

澱粉排液の畑地還元が濤沸湖における窒素循環に与える影響

吉田 浩平¹⁾・笠井 穂の香²⁾・吉田 磨^{1,2,3,*}

Effects of Farm returning from Potato Waste Fluid on Nitrogen Cycle in lake Tofutsu

Kouhei YOSHIDA¹⁾, Honoka KASAI²⁾ and Osamu YOSHIDA^{1,2,3,*}
(Accepted 21 July 2014)

1. はじめに

1.1. 濤沸湖

濤沸湖は北海道網走市と小清水町にまたがっており、湖の北西端でオホーツク海と繋がっている汽水湖である。ガン、カモ類を始めとする多くの野鳥が飛来する湖で、ラムサール条約登録湿地になっている。面積は約9 km²、岸辺の総延長は約27.5 kmで、水深は平均1.1 m、最深部でも2.5 mと比較的浅い湖である。湖には5本の河川が流入し、湖周辺には総面積約1.18 km²の湿原が広がっている。流入河川周辺にはハンノキ林が分布し、湿原は主にスゲ群落とヨシ群落で占められ、これにガマやフトイが加わる。汽水部にはアッケシソウやオオシバナなどが生育する塩生湿地も分布する。湿原では古くから牛馬が放牧され、家畜の選択的採食によってヒオウギアヤメやハマナス、センダイハギなどが優先する群落がパッチ状に成立している。湖の後背部には農業地帯が広がっており、小麦、バレイショ、甜菜を中心とした畑作が営まれている [網走市・小清水町 Web-site; <http://www.tofutsu-ko.jp>, 2014/2/4]。

また、濤沸湖には毎年2-3万羽のカモ類が飛来している [網走市 Web-site; <http://www.city.abashiri.hokkaido.jp>, 2014/2/4]。ラムサール条約登録湿地である佐潟湖ではリン上昇の70%、窒素上昇の30%は渡り鳥の排泄物による寄与である [黄・磯部, 2007] との研究結果が出ており、濤沸湖においても渡り鳥の影響が考えられる。

網走南部地区の土壌は主に約258万年前から約1万年前の第四紀の更新世に堆積した更新統であり、火砕流等からなる火山性土壌のためケイ酸 (SiO₂) が豊富である [鎌田・平井, 1985]。また、火山性土壌はアルミニウムや鉄が多く含まれるため、配位子交換反応によってリンを土壌に固定しやすい性質があり、リン酸吸収係数が他の土壌より高いことがわかっている [本名・大羽, 1985]。

近年濤沸湖は富栄養化傾向にあり [網走市 Web-site; <http://www.city.abashiri.hokkaido.jp>, 2014/2/4]、全窒素は農業からの負荷の割合が高いといわれている [財団法人河川環境財団, 2005]。

富栄養化は水質の悪化を引き起こし、底生植物相の変化に伴う生物多様性の損失 [角野, 2007] や水域生態系の破壊に繋がる [Rabalais, 2002]。

1.2. 澱粉排液

濤沸湖の西岸には澱粉工場が隣接しており、1日に平均1,250 tのバレイショから平均220 tの澱粉が製造されている [JA オホーツク網走 Web-site; <http://ja-okhotskabashiri.or.jp>, 2014/2/4]。バレイショ澱粉製造過程では、澱粉抽出のために大量の水が必要であると同時に、バレイショ残渣物として高濃度の有機物を含む、窒素含有量の多い水溶液 (デカンター水・セパレータ水) が排出される [竹口ら, 2011]。

これらの排水を無処理で河川へ放流した場合、有機物が分解される際に河川水のBOD・CODが上昇

¹⁾ 酪農学園大学大学院酪農学研究科酪農学専攻

Graduate school of Dairy Science, Rakuno Gakuen University, Ebetsu, Hokkaido 069-8501, Japan

²⁾ 酪農学園大学環境システム学部生命環境学科環境地球化学研究室

Laboratory of Environmental Geochemistry, Department of Biosphere & Environmental Sciences, Faculty of Environment Systems, Rakuno Gakuen University, Ebetsu, Hokkaido 069-8501, Japan

³⁾ 酪農学園大学農食環境学群環境共生学類環境地球化学研究室

Laboratory of Environmental Geochemistry, Department of Environmental & Symbiotic Science, College of Agriculture, Food and Environment Sciences, Rakuno Gakuen University, Ebetsu, Hokkaido 069-8501, Japan

* Corresponding author

し、DOは低下してpHは酸性に傾く〔桑原ら、1960〕ため、水質が悪化する。また、有機物はアンモニアに分解され、亜硝酸菌によって亜硝酸、硝酸菌によって硝酸に硝化され、富栄養化の原因となる。硝化の過程で副産物として一酸化二窒素 (N_2O) が生成される〔Prosser, 1989〕ため、地球温暖化の要因にもなる〔今野, 2001〕。

1.3. 澱粉排液の畑地還元

澱粉排液が液肥として、麦後・甜菜前に圃場へ散布されている〔新沼ら, 2005〕。澱粉排液中の成分は主にバレイショ中の澱粉とタンパク質であり、これが土壤中で分解されると、デカンター水1t当たり、窒素が1.2kg、カリウムが2.1kgの肥料に相当する〔社団法人北海道農業改良普及協会, 2010〕。

オホーツク網走澱粉工場にて、澱粉製造過程で発生するデカンター水とセバレータ水の処理量496,800tはそれぞれレインガン散布で163,396t、スラリーローリー散布により19,906tが圃場に散布されている。この澱粉排液を貯留するための貯留池は南部地区の音根内に第1貯留池、実豊に第2貯留池、そのほかに古くからある貯留池の3ヶ所が設置されている〔新沼ら, 2005〕。

澱粉工場には網走市内外の広範囲の生産地から原料となるバレイショを入荷しているが、澱粉排液を

還元できる地域は貯留池のある南部地区に集中している〔新沼ら, 2005〕。そのため、澱粉排液が網走南部地域に過剰に供給されている可能性が高い。

1.4. 目的

本研究では、澱粉排液の畑地還元が河川を通じて濤沸湖へ与える影響を明らかにし、濤沸湖の窒素循環について考察することを目的とした。

2. 方法

2.1. 観測地及び観測方法

2013年7月と11月に1回ずつ観測を行った。濤沸湖内において3測点(TL03-05)、濤沸湖流入河川において10測点(MR01-03, OR01-02, UKR01, UR01-02, HR01-02)、濤沸湖流出口(TS01)の計15測点で採水を行った(図1)。湖内においては許可を受けた動力船を用いて移動し、表層(0m)を2.5L横型ニスキン採水器を用いて採水を行った。流入河川においては橋の上から表面採水用バケツを用いて採水した。

2.2. 観測項目及び分析方法

2.2.1. 全窒素濃度(TN)

TNの試料採取・分析は吉田ら〔2011〕に従って行った。

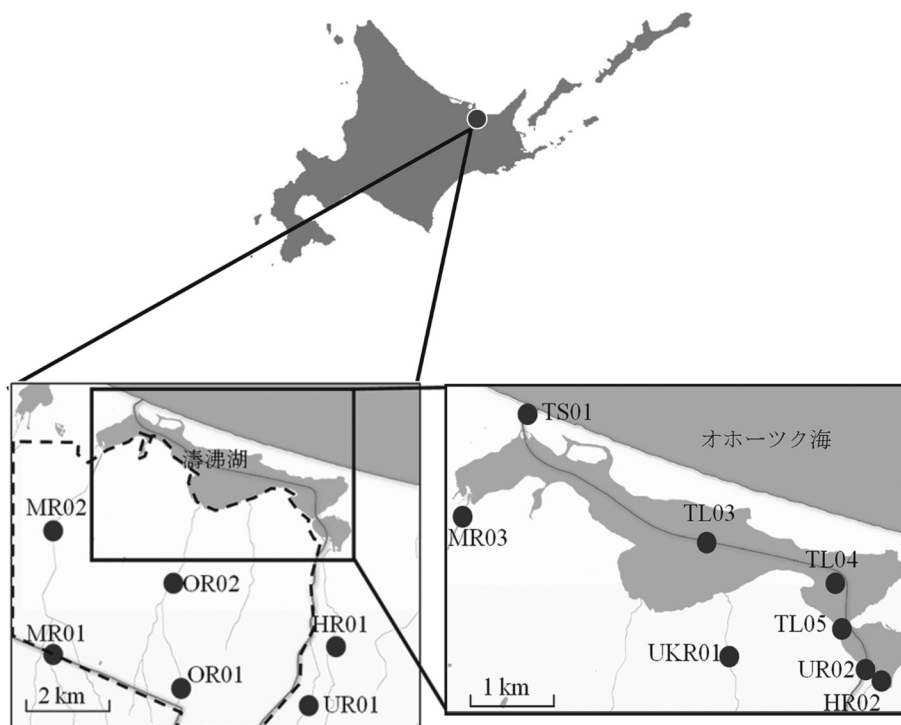


図1 本研究における測点。
点線内は澱粉排液を散布している範囲である。

2.2.2. 栄養塩類 (SiO₂, PO₄)

流入河川, 湖内の水試料は 1 L ポリボトルに採取後, 0.45 μm のフィルターにかけ, 2 回共洗いした 50 mL ポリボトルに移し, 冷凍庫で保存した。試料採取・分析は吉田ら [2011] に従って行った。

2.2.3. 化学的酸素要求量 (COD)

COD の試料採取・分析は吉田ら [2011] に従って行った。

2.2.4. 浮遊懸濁物質 (SS)

SS の試料採取・分析は吉田ら [2011] に従って行った。

2.2.5. 塩分, pH, 水温, 風速, 気温

塩分は, 共洗いしたデュラン瓶に試料を入れ, デジタル塩分計 (SEKISUI・SS-31A) を用いて測定した。

pH 及び水温は, pH メーター (METOLER TOLEDO・SevenGO pH) を用いて, 塩分と同様にデュラン瓶に試料を入れて測定した。

風速及び気温は風速計 (CUSTOM・WS-01) を用いて測定した。

3. 結果

3.1. 塩分

湖奥 (TL05) においても 2.04 の塩分が計測されたことから, 湖全体に海水が遡上していることがわかった。また, 濤沸湖の塩分は流出口付近が最も高かったことから, 湖水と海水の流入出が盛んであり, 海水の影響が大きいことがわかった (図 2)。

3.2. SiO₂ 濃度

SiO₂ 濃度は 7 月において, MR では河川上流で高

く, 河川下流, 湖内では低濃度であった。しかし 11 月においては河川上流で低く, 河川下流, 湖内で高濃度であった (図 3)。

3.3. PO₄ 濃度

PO₄ 濃度は 7 月および 11 月共に上流において低濃度であり, 下流と湖内において高濃度であったが, 中流において 7 月は高濃度, 11 月は低濃度であった (図 4)。

3.4. TN

TN は 7 月および 11 月共に河川中流において高濃度だったが, 下流と湖内では 7 月は低濃度, 11 月は高濃度であった (図 5)。

3.5. COD

COD は 7 月および 11 月共に上流において低い値, 下流, 湖内において高い値であった (図 6)。11 月は測点により, 大きなばらつきがみられた。

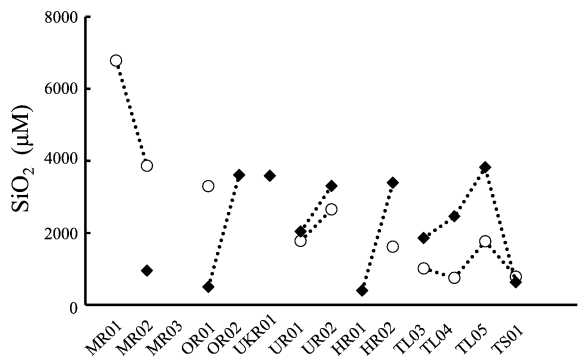


図 3 濤沸湖内 (TL03-05), 流出口 (TS01), 及び濤沸湖流入河川 (MR01-03, OR01-02, UKR01, UR01-02, HR01-02) における 7 月 (○) と 11 月 (◆) の SiO₂ 濃度 (μM)。

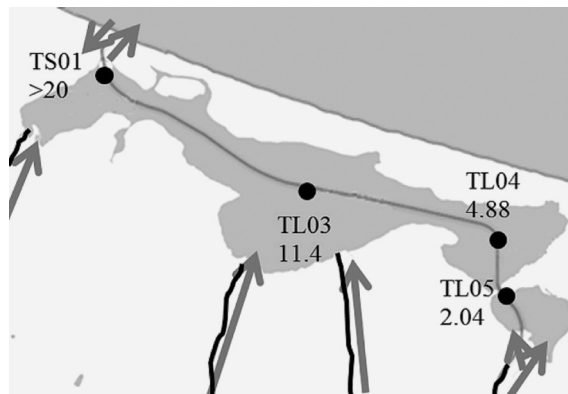


図 2 濤沸湖内における 11 月の塩分分布。矢印は水の流れを表している

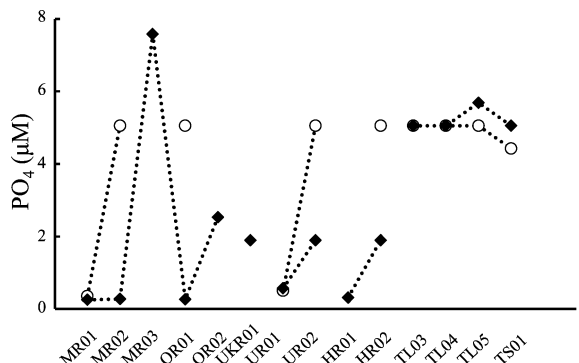


図 4 濤沸湖内, 流出口及び流入河川における PO₄ 濃度 (μM)。図 3 と同様に示す。

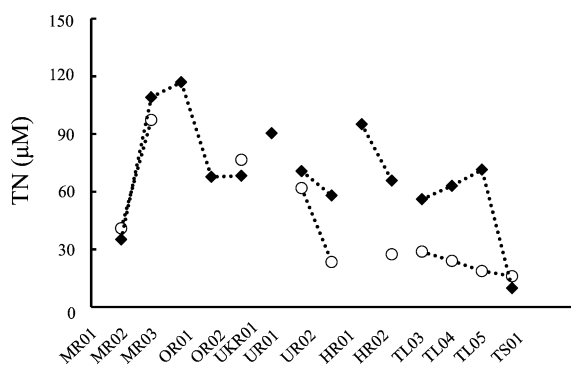


図5 濤沸湖内，流出口及び流入河川における TN 濃度 (μM)。図3と同様に示す。

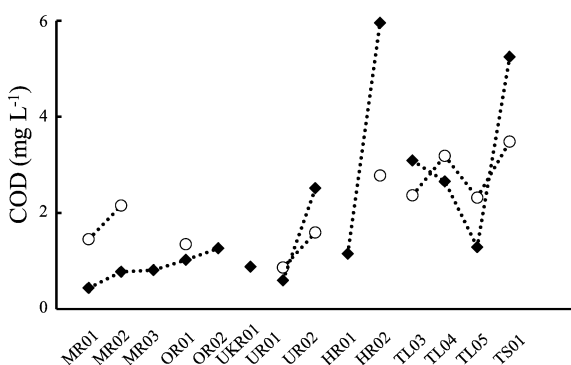


図6 濤沸湖内，流出口及び流入河川における COD (mg L^{-1})。図3と同様に示す。

3.6. SS

SSは上流および中流において低く，下流および湖内において高かった。また，流出口においては 0.3 mg L^{-1} と特に低かった (図7)。

3.7. pH

pHは7月の下流および湖内において高く，流出口において低かった。11月は下流において低くなる傾向にあったが，7月と比較して測点毎の変化が少なかった (図8)。

3.8. 気温，水温，風速

濤沸湖内 (TL03-05)，流出口 (TS01)，及び濤沸湖流入河川 (MR01-03, OR01-02, UKR01, UR01-02, HR01-02) における7月と11月の気温，水温，風速を表1に示す。

4. 考 察

4.1. 網走南部地区の土壌特性

平均的な河川や湖内における SiO_2 濃度は $433 \mu\text{M}$ [北野, 1992] であるのに対し，濤沸湖と流入河川の平均は $2,309 \mu\text{M}$ と SiO_2 濃度は高くなった (図9)。これは網走南部地区が火砕流等からなる火山性

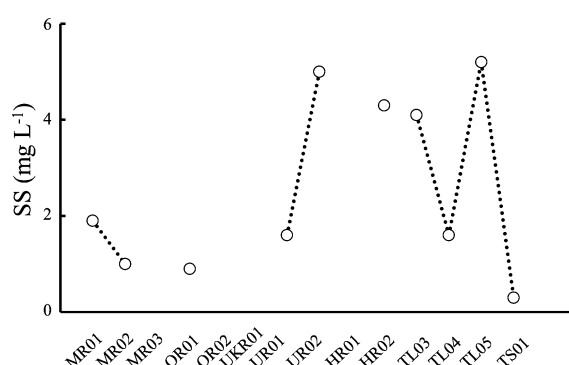


図7 濤沸湖内 (TL03-05)，流出口 (TS01)，および濤沸湖流入河川 (MR01-03, OR01-02, UKR01, UR01-02, HR01-02) における7月の SS (mg L^{-1})。

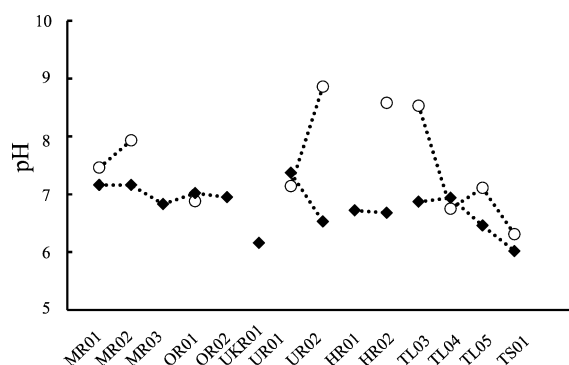


図8 濤沸湖内，流出口及び流入河川における pH。図3と同様に示す。

表1 濤沸湖内，流出口及び流入河川における気温，水温，風速。

測点	気温 ($^{\circ}\text{C}$)		水温 ($^{\circ}\text{C}$)		風速 (m s^{-1})	
	7月	11月	7月	11月	7月	11月
MR01	29.6	11.9	18.1	7.6	0.37	1.3
MR02	25.9	9.7	17.6	7.2	1.13	1.2
MR03	N.D.	7.6	N.D.	7.3	N.D.	2.0
OR01	25.8	8.8	16.8	7.5	0.33	0.4
OR02	N.D.	7.9	N.D.	7.2	N.D.	0
UKR01	N.D.	N.D.	N.D.	7.5	N.D.	N.D.
UR01	28.4	11.8	20.1	7.7	0.75	0.7
UR02	30.1	8.5	22.6	8.4	1.4	31.5
HR01	N.D.	7.5	N.D.	7.8	N.D.	0.3
HR02	29.8	8.4	25.3	7.2	3.5	8.1
TL03	23.6	8.3	29.6	8.1	4.6	5.5
TL04	23.8	8.8	23.0	8.2	4.2	7.9
TL05	26.1	9.0	26.7	8.1	2.98	3.9
TS01	25.9	8.5	23	8.3	0.15	0.1

*N.D.: 未測定

土壌であり [鎌田・平井, 1985]，可溶性 SiO_2 が少ないため [水野・吉田, 1994]， SiO_2 が風化により河川へ流出する量が多くなったと考えられる。

11月に濤沸湖流入河川と濤沸湖内で濃度に変化

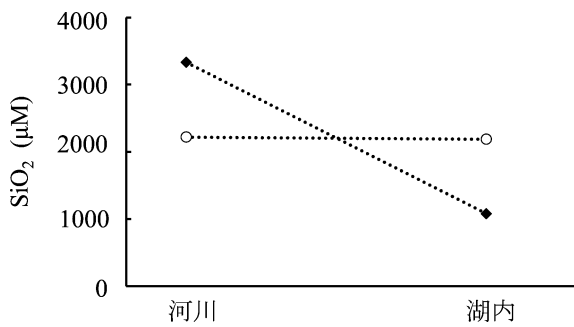


図9 濤沸湖内(TL03-05, TS01), 及び濤沸湖流入河川(MR01-03, OR01-02, UKR01, UR01-02, HR01-02)における7月(○)と11月(◆)のSiO₂濃度平均(μM)。

がなかったのに対し、7月において湖内は河川と比較して低濃度であった。7月は珪藻類の活動が活発であり[角埜, 1979], 珪藻類はSiO₂を取り込む[Menzel et al., 1963]ことがわかっている。そのため、濤沸湖においても珪藻類の活動が活発な7月は湖内のSiO₂が珪藻類に吸収されるため、濃度が低くなったと考えられる。

4.2. PO₄

7月と11月の流入河川上流(MR01, UR01), 中流(OR01, MR02, HR01), 下流(OR02, MR03, UKR01, HR02, UR02)におけるそれぞれのPO₄平均濃度(図10)についてt検定を用いて比較した。PO₄濃度は上流, 下流では有意差が認められなかったが(p>0.05), 中流においては有意差が認められた(p<0.05)。また, 11月のTNは高濃度であった(図11)。このことから11月の河川中流では有機リンが主である可能性がある。

網走南部地区は火山灰土壌であり, PO₄吸収係数が高い[鎌田・平井, 1985; 本名・大羽, 1985]。そのため, 土壌中で分解されたPO₄が土壌に固定さ

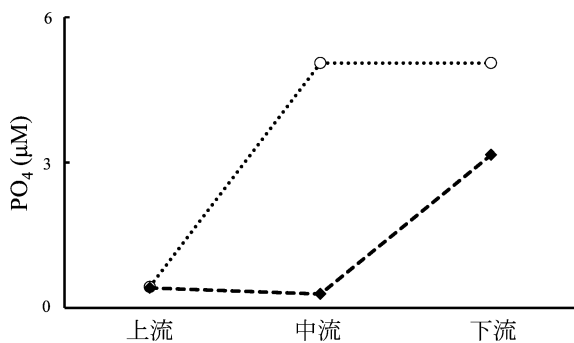


図10 流入河川上流(MR01, UR01), 中流(OR01, MR02, HR01), 下流(OR02, MR03, UKR01, HR02, UR02)における7月(○)および11月(◆)の平均PO₄濃度(μM)。

れ, 11月の中流域では濃度が低くなったと考えられる。

また, 澱粉排液中のリンは有機リンとして存在し, 分解に時間を要するため, 河川中で分解され下流域で濃度が高くなったと考えられる, 7月は作付け前に無機リンが施肥されるため, 土壌に固定されなかった無機リンが流出し, PO₄が中流域, 下流域ともに高濃度となったと考えられる。

土壌に固定されたリンは水に不溶であるため懸濁物質として河川へ流出するが, リン酸アルミニウムは強酸が高温でリンはイオン化し, 植物や植物プランクトンが吸収できる有効リンとなるため, 自然条件下において反応は起こらず富栄養化への寄与はないと考えられる。

4.3. TN

河川中流において高濃度のTNが観測された(図11)。中流周辺は農地であるため, 7月が肥料の施肥, 11月が澱粉排液の施肥の影響であると推測される。

森林の多い上流では7月, 11月共にTNは50 μM程度であった。森林からはNO₃が流出するため[楊ら, 2004], 上流におけるTNは主に森林からのNO₃の寄与であると考えられる。

7月と11月は上流と中流において同様の挙動を示したが, 下流と湖内においては11月と比較すると7月の濃度が低い結果となった。

夏季は日射量が増加するため植物プランクトンの活動が活発になり, 湖内で植物プランクトンが増殖することがわかっている[中川ら, 2007]。このことから, 濤沸湖においても夏季に植物プランクトンが増殖したために下流と湖内では窒素が消費されたと考えられる。

また, 流入河川下流周辺にはハンノキ林が分布している。ハンノキは滞水ストレスに対する耐性が強く[山本, 2002], 窒素固定機能を持つ放線菌と共生

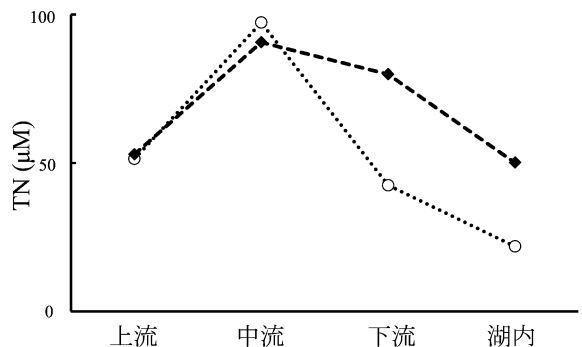


図11 流入河川上流, 中流, 下流における平均TN濃度(μM)。図10と同様に示す。

しており[植村ら, 2010], 河畔林はNO₃除去機能がある[Lowrance, 1992]。そのため, 7月下流におけるTNの減少はハンノキのNO₃吸収による可能性もある。

11月下流におけるTNの減少が7月に比べて少なかった原因として考えられる要因は2つある。まず第一に, 7月と11月は中流周辺で施肥しているものが肥料と澱粉排液という違いがある。肥料に含まれる窒素は無機であり下流においてハンノキに吸収されるが, 澱粉排液は有機でハンノキが吸収できない形であり, 11月における減少が少なかったためであると考えられる。第二に, 豊富なNO₃の供給に対しPO₄の供給量が不足すると窒素固定機能が抑制されることが知られている[Gokkaya et al., 2006]。しかし, 図10より, 11月下流におけるPO₄は不足していない。

以上のことから, 7月におけるTNは森林と肥料の施肥からの寄与があり, 植物プランクトンとハンノキによって除去されている。11月におけるTNは森林と澱粉排液からの寄与があり, 無機に分解された窒素はハンノキによって除去されていることが示唆された。

河川を流下してきた有機物は汽水環境では凝集作用により, フロックを作って堆積する[鎌谷・前田, 1989]ため, 11月の下流から湖内にかけての大幅な減少は凝集作用によるものと考えられる。

4.4. カモ類による影響

濤沸湖におけるカモ類の排泄物中に含まれる窒素・リン量を計算し, 濤沸湖に与える負荷を計算した。式は秦野ら[2010]に基づき, 以下の式を使用した。

$$BL = N \times DW \times NC$$

BL: 1日当たりの栄養塩排泄量

N: カモの数

DW: 1日当たりの排泄物乾重量

NC: 窒素とリンの含有率

排泄量に関しては, 水鳥が1日に排泄する糞の乾重量は体重の2.25% [Sanderson・Anderson, 1978]とした。また, 排泄物の窒素・リン含有量について, 魚食性の水鳥はTN=11.1%, 全リン濃度(TP)=6.8% [石田, 2002], 草食性の水鳥はTN=1.46%, TP=0.33% [中村, 2002]とした。また, 1年に飛来したカモ類は25,000羽とし, 種類の比率は濤沸湖内におけるカウント調査[環境省, 2009]より, マガモ: ヒドリガモ: オナガガモ: ホオジロガモ: ウミアイサ=15: 2: 9: 4: 1とした。

表2より, カモ類は1日にTP=7,690g, TN=16,800gの負荷を濤沸湖に与えていることがわかる。濤沸湖におけるカモの越冬時期は10-3月の180日としたとき [環境省 Web-site; http://www.env.go.jp/nature/dobutsu/bird_flu/migratory/ap_wur_transit08/touhutuko.html, 2014/2/4], カモ類が1年間に濤沸湖へ与える負荷は, TP=1,384kg, TN=3,024kgである。

濤沸湖の貯水量は面積と平均水深からおよそ 9.9×10^9 m³であり, 1年間のカモ類の排泄物による負荷が一度に掛かったとしても, 湖内の濃度はTPが0.045 μM, TNが0.22 μMの上昇に留まる。

また, カモ類は流出口付近に集中して分布していることから, カモ類による影響は極めて少ないと考えられる。

5. 結 論

上流におけるTNは主に森林からのNO₃の寄与である可能性が高い。中流は7月が肥料の施肥, 11月が澱粉排液の施肥によって河川中のTN濃度が高くなっていると考えられる。中流から下流にかけてはTNが減少しており, 11月よりも7月の減少幅が大きかったことから植物プランクトンとハンノキ林による吸収が原因であると推測する。河川を流下してきた有機物は汽水環境では凝集作用により, フロックを作って堆積する[鎌谷・前田, 1989]ため, 11月の下流から湖内にかけての大幅な減少は凝集作用によるものと考えられる。濤沸湖の底質は泥状のデトリタスが主であるため, 微生物の分解によ

表2 使用したデータと計算したカモ類の1日あたりの栄養塩排泄量。

種名	比率	数	食性	体重 (g)	排泄量 (g)	総TP (g)	総TN (g)
マガモ	15	12,097	草食	1,000	22.5	898.2	3,974
ヒドリガモ	2	1,613	草食	700	15.8	83.8	370.9
オナガガモ	9	7,258	草食	1,000	22.5	538.9	2,384
ホオジロガモ	4	3,226	魚食	1,000	22.5	4,936	8,057
ウミアイサ	1	806	魚食	1,000	22.5	1,234	2,014

て [Gunnars・Blomqvist, 1997] 堆積したデトリタスから栄養塩が溶出している可能性がある。濤沸湖は湖全体に海水が遡上するため、湖全体に海水の影響があり凝集作用が起きる環境である。

濤沸湖において、澱粉排液の畑地還元による影響はあるものの、長期間濤沸湖へ影響を与える肥料の施肥よりも富栄養化への寄与は小さいことが示唆された。

鳥類由来の栄養塩類は、濤沸湖全体の水量に対して極めて少なく、濤沸湖の富栄養化に与える影響はごく僅かである。

謝 辞

本研究を行うにあたり、吉村学様、吉田裕次様、梅島朗様には研究の準備や現地での観測にあたり大変お世話になりました。心より感謝申し上げます。

環境地球化学研究室の全ての学生には、現場観測及び分析において多大なる協力を頂きました。心より感謝申し上げます。

本稿の改訂に際し、大変貴重なコメントを頂きました校閲者に深く感謝いたします。

参 考 文 献

網走市(2011), <http://www.city.abashiri.hokkaido.jp/> 2014/2/4.

網走市・小清水町(2011), <http://www.tofutsu-ko.jp/> 2014/2/4.

Gokkaya K., T. M. Hurd, and D. J. Raynal (2006), Symbion TDNitrogenase, alder growth, and soil nitrate response to phosphorus addition in alder wetlands of the Adirondack Mountains, *Environmental and Experimental Botany*, 55, 97-109.

Gunnars A., and S. Blomqvist (1997), Phosphate exchange across the sediment-water interface when shifting from anoxic to oxic conditions: An experimental comparison of freshwater and brackish-marine systems. *Biogeochem.*, 37, 203-226.

秦野拓見, 関口晋太郎, 村上和夫, 中瀬浩太(2010), 東京港野鳥公園干潟における栄養塩フラックスの現地観測と水鳥負荷の推算, *海岸工学論文集*, 55, 1131-1135.

本名俊正, 大羽 裕(1985), 火山灰土壌のリン酸吸収と各種処理可溶アルミニウムとの関係, *日本土壌肥料学雑誌*, 56(4), 306-313.

黄 光偉, 磯部雅彦(2007), 渡り鳥集団飛来による

閉鎖性水域への栄養塩負荷推定に関する研究, *土木学会論文集B*, 63(3), 259-254.

石田 朗(2002), カワウのコロニーや集団ねぐらによる森林生態系への影響, *鳥類学会誌*, 51(1), 29-36.

JA オホーツク網走, <http://ja-okhotskabashiri.or.jp/> 2014/2/4.

角野康郎(2007), 達古武沼における過去30年の水生植物相の変遷, *陸水学雑誌*, 68, 105-108.

鎌田賢一, 平井義孝(1985), 北海道網走地方に分布するおもな火山性土壌の化学性と微量元素含量, *日本土壌肥料学雑誌*, 56(4), 328-335.

鎌谷明善, 前田 勝(1989), 東京湾における燐の分布と収支, *地球化学*, 23, 85-95.

環境省, http://www.env.go.jp/nature/dobutsu/bird_flu/migratory/ap_wr_transit08/touhutuko.html / 2014/2/4.

環境省自然環境局 生物多様性センター(2009), *平成20年度重要生態系監視地域モニタリング推進事業ガンカモ類調査業務報告書*.

北野 康(1992), 海水, 河川水, 降水の化学組成, *化学の目で見る地球の環境—空・水・土—*, 46-48.

今野一男(2001), 網走地方の畑作地帯における有機物および土壌の窒素評価と施肥対応, *北海道立農業試験場報告*, 98, 1-97.

桑原麟児, 丹保憲仁, 神山桂一, 島貫光治郎, 松本孝子, 砂川茂夫(1960), 馬鈴薯澱粉廃水に関する研究(1), *衛生工学*, 4, 1-31.

Lowrance R. (1992), Ground water nitrate and denitrification in a coastal plain riparian forest, *J. Environ. Qual.*, 21, 401-405.

Menzel D. W., E. M. Hulburt, and J. H. Ryther (1963), The effects of enriching Sargasso Sea water the production and species composition of the phyto-plankton, *Deep-Sea Res.*, 10, 209-219.

水野直治, 吉田穂積(1994), バレイショ生産地帯における土壌と河川水中の可溶性ケイ酸とアルミニウム含有率の差異, *日本土壌肥料学雑誌*, 65(2), 126-132.

中川 恵, 高村典子, 金 白虎, 辻 ねむ, 五十嵐聖貴, 若菜 勇(2007), 達古武沼における植物プランクトンの季節変動と水平分布, *陸水学雑誌*, 68(1), 109-121.

中村雅子(2002), ガンカモ類が水質に及ぼす影響～冬季湛水水田の施肥効果の可能性～, 第2回

- 冬季湛水水田シンポジウム講演要旨集, 26-29.
- Prosser J. I. (1989), Autotrophic Nitrification in Bacteria, *Adv. Microbial Physiol.*, 30, 125-181.
- Rabalais N. N. (2002), Nitrogen in aquatic ecosystems, *Ambio*, 31, 102-112.
- Sanderson G. G., and W. L. Anderson (1978), Waterfowl studies at Lake Sangchris, *Illinois Natural History Survey Bulletin*, 32 (4), 659-690.
- 新沼勝利, 井形雅代, 松田恭子(2005), 大規模畑作地帯における資源循環型地域営農システムに関する研究—網走を事例に—, *農村研究*, 101.
- 社団法人北海道農業改良普及協会(2010), *北海道施肥ガイド2010*, 67.
- 竹口昌之, 蓮實文彦, 真柳正嗣, 佐藤正昭 (2011), 馬鈴薯でん粉工場排水の現状とその処理技術, *日本海水学会誌*, 65 (5), 285-288.
- 角皆静男(1979), 植物プランクトン組成を決定する第1因子としての溶存ケイ素, *北海道大学水産学部研究彙報*, 30 (4), 314-322.
- 植村 滋, 高田恵利, 中村隆俊(2010), 釧路湿原広里地区の矮生ハンノキ群落の構造と養分利用特性, *植生学会誌*, 27, 11-20.
- 山本福寿(2002), 湿地林樹木の適応戦略, *水辺林の生態学*, 139-167.
- 吉田 磨, 今井 翔, 窪田千穂(2011), 地球の測り方, *中原准一教授退職記念論文集—一酪農学徒として考えてきたこと—*, 159-169.
- 楊 宗興, 木平英一, 武重祐史, 杉山浩史, 三宅義則(2004), 渓流水のNO₃⁻濃度と森林の窒素飽和, *地球環境*, 9 (1), 29-40.
- 財団法人河川環境財団 (2005), 平成17年度施行網走管内における総合的な湖沼環境業務報告書.

Abstract

Around Lake Tofutsu, the potato waste fluid was returned to farmlands as a liquid fertilizer. We assessed its influence on the lake via the river in July and November 2013. The phosphate (PO₄) dynamics around the lake were greatly changed, either by organic or inorganic phosphorus fertilization. The highest concentration of total nitrogen (TN) was observed in the middle area of the river owing to the influence of fertilization, but a low concentration was observed in the lake. Organic matter flowing into Lake Tofutsu was deposited at the bottom of the lake by agglomeration. The influence of the potato waste fluid on Lake Tofutsu was suggested to be smaller than that of fertilization.