

## II-473 湖沼深層での懸濁物によるリンの取り込み

|                 |            |
|-----------------|------------|
| 国立環境研究所 正員 福島武彦 | P.Bossard  |
| EAWAG/ETH       | J. Bloesch |
| 同上              | R. Gachter |
| 同上              |            |

## 1. はじめに

リンは湖内有機物生産の制限物質となることが多く、その動態は湖沼水質の変動を支配する要因の一つとなっている。内部生産有機物の生産、分解は、Redfieldらによる化学量論式で表現されることが多いが<sup>1)</sup>、この式は多くの微生物が関与した反応過程を単に統計的に表現したものに過ぎない。特に、湖沼深層では無機化された炭素、窒素と比べリンが少なく、分解過程における速度差、あるいは無機化後のリンの生物的、無生物的な取り込みなどの可能性が指摘されている<sup>2)</sup>。ここでは、湖沼深層で採取した懸濁物ならびに沈降物を対象に、ラジオアイソotopeを用いてリンの懸濁物への取り込み速度を直接に測定することから、その機構を推定し、湖沼深層でのリンの無機化と取り込みについて議論を行う。

## 2. 方法

スイスにある貧栄養湖のL. Lucerne（表面積; 114km<sup>2</sup>、平均水深; 104m）と富栄養湖のL. Greifen（表面積; 5km<sup>2</sup>、平均水深; 18m）において深層水ならびに沈澱物（水深はTable 1）を採取した。沈澱物は円筒状のセグメントトラップを1週間程度水中に吊し採集した。これらサンプルを実験室へ持ち帰りの後、暗、緩やかに攪拌、現地水温というin-situの条件で<sup>32</sup>PO<sub>4</sub>-Pを用いたトレーサー実験を行い、Fig. 1に示すような手順でリンの取り込みに関わる特性量を求めた。なお、L. Lucerneでは3シリーズ、L. Greifenでは2シリーズの調査、実験を行ったが（Table 1, 2, 3）、どの期間においても湖水中のDOは2mg/l以上で好気性状態下であった。対照としてホルマリン（1%）あるいはCP（carbonylcyanide m-chlorophenylhydrazone; 10<sup>-4</sup>M in ethanol）を加えたサンプルを作り、吸着などによる無生物的なリンの取り込みを分けて求めた。微生物活動が抑制されていることは<sup>14</sup>C-glucoseの取り込み実験より確かめた。トータル、ろ紙（主に0.45μmのNuclepore-filter）、ろ液の放射能濃度は液体シンチレーションカウンターで測定した。Fig. 1中のRigler's Assayとは、貧栄養湖のような水域ではモリブデンブルー法により測定されたPO<sub>4</sub>-P濃度が生物利用可能なリン濃度を正確に表現しないことから提案された方法で、<sup>32</sup>PO<sub>4</sub>-Pに加え5-10種類の濃度の<sup>31</sup>PO<sub>4</sub>-Pを与えてリンの取り込み実験を行い、湖水中のそれを推定する方法である<sup>3)</sup>。

## 3. 結果と考察

(1) 外部プールでのリンの回転時間； 懸濁物中の<sup>32</sup>P濃度の経時変化は2成分モデル（溶存態と懸濁態）で良く表現されるので、取り込みの初期での懸濁態への移行速度と平衡状態時の<sup>32</sup>Pの分配比（Fig. 1の2）からFig. 1の3に示すような諸特性量を求めた。深層の湖水サンプルでは、外部プールでのリンの回転時間がL. Lucerneで数時間から数日、L. Greifenでは60-100日程度となる（Table 1の数値の逆数）。乾燥重量当たりの取り込み速度が同程度（約1ugP/dw.mg/d；なお懸濁物量は同程度）なのにに対し、湖水中の生物利用可能なリン濃度が2ケタも異なるからである（L. Lucerne; 約1ug/l, L. Greifen; 約100ug/l）。なお、表層水では数分から1時間程度と極めて短い。

(2) Exchangeable-Pの含量； 両湖とも懸濁物で数mg/g、沈澱物で0.1mg/gのオーダーとなる（Table 2）。懸濁物、沈澱物中のリン含量（分解法による定量）はそれぞれその倍程度である（Fig. 2）。すなわち、懸濁物中のリンの半分程度が外部プールのリンと活発に交換しあっていることを意味している。

(3) 生物的、無生物的なリンの取り込み； CPを加えたサンプルと加えないサンプルについてリンの取り込み速度とExchangeable-P含量を比較すると、L. Lucerneの懸濁物で100倍程度、沈澱物で数10倍、L. Greifenの懸濁物、沈澱物ではともに10倍程度、CPを加えないサンプルの方が大きい。CPを加えた時の分配係数（Table 3）の値が粘土粒子のものとほぼ同程度なので<sup>4)</sup>、生物的な取り込み速度ならびに量が無生物的なものと比べてかなり大きいことがわかった。それらの比がL. Greifenで小さいのは湖水中の溶存態リン濃度が大きいので、無生物的な取り込みの比率が増加したためと考えられる。また、グルコースの取り込み速度はリンのそれにはほぼ比例していたが、これは微生物による取り込みが大きいことを示しているものと考えられる。異なった孔径のフィルターを

用いてリンの取り込まれる懸濁物の大きさを分画したところ、1um以下の割合が高く、以上の結果を裏付ける。

(4) 湖沼深層でのリンの挙動； L. Lucerne (湖心) の水深20mから50mの水塊では、5月から8月の約100日間にDOは2.0mg/l低下し、無機の炭素は0.91mg/l、硝酸態窒素は57ug/l増加したが、PO4-Pは変化しなかった(1990)。鉛直濃度差にもとづく拡散を考慮すると、DOで2.7mg/lの減少、無機炭素は1.2mg/lの、硝酸態窒素は107ug/lの増加と計算されるが無機リンでは変化が見られない。Redfieldの式を用いて、リンも例えば炭素と同じく無機化すると考えるとき29ug/lの増加が予測されるので、一旦無機化された後再度取り込まれたと考えると、ネットとして0.26ug/l/dの取り込み速度が必要となる。今回の実測値は0.22-4.64ug/l/dでこの数値を大きく上回っている。以上とあわせて懸濁物中のPOC,PP含量の鉛直分布から、リンについては沈降途中に一度無機化したものが、微生物などに再度取り込まれる過程が重要であるといえる。

引用文献； 1) Redfield, A. C. et al. (1963) *The Sea* In M. N. Hill (ed), Interscience, 2) Gachter, R. & A. Mares (1985) Limnol. Oceanogr. Vol.30., 3) Tarapchak & Herche (1988) Can. J. Fish. Aquat. Sci. Vol.45, 4) Berkheiser, V. E. et al. (1980) CRC Crit. Rev. Environ. Control Vol. 10.

**Table 1. Turnover time k1 (1/d) of P in lake water samples. The figures in the bracket indicate the number of samples. H1; 27 m (L. Lucerne), 15 m (L. Greifen), H2; 54 m (L. Lucerne), 25 m (L. Greifen), Epi; 0.5 m**

| L. Lucerne |          | L. Greifen    |               |                  |
|------------|----------|---------------|---------------|------------------|
| March      | May-June | July-August   | April         | June-July        |
| H1         | 4.64     | 2.13±0.21 (2) | 0.34±0.11 (3) | 0.0176±0.0036(6) |
| H2         | 2.11     | 0.40±0.04 (2) | 0.29±0.08 (2) | 0.0158±0.0033(5) |
| Epi-       |          |               | 24.9          | 726              |

**Table 2. Exchangeable P content in particulate matter (ug/mg)**

| L. Lucerne |               | L. Greifen    |               |               |
|------------|---------------|---------------|---------------|---------------|
| March      | May-June      | July-August   | April         | June-July     |
| H1         | 5.05          | 2.51±0.02 (2) | 7.00±1.41 (3) | 2.84±0.38 (6) |
| H2         | 4.17          | 6.89±0.46 (2) | 4.15±0.40 (2) | 2.27±0.67 (5) |
| S1         | 0.62±0.15 (3) | 0.47±0.20 (4) | 0.75±0.10 (2) | 0.69±0.11 (4) |
| S2         | 0.16±0.04 (3) | 0.71±0.33 (4) | 0.51±0.21 (3) | 0.39±0.04 (4) |
| Epi-       |               |               | 2.11          | 0.38          |

**Table 3. Partition coefficient (Kp(l/g)) measured with CP**

| L. Lucerne |          | L. Greifen  |       |           |
|------------|----------|-------------|-------|-----------|
| March      | May-June | July-August | April | June-July |
| H1         | 21.2     | 28.2        | 10    | 6.6       |
| H2         | 30.9     | 20          | 50    | 4.2       |
| S1         | 10.8     | 10.5        | 17    | 0.7       |
| S2         | 5.5      | 6.9         | 4.6   | 0.4       |

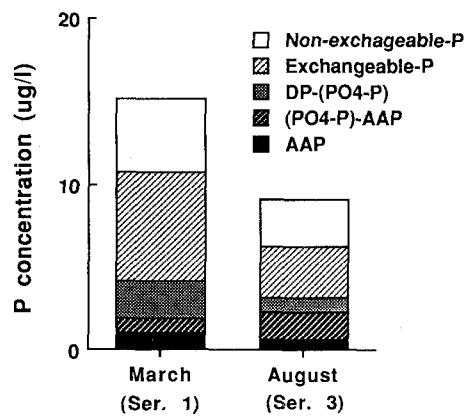
- Determination of ambient available phosphorus (AAP) by Rigler's assay
- Determination of k1 (turnover rate of outside P pool),  $P^*/C^*$  (ratio of particulate to filtrate after the equilibrium) through incubation experiments with  $^{32}P$
- Calculation of several parameters (two-compartment model)

-Biological particles-

- \* Specific rate of P release;  $k_2$  ( $= k_1/(P^*/C^*)$ )
- \* P uptake speed per dry weight (dw);  $SP/dw$  ( $= k_1 AAP/dw$ )
- \* Exchangeable P in particles;  $P_{exc}$  ( $= AAP P^*/C^*$ )
- \* Exchangeable P content in particles;  $PP_{exc}$  ( $= P_{exc}/dw$ )

- Non-biological particles- (with inhibitors)
- \* Partition coef.;  $K_p$  ( $= P^*/C^*/dw$ )

**Fig. 1 Procedure for determining the important parameters on P uptake**



**Fig. 2 Content of P in L. Lucerne's water**