

## 池干しによる富栄養化した万代池における底泥からの 栄養塩溶出抑制の有効性についての検討

大島 詔

### Inspection for the drying-out treatment to mitigate the nutrient migration from the sediment of eutrophic Pond *Mandai*

Akira Oshima

#### Abstract

To inspect for the possibility of drying-out treatment to mitigate the nutrient migration from sediment from enclosed and eutrophic Pond *Mandai* (*Sumiyoshi* ward, Osaka city), a laboratory examination with the sediment dried under sunlight was performed for four weeks. Double nitrogen was dissolved from semi-dried sediments compared with no-dried control during the experimental period, yet phosphorus was not found. However, dried sediment liquated out ca. 20-fold nitrogen, which was mostly in the form of ammonium, and released ca. 3000-fold phosphorus. The dissolved nitrogen suggested to be produced by the soil-drying effect, and the release of phosphorus seemed to be triggered under the reductive conditions induced by decomposition of organic matters produced by the effect. It concluded that the drying-out treatment for Pond *Mandai* should be circumvented since it stimulates the migration of nitrogen and phosphorus from the sediment.

**Key words:** drying-out treatment, nitrogen, ammonia, phosphorus, soil-drying effect

#### I 序論

池干しとは古くから伝わる農業用ため池の一管理手法であり、農閑期にため池の水を全量、あるいは部分的に抜き去る行為をいう。水量を減じている間に雑草や水草の刈りこみ、堤の補修、浚渫、漁獲などの作業を通じてため池の維持管理がされてきた。近年では後継者不足などが理由で管理の一環としての池干しは実施されなくなりつつある。しかし池干しに別の価値を見いだして実施される例もある。たとえば福岡県宗像市にある白水池では外来種の除去を目的として学術的な検討を行った上で池干しを実施し、ブルーギルなどの捕獲に成功している[1]。このほかにも希少種であるニホンバラタナゴの保護を目的とした事例[2]など、生態系保護を目的とした池干し事例は多数報告されている。

富栄養化対策を目的として池干しが実施される場合もある。この場合の水質改善メカニズムとしては、1.水位低下時の波や降雨による底泥洗い流し作用、2.日光中の紫外線による殺藻作用、3.温度変化による殺藻作用(日温度変化、凍結)、4.土壌粒子の団粒化、5.酸化作用によるリンの不活性化、6.有機物の好氣的分解作用、7.底生生物、土壌微生物相の変化などによる相互作用によるものと考えられている[3]。池干しの事例では、再

湛水後に富栄養化が緩和されたとする報告[3,4]がみられる反面、逆に窒素溶出が著しく促進されたとする報告[5]もあり、常に効果が得られるわけではないようである。また、富栄養な状態が緩和されたという事例においても、その効果は名古屋市の大久手池のように少なくとも10年以上にわたり継続したとする例[6]もあれば、東京都の牛ヶ淵や千葉県蓮沼海浜公園ポート池のように高々1、2年で消失したという例[3,7]もあり、安定したものではない。

大阪市内にある公園池の一つである万代池は富栄養化の進行が著しく[8]、現場で安価に実施可能な対策が求められている。池干しは一つの案であるが、その効果ならびに持続期間はケースバイケースなため、万代池に適用した場合の効果について予めシミュレートしておく必要がある。そこで本研究では、現場の底泥を用いた室内実験により池干しの効果について検討し、新たな知見を得たのでその結果と考察について報告する。

#### II 材料と方法

##### 1) 実験材料の採取と実験方法

実験に用いた底泥は大阪市住吉区にある万代池より採取した(図1)。万代池は周長約800mの公園池であり、雨水以外の水源をもたず、池からの流出は大雨時の越

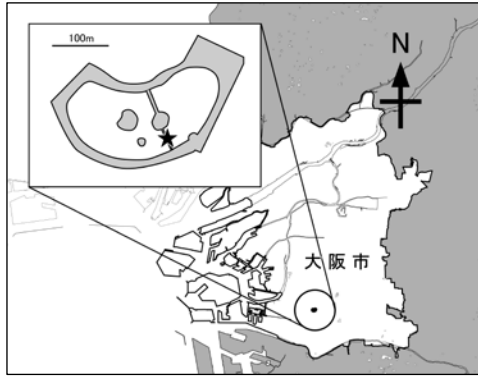


図1 万代池地図

表1 万代池の諸元ならびに水質・底質

| 場所       | 大阪市住吉区<br>(34° 37' 09.7" N, 135° 30' 08.8" E) |
|----------|---|
| 平均水深     | 140 cm  |
| 水表面積     | 1.92×10 <sup>4</sup> m <sup>2</sup>           |
| 水量       | 2.68×10 <sup>4</sup> m <sup>3</sup>           |
| 水中のT-N*  | 5.6 mg-N/L                                    |
| 底泥中のT-N* | 5.6 mg-N/g-dry                                |
| 水中のT-P*  | 0.45 mg-P/L                                   |
| 底泥中のT-P* | 0.72 mg-P/g-dry                               |

\*水質は2010年度、底質は2006年計測値

流のみのため閉鎖性は極めて強い。万代池の諸元ならびに2010年度(2010年4月～2011年3月)の水質測定結果[9]、2006年の底質測定結果[10]を表1に示すが、池水の全窒素は平均5.6 mg/L、全りんは平均0.45 mg/Lであり、富栄養化が進行した池である。

材料となる底泥は2010年11月に池の中央部に架かる橋上よりエクマンバージ採泥器を投入して採取した(図1中★印)。底泥は目開き2 mmのメッシュを通過させて小石やごみを取り除いたあとによく混和させて実験材料とした。20個の容量200 mLのパイレックス製ビーカー(底面φ6.2 cm)に実験材料の底泥を150 mL投入したあと、乾燥処理を行わないコントロール(以下[C]とする)、7日目および21日目で生乾きのまま乾燥処理を中断するもの(以下それぞれ[A]、[B]とする)、恒量に達するまで乾燥処理を行うもの(以下[F]とする)、予備の5系統に4つずつ無作為に振り分けた。なお、ここでいう恒量とは、乾燥過程において1週間にわたり含水率にほぼ変化がなくなった時とした。なお、乾燥処理中ほこり等の微粒子混入対策は行わなかったが、ビーカー内部や壁面への汚れの付着は目視では認められなかった。

[C][A][B][F]の各乾燥処理後、ペリスターポンプを用いて蒸留水を静注し、池干し後の再湛水を再現した。解析を簡便にするために本来はすべてで同量の湛水量とすべきであるが、乾燥による減容のない[C]における最大可能注水量の50 mLを他のものにも適用すると、特に底泥の減容が著しく、ひび割れが多く生じた[F]では水が不足し、底泥が露出してしまふ可能性があった。底泥を完全に水没させるために湛水量は乾燥で失われた

水分量に50 mLを加えた量とした。

溶出実験は、各系統4つあるビーカーのうち3つを窒素・りん測定用、1つを酸化還元電位測定用とした。これらを20°Cの暗所に静置し、湛水後0、1、2、4、7、14、28日目に酸化還元電位測定用を含むすべてのビーカーから10 mL採取し、試料採取後は同量の蒸留水を補充して実験期間を通じて水量を一定に保った。

試料水については全窒素、各態窒素(アンモニア態窒素、亜硝酸態窒素、硝酸態窒素)、全りんならびにりん酸態りんを測定した。全窒素(T-N)、全りん(T-P)は全窒素・全りん分析装置(AA3、BL-tec製)を用いて定量し、各態窒素のうち、硝酸態窒素(NO<sub>3</sub>-N)及び亜硝酸態窒素(NO<sub>2</sub>-N)は試料を孔径0.45 μmのメンブランフィルターで処理したろ液について銅-カドミウムカラム還元法およびナフチルエチレンジアミン法により定量した。アンモニア態窒素(NH<sub>4</sub>-N)は前述のろ液に対してインドフェノールブルー法により、りん酸態りん(PO<sub>4</sub>-P)はろ液に対してモリブデンブルー法によりそれぞれ定量した。酸化還元電位は酸化還元電位計(UC-21、セントラル科学製)を用いて底泥表面に電極を当てて計測した。

## 2) 栄養塩の溶出速度に関する解析

この実験において底泥からのT-NもしくはT-P(Xとする)の溶出は以下の微分方程式(式1)に従うものとした。

$$\frac{dx}{dt} = k \cdot \left( \frac{M-x}{M} \right) \quad \text{式1}$$

ここで  $x$  は  $X$  の濃度 [mg/L]、 $k$  は溶出係数 [mg/L/day]、 $M$  は  $X$  の平衡濃度 [mg/L] とする。式1を初期条件  $t = 0$  のとき  $x = 0$  として  $x$  について解くと、

$$x(t) = M(1 - e^{-\frac{kt}{M}}) \quad \text{式2}$$

となり、時間  $t$  に対する  $X$  の溶出関数が得られる。式1より  $X$  の溶出速度は  $x$  に律速されるが、今回の実験では  $X$  の濃度は試料採取のたびに蒸留水が補充されることで不連続的に変化するため、測定結果を元に溶出係数  $k$  ならびに平衡濃度  $M$  を推定するには蒸留水補充の影響を除去する必要がある。時間  $t$  に10 mLの試料を採取し、蒸留水を添加した直後の  $X$  の濃度は  $x(t) \cdot (V - 10) / V$  となる ( $V$  は湛水の体積 [mL])。以後の溶出は時間  $t$  より  $r$  だけ逆戻りした時間  $t - r$  から溶出が再開するものと考えることができ、以下の式が成立する。

$$x(t - r) = x(t) \cdot \frac{V - 10}{V} \quad \text{式3}$$

式3を  $r$  について解くと以下となる。

$$r = \frac{M}{k} \ln \left\{ 1 - \frac{V - 10}{V} \left( 1 - e^{-\frac{kt}{M}} \right) \right\} + t \quad \text{式4}$$

1回目の試料採取時刻  $T_1$  の観測は丁度時刻が0から  $T_1$  になるまでの間の溶出を観測したものであるが、2回目の  $T_2$  の観測は1回目の試料採取後に  $r_1$  だけ逆戻りした時間から  $T_2 - T_1$  経過した時間  $\tau_2$  における溶

出を観測したと見なすことができ、 $\tau_2 = T_1 - r_1 + (T_2 - T_1) = T_2 - r_1$ となる。同様に 3 回目の観測は  $\tau_3 = T_3 - r_1 - r_2$ である。 $n$  回目の試料採取時間  $T_n$  における観測値  $x_n$  は、 $T_n$  にそれぞれの時間戻り量  $r_1, r_2, \dots, r_{n-1}$  を減じた時間  $\tau_n$  における溶出を観察したものであり、これらをまとめると  $\tau$  は以下となる。

$$\begin{cases} \tau_1 = T_1 & (n = 1) \\ \tau_n = T_n - \sum_{k=2}^n r_{k-1} & (n \geq 2) \end{cases} \quad \text{式 5}$$

$k$  および  $M$  は、実際の時間  $T_1, T_2, \dots, T_n$  での観測値  $x_1, x_2, \dots, x_n$  が蒸留水補充の影響を取り除いた時間  $\tau_1, \tau_2, \dots, \tau_n$  に観測されたものとし、 $\tau$  を  $t$  に代入した上で式 2 を最小二乗法で解くことで求めることができる。しかしながら式 4 より  $\tau$  を求めるのに必要な  $r$  は  $k$  と  $M$  に依存しているのでそのままでは計算できない。そこで計算アルゴリズムとして、初期解として  $k = x_2/x_1$ 、 $M = 1.2 x_n$  ( $n$  は最終試料採取回次、係数 1.2 は計算を短時間で収束させるために設定)、 $r_1 = r_2 \dots r_{n-1} = 0$  を与え、これらを順次変動させながら観測値  $x$  とモデルに基づく予測値の二乗和  $\sum \{x_k - x(\tau_k)\}^2$  が最小となる  $k, M, r_k$  ( $r_k$  が決まると  $\tau_k$  は一意に決まる) の組合せならびに  $k$  と  $M$  の標準偏差を求めた。一連の計算には R 3.2.0[11]を用いた。

### III 結果と考察

#### 1) 天日干し日数と底泥含水率の関係

底泥の天日干し開始からの経過日数[d]と底泥の含水率[%]の関係について図 2 で示す。乾燥を開始してはほぼ直線状に水分が減少し、33 日目からは含水率がほぼ一定に達したので[F]の天日干し期間は 40 日とした。図 2 中の矢印は左より[A]、[B]、[F]処理系統において湛水を開始した日を示すが、含水率はそれぞれ 76.4%、51.9%、5.7%であった。

#### 2) 底泥表面の酸化還元電位

酸化還元電位の変化について図 3 で示す。湛水直後はすべての処理系統で+352~+404 mV の電位であった。[C]では 4 日目に+180 mV、14 日目には+35 mV と低下し、その後は横ばいであった。[A]および[B]でも時間の経過とともに酸化還元電位は低下したが、その低下速度は[C]よりも遅く、28 日目において[A]では+70 mV、[B]では+118 mV であった。[F]では湛水後に酸化還元電位が急激に低下して 4 日目には-147 mV となり、その後は若干の変動は見られるものの、28 日目まで-100 mV 程度の状態が継続した。[C][A][B]では実験期間を通じて酸化的な状態が維持されたのとは対照的に[F]では 4 日目より還元的な状態にあった。

#### 3) 窒素・リンの溶出特性

湛水中における T-N ならびに各態窒素濃度を底泥の

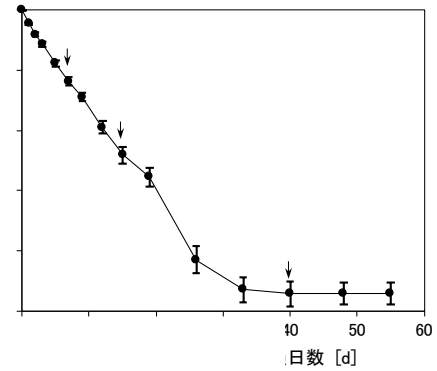


図 2 天日干しの日数と含水率 (バーは 1S.D.)

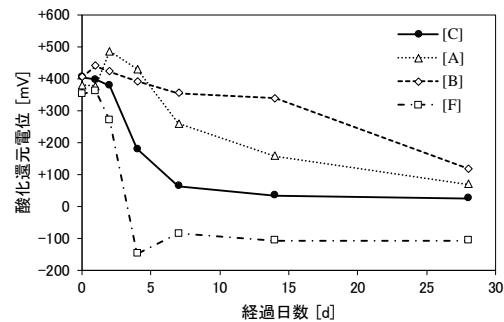


図 3 酸化還元電位の変化

単位面積当たりの溶出量に換算した値を図 4 に示す。[C]では 4 日目までに T-N が 0.35 g-N/m<sup>2</sup>溶出し、その後はほぼ停止した。NH<sub>4</sub>-N は 1 日目から溶出がみられ、14 日目に 0.23 g-N/m<sup>2</sup>に達した後は微減した。NO<sub>3</sub>-N は 14 日目以降に観測され、28 日目に 0.21 g-N/m<sup>2</sup>となった。[A]および[B]の T-N は[C]とほぼ同様の増加経過をたどり、4 日目までにそれぞれ 0.40、0.39 g-N/m<sup>2</sup>溶出し、28 日目には[C]よりもやや高い 0.42~0.53 g-N/m<sup>2</sup>になった。各態窒素については、NH<sub>4</sub>-N が増加し、その後 NO<sub>3</sub>-N が増加する点では[C]と同じパターンであるが、[A]では 4 日目、[B]では 7 日目と NH<sub>4</sub>-N がピークを迎える日は早かった。NH<sub>4</sub>-N から NO<sub>3</sub>-N の変化は底泥の酸化還元状態と関係する硝化反応と考えられ、[C]と比べ[A]、[B]では常に酸化還元電位が高かったために硝化反応が進行しやすく(図 3)、NH<sub>4</sub>-N のピークが[C]よりも早い段階で見られたものと思われる。

[F]の溶出パターンは前 3 者とは大きく異なった。湛水直後より T-N の大量溶出が見られ、4 日目に 1.1 g-N/m<sup>2</sup>となり、他の系では溶出がほぼ停止したと見られた 28 日目までに 3.8 g-N/m<sup>2</sup>が溶出した。しかもこの時まで溶出した T-N のほぼ全量が NH<sub>4</sub>-N であった。

図 5 は底泥単位面積当たりからの T-P ならびに PO<sub>4</sub>-P の溶出量を示したものである。[C][A][B]では実験期間を通じて PO<sub>4</sub>-P は殆ど検出されず、T-P についても[A]の 7 日目の値 0.0059 g-P/m<sup>2</sup>を除くと最大でも 0.0008 g-

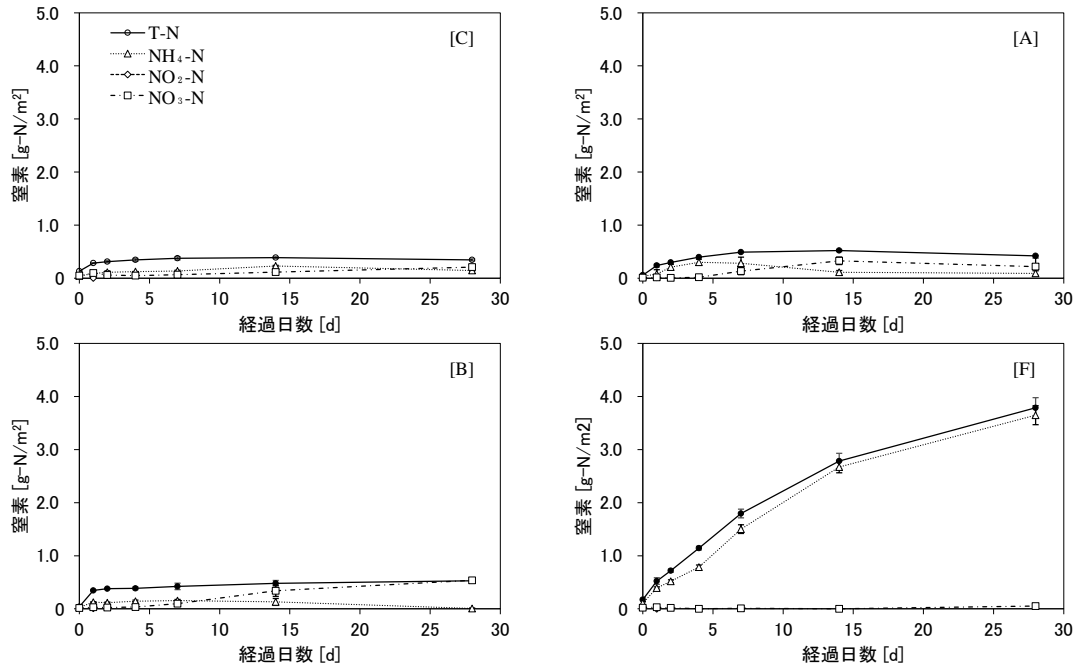


図4 窒素の溶出量(バーは1S.D.)

P/m<sup>2</sup>に過ぎなかった。[A]において7日目に T-P が上昇し、14 日目には低下した理由については、例えば底泥の巻き上げなども考えられるが不明である。一方、[F]では他とは異なり 1 日目から 4 日目までの変化は横ばいであるものの、4 日目以降はほぼ一定の速度で増加し続け、28 日目までに 0.044 g-P/m<sup>2</sup>が溶出した。しかしながら NH<sub>4</sub>-N が実験期間を通じて T-N のほぼすべてを占めていたのとは異なり、PO<sub>4</sub>-P は湛水直後からではなく湛水 7 日目になり初めて検出され、28 日目までに 0.025 g-P/m<sup>2</sup>が溶出したが、T-P に占める割合は 56%であった。この低い割合の理由については PO<sub>4</sub>-P の他に有機体リンの形態で溶出する可能性が考えられ、今後の検討課題である。

4) 溶出係数 *k*、平衡濃度 *M* の計算と万代池における水質のシミュレート

各処理系統の湛水中における T-N および T-P を元に溶出係数 *k* ならびに平衡濃度 *M* を求め、底泥単位面積当たりの万代池池水への負荷量 *L*[g/m<sup>2</sup>]を以下の式より求めた。

$$L = \frac{MV}{1000} \cdot \frac{10^4}{3.1^2\pi} \quad \text{式 6}$$

ここで *M* は平衡濃度[mg/L]、*V* は湛水の体積[mL]、3.1 はビーカー底面の半径[cm]である。さらに表 1 の諸元を元に万代池における底泥からの最大溶出量及び池水への最大溶出濃度をシミュレートした(表 2)。

T-N が大量に溶出した[F]において *k* の値が 4.74 と他 3 者と比較して小さい結果となった。同様の傾向が T-P における[F]の *k* = 0.028 についても見られた。

[C][A][B]では含水率が高いために[F]と比較して水層が薄くなり、湛水時に底泥を巻き上げやすくなることによる影響が疑われた。しかしながら負荷量を求める上で重要となるのはむしろ平衡濃度の *M* であり、T-N について[C][A][B]では 9.65~14.0 であるのに対して[F]では 67.4 と大きい。各処理系統による負荷量は[C]<[A] ≒ [B]<<[F]の関係にあり、[C]と比較して[A]、[B]では約 2 倍、[F]では約 20 倍溶出しやすくなることが示された。

T-P の *M* は[C][A][B]のなかで比較すると[A]でやや高い。これは湛水 7 日目に T-P が突発的に上昇した影響と考えられるが(図 5)、負荷量に換算すると差は殆ど見られなくなった。一方で[F]の *M* は 3.07 と[C]の 0.004 に対して約 800 倍高く、万代池池水への負荷量にすると[C]の 3000 倍近い 0.191 g/m<sup>2</sup>となり、他とも比較し非常に多量のりんが溶出することが示された。

万代池水に対する池干しの影響については、池水をすべて抜いて再湛水する間に池底を乾燥させなかった場合は T-N は最大 0.166 mg/L になるまで溶出するのに対し、池底を半乾燥状態まで乾燥させると 0.3 mg/L 前後、完全に乾燥させてしまうと 3.00 mg/L になるまで溶出する結果となる。T-P は、乾燥させない、あるいは半乾燥までだと溶出量はほぼ 0 mg-P/L であるが、完全に乾燥させてしまうと 0.137 mg-P/L まで溶出する結果となる。

5) 乾燥処理から窒素やりんが著しく溶出する理由

今回の実験では乾燥底泥からのみ再湛水後に NH<sub>4</sub>-N として大量の窒素が溶出する現象がみられた。水田土壌を風乾させ再湛水すると多くの NH<sub>4</sub>-N の溶出が見られることは乾土効果として広く知られており、平松ら[5]

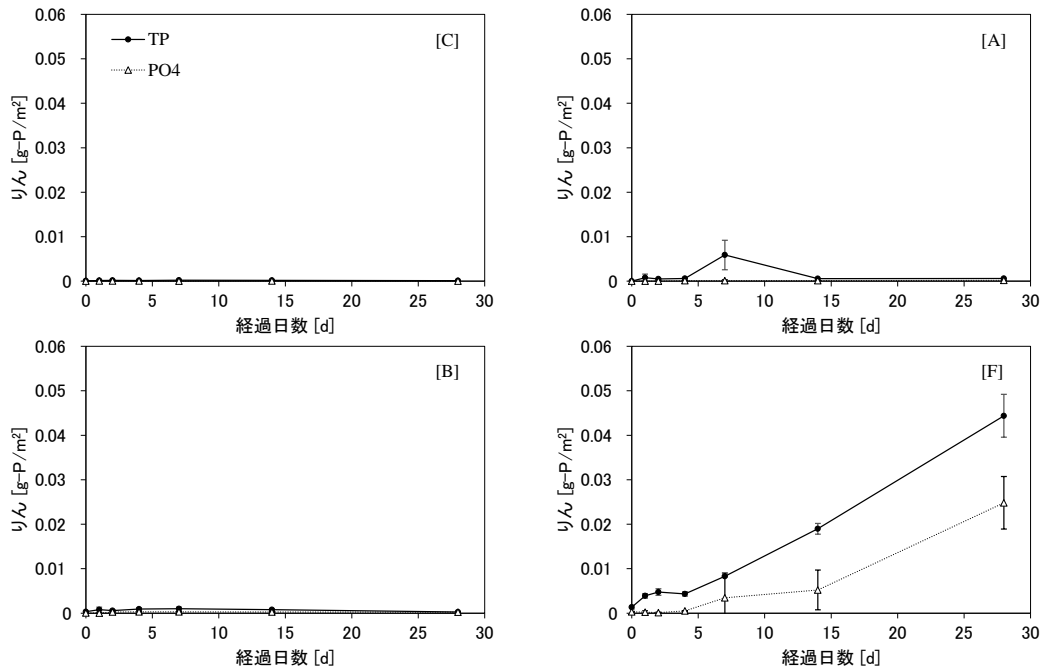


図 5 リンの溶出量(バーは 1S.D.)

はため池に類する調整池を池干した際に同様の現象が生じることについて報告している。そのメカニズムとしては底泥乾燥過程において易分解性のタンパク様物質が分解されることで無機態窒素が生成するためとされており、鳥山ら[12]は水田土壌について、ある限界水分値である K 点以下まで乾燥が進むと  $\text{NH}_4\text{-N}$  の溶出が促進されることを示し、その K 点は土質にもよるが 16~33%と報告している。服部[13]は三重県内の調整池底泥における K 点を測定し、およそ 9~40%の値を得ている。今回の実験において[F]の含水率は 5.7%であり(図 2)、限界水分値を下回る乾燥状態に達し、乾土効果により  $\text{NH}_4\text{-N}$  が大量に溶出したものと考えられる。[A][B]においては、底泥の含水率は 50%以上であり、服部の得た値と比較しても限界水分値以上であったものと推測されるが、窒素溶出はわずかに促進された。天日干しの過

程で部分的に乾燥が進行し、その部分が乾土効果を発現したために窒素溶出が促進されたものと思われる。

リンについては[F]からのみおびただしい量の溶出が見られた。底泥中でリンは三価鉄に結合しているが、還元的な状態では三価鉄は二価鉄へと変化する。りん酸第一鉄はりん酸第二鉄よりも解離定数が小さく結合が緩やかなのでりんを放出する[14]。[C][A][B]では還元的な状態に陥らなかったのに対し、[F]では 4 日目以降継続して還元的な状況にあり(図 3)、このためにりんが溶出したものと考えられる。前述の乾土効果とはタンパク様物質、すなわち有機物の分解が進行することであるが[5]、無機態窒素のほかにも水溶性の有機物も同時に生じることが十分に考えられる。その有機物は湛水に滲みだし、微生物による分解を受けた後に[F]における嫌気化をもたらしたものと思われる。湛水 7 日目ごろより[F]では強

表 2 各処理系統における溶出係数、平衡濃度ならびに万代池における水質のシミュレート結果

|     |     | 溶出係数 $k$    | 平衡濃度 $M$    | 万代池池水への<br>負荷量 $L$  | 万代池底泥からの<br>最大溶出量 | 万代池水への<br>最大溶出濃度 |
|-----|-----|-------------|-------------|---------------------|-------------------|------------------|
|     |     | [mg/L/day]  | [mg/L]      | [g/m <sup>2</sup> ] | [g]               | [mg/L]           |
| T-N | [C] | 13.2±1.2    | 14.0±0.9    | 0.232±0.015         | 4450±290          | 0.166±0.011      |
|     | [A] | 5.70±0.50   | 12.1±0.3    | 0.421±0.009         | 8080±180          | 0.302±0.007      |
|     | [B] | 11.1±3.3    | 9.65±0.52   | 0.417±0.022         | 8000±430          | 0.298±0.016      |
|     | [F] | 4.74±0.31   | 67.4±3.4    | 4.19±0.21           | 80400±4000        | 3.00±0.15        |
| T-P | [C] | 0.106±0.175 | 0.004±0.003 | 0.000±0.000         | 1.24±1.10         | 0.000±0.000      |
|     | [A] | 0.026±0.013 | 0.056±0.024 | 0.002±0.001         | 37.2±16.0         | 0.001±0.001      |
|     | [B] | 0.212±0.357 | 0.012±0.005 | 0.001±0.000         | 9.92±4.18         | 0.000±0.000      |
|     | [F] | 0.028±0.001 | 3.07±2.14   | 0.191±0.133         | 3670±2550         | 0.137±0.095      |

値は平均±1S.D.

い腐敗臭が感じられるようになり、これは嫌気分解が卓越したことを示唆するものであろう。[A][B]で還元的な状態にならなかったのは有機物の量が少なく、嫌気状態までには至らなかったためと思われる。もし仮に[A][B]において嫌気化が進行し、還元的な状態に陥ったとすれば、やはり[F]同様に大量のりんが溶出したであろう。

## 6) 池干しの万代池水に対する影響

万代池水質に対する池干しの効果であるが、今回のシミュレート結果からは底泥を乾燥させてしまうと池水に対して T-N は最大 3.00 mg/L、T-P は最大 0.137 mg-P/L の濃度になるまで溶出すると見込まれる(表 2)。経験的に T-N、T-P がそれぞれ 1.0 mg-N/L、0.1 mg-P/L を超えるとアオコの発生などによる水質悪化の問題が顕在化するとされており、万代池の水質は著しく悪化することが予想される。また、半乾燥状態の池干しであったとしても窒素の溶出は池干しをしない場合と比較して約 2 倍促進されるという結果も得られた。従って万代池において池干しによる水質改善効果は期待できず、むしろ悪化する可能性が示された。万代池の水質は例年 T-N で 3 mg-N/L、T-P は 0.3 mg-P/L 前後で推移しているが、2010 年度の T-N ならびに T-P の観測値は平年値に、[F]より得られた万代池水への最大溶出濃度を足し合わせた値に近かった(表 1、2)。万代池では 2009 年と 2010 年のいずれも 1~3 月に改修工事のため長期間にわたり水位が大きく引き下げられ、池底の大部分が長期間にわたり露出した。結果として乾土効果が発現する強度の池干しと同じ状態となり、湛水後に水質が悪化した可能性がある。

他所では池干しによる水質改善効果が認められた事例もあるが[3,4,7]、それらと万代池との違いは底泥中に含まれる窒素量と有機物量の違いと思われる。窒素量が豊富であれば池干しの最中に  $\text{NH}_4\text{-N}$  が多く生成され、再湛水後に多く溶出するであろうし、有機物が豊富であれば嫌気化を通じてりんの溶出が促進されることが予想される。池干しが成功する池とは、底泥中の窒素量や有機物量が比較的少なく、乾土効果が発現したとしても池水交換による富栄養化緩和作用が大きいために水質に大きな影響を及ぼさない池に限られるのかもしれない。

万代池の富栄養化対策であるが、池干し以外の方法に頼るか、どうしても池干しをせざるを得ないのであれば先に底質の改善について検討する必要がある。

**謝辞** 本研究は大阪市ゆとりとみどり振興局から依頼のあった「平成 21 年度 都市公園における水環境調査研究業務」の調査研究成果をもとに独自の考察を踏まえ再構成したものである。ゆとりとみどり振興局企画部営繕担当赤坂忠司課長代理(当時)をはじめこの研究に協力いただいた方々に感謝の意を示す。

## 参考文献

- 1) 鬼倉徳雄, 中島淳, 江口勝久, 中谷祐也, 兼頭淳, 乾隆帝, 川岸基能, 富山雄太. 福岡県内の溜池における外来魚の池干しによる駆除. 九大農学芸誌 2010; **65**(2):47-55.
- 2) 白井康子, 池田滋, 伊藤英夫, 横井聰. 希少淡水魚ニッポンバラタナゴ保護の取組みタイリクバラタナゴ混入個体群の池干しと捕獲による防除の試み. 水環境学会誌 2009; **32**(12):661-664.
- 3) 農林水産省農村振興局農村環境課: 農業用貯水施設におけるアオコ対応参考図書. 2012; [http://www.maff.go.jp/j/nousin/kantai/tekiou/aoko\\_sankou.html](http://www.maff.go.jp/j/nousin/kantai/tekiou/aoko_sankou.html).
- 4) 阿部真也, 盛谷明弘. 貯水池干し上げによる水質保全への取り組み 三春ダムの事例. ダム水源地環境技術研究所所報 2007; **H18**:24-31.
- 5) 平松研, 鈴木裕久. リンと窒素の動態に着目した池干しの影響評価実験. 農業農村工学会論文集 2007; **250**:65-72.
- 6) 国土交通省河川局河川環境課. 自然の浄化力を活用した新たな水質改善手法に関する資料集(案). 2010; [http://www.mlit.go.jp/river/shishin\\_guideline/kankyo/suishitukaizen/shiryousyuu.pdf](http://www.mlit.go.jp/river/shishin_guideline/kankyo/suishitukaizen/shiryousyuu.pdf).
- 7) 村上和仁, 石井俊夫, 瀧和夫. 強閉鎖性で浅い海浜公園池における底泥の天日干しによる水質の揺戻し現象. 環境情報科学論文集 2009; **23**:435-440.
- 8) 大島詔, 新矢将尚, 北野雅昭, 萩原拓幸, 後藤薫, 土永恒彌. 都市公園池の富栄養化特性とクロロフィル a との関係. 水環境学会誌 2008; **31**(11):193-198.
- 9) 大阪市立環境科学研究所調査研究課(都市環境グループ). 都市公園における水環境調査研究業務調査 研究報告書. 2011.
- 10) 大阪市立環境科学研究所水環境課. 万代池公園ほか 1 公園水質等環境調査 調査報告書. 2006.
- 11) R Core Team. R: A Language and Environment for Statistical Computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria, 2015.
- 12) 鳥山和伸, 関矢信一郎, 宮森康雄. 湛水前の土壌乾燥が土壌窒素の無機質化量に及ぼす影響の定量的把握. 日本土壌肥科学雑誌 1988; **59**(6):531-537.
- 13) 服部瑞穂. 土壌の乾燥レベルがアオコに与える影響: 池干しの水質改善効果に関する研究. 三重大学修士論文 2014.
- 14) Thornton KW, Kimmel BL, Payne FE. ダム湖の陸水学(村上哲生, 林裕美子, 奥田節夫, 西条八東 訳). 東京:生物研究社 2004; pp240

(WEB サイトの内容は 2016 年 7 月 24 日に確認した)