

畜産排水処理施設における窒素・リン除去技術のための研究

須藤 立¹⁾・合原義人・矢萩久嗣・関俊雄・井上雅美²⁾

1) 現：茨城県県西農林事務所, 2) 退職

Study on elimination techniques of nitrogen and phosphorus for swine firming
wastewater treatment facilities

Ryu SUTO, Yoshito AIHARA, Hisashi YAHAGI, Toshio SEKI and Masami INOUE

要 約

養豚排水中に含まれている窒素・リンは、環境負荷の低減から有効利用や除去が求められている。本研究は、窒素除去に関する指標化の検討と、養豚排水に多く含まれているリンの有効な回収方法について検討した。窒素除去に関する指標化については、処理水でCODを用いた指標化の有効性が確認できた。リンの回収方法の一つとしては、リン酸マグネシウムアンモニウム (MAP) の結晶化物として回収する方法が開発されているが、本県においてMAP反応を利用した処理施設について導入実績がないため、実証試験により評価した。MAP結晶による回収では、曝気 (ストリップング) によるpHの検討では、養豚排水中のpH低下を防ぐため24時間連続曝気を行うことが重要と思われた。また24時間連続曝気によるランニングコストは1日あたり161円であった。ふん尿混合の養豚排水からMAP回収する際に付着させる部材の形状の検討した結果、本試験では、板状アルミパンチング材が有用な部材であることが示唆された。

キーワード：養豚排水, 窒素, MAP, 付着部材

緒 言

一般的に家畜排せつ物の多くは、固形分と液状分に分けられた後、処理されている。固形物中の窒素やリンは、堆肥の形で循環、再利用されているが、畜舎排水中の窒素やリンは、法条例等の基準値以下に浄化し放流されているほか、蒸発散、液肥として農地還元が行われている。県内、特に霞ヶ浦流域等地域では、環境負荷削減が重要であり、特に窒素やリンのさらなる除去技術、回収技術の開発について求められている。

窒素の除去においては、硝化活性を知ることは脱窒処理を行ううえで重要である。従来では硝化活性を推定するものとして硝化細菌数の測定やBOD/Nによる推定方法が用いられてきた。従来の方法は測定に時間を要するため、直近の状況を把握することが困難なため、より迅速で簡易に把握する方法が求められる。

養豚排水中のリンは全て輸入に依存する重要な肥料三要素の一つである。そのため、排水から回収できれば有用資源となり、環境負荷低減にもつながる。また、これまでにリンを養豚排水から回収する有効な方法として、排水中のpHをアルカリ性にするこ

として回収する技術が検討・開発されている^{1)~5)}。MAP処理施設については、本県での導入実績がないため、MAP処理施設の導入による影響を十分調査する必要が求められている。

そこで、本試験では、養豚排水中に存在する窒素除去に関わる硝化活性の検討とリン除去に関わるMAP処理施設導入による畜舎排水性状、MAP処理施設の性能およびランニングコストについて実証した。

材料および方法

1 脱窒に関わるCOD/Nを用いた指標の検討
養豚汚水を浄化処理し放流している県内農家17戸を対象に原水及び処理水の水質を調査し、BOD/NとCOD/Nの相関を調べた。

調査項目は、BOD、COD、TOCとした。

2 脱窒に関する硝化活性の検討

養豚汚水を浄化処理し放流している県内農家13戸を対象に固液分離後の一次処理水及び曝気処理した処理水を採取し分析を行った。アンモニア酸化細菌及び亜硝酸酸化細菌と硝化活性の関係は相関分析により算出した。調査項目は、BOD、BOD-ATU(硝化

阻害剤入り), アンモニア酸化細菌数, 亜硝酸酸化細菌数とした。硝化活性の測定方法は, Rr (酸素利用速度) を用いた。Rr 測定時にアリルチオ尿素を (ATU) を添加し, 硝化細菌が消費した酸素量から推定した。

3 養豚農家調査

養豚排水を浄化処理し放流している県内養豚農家 18 戸の原水および処理水を採取し, 採取時の汚水性状を調査した。

調査項目は pH, BOD, SS, T-N, T-P とした。

4 活性汚泥を利用したリン除去試験

県内の養豚農家から, 1 番リンの除去率が高い汚泥を MLSS が 4000mg/L となるように調製した。試験装置は 10L のタンクを用いた。滞留時間が 9 日間となるように事前に調製した汚水を投入し, 1 時間毎の間欠曝気運転を行った。汚水の引き抜きおよび投入にかかわる計 2 時間は曝気を停止した。汚水投入から翌日の処理水の引き抜きまでを 1 日間とし, 4 日間サンプリングを行った。

5 MAP 反応試験

試験は石岡市の母豚 140 頭の一貫経営をしている養豚農家で, 養豚排水を膜分離活性汚泥法 (排水処理量: 10m³/日) で処理している施設で行った。

養豚排水中の水溶性リン酸態リン (以下水溶性 PO₄-P) をより多く回収するため, 事前に処理対象となる養豚排水中の水溶性 PO₄-P, 水溶性マグネシウム (以下水溶性 Mg) を測定し (表 1), 排水処理施設のうち最も水溶性 PO₄-P 濃度が高い沈殿分離槽に隣接した位置に MAP 反応槽を設置した (図 1)。

試験に供した原水は沈殿分離槽内に貯留されたふん尿混合の豚舎排水とした。採水は, 原水および MAP 反応槽からオーバーフローした汚水を採取し分析した。1 日あたりの処理対象量は 5m³ とした。原水の MAP 反応槽投入量は調整マスで調整し 1 時間あたり 0.2m³ とした。付帯設備として散気ブローア (RSS-25 0.4kw), 散気管 (RD-170M), 養豚排水供給ポンプ (40UA2.25) を用いた。ブローアカタログと有効容積から曝気強度は以下の式により算出した。

$$0.21\text{m}^3/\text{min} (\text{標準状態}) \times 60\text{min} / 0.42\text{m}^3 (\text{有効容積}) = 30\text{m}^3/\text{m}^3 \cdot \text{時}$$

MAP 反応槽の全容積は 0.7m³ (幅 0.3m × 長さ 1.4m × 高さ 1.6m), 有効容積 0.42m³ (有効深度 1.0m) としたステンレス製の槽 (グリーン&ウォーター株式会社, 東京) を用いた (図 2)。

表 1 施設設置前の養豚排水性状

	単位	豚舎汚水原水①	スクリーン後②	活性汚泥槽内水③	最終処理水④
pH	-	7.2	7.8	8.3	8.3
浮遊物質 SS	mg/L	4917	5400	27650	52
有機性浮遊物質 (VSS)	mg/L	-	-	21150	-
BOD	mg/L	15750	-	-	32
DO	mg/L	-	-	0.35(水温 37°C)	-
水溶性 PO ₄ -P	mg/L	58	26	29	14
水溶性 Mg	mg/L	61	33	24	19
水溶性 Ca	mg/L	136	110	95	29
水溶性+結晶性 PO ₄ -P		219	232	800	16
水溶性+結晶性 Mg		190	191	609	20
水溶性+結晶性 Ca		398	425	1757	32
NH ₄ -N	mg/L	3068	2452	967	650
NO ₂ -N+NO ₃ -N	mg/L	14	-	435	435

6 養豚排水の pH 上昇を目的とした曝気運転

調査は, 先に示した MAP 反応槽を用いて行った。ブローア稼働停止による MAP 反応槽内養豚排水の pH 変動を確認し, MAP 反応が起こるとされる pH 8.0 以上となる MAP 回収に最適となる曝気稼働条件を決定するため, ①曝気停止時間帯 20:00~7:00 (2012 年 5 月 1 日から 5 月 7 日までの 6 日間), ②曝気停止時間帯 20:00~2:00, 2:30~7:00 (2012 年 5 月 11 日から 5 月 15 日までの 4 日間) で行った。③ブローアの稼働を 24 時間連続曝気とした。

7 MAP 回収に伴う反応槽内の付着部材の検討

MAP 反応槽の上部から円筒状で多層構造ステンレス網 2.5m × 0.4m (8mm × 8mm の編み目状, 高さ 40cm, 直径 19cm) を 6 個吊り下げ, 2012 年 1 月 13 日から 180 日間浸漬し付着状況を確認した。次に 2013 年 6 月 26 日から板状アルミバンチング材 (90 × 45cm) 6 枚を 86 日間浸漬した。使用した部材は図 3 に示した。結晶化物の回収は, MAP 反応槽内から部材を回収した後, 水道水で表面を洗浄した後 1 週間日陰で乾燥し, 部材から剥ぎ取り回収した (図 4)。

8 分析方法

原水中の成分分析項目は pH, 水溶性 PO₄-P, 結晶性リン酸態リン (以下 PO₄-P), 水溶性 Mg, 結晶性マグネシウム (以下結晶性 Mg), 水溶性カルシウム (以下水溶性 Ca), 結晶性カルシウム (以下結晶性 Ca), 水溶性アンモニウムイオン (水溶性 NH₄-N), 結晶性アンモニウムイオン (結晶性 NH₄-N) とした。

採水した汚水は 3,000rpm で 10 分間遠心分離した後, 上澄みを分析し, 水溶性分画濃度とし

た。また、5N 塩酸を最終的に 0.1N となるようにサンプルに加え、3,000rpm で 10 分間遠心分離した（全濃度）。全濃度から水溶性分画濃度を差し引いた物を結晶性の成分濃度とした。各分析項目は下水試験方法⁶⁾ に準じて行った。

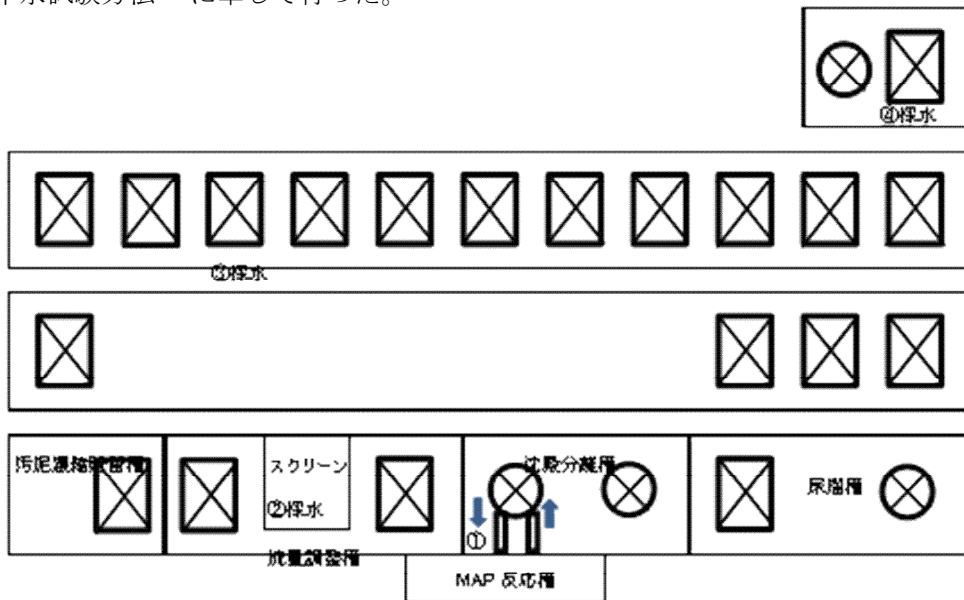


図 1 実証試験汚水処理施設および MAP 反応槽設置場所

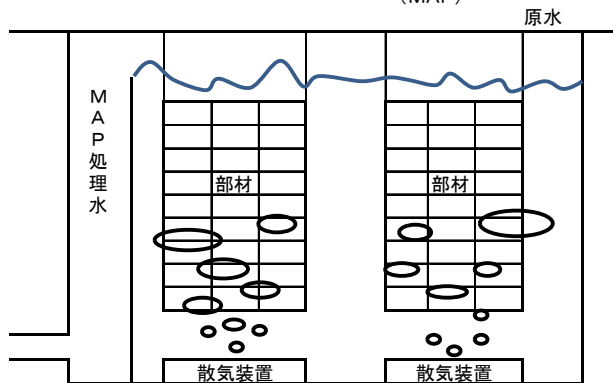
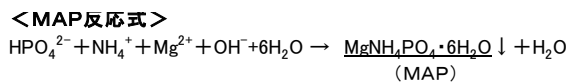
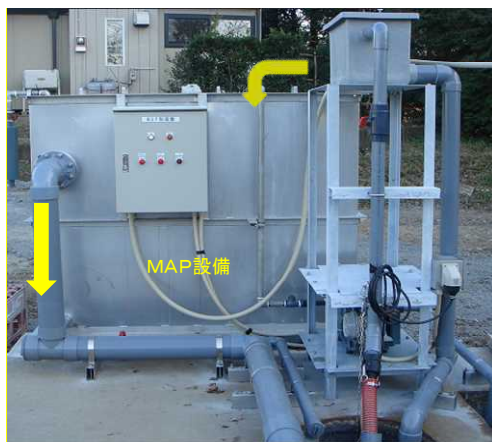


図 2 実証試験に用いた MAP 反応槽および内部概要



図 3 実証試験に用いた結晶か付着部材

(左：円筒状多層ステンレス網，右：板状アルミパンチング材)



図 4 部材に付着した結晶化物の剥ぎ取り状況

結 果

1 脱窒に関わる COD/N を用いた指標の検討

原水では BOD/TN と COD (Mn)/TN に相関は見られなかった。しかしながら、TOC と BOD との間に正の相関がみられた ($r=0.72$)。また TOC/TN と BOD/TN についても相関が見られた ($r=0.63$) (図 5)。処理水では BOD/TN と COD/TN に相関が見られた ($r=0.61$) (図 6)。

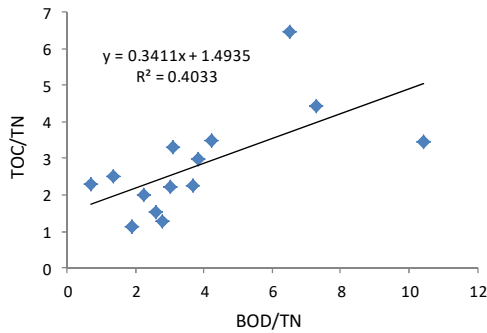


図 5 原水中の BOD/TN および TOC/TN の相関

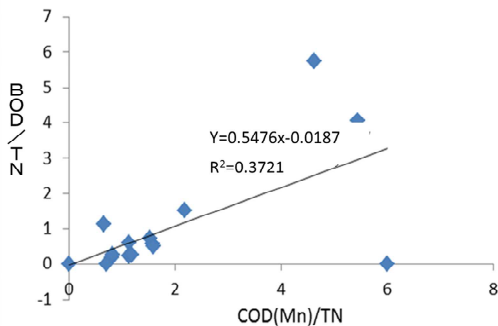


図 6 処理水の BOD/TN と COD (Mn)/TN の相関

2 脱窒に関する硝化活性の検討

固液分離後の一次処理水においては、アンモニア酸化細菌のみ検出され亜硝酸酸化細菌は検出されなかった。アンモニア酸化細菌数と硝化活性 (BOD 値から BOD (硝化阻害剤入り) 値を差し引いたもの) の間に相関関係を見ることができなかった。

曝気後の処理水中においては、アンモニア酸化細菌数と硝化細菌数は一次処理水と比較して高い値を示した。菌種別ではアンモニア酸化細菌数が多く、亜硝酸酸化細菌が少なかった。

アンモニア酸化細菌と亜硝酸酸化細菌数を加えた数値と硝化活性との間に高い相関があった ($r=0.82$)

(図 7)。また菌種別では、アンモニア酸化細菌と硝化活性との間にも高い相関がみられた ($r=0.82$) (図 8)。

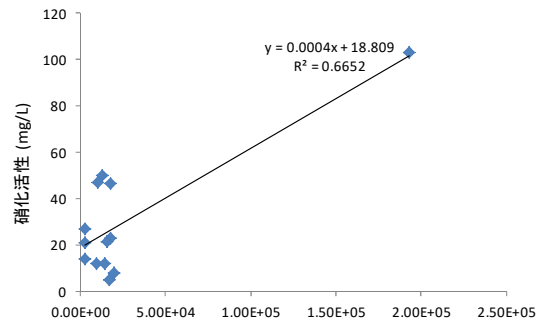


図 7 アンモニア酸化細菌数及び硝化細菌数の合計と硝化活性の相関

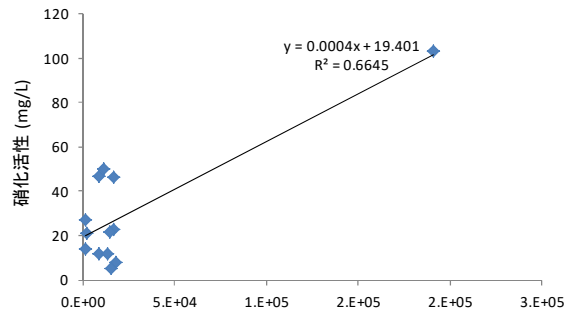


図 8 アンモニア酸化細菌数と硝化活性の相関

3 養豚農家調査

調査施設の内訳は連続活性汚泥処理施設が 14 施設、回分式活性汚泥処理施設が 4 施設あった。処理水中 T-P 濃度は平均 43.6mg/L, 最小値 12mg/L, 最大値 98mg/L だった。T-P 低減率は、平均 54%, 最小 11%, 最大 83%だった (表 2)。

4 活性汚泥を利用したリン除去試験

汚水性状及び窒素とリンの除去率は表 3 に示した。活性汚泥処理によるリンの除去能力は 44.7%と当初期待していた除去率よりも低い結果であった。安定的に高いリン除去方法を得るには有機物由来のリンは凝集剤を使用し、水溶性のリンは MAP 化などにより固形化し除去する方法が有効と考えられた。

5 養豚排水の pH 上昇を目的とした曝気運転

① 曝気停止時間帯 20:00~7:00 (平成 24 年 5 月 1 日から 5 月 7 日までの 6 日間) の MAP 反応内原水の pH の推移は図 9 に示した。

試験期間を通じて 20:00 に曝気停止後から MAP 反応槽内原水の pH の低下がみられた。4 日目には pH が 8.0 を下回り 7.8 を示した。

- ② 曝気停止時間帯 20:00～2:00, 2:30～7:00 (平成 24 年 5 月 11 日から 5 月 15 日の 4 日間) の pH の推移は図 10 に示した。曝気停止後に稼働状況①のパターンと同様に原水の pH の低下がみられた。2:00 から 2:30 の間にブローが稼働し、一時的に原水の pH の上昇がみられたが、再び曝気停止により原水の pH 低下し pH8.0 を下回る状況を確認した。①および②の結果から③24 時間連続曝気により実証試験を行った。

6 MAP 回収に伴う部材浸漬時の汚水性状

部材浸漬期間中の原水の各成分の平均値を表 4 に示した。原水中の各成分濃度のうち、pH は、円筒状多層ステンレス網浸漬時は 7.4、板状アルミパンチング材浸漬時が 7.8 と両部材浸漬時で同様の値を示した。水溶性 $PO_4\text{-P}$ 濃度は、円筒状多層ステンレス網浸漬時は 83mg/L、板状アルミパンチング材浸漬時が 64mg/L と両部材浸漬時で同様の値を示した。水溶性 Mg 濃度は、円筒状多層ステンレス網浸漬時は 90mg/L アルミパンチング材浸漬時が 85mg/L と両部材浸漬時で同様の値を示した。水溶性 Ca 濃度は、円筒状多層ステンレス網浸漬時は 74mg/L 板状アルミパンチング材浸漬時が 51mg/L と両部材浸漬時で同様の値を示した。水溶性 $NH_4\text{-N}$ 濃度は円筒状多層ステンレス網浸漬時 2,466mg/L、板状アルミパンチング材 1,294mg/L の値であった。

円筒状多層ステンレス網および板状アルミパンチング材浸漬時の原水および MAP 反応槽内処理水の pH、水溶性 $PO_4\text{-P}$ 濃度を図 11 に示した。pH は、両部材浸漬時で原水に対して MAP 反応槽で処理した処理水で高かった。また、水溶性 $PO_4\text{-P}$ は両部材浸漬時で原水に対して処理水で MAP 反応による低下がみられた。

7 結晶化物の付着状況

回収用部材引き上げ時の付着状況は、円筒状多層ステンレス網 (図 12) は、豚毛等の夾雑物が多量に付着していることが確認された。一方、板状のアルミパンチング材 (図 13) では豚毛な

どの付着はほとんどみられず、多量の結晶化物の付着がみられた。

8 回収した結晶化物中の各成分

部材から回収した結晶化物中の各成分は表 6 に示した。両部材に付着した結晶化物中の PO_4 , Mg, NH_4 のモル比率は、およそ 1:1:1 であった。また、わずかながら Ca が含まれていた。

9 結晶化物の年換算量

部材あたりの年換算結晶化物回収量について、円筒状多層ステンレス網は部材 1 個あたりの付着量は 0.75kg、板状アルミパンチング材 6.8kg であった。また、設備当たりでの年換算結晶化物の総回収量は円筒状多層ステンレス網 4.5kg、板状のアルミパンチング材 41kg であり、円筒状多層ステンレス網と比較して板状アルミパンチング材で結晶化物が多く回収できた。

10 施設稼働に関わるランニングコスト

反応槽の稼働にかかわるランニングコストは 24 時間連続曝気をおこなう場合の試算は 1 日当たりの電気料金は 161 円であった。

表 2 養豚農家調査時の汚水性状

農家名	処理方式	原水(mg/L)					処理水(mg/L)					T-N低減率 T-P低減率	
		pH	BOD	SS	T-N	T-P	pH	BOD	SS	T-N	T-P	(%)	(%)
A	連続式	7.7	4925	3251	865	75	7.6	14	28	63	15	93	80
B	連続式	7.5	5843	5263	925	110	7.4	45	52	28	23	97	79
C	連続式	8.2	3098	4832	962	98	7.6	32	45	36	24	96	76
D	回分式	7	2548	4231	582	75	6.4	2.6	5	52	35	91	53
E	回分式	7.1	7621	3698	743	82	8.0	31.8	3	19	21	97	74
F	連続式	7.9	4563	3541	582	75	8.1	62.8	174	132	43	77	43
G	回分式	7.5	3825	5213	684	124	7.9	48.6	138	108	51	84	59
H	連続式	7.4	4598	3246	853	109	7.9	76.9	71	45	70	95	36
I	回分式	7.3	4215	3987	892	78	8.2	262	152	62	65	93	17
J	連続式	7.8	3892	1235	645	112	7.8	19	22	78	58	88	48
K	連続式	7.6	5843	4856	1002	85	7.9	123.5	68	18	44	98	48
L	連続式	7.2	6275	3624	745	95	7.2	52.4	72	100	26	87	73
M	連続式	8.3	8463	3687	993	52	9	34	12	82	12	92	77
N	連続式	7.5	6287	3526	925	110	7.8	17.2	33	98	98	89	11
O	連続式	7.4	6279	5362	1264	123	6.2	81	193	118	77.8	91	37
P	連続式	7.3	5231	2987	861	85	7.3	86	47	132	45	85	47
Q	連続式	7.6	3265	4352	964	92	8	21.3	143	105	55.3	89	40
R	連続式	7.5	5423	3452	953	121	8.8	109	5	112	21	88	83
											平均	91	54
											標準偏差	5	22

表 3. 汚水性状及び窒素とリンの除去率

	pH	BOD mg/L	NH4-N mg/L	NO3-N mg/L	T-N mg/L	T-P mg/L
投入汚水	7.6	4243.8	884.5	0.4	1011.5	90
標準偏差	0.2	350.3	57.2	0.8	36.4	2
処理水	7.6	164	155.9	36	195.3	49.8
標準偏差	0.2	15	8.1	8.9	11.5	6.4

	投入量 g/日	処理水含量 g/日	除去率 (%)
窒素	1011.5	195.3	80.7
リン	90.0	49.8	44.7

表 4 付着部材浸漬時の原水性状

付着回収部材	円筒状多層 ステンレス網	板状アルミ パンチング材
	pH	7.4±0.4
水溶性PO ₄ -P mg/L	83±28	64±37
水溶性Mg mg/L	90±35	85±22
水溶性Ca mg/L	74±49	51±26
水溶性NH ₄ -N mg/L	2466±492	1294±317

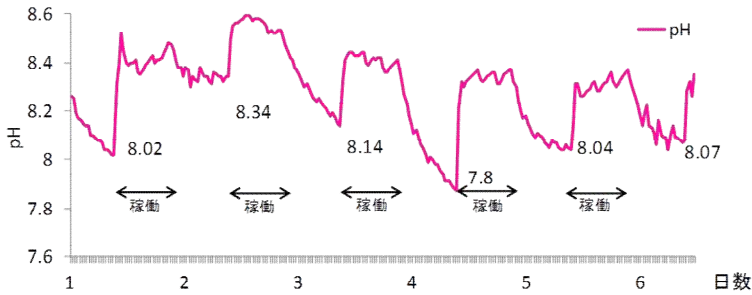


図 9 MAP 反応槽稼働状況①のときの pH の推移

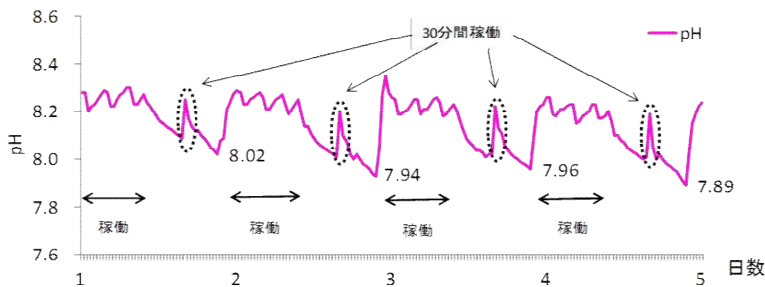
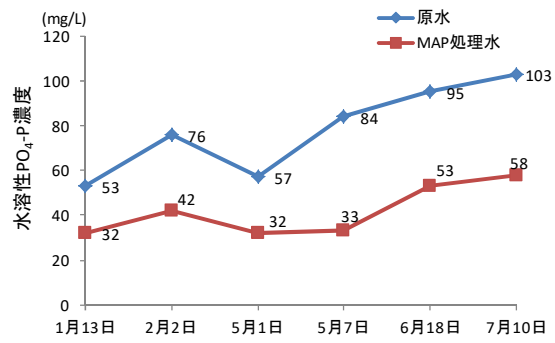
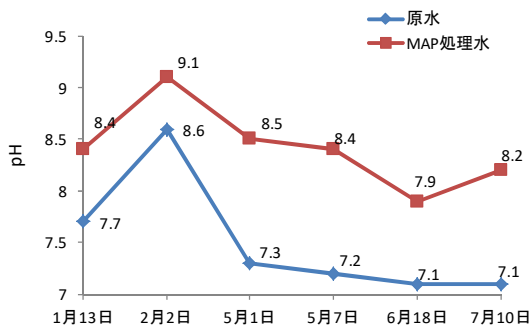


図 10 MAP 反応槽稼働状況②のときの pH の推移

円筒状多層ステンレス網



板状アルミパンチング材

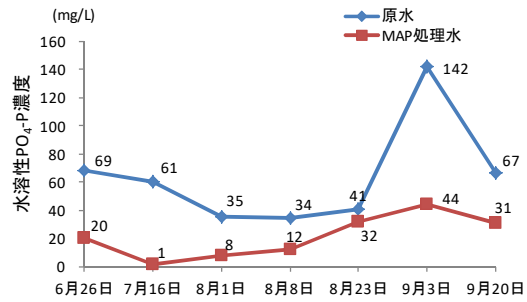
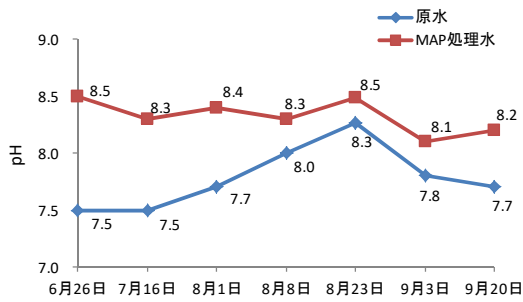


図 11 円筒状多層ステンレス網および板状アルミパンチング材浸漬時の原水およびMAP 反応槽内処理水の pH, 水溶性 P₀₄-P 濃度



図 12 円筒状多層ステンレス網への付着状況



図 13 板状アルミパンチング材への付着状況と結晶化物

考 察

本研究課題「畜産排水処理施設における窒素・リン除去のための研究」では、養豚排水中の窒素除去およびリンの除去に関する課題に取り組んだ。窒素除去については、硝化活性の測定と COD/N の指標化について検討した。

硝化活性については、BOD 測定の際に ATU による阻害剤を入れて検討した。

本調査では、アンモニア酸化細菌数が多くを占めており、菌種別でみても高い相関がみられたことから、硝化活性がアンモニア酸化細菌主体によるものと考えられたが、亜硝酸酸化細菌にも相関がみられたことから BOD 値-BOD (硝化阻害剤入り) により硝化活性をみる方法だけでは、硝化活性がアンモニア酸化細菌によるものなのか亜硝酸酸化細菌によるものかの判断が難しく、今後の検討が必要と考えられた。

また、COD/N の指標化は、原水では BOD/TN と COD (Mn)/TN に相関は見られなかったが、TOC と BOD との間に正の相関がみられた ($r=0.72$) ことや、処理水では BOD/TN と COD/TN に相関が見られた ($r=0.61$) ことから、指標としての可能性が示された。

また、リンの除去については活性汚泥によるリンの吸着による除去を試みた。しかしながら、リンの除去率は 44% と期待されるような効果が得られなかった。

一方、本県の養豚農家の既存の養豚排水処理施設に MAP 反応槽を設置し実証試験を行った結果では、ふん尿混合原水において曝気による pH 上昇し、水溶性 $PO_4\text{-P}$ の結晶化により濃度が低減し、回収部材による MAP 結晶化物の回収が可能であることを確認した。

養豚排水は、下水道分野の排水とは異なり、結晶化反応に必要な成分を多く含んでいるが、汚水の pH 等が高く、既に MAP 反応が進んでおり、水溶性の Mg が不足するような場合には、マグネシウムの添加が必要となる。本試験の汚水の特徴として、養豚排水中の水溶性 $PO_4\text{-P}$ 濃度 (モル比) に対して水溶性 Mg 濃度 (モル比) が十分であったため、マグネシウムの添加は行わなかった。

表 6 回収した結晶化物の成分組成

濃度		結晶化物
1N HCl不溶物	mg/kg	64,350
PO_4	mg/kg	422,438
NH_4	mg/kg	80,742
Mg	mg/kg	96,898
Ca	mg/kg	6,556
H_2O (others)	mg/kg	329,016
モル濃度		
PO_4	mmol/kg	4,447
NH_4	mmol/kg	4,486
Mg	mmol/kg	4,037
Ca	mmol/kg	163
H_2O (others)	mmol/kg	18,279
モル比率		
PO_4	-	1.00
NH_4	-	1.01
Mg	-	0.91
Ca	-	0.04
H_2O (others)	-	4.11

Mg 濃度が高い要因については汚水中の pH が 7.5 付近であったことから、原水段階で MAP 反応が進まなかったか、もしくは配合飼料成分の特徴等の影響が推察されるものの明らかではなかった。

養豚排水の曝気による pH 上昇については、曝気強度が大きいほど短期間に液中の炭酸ガスを追い出すことができる⁷⁾。また、曝気強度が $30\text{m}^3/\text{m}^3 \cdot \text{時}$ あれば十分であり、過度の曝気は必要がないと報告されている⁸⁾。今回、これらの報告と同様の結果が得られた。実証試験では、曝気強度が $30\text{m}^3/\text{m}^3 \cdot \text{時}$ であったことで水中の炭酸ガスを追い出すのに十分な曝気強度を確保できていたことが要因と考えられる。ふん尿混合の豚舎排水のうち原水においても曝気強度を $30\text{m}^3/\text{m}^3$ を確保することにより pH が上昇することを確認した。

曝気稼働状況と pH については、曝気開始後の速やかな pH の上昇と曝気停止による pH の低下が確認され、pH が 8 以下となるケースもみられた。養豚排水において、pH が低い ($\text{pH} < 7.5$) 時には PO_4 , Mg, Ca は水溶性の形で存在する比率が高く、pH が高い ($\text{pH} > 7.5$) 時には結晶の形で存在していることが報告されている⁹⁾。各成分について一度高 pH にし、結晶化させた後に pH を低下させると各成分とも水溶性成分濃度が上昇することが報告されている¹⁰⁾。このことから、MAP 反応による結晶化物の回収と結晶化物の溶出による水溶性 $PO_4\text{-P}$ の反応槽外への流出の観点からも 24 時間連

続曝気を行うなど pH の低下が起こらないようにすることが必要と思われた。

結晶化物が付着する回収部材としてこれまでステンレス材が多い。一方では、坂井ら¹¹⁾は低廉で表面に結晶化物が付着しやすい構造を持つ陶磁器材料を利用する方法を検討しており、付着部材の検討も行われている。本試験では、結晶化物が付着する部分を広くし、多くの結晶化物を回収するため、円筒状多層ステンレス網を試みた。しかしながら、夾雑物が多いふん尿混合の原水では、円筒状のステンレス網の隙間に豚毛やふん等が絡まり、結晶化物として回収できなかった。また、ステンレス材は重く、付着物があった場合には反応槽からの回収が困難であり、取り扱い性についても課題を要した。このため、軽量かつホームセンター等で容易に入手可能なアルミパンチング材に変更し試験を行った。板状アルミパンチング材では、豚毛やふん等の付着が軽減し、表面に結晶化物の付着が多く確認され、夾雑物も少なく、結晶化物として多量に回収することができた。

このことから、本試験のような原水を対象とする場合には板状の部材を用いることが結晶化物の回収に有効であると考えられる。

本試験で得られた結晶化物中の PO_4 、Mg、 NH_4 のモル比はおよそ 1 : 1 : 1 の比率で含まれていた。このことは、MAP 反応式で示されるモル比から、得られた結晶の大部分は MAP 結晶であることが示唆された。しかしながら、一部 Ca 成分が含まれていたことから MAP 結晶のほか、炭酸カルシウム等の結晶化物も含まれていると推察された。

本試験を実施する際に事前に測定した分析結果から、年間に回収可能な結晶化物の量は 46kg / 年間と推定した。結果から、板状アルミパンチング材を使用した場合には年換算回収量が 41kg であった。付着部材を検討し変更したことで、本試験において MAP 反応槽による結晶化物の回収が可能であることが明らかとなった。

MAP 結晶化物の窒素およびリンの割合(理論値)は 5.7%、28.99%である。MAP 結晶化物のコストについては、「下水道におけるリン資源の手引き」¹⁾ ²⁾を基にすると、アンモニア性窒素の価格は 31.6 円/% (高度)、25.6 円/% (一般)であり、リン酸は 70.4 円/% (高度)、65.7 円/% (一般)とすると、高度区分で 2,051 円/20kg となり、製造諸費用 572 円/20kg1 袋を考慮した場合、2,718 円/20kg が試算される。本実証試験で回収された結晶化物

の年換算量 41kg を対価計算すると、5,571 円と試算される。また、24 時間連続運転を行ったときの 1 日あたりの電気料金が 161 円から年間 58,765 円である。結晶化物の生産コストは 1,400 円/kg 程度となることが試算された。今後、コスト低減の検討は必要と思われる。

以上のことから本実証に用いた MAP 反応槽と板状アルミパンチング材によるふん尿混合の原水からの水溶性 PO_4 -P の除去および回収において有用性が明らかとなった。

MAP 結晶化物はリン、アンモニア、マグネシウム等の肥料として有用な成分を含んでいる。また、MAP は肥料取締法の普通肥料(複合肥料)とされている。更には、平成 24 年から、家畜ふん堆肥や食品系堆肥を普通肥料と混合し、造粒(成形)した混合堆肥複合肥料が新しく認められていることから、MAP の流通にあたっては MAP 単体肥料としてのみならず、家畜ふん堆肥等の付加価値を高めるための資材の一つとしても今後大いに期待される。

参考文献

- 1) 川村英輔・田邊眞・鈴木一好 2013, 「リン結晶化法を用いた豚舎汚水からのリン回収の可能性」, 日本養豚学会誌 48, 1-9
- 2) 鈴木一好, 2010, 「豚舎汚水中のリンの MAP 結晶化法による除去回収および利用技術」 日本土壤肥料学会誌, 81, 609-613
- 3) 川村英輔・田邊眞・竹本稔・上山紀代美・鈴木一好 「簡易型リン回収装置の回分式活性汚泥浄化槽への適用」, 日本養豚学会誌, 48, 58-67
- 4) 脇屋裕一郎・石田稔・内田敏博・古田祥知子・関戸正信・河原弘文・下平秀丸・川村英輔・鈴木一好, 2010, 「ふん尿汚水を凝集剤添加および機械分離した脱水濾過液を利用した MAP 法によるリン除去・回収技術」, 日本養豚学会誌, 47, 187-197
- 5) 川村英輔・田邊眞・竹本稔・上山紀代美・鈴木一好, 2010, 「塩ビ管を用いた簡易型 MAP 回収装置によるふん尿分離豚舎汚水中のリン回収技術の検討」, 日本養豚学会誌, 48, 10-19
- 6) 下水試験方法(上巻) 2012 年版, 日本下水道協会, 東京

- 7) 脇信利・近藤久幸・西田政司, 1986, 「エアレーションによる消化槽脱離液からのリン除去技術の検討, 用水と廃水, 29, 636-640
- 8) 鈴木一好・田中康男・黒田和孝・花島 大・福本泰之・安田知子, 2005 「MAP 付着回収法による豚舎汚水からのリン回収技術に関する実証試験」第 39 回日本水環境学会年会講演集 598
- 9) 川村英輔・田邊眞・竹本稔・上山紀代美・鈴木一好 2011, 「塩ビ管を用いた簡易型 MAP 回収装置によるふん尿分離豚舎汚水中のリン回収技術の検討」, 日本養豚学会誌 48, 10-19
- 10) 鈴木一好, 2002, 「結晶化法による豚舎汚水中のリンの除去及び回収」, 日本養豚学会誌 39, 101-111
- 11) 鈴木一好・田中康男・和木美代子・長田隆, 2000, 「アルカリ添加による豚舎汚水中のリン除去に関する検討」, 第 55 回関東畜産学会大会講演要旨集, 5
- 12) 坂井隆宏・河原弘文・古田祥知子・関戸正信・鈴木一好, 2007, 「生物膜担体を利用した豚舎汚水からの MAP 付着回収の可能性の検討」, 第 87 回日本養豚学会大会講演要旨, 25
- 13) 「下水道におけるリン資源の手引き」, 2011, 国土交通省都市・地域整備局下水道部, 平成 23 年 3 月, 47