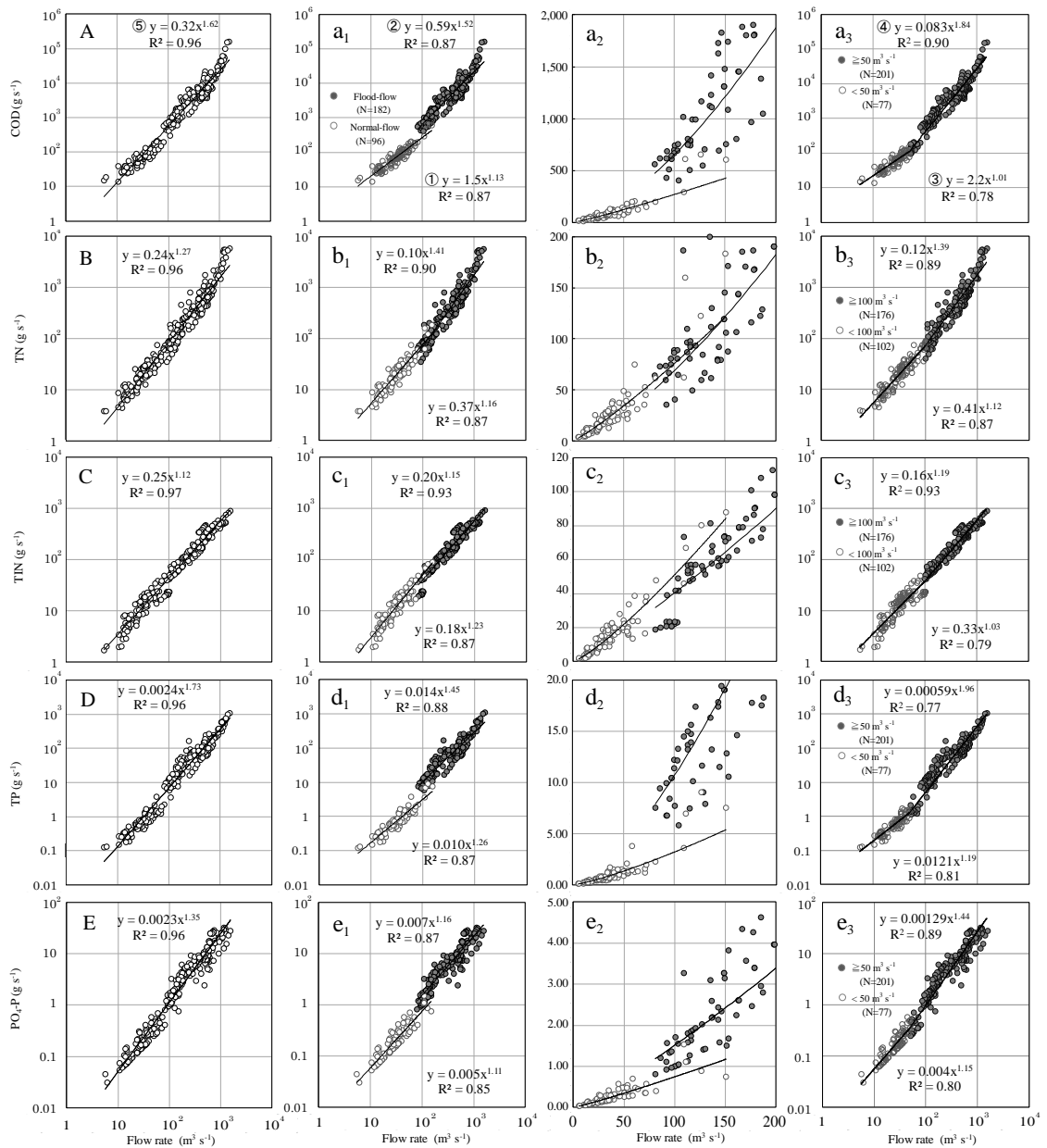


Fig.7 Correlations between water flow rate and loadings in Hii river.

(2006)は、流出負荷量推定における不確かさは、河川流量と濃度の母集団から抽出された標本（採水サンプル）集団が母集団に対して偏った集団となっていることに起因する、と指摘しているが、水質の項でも述べたように、収集したデータ群の偏りを少なくするためには、より多くの観測データを収集することが必須事項となる。とくにデータ群が拮がりを持つ出水時の観測の充実が不可欠である。

本研究において、流量の大きい斐伊川については、LQ 式を平水時と出水時それぞれ別々に求めることとした。流量と負荷量の関係を見ると、各項目ともに平水時データ群の方が出水時データ群に比べバラツキが少なかった。また、出水時と平水時のデータ群それぞれの傾きの接点が、窒素は $100 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ 付近にあり、その他の項目は $50 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ 付近にあることを見出した (Fig.7)。そこで窒素の平水時データ群における $100 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ 以上のデータについては、出水時データと合わせて扱うこととし、またその他の項目においては $50 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ 以上のデータについて、同様に出水時データと合わせて扱うこととした。そして LQ 式を算定するにあたり、バラツキの少ない平水時データ群からの回帰式を優先するために、まず窒素は $100 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ 以下のデータ群、その他の項目は $50 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ 以下のデータ群から LQ 式を求め (③式) , その後、出水時データ群から得られる LQ 式が窒素は $100 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$, その他の項目は $50 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ の位置を通るように回帰式 (LQ 式) を求めた (④式) 。

斐伊川における各種 LQ 式の評価

実際に、LQ 式⑤から得られる負荷量と LQ 式③と④から得られる負荷量の間、にどの程度の差が出るのか、近年 5 年間 (2009-2013) の流出負荷量を計算した。

流量年表における日平均流量から、日流出負荷量を計算し、月ごとの流出負荷量を積算集計した結果と、得られた流出負荷量から、LQ 式⑤から得られる負荷量に対する LQ 式③と④から得られる負荷量の割合を求めた。

結果を Table 4 に示すが、ほとんどの月において、LQ 式⑤から得られる負荷量は LQ 式③と④から得られる負荷量より大きく、COD で 2.6~0.7 倍、TN で 1.1~0.9 倍、TIN で 1.1~1.0 倍、TP で 1.9~0.8 倍、 $\text{PO}_4\text{-P}$ で 1.3~1.0 倍と TN、TIN 以外の項目においては大きく差が出る事が分かった。

この結果から、特に COD, TP, $\text{PO}_4\text{-P}$ においては、全データから得られる LQ

式⑤を使用して全流量域における負荷量を算出することは、精度上問題があると判断された。

周辺からの流出負荷特性

Fig.8 に、各地点における流量($m^3 s^{-1}$)と各負荷量($g s^{-1}$)の平均値を項目ごとに集計したものを円グラフとして示す。なお斐伊川については、月 1 回の定期水質観測データ(1996-2003)の平均値とした。平水時における宍道湖への流入負荷は、流入水量の 78%を占める斐伊川が、COD, TN, TIN, TP, PO₄-P それぞれにおいて全体の 60%, 40%, 62%, 31%, 36%と、高い割合を占めることが分か

Table 4 Comparison of loadings of COD,T-N,TIN,TP and PO₄-P from the Hii River (2009-2013) by LQ⑤ and LQ④ plus LQ③.

year	mon.	COD (t mon. ⁻¹)			TN (t mon. ⁻¹)			TIN (t mon. ⁻¹)			TP (t mon. ⁻¹)			PO ₄ -P (t mon. ⁻¹)		
		A ^(*)	B ^(*)	(A/B)	A ^(*)	B ^(*)	(A/B)	A ^(*)	B ^(*)	(A/B)	A ^(*)	B ^(*)	(A/B)	A ^(*)	B ^(*)	(A/B)
2013	1	224	189	1.2	47.2	47.4	1.0	28.9	27.8	1.0	2.5	2.0	1.3	0.6	0.5	1.1
	2	196	158	1.2	41.9	42.1	1.0	25.7	24.8	1.0	2.2	1.6	1.3	0.5	0.5	1.2
	3	138	135	1.0	33.6	35.6	0.9	21.7	21.6	1.0	1.5	1.3	1.1	0.4	0.4	1.1
	4	293	223	1.3	58.4	57.1	1.0	34.8	32.9	1.1	3.4	2.4	1.4	0.8	0.6	1.2
	5	333	237	1.4	67.1	65.4	1.0	39.9	37.7	1.1	3.8	2.6	1.5	0.9	0.7	1.2
	6	433	331	1.3	75.8	72.3	1.0	43.1	40.3	1.1	5.2	3.8	1.4	1.0	0.9	1.2
	7	626	453	1.4	104.6	96.8	1.1	57.9	53.0	1.1	7.6	5.4	1.4	1.4	1.2	1.2
	8	628	480	1.3	101.2	95.3	1.1	55.5	51.5	1.1	7.7	5.8	1.3	1.4	1.2	1.2
	9	1,404	1,250	1.1	163.6	159.1	1.0	79.1	74.4	1.1	19.2	17.3	1.1	2.4	2.2	1.1
	10	1,259	1,165	1.1	133.4	133.3	1.0	61.7	59.0	1.0	17.7	16.5	1.1	2.0	1.9	1.1
	11	295	223	1.3	60.8	59.9	1.0	36.5	34.7	1.1	3.3	2.4	1.4	0.8	0.7	1.2
	12	416	301	1.4	76.8	72.7	1.1	44.2	41.1	1.1	4.9	3.4	1.4	1.0	0.9	1.2
2012	1	586	388	1.5	105.8	98.4	1.1	60.0	55.0	1.1	6.9	4.5	1.5	1.4	1.1	1.2
	2	442	297	1.5	83.7	79.5	1.1	48.5	45.0	1.1	5.1	3.3	1.5	1.1	0.9	1.2
	3	1,798	1,384	1.3	245.3	223.9	1.1	124.2	112.6	1.1	23.2	17.9	1.3	3.5	3.0	1.2
	4	567	386	1.5	100.7	93.4	1.1	56.8	52.1	1.1	6.7	4.5	1.5	1.3	1.1	1.2
	5	445	315	1.4	83.2	79.1	1.1	48.1	44.8	1.1	5.2	3.5	1.5	1.1	0.9	1.2
	6	605	463	1.3	97.9	93.0	1.1	53.9	50.2	1.1	7.4	5.6	1.3	1.3	1.1	1.2
	7	1,236	1,146	1.1	143.9	142.9	1.0	70.8	67.3	1.1	17.1	16.1	1.1	2.1	1.9	1.1
	8	129	101	1.3	26.3	26.9	1.0	16.4	16.1	1.0	1.5	1.0	1.5	0.3	0.3	1.2
	9	139	127	1.1	31.4	32.5	1.0	19.8	19.5	1.0	1.5	1.3	1.2	0.4	0.4	1.1
	10	73	80	0.9	18.7	20.6	0.9	12.6	12.8	1.0	0.8	0.7	1.0	0.2	0.2	1.0
	11	159	144	1.1	36.2	37.4	1.0	22.8	22.4	1.0	1.7	1.4	1.2	0.5	0.4	1.1
	12	226	185	1.2	49.0	49.4	1.0	30.1	29.1	1.0	2.5	1.9	1.3	0.6	0.5	1.1
2011	1	285	217	1.3	60.3	59.9	1.0	36.5	34.9	1.0	3.2	2.3	1.4	0.8	0.7	1.2
	2	666	259	2.6	107.1	100.4	1.1	58.5	54.0	1.1	8.2	6.0	1.4	1.5	1.2	1.2
	3	1,201	604	2.0	182.3	164.7	1.1	96.3	86.9	1.1	14.9	10.6	1.4	2.5	2.1	1.2
	4	448	250	1.8	85.6	81.4	1.1	49.6	46.2	1.1	5.2	3.4	1.5	1.1	0.9	1.2
	5	2,982	2,261	1.3	301.7	305.1	1.0	137.9	132.3	1.0	42.8	42.0	1.0	4.5	4.3	1.1
	6	663	415	1.6	114.6	105.7	1.1	63.9	58.4	1.1	7.9	5.2	1.5	1.5	1.3	1.2
	7	683	518	1.3	108.9	103.7	1.0	59.6	55.5	1.1	8.5	6.3	1.3	1.5	1.3	1.2
	8	525	279	1.9	91.6	84.7	1.1	51.6	47.3	1.1	6.3	3.3	1.9	1.2	0.9	1.3
	9	4,358	3,531	1.2	398.6	412.4	1.0	175.2	169.9	1.0	64.8	68.6	0.9	6.1	5.9	1.0
	10	273	200	1.4	56.8	56.4	1.0	34.4	32.8	1.0	3.1	2.2	1.4	0.7	0.6	1.2
	11	212	176	1.2	46.3	46.9	1.0	28.6	27.6	1.0	2.4	1.8	1.3	0.6	0.5	1.1
	12	596	358	1.7	105.8	98.8	1.1	59.8	55.0	1.1	7.1	4.7	1.5	1.4	1.2	1.2
2010	1	459	327	1.4	85.6	81.7	1.0	49.5	46.1	1.1	5.4	3.7	1.5	1.1	0.9	1.2
	2	439	304	1.4	81.7	77.2	1.1	47.0	43.6	1.1	5.1	3.4	1.5	1.1	0.9	1.2
	3	971	665	1.5	156.8	141.0	1.1	84.8	76.3	1.1	11.8	8.0	1.5	2.1	1.8	1.2
	4	722	505	1.4	119.8	111.3	1.1	66.0	60.5	1.1	8.8	6.1	1.4	1.6	1.3	1.2
	5	199	169	1.2	43.1	43.7	1.0	26.6	25.8	1.0	2.2	1.7	1.3	0.5	0.5	1.1
	6	560	428	1.3	88.9	84.0	1.1	48.6	45.1	1.1	6.9	5.2	1.3	1.2	1.0	1.2
	7	1,497	1,098	1.4	182.6	169.0	1.1	89.3	81.9	1.1	20.1	14.7	1.4	2.6	2.2	1.2
	8	761	595	1.3	111.3	104.7	1.1	58.8	54.4	1.1	9.7	7.5	1.3	1.5	1.3	1.1
	9	507	324	1.6	69.7	63.7	1.1	36.2	33.1	1.1	6.6	4.1	1.6	1.0	0.8	1.2
	10	515	405	1.3	78.3	74.0	1.1	42.1	39.2	1.1	6.5	5.0	1.3	1.1	0.9	1.1
	11	118	120	1.0	29.4	31.4	0.9	19.2	19.1	1.0	1.3	1.2	1.1	0.4	0.3	1.1
	12	296	223	1.3	59.8	58.7	1.0	35.8	33.9	1.1	3.4	2.4	1.4	0.8	0.7	1.2
2009	1	800	612	1.3	123.1	117.2	1.1	66.6	61.9	1.1	10.1	7.7	1.3	1.7	1.4	1.2
	2	1,031	731	1.4	158.9	142.6	1.1	84.4	75.8	1.1	12.8	9.0	1.4	2.2	1.8	1.2
	3	338	243	1.4	69.1	67.7	1.0	41.3	39.0	1.1	3.8	2.6	1.5	0.9	0.7	1.2
	4	273	215	1.3	55.0	54.1	1.0	33.0	31.3	1.1	3.1	2.3	1.3	0.7	0.6	1.2
	5	77	95	0.8	21.6	24.2	0.9	14.7	15.1	1.0	0.8	0.9	0.9	0.3	0.3	1.0
	6	442	386	1.1	61.3	60.3	1.0	32.3	30.9	1.0	5.8	4.9	1.2	0.9	0.8	1.1
	7	2,094	1,861	1.1	242.4	235.7	1.0	116.8	109.6	1.1	28.8	25.9	1.1	3.5	3.2	1.1
	8	224	180	1.2	48.0	48.2	1.0	29.4	28.3	1.0	2.5	1.9	1.3	0.6	0.5	1.2
	9	47	66	0.7	14.1	16.3	0.9	9.9	10.4	1.0	0.5	0.6	0.8	0.2	0.2	1.0
	10	172	152	1.1	35.6	36.0	1.0	21.9	21.3	1.0	2.0	1.6	1.2	0.5	0.4	1.1
	11	516	397	1.3	85.8	81.3	1.1	47.7	44.4	1.1	6.3	4.7	1.3	1.2	1.0	1.2
	12	194	170	1.1	44.5	45.8	1.0	27.9	27.2	1.0	2.1	1.7	1.2	0.6	0.5	1.1

*1) by LQ⑤ ; *2) by LQ④ plus LQ③

った。負荷量は流量値と水質値の積で求められる数値であることから、負荷量の大きさは流量の多少によるところが大きい。水質の項で述べたように、斐伊川の COD 値は周辺流入水中でもっとも数値が低く、宍道湖における環境基準値 (3.0 mg L^{-1}) を下回る値である。宍道湖の平均的 COD 値 (4.9 mg L^{-1} ; 宍道湖湖心 S3 における 2002-2013 全層平均値) より低く、宍道湖水を希釈する水質値でありながら、斐伊川は最も大きい COD 負荷源ということになる。一方、斐伊川からの TN 及び TP の負荷割合はそれぞれ 40% 及び 31% であり、COD (60%) に比べて小さいものの、斐伊川からの TIN の負荷割合が 62% と高いことから、高濃度の $\text{PO}_4\text{-P}$ 負荷が合わさった折には、宍道湖内で COD に変換される潜在力となりうることに留意しなければならない。また、斐伊川以外の河川からの総流量は 22% と小さいにもかかわらず、その TN 及び TP の負荷割合はそれぞれ 60% 及び 69% を占めることも重要な負荷特性と言え、周辺からの流入負荷対策を考える上で熟考すべき点と考えられる。

周辺からの流入負荷における N:P 比

無機態の栄養塩濃度は、流入先である宍道湖の湖内生産に直結する重要な要素であるが、周辺からの負荷において、その N, P バランスがどうであるか、流入負荷における無機態成分での N:P ($\text{TIN}:\text{PO}_4\text{-P}$) 比を検討した。Fig.9 に示すように、宍道湖西岸域以外では流入負荷量の平均値における N:P 比は 10~62 で平均 24 であるが、斐伊川の平水時における N:P 比は 75 と窒素の比率がかなり高く、さらに斐伊川を除く西岸域地点は 41~325 (平均 161) と、斐伊川の 2 倍以上高く、宍道湖西岸域地点は $\text{PO}_4\text{-P}$ 濃度に比べ、TIN 濃度が特異的に高いことが分かった。

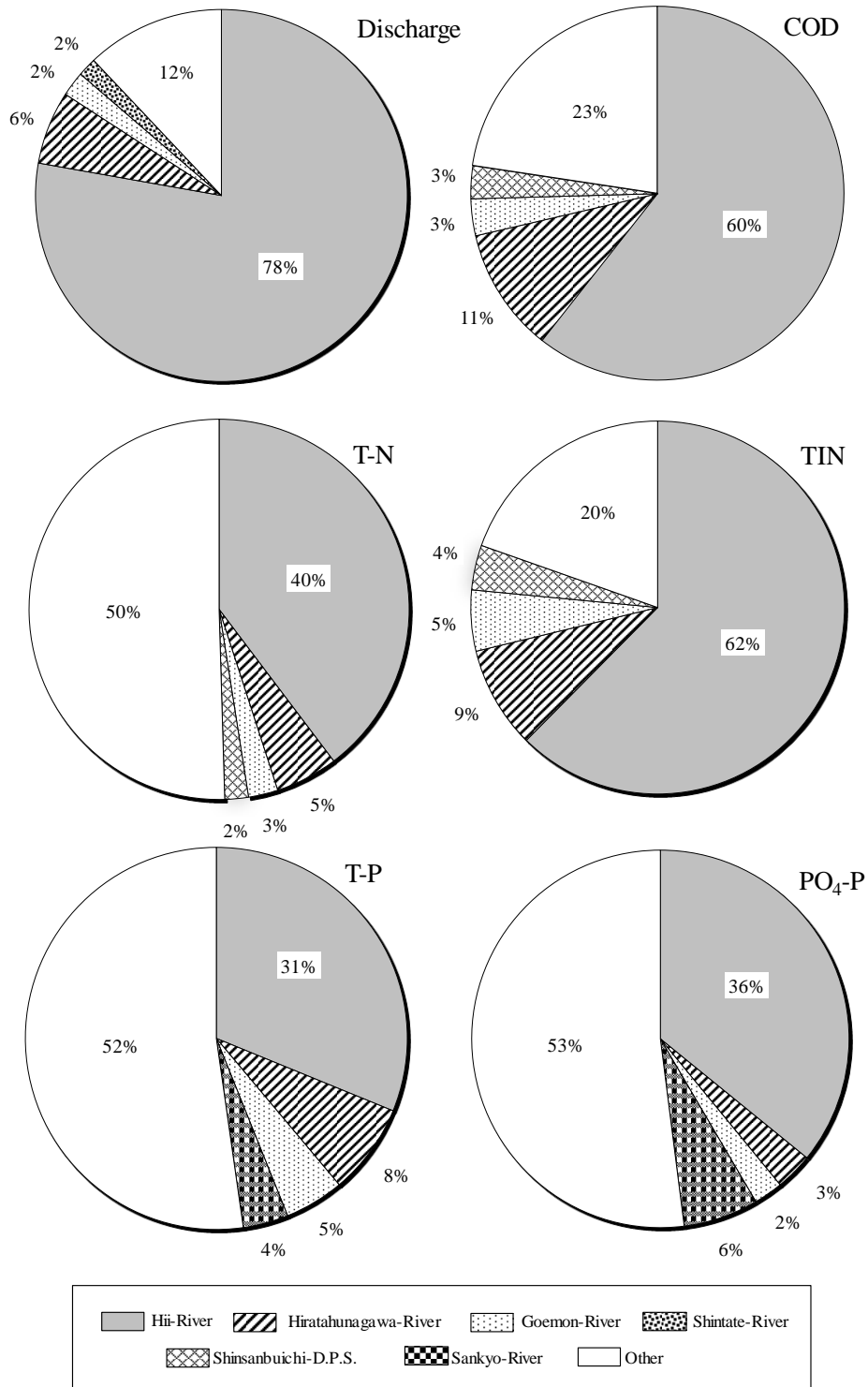


Fig.8 Contribution ratio of some rivers for pollutants and water flow into Lake shinji.

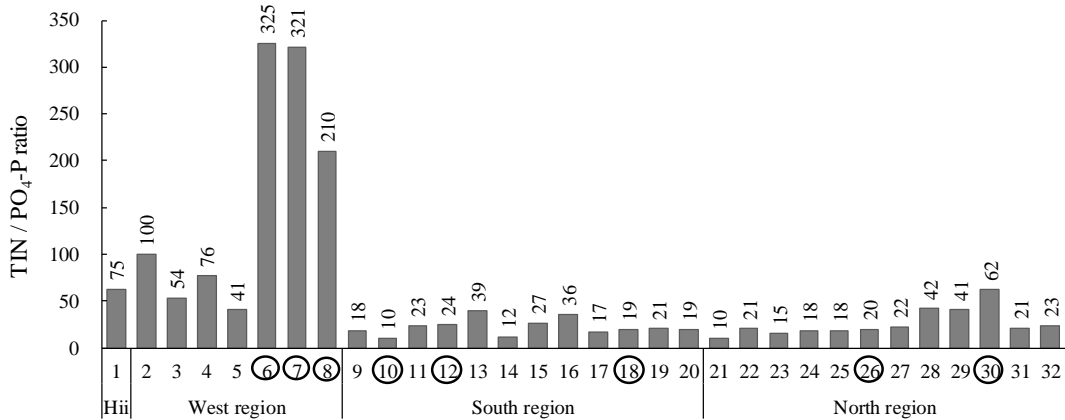


Fig.9 The ratios of TIN and PO₄-P loads in each inflow river.

TIN 負荷の寄与率が高い西岸域においては、湖底泥からの溶出（内部負荷）によって PO₄³⁻-P 濃度の高まる夏～秋に湖内生産の高まりが想定される。そこで夏から秋（6～10月）にかけてのデータを抽出し、N:P 比を確認した。その結果この時期の N:P 比は 32～253（平均 142）で、全データに比べやや値は小さくなるものの、無機態分の比率は同様に高いことが分かった。また TN:TP 比は、全データで 11～22（平均 16）、夏から秋（6～10月）にかけては 8.9～15（平均 13）と、無機態分に比べ値は小さい。一方、斐伊川の流出負荷における TN:TP 比を見ると、平水時の 29 から出水時には 6.0 と大きく減少している（Table2）ことから、リン負荷は相対的に懸濁態として出水時に高まることが明らかになった。懸濁態として宍道湖に流入したリンは湖底に堆積し、窒素に比べより時間差をもって、二次的に湖水質に影響を与えている可能性が示唆される。

流入水間の流量相関

LQ 式から負荷量を算出するためには、各河川・水路ごとの連続した流量観測データが必要である。しかしながら、現実的には連続した流量観測データが得られる河川は、島根県の水位観測所のある玉湯川、来待川そして国土交通省の流量観測所のある斐伊川の 3 河川しかない。そこで流域面積の最も大きい斐伊

川を除く周辺河川間において、より多数の河川と、流量の相関が良好な河川を見いだすために、得られたそれぞれの流量値について、相関分析を行った。

得られた相関行列を Table 5 に示す。表で分かるように、水位観測所が設置されている St.No.17 (玉湯川) と同じく St.No.13 (来待川) は比較的多くの河川と有意な相関を示し、有意水準 1%及び 5%で、St.No.13 は 27 河川中 19 河川を、St.No.17 は 12 河川を推算出来ることが分かった。一方、宍道湖北岸においては水位観測所が未設置であるが、同じく、有意水準 1%及び 5%で、St.No.24 (秋鹿川) と St.No.29 (伊野川) の 2 河川で、宍道湖北岸 12 河川すべてが推算出来ることが分かった。より精度の高い流入負荷を算定するため、秋鹿川と伊野川に宍道湖北岸における水位観測所の設置が望まれる。

まとめ

斐伊川を含む宍道湖周辺 24 河川と 5 小水路における流量と負荷量の関係式である、ベキ乗形の $L=aQ^b$ による回帰式 (LQ 式) を水質項目ごとに明らかにした。斐伊川における $L=aQ^b$ 式においては、 b の値が平水時と出水時において明らかに異なることがわかった。LQ 式⑤ (全データ) から得られる負荷量は、LQ 式③ (平水時データ) と④ (出水時データ) から得られる負荷量より大きく、COD で 2.6~0.7 倍、TN で 1.1~0.9 倍、TIN で 1.1~1.0 倍、TP で 1.9~0.8 倍、 $PO_4\text{-P}$ で 1.3~1.0 倍と、TN、TIN 以外の項目においては、大きく差が出ることが分かった。この結果から、特に COD、TP、 $PO_4\text{-P}$ においては、全データから得られる LQ 式⑤を使用して全流量域における負荷量を算出することは、精度上問題があると判断された。

Table 5 Correlation matrix of the flow rates.

River	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	21	22	23	24	25	26	27	28	29	30	31	32				
1 Hira-River	-																																			
2 Hirahama-River	0.26	-																																		
3 Ronden-River	-0.13	-0.25	-																																	
4 Goemon-River	0.53*	-0.45	-0.33	-																																
5 Shitate-River	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
6 Shinsubuchi D. P. S.	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
7 Shinaga D. P. S.	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
8 Shobara-shinden D. P. S.	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
9 Susuhu-River	0.03	0.26	0.36	0.15	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
10 Shiji-Drain	-0.07	-0.01	0.62*	-0.06	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
11 Dodo-River	-0.07	0.04	0.22	-0.27	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
12 Nishikimachi-Drain	-0.11	-0.04	0.90**	-0.14	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
13 Kinuchi-River	0.36	0.58*	-0.20	0.63**	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
14 Higashimachi-River	0.12	0.90**	-0.13	0.26	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
15 Matukure-River	0.07	0.33	-0.28	0.19	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
16 Hongo-River	0.14	0.36	-0.18	0.28	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
17 Tamayu-River	0.15	0.48	-0.26	0.33	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
18 Hujira-Drain	0.30	0.83**	-0.25	0.42	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
19 Imbe-River	0.19	0.51	-0.17	0.28	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
20 Sankyu-River	0.31	-0.18	-0.14	-0.08	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
21 Kosaki-River	0.35	0.28	-0.15	0.30	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
22 Higashinaga-River	0.73**	-0.02	-0.12	0.22	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
23 Nishinaga-River	0.77**	0.07	-0.21	0.41	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
24 Aika-River	0.59**	0.30	-0.22	0.60*	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
25 Okamoto-River	0.66**	0.13	-0.25	0.51*	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
26 Ohgaki-Drain	0.35	0.46	-0.33	0.65**	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
27 Ohno-River	0.06	0.37	-0.23	0.46	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
28 Kusano-River	0.14	0.45	-0.24	0.69**	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
29 Ino-River	0.16	0.08	-0.34	0.59*	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
30 Koza-kue-Drain	0.17	0.56*	-0.26	0.67**	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
31 Koza-kue-River	0.22	0.26	-0.26	-0.01	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
32 Sakai-River	-0.02	0.22	-0.37	0.57*	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	

* and ** indicates significance at P<0.05 and P<0.01, respectively.

平水時における宍道湖への流入負荷は、流入水量の 78%を占める斐伊川が、COD, TN, TIN, TP, PO₄-P それぞれにおいて全体の 60 %, 40 %, 62 %, 31 %, 36 %と高く、COD, TIN において特に高い割合であることが分かった。各水質の平均値を見ると、斐伊川は、COD 値と TP 濃度は 32 の流入河川・水路中、最も低く、TN 濃度は 32 河川・水路中 19 位、TIN 濃度は 11 位であるが、PO₄-P 濃度は 3 位と、COD とリン濃度において上位にランクされることが分かった。また、流入河川の水質平均値に対して、クラスター分析を行い、流入水の水質は 5 つのクラスターに分類されることを明らかにした。また、斐伊川を除く宍道湖西岸域地点は PO₄-P 濃度に比べ、TIN 濃度が特異的に高いことが分かった。

斐伊川の流出負荷においては、懸濁態 COD が平水時の 17 %に対し出水時には 75 %に増加し、懸濁態窒素は平水時の 9%が出水時に増加はするが 46 %と、出水時においても溶存態の比率がやや高いことが分かった。一方リンは、平水時においても 50 %が懸濁態であるが、出水時にはさらに 85 %に増加し、COD, 窒素に比べると平水時、出水時ともに懸濁態の比率の高いことが分かった。また TN:TP 比を見ると、平水時の 29 が出水時には 6.0 に減少し、リンの負荷は相対的に出水時において高まり、かつ懸濁態分の比率が高いことから、湖底へ沈殿した後での二次的な負荷（湖底からの溶出）となる可能性が高いことが明らかになった。

付 表

River		Flow rate	COD	TN	TIN	NH ₃ -N	NO ₂ -N	NO ₃ -N	TP	PO ₄ -P
		m ³ s ⁻¹	mg L ⁻¹	mg L ⁻¹	mg L ⁻¹	mg L ⁻¹	mg L ⁻¹	mg L ⁻¹	mg L ⁻¹	mg L ⁻¹
1	Hi-River (normal-flow)	Ave.	34.5	2.3	0.66	0.41	0.03	0.004	0.38	0.023
		Max.	151	4.0	1.23	0.64	0.14	0.014	0.59	0.050
		Min.	5.59	1.3	0.35	0.18	<0.01	<0.001	0.16	0.011
2	Hiratahuna-River	Ave.	3.09	4.8	1.00	0.64	0.16	0.020	0.46	0.009
		Max.	10.9	7.5	1.53	1.16	0.32	0.039	0.89	0.117
		Min.	0.178	2.5	0.30	0.25	0.03	<0.001	0.12	0.029
3	Ronden-River	Ave.	0.713	4.3	0.96	0.70	0.36	0.014	0.32	0.082
		Max.	2.79	7.3	1.25	0.93	0.59	0.031	0.61	0.158
		Min.	0.116	2.4	0.73	0.37	0.17	0.005	0.17	0.030
4	Goemon-River	Ave.	0.968	4.5	1.61	1.34	0.80	0.034	0.51	0.140
		Max.	3.31	7.4	2.67	2.26	1.63	0.081	1.47	0.196
		Min.	0.327	3.3	1.08	0.80	0.30	0.014	0.31	0.092
5	Shintate-River	Ave.	0.735	4.7	1.05	0.79	0.13	0.022	0.63	0.069
		Max.	3.13	13.4	1.41	1.13	0.24	0.052	1.01	0.106
		Min.	0.200	2.3	0.81	0.53	0.01	0.010	0.33	0.036
6	Shinsanbuichi D. P. S.	Ave.	0.870	4.4	1.39	1.06	0.67	0.018	0.37	0.075
		Max.	0.870	11.2	5.28	4.83	1.21	0.062	3.82	0.292
		Min.	0.870	2.3	0.75	0.11	0.08	<0.001	0.03	0.031
7	Shinugan-D. P. S.	Ave.	0.580	5.2	1.87	1.42	0.76	0.037	0.62	0.097
		Max.	0.580	10.4	8.73	3.58	3.16	0.077	1.67	0.410
		Min.	0.580	3.0	1.01	0.26	0.14	0.006	0.03	0.038
8	Shobarashinden-D. P. S.	Ave.	0.240	5.9	1.98	1.55	1.14	0.032	0.38	0.089
		Max.	0.240	8.5	4.39	4.09	2.94	0.452	1.76	0.272
		Min.	0.240	3.8	0.87	0.15	0.02	0.007	0.07	0.017
9	Sasahu-River	Ave.	0.326	4.1	0.69	0.45	0.12	0.015	0.32	0.071
		Max.	0.914	11.8	2.08	1.32	0.21	0.054	1.08	0.205
		Min.	0.080	2.0	0.44	0.25	0.05	0.005	0.11	0.031
10	Shinji-Drain	Ave.	0.038	8.5	1.10	0.55	0.14	0.026	0.38	0.181
		Max.	0.168	25.6	3.04	2.17	1.03	0.175	0.96	0.490
		Min.	0.003	2.9	0.35	0.08	0.01	0.007	0.06	0.052
11	Dodho-River	Ave.	0.132	4.9	0.61	0.31	0.08	0.013	0.21	0.064
		Max.	0.497	9.9	1.20	0.70	0.21	0.068	0.65	0.164
		Min.	0.014	2.1	0.23	0.15	0.02	0.004	0.06	0.024
12	Nishikimachi-Drain	Ave.	0.058	7.3	1.00	0.58	0.25	0.011	0.32	0.136
		Max.	0.299	17.5	2.46	1.61	1.05	0.028	0.87	0.665
		Min.	0.004	3.7	0.27	0.16	0.03	0.005	0.09	0.020
13	Kimachi-River	Ave.	0.437	3.8	0.54	0.34	0.05	0.009	0.28	0.060
		Max.	1.14	10.1	1.04	0.61	0.13	0.020	0.51	0.262
		Min.	0.128	1.6	0.34	0.12	0.01	0.004	0.06	0.011
14	Higaskimachi-River	Ave.	0.029	4.9	0.41	0.16	0.03	0.006	0.13	0.060
		Max.	0.142	9.7	0.82	0.47	0.11	0.020	0.41	0.184
		Min.	0.001	2.2	0.15	0.03	0.02	0.001	0.01	0.017
15	Matukure-River	Ave.	0.057	5.1	0.54	0.27	0.04	0.007	0.23	0.061
		Max.	0.317	18.4	1.43	0.70	0.10	0.035	0.63	0.291
		Min.	0.002	1.9	0.26	0.04	0.02	0.003	0.02	0.018
16	Hongo-River	Ave.	0.092	5.8	0.89	0.56	0.16	0.017	0.38	0.073
		Max.	0.348	17.4	2.90	2.41	1.78	0.097	0.74	0.296
		Min.	0.003	2.2	0.31	0.05	0.02	0.004	0.02	0.013
17	Tamayu-River	Ave.	0.273	3.4	0.59	0.39	0.04	0.007	0.34	0.060
		Max.	0.700	6.5	0.94	0.68	0.09	0.017	0.59	0.153
		Min.	0.019	2.0	0.39	0.17	0.01	0.004	0.14	0.031
18	Hujina-Drain	Ave.	0.040	5.9	0.62	0.32	0.09	0.010	0.22	0.103
		Max.	0.165	22.2	1.36	0.71	0.32	0.031	0.66	0.587
		Min.	0.004	2.4	0.21	0.17	0.03	0.004	0.06	0.031
19	Inbe-River	Ave.	0.364	5.5	0.78	0.49	0.07	0.012	0.41	0.116
		Max.	1.59	17.5	1.57	1.35	0.25	0.025	1.08	0.531
		Min.	0.044	2.4	0.45	0.19	0.02	0.004	0.16	0.045
20	Sannkyo-River	Ave.	0.231	10.3	5.03	3.94	2.42	0.159	1.37	0.560
		Max.	1.01	33.6	12.2	10.5	9.69	0.317	3.69	2.130
		Min.	0.011	3.8	2.29	1.76	0.40	0.046	0.06	0.080
21	Kososhi-River	Ave.	0.183	6.5	0.96	0.50	0.16	0.013	0.33	0.170
		Max.	0.582	13.5	2.16	1.31	0.68	0.048	0.86	0.654
		Min.	0.006	2.6	0.27	0.15	0.02	0.003	0.06	0.019
22	Higashinagae-River	Ave.	0.052	6.5	0.71	0.40	0.05	0.009	0.34	0.069
		Max.	0.481	35.0	1.40	0.58	0.16	0.024	0.54	0.398
		Min.	0.004	2.5	0.39	0.14	0.01	0.003	0.11	0.019
23	Nishinagae-River	Ave.	0.097	5.5	0.55	0.28	0.04	0.005	0.24	0.076
		Max.	0.604	25.8	1.73	0.83	0.08	0.013	0.79	0.440
		Min.	0.005	2.0	0.17	0.07	0.01	0.001	0.02	0.017
24	Aka-River	Ave.	0.168	5.8	0.83	0.51	0.10	0.016	0.39	0.106
		Max.	0.972	29.2	1.56	1.11	0.46	0.073	1.08	0.406
		Min.	0.026	2.2	0.31	0.14	0.02	0.002	0.10	0.035
25	Okamoto-River	Ave.	0.055	6.2	1.51	1.17	0.14	0.023	1.01	0.131
		Max.	0.233	42.3	7.39	6.51	1.00	0.108	6.06	4.415
		Min.	0.006	1.9	0.47	0.16	0.02	0.002	0.12	0.055
26	Ohgaki-Drain	Ave.	0.043	8.7	0.85	0.44	0.22	0.012	0.21	0.119
		Max.	0.188	38.1	3.20	3.20	2.81	0.040	0.51	0.738
		Min.	0.002	3.7	0.24	0.12	<0.01	0.003	0.08	0.038
27	Ohno-River	Ave.	0.093	4.5	0.86	0.60	0.04	0.010	0.55	0.073
		Max.	0.498	11.0	1.38	1.21	0.19	0.073	1.18	0.225
		Min.	0.008	2.2	0.42	0.15	<0.01	0.002	0.09	0.023
28	Kusano-River	Ave.	0.129	5.9	1.23	0.88	0.22	0.039	0.63	0.080
		Max.	1.41	11.7	2.53	2.03	1.28	0.155	1.38	0.169
		Min.	0.012	3.1	0.56	0.26	0.03	0.008	0.22	0.021
29	Ino-River	Ave.	0.109	4.5	0.74	0.47	0.07	0.011	0.39	0.048
		Max.	0.373	8.1	1.35	0.97	0.57	0.047	0.92	0.117
		Min.	0.006	2.3	0.31	0.10	0.01	0.003	0.07	0.015
30	Kozakae-Drain	Ave.	0.035	5.1	0.66	0.36	0.08	0.009	0.27	0.039
		Max.	0.155	8.8	1.04	0.67	0.30	0.028	0.63	0.082
		Min.	0.003	2.6	0.42	0.20	<0.01	0.002	0.15	0.018
31	Kozakae-River	Ave.	0.144	4.2	0.74	0.48	0.08	0.019	0.39	0.082
		Max.	0.775	7.9	1.29	0.90	0.21	0.091	0.86	0.151
		Min.	0.011	2.4	0.48	0.25	0.02	0.003	0.20	0.028
32	Sakai-River	Ave.	0.175	4.2	0.47	0.25	0.04	0.006	0.21	0.047
		Max.	1.45	6.1	1.02	0.86	0.07	0.013	0.80	0.104
		Min.	0.004	2.4	0.24	0.07	<0.01	0.002	0.04	0.012

第3章. 湖内現場観測による湖底堆積物からの無機栄養塩の回帰速度の評価

はじめに

島根県の東部に位置する宍道湖は、広島県との県境、船通山に端を発する斐伊川本川から淡水流入量のおよそ80%を受け一方、大橋川を通じて中海から塩水が流入する汽水湖である。中海は、境水道を通じて外海（美保湾）からの塩水クサビの進入を受け、塩分による密度成層が常態化している。基本的に、濃淡塩水の二層構造を形成し、中海における塩水クサビは、潮汐に伴う流動や風に伴う吹送流による運動エネルギーにより上下層が混合し、周辺沿岸からの淡水の流入を受ける上層の低塩分層に塩分が供給される。

宍道湖への塩分の供給は、外海の潮汐変動に伴い、中海の水位が宍道湖の水位を上回った時、大橋川からの塩水の遡上により日常的になされている。したがって、宍道湖への遡上流が卓越すれば宍道湖の塩分は増加する。また、湖周辺部からの淡水流入量が増えれば塩分は減少する。言い換えれば、宍道湖の塩分の増減は、大橋川の遡上量を間接的に決定する斐伊川の流量の多少に依存している。これは斐伊川の流量と宍道湖の塩分の関係を見れば明らかで、宍道湖湖心部の塩化物イオン濃度と斐伊川流量の間には、負の良い相関が見られる(菅井, 1988)。宍道湖では、湖盆中央部の深部に、潮汐変動に伴う大橋川からの高塩水が溜まることによって塩分底成層が形成される。

宍道湖においては、塩分底成層の形成が湖底層からの無機栄養塩の回帰に密接に係わっており、湖内物質循環に係わるこれら諸要素量を明らかにしていくことは、湖水質の短期的変動はもとより、今後の富栄養化の推移状況を推し量る上で重要な知見を与えるであろう。

塩分底成層の形成に伴う底泥直上高塩分水中への無機栄養塩の蓄積は、その湖底直上の高塩分層の厚さが薄い (< 1 m) こともあり、詳細な観測が困難であ

るが、採水器の工夫によりその実態の一端は明らかにされている(菅井ら, 1986)。本研究においては、考案した多層同時採水器を用い、比較的短期間に、迅速に、底泥直上高塩分層内における無機栄養塩の成層状況を連続観測し、湖底層からの無機栄養塩の回帰速度を求めることを目的とした。そのために、水深 5 m 以上の宍道湖湖中央部(水域面積: 28.5 km²)の代表 5 地点の観測結果に基づき、底層水中(湖底上 0~1 m)における無機栄養塩(N, P)の平均現存量を求め、その経日変化に基づき、宍道湖における夏季の平均的な回帰速度を概算した。

またさらに、その底層水の無機態 N:P 比と上層湖水の懸濁態 N:P 比を比較することにより、塩分底成層の深層(底泥直上の高塩分層)へ回帰した無機態栄養塩が上層へ混合拡散されたとき、N,P のどちらが湖内生産に直接的に影響するのかを考察した。

材料と方法

宍道湖の概況、観測点および観測期間

宍道湖の表面積は 79.1 km² で、東西方向約 17km、南北方向約 6km、また最大水深は 6.0m (国土交通省出雲河川事務所, 2005) である。水深 5 m の湖面の面積は 28.5 km² と、表面積の 36%に当たり、その湖盆形態は比較的平坦である。大橋川からの高塩分水は、潮汐や低気圧に伴う中海からの遡上流により、時折、湖底を這うように進入して滞留することにより、塩分底成層を形成する。その湖底上の高塩分水塊は、吹送流により水平移動するなかで攪乱され、境界面で上層水と混合し消失する。その塩分底成層の深層内は閉鎖的な空間で、溶存酸素(DO)濃度の低下を招きやすい。したがって、湖底泥からの栄養塩の溶出に影響を及ぼす可能性が大きく、塩分底成層の状態変化の確認は重要である。そこで、国土交通省・宍道湖湖心観測所におけるモニタリングデータにおいて、調査開始 10 日まえから調査終了日までの水位と、湖底上 0.3, 0.6, および 4.5 m

の塩分、並びに湖底上 0.3 m の DO 濃度を確認した。

採水地点は、水深 5 m 以深の湖中央部において、湖心に 1 点とほぼ東西南北に 1 点ずつ計 5 観測点を設けた (Fig.1)。各観測点の水深は 5.3~5.6 m である。この 5 観測点において、2002 年の 8 月 26 日から 9 月 1 日にかけて 1 日 1 回の観測を行った。

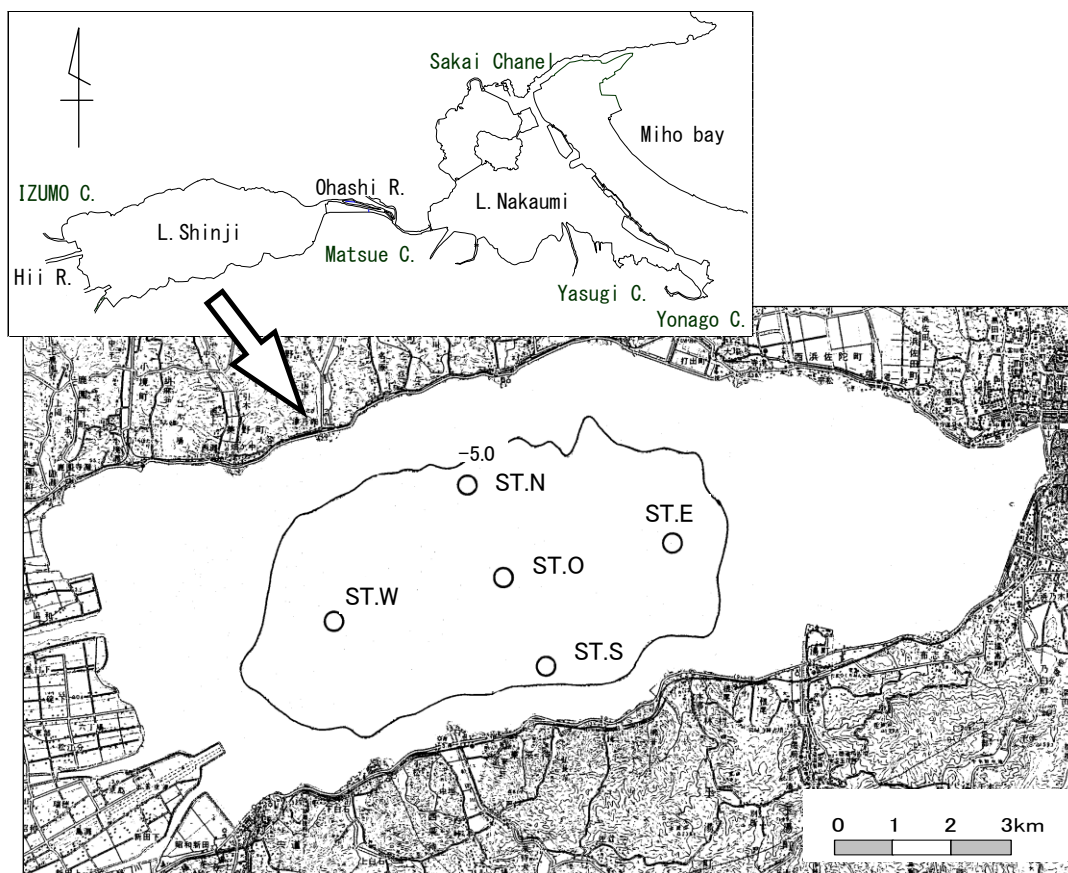


Fig.1 Sampling stations.

試料採取方法

考案した多層採水器を Fig.2 に示す。下部に 5 kg の錘を付けた支柱に 300 ml 容の注射筒を 20 cm 間隔で固定する。支柱には、船上から湖底までの深さを考慮し、ロープ①を取り付ける。一方、細いロープ②で注射筒の上部をくくりつけながら上方に伸ばし支柱からのロープ①とセットにする。なおロープ②には採水時に内筒が外筒から抜けないようにトメを付けておく。採水はロープ①で

本体を湖底におろし，次にロープ②を引き，注射筒に湖水を吸引する。その後ロープ①で本体を船上に引き上げ，注射筒の湖水をそれぞれポリビン中に採取した。

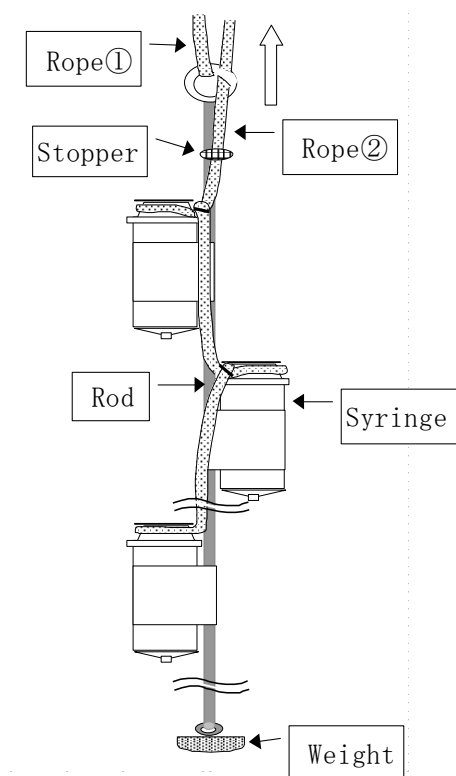


Fig.2 Mmulti-layer Sampler for overlaying water on the bottom sediment.

水質分析

試水は，ポリ瓶中に保冷して試験室に持ち帰り，ガラス繊維ろ紙（Whatman GF/C，平均孔径 $1.2\mu\text{m}$ ）で過した後，ろ液について硝酸態窒素（ $\text{NO}_3\text{-N}$ ），亜硝酸態窒素（ $\text{NO}_2\text{-N}$ ），アンモニア態窒素（ $\text{NH}_4\text{-N}$ ），リン酸態リン（ $\text{PO}_4\text{-P}$ ）を分析した。分析は自動分析装置（BRAN+LUEBBE 社，TRAACS-800）によるが，アンモニア態窒素はインドフェノール青法，硝酸態窒素は銅-カドミウムカラムで還元後ナフチルエチレンジアミン法，亜硝酸態窒素はナフチルエチレンジア

ミン法，リン酸態リンはモリブデン青法による。なお硝酸態窒素，亜硝酸態窒素，アンモニア態窒素の和を全無機態窒素（TIN）とした。

無機栄養塩の回帰速度の算出法

塩分躍層以深の高塩分層内は，閉鎖的な空間で溶存酸素（DO）も減少しやすく，DO 濃度が低下することによって，湖底泥からの栄養塩の溶出，特にリンの溶出促進が予想される。宍道湖深部の高塩分水塊は，強風が継続すると攪乱混合され消失するが，通常は湖央部での揺れはあるものの，大橋川からの新たな高塩水の流入に伴う横方向からの強い移流が無ければ，保存される。このことから，深部の高塩分層中栄養塩の現存量変化から，湖底からの無機栄養塩の回帰速度の算定は可能であると考えられる。そこで本研究では，ほぼ平坦な 5 m 以深の水域を対象に，湖底から湖底上 1 m までの水体中の栄養塩の現存量変化から，その回帰速度を求めた。

湖底から湖底上 1m までの水体中の栄養塩の現存量は次のように求めた。すなわち，水深 5 m における面積， 28.5 km^2 に水深 1 m を乗じ，対象とする水体の体積を $2.85 \times 10^7 \text{ m}^3$ とした。そしてこの体積に，5 観測点，各 5 層，合計 25 試料の無機栄養塩濃度の平均値を乗じ各観測日における無機栄養塩の現存量とした。

結果と考察

無機態窒素及び無機態リンの鉛直分布の推移

アンモニア態窒素，亜硝酸態窒素および硝酸態窒素の和である全無機態窒素（TIN）の底層水（湖底上 0～1 m）における鉛直分布を Fig.3 に，リン酸態リン（ $\text{PO}_4\text{-P}$ ）の鉛直分布を Fig.4 にそれぞれ示す。

期間中（8 月 26 日～9 月 1 日）TIN および $\text{PO}_4\text{-P}$ は極めて類似した変動パターンを示した。TIN， $\text{PO}_4\text{-P}$ （以下それぞれ N，P と略す）ともに，調査初日

の8月26日に、すでに湖底直上で蓄積していた。最下層の湖底上0.2 mでは、ST.N (N, 0.08 mg L^{-1} ; P, 0.026 mg L^{-1}) より ST.S (N, 0.32 mg L^{-1} ; P, 0.067 mg L^{-1}) が、また ST.W (N, 0.12 mg L^{-1} ; P, 0.027 mg L^{-1}) より STE (N, 0.47 mg L^{-1} ; P, 0.097 mg L^{-1}) の濃度が高く、調査初日、高濃度水塊はやや南東よりに偏って分布していたと推察される。27日には、ST.Nで最下層の濃度がN, Pそれぞれ 0.45 mg L^{-1} , 0.099 mg L^{-1} に急上昇した。一方、ST.Sの最下層の濃度はN, Pそれぞれ 0.17 mg L^{-1} , 0.028 mg L^{-1} に減少、STEおよびST.Wはほぼ変わっていないことから、高濃度水塊は北側に動いたことが推察される。28日には、ST.Sの最下層濃度はN, Pそれぞれ 0.38 mg L^{-1} , 0.065 mg L^{-1} に再び上昇、STN (N, 0.36 mg L^{-1} ; P, 0.067 mg L^{-1}) およびSTE (N, 0.40 mg L^{-1} ; P, 0.085 mg L^{-1}) では減少し、ST.W (N, 0.18 mg L^{-1} ; P, 0.036 mg L^{-1})

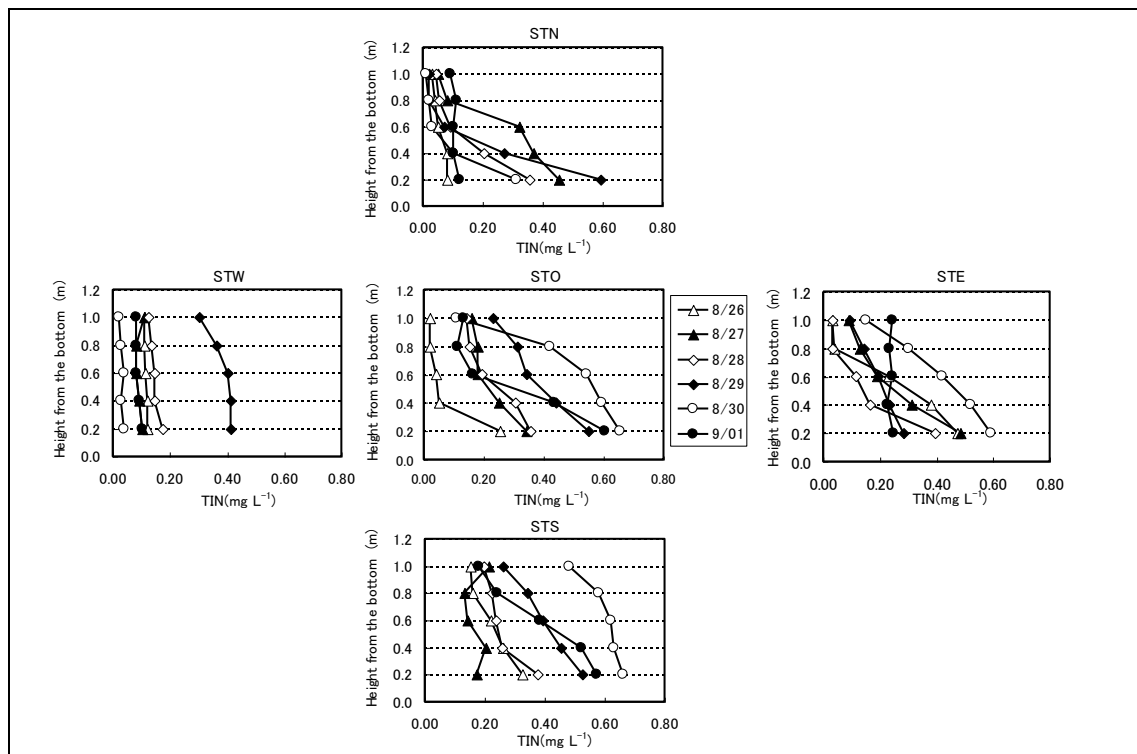


Fig.3 Daily changes of vertical distribution of TIN in the bottom water.

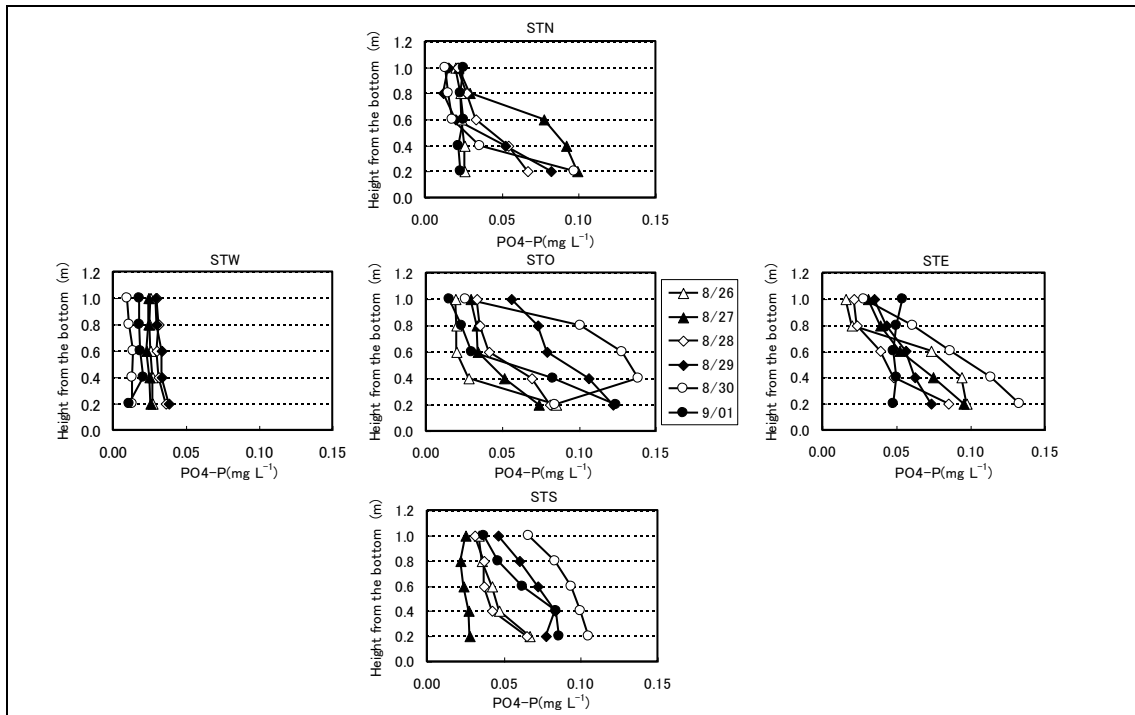


Fig.4 Daily changes of vertical distribution of PO_4^{3-}P in the bottom water.

ではやや上昇していることから、高濃度水塊は中央部に落ち着いたように見える。29 日にかけて特に南西側で蓄積が進み、ST.O, ST.S および ST.W での高濃度水塊は湖底上 1m に達した。30 日には、高濃度水塊は、再び南東よりに移動し、N, P ともにその濃度は ST.W で減少する一方、ST.O, ST.S および STE の最下層では、それぞれ N, 0.65 mg L^{-1} ; P, 0.084 mg L^{-1} , N, 0.66 mg L^{-1} ; P, 0.105 mg L^{-1} および N, 0.59 mg L^{-1} ; P, 0.133 mg L^{-1} まで上昇した。9 月 1 日には、ST.O および ST.S では依然として成層化は見られるものの、ST.N および STE において濃度分布は減少・均一化傾向を示し、混合が進んだことを示唆している。

無機栄養塩の回帰速度

宍道湖湖心における調査開始 10 日前から調査終了日（2002 年 8 月 15 日～9 月 1 日）までの水位と湖底上 0.3, 0.6 および 4.5 m の塩分、並びに湖底上 0.3 m

の DO の自動観測結果（国土交通省出雲河川事務所，2002）を Fig.5 に示す。風が強かった 8 月 19 日（平均風速 7.8 m s^{-1} ），8 月 26 日（平均風速 7.9 m s^{-1} ），8 月 31 日（平均風速 8.7 m s^{-1} ）には，底層の塩分は急速に上層の濃度に近づいていることから，塩分底成層が消失したか，高塩分水塊が湖心部から大きくずれた可能性がある。また，9 月 1 日には，湖水位が急上昇するとともに塩分の急激な増加も観られることから，新たな高塩分水の進入を示唆する。

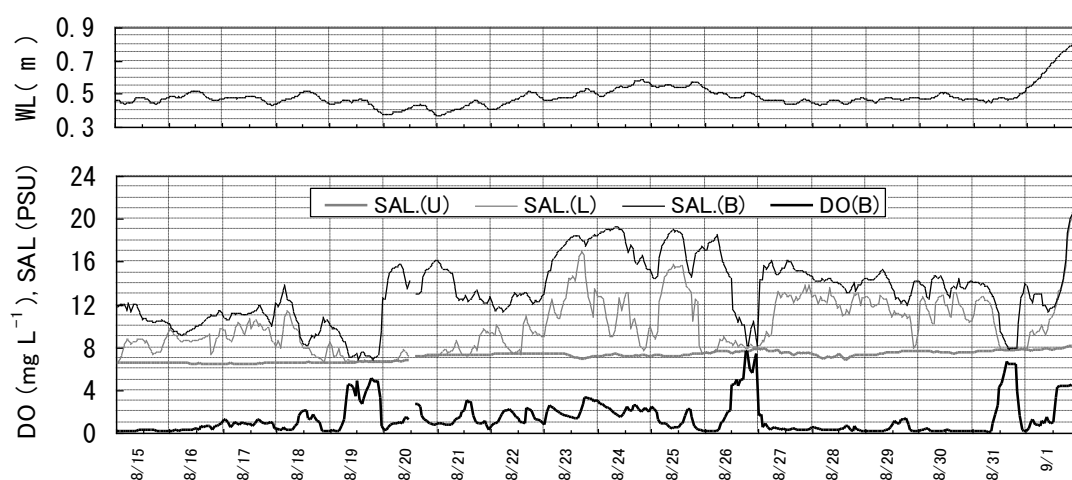


Fig.5 Time changes in salinity, DO concentration at the bottom layer (0.3 m-B, 0.6 m-L, 4.5 m-U above the bottom) and water level at the Lake Shinji observatory.

以上のように，調査初日の 26 日は風の影響で成層が不安定な状況であったと推察されるが，風がおさまった 8 月 27 日から 30 日にかけては，水中攪乱は小さく，また水位変動も小さいことから，この間には，新たな高塩分水の移流は無かったものと判断できる。また，自動観測期間中（8 月 19 日，26 日および 31 日を除く），リンの溶出に影響を及ぼす DO 濃度も，湖底上 0.3 m 層において概ね 3 mg L^{-1} 以下と比較的低い値で推移していた。これらの観測結果は，8 月 27 日から 30 日にかけての栄養塩現存量変化に基づき，湖底からの栄養塩回帰速度

を見積もることが可能であることを示唆する。

そこで以下のように、無機栄養塩の回帰速度を算出した。5 観測点 5 層、合計 25 試料の測定値に基づき算出した、各観測日における各無機栄養塩の平均濃度の推移を Table 1 に示す。また、各平均濃度に、対象水域の湖底から湖底上 1 m までの体積、 $2.85 \times 10^7 \text{ m}^3$ 、を乗じて得られた現存量の推移を Table 2 に示す。湖底からの回帰速度は、現存量を縦軸にとり、その日変化をプロットした時の回帰式の傾きとして得られる。前述の理由から、8 月 27 日から 30 日にかけての現存量の日変化をプロットし回帰式の傾きを求めた (Fig.6)。回帰式の傾きより TIN の回帰速度は $1.4 \times 10^3 \text{ kg day}^{-1}$ 、 $\text{PO}_4\text{-P}$ の回帰速度は $2.2 \times 10^2 \text{ kg day}^{-1}$ と見積もられた。これより、単位面積当たりの回帰速度を求めると、TIN は $49 \text{ mgN m}^{-2} \text{ day}^{-1}$ 、 $\text{PO}_4\text{-P}$ は $7.7 \text{ mgP m}^{-2} \text{ day}^{-1}$ となった。したがって、その N:P 比は 6.4 と計算された。

Table 1. Daily changes of average concentration of $\text{NO}_3\text{-N}$, $\text{NO}_2\text{-N}$, $\text{NH}_4\text{-N}$, TIN and $\text{PO}_4\text{-P}$ in bottom water (0 – 1 m above bottom sediment) in summer, 2002.

	$\text{NO}_3\text{-N}$	$\text{NO}_2\text{-N}$	$\text{NH}_4\text{-N}$	TIN	$\text{PO}_4\text{-P}$
	mg L^{-1}				
8/26	0.01	0.002	0.13	0.14	0.038
8/27	0.02	0.001	0.18	0.20	0.043
8/28	0.01	0.004	0.17	0.18	0.042
8/29	0.01	0.002	0.29	0.30	0.055
8/30	0.01	0.001	0.31	0.32	0.064
9/1	0.01	0.003	0.20	0.21	0.042

宍道湖における底層環境は、塩分底成層の消長にともない大きく変動することから、宍道湖における湖底からの無機栄養塩の回帰速度も、大きく幅を持つものと考えられる。これは特に、密度成層にともなう嫌気層の発達によるところが大きい。DO 濃度の減少は、特にリンの溶出に与える影響が大きい、一

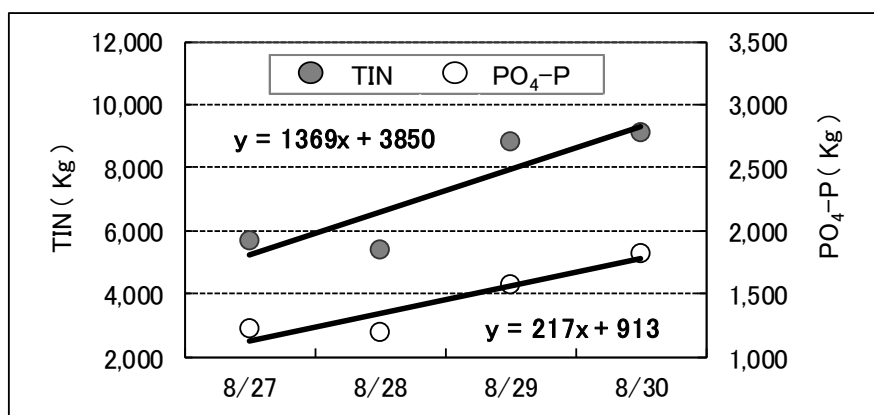


Fig. 6 Daily changes of total amount of TIN, PO₄-P in the bottom water.

方では、底層における DO 濃度の低濃度付近での増減は、無機態窒素濃度の消長に対しても大きく影響する（清家ら, 1986a, 1986b, 1997 ; Senga et al., 2001, 2002)。8月27日から30日にかけて、DO濃度は、低濃度で推移しており（Fig.5 参照）、リンの溶出に正の影響を与え得る状態（島根県, 1979）であったと推察される。

宍道湖における湖底からの栄養塩の回帰速度に関する報告例は少ないが、神谷ら（1996）は、約1ヶ月間に渡る湖心部での現場観測に基づき、PO₄-PおよびNH₄-Nの溶出速度は、それぞれ7.2~30.3 mgP m⁻² day⁻¹ および17.2~64.3 mgN m⁻² day⁻¹であったと報告している。また同時に行った室内実験の結果に基づき、PO₄-Pはそのほとんどが堆積物からの拡散によってもたらされ、NH₄-Nは新生堆積物からの回帰や底層水中での懸濁有機物や溶存有機物に含まれる窒素化合物の無機化によって回帰している部分大きいと推測している。また溶存有機リンの形態で溶出したリンの、底層水中におけるPO₄-Pへの無機化による回帰の可能性も指摘している。

本研究では、湖底堆積物からの溶出分と神谷ら（1996, 2001）が指摘している底層水中から回帰するものを合わせた回帰速度として、TINが49mgN m⁻² day⁻¹、PO₄-Pが7.7 mgP m⁻² day⁻¹と推測されたが、今回の結果は、神谷ら（1996）の回帰

Table 2. Daily changes of total amount of $\text{NO}_3\text{-N}$, $\text{NO}_2\text{-N}$, $\text{NH}_4\text{-N}$, TIN and $\text{PO}_4\text{-P}$ in bottom water (0 – 1 m above bottom sediment) in summer 2002.

	$\text{NO}_3\text{-N}$	$\text{NO}_2\text{-N}$	$\text{NH}_4\text{-N}$	TIN	$\text{PO}_4\text{-P}$
	kg				
8/26	290	60	3,700	4,100	1,100
8/27	570	30	5,100	5,700	1,200
8/28	290	100	4,800	5,200	1,200
8/29	290	60	8,300	8,700	1,600
8/30	290	30	8,800	9,100	1,800
9/1	290	90	5,700	6,100	1,200

速度の範囲に対して、窒素は中央値に、リンはやや低い値に位置する。神谷らの結果が、湖心部を対象としたものであるのに対し、本結果は、湖心部を含む 28.5 km^2 という広範囲に渡る平均的な回帰速度であることから、特に DO 濃度に左右されやすいリンに、その影響が表れたものと推察される。また Table 2 に示すように、TIN の現存量において、 $\text{NH}_4\text{-N}$ が 89~97% を占めるが、これが、底泥からの溶出と底層水中からの回帰と、どちらの比重が大きいかは明らかではない。今後さらに室内実験もふくめた研究を重ねる必要があると考える。

回帰速度の N:P 比

無機態 N, P の湖水への負荷は、湖内生産に直結し、時に、赤潮やアオコなどの異常発生にもつながる重要な要素である (嘉藤ら, 2004)。宍道湖におけるプランクトン態の N:P バランスの実態を理解するためには、植物プランクトンの増殖に直接影響を及ぼす無機栄養塩の供給側の N:P バランスを明らかにしていくことが重要となる。宍道湖では、プランクトン体が主と考えられる上層湖水の懸濁態 N:P の質量比は、年間を通して比較的変動が小さく、平均値 7.9 であり (国土交通省出雲河川事務所, 1996-2008)、一般によく知られているレッドフィールドの植物プランクトンの N:P 比 7.2 に近い値である。今回得られた無機

栄養塩回帰速度の N:P 比 6.4 は、上層湖水の懸濁態 N:P 比の 7.9 よりやや小さく、この時期（8 月）、上層湖水中の一次生産につながる栄養塩負荷として、底層からの無機栄養塩負荷は、相対的に窒素負荷よりリン負荷がやや大きいことが推察された。

まとめ

比較的簡易な同時採水器を考案し、宍道湖の湖央部底層に形成される塩分底成層の深層（高塩分層）における無機栄養塩の現存量の変化に基づき、湖底からの無機態栄養塩の回帰速度を概算した。その結果、TIN の回帰速度は $49 \text{ mgN m}^{-2} \text{ day}^{-1}$ 、 $\text{PO}_4\text{-P}$ の回帰速度は $7.7 \text{ mgP m}^{-2} \text{ day}^{-1}$ であり、回帰栄養塩の平均 N:P 比は 6.4 であった。回帰された無機栄養塩の平均 N:P 比 6.4 は、上層湖水中の懸濁物質の N:P 比の 7.9 よりやや小さく、この時期（8 月）、上層湖水中での一次生産につながる栄養塩負荷として、底層からの無機栄養塩負荷は、相対的に窒素負荷よりリン負荷がやや大きいことが推察された。

第4章 室内実験による湖底堆積物からの窒素、リン及びDOCの回帰速度の 評価

はじめに

宍道湖のように、周辺流域から流入する有機汚濁物質が必然的に貯まるような地形的構造は、長期的には栄養塩を溜める場であるが、短期的にはアオコや赤潮の原因となる栄養塩を再供給する場ともなり、いわゆる富栄養化を悪循環させる原因となっている。また、宍道湖のようなラグーン的地形構造を持つ水域においては、日々の潮汐運動により進入する海水は、底層貧酸素化の原因となる密度成層を形成し（清家ら, 1986a）、底層からの栄養塩の回帰速度に大きく影響を及ぼしていると考えられる。こうした汽水域独特の底層環境を持つ宍道湖における栄養塩の回帰速度は検討されてはいるものの、この湖沼の底層環境がきわめて不安定で変化に富むものであることを考えると、その見積もり及び栄養塩の回帰に及ぼす底層環境の特性評価は必ずしも十分とは言えない。

沿岸流域から晴天・雨天を通し流入沈降する懸濁態の栄養塩（窒素、リン）（森田ら 1985）の一部が、溶存態の無機栄養塩として湖水中に回帰し、湖周辺から流入する無機栄養塩とともに、湖内での有機物生産に利用され、再び懸濁態として沈降するという循環の中で、閉鎖性水域における湖底泥からの無機態栄養塩の回帰速度と湖底特性との関係は、湖水質の推移を予測する上で欠かせない重要事項である。

底泥からの栄養塩の回帰速度を測定する方法として、室内実験による方法では、底泥コアをアクリル管に採取し、そのままインキュベートする場合（Enoksson et al., 1986; Moore et al., 1991）と、直上水を一度抜き取り、現場で別に採取した底層水と入れ替える場合（Kemp et al., 1990; Jensen et al., 1990）があるが、いずれも直上水の栄養塩の濃度変化から回帰速度を求める。また現場実験による方法としては、底泥上に直接チャンバーを設置し、チャンバー内の湖

水を経時的に抜き取り、その濃度変化から回帰速度を求める (Reay et al., 1995; Fisher et al., 1982) 方法があるが、宍道湖においては、経時的な現場観測により現存量の変化を算出し回帰速度を求める方法も報告 (神谷ら, 1996, 2001; 菅井ら, 2012) されている。

本研究では、宍道湖における湖底泥からの TIN ($\text{NH}_4\text{-N} + \text{NO}_2\text{-N} + \text{NO}_3\text{-N}$), $\text{PO}_4\text{-P}$, DON, DOP 及び DOC の回帰速度と湖底環境との関係を明らかにすることを目的とし、アクリル管を使って底泥コアを直上水ごと採取し、好気、嫌気の基本的 2 条件での室内溶出実験を行い比較検討した。

宍道湖の概況および採泥地点

宍道湖は、出雲地方における最大河川で流域面積 (本川河口上流) 920 km^2 の一級河川斐伊川の最下流部に位置し、東隣りの中海と繋がった汽水湖沼域を形成している。

中海では、日々の潮汐運動により境水道を通して海水が進入し、底層貧酸素化の原因となる密度成層が常態化している。一方の宍道湖は、両湖をつなぐ大橋川を通して中海から遡上する高塩分水によって形成される密度底成層 (菅井ら, 1986) の有無により、その底層環境は大きく変化するものと考えられる。同じ汽水湖とはいえ、塩分成層が常態化している中海に対し、宍道湖における塩分成層化は不定期的であり、両湖の底層の状況は全く異なる。

本研究における調査地点を Fig.1 に示すが、全淡水流入量の約 8 割を供給する斐伊川からの負荷を直下に受ける宍道湖西部 (S6) と密度底成層の影響を受けやすい湖心部 (S3) の 2 ヶ所において底泥コアを採取し、湖底堆積物からの栄養塩等の回帰速度とそれぞれの特性を究明するために室内実験を行った。

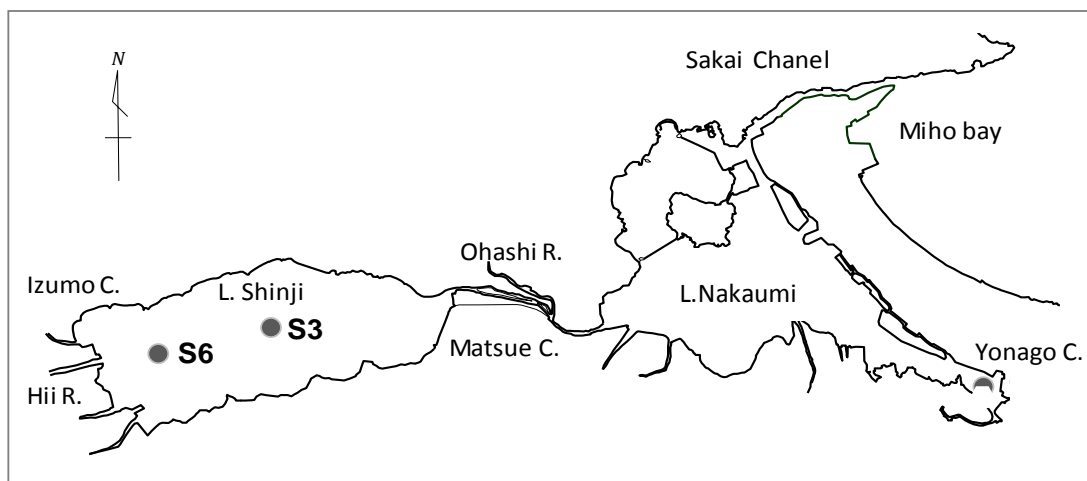


Fig.1 Location of coring sites.

底泥コアの採取方法

2006年11月14日に潜水夫による底泥コアの採取を行った。

S3では、溶出実験用として内径10cm長さ120cmの亚克力管による底泥コア（亚克力管中に直上水も含む）を4本、S6では2本、粒度組成分析用としては2地点ともに内径10cm長さ60cmの亚克力管による底泥コアを3本（それぞれ表層0~5cmを分取混合し、分析に供した）、同じく底質分析用として内径5cm長さ50cmの亚克力管による底泥コアをそれぞれ1本（表層0~5cmを分取混合し、一般底質分析に供した）採取した。溶出実験用カラムの採取底泥厚は15cm程度とした。

溶出実験

溶出実験は遮光した恒温器中（Fig.2）において、塩分成層が常態化している当該汽水域における底層の貧酸素化を意識し、20℃における嫌気条件、好気条件の2ケースとしたが、好気条件には空気曝気、嫌気条件には窒素曝気を底泥上30cm程度の位置で継続的に行った。

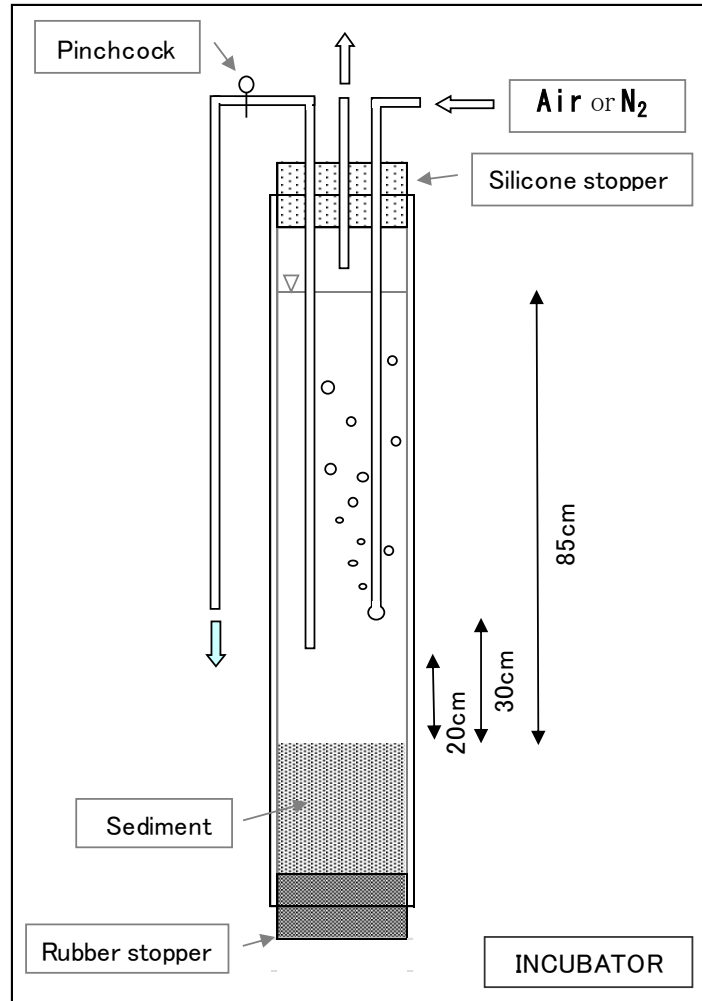


Fig. 2 Schematic diagram of the laboratory experiment

柱状底泥は各地点，好気条件，嫌気条件各 1 本としたが，S3 についてはバラツキの程度を確認するため，好気条件を 3 本とした。なお底泥コアは直上水を含め，採取したそのままの状態 で用いたが，調整直後の安定性を考え，調整 1 日後を 0 日目とし，その後 1 日目，3 日目，5 日目，7 日目，10 日目において分析に必要な量の試料を，一定の採水位置（底泥から 20cm 上の位置）からサイフォンにより採取し，DO，硝酸態窒素（ $\text{NO}_3\text{-N}$ ），亜硝酸態窒素（ $\text{NO}_2\text{-N}$ ），アンモニア態窒素（ $\text{NH}_4\text{-N}$ ），リン酸態リン（ $\text{PO}_4\text{-P}$ ）について分析を行った。また，神谷ら（2001）が好気条件における DOP の溶出の可能性を指摘しているように，湖底からの栄養塩の溶出は，無機成分だけでなく有機成分の溶出も考え

られる。そこで、溶存性有機態炭素 (DOC) , 溶存性全窒素 (DTN) , 溶存性全リン (DTP) についても分析を行った。ただし、本溶出実験では直上水量が限られていることから、比較的多くの検体量を必要とする DON, DOP についての分析は、0 日目と 10 日目の 2 回とした。

底泥からの栄養塩の回帰速度は、カラム中の物質濃度を縦軸にとり、その経日変化をプロットした時の回帰式の傾きとして得たが、無機態窒素については $\text{NO}_3\text{-N}$, $\text{NO}_2\text{-N}$, $\text{NH}_4\text{-N}$ の和を全無機態窒素 (TIN) として求めた。また、DON ($\text{DTN}-\text{TIN}$) , DOP ($\text{DTP}-\text{PO}_4\text{-P}$) は 0 日と 10 日目の分析値の差より見積もった。

水質分析

試料はガラス繊維ろ紙 (Whatman GF/C, 平均孔径 $1.2\mu\text{m}$) でろ過した後、 $\text{NO}_3\text{-N}$, $\text{NO}_2\text{-N}$, $\text{NH}_4\text{-N}$, $\text{PO}_4\text{-P}$ について、また DTN はアルカリ性ペルオキシ二硫酸カリウム, DTP はペルオキシ二硫酸カリウムを加えオートクレーブ中、 1.2 気圧 30 分で分解無機化後、上澄み液についてそれぞれ自動分析装置 (BRAN+LUEBBE 社, TRAACS-800) により分析を行った。DOC は燃焼酸化-赤外線自動分析法によるが、全有機態炭素計 (島津 TOC-V CSN) により分析を行った。なお $\text{NH}_4\text{-N}$ はインドフェノール青法, $\text{NO}_3\text{-N}$ は銅-カドミウムカラムで還元後ナフチルエチレンジアミン法, $\text{NO}_2\text{-N}$ はナフチルエチレンジアミン法, $\text{PO}_4\text{-P}$ はモリブデン青法による。また DO はウインクラーアジ化ナトリウム変法により求めた。

底質分析

底質試料 (堆積物) の含水比は湿試料を $105\sim 110^\circ\text{C}$ で 2 時間、加熱乾燥した後、乾燥重量を測定し算出した。さらに乾燥試料をマッフル炉内で $600\pm 25^\circ\text{C}$ で約 1

時間燃焼させた後、デシケータ中で放冷後計量し、燃焼前後の重量比から強熱減量 (Ignition Loss:IL) を算出した。全窒素 (TN) は、堆積物の湿試料の一定量をケルダールフラスコ中にとり、硫酸、硫酸カリウム、硫酸銅を加え加熱分解した後、放冷後溶解し、上澄みの一定量を水蒸気蒸留し、希硫酸中に捕捉した $\text{NH}_4\text{-N}$ を自動分析装置 (BRAN+LUEBBE 社, TRAACS-800) で測定した。全リン (TP) は、堆積物の一定量に硫酸と硝酸を加え、ホットプレート上で加熱分解した後中和し、得られた $\text{PO}_4\text{-P}$ をモリブデン青吸光光度法で定量した。酸揮発性硫化物 (AVS) は、あらかじめ亜鉛アンミン溶液中に固定しておいた堆積物の一定量を濾紙上に濾し取り、手早く蒸留フラスコ中に移し、硫酸を加え、水蒸気蒸留により酢酸亜鉛溶液中に硫化水素を捕捉した。これに沃素溶液と塩酸を加えた後、チオ硫酸ナトリウム溶液で滴定し硫化物態硫黄量を算出した。粒度組成はふるい法により測定した。

結果および考察

各水域における底質の特性

宍道湖 (宍道湖湖心 S3, 宍道湖西部 S6) の水質・底質に関する現場観測値及び分析値を Table 1 に示す。これらは、それぞれ 11 月 14 日 (宍道湖) における調査結果であるが、現場での機器観測値 (Table 1) に示されるように、湖底上 0.5m の DO 濃度において、サンプリング時に嫌気状態を示す地点は無かった。しかしながら、湖底堆積物表層の ORP 値は $-259 \sim -208 \text{ mV}$ の範囲にあり、いずれも還元環境にあることを示した。

また、斐伊川の影響を強く受ける宍道湖西部 (S6) では (Table 1 参照)、粒度組成に示されるように、砂の比率が S3 地点 (0.1~2.1%) に比べ大きい (9.9%) 点の特徴的であった。砂の含量が多いことからすれば、含水比、TN に示されるように、底質は本来他地点より良好な状態を呈することが予想されるが、TP (1.1

mgP g-dry⁻¹) は宍道湖湖心 S3 (0.67 mgP g-dry⁻¹) の倍近く高い値であった。

また、TS(AVS)は、S6 で 1.8 mgS g-dry⁻¹、S3 で 2.3 mgS g-dry⁻¹ と比較的高く、宍道湖程度の塩分 (S6: 5.7 psu; S3: 7.2 psu) が存在すれば、硫酸還元は十分に起こることを示すものと考えられる。

水質パラメータの時系列変化

両地点における底泥コア一直上水中の TIN, DON, PO₄-P, DOP の経日変化 (Fig.3.1) , 及び DOC の経日変化 (Fig.4.1) に基づき算出したそれぞれの回帰速度を Table 2 に示す。

1) 好気条件

S3 の好気条件では、3 本の検体について溶出実験を行った。窒素については、3 本ともに 5 日目までは一次関数的に NH₄-N 濃度が増加したが、1 本をのぞき 6 日目以降、NH₄-N 濃度は減少し始めた。その一方で NO₃-N 濃度が増加し始め、硝化作用が進んでいることを示した。またそれと同時に 5 日目以降、TIN の上昇に落ち込みが見られ、硝化の過程において窒素の消失が起きていることを示唆した。他の 1 本は、NO₃-N 濃度の上昇はなく、NH₄-N 濃度だけが一次関数的に上昇した。このことは、底泥面における硝化細菌の生息密度にかなりばらつきが有ることを示唆している。また、本実験では直上水を交換せずに行ったため、神谷ら (1996) が指摘しているように水中懸濁物の無機化が水中での TIN の増加に影響している可能性が残る。一方 PO₄-P については、1 本がやや低い値となりばらつきが見られたものの、好気条件下においても PO₄-P が溶出することを示した。

S6 の好気条件では、S3 における状況とまったく異なり、NH₄-N 濃度の上昇は無く、実験初期から NO₃-N 濃度が一次関数的に上昇した。このことは、S6 付近における底泥表面は、湖心部 S3 地点に比べ酸化的状況にあることが多いこ

Table 1 Characteristics of each sampling location.

Sample	Item	Item (Unit)	Station	
			S6	S3
	Sampling date		14 NOV.	14 NOV.
	Water depth	m	5.0	5.7
Bottom water (0.5 m above bottom)	Water temperature*	°C	15.3	15.3
	DO *	mg L ⁻¹	9.3	8.6
	Salinity*	psu	5.7	7.2
	Sediments temperature *	°C	16.6	17.3
	ORP*	mV	-228	-208
Surface sediment (0-5 cm)	Ignition loss	%	14.2	14.1
	Moisture ratio		343	682
	T-N	mgN g-dry ⁻¹	1.56	2.96
	T-P	mgP g-dry ⁻¹	1.10	0.671
	T-S (AVS)	mgS g-dry ⁻¹	1.82	2.25
	gravel (> 2 mm)	%	0.0	0.0
	sand (1/16~2 mm)	%	9.9	0.1
	silt (1/256~1/16 mm)	%	38.6	33.1
	clay (< 1/256 mm)	%	51.5	66.8
	50 particle size	µm	4.6	2.3

*: *in situ* measuring items

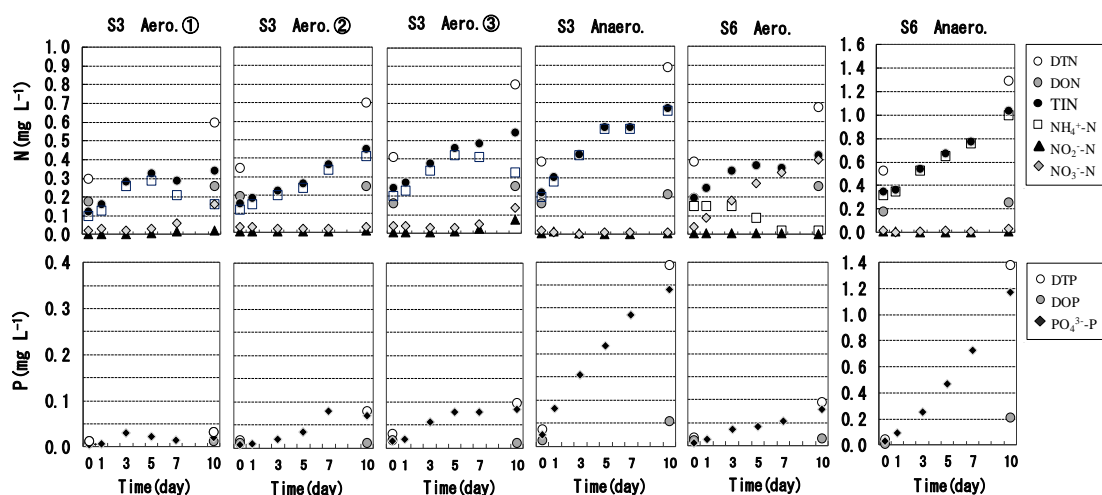


Fig.3 Daily changes in concentrations of DTN, DON, TIN, NO₃-N, NO₂-N, NH₄-N (upper), and DTP, DOP, PO₄-P (lower) in the water overlying the sediment cores (Lake Shinji region).

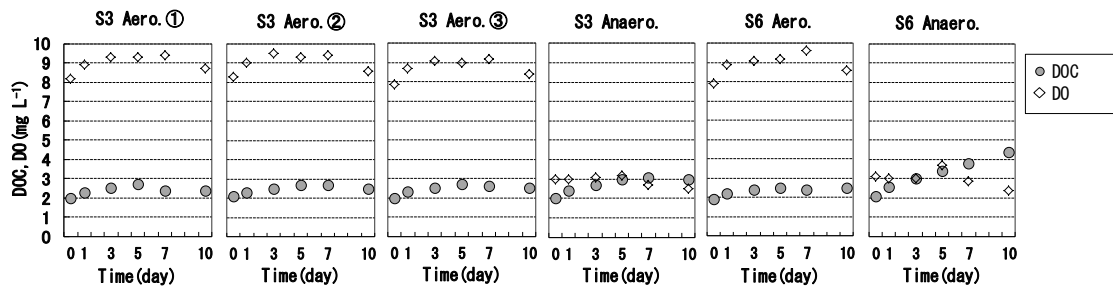


Fig.4 Daily changes in concentrations of DOC and DO in the water overlying sediment cores (Lake Shinji region) .

とから、S6付近では、 $\text{NH}_4\text{-N}$ は、硝化細菌によって底泥表層の酸化層において速やかに硝化されることを示唆している。また、初期状態として 0.15 mg L^{-1} あった $\text{NH}_4\text{-N}$ は、3日間横ばいの後、徐々に減少しており、硝化作用を受けたものと考えられるが、 TIN 濃度の上昇がほぼ同時に落ち込んでいることから、S3同様に、硝化過程において窒素が消失していることが示唆される。一方リンもS3同様に、好気条件下においても $\text{PO}_4\text{-P}$ の溶出が認められた。

一般的にリンは、好気条件下においては、底泥中を拡散移動する過程で、その表層において鉄の酸化物により吸着 (Krom et al.,1980; 原田ら,2006)され溶出しないとされるが、坂田ら (2006) は佐鳴湖底泥 (植物プランクトンの遺骸等有機質に富む) を使った溶出実験結果から、好氣的条件下においてもリンが溶出することを確認し、鉄と係わらない溶出過程の存在を指摘している。また、底泥表面における有機的堆積物の無機化に伴うリンの溶出の報告例 (Hupfer and Lewandowski 2008) もあることから、当該汽水域においても、同様な溶出過程によることが示唆される。両地点ともに溶出実験のなかで、好気条件下における無機態窒素の消失が認められたが、堆積物中における窒素の消失について、Enoksson ら(1990)は、Kattegat 湖で採取した底泥コアを使った溶出実験において、底泥直上水が十分酸素を含む時、大部分の窒素は硝化と脱窒の両方の作用

を受け底泥中で消失する，と報告している。また Kemp ら(1990)も，チェサピーク湾において，硝化と脱窒が同時に起こることが N 負荷の低減化につながり，夏場の脱窒が無い時期にはアンモニアの溶出が最大になることを報告している。本試験の宍道湖底泥において，底泥直上が好氣的で，かつ底泥中の嫌氣的雰囲気の中で，硝化の過程における窒素の消失 ($\text{NH}_4^+ \rightarrow \text{NH}_2\text{OH} \rightarrow \text{N}_2\text{O}$) ，あるいは硝化と脱窒のカップリングによる消失 ($\text{NH}_4^+ \rightarrow \text{NO}_2^- + \text{NO}_3^- \rightarrow \text{N}_2$) は十分考えられる。

2) 嫌気条件

S3 においては， $\text{NH}_4\text{-N}$ 濃度が一次関数的に増加し，その増加量は好気条件下より大きかったが， $\text{NO}_3\text{-N}$ 濃度の増加は全く見られず，嫌気状態における硝化細菌の働きは鈍く硝化は進まないことを示した。一方， $\text{PO}_4\text{-P}$ は好気条件下とは異なり，一次関数的に増加した。

S6 においては，嫌気条件下における $\text{NH}_4\text{-N}$ 濃度の初期濃度は 0.3 mg L^{-1} で，好気条件下における濃度の倍程度であったが， $\text{NH}_4\text{-N}$ 濃度は，S3 同様一次関数的に増加した。一方 $\text{PO}_4\text{-P}$ は，好気条件下における濃度上昇と一変し，急激な濃度上昇を示した。

各水質パラメータの回帰速度

両地点における底泥コア一直上水中の TIN, DON, $\text{PO}_4\text{-P}$, DOP の経日変化 (Fig.3) ，及び DOC の経日変化 (Fig.4) に基づき算出したそれぞれの回帰速度を Table 2 に示す。

Table 2 Fluxes of nitrogen, phosphorus and DOC from benthic sediments.

Water area	Station	DO conditions	DON	TIN	DOP	PO ₄ -P	DOC
			mgN m ⁻² d ⁻¹	mgN m ⁻² d ⁻¹	mgP m ⁻² d ⁻¹	mgP m ⁻² d ⁻¹	mgC m ⁻² d ⁻¹
Lake Shinji	S6	Aero.	3.9	12	0.3	4.0	31
		Anaero.	4.0	38	10	60	120
	S3	Aero. 1	4.2	12	0.3	0.8	22
		Aero. 2	3.3	16	-0.8	4.0	29
		Aero. 3	4.0	18	-0.9	5.0	31
		Anaero.	2.0	26	2.0	20	62

1) 好気条件

S3 好気条件下の各水質パラメータの濃度変化から得られた回帰速度に基づき、単位面積当たりの回帰速度を求めた（以下同様）が、TIN、PO₄-P では、それぞれ 12~18 mgN m⁻² day⁻¹、0.8~5 mgP m⁻² day⁻¹ が得られ、リンにおいてバラツキが大きかった。また DON、DOP はそれぞれ 3.3~4.2 mgN m⁻² day⁻¹、-0.9~0.3 mgP m⁻² day⁻¹ が得られ、DOP での溶出はほとんど無いことを示した。一方 DOC は 22~31 mgC m⁻² day⁻¹ が得られた。S6 好気の TIN の回帰速度は、S3 で得られた最小回帰速度と同じ 12 mgN m⁻² day⁻¹ であった。一方 PO₄-P の回帰速度は S3 における最大値（5 mgP m⁻² day⁻¹）に近い 4 mgP m⁻² day⁻¹ が得られた。また DON は S3 とほぼ同程度（3.9 mgN m⁻² day⁻¹）であり、DOP は S3 の最大値と同じ（0.3 mgP m⁻² day⁻¹）であった。一方 DOC は S3 の最大値と同じ（31 mgC m⁻² day⁻¹）であった。

2) 嫌気条件

次に嫌気条件下においては、S3 の TIN の回帰速度は、好気条件における回帰速度より大きい値（26 mgN m⁻² day⁻¹）が得られた。一方 PO₄-P は好気条件における最大回帰速度の 5 倍の値（20 mgP m⁻² day⁻¹）を示した。また DON は好気条件よりやや低い値（2.0 mgN m⁻² day⁻¹）であったが、DOP は好気条件より高い値（2 mgP m⁻² day⁻¹）となった。一方 DOC は、一転して好気条件より大きく、好気条件最大値の 2 倍（62 mgC m⁻² day⁻¹）となり、窒素・リン同様に、嫌気条件

下において回帰速度が大きくなった。

今回得られた結果は、宍道湖の現場観測に基づいて算出（菅井ら，2012）した回帰速度（TIN， $49 \text{ mgN m}^{-2} \text{ day}^{-1}$ ； $\text{PO}_4\text{-P}$ ， $7.7 \text{ mgP m}^{-2} \text{ day}^{-1}$ ）に比べ、TINにおいて小さく、 $\text{PO}_4\text{-P}$ において大きい数値となった。前報告値は、湖心部を含む 28.5 km^2 という広範囲に渡る平均的な回帰速度であることから、特に DO 濃度に左右されやすい $\text{PO}_4\text{-P}$ にその影響が表れたものと推察される。

S6 嫌気の TIN の回帰速度は、S3 における値より大きく、かつ S6 好気条件の約 3 倍の $38 \text{ mgN m}^{-2} \text{ day}^{-1}$ が得られたが、S3 同様、好気条件と嫌気条件における回帰速度の差は、まさに底泥中における硝化・脱窒に起因する窒素の消失の存在を示すものであり、Enoksson ら (1990) が、窒素の硝化-脱窒が少なければ少ないほどより多くがアンモニアの形で溶出すると報告し、Kemp ら (1990) も、チェサピーク湾において脱窒を阻害することは、アンモニアの再生率の増加を許すことになり、富栄養化への効果を強める、と報告しているように、底層貧酸素化の弊害を示すものと言える。

一方 S6 の $\text{PO}_4\text{-P}$ は、好気条件における回帰速度の 15 倍、S3 の嫌気条件における回帰速度の 3 倍の $60 \text{ mgP m}^{-2} \text{ day}^{-1}$ が得られた。このことは、S6 において、底泥中の有機物から分解生成した $\text{PO}_4\text{-P}$ は、底泥表層の酸化層で鉄の酸化物に吸着され、嫌気条件に移行すると容易に遊離する形態で蓄積していることを示唆している。また有機態では、DON が S3 の 2 倍 ($4.0 \text{ mgN m}^{-2} \text{ day}^{-1}$)、DOP は S3 の 5 倍の高い値 ($10 \text{ mgP m}^{-2} \text{ day}^{-1}$) であった。一方、DOC は S3 同様、一転して好気条件より大きく、好気条件の約 4 倍 ($120 \text{ mgC m}^{-2} \text{ day}^{-1}$) であった。有機物の指標である DOC の回帰速度が S6 において特に大きい数値となったことは、斐伊川からの負荷を直下にうける水域の底質的特徴を示すものと考えられる。

両地点の特性と回帰速度の関係

先ず無機態窒素について観ると、好気条件下では、① $\text{NH}_4\text{-N}$ として溶出した後、硝化反応が進み $\text{NO}_3\text{-N}$ に変化する（宍道湖湖心 S3）、② $\text{NH}_4\text{-N}$ としてではなく $\text{NO}_3\text{-N}$ として溶出する（宍道湖西部 S6）、の2つのパターンがあることを見出した（Fig.3.1 参照）。②のタイプの宍道湖西部（水深 5m）は、湖心部と違って比較的好気的環境に曝されやすいことから、硝化細菌が活性化しやすいことを反映するものと考えられる。一方、嫌気条件下では、いずれも $\text{NH}_4\text{-N}$ として溶出し、ほぼ一次関数的に上昇した。TIN としての回帰速度は、S3、S6 それぞれ 20 及び $38\text{mgN m}^{-2}\text{ day}^{-1}$ であった（Table 2 参照）。

次に無機態リン（ $\text{PO}_4\text{-P}$ ）について観ると、好気条件下においても有意に溶出が認められた（ $0.8\sim 5.0\text{ mgP m}^{-2}\text{ day}^{-1}$ ）。好気条件下におけるリンの溶出については、表層堆積物中有機物の無機化に伴うリンの溶出によるものと推察される。また嫌気条件下では、いずれもほぼ一次関数的上昇を示し（Fig.3.1 参照）、回帰速度は、S3、S6 それぞれ 20 及び $60\text{ mgP m}^{-2}\text{ day}^{-1}$ であった（Table 2 参照）。

一方、有機物の指標 DOC は、好気条件に比べ嫌気条件において回帰速度が 2.2～3.9 倍大きくなり、嫌気下において溶出が進むことが明らかになった。

また、底質の特性として、斐伊川の影響を強く受ける宍道湖西部（S6）では、砂の比率が S3 地点に比べ大きい点が挙げられる（Table 1 参照）。砂の含量が多いことからすれば、底質は本来 S3 地点より良好な状態を呈することが予想されるが、TP 濃度は S3 の倍近く高い値であった。これは、斐伊川から洪水時に排出負荷される粒状物質の影響を強く受けていることを示唆し、S6における DOC、特にリンの回帰速度が S3 に比べて高いことを支持するものと言える（Table 2 参照）。

以上のように、湖底堆積物からの無機態の窒素・リン及び溶存有機物の回帰速度は、両地点の湖底特性を反映することが明らかになった。とりわけ斐伊川

からの排出負荷の影響を強く受ける宍道湖西部の S6 における溶出量が突出して大きいことが明らかになり、今後、内部負荷対策として取り組むべき重要課題と位置づけられた。

まとめ

S3 の好気条件では、窒素については、 $\text{NH}_4\text{-N}$ 濃度が増加したが、S6 の好気条件では、 $\text{NH}_4\text{-N}$ 濃度の上昇は無く、 $\text{NO}_3\text{-N}$ 濃度が一次関数的に上昇した。また、S3、S6 ともに、好気条件下においても $\text{PO}_4\text{-P}$ が溶出することを示した。

嫌気条件では、S3 においては、 $\text{NH}_4\text{-N}$ 濃度の増加量は好気条件下より大きかった。一方、 $\text{PO}_4\text{-P}$ は好気条件下とは異なり、一次関数的に増加した。

S6 においては、 $\text{NH}_4\text{-N}$ 濃度は、S3 同様一次関数的に増加した。一方 $\text{PO}_4\text{-P}$ は、好気条件下における濃度上昇と一変し、急激な濃度上昇を示した。

底質の特性として、S6 では砂の比率が S3 地点に比べ大きいことが分ったが、TP 濃度は S3 の倍近く高い値であった。これは、斐伊川から洪水時に排出負荷される粒状物質の影響を強く受けていることを示唆し、S6 における DOC、特にリンの回帰速度が S3 に比べて高いことを支持する。

斐伊川からの排出負荷の影響を強く受ける S6 における溶出量は特に大きいことが明らかになり、今後、内部負荷対策として取り組むべき重要課題と位置づけられた。

総 括

第 1 章 塩分の変動要因から見た汽水湖宍道湖の流域特性

塩分濃度の長期的変動要因

- ◇ 宍道湖における年平均 Cl^- 濃度は、1990 年から 2013 年の期間で、年間約 19 mg L^{-1} のピッチで上昇していることが分かった。
- ◇ 松江における降雨量は、1990 年から 2013 年の期間において、年間 2.6 mm のピッチで減少していることが分かったが、斐伊川の上島における流量には変化が無いことが分かった。
- ◇ 一方、日本海（美保関）の水位は年々上昇する傾向にあり、1990 年から 2013 年の期間で、年間 1 cm のピッチで上昇していることが分かった。
- ◇ また大橋川を通した宍道湖への高塩水の流入口である、大橋川河口の下層における塩化物イオン濃度は、1990 年から 2013 年の期間において、年間 111 mg L^{-1} のピッチで上昇していることが分かった。
- ◇ これにより、宍道湖における 1990 年以降の Cl^- 濃度の長期的上昇要因は、大橋川を通した、塩分の遡上量が増加していることにあると推察された。
- ◇ このことから、宍道湖・中海水域の水環境を解析していく上で、陸水量の変化だけではなく、日本海の海面水位の変化も注視していく必要があると思われる。

塩分濃度の短期的変動要因

- ◇ 2011 年の 7 月のように、陸水量が増加傾向で宍道湖の塩分が低い時は、大橋川の東西両端の水位差が逆転する時間が少なく（148 時間）、遡上塩水の塩分ピーク高もやや低い。逆に、2013 年の 7 月のように、陸水量が減少傾向で宍道湖の塩分が高い時は、水位差が逆転する時間が多く（306 時間）、加えて塩分

ピーク高がやや高いことが分かった。

◇ 以上のことから、宍道湖の短期的な Cl^- 濃度の増減は、基本的には、大橋川における塩水の遡上量を間接的に決定する斐伊川の流量の多少に依存していることが想定された。

◇ 新伊萱、上島の日流量平均値と S3 の Cl^- 濃度との間には、ともに良い相関が得られ、もっとも両者の関係が良いのは、上島の 80 日間の日流量平均値であることを見いだした。

◇ 得られた回帰式から宍道湖 S3 における Cl^- 濃度を計算した結果、 Cl^- 濃度の振動は大きなずれを生じることなく、概ね再現できることが分かった。このことから、宍道湖における Cl^- 濃度の短期的変動要因は、斐伊川の流量にあることが明確になった。

第 2 章 周辺部河川からの汚濁負荷流入特性

流入水の流量及び水質

◇ (流量) 宍道湖への流入水量は、最大流域面積を持つ斐伊川 ($34.5\text{m}^3 \text{ s}^{-1}$) が最も大きく、流入水の 78% と、全流入水の約 8 割を占めている。

◇ (COD) 斐伊川の COD 値は最も低く、斐伊川以外、宍道湖における環境基準値 3.0 mg L^{-1} を下回る地点はなかった。他地点では、基準値の 1.1~3.4 倍の範囲にあったが、7 地点が基準値の 2 倍を超える濃度であった。

◇ (TN) TN 濃度は山居川が平均値、最大値ともに最も高く、市街地からの負荷を示した。また、最大値は宍道湖西岸の排水機場地点 (Sts. 6, 7, 8) と北岸の岡本川 (St. 25) において高い傾向が見られた。斐伊川の平均 TN 濃度は 32 河川中低い順で 9 位であったが、斐伊川を含め 32 点全てが宍道湖における TN の環境基準値 0.4 mg L^{-1} を超えており、そのうちの 17 地点が基準値の 2 倍を超える濃度であった。

◇ (TIN) 斐伊川を含め、32 地点中 22 地点が、宍道湖における基準値 0.4 mg L^{-1} を超える濃度であった。またそのうちの 10 地点は、基準値の 1.5 倍を超える濃度であるが、宍道湖西岸域の 7 地点はすべてが基準値を超え、かつ基準値の 1.6 ~3.9 倍の濃度であった。TIN 濃度も山居川が最も高いが、TIN のうち $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 濃度の占める割合が 61%、また山居川同様、西岸域の三つの排水樋門 (Sts. 6, 7, 8) における $\text{NH}_4\text{-N}$ 濃度も高く、3 地点平均で 63%と、 $\text{NO}_3\text{-N}$ 濃度に比べ $\text{NH}_4\text{-N}$ 濃度の占める割合が高いことが分かった。山居川のような市街地や、宍道湖西岸域などの田畑や住宅地を背景とする河川において、 $\text{NH}_4\text{-N}$ 濃度の比率が高い傾向がうかがえた。

◇ (TP) TP 濃度も TN 同様、山居川は平均値、最大値ともに最も高い値であった。また TP 濃度の最大値は COD 同様、宍道湖北岸 (St. 21~26) において高い傾向が見られた。斐伊川の TP 濃度は COD 同様、最も低い。しかしながら斐伊川以外全てが宍道湖における TP の環境基準値 0.03 mg L^{-1} を超えており、そのうちの 28 地点が基準値の 2 倍を超えていることが分かった。 $\text{PO}_4\text{-P}$ 濃度は、TP の環境基準値 0.03 mg L^{-1} を超える地点は 32 地点中 7 地点で、TIN に比べると基準値を超える地点数は少なかった。また TIN 濃度の高かった宍道湖西岸域地点においても、 $\text{PO}_4\text{-P}$ 濃度は宍道湖における TP の環境基準値の 0.23~0.65 倍と、TIN 濃度に比べるとその濃度は比較的低いことが分かった。

流入水水質の流域特性

◇ 宍道湖への流入河川、全 32 地点の水質 7 項目を対象に、各平均値に対して、クラスター分析を行ったところ、流入水の水質は 5 つのクラスターに分類された。

COD 値や TN 濃度、TP 濃度等で示される総合的な汚濁の程度の差が分類に反映された。最も汚濁の進んだ河川は南岸の 1 河川で、次に続く汚濁度がかなり

悪い水路が南北それぞれ一地点、そして汚濁度が中程度の河川と汚濁度が相対的に低い河川は、南北ほぼ同数であることが分かった。ただし西岸域においては、特に TN 濃度や NH₄-N 濃度が高い 1 つの河川と、3 つの排水樋門がひとつのクラスターとして分類された。

斐伊川における出水時の水質特性

◇ COD における懸濁態分 (PCOD) の割合は、平水時の 17%が出水時には 75 % に、懸濁態窒素 (PN) は 9 %が 46 %に、また懸濁態リン (PP) は 50 %が 85 % へと、出水時には懸濁態分がそれぞれ大きく増加するが、出水時においてリンは、懸濁態分の割合が窒素に比べ大きくなることが明らかになった。

◇ 平水時においては、溶存性窒素 DTN の 63 %を占める NO₃-N が TIN の 93 % を占めるが、NH₄-N は 10 %未満と、その大半は NO₃-N により占められることが分かった。また出水時においても NO₃-N は TIN の 90 %を占め、TIN の組成はほとんど変わらないことが分かった。

◇ PO₄-P が全体の 9 %であるのに対し、TIN は全体の 62 %と、出水時における TIN の負荷寄与率はリンに比べ極めて大きいことが分かった。

◇ 溶存態分の 67 %を占める NO₃-N は他項目と異なる動態を示した。その濃度上昇は、流量ピークより遅れて出てくる場合が多く、6/29-30(1993)の出水時においては、NO₃-N 濃度のピークは流量ピークの前にあるが、一度下がった濃度が流量ピーク後に、再び徐々に上昇していく状況が伺えた。流域における NO₃-N 濃度の動態は、流域の特性も絡み、単純ではないと推察された。このことから、流域における窒素循環に係る基礎調査として、流域内降雨による負荷の見積もりも含め、ベース水としての降雨が持つ TIN 濃度の、さらに詳細な調査を行っていく必要がある。

流量と負荷量の関係

各河川、水路の流量と負荷量の関係

◇ 本研究においては、LQ 式として一般的な $L=aQ^b$ の形となる、ベキ乗回帰による方法を採用した。

斐伊川本川の流量と負荷量の関係

◇ 出水時データ群と平水時データ群の回帰式における b (傾き) の値に差があることが分かり、全体データから得られる回帰式 (⑤式) を使用して全流量域における負荷量を算出することは、精度上問題があると思われた。

◇ 出水時と平水時のデータ群それぞれの傾きの接点が、窒素は $100 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ 付近にあり、その他の項目は $50 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ 付近にあることを見出した。そこで窒素の平水時データ群における $100 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ 以上のデータについては、出水時データと合わせて扱うこととし、その他の項目においては $50 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ 以上のデータについて、同様に出水時データと合わせて扱うこととした。LQ 式を算定するにあたり、まず窒素は $100 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ 以下のデータ群、その他の項目は $50 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ 以下のデータ群から LQ 式を求め (③式)、その後、出水時データ群から得られる LQ 式が窒素は $100 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ 、その他の項目は $50 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ の位置を通るように LQ 式を求めた (④式)。

斐伊川における各種 LQ 式の評価

◇ LQ 式⑤から得られる負荷量は LQ 式③と④から得られる負荷量より大きく、COD で 2.6~0.7 倍、TN で 1.1~0.9 倍、TIN で 1.1~1.0 倍、TP で 1.9~0.8 倍、 $\text{PO}_4\text{-P}$ で 1.3~1.0 倍と TN、TIN 以外の項目においては大きく差が出ることが分かった。

この結果から、特に COD、TP、 $\text{PO}_4\text{-P}$ においては、全データから得られる LQ 式⑤を使用して全流量域における負荷量を算出することは、精度上問題があると判断された。

周辺からの流出負荷特性

- ◇ 平水時における宍道湖への流入負荷は、流入水量の 78 % を占める斐伊川が、COD, TN, TIN, TP, PO₄-P それぞれにおいて全体の 60 %, 40 %, 62 %, 31 %, 36 % と、高い割合を占めることが分かった。
- ◇ 斐伊川以外の河川からの総流量は 22 % と小さいにもかかわらず、その TN 及び TP の負荷割合はそれぞれ 60 % 及び 69 % を占めることも重要な負荷特性と言え、周辺からの流入負荷対策を考える上で熟考すべき点と考えられた。

周辺からの流入負荷における N : P 比

- ◇ 宍道湖西岸域以外では流入負荷量の平均値における N:P 比は 10~62 で平均 24 であるが、斐伊川の平水時における N:P 比は 75 と窒素の比率がかなり高く、さらに斐伊川を除く西岸域地点は 41~325 (平均 161) と、斐伊川の 2 倍以上高く、宍道湖西岸域地点は PO₄-P 濃度に比べ、TIN 濃度が特異的に高いことが分かった。
- ◇ TIN 負荷の寄与率が高い西岸域においては、湖底泥からの溶出 (内部負荷) によって PO₄-P 濃度の高まる夏~秋に湖内生産の高まりが想定された。
- ◇ 斐伊川の流出負荷における TN:TP 比を見ると、平水時の 29 から出水時には 6.0 と大きく減少していることから、リン負荷は相対的に懸濁態として出水時に高まることが明らかになった。懸濁態として宍道湖に流入したリンは湖底に堆積し、窒素に比べより時間差をもって、二次的に湖水質に影響を与えている可能性が示唆された。

流入水間の流量相関

- ◇ 水位観測所が設置されている St.No.17 と同じく St.No.13 は比較的多くの河川と有意な相関を示し、有意水準 1 % 及び 5 % で、St.No.13 は 27 河川中 19 河川を、

St.No.17 は 12 河川を推算出来ることが分かった。一方、宍道湖北岸においては水位観測所が未設置であるが、同じく有意水準 1%及び 5%で、St.No.24 と St.No.29 の 2 河川で、宍道湖北岸 12 河川すべてを推算出来ることが分かった。

第 3 章. 湖内現場観測による湖底堆積物からの無機栄養塩の回帰速度の評価

現場観測による内部負荷の評価

◇ 8 月 27 日から 30 日にかけての現存量の日変化をプロットし回帰式の傾きを求めた。回帰式の傾きより TIN の回帰速度は $1.4 \times 10^3 \text{ kg day}^{-1}$, $\text{PO}_4\text{-P}$ の回帰速度は $2.2 \times 10^2 \text{ kg day}^{-1}$ と見積もられた。これより、単位面積当たりの回帰速度を求めると、TIN は $49 \text{ mgN m}^{-2} \text{ day}^{-1}$, $\text{PO}_4\text{-P}$ は $7.7 \text{ mgP m}^{-2} \text{ day}^{-1}$ となった。したがって、その N:P 比は 6.4 と計算された。

回帰速度の N:P 比

◇ 今回得られた無機栄養塩回帰速度の N:P 比 6.4 は、上層湖水の懸濁態 N:P 比の 7.9 よりやや小さく、この時期 (8 月)、上層湖水中の一次生産につながる栄養塩負荷として、底層からの無機栄養塩負荷は、相対的に窒素負荷よりリン負荷がやや大きいことが推察された。

第 4 章 室内実験による湖底堆積物からの窒素、リン及び DOC の回帰速度の

評価

各水域における底質の特性

◇ 斐伊川の影響を強く受ける宍道湖西部 (S6) では、砂の比率が S3 地点 (0.1 ~ 2.1 %) に比べ大き (9.9 %) かったが、TP ($1.1 \text{ mgP g-dry}^{-1}$) は宍道湖湖心 S3 ($0.67 \text{ mgP g-dry}^{-1}$) の倍近く高い値であった。また、TS(AVS)は、S6 で $1.8 \text{ mgS g-dry}^{-1}$, S3 で $2.3 \text{ mgS g-dry}^{-1}$ と比較的高く、宍道湖程度の塩分 (S6: 5.7psu; S3:

7.2psu) が存在すれば、硫酸還元は十分に起こることを示した。

水質パラメータの時系列変化

1) 好気条件

- ◇ S3 の好気条件では、窒素については、 $\text{NH}_4\text{-N}$ 濃度が増加した。また、好気条件下においても $\text{PO}_4\text{-P}$ が溶出することを示した。
- ◇ S6 の好気条件では、 $\text{NH}_4\text{-N}$ 濃度の上昇は無く、 $\text{NO}_3\text{-N}$ 濃度が一次関数的に上昇した。S6 付近では、 $\text{NH}_4\text{-N}$ は、硝化細菌によって底泥表層の酸化層において速やかに硝化されることを示唆している。
- ◇ また S3 同様に、好気条件下においても $\text{PO}_4\text{-P}$ の溶出が認められた。

2) 嫌気条件

- ◇ S3 においては、 $\text{NH}_4\text{-N}$ 濃度が一次関数的に増加し、その増加量は好気条件下より大きかった。一方、 $\text{PO}_4\text{-P}$ は好気条件下とは異なり、一次関数的に増加した。
- ◇ S6 においては、 $\text{NH}_4\text{-N}$ 濃度は、S3 同様一次関数的に増加した。一方 $\text{PO}_4\text{-P}$ は、好気条件下における濃度上昇と一変し、急激な濃度上昇を示した。

各水質パラメータの回帰速度

1) 好気条件

- ◇ S3 においては、TIN, $\text{PO}_4\text{-P}$ では、それぞれ $12\sim 18 \text{ mgN m}^{-2} \text{ day}^{-1}$, $0.8\sim 5 \text{ mgP m}^{-2} \text{ day}^{-1}$ が得られた。DON, DOP はそれぞれ $3.3\sim 4.2 \text{ mgN m}^{-2} \text{ day}^{-1}$, $-0.9\sim 0.3 \text{ mgP m}^{-2} \text{ day}^{-1}$ が得られ、DOP での溶出はほとんど無いことを示した。
- ◇ DOC は $22\sim 31 \text{ mgC m}^{-2} \text{ day}^{-1}$ が得られた。
- ◇ S6 においては、TIN は、 $12 \text{ mgN m}^{-2} \text{ day}^{-1}$ であった。一方 $\text{PO}_4\text{-P}$ の回帰速度

は $4 \text{ mgP m}^{-2} \text{ day}^{-1}$ が得られた。DON は $3.9 \text{ mgN m}^{-2} \text{ day}^{-1}$ であり、DOP は $0.3 \text{ mgP m}^{-2} \text{ day}^{-1}$ であった。

◇ DOC は $31 \text{ mgC m}^{-2} \text{ day}^{-1}$ であった。

2) 嫌気条件

◇ S3 においては、TIN は、好気条件における回帰速度より大きい値 $26 \text{ mgN m}^{-2} \text{ day}^{-1}$ が得られた。PO₄-P は好気条件における最大回帰速度の 5 倍の値 $20 \text{ mgP m}^{-2} \text{ day}^{-1}$ を示した。DON は好気条件よりやや低い $2.0 \text{ mgN m}^{-2} \text{ day}^{-1}$ であったが、DOP は好気条件より高い $2 \text{ mgP m}^{-2} \text{ day}^{-1}$ となった。

◇ DOC は、一転して好気条件より大きく、好気条件最大値の 2 倍の $62 \text{ mgC m}^{-2} \text{ day}^{-1}$ となり窒素・リン同様に、嫌気条件下において回帰速度が大きくなった。

◇ S6 においては、TIN は S3 における値より大きく、かつ S6 好気条件の約 3 倍の $38 \text{ mgN m}^{-2} \text{ day}^{-1}$ が得られた。PO₄-P は、好気条件における回帰速度の 15 倍、S3 の嫌気条件における回帰速度の 3 倍の $60 \text{ mgP m}^{-2} \text{ day}^{-1}$ が得られた。

◇ このことは、底泥中の有機物から分解生成した PO₄-P は、底泥表層の酸化層で鉄の酸化物に吸着され、嫌気条件に移行すると容易に遊離する形態で蓄積していることを示唆している。

◇ DON が S3 の 2 倍 ($4.0 \text{ mgN m}^{-2} \text{ day}^{-1}$)、DOP は S3 の 5 倍の高い値 ($10 \text{ mgP m}^{-2} \text{ day}^{-1}$) であった。

◇ DOC は S3 同様、一転して好気条件より大きく、好気条件の約 4 倍 ($120 \text{ mgC m}^{-2} \text{ day}^{-1}$) であった。有機物の指標である DOC の回帰速度が S6 において特に大きい数値となったことは、斐伊川からの負荷を直下にうける水域の底質的特徴を示すものと考えられる。

両地点の特性と回帰速度の関係

◇ 好気条件下の S3 においては、 $\text{NH}_4\text{-N}$ として溶出した後、硝化反応が進み $\text{NO}_3\text{-N}$ に変化する。

◇ 好気条件下の S6 においては、 $\text{NH}_4\text{-N}$ としてではなく $\text{NO}_3\text{-N}$ として溶出することが分った。S6 は、湖心部と違って比較的好気的環境に曝されやすいことから、硝化細菌が活性化しやすいことを反映するものと考えられる。嫌気条件下では、いずれも $\text{NH}_4\text{-N}$ として溶出し、ほぼ一次関数的に上昇した。

◇ 好気条件下においても有意に $\text{PO}_4\text{-P}$ の溶出が認められた。好気条件下におけるリンの溶出については、表層堆積物中の有機物の無機化に伴うリンの溶出によるものと推察される。また嫌気条件下では、いずれもほぼ一次関数的に上昇を示した。

◇ DOC は、好気条件に比べ嫌気条件において回帰速度が 2.2~3.9 倍大きくなり、嫌気下において溶出が進むことが明らかになった。

◇ 底質の特性として、S6 では砂の比率が S3 地点に比べ大きいことが分ったが、TP 濃度は S3 の倍近く高い値であった。

◇ これは、斐伊川から洪水時に排出負荷される粒状物質の影響を強く受けていることを示唆し、S6 における DOC、特にリンの回帰速度が S3 に比べて高いことを支持する

◇ 湖底堆積物からの無機態の窒素・リン及び溶存有機物の回帰速度は、両地点の湖底特性を反映することが明らかになった。

◇ 斐伊川からの排出負荷の影響を強く受ける S6 における溶出量は特に大きいことが明らかになり、今後、内部負荷対策として取り組むべき重要課題と位置づけられた。

まとめ

日本海の海面水位の上昇が、宍道湖の塩分の長期的変動の要因であると推察され、海面水位の変化が、本水域に影響を与えることが分かった。また、宍道湖の塩分の短期的変動は、斐伊川の流量 80 日間の日平均流量に大きく依っていることが明確になった。

宍道湖周辺の 24 河川及び 5 小水路における、流量と水質負荷量の関係式、 $L=aQ^b$ を求めることにより、流量値からの負荷量の推算を可能にした。斐伊川の $L=aQ^b$ 式において、 b の値(傾き)が平水時に比べ出水時において、TIN 以外は明らかに大きく、出水時に負荷が増大することが分かった。

斐伊川を除く宍道湖西岸域地点からの流入水の TIN :PO₄-P 比は、他の河川に比べ特異的に高いことが分かったが、斐伊川の流入負荷における TN:TP 比は、平水時の 29 が出水時には 6.0 に減少し、リンの負荷は相対的に出水時において高まることが明らかになった。

8 月の湖央部における水質の連続現場観測により、湖底層からの回帰速度は、全無機態窒素が $49 \text{ mgN m}^{-2} \text{ day}^{-1}$ 、リン酸態リンは $7.7 \text{ mgP m}^{-2} \text{ day}^{-1}$ であり、その N:P 比は 6.4 と計算された。この結果から、夏期における内部負荷は、相対的に窒素負荷よりリン負荷がやや大きいことが推察された。

S6 の好気条件では、NH₄-N ではなく NO₃-N が溶出することが明らかになった。また、S3、S6 とともに、好気条件下においても PO₄-P が溶出することが明らかになった。嫌気条件下においては、S3 では NH₄-N の溶出量は好気条件下より大きかった。一方、PO₄-P は好気条件下とは異なり、一次関数的に溶出し、S6 では、好気条件下における濃度上昇と一変し、急激に溶出することが分かった。

斐伊川からの排出負荷の影響を強く受ける S6 における溶出量は特に大きいことが明らかになり、今後、内部負荷対策として取り組むべき重要課題と位置づけられた。

摘 要

塩分の変動要因から見た汽水湖宍道湖の流域特性

宍道湖の塩分濃度は上昇傾向にあるが、日本海(美保関)の海面水位が、1990年～2013年において、0.01 m/年のピッチで上昇しており、この日本海の海面水位の上昇に伴う海水の遡上量の増加が、宍道湖の塩分の長期的変動の要因であると推察された。また、新伊萱、上島流量観測所における80日間の日平均流量と、宍道湖湖心部におけるCl⁻濃度との間に良い相関が見られ、宍道湖のCl⁻濃度の短期的変動は、斐伊川の流量値だけで良好に再現できることが分かった。このことから、宍道湖の塩分の短期的変動は、斐伊川の流量に大きく依っていることが明確になった。

周辺部河川からの汚濁負荷流入特性

宍道湖周辺の24河川及び5小水路における、流量と水質負荷量の関係式として、最小二乗法によりべき乗形の $L=aQ^b$ による回帰式を求めたが、斐伊川の $L=aQ^b$ 式において、 b の値(傾き)が平水時に比べて出水時においてTIN以外は、明らかに大きくなることが分かった。

斐伊川による宍道湖への流入水量は全体の78%を占めたが、COD、TN、TIN、TP及びPO₄-Pの負荷割合はそれぞれ、全体の60%、40%、62%、31%、36%であった。このように、斐伊川以外の河川からの総水量は約20%と小さいにもかかわらず、それらのTN及びTP負荷は高い割合を占めることが明らかになった。宍道湖への流入河川32地区の水質7項目の平均値に対して、クラスター分析を行ったところ、流入水の水質は5つのクラスターに分類されたが、斐伊川を除く宍道湖西岸域地点からの流入水のTIN:PO₄-P比は、他の河川に比べ特異的に高いことが分かった。

また斐伊川からの流入負荷においてリンは、COD、窒素に比べ、平水時、出

水時ともに懸濁態の比率が高いことが分かったが、斐伊川の流入負荷における TN:TP 比は、平水時の 29 が出水時には 6.0 に減少し、リンの負荷は相対的に出水時において高まることが明らかになった。

湖内現場観測による湖底堆積物からの無機栄養塩の回帰速度の評価

汽水湖である宍道湖では、潮汐変動にともない、大橋川から高塩分水が遡上し、底層に塩分底成層を形成する。本研究では、その塩分底成層の深層（躍層以深の高塩分層）への無機栄養塩の回帰速度を明らかにすることを目的とし、現場観測を行った。300 ml 容の注射筒を用いた多層採水器を作製し、湖央部の 5 地点において湖底上 0.2, 0.4, 0.6, 0.8 および 1.0 m の各層から同時採水した。試水中のアンモニア態窒素、亜硝酸態窒素、硝酸態窒素およびリン酸態リンを定量分析し、得られた無機栄養塩濃度に基づき栄養塩の現存量を計算した。現存量の変化より、湖央部における栄養塩回帰速度を算出した。このように求めた栄養塩回帰速度は、アンモニア態窒素、亜硝酸態窒素および硝酸態窒素の和の全無機態窒素として $49 \text{ mgN m}^{-2} \text{ day}^{-1}$ 、リン酸態リンとして $7.7 \text{ mgP m}^{-2} \text{ day}^{-1}$ であった。したがって、その N:P 比は 6.4 と計算された。

室内実験による湖底堆積物からの窒素、リン及び DOC の回帰速度の評価

汽水湖である宍道湖において、湖底堆積物からの窒素、リン、DCOD 及び DOC の回帰速度の特性を明らかにすることを目的とし、2 地点の柱状底泥による室内溶出実験を行った。好気条件下では、宍道湖西部において、窒素は $\text{NO}_3\text{-N}$ で溶出することが明らかになった。また、好気条件下においても $\text{PO}_4\text{-P}$ の溶出が認められた。一方、嫌気条件下では、窒素・リンともに回帰速度は増大した。また DCOD、DOC も、ともに、好気条件に比べ嫌気条件において回帰速度が大きくなることを見出された。

Summary

Salinity fluctuation factor in the brackish Lake Shinji.

Increase in the flux of highly saline water to Lake Shinji due to the rise of the sea level, which was found to have increased by 13.6 cm during the last 34 years, was presumed to be the cause of the upward trend in the salinity of the lake. A good correlation was observed between 80 days mean of the day flow rate in Kamishima and chloride ion concentrations in Lake Shinji (st.S3). Short-term fluctuations in chloride ion concentration in Lake Shinji could be determined using the flow rate in Kamishima. This clarified that short-term fluctuations in the salinity of Lake Shinji relies significantly on the flow rate of Hii River.

Inflow characteristics of Pollutant Loads from the surrounding rivers into L.Shinji.

In this study, the L-Q equations for rivers and drains, flowing into Lake Shinji were determined by applying the least-squares method to logarithmic regression curves based on data of loadings and flows. We made clear that “b” in the expression of $L=a \cdot Q^b$ were higher than under flood flow conditions than those of under normal flow conditions except for TIN.

The percentages of the pollutant loadings from Hii River to Lake Shinji were 60, 40, 62, 31 and 36% for COD, TN, TIN, TP and PO₄-P respectively. (However, the mean concentrations of COD and TP in Hii River were lowest than those of other rivers.) As a result of cluster analysis, rivers were divided into five groups, based on the viewpoint of water qualities. And it revealed that the TIN/PO₄-P ratio in inflows of west bank region point of Lake Shinji (except for Hii River) were specifically higher than those of other

rivers.

The percentages of the particulate portion of phosphorus(PP) in Hii River under both flood flow conditions and normal flow conditions were higher than those of COD and TN. And it was found that the TN/TP ratio was smaller under flood flow conditions(6.0) than that under normal flow conditions(29), which showed relatively phosphorus loadings were increases under flood flow conditions.

Fluxes of inorganic nutrients from bottom sediments in the brackish Lake Shinji.

To clarify the fluxes of nutrients from bottom sediments in the stratified and eutrophic brackish Lake Shinji, surveys were conducted from 26 August to 1 September 2002. Investigations of the vertical distribution of nutrients were carried out at five stations in the central basin of the lake. Using a handmade water sampler with 300 ml disposable syringes, bottom waters were collected simultaneously from 0.2, 0.4, 0.6, 0.8 and 1.0 m above the lake bottom. Water samples were analyzed for ammonia, nitrite, nitrate, and phosphate phosphorus ($\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$). Total inorganic nitrogen (TIN) was calculated as the sum of ammonia, nitrite and nitrate. Fluxes of TIN and $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$ from the bottom sediments were calculated at $49 \text{ mgN m}^{-2} \text{ day}^{-1}$ and $7.7 \text{ mgP m}^{-2} \text{ day}^{-1}$, respectively, from temporal changes in nutrient concentrations. Thus, the N:P ratio of inorganic nutrient fluxes from the bottom was calculated at 6.4.

Evaluation of the fluxes of nitrogen, phosphorus, DCOD and DOC from bottom sediments in the brackish lake Shinji.

Fluxes of nitrogen, phosphorus and dissolved organic carbon (DOC) from benthic sediments were investigated in brackish lakes Shinji. Fluxes were estimated in

laboratory experiments using intact sediment cores that had been collected from two sites in the lakes. In aerobic conditions, nitrate (NO_3^- -N) was released from the sediment in western Lake Shinji. The release of phosphate (PO_4^{3-} -P) from benthic sediments in Lake Shinji was observed under both anaerobic and aerobic conditions. In anaerobic conditions, sediment flux of both nitrogen and phosphorus increased substantially.

Additionally, we found that the flux of DOC under anaerobic conditions was several fold higher than under aerobic conditions.

引用文献

- Enoksson, V., F. Sörensson, W. Granéli (1990) : Nitrogen Transformations in the Kattegat.,
Ambio., 19 : 159-166
- Fisher, T.R., P.R. Carlson, R.T. Barber (1982) : Sediment Nutrient Regeneration in three
North Carolina Estuaries, Estuarine, Coastal and shelf Science , 14 : 101-116.
- 阿部信一郎・南雲 保・田中次郎 (2002) : ロジスティックモデルによる河川付
着藻類群落の量的動態の解析. 陸水学雑誌, 63 : 209-213.
- Ishitobi Y., M. Kawatsu, H. Kamiya, K. Hayashi, H. Esumi (1988) : Estimation of water
quality and nutrient loads in the hii river by semi-daily sampling., Jpn.J.Limnol., 49 :
11-17.
- Ishitobi Yu., H. Kamiya, K. Hayashi and M. Gomyoda (1989) ; The tidal exchange in
Lake Shinji under low discharge conditions. Jpn.J.Limnol., 50 : 105-113
- Ishitobi Yu., H. Kamiya, K. Yokoyama, M. Kumagai and S. Okuda (1999) ; Physical
conditions of saline water intrusion into a coastal lagoon, Lake Shinji, Japan.
Jpn.J.Limnol., 60 : 439-452.
- 岩田杉夫・遠藤忠嗣・井上隆信・横田久里子・大久保陽子 (2013) : 中小河川か
らの栄養塩負荷の流出特性. 水環境学会誌, 36 : 39-47.
- 内田朝子・大八木麻希・加藤元海・中西正己 (2013) : 矢作川の生態系を支える
付着藻類の栄養状態. 陸水学雑誌, 74 : 63-72.
- 梅本 諭・駒井幸雄・井上隆信 (2001) : 都市域, 山林域における湿性降水物お
よび全大気降水物による窒素, リンの負荷量. 水質汚濁研究, 24 : 300-307.
- 海老瀬潜一 (1981) : 霞ヶ浦流入河川の流出負荷量変化とその評価. 国立公害研究
所研究報告, 21. : 2-130.
- 海老瀬潜一 (1984) : 霞ヶ浦流入河川による総流入負荷量の評価. 国立公害研究所
研究報告, 50 : 59-88.

- 海老瀬潜一 (1985) : 降雨による土壌層から河川への NO_3^- の排出. 衛生工学研究論文集, 21 : 57-68.
- 海老瀬潜一 (1986) : 陰イオン物質流出動態の土地利用形態による相違. 水理講演会論文集, 30 : 37-42.
- 海老瀬潜一・宗宮 功・大楽尚史 (1979) : 市街地河川における降雨時流出負荷量の変化特性. 水質汚濁研究, 2 : 33-44.
- M.Hupfer., J.Lewandowski (2008) : Oxygen Controls the phosphorus release from lake sediments - a long-lasting paradigm in limnology., *Internat. Rev. Hydrobiol.*, 93 : 415-432.
- 大槻 均 (2000) : 琵琶湖の水質と面源負荷. 環境技術, 29 : 502-508.
- 落合久栄・菅井隆吉 (1981) : 斐伊川における出水時の汚濁流出について (I) . 用水と廃水, 23 : 59-65.
- 嘉藤健二・神門利之・景山明彦・芦谷 亮・三島幸司・神谷宏・朱 根海・大谷修司・石飛 裕(2004) : 水質の年間変動と植物プランクトンの C:N:P 比から見た中海における赤潮発生. 陸水学雑誌, 65 : 69-82.
- Kamiya H., Y. Kano, K. Mishima, K. Yoshioka, O. Mitamura and Y. Ishitobi (2008) ; Estimation of long-term variation in nutrient loads from the Hii River by comparing the change in observed and calculated loads in the catchment. *Landscape Ecological Engineering*, 4 : 39-46.
- 神谷 宏・石飛 裕・井上徹教・中村由行・山室直澄(1996) : 夏期の宍道湖の底層水に蓄積する栄養塩の起源. 陸水学雑誌, 57 : 313-326.
- 神谷 宏・石飛 裕・井上徹教・中村由行・山室直澄(2001) : 富栄養化した汽水湖沼における高水温・貧酸素時の堆積物からの溶存有機態リン (DOP) とリン酸の溶出. 陸水学雑誌, 62 : 11-21.
- 神谷宏・石飛裕・井上徹教・中村由行・山室真澄 (1996) : 夏季の宍道湖底層水

- に蓄積する栄養塩の起源. 陸水学雑誌, 57 : 313-326.
- 國松孝男・須戸 幹 (1993) : 山地河川の窒素・リン・COD の濃度とその変動特性
—森林 (油日岳実験流域) からの汚濁負荷流出機構(I)—. 農土論集, 166 :
35-44.
- 黒田久雄・田淵俊雄・菊池英樹・鈴木正道 (1991) : 森林小集水域における流出
水の濃度と流出負荷. 農業土木学会論文集, 154 : 25-35.
- Krom, M. D., R. A. Berner (1980) : Adsorption of phosphate in anoxic marine
sediments., *Limnol. Oceanogr.*25 : 797-806.
- 建設省 (1979) : 1978 年度 河川現況調査 中国地方編, 建設省 中国地方建設局
建設省 (1986) : 建設省河川砂防技術基準(案)調査編, 日本河川協会
- Kemp, W.M., P. Sampou, J. Caffrey, M. Mayer, K. Henriksen, W.R. Boynton (1990):
Ammonium recycling versus denitrifications in Chesapeake Bay sediments., *Limnol.
Oceanogr.*,35 : 1545-1563.
- 国土交通省出雲河川事務所(1996-2008) : 斐伊川水系水質測定結果報告書 平成 8
年～平成 20 年.
- 国土交通省出雲河川事務所(2002) : 宍道湖湖心水質自動観測所 月報, 平成 14 年.
国土交通省出雲河川事務所(2005) : 中海・宍道湖の水環境, 平成 17 年 3 月.
- 木平英一・楊宗興・戸田任重・八木一行・窪田順平・塚本良則 (1997) : 森林流
域谷底部土壌の脱窒作用—NO₃⁻-N 窒素安定同位体比による解析—. 日林誌,
79 : 83-88.
- 近藤 正・三沢真一・豊田 勝 (1993) : 代かき田植時期の N,P 成分の流出特性
について. 農業土木学会論文集, 164 : 147-155.
- 坂田昌弘・谷 幸則・宮田直幸・岩堀恵祐(2006) : 佐鳴湖底泥からの窒素・リン・
COD 負荷量の評価. 水環境学会誌, 29 : 789-795.
- Jensen, M.H., E. Lomstein, J. Sørensen (1990) : Benthic NH₄⁺ and NO₃⁻ flux following

sedimentation of a spring phytoplankton bloom in Aarhus Bight, Denmark.

Mar.Ecol.Prog.Ser.61 : 87-96.

島根県 (2010) : 宍道湖に係わる湖沼水質保全計画, 島根県

島根県(1979) : 中海・宍道湖の水質保全に関する調査報告書 (第5報) : 18-25.

菅井隆吉(1986) : 宍道湖における微成層の形成とその変化. 陸水学雑誌, 47 :
315-324.

菅井隆吉(1988) : 汽水湖宍道湖におけるアオコの発生状況について. 水, 30(4) :
61-65.

清家 泰・奥村 稔・藤永 薫・黒住誠司(1997) : 汽水湖中海における貧酸素水塊形成時の硝化・脱窒. 沿岸海洋研究, 35 : 27-33.

清家 泰・奥村 稔・藤永 薫・黒住誠司(1997) : 汽水湖中海における貧酸素水塊形成時の硝化・脱窒素. 沿岸海洋研究,35 : 27-33

清家 泰・近藤邦男・伊達善夫・石田祐三郎(1986a) : 汽水湖・中海における窒素代謝Ⅰ-植物プランクトンによる無機態窒素の取り込み-. 陸水学雑誌, 47 :
121-132

清家 泰・近藤邦男・伊達善夫・石田祐三郎(1986a) : 汽水湖・中海における窒素代謝Ⅱ-夏期における底泥表層部での窒素特性, 陸水学雑誌, 47 : 133-141.

清家 泰・近藤邦男・伊達善夫・石田祐三郎(1986b) : 汽水湖・中海における窒素代謝Ⅱ-夏期における底泥表層部での脱窒特性-. 陸水学雑誌,47:121-132

清家 泰・近藤邦男・伊達善夫・石田祐三郎(1986b) : 汽水湖・中海における窒素代謝Ⅲ-低酸素濃度下における硝化・脱窒. 陸水学雑誌, 47 : 269-278.

Senga, Y., Mochida, K., Okamoto, N., Fukumori, R., and Seike, Y. (2002): Nitrous oxide in brackish Lake Nakaumi, Japan II: the role of nitrification and denitrification in N₂O accumulation., *Limnology*, 3: 21-27.

Senga, Y., Seike, Y., Mochida, K., Fujinaga K., and Okumura M., (2001): Nitrous oxide

in brackish Lake Nakaumi, Japan., *Limnology*, 2: 129-136.

高島英二郎・田中宏明・中村栄一 (1995) : 手賀沼流入河川における汚濁負荷量の流出特性および年間負荷量の把握. *水環境学会誌*, 18 : 297-306.

高橋順二・長谷部均・白谷栄作・吉永育生 (2000) : 河川流域における降雨時流出負荷量の算定に及ぼす影響要因. *水文・水資源学会誌*, 13 : 216-226

武田育郎・国松孝男・小林慎太郎・丸山利輔 (1990) : 降雨時における水田群からの汚濁負荷流出 -水田群からの汚濁負荷流出に関する研究(I)-. *農業土木学会論文集*, 147 : 79-85.

武田育郎・国松孝男・小林慎太郎・丸山利輔 (1991) : 水系における水田群の汚濁物質の収支と流出負荷量 -水田群からの汚濁負荷流出に関する研究(II)-. *農業土木学会論文集*, 153 : 63-72.

多田明夫・田中丸治哉・畑 武志 (2006) : 集水域からの流出負荷量の推定法とその不確かさについて. *農業土木学会論文集*, 245 : 109-122.

田渕俊雄・高村義親・久保田治夫・鈴木誠治 (1979) : 水田における窒素, リン濃度とその流出入. *農業土木学会誌*, 47 : 859-864.

田渕俊雄・黒田久雄 (1993) : LQ 式による流出負荷量算出に与える測定頻度の影響. *農土論集*, 164 : 1-9.

田渕俊雄・林 寛司 (1987) : 流量・負荷量関係式の信頼性について. *農土論集*, 131 : 11-18.

中村高志・風間ふたば (2010) : 扇状地河川における出水時の硝酸イオン流出～水の酸素安定同位体比を用いた検討～. *水環境学会誌*, 33 : 11-16.

原田加奈子・岩崎健次・古里栄一・浅枝 隆(2006) : 貯水池底層部における鉄とリンの挙動について. *水環境学会誌*, 29 : 327-332.

平田健正・村岡公爾 (1991) : 筑波森林試験地における土壌水質および渓流水質の季節変化について. *水工学論文集*, 35 : 105-110.

- 宮廻隆洋・管原庄吾・田林 雄・大城 等・小山維尊・中島結衣・神谷 宏・清家 泰 (2014) : 島根県東部を流れる斐伊川における実測負荷と二次の LQ 式を用いた計算負荷量との比較.陸水学雑誌, 75 : 151-159.
- Moore,P.A.,Jr.,K.R.Reddy,D.A.Graetz(1991) : Phosphorus Geochemistry in the Sediment-Water Column of a Hypereutrophic lake., Journal Environmental Qual.,20 : 869-875.
- 森 和紀 (2000) : 地球温暖化と陸水環境の変化ーとくに河川の水文特性への影響を中心にー.陸水学雑誌, 61 : 51-58.
- 森田弘昭・山田幸男・安中徳二 (1985) : 洪水時に湖に流入する粒子性栄養塩の挙動.水質汚濁研究, 8 : 233-238.
- 山口高志・吉川勝秀 (1978) : 河川の水質・汚濁負荷量に関する研究 (I) .国立公害研究所研究報告, 151 : 89-141
- 山口高志・吉川勝秀 (1980) : 河川の水質・汚濁負荷量に関する研究 (II) .国立公害研究所研究報告, 154 : 1-43
- Reay ,W.G., D.L.Gallagher, G.M.Jr. (1995) : Sediment-water column oxygen and nutrient fluxes in nearshore environments of the lower Delmarva Peninsula, USA. Mar. Ecol. Prog. Ser., 118 : 215-227.
- 和田桂子・藤井慈穂 (2006) : 雨天時における路面排水の水質特性および汚濁負荷の流出挙動に関する研究.水質汚濁研究, 29 : 699-704.
- 和田安彦・三浦浩之 (1996) : 湖沼集水域での汚濁負荷の発生とその制御.水環境学会誌, 19 : 161-169.

論文目録

(1) 関連論文

題目 汽水湖宍道湖における湖底堆積物からの無機栄養塩の回帰速度

著者名 菅井隆吉, 西尾正博, 溝山 勇, 清家 泰

学術雑誌名 陸水学雑誌, 第73巻, 第3号, 179-186頁

発行年月 2012年12月

(2) 関連論文

題目 周辺部河川からの宍道湖への汚濁負荷流入特性

著者名 菅井隆吉, 溝山 勇, 管原庄吾, 清家 泰

学術雑誌名 陸水学雑誌, 第77巻, 第2号

発行年月 2016年5月

(3) 関連論文

題目 二つの繋がった汽水湖における湖底堆積物からの窒素、リン及び
DOCの回帰速度からみた水域の特性評価

著者名 菅井隆吉, 伊藤 健, 西尾正博, 溝山 勇, 管原庄吾, 清家 泰

学術雑誌名 陸水学雑誌, 第76巻, 第1号, 35-44頁

発行年月 2015年1月

(4) 関連論文

題目 Salinity fluctuation factor in the brackish Lake Shinji.

著者名 菅井隆吉, 管原庄吾, 清家 泰

学術雑誌名 Laguna (汽水域研究)

発行年月 準備中

(5) 参考論文

題目 汽水湖「宍道湖」におけるアオコの発生状況について

著者名 菅井隆吉

学術雑誌名 水, 第30巻, 第4号, 61-65頁

発行年月 1988年3月

(6) 参考論文

題目 宍道湖における微成層の形成とその変化

著者名 菅井隆吉, 牟田口勝平, 松本宗人

学術雑誌名 陸水学雑誌, 第47巻, 第4号, 315-324頁

発行年月 1986年10月

(7) 参考論文

題目 斐伊川における出水時の汚濁流出について (I)

著者名 落合久栄, 菅井隆吉

学術雑誌名 用水と廃水, Vol.23, No.11, 59-65頁

発行年月 1981年11月

謝 辞

本研究を遂行するにあたり、始終御懇篤なるご指導、御校閲を賜った島根大学総合理工学研究科清家 泰教授に深甚なる感謝の意を表します。またご支援を賜った、国土交通省中国地方整備局 溝山 勇様、伊藤 健様、西尾正博様ならびに、資料の提供を賜った国土交通省出雲河川事務所の関係各位には心より感謝申し上げます。また本研究を遂行するにあたり、暖かいご協力を賜った島根大学総合理工学研究科管原庄吾助教に心より感謝申し上げます。さらに、社団法人中国建設弘済会出雲支部試験室（現、株式会社 CM エンジニアリング）の歴代の皆様方には、本研究を支えていただきましたこと、心より感謝申し上げます。同じくご支援を賜った、同広島支部試験室（同）金岡裕子氏に、心より感謝申し上げます。