

深泥池における水質形成機構

嶋村鉄也・尾坂兼一*・伊藤雅之*・大手信人*・竹門康弘

* 京都大学農学研究科

要 旨

湿地において、人為起源の養分の流入は湿地の富栄養化やそれに伴う生物多様性の減少を引き起こす。京都市北区にある深泥池は、多様な生物が生息・生育する池である。池の中央部には浮島がある。この池は1950-60年代に、水道水や下水などが流入し富栄養化が進行したが、その後に行われた水質対策は必ずしも十分ではなかった。現在の深泥池の水質分布特性を調べ、池の水質の現状評価を行った。その結果、池の北側を走る道路からの汚水、特に冬場の凍結防止剤に使用されるCaCl₂や、池南東部にある松ヶ崎浄水場からの水道水が、現在の富栄養化を進行させる要因となっていた。また、ヨシやマコモなどの抽水植物がこれらの汚水の流入地点付近で繁茂し、栄養塩を除去し、開水面などで稀少な保護対象植物の生育が可能となっている事が示唆された。

キーワード: 深泥池, アシ, 水質分布, 栄養塩除去機能

1. はじめに

近年の人間活動に伴い、大気や水系への窒素やリンをはじめとする栄養塩類の放出量が増加している。湿地ではこれらの栄養塩類が集積し、富栄養化が進行する。湿地には栄養塩類を集積させ下流域への栄養塩の負荷を軽減するという環境浄化機能がある。一方で、湿地への窒素やリンをはじめとする栄養塩類の過剰な流入は、湿地における富栄養化を引き起こす。湿地の富栄養化が進行すると、バイオマスが増加し湿地の陸化が進行する。さらに、生物の養分要求に従うトレードオフの結果として、生物相の変化と多様性の減少がおこる。このように湿地で富栄養化が進行すると、湿地の代表的機能である環境浄化機能・生物多様性維持機能が失われる。さらに、景観としての湿地が果たしてきた機能も同時に失われてしまう。これらの湿地の機能は一度失われると、回復するのは困難といわれている(Keddy, 2000)。

近年、湿地生態系の機能保全・回復は大きな注目をあつめている。特に2005年には、国内で新たに20ヶ所の湿地がラムサール条約に追加登録され湿地の保全・回復への関心が高まっており、国内でも湿地の保全・機能回復に関する研究が盛んに行われている(岡田, 1994; 細見, 1994)。それらの多くの研究は

河川や湖沼や湿原を扱っており、湿原を扱ったものでも亜寒帯や亜熱帯・熱帯気候に属する湿原を対象とした研究が多い。一方で、国内では温帯に世界的に貴重な高層湿原が成立しているが、それらに関する保全・管理に関する研究は殆どなされていない。

京都市北区にある深泥池(35°04'N, 135°45'E)は面積9ha, 周囲長1kmの池で、池中央には浮島がある。この浮島は世界的にも珍しい温帯に属する高層湿原である。深泥池の水は降水と集水域からの表流水や地下水によって涵養されていると考えられている。池の北東には病院があり、1960年頃までは病院の排水が流入していた。池の南東部には松ヶ崎浄水場があり、1927-1968年にはその配水池からの放水が池に流入していた(北村・村田, 1981)。東側山腹斜面の渓流水と比較して、病院の排水はもちろんのこと、水道水も栄養塩に富み、池の富栄養化の原因となっていた。その後、水道水の放水は止められたものの、配水池からの漏水があり、池には水道水が流入し続けていた。これらによる一連の富栄養化過程の進行とともに、外来種(植物)が池内部で優占した。その結果、1930年頃に確認されていた20種の水生植物のうち、15種が姿を消してしまった(角野, 1981)。2003年1月には池に流入する漏水はポンプアップされるようになり、池へ流入する水道水の量が減少し

た。ところが、池に流入する水量は本来の半分以下に減少してしまった

このような、流入する水量の減少の影響は明らかではないが、深泥池では近年陸化が進行しているといわれている(田崎ら未発表)。このように、深泥池を取り囲む環境は過去 40 年間に劇的に変化し、現状を水文学・生態学的知見に基づいて明らかにする必要がある。

本研究では、暖温帯に属する湿地の機能把握のための基礎的知見を收拾するために、深泥池における水質の空間分布特性を把握した。そして、それらを元に現在の深泥池においてどのように水質が形成されているのかを考察し、現在の富栄養化の進行状況を評価した。

2. 調査地・方法

観測と採水調査は 2005 年 11 月 3 日に池の中の Photo 1 における黒枠で囲まれた 40 地点で行った。黒枠で囲まれた採水地点は 2003 年 11 月 3 日にも同地点で採水が行われた(高村・竹門 2005)。観測では、水深、水温、電位伝導度(EC)、DO 濃度を測定した。採水は、各地点の水深 10cm の水を採水した。ただし、水深が 10 cm 以下の浅い地点(24, 25, 26, 29, 30, 31, 34)では、水面下 5cm 以浅の水を採水した。さらに水深 5 cm 以下の地点(27, 28, 35, 37, 38, 39, 40)では、水面下よりシリコンチューブ(内径 4 mm)とシリンジを用いて吸い上げた。また、地点 31 は、池の北東部に位置する博愛会病院の裏山の表流水・亜表流水が排

水溝によって集められたものが流入する地点である。地点 24 は、池の南東部にある松ヶ崎浄水場の配水池からの漏水が混入した水が流入する地点である(Photo 1)。試水は翌日の濾過まで冷蔵保存を行った。

サンプルはあらかじめ 450℃で 2 時間焼いたグラスファイバー濾紙 (GF/C, Whatman) で濾過した。DOC (溶存有機炭素) 測定用のサンプルは 0.45μ のテフロン製フィルター(25HP045AN, Dismic)で濾過後、測定まで冷蔵保存した。各種イオン濃度測定用のサンプルは 0.45μ のセルロースアセテート製のフィルター(25CS045AN, Dismic) で濾過後、測定まで冷蔵保存した。陽イオン (Na^+ , K^+ , Ca^{2+} , Mg^{2+} , $\text{NH}_4^{+}\text{-N}$) と陰イオン (Cl^- , ClO_3^- , $\text{NO}_2^-\text{-N}$, $\text{NO}_3^-\text{-N}$, $\text{SO}_4^{2-}\text{-S}$, $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$) の濃度はイオンクロマトグラフ(ICS-90, Dionex)で測定した。DOC 濃度は全有機炭素計(Shimadzu TOC-V, Shimadzu)で測定した。また、濾過後のサンプルの全窒素(TN)濃度はアルカリ性下でサンプルにペルオキソ二硫酸カリウムを加え加熱分解した後、 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ をカドミウム銅カラムで還元し $\text{NO}_2^-\text{-N}$ に変換して、ナフチルエチレンジアミン法で測定した(APHA, 1998)。全リン(TP)濃度は酸性下で試水にペルオキソ二硫酸カリウムを加え加熱分解した後、溶性反応リンに変換してモリブデンブルー法(APHA, 1989)で測定した。

また、池内部における硝酸の起源と動態を調べるために、2005 年 11 月 20 日に地点 21, 22, 24, 31 で採水を行い、硝酸態イオン中の N と O の同位体比を脱窒菌法で測定した。同位体比測定用のサンプルは採取後、0.2 μ のセルロースアセテート製のフィルター(25CS020AN, Dismic)に通したあと、凍結保存をした。

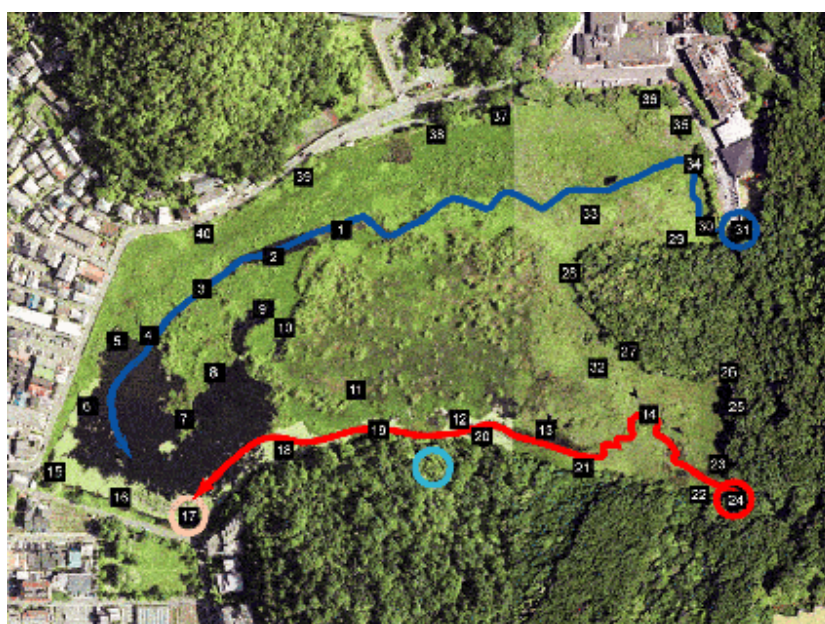


Photo1. An aerial photograph of the pond and the sampling sites. The red arrow indicates southern pathway and the blue arrow indicates Northern pathway

Table 1. Mean value of chemical parameters among type of sampling point.

Site	Ec	pH	TC	TP	TN
	$\mu\text{S}/\text{cm}\cdot\text{l}$	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l
Road-side	182	6.3	15.81	0.035	1.154
Hospital-side	141	6.0	9.04	0.032	1.014
Southern inlet	141	6.4	0.58	0.001	0.369
Southern pathway	63.0	6.6	6.11	0.009	0.364
Northern pathway	49.3	6.9	9.95	0.014	0.504
Open water	46.0	7.2	8.03	0.012	0.526
Moutain-side	43.9	5.7	11.60	0.022	0.724
Nothern inlet	43.1	6.3	0.82	0.006	0.164
Pool	28.7	6.5	17.62	0.023	1.027

Site	Na^+	K^+	Mg^{2+}	Ca^{2+}	Cl^-	$\text{S}/\text{SO}_4^{2-}$	N/NO_3^-	Cl/ClO_3^-
	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l
Road side	4.59	5.01	2.20	31.4	14.5	0.798	0.0230	0.020
Hospital side	6.09	2.06	1.85	20.1	6.26	2.45	0.120	0.026
Southern inlet	8.91	1.96	1.73	14.3	11.1	6.08	0.297	0.013
Southern pathway	4.94	0.937	1.23	6.45	5.58	1.32	0.0264	0.006
Northern pathway	3.88	0.516	0.923	6.49	4.38	0.476	0.0040	0.030
Open water	4.29	0.696	0.810	5.24	4.75	0.392	0.0008	0.024
Moutain-side	3.16	1.50	1.25	4.90	3.67	1.23	0.0129	0.010
Nothern inlet	3.10	0.637	0.793	5.95	2.92	0.992	0.0362	0.021
Pool	3.16	1.37	0.735	3.63	3.13	0.146	0.0107	0.000

Table 2. Component eigenvalues of PCA with pH and 14 dissolved constituents and the contribution (%) of the total variance of the first three principal components.

Loadings	Z1	Z2	Z3
PO_4^{3-}	-0.0965	0.0161	0.0961
TC	-0.0696	0.443	-0.0348
pH	-0.0520	-0.208	0.555
TP	0.0909	0.460	-0.0377
TN	0.0981	0.461	-0.0658
ClO_3^-	0.139	-0.165	0.459
NH_4^+	0.172	0.232	-0.113
SO_4^{2-}	0.303	-0.232	-0.388
K^+	0.308	0.265	0.178
NO_3^-	0.310	-0.186	-0.375
Na^+	0.310	-0.290	-0.142
Ca^{2+}	0.333	0.0219	0.188
Cl^-	0.337	0.106	0.223
NO_2^-	0.384	0.0139	0.0972
Mg^{2+}	0.408	0.0146	0.120
%	31.7	24.8	11.3

亜酸化窒素還元酵素が欠乏した脱窒菌(*Pseudomonas chlororaphis*)を培養すると、硝酸態イオン中の窒素と酸素から亜酸化窒素を生成するようになる。この一連の過程によって生成された N_2O の N と O の同位体比を質量分析計を用いて測定した。詳細な方法は Sigman et al. (2001)や Casciotti et al. (2002)に記載されている。

採水地点を空間的な位置を元に分類し、データ解析を行った。まず、池の西部に広がる開水面(地点 5-9, 15-17), 病院横の流入口から流入した水が流れる北側流路(地点 1-4), 南側の浄水場からの水道水が混入する南側流路(地点 11-14, 18-23), 東側の山との境界にある採水地点(地点 25-30), 北側を走る道路沿いの採水地点(地点 37-40), 浮島内部の池塘(10, 32, 33), そして病院側の山からの表流・亜表流水が流れ込む北側流入口(地点 31), 水道水が混入する南側流入口(地点 24)の 8 つに分類した。取得したデータを用いて主成分分析(PCA)を行い、各タイプで、どのような傾向を示すかを分析した。取得したデータは各項目毎に平均 0, 標準偏差 1 となるように標準化した後、主成分分析をおこなった。

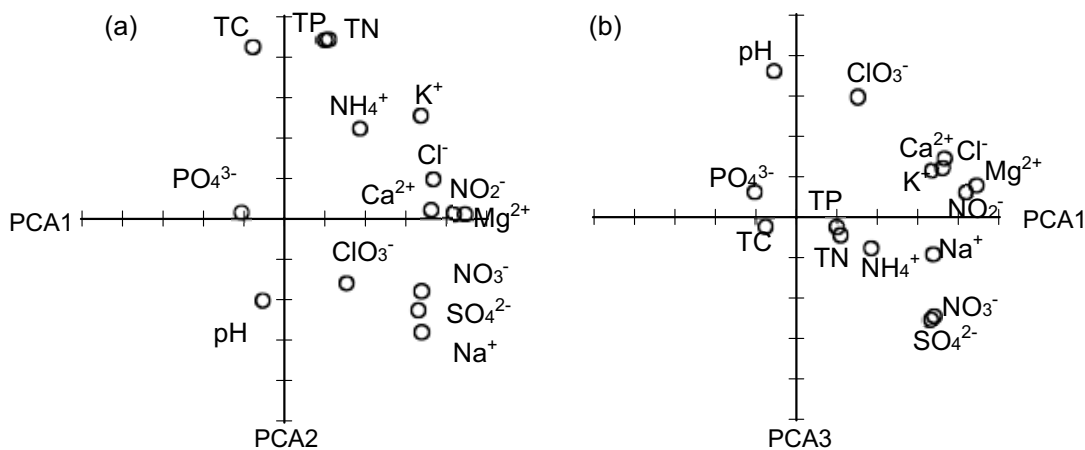


Fig. 1 Eigenvalues of PCA plotted against first two principal components, PCA1 and PCA2 (a), and first and third principal components, PCA1 and PCA3 (b) for pH and 14 dissolved constituents.

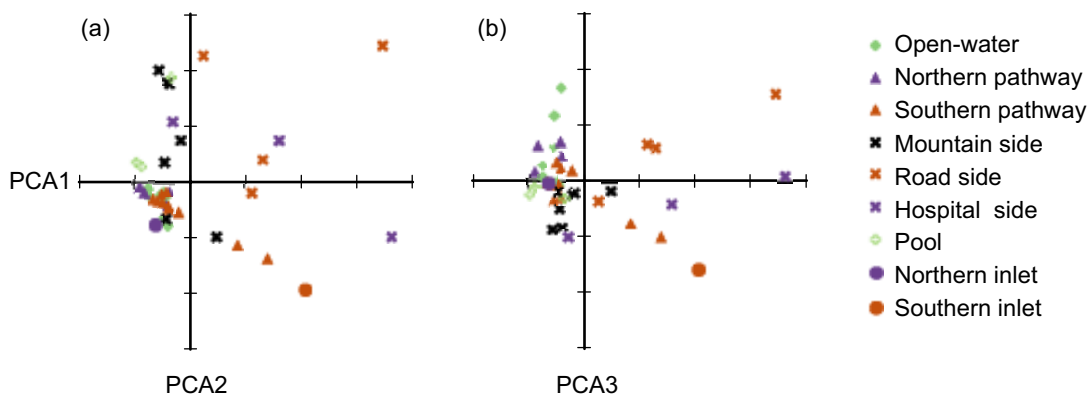


Fig. 2 Sampling sites plotted against first two principal components, PCA1 and PCA2 (a), and first and third principal components, PCA1 and PCA3 (b) for pH and 14 dissolved constituents.

3. 結果

3.1 地形ごとの栄養塩類の濃度

採水地点のタイプ別にみると、EC の平均値は池北側の道路沿いの部分で最も高い値を示した ($182.2 \mu\text{S}/\text{cm}^{-1}$)。そして、池南西部の水道水の漏水が混じる流入口が次に高く ($141.0 \mu\text{S}/\text{cm}^{-1}$)、その漏水の影響を受ける南側流路の水が 3 番目に高かった ($63.0 \mu\text{S}/\text{cm}^{-1}$)。それ以外の場所は $40 \sim 50 \mu\text{S}/\text{cm}^{-1}$ の値を示したが、浮島内部の池塘の EC の平均値は最も低かった ($28.7 \mu\text{S}/\text{cm}^{-1}$)。EC と同様に NH_4^+ をのぞくカチオン (K^+ , Na^+ , Ca^{2+} , Mg^{2+}) と Cl^- イオン濃度は道路沿いや、南側の流入口、南側流路で高かった。全リンと全窒素は道路沿いと病院沿いの地点で高かった。また、全炭素は道路沿い、山沿い、池塘でいずれも $10 \text{ mg}/\text{l}$ 以上の高い値を示した。 ClO_3^- 濃度は道路沿いと北側流路といった、池の北側で比較的高い値が確認され

た (Table 1)。

3.2 主成分分析

14 項目の水中溶存物質と pH を用いて行った主成分分析の結果、第 1 主成分は全変動の 31.7 % を示し、高い固有値を示したのが SO_4^{2-} , K^+ , NO_3^- , Na^+ , Ca^{2+} , Cl^- , NO_2^- , Mg^{2+} であった。これらの固有値はだいたい $0.3 \sim 0.4$ の間にあった。第 2 主成分は全変動の 24.8 % を説明した。このなかで固有値が 0.4 以上だったのは TN , TP , TC の 3 項目であった。第 3 主成分は全変動の 11.3 % を説明した。ここで固有ベクトルの絶対値が 0.3 以上だったのは、 pH , ClO_3^- , SO_4^{2-} , NO_3^- の 4 つであり、そのうち pH と ClO_3^- が正の値を示していた。残りの 2 つのアニオンは負の値を示していた (Table 2, Fig. 1)。

各地点毎の第 1 主成分と第 2 主成分を平面にとると、北側流路、病院側流入口、開水面、池塘、南側

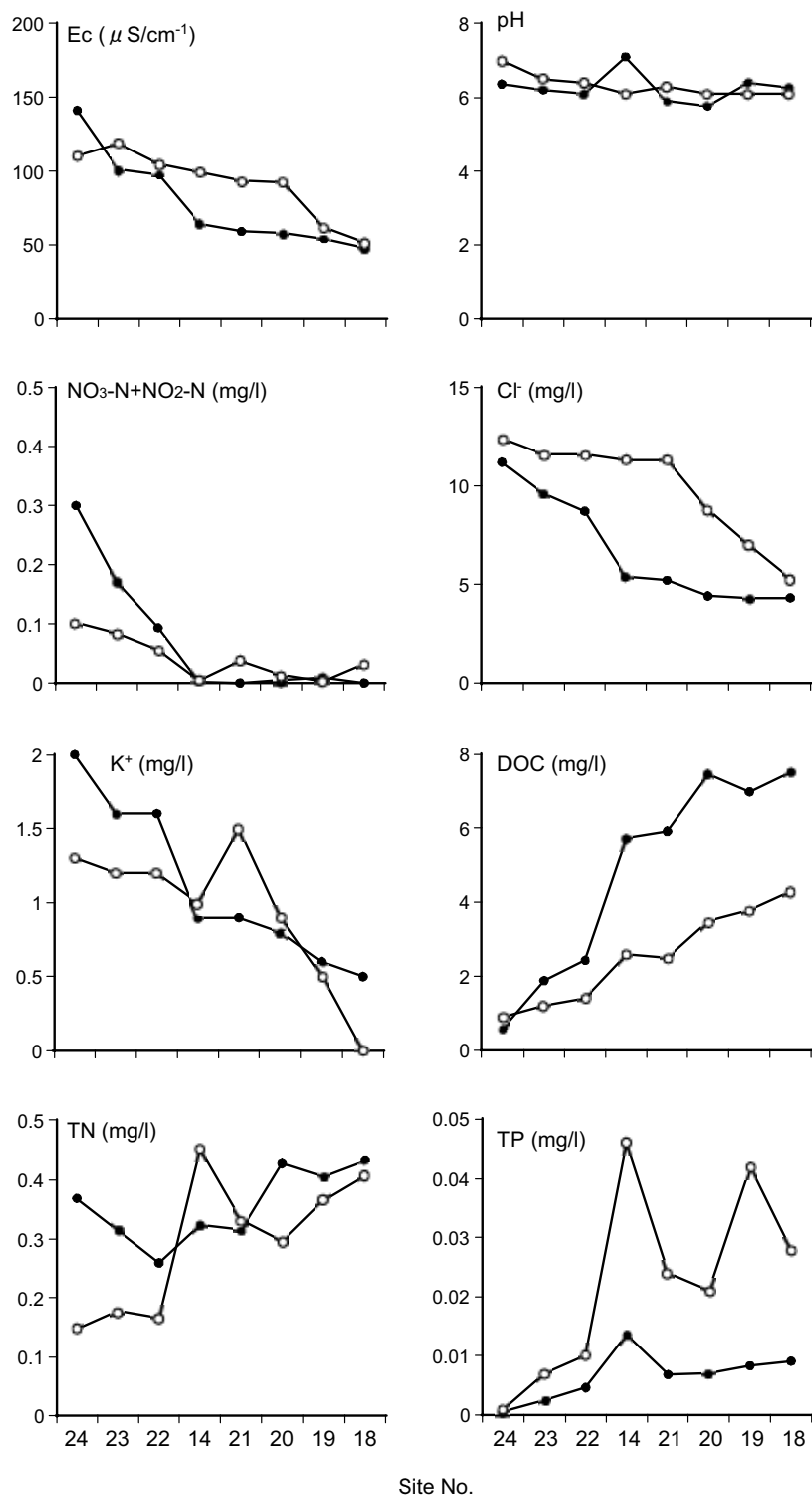


Fig. 3 Changes in dissolved constituents along the southern pathway. Shaded circles indicate dissolved constituents for 2005, and open circles indicate dissolved constituents for 2003. Data for 2003 was obtained from Takamura and Takemon (2005).

流路の一部が原点付近に固まっていた、一方で、南側流入口、南側流路の南側流入口近辺の2点、山沿いの地点、病院沿いの地点、道路沿いの4タイプの水は原点から離れて分布していた (Fig. 2a)。次に第

1主成分と第3主成分の平面を見ると、北側流路と開水面の水が第3主成分沿いにばらつきを見せていた (Fig. 2b)。一方で、病院沿いと南側流入口の一部、道路沿い地点の水質はばらついていない。山沿いの地点

の水質は第 3 主成分にそって、ややコンパクトにまとまっていた。

3.3 南側流路沿いの NO_3^- 濃度と NO_3^- 中の N, O 同位対比の変化

現在、深泥池の富栄養化に最も貢献していると考えられるのは、水道水の漏水である。この水道水の漏水は、池南部の南側流路を経て地点 17 の出口へと至る。この南側流路の主要な流れに沿って(24, 23, 22, 14, 21, 20, 19, 18), 水質を比較すると、EC は劇的に減少していく。2003 年の同日に同地点で採取した水(高村・竹門, 2005)についても同様の傾向がみられた。流路に沿って pH は 6~7 の間で安定している。 NO_3^- -N + NO_2^- -N 濃度(2003 年のデータと比較するために NO_3^- -N と NO_2^- -N の濃度を合計した)は地点 14 に至るまでに殆ど 0 に近づいている。2005 年は Cl^- 濃度が地点 14 に至るまでに減少し、その後 5 mg/l 前後で安定している。2003 年は地点 21 までは、12 mg/l 前後の濃度を示しているが、地点 21 付近から減少傾向を見せている。同様の傾向は K^+ 濃度に関しても見ら

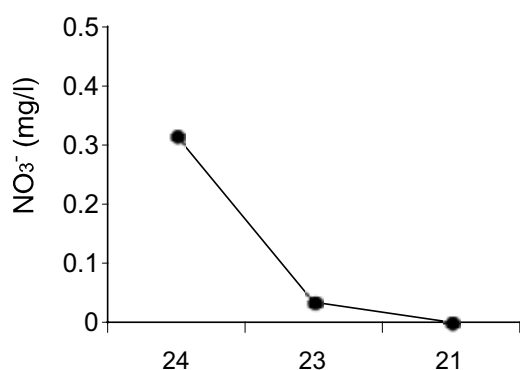


Fig. 4 Concentrations of N- NO_3^-

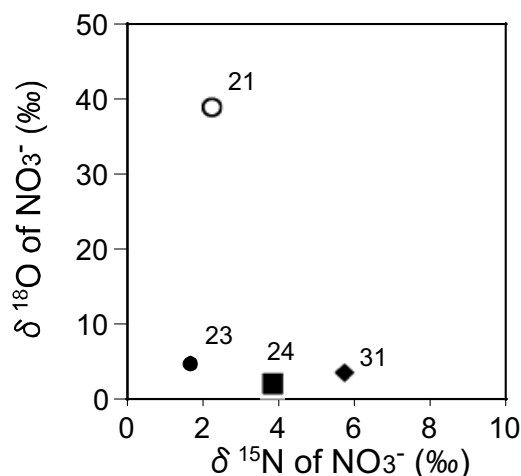


Fig. 5 Relationships between $\delta^{15}\text{N}$ and $\delta^{18}\text{O}$ of NO_3^- in the Mizoro-ga-ike pond. The numbers indicates sampling points.

れた。また、DOC 濃度は流路に沿って上昇していたが、上昇の度合いは 2005 年の方が高かった。2005 年の TN 濃度は、地点 22 で下がっているがその後上昇傾向にあった。2003 年の TN 濃度は地点 14 で急激に上昇していたが、それをのぞくと全体的に上昇傾向にあった。TP 濃度は上昇傾向にあったが、2003 年は地点 14 付近から急激に上昇していた(Fig. 3)。

2005 年 11 月 20 日の地点 24, 23, 21 の 3 地点と地点 31 で採取した水を比較すると、地点 24~21 にかけて NO_3^- 濃度は減少していた(Fig. 4)。南側流入口、北側流入口それぞれの水に含まれる NO_3^- の $\delta^{15}\text{N}$ はそれぞれ、3.8 ‰と 5.7 ‰であり、 $\delta^{18}\text{O}$ はそれぞれ、2.1 ‰と 3.4 ‰であった。この南側流入路にそって NO_3^- 中の $\delta^{15}\text{N}$, $\delta^{18}\text{O}$ の濃度は変化していき、地点 23 と地点 21 での $\delta^{15}\text{N}$ はそれぞれ、1.7 ‰と 2.3 ‰であり、 $\delta^{18}\text{O}$ はそれぞれ、4.7 ‰と 38.9 ‰であった(Fig. 5)。

4. 考察

4.1 場所ごとの水質の特徴

本研究の目的は深泥池の水質を富栄養化の観点から調査することであった。富栄養化に密接に関わる栄養塩(カチオン、 NO_3^-)の濃度が第 1 主成分に対して正の高い値を示したことから考えると、Fig. 2a の第 2, 3 象限にある地点の水質は、比較的富栄養化が進行していないと考えられる。一方で、池の北側を走る道路脇の地点、そして病院脇の地点、水道水が混入する南側流入口とそれに影響される南側流路の水質は富栄養化が進行していると考えられる。Fig. 2a において、南側流路の水質は第 4 象限から第 3 象限にかけて分布しているが、道路沿いの地点の水質は第 1 象限に主に分布している。これらの結果は、両者の水質はともに富栄養化が進行しているが、その質に差があることを示している。水道水中の Cl^- の濃度は高い事が知られているが、水道水の影響を受けていないと考えられる北側の道路沿い地点の水の Cl^- 濃度は、南側流入口よりも高い。また、 Ca^{2+} などは水道水よりも非常に高い値を示している。同様の傾向は K^+ , Mg^{2+} でも同様の傾向が示されている。一方で、 SO_4^{2-} や NO_3^- の濃度は道路沿いで低い値を示している。南側流入口や南側流路は水道水が混入による富栄養化の傾向が顕著である。一方で、道路沿いで富栄養化が進行している原因としては、高村・竹門(2005)も指摘しているが、道路沿いの人工物からの栄養塩の混入によるものと考えられる。特に、冬場に道路の凍結防止剤として使用される CaCl_2 の影響が強くでいたものと考えられる。一般に、 CaCl_2 が凍結防止剤として使用されるのは、12 月~3 月であ

る。採水を行ったのは11月上旬であり、一年の間で最も影響が低いと予想される時期であるにもかかわらず、強い影響が確認された。

4.2 南側流路に関して

南側流入口から入る、水道水を含んだ水の栄養塩類の濃度は、池内を流動していく過程で減少していくものと、減少していかないものがある。濃度が直線的に減少している溶存物質は、 NO_3^- -N + NO_2^- -N, Cl^- , K^+ であった。特に NO_3^- -N + NO_2^- -N は濃度が、地点14に到達した段階で殆ど0に近くなっている。 K^+ も同様に減少していた。DOC 濃度の上昇幅は2005年の方が2003年よりも高くなっていた。2005年は寡雨であり、池に流入する水量は少なかった。そのため、池内部での水の滞留時間は2003年よりも長くなるものと考えられ、水質の変化パターンは、池内部での生物学的な過程の影響をより強くうけているものと考えられる。具体的には、水が植物体や植物遺体からの有機物の浸出などの影響を受けDOCの濃度が上昇していたと考えられる。滞留時間が延びることによって、生物活動の影響が強くなることは、生物による NO_3^- 吸収が顕著になることにも表れ、 NO_3^- 濃度の低下を引き起こしていると考えられる。

NO_3^- -N + NO_2^- -N 濃度の低下は、さまざまな要因が考えられる。岡田(1994)によると湿地の環境浄化機能のうち、溶存態の物質が浄化される過程には、1)好気・嫌気過程による脱窒や化学的な沈殿生成、2)植物の成長による栄養塩類の消費とその死滅後の埋没、3)多様な分解過程、分解生物の存在、4)浅いために水と底泥の接触が容易であり、底泥との反応が促進される、と4つの要因があるとされている。さらに、深泥池の南側流路に関しては、5)腐食コロイドの吸着作用や、6)雨水や開水面の水などと混合なども、潜在的な要因としてあげられる。上記のうち、 NO_3^- -N + NO_2^- -N 濃度の減少を考慮する際には、要因4)の底泥と NO_3^- の主な反応は、底泥が炭素供給源となって、脱窒が進行する事なので、要因4)と要因1)は同義である。また、 NO_3^- -N も、 NO_2^- -N も、無機物なので分解はしない。従って、要因4)に関してもここでは考慮しない。

水に含まれる NO_3^- の由来は、 $\delta^{18}\text{O}$ と $\delta^{15}\text{N}$ の値である程度推測できる(Kendall, 1998)。例えば、大気降水由来の NO_3^- の $\delta^{18}\text{O}$ 濃度は23~75‰の範囲にある。11月20日に採水された地点21の水に含まれる NO_3^- は降雨由来のものといえる。同様に $\delta^{18}\text{O}$ の値が-5~17‰の場合は、 $\delta^{15}\text{N}$ の値である程度 NO_3^- の起源を推定することができる。また、 NO_3^- が脱窒を受けると、 d_{15}N と d_{18}O の両方が上昇することが知られている。

(Kendall 1998)。例えば本研究においては、この範囲に地点23, 24, 31の水が含まれている。このうち地点24と31(2つの流入口)の水に含まれる NO_3^- の由来は土壌由来か、人間活動による汚水などに起因されるものと考えられる。また、地点23の水は上記の土壌・汚水以外に肥料や雨水の影響を受けている可能性が考えられる。地点24から入った水は地点23を経て、地点21へと至る。仮に地点24から地点23に至る間に、脱窒がおこっているならば $\delta^{15}\text{N}$ の値はこの間に上昇しているはずである。しかし、実際にはここで $\delta^{15}\text{N}$ の値は減少している。従って、ここでは、脱窒によって NO_3^- 濃度が減少しているわけではないことがわかる。また、 $\delta^{18}\text{O}$ の値より地点21に水が到達するところには、 NO_3^- の起源が降水によるものになっており、2005年は寡雨であったことから、水の混合のみによって降水起源の NO_3^- が卓越したとは考えにくい。

次に、酸性下での腐食コロイドの陰イオン吸着作用の可能性も考えられるが、南側流路の水はpH6~7の間で、陰イオン吸着作用が強く働いているとは考えにくい。さらに、2005年のTNの値を見ると、地点24~21の間で減少している。仮に、腐食コロイドが NO_3^- -N + NO_2^- -Nを吸着したと考えるならば、TNの濃度は一定であるはずである。この事からも、腐食コロイドが NO_3^- -N + NO_2^- -Nを吸着したとは考えにくい。従って、南側流路に沿っての NO_3^- 濃度の減少は、南側流路において NO_3^- 濃度が減少していた要因は上記のうち2)の植物体の吸収が最も有力な要因と結論づけられた。

4.3 深泥池の富栄養化と水質形成機構に関して

深泥池における主要な水の流れとして、北側流入口から北側流路を経て開水面への流れ、水道水の混入を含む南側流入口から南側流路を経て開水面への流れがある。このうち、南側流路は水道水の混入を含むものであり、深泥池の富栄養化に寄与するものであった。 NO_3^- 濃度が減少する地点21の手前まで、南側流路の周辺には、深泥池の陸化を促進する、ヨシ(*Phragmites communis* L.)やマコモ(*Zizania latifolia* Turcz.)が茂っている。また、北側の道路沿い地点の水質も富栄養化に寄与していることが考えられる。この北側道路から混入した汚水は、道路沿いに茂るヨシ帯を経て、北側流路に流れ込むか、そのままヨシ帯で蒸散していくと予想される。このヨシ帯から、北側流路・開水面までに水が移動する際に、どのような経路をへて、どのように水質が変化するのか明らかにする必要があるだろう。

南側流路においても、地点 21 の手前までは、ヨシ・マコモ帯が広がっているのであるが、地点 21 から 20 の間には、絶滅危惧種といわれているヒメコウホネ (*Nuphar subintegerrimum* (Casp.) Makino) 帯が広がっている。このヒメコウホネも過去には浮島や開水面で多く確認されていた(角野, 1981; 北村・村田, 1981)。しかし、現在ではこの南側流路の一部でのみ、確認されているだけである。また、ヒメコウホネは池の富栄養化が進行した 90 年代には、生育を確認することができなかったといわれている。この点で、深泥池の希少種保全上好ましくないとされているヨシ・マコモ帯の栄養塩除去機能があったからこそ、ヒメコウホネが地点 21 周辺で生育できるのかもしれない。

湿地においては植物の存在が栄養塩の除去をおこなっているという事が報告されている(Tanner et al., 1995)。特にヨシの養分除去機能は近年注目を集めている。実験系においてであるが、ヨシ帯において 96% 以上の TN, TP が除去されたという報告もある(Huett et al. 2005)。深泥池においても同様の水質浄化機能が確認された。一方で、このような植物の栄養塩除去機能は有限であるという報告もある(Howard-Williams, 1985)。実際、南側流路では一時的に TN の濃度が減少していたが、TP の濃度減少は確認されなかった。植物の TN, TP の除去機能に関しては、TN よりも TP の除去機能の方が早い段階で失われ、場合によっては TP を放出するという報告もある(Tanner et al., 1995)。深泥池におけるヨシ・マコモ帯では、過去には今よりも高い効率で TN, TP を除去していた可能性も考えられる。

深泥池は、過去に下水や、大量の水道水が混入していた(角野, 1982; 高村・竹門, 2005)。現在、南側流路の一部でヒメコウホネが生育し、開水面ではジュンサイ(*Brasenia schreberi* J.F. Gmel.)が生育しており、これらの場所への直接的な富栄養化の影響は小さいかもしれない。しかし、過去に流入してきた、栄養塩類を受けた池の内部では、富栄養化の元になる窒素・リン・カルシウムなどが、ヨシ群落・浮島の泥炭・池の底泥に吸着されてきたと考えられる。これらの蓄積されてきた栄養塩類がこれから、どのような影響を与えるのかを予想するのは難しいかもしれない。しかし、水質のモニタリングを今後も継続することや、浮島本体や、底泥の栄養塩レベルの評価を行うことによって、現在までの富栄養化がどの段階まで進行しているのかを把握するための手掛かりとなるであろう。

5. おわりに

深泥池における水質形成機構を概観した。その結果、池の北側道路から流入する汚水が池の富栄養化に寄与していた。また、松ヶ崎浄水場の配水池からの漏水が混入した水が、池南東部から流れ込み池の富栄養化に寄与していた。これら 2 つは、それぞれ異なる要因で富栄養化に貢献していた。北側道路からの汚水は冬場に使用される道路の凍結防止剤である CaCl₂ の影響を強く受けていた。また、南側に流れ込む水は水道水の影響を強く受けていた。この南側流路に関しては、流入口付近に生育しているヨシ・マコモといった植物が養分を吸収し、富栄養化を一時的に防止している可能性が示唆された。池の陸化を進行させるといわれているヨシ・マコモであるが、その栄養塩除去機能が発揮される事で、南側流路の下流域で稀少植物であるヒメコウホネやジュンサイの生育が可能となっている可能性が示唆された。

謝 辞

本調査は、環境省環境技術等開発推進事業『地域生態系の保全・再生に関する合意形成とそれを支えるモニタリング技術の開発研究』(代表：矢原徹一)ならびに、科学技術振興機構戦略的創造研究推進事業(CREST)『各種安定同位体比に基づく流域生態系の健全性・持続可能性指標の構築』(研究代表者 永田俊)の一環として行った。現場での環境測定と採水は、深泥池水生生物研究会の皆様にご協力いただきました。また、室内での水質分析は加藤義和さん、村上宜之さんに手伝っていただきました。以上の方々に感謝の意を表します。

参考文献

- 岡田光正 (1994) : 湿地(Wetland)の水質浄化機能, 水環境学会誌, 第 17 巻, 3 号, pp. 142-148.
- 角野康郎(1981) : 深泥池の水質と水生植物, 深泥池の自然と人—深泥池学術調査報告書, pp. 46-54.
- 北村四郎・村田源 (1981) : 深泥池とその周辺の植物相, 深泥池の自然と人—深泥池学術調査報告書, pp. 83-91.
- 高村典子・竹門康弘 (2005) : 深泥池の水質分布に及ぼす流域からの人為的影響について, 陸水学雑誌, 第 66 巻, 2 号, pp. 107-116.
- 細見正明 (1994) : 内陸湿地における自然浄化のメカニズムと浄化機能の積極的利用, 水環境学会誌, 第 17 巻, 3 号, pp. 149-153.
- APHA (1998): Standard methods for the examination of

- water and waste water, 20th edition, American Public Health Association., Washington, D.C.
- Sigman, D. M., Casciotti, K. L., Andreani, M., Barford, C., Galanter, M., Bohlke, J. K. (2001): A bacterial method for the nitrogen isotopic analysis of nitrate in seawater and freshwater, *Analytical Chemistry*, Vol. 73, No. 17, pp. 4145-4153.
- Casciotti, K. L., Sigman, D. M., Hastings, M. G., Bohlke, J. K., Hilkert, A. (2002): Measurement of the oxygen isotopic composition of nitrate in seawater and freshwater using the denitrifier method, *Analytical Chemistry*, Vol. 74, No. 19, pp. 4905-4912.
- Howard-Williams, C., (1985): Cycling and retention of nitrogen and phosphorus in wetlands: a theoretical and applied perspective, *Freshwater Biology*, Vol. 15, No. 4, 391-431.
- Huett, D. O., Morris, S. G., Smith, G., Hunt, N. (2005): Nitrogen and phosphorus removal from plant nursery runoff in vegetated and unvegetated subsurface flow wetlands, *Water Research*, Vol. 39, No. 14, pp. 3259-3272.
- Keddy, P. (2000): *Wetland ecology*, Cambridge University Press, UK.
- Kendall, C. (1998): Tracing nitrogen sources and cycling, *Isotope tracers in catchment hydrology*, eds. Kendall, C., McDonnell, J. J., pp. 519-576, Elsevier Science., New York.
- Tanner, C. C., Clayton, J. S., Upsdell, M. P. (1995): Effect of loading rate and planting on treatment of dairy farm wastewaters in constructed wetlands II. Removal of nitrogen and phosphorus. *Water Research* Vol. 29, No. 1, pp. 27-34.

Spatial patterns of water properties in Mizoro-ga-ike pond

Tetsuya SHIMAMURA, Ken'ichi OSAKA*, Masayuki ITOH*, Nobuhito OHTE*, and
Yasuhiro TAKEMON

*Graduate School of Agriculture, Kyoto University

Synopsis

Artificial nutrient loading has been linked to decrease in plant diversity in peatlands, riparian areas and swamps. Mizoro-ga-ike pond in Kyoto City is one of the natural monuments of Japan bearing temperate floating mat and diverse plant community. The pond had experienced eutrophication by sewage and tap-water in 1960-70s. As the inflows of nutrient rich water had been lessened, amount of source area of the pond decreased to 30 %. We investigated factors that control water chemistry in and around the pond to assess the present situation of the pond.

Keywords: Mizoro-ga-ike pond, reed, water quality, removal of nutrients