

(13) 下水汚泥からのリン溶出に関する実験的検討

Experimental Studies of Phosphorus Dissolution in Sewage Sludge

岩部秀樹*, 小松敏宏*, 小出典宏*, 宗宮 功**

Hideki IWABU*, Toshihiro KOMATSU*, Norihiro KOIDE*, Isao SOMIYA**

ABSTRACT ; The behavior of phosphorus in sewage sludge from various kinds of activated sludge processes was investigated by laboratory-scale experiments. Using an extract-fractionation method, insoluble phosphorus in sludge was divided into three fractions : the metal phosphate fraction, the polyphosphate fraction and the other fraction. In the experiments, more than 40% of insoluble phosphorus was rapidly transformed within 24 hours under anaerobic conditions to soluble phosphate in mixed sludge from an anaerobic-aerobic activated sludge process. In the sludge, the transformed phosphorus was originated from the polyphosphate fraction and the other fraction. On the other hand, only 16% of insoluble phosphorus was slowly dissolved over 72 hours in sludge from a conventional activated sludge process, because there are a less amount of phosphorus in the polyphosphate fraction and the other fraction than that in sludge from other activated sludge processes. Little phosphorus was dissolved when excess coagulants existed in sludge after added metal salts in activated sludge processes, because dissolved phosphorus from the polyphosphate fraction and the other fraction was converted to insoluble metal phosphate. From the experimental results, amounts of soluble phosphorus after 72 hours were recognized to have a close correlation with the molar ratio of metal component to phosphorus of the polyphosphate fraction and the other fraction at 0 hour.

KEYWORDS ; Phosphorus dissolution, Sewage sludge, Extract-fractionation method, Modeling, Metal component

1. はじめに

下水の高度処理が普及しつつあり、その中でリンを対象とした高度処理も現在 54 ヶ所で実施されている¹⁾。採用されている処理方法としては嫌気好気活性汚泥法、あるいは窒素除去を合わせて行う循環法との組み合わせ、さらにこれらに凝集剤を加えた方法などが多く見られる²⁾。いずれの方法も下水中のリンを汚泥に固定することにより除去する方式であり、結果として余剰汚泥中のリン濃度が高まる傾向にある。生物学的リン除去法ではその汚泥が嫌気的条件下におかれると液側に再放出することが知られており、返流水中のリン濃度が高まることで水処理への影響も考慮しなければならない³⁾。これらの対策としてフォストトリップ法、MAP 法なども検討されている^{3,4)}。

エース事業など広域汚泥処理では各所で発生する汚泥をスラリー状で送泥し、濃縮・脱水以降の汚泥処理を一括して行っている。この場合送泥・受泥貯留プロセスで汚泥中のリンが再放出されることになり、濃縮あるいは脱水分離液中のリン濃度が高まり、排水処理系でリンの問題が顕著に現れることになる⁵⁾。下水高度処理が普及するとさらに返流水系で問題が深刻となる可能性がある。そこで筆者らは送泥・貯留プロセスを含む広域汚泥処理を念頭に、各種汚泥からのリン放出に関する挙動を把握するため、リン放出条件の実験的検討を行った。

* 株式会社クボタ (KUBOTA Corporation)

** 京都大学大学院工学研究科環境工学専攻 (Dept. of Environ. Eng., Graduate School of Eng., Kyoto Univ.)

2. 実験方法

2.1 供試汚泥

下水処理場から採取した汚泥を用いて回分実験により汚泥中のリンの挙動を調べた。実験に用いた汚泥は、水処理方式が標準活性汚泥法（以下標準法）、嫌気好気活性汚泥法（以下AO法）、擬似嫌気好気活性汚泥法（以下擬似AO法）、凝集剤添加嫌気無酸素好気循環変法（以下凝集剤添加A2O法）、凝集剤添加循環変法（以下凝集剤添加循環法）をそれぞれ採用している5ヶ所から採取した。

2.2 実験条件および実験操作方法

下水処理場から採取した汚泥は1時間以内に持ち帰り、余剰汚泥についてはその後1～2時間曝気したものを供試試料とした。実験は100 mLのバイアル瓶を用いた回分実験とし、初沈汚泥、余剰汚泥およびそれらを固形物比でおよそ1:1近くなるように混ぜ合わせた混合汚泥の3種類の汚泥を用いた実験を基本として、それぞれバイアル瓶に汚泥を100 mL入れ、ヘッドスペースを窒素ガスで置換後密封し、恒温水槽内で振とうした。恒温水槽の温度は25℃を基本とし、合わせて15℃でも行った。実験開始後1, 3, 7, 24, 48, 72時間でバイアルから汚泥を取り出し、汚泥と遠心分離後の上澄み液の分析を行った。

実験項目は汚泥の種別（5種類の処理方式、初沈汚泥、余剰汚泥、混合汚泥の3種類）、鉄塩添加の影響（鉄塩添加率：10 mg-Fe/g-SS, 20 mg-Fe/g-SS, 60 mg-Fe/g-SS）、汚泥濃度の影響（SS濃度：7,130 mg/L, 4,690 mg/L, 2,470 mg/L）を見ることを目的に実験条件を構成した。なお汚泥濃度の影響、鉄塩添加の影響実験では、AO法を採用している下水処理場汚泥を用いて実験した。

2.3 分析項目および方法

原汚泥についてSS, VSS, T-P, 主要金属成分、リン形態分析を、24, 72時間後の汚泥についてはリン形態分析を行った。また、各汚泥のpH, ORPについては各経過時間ごとに測定した。上澄み液についてはNo.5Cろ紙でろ過後、PO₄-P, 有機酸を分析した。

分析はリン形態分析を除き下水試験法に準じて行った。リン形態分析は味塾らが行っているSTS法⁹⁾に準じて行い、汚泥固形物中のリンを、主に金属リン酸塩を表す画分1、主に低分子ポリリン酸を表す画分2、高分子ポリリン酸やその他生物体を構成するリンを表す画分3の3画分に形態を分けて分析した。

3. 実験結果

3.1 供試汚泥の性状およびリン形態

それぞれの最初沈殿池汚泥（初沈汚泥）性状の平均値および各余剰汚泥の性状を表1に示す。初沈汚泥中のT-P濃度は7.1～23.2 mg-P/g-SSの範囲で、集約処理施設からの返流水の影響を受けた処理場と脱水で無機凝集剤を添加している処理場の初沈汚泥でT-P濃度が高くなる傾向が見られ、平均で11.6 mg-P/g-SSのT-P濃度となった。余剰汚泥中のT-P濃度は20.2～47.6 mg-P/g-SSの範囲であった。余剰汚泥では、標準法に比べAO法などリン除去を目的とした水処理方法を採用した場合に、高濃度のリンが含有されることが分かる。

回分実験で用いた供試汚泥のリン形態分析の結果を図1に示す。初沈汚泥固形物中T-P濃度の平均値は8.6 mg-P/g-SSであり、その内訳は金属リン酸が主体の画分1が3.3 mg-P/g-SS、低分子ポリリン酸が主体の画分2が2.5 mg-P/g-SS、生物体あるいは高分子ポリリン酸と見

表1 初期汚泥性状

項目	単位	初沈汚泥	余剰汚泥				
		平均	標準法	擬似AO法	AO法	凝添A2O法	凝添循環法
SS	mg/L	15400	4980	5360	2960	4070	4800
pH	—	6.3	6.9	6.7	6.7	6.8	6.7
VSS	%	80.9%	76.5%	81.4%	79.5%	69.8%	70.3%
T-P	mg/L	169	101	150	87	182	152
	mg/g-SS	11.6	20.2	28.2	28.9	44.6	31.7
Si	mg/g-SS	29.0	21.6	20.1	19.7	18.4	6.5
Ca	mg/g-SS	23.1	24.1	16.6	19.8	19.3	15.6
Fe	mg/g-SS	10.8	30.1	4.0	10.8	6.5	8.0
Al	mg/g-SS	11.1	11.6	8.9	7.1	38.6	62.6
Mg	mg/g-SS	5.7	7.9	10.2	9.7	10.4	2.3
有機酸	mg-COD/g-SS	15.1	0.0	0.0	0.4	0.0	0.0

られる画分3が2.8 mg-P/g-SSの構成であった。

余剰汚泥のリン形態については、画分1は無機凝集剤を用いない方式では2.7~8.3 mg-P/g-SSの範囲であるのに対し、凝集剤添加法では13.9~20.5 mg-P/g-SSと明らかに多いことが分かる。画分2は標準法が最も少なくその平均で2.0 mg-P/g-SS (2.6 mg-P/g-VSS)、AO法では平均で9.1 mg-P/g-SS (11.4 mg-P/g-VSS)、最大で16.5 mg-P/g-SS (20.6 mg-P/g-VSS)と高い含有率を示した。画分3は他の画分に対し相対的に高い比率で存在する。全サンプルの中での最小値は標準法の8.0 mg-P/g-SS (10.5 mg-P/g-VSS)、最大値は凝集剤添加A2O法の21.5 mg-P/g-SS (31.9 mg-P/g-VSS)と大きな幅があったが、全サンプルの平均値は15.1 mg-P/g-SS (19.8 mg-P/g-VSS)であった。

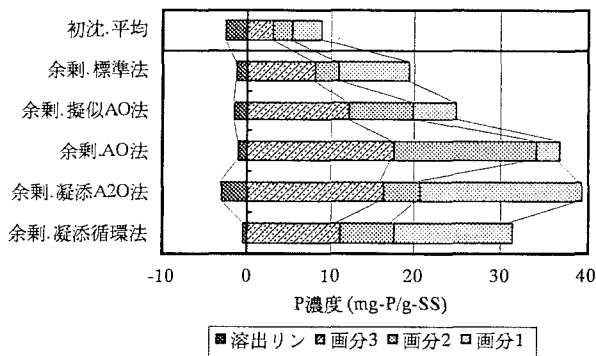


図1 初沈, 余剰汚泥初期リン形態

3.2 水処理方式とリン溶出の関係

窒素、リンを中心とする高度処理対策の普及とともに活性汚泥法も多様化しているが、これら二次処理方式の差異により汚泥処理工程でのリンの挙動が異なってくることが容易に予想される。処理方式の異なる各汚泥の回分実験でのリン溶出経時変化結果を図2に示す。

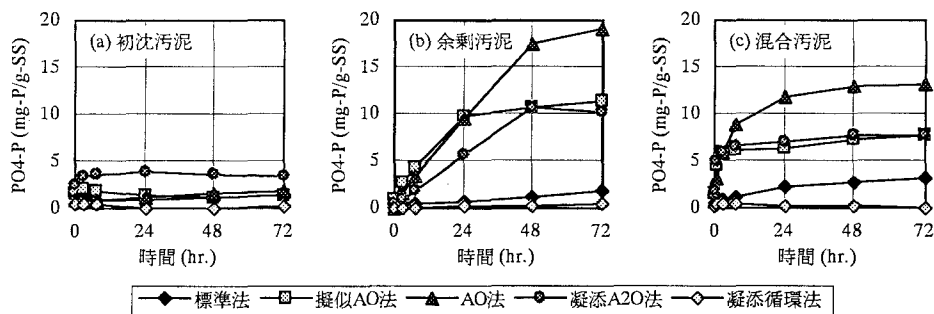


図2 各処理方式の汚泥からのリン溶出経時変化

3.2.1 リン溶出量の経時変化

(1) 初沈汚泥

初沈汚泥は余剰汚泥と比べ含まれるリン濃度が低いが、時間経過による変化量も小さく溶出率は-6%から15%の範囲であった。この間のリン溶出は汚泥の嫌気性分解に伴うものと考えられるが、今回の実験時間範囲では溶出はわずかであり、ほとんど変化しないと見なしてよいと考えられる。

(2) 余剰汚泥

余剰汚泥単独では、標準法と凝集剤添加循環法以外はリンの顕著な溶出が見られた。AO法と擬似AO法では72時間経過後にはリン溶出率として40%を超えるリンが溶出した。凝集剤添加A2O法では23%、凝集剤添加循環法では2%であり、標準法では8%と水処理方式による差異が明らかであった。図3に有機酸のCOD濃度の経時変化について平均値を示すが、余剰汚泥からの有機酸の生成はほとんど見られず、余剰汚泥単独でのリン溶出は汚泥の嫌気性分解に伴うものではなく、過剰摂取分の再放出によるものと考えられる。

(3) 混合汚泥

初沈汚泥と余剰汚泥の混合物の結果は余剰汚泥単独と比べ溶出速度が大き

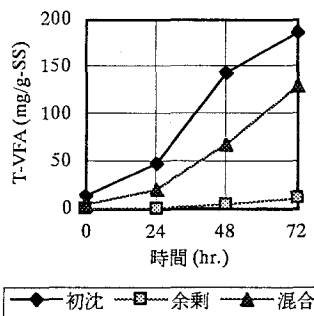


図3 有機酸生成経時変化 (平均)

く、7 時間までに大半のリンが溶出している。これは余剰汚泥に過剰摂取されていたリンの吐き出しが、初沈汚泥中の易分解性有機物の存在下で促進された結果と考えられる。72 時間後の溶出量は混合汚泥中の余剰汚泥由来の溶出量と余剰汚泥単独の場合で大差ない。

混合汚泥でのリン溶出率経時変化を図 4 に示す。混合汚泥中のリンを基準として溶出率変化を示したのが図 4 (a) で、初沈汚泥からのリン溶出がほとんど

起こらない結果を受け、余剰汚泥由来のリンを基準として溶出率変化を示したのが図 4 (b) となる。リン溶出率では AO 法が最も高く、余剰汚泥ベースでは 72 時間後で 50% を越え、次いで擬似 AO 法、凝集剤添加 A2O 法、標準法の順となり、凝集剤添加循環法ではほとんど溶出は見られなかった。また AO 法、擬似 AO 法、凝集剤添加 A2O 法では初期の 7 時間までに急速なリン溶出があったのに対し、標準法では 72 時間かけて緩やかな溶出となった。

3.2.2 リン形態の経時変化

各水処理方式ごとの混合汚泥でのリン形態の経時変化を図 5 に示す。AO 法では低分子ポリリン酸を表す画分 2 が 24 時間で速やかに減少し、高分子ポリリン酸やその他生物体を構成するリンを表す画分 3 は 72 時間かけて緩やかに減少し、画分 1 に変化は見られず、これらの減少分はすべて溶出リンとなった。擬似 AO 法、凝集剤添加 A2O 法は画分 3 に大幅な減少が見られ、画分 2 は原汚泥自体の含有量が少なく僅かながらの減少にとどまった。標準法はもともとポリリン酸を含む画分 2, 3 が少なく、リンの溶出量が少ない結果となっている。凝集剤添加循環法では、時間経過とともに画分 2 と 3 が減少する傾向となったが、画分 1 の増加により溶出リンの増加は見られなかった。これは汚泥中の未反応の凝集剤により、いったん溶出したリンがリン酸塩として汚泥中に固定され、溶出が抑制されたものと考えられる。

3.3 鉄塩添加によるリン溶出抑制

汚泥に対し無機凝集剤を添加することで、送泥あるいは貯留プロセス内でのリン溶出を抑制し、硫化水素の発生も抑制できる⁷⁾と考えられる。ここではリン溶出と無機凝集剤添加率との関係を求めた。実験では AO 法の混合汚泥に対して、塩化第二鉄を SS に対して Fe として 10, 20, 60 mg-Fe/g-SS 加えたものを無添加の対照と比較した。

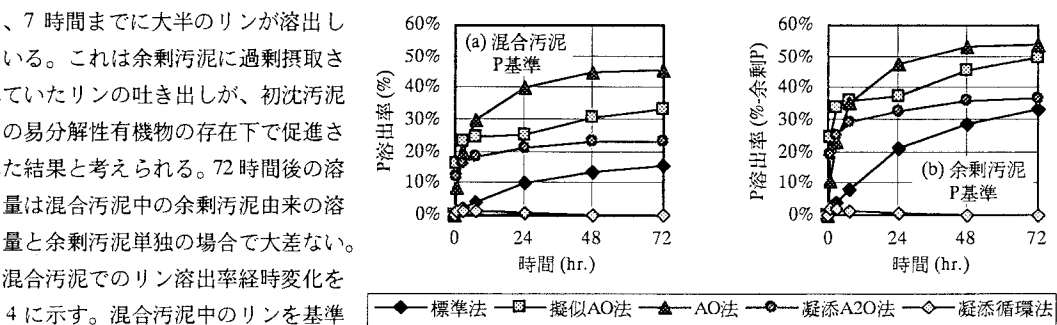


図4 各処理方式の混合汚泥リン溶出率経時変化
(a) 混合汚泥中Pを100%として, (b) 余剰汚泥由来Pを100%として

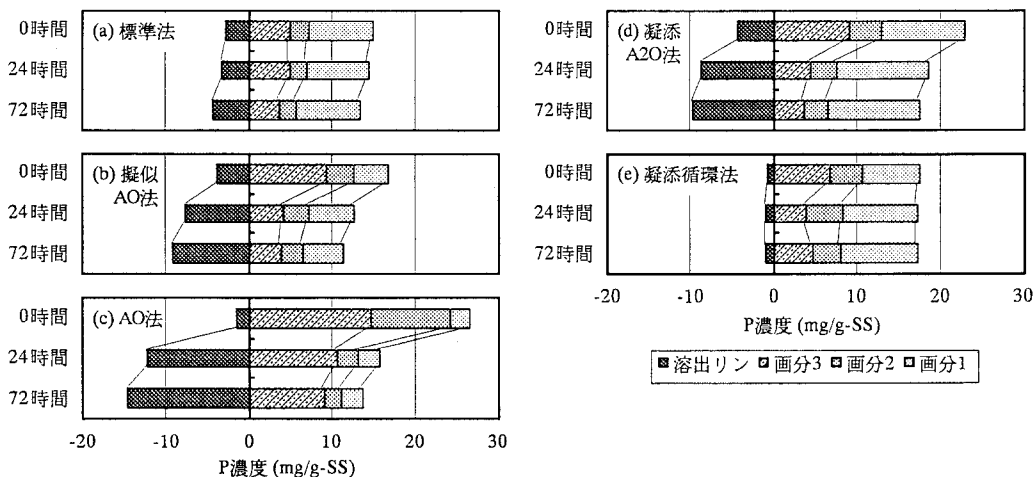


図5 各処理方式の混合汚泥リン形態経時変化

リン溶出率の経時変化を図6に示す。鉄塩添加量が10, 20 mg-Fe/g-SS では24時間程度まではリン溶出抑制効果が見られるが、72時間では対照と同程度の溶出率となった。一方60 mg-Fe/g-SS 添加では、72時間後でもリン溶出はほぼ完全に抑えられた。これらのリン形態経時変化を図7に示す。画分2と3は鉄塩添加率に関わらず同様な減少を示した。10, 20 mg-Fe/g-SS 添加の場合、24時間後に金属リン酸塩を表す画分1がいったん増加し、72時間後に初期の含有量に戻る。これはいったん溶出したリンが FePO_4 として汚泥中に固定された後、嫌気性条件下で Fe(III) が Fe(II) に還元され、有機酸生成によるpHの低下とともにリンが Fe(II) から遊離し、溶出したものと考えられる。鉄塩を60 mg-Fe/g-SS 添加した場合には、画分3の減少により溶出したリンが画分1として固定され、結果としてリンの溶出が抑制されたことが分かる。

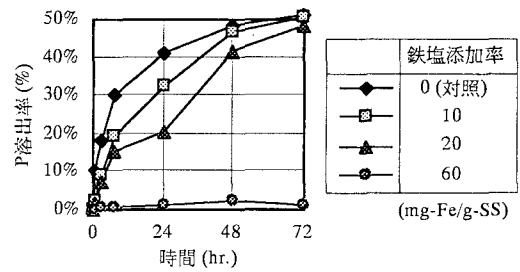


図6 鉄塩添加時の混合汚泥リン溶出経時変化

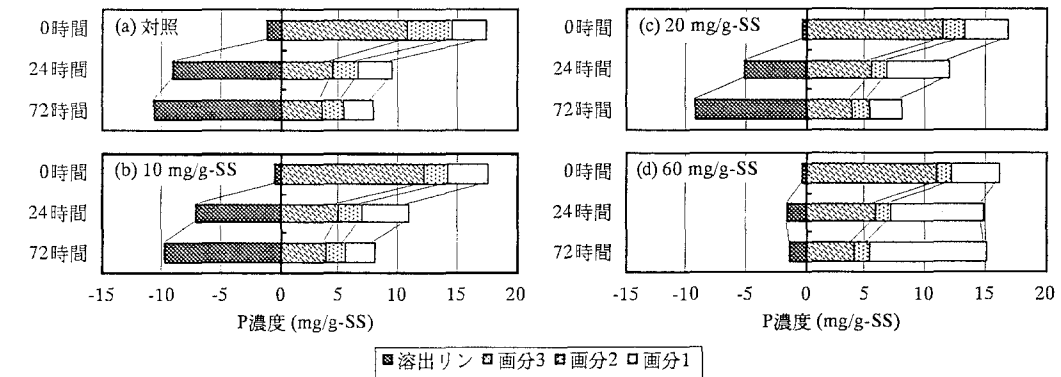


図7 鉄塩添加時の混合汚泥リン形態経時変化
(鉄塩添加率 (mg-Fe/g-SS) : (a) 0, (b) 10, (c) 20, (d) 60)

3.4 リン溶出に与える汚泥濃度の影響

リンが汚泥から溶出し液側にリン酸として移行する場合、その溶解度は汚泥濃度に影響を受けると考えられる。すなわち高濃度となった場合、他の塩濃度が高まることでリン酸の溶解度が影響を受けると推測された。処理場間の送泥は一般に1%程度のSS濃度で行われるが、今回の実験では採取汚泥を濃縮しその後適宜処理水で希釈することで、混合汚泥SS濃度を7,130 mg/SS, 4,690 mg/L, 2,470 mg/Lの3段階として汚泥濃度の影響を調べた。

リン溶出率の経時変化を図8に示すが、この濃度範囲では溶出率に差異は見られず、汚泥濃度はリン溶出に影響しないものと判断された。

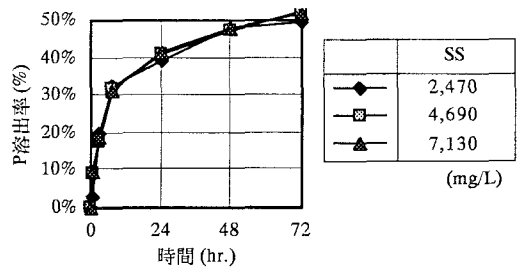


図8 混合汚泥リン溶出経時変化の汚泥濃度の影響

4. 考察

4.1 リン存在形態の変化

金属リン酸塩量は、流入下水の性状とともに、水処理での凝集剤添加の有無、脱水工程での凝集剤の使い方による返流水中の金属量により異なってくる。本実験において、凝集剤添加循環法と鉄塩添加の最大添加率での結果以外では、金属リン酸を表す画分1のリンは72時間程度では変化はほとんど見られず、過剰に凝集剤を添加した場合を除き変化しないと見なしてよいと考えられる。

画分2で検出される余剰汚泥中の低分子ポリリン酸の初期量は水処理方法により異なるが、嫌気性状態に保持すると次第に放出され、凝集剤を添加する方式以外では2.5~4.4 mg-P/g-SS (3.0~5.4 mg-P/g-VSS) の範囲に収斂されていく。この値は標準法余剰汚泥の濃度に近いものとなった。味埜らは生体内リンの総量が20 mg-P/g-VSS以下となった場合、平均して1.84 mg-P/g-VSSの低分子ポリリン酸画分が残り、また分画上のこの画分では0.91 mg-P/g-VSSの低分子ポリリン酸以外のリンが含まれるとしている⁹⁾。今回の調査では残留する低分子ポリリン酸が味埜らの報告より多くなったが、これは分析精度上の問題かあるいは低分子ポリリン酸以外の成分量の差異によるものと思われる。凝集剤添加法ではこの画分の減少量が小さい結果となったが、含まれる金属量の影響かどうか明確な推定はできなかった。

画分3は主に生体内リンと高分子ポリリン酸と考えられるが、どの汚泥でも時間経過により減少する傾向が見られた。この画分に関し味埜は、実下水処理場汚泥のSTS法によるリン組成分析で高分子ポリリン酸濃度は平均として6.64 mg-P/g-VSS、生体内リンの合計量を分析上の残留画分を含め平均で10.3 mg-P/g-VSSであったことを報告している⁹⁾。また同じ研究の中で、高分子ポリリン酸は11 mg-P/g-VSSで飽和値に達することを示している。高分子ポリリン酸は微生物の基質代謝にとり重要な物質と考えられているが、その蓄積は低分子ポリリン酸に先だって行われるとされる⁹⁾。今回の実験範囲ではいずれの条件でも画分3の減少が見られたが、その大半は高分子ポリリン酸の分解による溶出と考えられる。72時間後の画分3濃度は余剰汚泥で5.4~10.0 mg-P/g-VSS (平均8.1 mg-P/g-VSS) となったが、この値は高分子ポリリン酸の分解が終了し、残りは生体内リンと考えてよいと思われる。

4.2 汚泥中の金属量とリン溶出

リンはCa, Fe, Al, Zn等の金属と結合し不溶性な塩を生成するが、生物学的リン除去法においてそれらの金属の汚泥中含有率は標準法と比べ有意な差がないとされている⁹⁾。またMgとKは、生物学的脱リンにおいてポリリン酸との結合により、標準法に対して高い含有率になることが知られている^{10)~12)}。

画分2と3の減少により溶出するリンは、外部から加えた凝集剤やもともと含まれる金属成分により不溶化することから、これらの要因とリンの溶出量との関係を求めた。リン酸塩を生成しうる汚泥中の主要元素であるCa, Fe, Al, Mgの和 (T-Me) と初期汚泥中の画分2と画分3のリン含有量との物質量比 (T-Me/(画分2+画分3)-P) と72時間後のリン溶出量との関係を整理すると図9のようになった。ここでは両者に負の相関が認められ、T-Me/(画分2+画分3)-P比が5程度以上になると、ほとんどリンの溶出が起らないことが分かる。

凝集剤を一定以上添加することでリンの溶出を抑制することができることは、村上らが濃縮プロセスにPAC、鉄塩を添加することで抑制できることをすでに報告している²⁾。今回の実験でも、鉄塩を加えた場合と凝集剤添加法でT-Me/(画分2+3)-P比が高くなり、リン放出抑制が確認できた。凝集剤を過剰に加えた場合、図6に示されるようにリン形態分析において画分2,3が減少し、代わって画分1の金属リン酸塩形態のリンが増加する傾向が見られたが、これは過剰摂取分のリンが放出されると同時に金属と結合し固定されと考えてよい。このことを考慮し、72時間後の画分1と初期画分1のリンとの差を放出されるべきリンが汚泥中に固定されたとして、その量を溶出量としてはマイナス量として計上し、図9を修正したものが図10である。ここで、もともと放出されるべきリンを多く含まない初沈汚泥、標準法余剰汚泥を除いたデータについて、回帰式を求めると以下ようになった。

$$P_{S72} = -4.14 \times \frac{T-Me}{P2 + P3} + 20.0 \quad \dots\dots (1)$$

ここで P_{S72} : 72時間後のリン溶出量 (mg-P/g-SS)

(T-Me)/(P2+P3) : Ca, Fe, Al, Mg含有率とリン画分2+3との物質量比

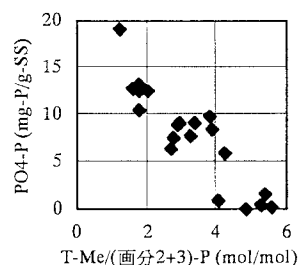


図9 72時間後のリン溶出量の初期汚泥性状依存性

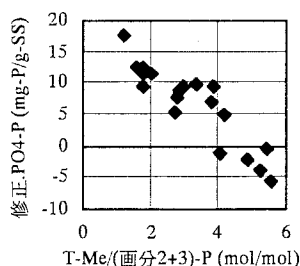


図10 72時間後のリン溶出量の初期汚泥性状依存性 (溶出量に画分1の増加を考慮)

この回帰式を用いることで、金属含有量とリン溶出ポテンシャルとの関係を予測することが可能であると考えられる。この中で溶出リン量がマイナスとして表現されるものは、溶出すべきリンが金属に固定され金属リン酸塩に変化したものを表すと想定される。

4.3 リン溶出速度

汚泥処理工程でのリンの挙動を明らかにするためには、リン溶出速度を求める必要がある。嫌気好気活性汚泥法におけるリンの摂取速度は PHA 分解速度に比例し、その PHA 分解速度は PHA 濃度の一次関数に従うとされている¹³⁾。一方リン放出速度については、溶液側の有機物濃度と汚泥中のリン濃度に影響を受けるものと考えられる³⁾。また村上らは、嫌気槽でのリン放出速度は流入 BOD 濃度に比例するとしている¹⁴⁾。余剰汚泥からのリン溶出実験の結果では、7 時間以内の反応ではほぼ 0 次反応で溶出するとの報告もある³⁾。ここでは先の実験結果をもとにリン溶出速度について考察する。

実験結果の図 4 に示す混合汚泥のリン溶出量の変化では、初期の 3～7 時間内では AO 法、擬似 AO 法、凝集剤添加 A2O 法についてはほぼ同じ傾きの直線的増加傾向を示しており、以降リン溶出速度が急激に減少している。この初期に見られる傾向は 0 次反応としてリンが溶出しているものと見なすことができ、ここでのリン溶出速度はおよそ 2 mg-P/g-SS/h 程度となった。これを初沈汚泥が変化しないものとして、余剰汚泥ベースでみると速度は 2.4～5.0 mg-P/g-SS/h の範囲となる。古米らは回分実験により、各種の有機物を用いたリン放出速度定数を 0.17～9.94 mg-P/g-SS/h、平均で 3.3 mg-P/g-SS/h と求め、また有機物として酢酸を用いた場合には、6.0 mg-P/g-SS/h 以上と高い値となったことを報告している¹⁵⁾。

嫌気性条件下における汚泥からのリンの放出が、有機物の取り込み、PHA の合成とともに生じるとすれば、リンの放出を促す有機酸などの存在が不可欠となる。汚泥処理工程ではこの有機酸の供給は汚泥の発酵により行われるが、今回の実験で余剰汚泥では 72 時間まではほとんど有機酸の生成が見られず、混合汚泥とのリン溶出速度との差はこの有機酸濃度の差によるものと考えられる。しかし混合汚泥でも有機酸濃度にはばらつきがあり、特に初期においては不検出の場合もあった。そこで余剰汚泥に対し、酢酸ナトリウムを添加率を変えて添加し、有機酸の初期リン溶出速度に与える影響を検討した。結果を表 2 に示す。有機酸を 27 mg-COD/g-SS 添加した場合に混合汚泥のリン溶出速度に近い値となり、混合汚泥では初期に有機酸が検出されないものの、27 mg-COD/g-SS 相当以上の易分解性有機物が存在し、リン放出に寄与したものと考えられる。

およそ 7 時間以降は急激に溶出速度が減少したが、0 次反応と見なせる時間までの溶出量は 72 時間までの全溶出量の約 70%であった。

表2 VFA添加による
リン溶出速度の変化
(AO法余剰汚泥)

VFA添加量 mg-COD/g-SS	リン溶出速度 mg-P/g-SS/h
対照	0.9
5	1.0
10	1.2
27	4.0
80	4.5

5. まとめ

標準活性汚泥法、AO 法、凝集剤添加 A2O 法、凝集剤添加循環変法、擬似 AO 法の 5 種類の水処理方式から得た汚泥を用い、回分実験により汚泥中のリンに関して主にその溶出についての挙動を求めた。その結果、以下のよう
な知見が得られた。

(1) 汚泥性状およびリン存在形態

初沈汚泥は処理方式によらず、リン濃度に大きな相違が見られなかった。余剰汚泥については T-P 濃度で 20.2～47.6 mg-P/g-SS の範囲であった。無機凝集剤を用いた方式では金属リン酸塩を主体とする画分 1 が多く、嫌気好気活性汚泥では低分子ポリリン酸を主体とする画分 2 が多いという特徴が確認できた。

(2) リン溶出量とその影響因子

初沈汚泥単独でのリン溶出量は初期含有量の 15%以下であった。余剰汚泥では標準法が 8%程度、凝集剤添加循環変法では 2%とさらに少なかった。AO 法では 40%を越えるリンが溶出したが、その主体は画分 2 と 3 からであり、画分 1 からの溶出は見られなかった。凝集剤添加循環変法では画分 2 と 3 が減少し、それに見合う画

分1の増加が見られた。汚泥濃度については、8,340 mg/L以下の濃度ではリン溶出には影響が見られなかった。

リン溶出量は汚泥に含まれる金属量と画分2, 3のリン濃度との比に対して相関が見られ、これによりリン溶出量を推定することが可能と考えられる。

(3) リン溶出速度

リン溶出速度はリン含有量と有機酸などの有機物量に影響を受けるものと考えられる。実験の結果、混合汚泥では初期の7時間以内に0次反応として直線的に溶出し、その量は溶出ポテンシャルのほぼ70%にあたる。

6. 今後の展開

本研究の目的は、下水高度処理が普及していく中で汚泥処理工程でのリンの挙動、特に広域集約処理施設での挙動に注目し、水処理工程の方式の差異あるいは凝集剤などの金属量との関係を定量化することでリンの挙動を予測し、その回収にあたっての基礎データを提供することにある。

送泥・貯留プロセスにおけるリン溶出挙動については、本報告での基礎実験結果をもとにリン溶出予測モデルを作成し、シミュレーションすることが有効な手段であると考えられる。基本的には水処理方式、凝集剤の使い方、送泥方法、時間等をパラメータとして、その結果としての汚泥中のリン形態内訳と金属量から、混合汚泥からのリン溶出量の経時変化を予測することができる。そのモデル作成の手順およびシミュレーション結果の一例は別報に示す¹⁶⁾。

今後これらの結果をもとに、引き続き濃縮・脱水プロセスでの排水中のリン濃度とその発生量を算出し、また集約処理において溶融処理を行った場合の溶融プロセスにおけるリンの揮散挙動を汚泥中の無機成分割合から推測し、最終的に広域集約処理全体におけるリン挙動を検討する。

参考文献

- 1) 建設省：日本の下水道 (1998)
- 2) 村上：生物学的脱リン法における汚泥処理返流水リン負荷の影響とその削減方法に関する一考察，下水道協会誌，Vol.26, No.296, pp19-30 (1989)
- 3) 広岡ら：フォストリップシステムとわが国における実証実験，用水と廃水，Vol.24, No.10, pp1141-1148 (1982)
- 4) 例えば 山根ら：海水を利用したリンの回収技術とその製品化，環境技術，Vol.27, No.6, pp403-411 (1998)
- 5) 三品ら：溶融処理施設におけるリン収支と高度処理への対応に関する一考察，第34回下水道研究発表会，pp896-898 (1997)
- 6) 味埜ら：活性汚泥のリン組成とリン代謝に関する研究 (第1報)，下水道協会誌，Vol.20, No.228, pp28-36 (1983)
- 7) 丸田ら：下水処理施設から発生する硫化水素の薬品 (ポリ鉄) 添加による抑制，下水道協会誌，Vol.31, No.374, pp98-106 (1994)
- 8) 味埜ら：活性汚泥のリン組成とリン代謝に関する研究 (第2報)，下水道協会誌，Vol.20, No.229, pp22-29 (1983)
- 9) 深瀬ら：生物学的リン除去法の下水への適用，用水と廃水，Vol.24, No.10, pp1149-1156 (1982)
- 10) 佐々木ら：Anaerobic-Oxic システムにおける生物学的脱リン法，用水と廃水，Vol.24, No.10, pp1157-1161 (1982)
- 11) 村上ら：実施設における生物学的脱リンプロセスのリン収支の検討，衛生工学研究論文集，Vol.23, pp301-312 (1987)
- 12) 谷口ら：微生物による高度処理技術の試験調査，日本下水道事業団技術開発部報，pp25-41 (1986)
- 13) 前島ら：生物脱リン法の活性汚泥におけるPHAの挙動，環境工学研究論文集，Vol.34, pp183-190 (1997)
- 14) 村上ら：生物学的脱リン・脱窒プロセスの実施設による運転調査，下水道協会誌，Vol.20, No.230, pp62-78 (1983)
- 15) 古米：回分式活性汚泥処理における硝化菌および脱リン菌の動態予測モデルの開発，平成7、8年度科学研究費研究成果報告書 (1997)
- 16) 岩部ら：リン挙動モデルを用いた汚泥集約処理施設へのリン負荷とその形態予測，環境衛生工学研究，Vol.13, No.3, pp26-31 (1999)