



日本中央競馬会
特別振興資金助成事業

ISSN 1344-1744

畜産環境技術研究所年報

第3号
(平成11年度)



財団法人 畜産環境整備機構 畜産環境技術研究所

ま え が き

わが国の畜産が将来に亘って持続的に発展するためには、生産性の向上や高品質畜産物の生産と併せて、家畜ふん尿の適切な処理・利用を図ることにより、畜産に起因する悪臭、水質汚染等の防止に的確に対応することがきわめて重要な課題となっております。

このような情勢を踏まえ、畜産環境整備機構は、財団法人全国競馬・畜産振興会の助成を受けて、平成7年度から「畜産環境保全経営技術開発普及促進事業」を実施し、本事業の一環として平成8年7月には畜産環境保全問題に的確に対処するため福島県西郷村の農林水産省家畜改良センター用地を借用し、同敷地内に畜産環境技術研究所を設立して、研究開発活動を開始致しました。

研究所では、畜産環境問題に関する諸課題について体系的に整理し、毎年度その研究成果と進捗状況についてとりまとめ、広く関係者の皆様のご意見をいただくこととして、畜産環境技術研究所年報を発刊致しております。本年報は研究成果等、平成11年度の活動状況をとりとまとめたもので、当研究所の姿を垣間見ていただくとともに、環境と調和した畜産推進の一助となれば幸甚に存じます。

畜産環境問題を巡る情勢につきましては、ご案内のとおり昨年7月に「家畜排せつ物の管理の適正化及び利用の促進に関する法律」等、いわゆる環境三法が成立し、家畜排せつ物の素掘り、野積の解消等が喫緊の課題とされ、これら諸問題解決のため、低コストな家畜排せつ物の処理技術開発等、畜産環境問題に関する試験研究はますます重要になるものと考えられます。

当機構、研究所と致しましてもこれらの負託に応えるべく、より一層の努力を重ねて皆様のご期待に応える所存でありますので、関係各位の更なるご指導、ご鞭撻をよろしくお願い致します。

平成12年7月

財団法人 畜産環境整備機構
理事長 岩崎 充利

目 次

I. 総務関係

1. 研究所設立の経緯と沿革	1
2. 組織図	3
3. 施設および主要機械器具	
1) 建 物	5
2) 主要機械器具	6
3) 平成11年度新着図書	9

II. 研究活動

1. 研究活動の概要	11
2. 平成11年度事業報告	17
3. 研究課題進捗状況	19
I) 悪臭防止技術の開発	19
II) 高濃度畜舎汚水の低コスト処理技術の開発	25
4. 交流共同研究の概要	91
5. 委員会・会議等の開催	101
6. 職員の普及活動等	103
7. 資料	
●研究所内写真	105
●研究所案内	

I 総務関係

1. 研究所設立の経緯と沿革

畜産分野における国際化の進展および環境規制の強化が予想される中で、我が国の畜産は、生産性の向上や高品質な畜産物の生産と併せて、深刻化する畜産環境問題への対応が極めて重要な課題となっている。

こうしたことから畜産環境問題の発生要因研究から、その問題解決を図るための技術開発・普及までを包含する総合的な環境保全技術体系および地域社会とのかかわりの中で、畜産環境問題の発生の効率的な防止を図る等地域社会との調和を重視した畜産経営技術の確立が求められている。

このため、農林水産省のご指導のもとに日本中央競馬会および財団法人全国競馬・畜産振興会からの助成を受け、平成7年度から「畜産環境保全経営技術開発普及事業」を当機構が担当することとなり、平成8年7月1日から福島県西白河郡西郷村の農林水産省家畜改良センター内の国有地を借地して「畜産環境技術研究所」を開設することとなった。

研究の拠点となる研究所本体の建物は、鉄筋コンクリート平屋建て延べ面積795m²を平成7年11月設計、平成8年1月工事着工

し、平成8年7月竣工した。

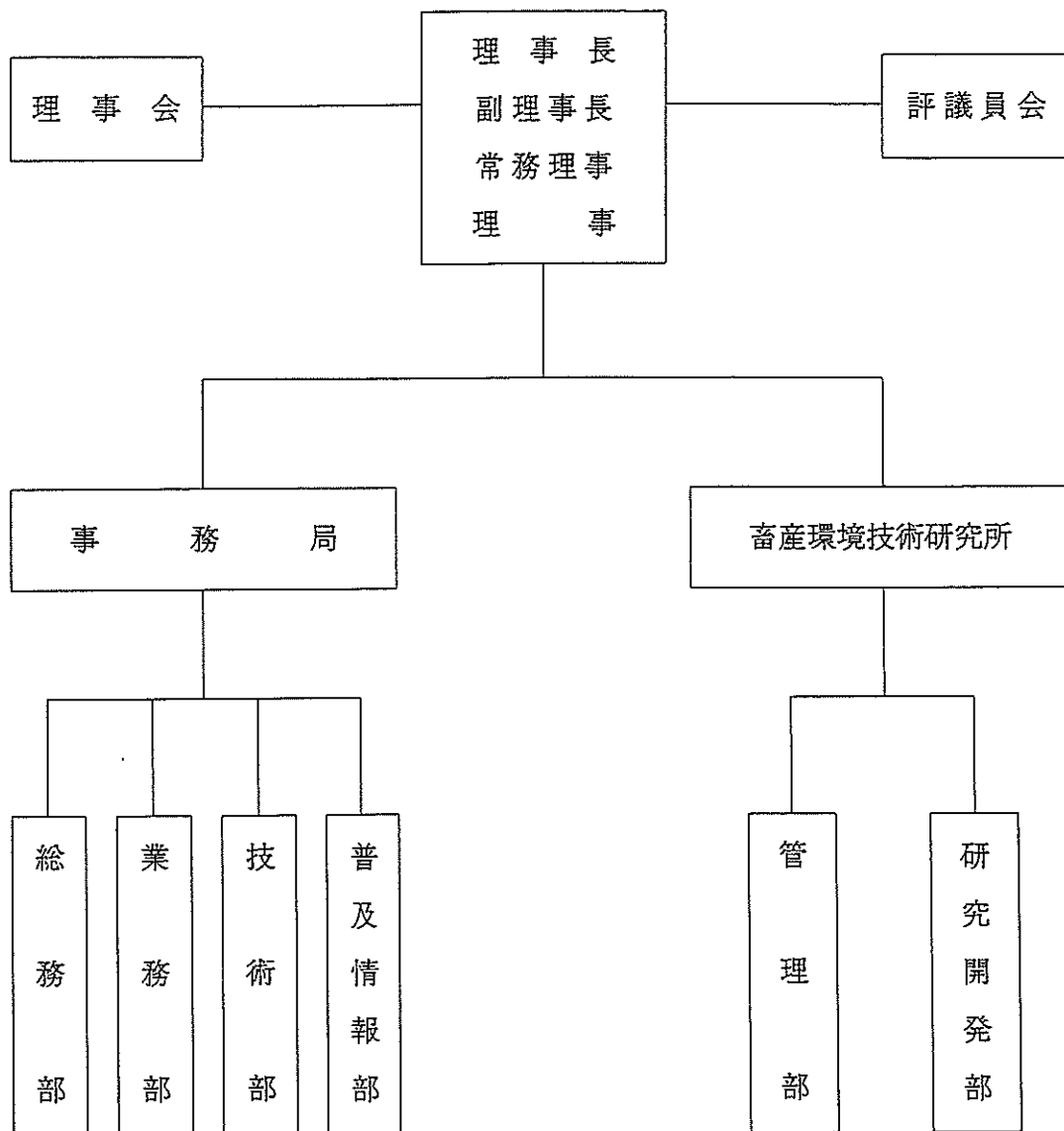
さらに、実験棟（家畜排泄物高度処理・加工実験施設）鉄骨平屋建て延べ面積700m²の建物を平成10年2月設計、平成10年3月着工、平成10年7月竣工した。

本研究事業においては、個々の畜産経営における低コストかつ安定的な家畜ふん尿処理・利用技術および環境保全のための総合的な飼養管理体系の開発に視点を置いて「畜産環境保全経営技術開発検討委員会、専門部会委員会、小委員会」での研究開発課題について検討のうえ、各年度の研究開発課題の推進に努めている。

2. 組織図

組織図

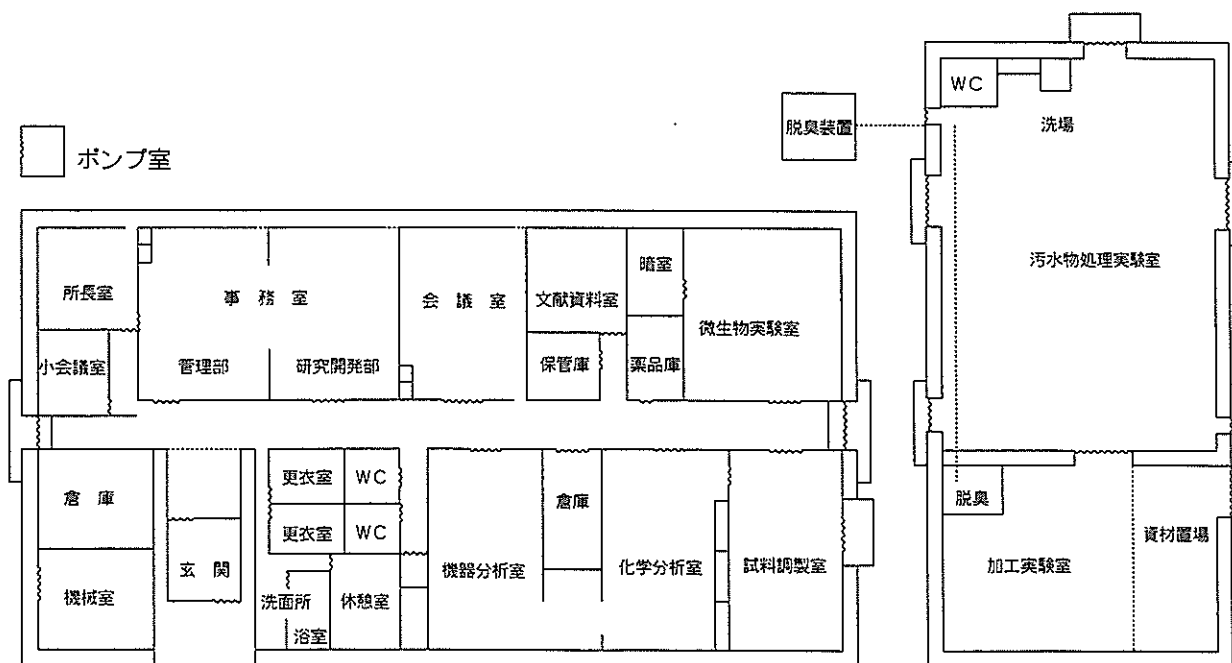
(平成12年4月1日現在)



3. 施設及び主要機械器具

1) 建物

区分	名称	構造	取得年月	備考
事務所建	研究所本体	鉄筋コンクリート 平屋建て 794.65 m ²	H8. 7	
倉庫建	ポンプ室	同上 10.89 m ²	同上	
倉庫建	実験棟	鉄骨平屋建て 700.00 m ²	H10. 6	



研究所建物平面図

2) 主要機械器具

配置場所	名 称	型式・メーカー	取得年月	備考
試料調製室	デジタル熱風乾燥室	池本理科 RK I - 18 - 503	H 8 . 7	
	熱風乾燥室	池本理科 RK I - 10 - 0614	"	
	粉 碎 機	池本理科 ウィレー式 RK I - 20 - 1133	"	
	粉 碎 機	池本理科 ミル式 RK I - 20 - 1131	" "	
化学分析室	高速振動式試料粉砕機	シー・エム・ティー T I - 100	H 9 . 7	
	純水製造装置	REG - 40 - TOC	H 8 . 7	
	高速冷却遠心機	CR - 21E	"	
	卓上遠心機	GT 5 P L	"	
	電子化学天秤	MC - 210 S	"	
	ケルダールスタンダードセット	三田村理研 FA - 20 P N	H 9 . 7	
	ロータリーエバポレーター	柴田科学 R - 124 - AW - 2	H 9 . 3	
イオン化合物低級脂肪酸捕集セット	GLサンエンス SP - 203	H 10 . 6		
機器分析室	ガスクロマトグラフ	日立G - 5000A	H 8 . 7	
	NCアナライザー	バリオEL	"	
	I C P発光分析装置	日立U - 4000	"	

配置場所	名称	型式・メーカー	取得年月	備考
機器分析室	ガスマトグラフ	日立G-5000A	H8. 7	
	NCアナライザー	バリオEL	"	
	ICP発光 分析装置	日立U-4000	"	
	分光光度計	日立U-2001	"	
	元素マトグラフ	日本ダイチ DX-120	H9. 6	
	全有機炭素自動 分析装置	TORAY Model TOC-650	"	
	ガスマトグラフ	日立G-3900 DSL-FN	H9. 7	
微生物実験室	高性能光学顕微鏡	AX-80-63	H8. 7	
	低温恒温機	SL-P4	"	
	低温恒温機	SL-4	"	
	オートクレーブ	IMC-3032L	"	
	クリーンベンチ	CCV-1300E	"	
	BODメーター	B2001	"	
	振とう培養装置	AT-12S	"	
	超低温フリーザー	ULT-1786	"	
	真空凍結乾燥機	FZ-6SF	"	
	乾熱滅菌乾燥機	IKD-100	"	
	倒立型システム 顕微鏡	オリンパス IX-50-11PH	H9. 3	
	低温恒温機	LTI-1000ED	9. 6	
	嫌気性培養装置	平山製作所 FA-6	9. 7	
	炎光光度計	東京光電 ANA135	11. 5	

配置場所	名 称	型式・メーカー	取得年月	備考
実験棟	ハイボロン人工気象器	いすゞ製作所 SU-12	H10. 9	
	ペーパーストコダー	大倉電器 VM5100A	10. 10	
	〃	〃	11. 3	
	クリーンコンプレッサ	井内盛栄堂 17L/min	〃	
	堆肥保温発酵装置	早坂理工 HA-20110B	11. 3	
	〃	〃	〃	
	制御装置	〃	〃	
	データ処理装置	〃	〃	
	空気供給装置	〃	〃	
	多板式固定分離機	日鉄鉱業 RF-230S	〃	
	フォークリフト	コマツ FB10RS-10	〃	
	豚代謝ケージ	イワタ式2型	11. 7	
	〃	〃	〃	
	〃	〃	〃	
	豚代謝ケージ	イワタ式3型	11. 7	
〃	〃	〃		
実験施設	脱窒リアクター	共和化工 KBM-5	H9. 5	交流 共同 研究

3) 平成11年度新着図書

和書 (単行本)

図 書 名	著 者・編 者	発 行 所
1 家畜の管理	野附 巖・山本禎紀	(株)文永堂
2 採用・異動・退職実務の手引き	労働大臣官房総務課	(株)新日本法規出版
3 初心者のための統計学	斉藤幸子・松本幸雄 方谷教孝	(株)臭気対策研究会
4 新・土の微生物(3)遺伝子と 土壌微生物	生越 明	(株)博友社
5 新・土の微生物(4)環境問題 と微生物	丸本卓哉	(株)博友社
6 生物系廃棄物コンポスト化 技術	木村俊範・中崎清彦	(株)シーエムシー
7 畜産環境保全論	押田敏雄・柿市徳英 羽賀清典	(株)養賢堂
8 動物環境レメディエーション	扇元敬司・中井 裕	(株)養賢堂
9 土壌のバイオマスー土壌生 物の量と代謝	日本土壌肥料学会	(株)博友社
10 明解 養豚用語辞典	日本養豚学会	(社)全国養豚協会

洋書 (単行本)

図 書 名	著者・編者	発 行 所
1 Bergey's manual of determinative bacteriology, ninth edition	J.G. Holt	Waverly Company

Ⅱ 研 究 活 動

1. 研究活動の概要

1) 研究課題の実施計画

平成8年3月12日に開催された第2回推進委員会において、次の内容の畜産環境技術研究所の研究開発課題とその内容が承認された。

平成11年度においてもこの実施計画に基づいて研究に取り組んだ。

「畜産環境保全のための総合的技術体系の策定」のための全体研究計画

(1) 技術開発の考え方

わが国の畜産は、国際化の一層の進展及び環境規制の強化が予想される中で、生産性の向上や高品質農畜産物の生産と併せて、地球環境に調和した安定的な畜産経営を育成することが喫緊の課題となっている。

このため、家畜の生産から出荷に至る生産過程で発生する環境問題を精査・解明し、適切な環境保全管理を行う必要がある。

本研究事業においては、個々の畜産経営における低コストかつ安定的な家畜ふん尿処理・利用技術及び環境保全のための総合的な飼養管理体系の開発に視点を置くこととする。なお、研究開発の効率的推進の観点から、脱臭資材等を活用した悪臭防止技術、リン、窒素等環境負荷物質の回収技術及び堆きゅう肥の利用促進を図るための品質判定技術、高付加価値化技術の開発については重点的に取り組むこととする。

(2) 研究内容

I 悪臭防止技術の開発

1. 臭気発生機構の解明と防臭効果判定手法の開発

- ①臭気発生機構の解明
- ②悪臭軽減効果判定手法の開発

2. 悪臭防除資材の探索・評価・改良

- ①悪臭防除資材の評価と効率的利用技術の開発
- ②脱臭微生物の分離・改良

II 高濃度畜舎汚水の低コスト処理・利用技術の開発

1. 微生物及び膜の組み合わせ利用による高濃度成分の除去技術の開発（共同研究）

2. 人工湿地法による畜舎汚水の低コスト処理システムの開発

3. 栄養塩類等回収物質の有効利用技術の開発

4. 動物生産汚水の処理に関する微生物学的研究（委託）

III 堆きゅう肥の品質向上技術の開発

1. 堆きゅう肥の品質評価基準の策定

2. 堆きゅう肥の高付加価値化技術の開発

3. 馬房敷料を活用した土壌改良資材の実用化（委託）

4. 抗生物質等投与家畜生産堆きゅう肥中の抗生物質等の消長ならびに植物への影響（委託）

IV 環境保全技術体系の開発

1. 施設・機器の経営・技術的評価

- ①家畜ふん尿処理機械の基本性能等調査（委託）

2. 家畜ふん尿の低コスト処理・利用技術の体系化

- ①畜産ふん尿の吸着率を高める木質系敷料の改良と木酢液による脱臭技術の開発（委託）
- ②家畜ふん尿の処理利用技術の実態解析
- ③家畜ふん尿等の低コスト処理技術体系化

3. 総合的畜産環境保全技術体系の開発

- ①畜産農業が有する外部経済効果の評価（委託）
- ②「HACCP」の概念を活用した環境保全型畜産技術体系の開発

(3) 研究実施期間 平成7～平成14年度

(4) 期待される成果

- ①悪臭成分の分解・脱臭を促進するための基幹的要因が解明され、脱臭資材による効率的な悪臭除去技術が確

立される。

- ②家畜排泄物に起因する窒素、リンなどの過度な環境負荷物質が除去され、また、回収物は肥料資源として有効に利用される。
- ③堆きゅう肥の品質向上と安定化により流通が促進され、地力の維持・改善が図られ、農産物の持続安定生産が可能となる。
- ④家畜排泄物などの処理・利用技術の体系化が進められ、良質畜産物の基盤となる総合的な畜産環境保全指針が策定される。

(5) 平成11年度の研究計画

前年度からの継続課題を実施するとともに、以下の課題について重点的に取り組む。

- ①臭気発生機構の解明
- ②栄養塩類等の回収物質の有効利用技術の開発

「畜産環境保全のための総合的技術体系の策定」の実施計画

(平成7～14年度)

畜産環境技術研究所

研究内容	研究年次								担当機関	備考
	7	8	9	10	11	12	13	14		
I 悪臭防止技術の開発										
1. 臭気発生機構の解明と防臭効果判定手法の開発										
①臭気発生機構の解明										
②悪臭軽減効果判定手法の開発										
2. 悪臭防除資材の探索・評価										
①悪臭防除資材の評価と効率的利用技術の開発										
②脱臭微生物の分離・改良										
II 高濃度畜舎污水の低コスト処理・利用技術の開発										
1. 微生物及び膜の組み合わせ利用による高濃度成分の除去技術の開発										
①豚舎排水高度浄化処理技術の開発									共和化工	交流共同研究
②污水处理過程における汚泥等微生物相の消長と機能										
③好気性処理時における処理水の色度について										
④高濃度污水の好気性消化処理										
⑤微生物相による畜舎污水浄化機能の簡易評価法の開発										
2. 人工湿地法による畜舎污水の低コスト処理システムの開発										
3. 栄養塩類等の回収物質の有効利用技術の開発										
4. 動物生産污水の処理に関する微生物学的研究									東北大学	委託

研究内容	研究年次								担当機関	備考
	7	8	9	10	11	12	13	14		
Ⅲ 堆きゅう肥の品質向上技術の開発										
1. 堆きゅう肥の品質評価基準の策定										
①堆きゅう肥成分の変動の解明ならびに品質評価法の開発										
②寒冷時における良質堆肥生産条件の解析										
2. 堆きゅう肥の高付加価値化技術の開発										
3. 馬房敷量を活用した土壌改良資材の実用化									大津機工	委託
4. 抗生物質等投与家畜生産堆きゅう肥中の抗生物質等の消長ならびに植物への影響									畜産生物科学安全研究所	委託
Ⅳ 環境保全技術体系の開発										
1. 施設・機器の経営・技術的評価										
①家畜ふん尿処理機械の基本性能等調査									生研機構	委託
2. 家畜ふん尿等の低コスト処理・利用技術の体系化										
①家畜ふん尿の処理利用技術の実態解析										
②畜産ふん尿の吸着率を高める木質系敷料の改良と木酢液による除臭効果									九州産業	委託
③家畜ふん尿等の低コスト処理技術の体系化										
④鶏糞焼却灰の飼料利用の実証試験										
3. 総合的畜産環境保全技術体系の開発										
①畜産農業が有する外部経済効果の評価									農政調査委員会	委託
②「HACCP」の概念を活用した環境保全型畜産技術体系の開発										

研究課題

I

悪臭防止技術の開発
 ◎悪臭軽減効果判定手法の開発 (8～10年)
 ◎悪臭防除資材の評価と効率的利用技術の開発 (9～11年)
 ○脱臭微生物の分離・改良 (11～14年)
 ○臭気発生機構の解明 (10～12年)

研究内容

○供試ふん尿の水分、温度、通気を制御し、臭気成分の経時的採取が可能な小型実験装置を開発する。
 ○上記装置を用い捕集した臭気成分分析値と官能検査値を基に、臭気の簡易判定手法を確立する。
 ○各種悪臭防除資材について、温度、水分、好気・嫌気等の条件及びふん尿の成分組成の差異と悪臭の防除効果の関連を明らかにする。
 ○微生物資材について、種の同定を行うと共に高機能微生物の収集・保存を行う。また、脱臭等本来の機能を発現するための条件、有用微生物を増殖するための条件等を明らかにする。
 ○畜種、給与飼料、畜舎環境、ふん尿処理法・処理過程等諸要因が臭気成分、臭気濃度に及ぼす影響を明らかにする。

期待される成果

・悪臭低減効果を in vitro法により、簡易に判定することが可能となり、市販資材等の効果判定が容易になる。
 ・各種脱臭資材の使用効果、適正使用量及び使用方法が明らかとなり、資材の効率的な利用が可能となる。
 ・有用な脱臭微生物群が検出され、その効率的な活用が期待される。
 ・畜種、飼料、畜舎環境、ふん尿処理過程等における臭気成分、臭気発生量に及ぼす諸要因が解明され、「HACCP」の概念に基づく環境保全技術体系を開発するための基礎知見が得られる。

II

高濃度畜舎汚水の低コスト処理・利用技術の開発
 ◎微生物及び膜の組み合わせ利用による高濃度成分の除去技術の開発 (9～11年)
 ○人工湿地法による畜舎汚水の低コスト処理システムの開発 (8～13年)
 ○栄養塩類等の回収技術の有効利用技術の開発 (10～13年)

◎固定化担体、機能膜等からなる高濃度畜舎汚水浄化処理装置（共和化工（株）開発）による豚舎汚水の有機物、窒素、リンの除去効果及び脱色効果等を明らかにする。
 ○窒素・リン、汚泥濃度、気温及び微生物等が上記装置の浄化機能に及ぼす影響を明らかにする。
 ○浄化装置内の微生物及び膜による浄化機能を維持・促進するための管理技術体系を開発する。
 ○ヨシ、パピルス、ガマ等水生植物及び湿地の有する浄化機能を活用した高濃度畜舎汚水の低コスト処理システムを開発する。
 ○人工湿地、汚水処理装置内の植物あるいは微生物を紹介して栄養塩類、有機物等を回収する技術を開発する。また、その回収物の有効利用法を確立する。

・膜処理装置により、菌体濃度を高く維持できるため、汚水の高負荷運転が可能になる。また、従来の活性汚泥法に比べ、大幅な省力化と処理能力の向上が期待できる。さらに、コストの低減ができれば、養豚経営において広く普及することが見込まれる。
 ・自然の浄化機能を活用することにより、生態系の保全と両立する畜舎汚水の低コスト処理が可能となる。
 ・窒素、リン等が回収され、肥料として有効に利用される。

次頁へ

研究課題

III

堆きゅう肥の品質向上技術の開発

- 堆きゅう肥の品質評価基準の策定 (9～10年)
- 堆きゅう肥の高付加価値化 (10～13年)
- 抗生物質等投与家畜生産きゅう肥中の抗生物質等の消長ならびに植物への影響 (8～10年)

研究内容

- 堆きゅう肥の水分、窒素、炭素、灰分等の成分及び腐熟度等を近赤外線反射光分析法により、迅速に測定する手法を開発する。また、堆きゅう肥の性状、主要な成分を基に、品質を簡便に判定するための基準を作成する。
- 各種堆きゅう肥について、肥効、作物の発芽試験、生長阻害等の検討を行うと共に、既往の知見を加え、作物毎の肥料成分調整、成型技術等の指針を作成する。
- 家畜排泄物中の抗生物質等動物医薬品が植物の生長に及ぼす影響、植物体中への残留量等を明らかにする。

期待される成果

- ・近赤外線分光分析装置を用いた堆きゅう肥の品質評価法が確立されると共に、堆きゅう肥の性状、成分及び従来の品質判定基準等を盛り込んだ簡易評価手法が作成される。
- ・耕種農家等のニーズに応じた堆きゅう肥の成分調整、成型化等により、堆きゅう肥の流通・利用が促進される。
- ・動物医薬品の堆きゅう肥としての処理過程における消長、植物体中への残留量等、抗生物質等投与された家畜排せつ物の安全処理を行うための基礎知見が得られる。

IV

環境保全技術体系の開発

- 家畜ふん尿処理機械の基本性能等調査 (8年)
- 家畜ふん尿の処理利用技術の実態解析 (8～9年)
- 畜産ふん尿の吸着率を高める木質系敷料の改良と木酢液による脱臭技術 (8～9年)
- 畜産農業が有する外部経済効果の評価 (7～8年)
- 家畜ふん尿等の低コスト処理・利用技術の体系化 (10～14年)
- H A C C P の概念を活用した環境保全型畜産技術体系の開発 (9～14年)

- 畜種や飼養管理形態毎に排せつ物処理機械の性能、構造、耐久性、処理コスト等を調査する。
- 主要な畜産地帯における畜産環境の実態を調査し、家畜の生産から出荷に至る過程における飼養管理技術の問題点を摘出し、その改善方向を明らかにする。
- 従来の木質系敷料に改良を加えて吸着度の高い敷料製造法を開発すると共に、木酢液、炭素末の除臭効果を実証する。
- 畜産農業が有する外部経済効果を数値的に測定・評価する手法を開発すると共に、地域と調和した畜産農業の発展方向の指針を策定する。
- 畜産農家における飼料生産、飼料給与、生産物の出荷、家畜ふん尿の処理・利用等畜産物生産の一連の工程において発生しうる環境問題を精査・分析し、環境保全のための重要管理事項を設定する。
- 畜産環境問題に関わる情報、試験研究データを収集・整理し、環境保全型畜産技術のモデルを策定すると共に、生産現場への適用ガイドラインを策定する。

- ・家畜ふん尿処理機械の投資額、維持費、性能等が明らかとなり、家畜ふん尿処理機械の導入、処理システムの構築に際しての基礎知見が得られる。
- ・家畜の生産から出荷における飼養管理技術、家畜排せつ物処理の実態と問題点が明らかになると共に、技術開発の方向付けを行う上での基礎知見が得られる。
- ・木質系敷料のふん尿の吸着性が改善されると共に木酢液、木酢酸粉末による悪臭防除効果が実証される。
- ・畜種、個々の経営体の飼養条件、環境条件等に対応した環境保全型システムの構築、導入が可能となる。
- ・畜産経営の安定的発展と環境保全に資する。

前頁より

2. 平成11年度事業報告

2) 平成11年度事業報告

平成7年度から開始された本事業は、平成11年度で事業実施期間8年のうち前半4年を経過することとなった。前年7月には実験棟が完成し、実験施設・機器も整備され、現場対応型の試験研究・技術開発に関する体制の整備が完了した。

7月には、開発検討委員会・専門部会の合同会議が開催され、前年度の成果および本年度の計画が検討、了承された。また、10月には平成10年度の研究成果をまとめた年報(第2号)を発刊した。さらに、今年度から始まった畜産環境アドバイザー緊急養成事業に研究所としても主体的に取り組んでいる。このほか、例年、浄化処理汚水の依頼分析を家畜改良センター本所および各牧場等から受けているが、今年度は昨年度の53点を上回る91点の依頼分析を実施した。

各研究課題における11年度の取り組み状況および成果の概要は以下の通りである。

「悪臭防止技術の開発」では、豚を用いて経口投与型の脱臭資材を評価判定する手法を開発中である。試料の採取・保存法、臭気の実験手法など細部の詰めは残されているが、この手法を応用して、養豚飼料の粗蛋白質(CP)含量を変えてふん尿からの臭気の発生を比較したところ、低CP飼料(通常のCP含量の約2/3)の給与により、豚の生産性を損なわずに、ふん尿混合物からのアンモニア発生量を約1/5に減らせるという知見が得られた。これら一連の技術が確立されると、より客観的な脱臭資材の評価が可能

能になると考えられる。

「高濃度畜舎汚水の低コスト処理・利用技術の開発」では、肉豚500頭の実規模の汚水処理プラントを用いて平成9年度から進めてきた共和化工(株)との交流共同研究が、ほぼ所期の到達目標を達成して今年度で終了した。この処理システムは、スクリーンプレス脱水機による固液分離と膜分離活性汚泥法とを組み合わせたところに特徴があるが、これにより高濃度のふん尿混合汚水が効率的に浄化されることがわかった。このような処理によってBOD等は十分に低下するが、処理水に茶褐色の着色が残るためその脱色法について研究している。今年度は、入手が容易で、かつ安価な次亜塩素酸剤について、その投入量、反応時間等を調べ、色度低下に必要な塩素投入量の算定式を明らかにした。また、この次亜塩素酸剤処理により、色度とともにCODも低下することがわかった。一方、当該処理プラントの各汚水処理過程における微生物相の消長、とくに硝化細菌や脱窒菌などのいわゆる機能性細菌の季節変化について調べた結果、各処理過程における微生物相の消長と汚水の浄化状態との関連、さらには、原生動物の消長からみた処理施設運転状況の簡易判定技術の確立等についてはなお今後の課題である。フィールドにおける畜舎汚水の自然浄化機能については、自然の地形を利用した湿地、人工的に造成した池や水路等を活用して畜舎汚水を浄化処理している経営の実態調査を行い、それにもとづきいくつかの知見を明らかにした。これらは、人工

湿地の導入や汚水の低コスト処理システムを構築する上で有効と思われる。

「堆きゅう肥の品質向上技術の開発」では、すでに、堆肥の腐熟度判定法として、堆肥中の微生物の活動を酸素消費量で簡易に測る方法について提案し、これが、従来からの腐熟度判定法である種子の発芽率、C/N比、灰分含量等と有意の相関のあることを明らかにしているが、今年度はこの判定手法の条件、正確さ等についてさらに検討を加えた。この手法が確立されると、測定装置としては携帯可能なコンパクトなものになるところから、堆肥センター等の堆肥生産現場での普及が期待される。

「環境保全体系の開発」では、前年度までに群馬県下で堆肥化処理の実態調査を行ったが、その中で戻し堆肥を水分調整資材として連用した場合の問題点の究明が要望として強く出され、現在、戻し堆肥連用による堆肥成分、性状の解明に取り組んでいる。また、「HACCP」の概念を活用した環境保全型畜産技術体系の開発の課題については、これまでの研究成果を体系的に整理し、12年度からはこれまで取り組み得なかった課題の解明等に重点的に取り組み、事業実施期間中に初期の目標達成に邁進することとしている。

3. 研究課題進捗状況

課題名 I 悪臭防止技術の開発

1. 臭気発生機構の解明と防臭効果判定手法の開発

① 臭気発生機構の解明

—豚における悪臭防止資材の簡易効果判定法の開発—

担当者名：山本朱美、高橋栄二、古川智子、岡田光弘、古谷 修

研究期間：平成10～12年度

緒 言

家畜のふん尿あるいは畜舎から発生する臭気の抑制を目的として様々な悪臭防止資材が開発されているが、その効果の有無が明確にされた資材は多くはない。その理由として、臭気発生の原因が多様であるため、実験条件の設定が難しいこと、従来は畜房内で群飼の条件で試験を行っているため、多くの供試動物や供試資材が必要となり、試験処理区数が限定されることなどがあげられる。

そこで、豚を対象とし、実験条件が精密にでき、少頭数の動物で、かつ効率的に悪臭防止資材の効果が判定できる手法を開発することを目的に、仮に設定した効果判定手法の妥当性を検討するために、肥育豚に

微生物資材の添加量および飼料中の粗タンパク質（CP）含量の異なる飼料を給与して排泄されたふん尿から揮散した臭気物質の濃度を測定した。

材料および方法

1. 設定した効果判定手法

(1) 動物試験

体重が約35kgの去勢雄豚（LWD）4頭を代謝ケージに収容して（写真1、2）、飼料中のCP含量が16.4%の標準CP飼料もしくは各必須アミノ酸が肥育豚（体重30～70kg）における要求量（日本飼養標準・豚、1998年版）¹⁾の120%を満足するように4種類の結晶アミノ酸を添加したCP10.9%の低CP飼料（表1）に市販の微生物資材を0もしくは

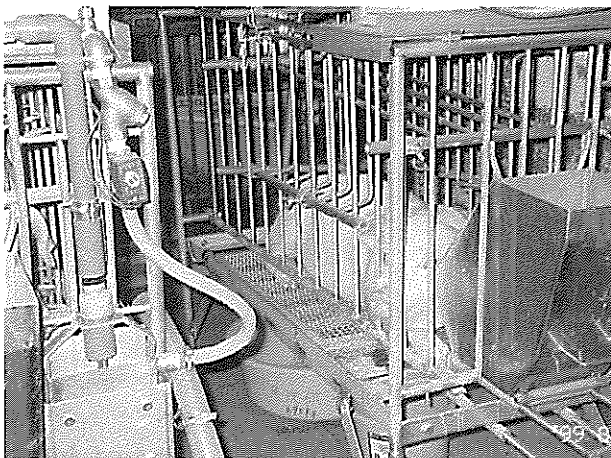


写真1 代謝ケージに収容された去勢豚（前面）



写真2 代謝ケージに収容された去勢豚（後部）

表1 試験飼料の配合割合 (%)

飼料原料	標準C P飼料 (16.4%)	低C P飼料 (10.9%+アミノ酸)
黄色トウモロコシ	62.5	74.0
大豆粕	15.7	—
大麦	8.40	8.40
フスマ	8.40	11.66
魚粉	3.30	3.30
炭酸カルシウム	1.05	1.05
第二リン酸カルシウム	—	0.23
食塩 (上質塩)	0.30	0.30
ビタミンB群	0.15	0.15
ビタミンADE群	0.10	0.10
微量ミネラル	0.10	0.10
塩酸L-リジン	—	0.439
DL-メチオニン	—	0.089
L-トリプトファン	—	0.035
L-トレオニン	—	0.147

は0.5% (メーカー推奨の5倍量) 添加した飼料を28日間、不断給餌した。試験は平成11年の8月と12月の2回行った。なお、実験の精度を向上させるため3回目の試験を平成12年の6月に実施する。

(2) 臭気成分の分析

試験開始0、7、14、21、28日後の午前中に排泄された新鮮ふんおよび尿 (写真3、4) を1頭につき約150gおよび100g採取した。試料は速やかに冷蔵保存し、8時間以内に分析に供した。新鮮ふん50gおよびふん尿



写真3 ふん尿分離が行われた新鮮ふん



写真4 ふん尿分離が行われた新鮮尿

混合物（ふん：尿＝1：2）50 gをそれぞれ、三角フラスコに分注し、空気を0.3ml/minの割合で通気することによりヘッドスペースガス中のアンモニアは0.2%ホウ酸溶液に捕集し、低級脂肪酸濃度は、低級脂肪酸用捕集管に捕集した。また、硫黄化合物の分析のために5 lのテドラーバッグにヘッドスペースガスを捕集した。アンモニア、低級脂肪酸（プロピオン酸、ノルマル酪酸、イソ吉草酸、およびノルマル吉草酸）および硫黄化合物（硫化水素、メチルメルカプタン、硫化メチル、二硫化メチル）濃度は公定法^{2,3)}に準じ、測定した。

2. 窒素出納試験

試験期間中の飼料摂取量および飲水量は毎日10:00に測定した。窒素出納試験は試験開始8～12日後の4日間行い、窒素出納試験期間中に排泄されたふんおよび尿を全量集めて毎日重量を測定し、そのうちの1/10量を分析用試料として直ちに氷温（4℃）保存した。4日間のふんは混合して、通風乾燥機により60℃で乾燥後、約2日間かけて風乾状態に戻してから、1 mmのスクリーンを装着した粉碎機により粉碎した。風乾試料および4日間の尿を混合した試料中の窒素濃度をAOAC法に準じた方法⁴⁾により分析した。

3. 効果判定手法の有効性の確認方法についての解説

今日、豚の飼料中のCP含量を低下させることによって、豚の生産性を損なわずに、窒素の排泄量を低減させる技術が養豚の現場で実証、普及されつつある。低CP飼料を

給与すると、とくに尿中への窒素（尿素）の排泄量が50～60%程度までに減少するので、ふんと尿が接触することにより生じるアンモニアの発生量が低下することが期待される。

したがって、仮に設定した効果判定手法を用いて、低CP飼料を給与した場合にアンモニア発生量が低減されれば、効果判定手法は有効であると考えられる。

一方で、市販されている微生物資材については効果の判定法が確立されていないので、本試験では供試した微生物資材の効果を今回仮に設定した効果判定手法を用いて、新鮮ふんから発生する臭気成分の濃度から判定した。

結果および考察

1. 飼料中のCP含量の低下による環境負荷物質の低減効果：窒素排泄量とアンモニア発生量の減少

(1) ふん尿への窒素排泄量は60～65%程度にまで低減した。

低CP区のふん尿窒素排泄量は試験1および試験2でそれぞれ標準CP区の67%および59%まで減少した。低CP区の尿中窒素排泄量は試験1および試験2でそれぞれ標準CP区の53%と58%まで低下した(表2)。また、ふん中窒素排泄量では低CP区の試験2では60%まで大きく減り、これは従来の成績と異なるが、その理由は明らかではなかった。12月(試験2)には飼料(タンパク質)摂取量が多かったのもそれにともない窒素排泄量が増加した。

表2. 飼料中のCP含量が窒素排泄量および水分排泄量に及ぼす影響

飼料中CP含量	標準 (16.4%)		低 (10.9%+アミノ酸)	
	試験1	試験2	試験1	試験2
一日増体量 (g/d)	668	590	621	636
窒素摂取量 (g/d)	41.2	62.7	32.5	41.1
飼料摂取量 (g/d)	1.62	2.16	1.69	1.95
窒素排泄量 (g/d)	20.8	37.9	14.0	22.3
相対値 (%)	100	100	67	59
尿中窒素量 (g/d)	12.4	24.4	6.57	14.2
相対値 (%)	100	100	53	58
ふん中窒素量 (g/d)	8.47	13.5	7.43	8.10
相対値 (%)	100	100	88	60
飲水量 (g/d)	3,769	3,186	3,738	2,014
総水分排泄量 (g/d)	2,938 (100)	2,013 (69)	2,792 (100)	1,144 (41)
相対値 (%)	100	100	95	57
尿水分量 (g/d)	2,191	1,605	1,563	822
相対値 (%)	100	100	71	51
ふん水分 (g/d)	747	409	1,229	323
相対値 (%)	100	100	165	79

相対値 (%) は標準区に対する低CP区の割合

(2) 飼料中のCP含量と季節が水分排泄量に及ぼす影響

12月(試験2)においては、低CP区で飲水量が減少する傾向を示し、水分排泄量は標準CP区に比べ57%まで低下した。8月(試験1)では個体差が大きく、飼料中CP含量による水分排泄量への影響は明らかではなかった。

水分排泄量には季節の影響があり、12月の水分排泄量は、8月の場合に比較して、標準CP区および低CP区で、それぞれ、69%および41%にまで減少した。

(3) 発育への影響

少頭数かつ、比較的短期間という制約はあったが、飼料中のCP含量によって飼料摂取量、増体量には明らかな差は認められなかった。

試験2においては、飼料摂取量が明らかに多くなった。これは、試験期間を通しての豚舎内の最低および最高温度は、それぞれ-0.5℃および12℃であり、体温保持に必要なエネルギー量が摂取量に加算されたためと考える。

(4) ふん尿からのアンモニア発生量

①新鮮ふんから発生するアンモニアはきわめて少ない

新鮮ふんから発生する揮散アンモニア濃度は平均0.07ppmとアンモニアの嗅覚閾値の1.5ppmに比べ極端に低かった。また、ここでは示さなかったが、試験2において、新鮮ふんから発生するアンモニア濃度の2日間の経日変化を測定したところ、排泄後2日目でもアンモニア揮散量に変化は認められず、低い濃度に保たれた。

②ふん尿混合物からのアンモニア発生量は低CP飼料で著しく減る

ふん尿混合1日後以降にアンモニア発生量は著しく増加した。ふんのみから発生するアンモニア濃度は排泄2日後でも増加しなかったことから、ふん尿混合後にみられたアンモニアの発生は、ふん中に存在するウレアーゼ（尿素分解酵素）と尿素的酵素反応の結果と考えて良い。ふん尿混合1日目において、標準CP区の14.9ppmに対し、低CP区で3.3ppmと著しく低くなった。ここで

表3. 飼料中のCP含量がふん、尿中窒素および臭気成分濃度に及ぼす影響

飼料中CP含量	標準 (16.4%)		低 (10.9%+アミノ酸)	
	試験1	試験2	試験1	試験2
ふん中窒素 (%)	3.00	3.08	2.87	3.11
尿中窒素 (%)	0.87	1.15	0.32	0.72
アンモニア濃度 (ppm)				
(新鮮ふん)	0.07	0.05	0.06	0.08
(ふん尿混合直後)	7.90	5.52	0.49	0.65
(新鮮ふん)	16.3	13.5	2.24	4.42
硫黄化合物濃度 (ppm)				
プロピオン酸	0.0203	0.2119	0.0952	0.0554
ノルマル酪酸	0.0522	0.0877	0.0254	0.0701
イソ吉草酸	0.0818	0.0455	0.0453	0.0590
ノルマル吉草酸	0.0319	0.0264	0.0101	0.0673
低級脂肪酸濃度 (ppm)				
硫化水素	0.1019	0.0421	0.0102	0.0013
メチルメルカプタン	0.0142	0.0065	0.0018	0.0012
硫化メチル	0.0012	0.0038	0.0049	0.0067
二硫化メチル	0.0001	0.0001	0.0002	0.0001

は、臭気指数の算定は行わなかったが、アンモニアの臭気濃度を求める式($Y=1.67 \log X+2.38$ Y;臭気強度、X;アンモニア濃度)に当てはめると臭気強度は標準CP区で4.34、低CP区で3.25となり約1の差を示した。これはヒトの嗅覚で十分嗅ぎ分けられる違いである。

③新鮮ふんからの低級脂肪酸および硫黄化合物の発生量は多くはない

新鮮ふんから発生する低級脂肪酸濃度および硫黄化合物濃度はきわめて低く、また、飼料中CP含量の影響も明らかではなかった(表3)。

2. 微生物資材の添加効果

飼料中への微生物資材の添加の影響は明らかではなかった。

結論として、現在、開発中の悪臭防止資材の評価判定法を用いることで、脱臭資材の効果判定が客観的に行えることが示された。しかしながら、本試験では言及しきれなかった試料の採取法および保存法等の検討が更に必要であると考えられた。

謝 辞

本試験は福島県畜産試験場および同県農業短期大学の協力を得て行った。ここに深謝する。

引用文献

- 1) 農林水産省 農林水産技術会議事務局編.日本飼養標準・豚(1998年版)、(社)中央畜産会、東京、1998.
- 2) 平元環庁告47・全改、平成5環庁告72・

一部改正.

- 3) 平成5環庁告72・旧別表第6繰下・一部改正.
- 4) 森本 宏(監修)動物栄養試験法. 280-396、養賢堂. 東京. 1971.

要 約

豚における悪臭防止資材の簡易効果判定法を開発するために、飼料中のCP含量が異なる2種類の飼料を肥育豚に給与し、ふん尿から発生する臭気成分の濃度に及ぼす影響を調べることから、仮に設定した悪臭防止資材の効果判定手法の有効性について検討した。

1. 不足するアミノ酸を添加した低タンパク質飼料の給与でふん尿への窒素排泄量が60%まで低下するとの従来の知見を再確認した。
2. 尿との汚染のない、ふんそのものからのアンモニア発生量は、飼料のCP含量に関係なく、また、排泄後2日経ってもきわめて低濃度に保持されることを確認した。このことはふん尿処理におけるふん尿分離の重要性を示唆している。
3. ふん尿の混合によってアンモニアが発生するが、その程度は低CP飼料の給与で1/5まで著しく低減されることを明らかにした。

今後、効果判定手法を開発するに当たっては、試料の採取法および保存法等の検討が更に必要なことが明らかとなった。

課題名 II 高濃度畜舎汚水の低コスト処理・利用技術の開発
1. 微生物及び膜の組み合わせ利用による高濃度成分の除去技術の開発
発

② 汚水処理過程における汚泥等微生物相の消長と機能

担当者名：高橋栄二、岡田光弘、岡田 清^{※1}、渡邊昭三、古谷 修、木本博志^{※2}
(^{※1}(社)日本草地畜産協会、^{※2}共和化工株式会社)

研究期間：平成9～11年

緒 言

生活排水を対象とした活性汚泥処理施設における微生物相についてはこれまで原生動物を中心に研究がなされてきた。一方、畜産由来の汚水に関しては、微生物相に関する報告は少なく、牛舎汚水ラグーン処理施設における微生物相の季節変動⁸⁾ および豚スラリー曝気処理時の微生物相⁶⁾ が報告されているに過ぎない。当研究所は共和化工(株)との交流共同研究として、機能膜を用いた活性汚泥処理施設を近郊の養豚農家の協力を得て設置し、この施設の有効性について検討した¹⁰⁾。特に本試験では機能膜を用いた活性汚泥処理施設の各処理段階における微生物相を季節毎にモニターし、汚水処理過程における汚泥等微生物相の消長と機能を検討した。

材料および方法

1. 活性汚泥処理施設

活性汚泥処理施設の概要は、豚舎から排出されるふん尿混合物をスクリーンプレス脱水機にかけ、原水槽に貯留させる。次いで汚水調整槽(表側番号(No.1)以下同じ)に貯留させた後、嫌気的狀態にある脱窒リ

アクター(No.2)、好氣的狀態にある硝化リアクター(No.3)を通過させ、さらに機能膜を通過させて汚泥と処理水に分離させ、処理水は処理水槽(No.4)に貯留させている。また機能膜通過に伴い生じる汚泥は、返送汚泥としてリアクターNo.2に循環させ、余剰汚泥として原水槽に循環させている。

2. 試料の採取、運搬ならびに前処理の方法

試料は1999年2月25日を冬期のデータとして、1999年7月12日を夏期のデータとして、1999年10月19日を冬期および夏期の中間のデータとしてリアクターNo.1、No.2、No.3およびNo.4の汚水・処理水を採取した。また、水温が40℃程度に達した1999年8月9日にリアクターNo.2およびNo.3の汚水を採取した。汚水および処理水の採取は午前10時に行ったが、8月は最も水温が上昇した午後1時に行った。試料は滅菌した容器に採取し、碎氷とともに保冷箱に収容して実験室に運搬した。試料のフロックの分散にはホモジナイザー(井内:100V 40W)および超音波ホモジナイザー(SMT:UH-50)を用いた。

3. 細菌数の計数

好気性菌は標準寒天培地を用い、35℃で

2日培養し、大腸菌群数はデスオキシコール酸塩寒天培地を用い、35℃で20時間培養した。嫌気性菌はBL寒天培地を用い、嫌気ジャーにて35℃で2日培養した。*Streptococcus*はストレプトセル培地を用いて35℃で2日培養し、*Pseudomonas* (緑膿菌)はNAC培地を用いて35℃で2日培養した。*Bacillus*はグルコース・アスパラギン培地に試料を接種後、80℃、15分加熱した後、30℃で7日培養した。*Clostridium*は試料を70℃、10分加熱した後、GAM寒天培地を用いて35℃で2日嫌気培養した。*Lactobacillus*はMRS寒天培地を用い、35℃で2日培養した。硝化細菌数は、Alexanderらの方法¹⁾により最確値法で計数した。脱窒菌は土壤微生物実験法に記載されている方法⁵⁾に従い計数した。

4. 細菌の同定

好気性菌および嫌気性菌を培養した結果、培地上に出現した他と混在していないコロニーを釣菌し、その各々を平板上で分離・培養することにより純粋培養株を得た。これらの分離株に対してそれぞれ、グラム染色、オキシダーゼ、カタラーゼ、OFテスト、糖(マルトース、トレハロース、マンニト、ラクトース、ラフィノース、サリシン、ラムノース)からの酸生成、VPテスト、MRテスト、インドール生成、硫化水素生成、Tween80加水分解、運動性試験を行い、その結果を基にCowanとSteelの鑑別表²⁾およびBergey's manual⁷⁾を参考にして属程度までの同定を行った。

結果および考察

1. 各処理段階における水質

表1に各時期における処理段階の污水および処理水の水温、pH、BOD、SS、T-N、NH₄-Nの結果を示した。水温はいずれの時期においてもリアクターNo.3で高い値を示しており、これは曝気装置による影響と考えられる。pHは嫌気状態にあってアンモニア態窒素濃度の高いNo.1槽では高く、硝化成が進んでいるリアクターNo.3では低い傾向が見られた。最終的な処理水における水質はいずれの時期においても水質汚濁防止法の基準値を下回る数値が得られている。

2. 各処理段階における細菌の計数

各処理段階における好気性菌、大腸菌群および嫌気性菌数を表2に示した。好気性菌数はいずれの時期においてもリアクターNo.1からNo.3まではほとんど同じ値を示していた。また、7月における好気性菌数は2月、8月と比較して10倍程度増加していることが認められ、10月は7月よりさらに増加していることが示された。大腸菌群数については2月、7月および10月ともに大きな変動は認められなかったが、8月において大腸菌群数は両リアクターともに10²個/ml以下であった。また、No.4槽における大腸菌群数はいずれの時期においても水質汚濁防止法で定められている3000個/ml以下を大幅に下回る値が得られた。嫌気性菌数は季節による大きな変動は認められず、いずれの時期においても好気性菌数と同程度の結果であった。本施設は嫌気、曝気処理

表1 各処理段階における温度、pH、BOD、SS、T-N、NH₄-N

リアクター	水温 (°C)				pH			
	2月	7月	8月	10月	2月	7月	8月	10月
No.1	7.5	21.3	-	15.5	8.1	8.1	-	7.4
No.2	10.7	32.4	37.4	21.6	7.5	7.8	7.9	7.6
No.3	17.2	34.5	39.0	28.5	7.0	7.5	7.6	7.6
No.4	14.3	29.6	-	22.6	8.1	8.3	-	8.3

	BOD (mg/ℓ)				SS (mg/ℓ)			
	2月	7月	8月	10月	2月	7月	8月	10月
No.1	8410	5790	7520	5360	4900	2880	4870	2100
No.4	16.0	3.2	2.9	5.5	7.8	0.4	0.3	0.3

	T-N (mg/ℓ)				NH ₄ -N (mg/ℓ)			
	2月	7月	8月	10月	2月	7月	8月	10月
No.1	2610	1660	2020	1670	2160	1330	1730	1450
No.4	19.2	30.3	37.3	34.3	3.7	12.3	5.0	3.4

表2 各処理段階における好気性菌、大腸菌群および嫌気性菌数 (log/ml)

月	好気性菌				大腸菌群				嫌気性菌			
	2	7	8	10	2	7	8	10	2	7	8	10
No.1	5.9	6.3	-	6.4	4.9	4.9	-	4.3	6.4	4.6	-	4.0
No.2	5.5	6.8	5.2	7.6	3.8	5.0	<2.0	3.8	5.7	5.0	4.9	5.5
No.3	5.7	6.8	5.4	7.4	4.0	3.7	<2.0	3.7	5.9	5.6	4.7	6.7
No.4	3.4	2.3	-	3.7	<1.0	<1.0	-	1.8	2.9	2.5	-	2.9

を行っているが、好気性菌および嫌気性菌数は処理段階により大きな変動を示さなかった。通性嫌気性菌が優占化しているかまたは、偏性嫌気性菌においては芽胞を形成している結果である可能性が考えられた。

表3に各処理段階における *Streptococcus*、*Pseudomonas* の季節変動を示した。代表的な糞由来の細菌である *Streptococcus* は2月および8月において7月および10月の1/100

から1/1000程度を示した。処理過程において *Streptococcus* はリアクターNo.3まではいずれの時期においても大きな変動は認められなかった。リアクターNo.2およびNo.3における *Pseudomonas* はいずれの時期においても大きな違いは認められなかった。

表4は各処理段階における *Bacillus*、*Clostridium* および *Lactobacillus* の季節変動を示している。 *Bacillus* はいずれの時期におい

表3 各処理段階における *Streptococcus* および *Pseudomonas* (log/ml)

月	<i>Streptococcus</i>				<i>Pseudomonas</i>			
	2	7	8	10	2	7	8	10
No.1	3.6	5.6	—	5.2	4.6	3.0	—	<2.0
No.2	3.4	6.4	2.5	6.2	4.6	3.3	4.0	3.8
No.3	3.0	6.8	3.0	6.7	2.7	4.4	4.1	4.5
No.4	1.5	1.9	—	3.0	2.4	<1.0	—	<1.0

表4 各処理段階における *Bacillus*、*Clostridium* および *Lactobacillus* (log/ml)

月	<i>Bacillus</i>				<i>Clostridium</i>				<i>Lactobacillus</i>			
	2	7	8	10	2	7	8	10	2	7	8	10
No.1	2.5	2.7	—	2.0	6.0	4.1	—	2.8	4.3	4.0	—	2.6
No.2	3.1	2.9	3.0	2.2	4.9	5.0	<2.0	3.0	3.3	4.5	3.9	5.7
No.3	3.2	3.2	3.1	3.1	5.0	4.6	<2.0	3.3	3.8	4.3	3.3	4.5
No.4	0.9	<0.3	—	<0.3	1.0	<1.0	—	<1.0	<1.0	<1.0	—	1.8

でも大きな変動はなく、リアクターNo.3まではほぼ 10^3 個/ml程度の値を示していた。

Clostridium は8月において数の低下が認められ、 10^2 個/ml以下まで減少した。芽胞形成菌である *Clostridium* は高温に耐性があることから、水温以外に増殖に影響をおよぼす因子の関与が示唆された。代表的な糞由来の通性嫌気性菌である *Lactobacillus* は2月および8月においてわずかに低下することが認められた。また、処理過程における *Lactobacillus* の変動は季節により異なり、明らかな傾向は見られなかった。

3. 細菌の同定試験

2月および7月における各処理段階に存在していた主な好気性菌および嫌気性菌を表5に示した。好気性菌については、No.1

槽においては *Corynebacterium* 属が2月、7月ともに分離された株の約1/3を占めていた。2月においてはリアクターNo.2およびNo.3はともに *Moraxella* 属が約半数を占めていた。リアクターNo.3においては *Pseudomonas* 属が高い割合を占めていた。一方、7月はリアクターNo.2では *Moraxella* 属が分離された株の約1/3を占めていたが、リアクターNo.3においては明らかに優占化している微生物はなかった。嫌気性菌については、No.1槽において2月、7月ともに *Clostridium* 属および *Corynebacterium* 属が高い割合で分離された。リアクターNo.2は2月、7月ともに *Clostridium* 属が高い割合で分離された。リアクターNo.3では2月は *Clostridium* 属が、7月においては *Clostridium* 属および *Corynebacterium* 属が高い割合で分離された。

しかし、*Clostridium* 属は偏性嫌気性菌であることから、好气的状態にあるリアクター No.3では芽胞を形成しているものと推察された。

表6は8月および10月における各処理段階に存在する主な好気性菌および嫌気性菌を示した。8月においては他の時期と異なり、好気性菌として、リアクターNo.3では *Pasteurella*属が半数近くを占めていた。一方、10月においてはリアクターNo.2で *Pseudomonas* 属が最も多く分離され、リアクターNo.3においては *Corynebacterium*属および *Moraxella*属が多く分離された。8月および

10月において分離された嫌気性菌はいずれのリアクターにおいても *Corynebacterium* 属が多く計数された。また、2月、7月において多く分離された *Clostridium* 属は分離されなかった。一方、本施設のリアクターから嫌気性菌の純粋分離を試みる過程でコロニーを形成しなくなる場合が多く認められ、このような微生物の同定も必要であると考えられた。

4. 各処理段階における機能性細菌の計数
各処理段階における脱窒菌および硝化細菌の季節変動を表7に示した。脱窒菌は通

表5 2月および7月において各処理段階に存在する主な細菌

属名	2月				7月			
	No.1	No.2	No.3	リアクター No.4	No.1	No.2	No.3	No.4
好気性菌	コロニー数							
<i>Bacillus</i>			3		4	6	7	1
<i>Bordetella</i>	9	1	2	11	6	6	6	3
<i>Corynebacterium</i>	13	9	2	4	10	3	6	
<i>Flavobacterium</i>		1		1	2	2	7	
<i>Moraxella</i>		20	15	11	2	11	5	3
<i>Pseudomonas</i>		1	9			1	1	
計	37	44	38	28	32	36	56	10
嫌気性菌	コロニー数							
<i>Bacillus</i>	1	1			3	2	1	1
<i>Clostridium</i>	10	8	11	1	12	10	4	
<i>Corynebacterium</i>	13				5	2	7	1
<i>Lactobacillus</i>		3	1		1		1	2
計	25	13	14	2	24	21	23	5

表6 8月および10月において各処理段階に存在する主な細菌

属名	8月			10月		
	No.2	No.3	No.1	No.2	No.3	No.4
リアクター						
好気性菌	コロニー数					
<i>Alcaligenes</i>		1		1	1	1
<i>Bacillus</i>	4	7		2	1	
<i>Corynebacterium</i>	7	1	4	3	7	
<i>Moraxella</i>	7	6		5	5	15
<i>Pasteurella</i>	3	19	1	1	1	
<i>Pseudomonas</i>	2	12		7	2	
<i>Vibrio</i>			3	2	2	1
計	25	47	8	21	21	17
嫌気性菌	コロニー数					
<i>Arcobacter</i>	3	2			2	1
<i>Corynebacterium</i>	5	5	9	5	6	6
<i>Listeria</i>	2			2	1	
<i>Vibrio</i>	5	1				
計	15	8	9	7	9	9

性嫌気性菌であるが、その機能は嫌気的狀態で発揮することから、リアクターNo.2で主に機能していると考えられる。リアクターNo.2における脱窒菌数は7月と10月で同じ程度存在していたが、8月では菌数の低下が認められた。8月で脱窒菌数が低下した原因として、水温や汚水の亜硝酸、硝酸態窒素濃度が影響している可能性が考えられた。

硝化細菌は好气的狀態で機能を発揮する細菌であるため、リアクターNo.3で主に機能していると考えられる。リアクターNo.3における亜硝酸菌数は7月および8月は同じ程度であったが、10月においては10倍程

度の増加が認められた。このことは10月の水温が亜硝酸菌の増殖に適していると考えられ、培養温度(28℃)と一致していた。

硝酸菌は2月および7月は同じ程度であったが、8月においては1/100程度まで低下していた。また、10月では10倍程度の上昇が示された。硝酸菌に関しても水温が増殖に影響している可能性が考えられた。しかし、硝化細菌数と汚水のアンモニア態窒素、亜硝酸態窒素および硝酸態窒素濃度が菌の増殖に関与している可能性も考えられ、今後解明すべき問題であると思われる。一方、嫌气的狀態にあるリアクターNo.2においても硝化細菌の存在が認められたが、これは

表7 各処理段階における脱窒菌、硝化細菌

(log/ml)

月	脱窒菌				亜硝酸菌				硝酸菌			
	2	7	8	10	2	7	8	10	2	7	8	10
No.1	2.9	3.2	—	2.6	<1.3	<1.3	—	<1.3	<1.3	2.5	—	3.4
No.2	4.2	6.7	2.4	6.3	2.2	1.8	3.2	5.5	4.5	4.5	2.9	4.7
No.3	3.3	>7.2	2.3	>7.2	1.7	3.1	3.4	4.3	4.1	4.5	2.5	5.4
No.4	1.6	1.1	—	1.2	1.1	<0.3	—	0.9	2.5	<0.3	—	2.5

返送汚泥による影響と考えられた。

リアクターNo.2およびNo.3の汚水を採取し顕微鏡観察したところ、生活排水の活性汚泥浄化施設において、活性汚泥の状態が良い時に出現する原生動物である縁毛目、吸管虫類等は認められず、*Arcella*と思われる原生動物がいずれの季節においても多数観察された。*Arcella*は生活排水の活性汚泥処理施設においては、負荷が低い時または硝化が進んでいる時に出現する生物である⁹⁾。

処理水の水質はいずれの時期も基準値を満たしており、その水質もほぼ一定であった。このため、本処理施設における微生物相の消長と水質との関係は明らかとならなかったが、処理水の窒素およびアンモニア態窒素は十分に除去されており、各処理段階で計数された窒素除去に関与する細菌数で十分に機能しているものと推察された。

また、今回得られた知見は本処理施設に限られたものであり、適正な運転状態を維持管理するため微生物相から畜舎汚水処理施設における水質を簡易に評価する手法の開発にあたっては、家畜の飼養形態、処理方式の種類等を増やして、微生物相と水質の関係構築する必要がある。

要 約

機能膜を用いた豚舎汚水の活性汚泥処理施設における細菌相の消長を年4回（2月、7月、8月および10月）調査し、次の結果を得た。

1. 最終的に得られた処理水において、好気性菌および嫌気性菌数はいずれの時期においても 10^3 個/ml以下となり、大腸菌群数はいずれの時期においても法令で定められた基準値（3000個/ml）以下であった。代表的な糞由来の細菌である *Streptococcus* および *Lactobacillus* はいずれの時期も 10^3 個/ml程度以下となった。
2. 各処理過程において *Bacillus* は季節変動は認められなかったが、*Clostridium* は8月の各処理段階で 10^2 個/ml以下となった。
3. 各処理過程における好気性菌を分離・同定した結果、*Moraxella*属、*Corynebacterium*属、*Pseudomonas*属が比較的多く分離された。しかし、8月は他の時期と異なり、*Pasteurella*属が多く分離された。一方、嫌気性菌は2月、7月において *Clostridium* 属および *Corynebacterium* 属が多く分離されたが、8月および10月においては *Corynebacterium*属が比較的

く分離された。

4. 脱窒菌は7月および10月において増加が認められた。硝化細菌は10月に増加する傾向が見られた。

5. 処理水の水質はいずれの時期も基準値を満たしており、その水質もほぼ一定であった。このため、本処理施設における微生物相の消長と水質との関係は明らかとならなかったが、処理水の窒素およびアンモニア態窒素は十分に除去されており、各処理段階で計数された窒素除去に関与する細菌数で十分に機能しているものと推察された。

また、今回得られた知見は本処理施設に限られたものであり、適正な運転状態を維持管理するため微生物相から畜舎汚水処理施設における水質を簡易に評価する手法の開発にあたっては、家畜の飼養形態、処理方式の種類等を増やして、微生物相と水質の関係を構築する必要がある。

引用文献

- 1) Alexander M, Clark FE. Methods of soil analysis Part2. 1st ed. 1477-1483. American Society of Agronomy Inc. Madison. 1965.
- 2) Barrow GI, Feltham RKA. Cowan and Steel's 医学細菌同定の手引き 第3版. 1-386. 近代出版. 東京. 1993.
- 3) Bourque D, Bisailon J-G, Beaudet R, Sylvestre M, Ishaque M, Morin A. Microbiological degradation of malodorous substances of swine waste under aerobic conditions. Applied and Environmental Microbiology. 53:137-141. 1987.
- 4) Burica O, Strazar M. Nitrogen removal from wastewater in a pilot plant operated in the recirculation anoxic-oxic activated sludge mode. Water Science and Technology.33:255-258. 1996.
- 5) 土壤微生物研究会編. 新編 土壤微生物実験法. 62-73.養賢堂. 東京1992
- 6) Hennlich W. Microflora in pig slurry as a parameter to estimate the efficiency of deodorizing treatment. I. Continuous and discontinuous aeration. Zentralblatt fur bakteriologie, parasit-enkunde, infektionskrankheiten und hygiene. Abt. 1, Originale. Reihe B. 181: 37-51. 1985.
- 7) Holt JG, King NR, Sneath PHA, Staley JT, Williams ST. Bergey's manual of determinative bacteriology 9th edition(Hensyl WR ed). 1-787. Williams & Wilkins. Baltimore. 1994.
- 8) Nakai Y, Abe T, Kohda C, Ando T. Water characteristics and microbial flora in a lagoon system for wastewater from a paddock of dairy cattle. Animal Science Journal. 70: 38-42. 1999
- 9) 須藤隆一, 稲森悠平. 図説 生物相からみた処理機能の診断. 250-266. 産業図書調査会. 東京. 1983.
- 10) 渡邊昭三、岡田光弘、岡田 清、山本朱美、古川智子、高橋栄二、畠中 豊、志村有道、木本博志、越智泰彦、若松美伸、川本博樹. 豚舎排水高度浄化処理技術の開発. 畜産環境技術研究所年報 第2号 p131-143. 1999

課題名 II 高濃度畜舎汚水の低コスト処理・利用技術の開発
1. 微生物及び膜の組み合わせ利用による高濃度成分の除去技術の開発

③ 好気性処理時における処理水の色度について
膜処理水の次亜塩素酸剤による色度除去について

担当者：岡田光弘、高橋栄二、山本朱美、古川智子、岡田 清^{※1}、古谷 修、
木本博志^{※2}（^{※1}(社)日本草地畜産協会、^{※2}共和化工株式会社）

研究期間：平成9～12年度

緒 言

著者らは、膜処理水ならびに一般の活性汚泥法処理水、好気性消化処理水を対象に色度除去試験を実施し、pH変化、加熱処理などでは色度の変化はほとんど認められないが、無機凝集剤を用いた試験では、塩化鉄(Ⅲ)が有効であることを確認した^{1)~3)}。他の無機凝集剤に比べ塩化鉄(Ⅲ)の効果が高いことは、その酸化力にあることが推察されたが⁴⁾、同時に大量の凝集汚泥が発生し、その処理処分に新たな問題が生じることも明らかとなった。

そこで、凝集剤以外の酸化剤で、①安価であること(経済性)、②簡便であること(操作性、設備投資)、③副次生成物のないこと(設備投資、廃棄物処理量)という、3つの条件に適合するものを模索し、次亜塩素酸ナトリウムを選定した。

次亜塩素酸ナトリウム(有効塩素濃度12%、28.0円/kg)から生じる発生期の酸素1kgの価格は518.0円で、同量の酸素生成に要するオゾンが発生させるための電力料金(20kWh/オゾン・kg、10.53円/kWh)は631.8円と算出された。また、COD 1kgを処理

するために必要な塩化鉄(Ⅲ)の価格は1,380.0円であり、これら3者のなかでは、次亜塩素酸ナトリウムが安価である。オゾンによる処理では、処理対象水と接触させるためのスクラバーなどの施設、ならびにオゾンを含んだ空気などの気体あるいは処理対象水などの液体を移動させるための動力が必要なことを考慮すると、経費は更に増加することが予想される。

次亜塩素酸ナトリウムにはトリハロメタンの生成の問題がつきまとうが、オゾンにも排気中のオゾン濃度を0.1ppm以下にしなければならず、廃オゾンの処理の問題が内在している。

以上を勘案すると、色度処理に次亜塩素酸ナトリウムを対象として検討することに大きい過ちはないものと考え、以下の細目課題を設定して試験を実施した。

- (1) 次亜塩素酸剤による色度の変化
- (2) 次亜塩素酸剤注下時の温度と処理時間が色度に及ぼす影響
- (3) アンモニア態窒素を添加した際の塩素消費量

材料および方法

ここで、各細目課題に共通の材料および方法について述べる。

1. 材 料

(1) 供試材料

(財)畜産環境整備機構が共和化工(株)とともに実施している交流共同により、白河市O養豚場に設置した膜分離活性汚泥法処理施設から排出される膜処理水を用いることとし、試験の都度、必要量を搬入した。

(2) 測定器具

1) 分光光度計：日立U-2001に4連装セルホルダーを装着し、測定波長域を可視光全域(400~700nm)、印字波長間隔20nmで使用した。

吸収セルには、光路長100mmのものをを用いた。

2) pHメータ：堀場M-13を用いた。

2. 方 法

(1) 測定項目ならびに測定方法

本試験における測定項目は以下のとおりである。

測定方法は、浮遊物質量を「下水試験方法(1997年版)12節、浮遊物質の2.遠心分離法」によるほか、JIS K 0102-1993に準拠して実施した。各測定項目別、JIS K 0102の方法名を以下に併記する。

1) 生物化学的酸素要求量(以下、BOD)：

21.生物化学的酸素要求量(BOD)

2) 化学的酸素要求量(以下、COD)：17.

100℃における過マンガン酸カリウム消費量(COD_{Mn})

3) 浮遊物質量(以下、SS)：上述。

4) 全窒素(以下、T-N)：45.1総和法(窒素は、いずれも窒素実量を算出した。)

5) ケルダール窒素(以下、Kj-N)：44.1有機体窒素の前処理(ケルダール法)

6) アンモニア態窒素(以下、NH-N)：42.3アンモニウムイオンの中和滴定法

7) 硝酸態および亜硝酸態窒素(以下、NO_x-N)：43.2.2.硝酸イオンの還元蒸留-中和滴定法

8) 色度：11.色度

9) 残留塩素：33.3よう素滴定法

3. 細目課題別「材料および方法」ならびに「結果および考察」

(1) 次亜塩素酸剤による色度の変化

1) 材料および方法

供試材料：

膜処理水：供試した膜処理水のCOD濃度は、259mg/lであった。

次亜塩素酸ナトリウム溶液：供試した次亜塩素酸ナトリウム溶液の有効塩素濃度は、60,700mg/lであった。

器具器材：

反応容器：500mlビーカーを用いた。

攪拌装置：マグネチックスターラ柴田MGP-101ならびに攪拌子を用いた。

方 法：

ビーカーに膜処理水300mlをいれ、マグネチックスターラで攪拌しつつ、次亜塩素酸ナトリウム溶液をメスピペットを用いて、

所定量を添加した。これら反応容器は色度測定終了後、塩化ビニリデンフィルムで覆い、室内に放置した。このときの室温は、20～25℃であった。

次亜塩素酸の添加量は有効塩素として、次式により求めた。

$$\text{必要有効塩素量} = (\text{COD} \times 2.22) + (\text{NH-N} \times 1.97)$$

この式から、1%添加区の必要有効塩素量は600mg/lと算定された。これにより、次亜塩素酸ナトリウム溶液の有効塩素濃度60,700mg/lから、1l当たりの添加量は約10mlとなり、試料300ml当たりでは3mlと算定された。これを最少添加量とし、次のように試験区を設定した。

対照区（無添加）

1%添加区（試料300mlに対し次亜塩素

酸ナトリウム溶液3mlを注下）

3%添加区（　　　　　　　　　9ml　　　）

5%添加区（　　　　　　　　　15ml　　　）

所定の処理が終了したのち、色度を測定した。

試料採取年月日：1999年4月27日

試験実施年月日：1999年4月28日

2) 結果および考察

試験の経過を写真1-1～1-6に示す。

膜処理水の色度は、次亜塩素酸ナトリウム溶液の注下により直ちに減少しはじめ（写真1-2）、1時間後には5%添加区では十分な脱色がなされていた。以後、2時間後、3時間後、36時間後に観察を重ねたが、著変は認められなかった。また、1ならびに3%添加区でも、薬注量に応じた色度の減少を示していたが、時間経過による色度の

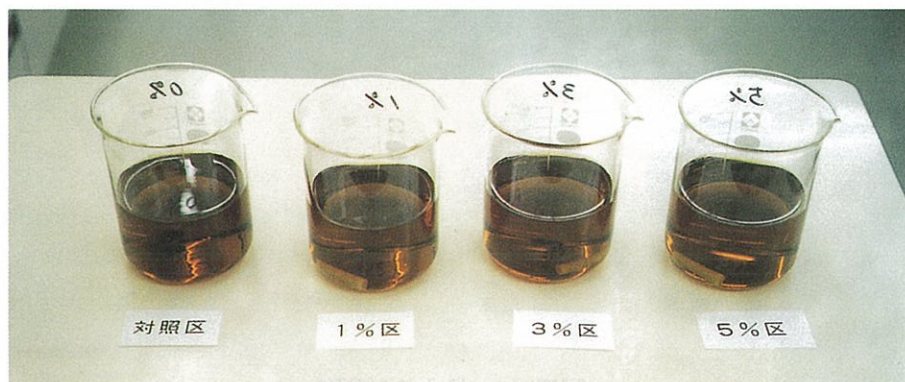


写真1-1 次亜塩素酸剤投入前

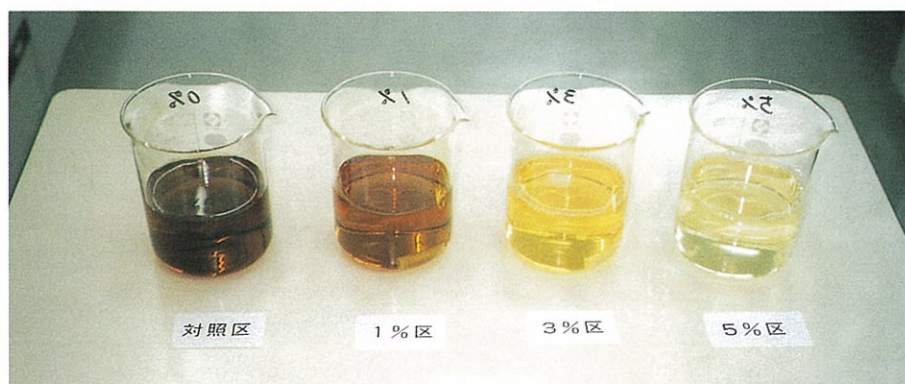


写真1-1 投入直後

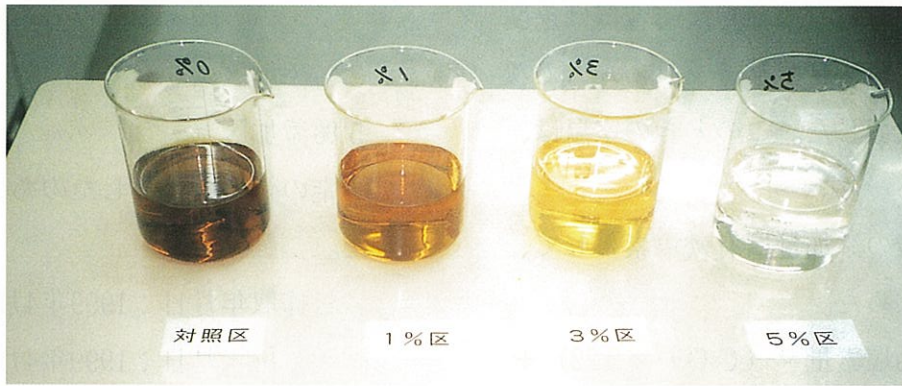


写真1-3 投入1時間後

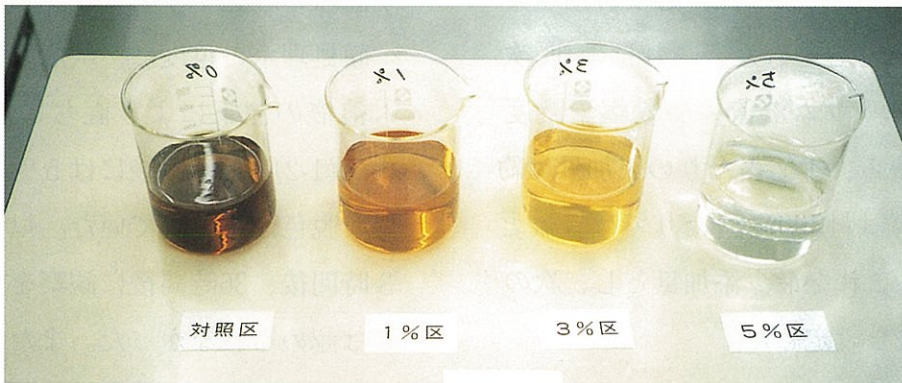


写真1-4 投入2時間後

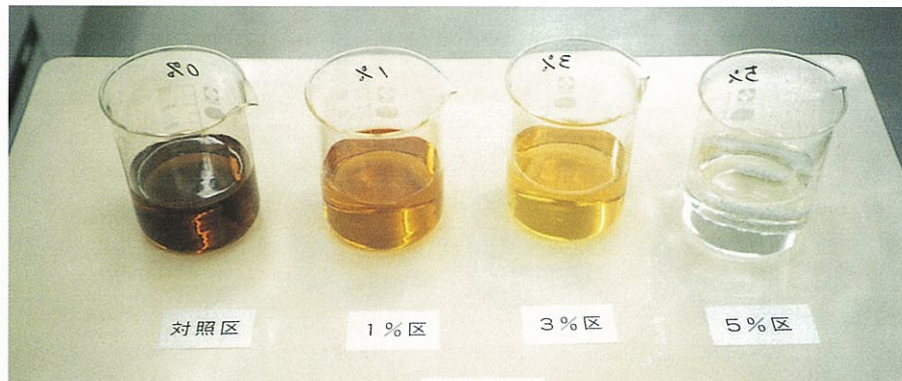


写真1-5 投入3時間後

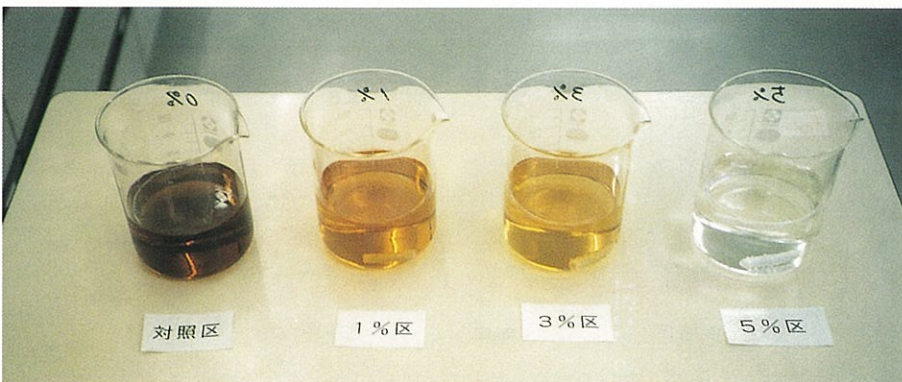


写真1-6 投入36時間後

変化は肉眼的には認められず、比較的短時間（1時間前後）に反応が終了し、その反応量は、薬注量に応じて表れるものと推察された。

図1-1～1-3に、刺激値（Y）、主波長（nm）、刺激純度（%）の変化を示す。各区の次亜塩素酸ナトリウム溶液投入前ならびに対照区の数値は黒丸で、1%添加区は白三角、3%添加区は白四角、5%添加区は白丸で示してある。各区の測定数は、直後、1時間後、2時間後、3時間後、36時間後の計5点ずつである。

刺激値（Y）と主波長（nm）の変化は図1-1に示すとおりで、1%添加区は刺激値が概ね10～20の間に、主波長は587～596の間にあり、3%添加区になると、刺激値は30～65の間に、主波長は575～585の間にあり、5%添加区になると刺激値は86～97、主波長は570～576と、他に比べ狭い範囲に分布していた。

図1-2に、刺激純度（%）と主波長（nm）の関係を示す。1%添加区の刺激純度は投

入前の89.4から約5%上昇して95～97%の範囲にあった。これが3%添加区になると、ほぼ投入前を挟む範囲で77～92の範囲に分布した。5%添加区では刺激純度は大きく減少して、投入直後こそ16%強であったが、1時間後以降ではいずれも10%を下回っていた。

併せて、図1-3に刺激値（Y）と刺激純度（%）との関係を示す。これらについては既に述べたことの繰り返しになるが、色

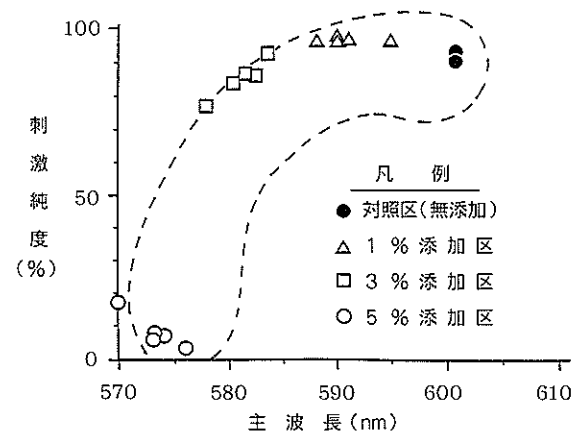


図1-2 次亜塩素酸ナトリウムの添加が主波長と刺激純度に及ぼす影響
(図中の点線は、光路長を変化させた際の色度の分布範囲を示す)

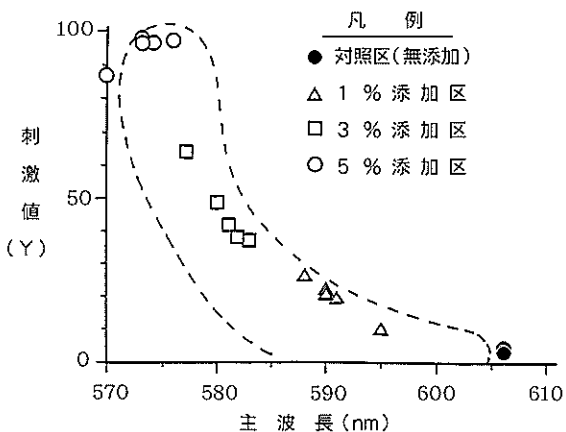


図1-1 次亜塩素酸ナトリウムの添加が主波長と刺激値に及ぼす影響
(図中の点線は、光路長を変化させた際の色度の分布範囲を示す)

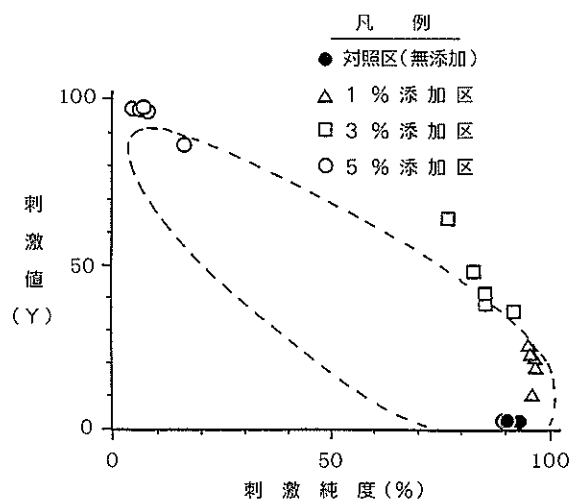


図1-3 次亜塩素酸ナトリウムの添加が刺激純度と刺激値に及ぼす影響
(図中の点線は、光路長を変化させた際の色度の分布範囲を示す)

表 1-1 次亜塩素酸ナトリウム 5 % 添加区の色度変化

凝 集 剤	刺激値 (Y)	色度座標 x, y		主波長 nm	刺激純度 %
投入前	2.8	0.6144	0.3473	606	89.4
投入直後	86.5	0.3314	0.3228	570	16.2
〃 1 時間後	96.7	0.3353	0.3496	573	8.13
〃 2 時間後	96.7	0.3211	0.3317	574	6.88
〃 3 時間後	96.9	0.3202	0.3302	573	6.25
〃 36 時間後	97.0	0.3177	0.3254	576	4.44

度減少が顕著であった 5 % 添加区の測定値の分布は、左上に集中し、他との差を明瞭に示しているように思われる。

これらのなかから、色度減少が明らかに現れた 5 % 添加区の色度変化の数値を、内容が重複するが参考までに表 1-1 に示す。

投入時の有効塩素濃度に対する 36 時間後の残留塩素濃度ならびに COD 値を表 1-2 に示す。投入時塩素濃度は、計算値であるが、1 % 添加区が 601ppm、3 % 添加区が 1,790ppm、5 % 添加区では 2,890ppm となった。これが 36 時間後には、それぞれ、49.2

ppm、14.1ppm、627ppm となった。3 % 添加区に比べ 1 % 添加区の 36 時間後残留塩素の数値が大きかった理由は不明である。

今回の目的は、次亜塩素酸ナトリウム溶液による色度除去の可能性と反応速度の概要を知ることにあつたため、処理温度、アンモニア態窒素の混在の有無ならびにその濃度などを考慮せず実施した。しかし、上述のように、添加量に比例しない反応量が得られたということは、以後の試験においては、これらの反応を左右する要因を明ら

表 1-2 次亜塩素酸ナトリウム溶液の添加量の相違が有効塩素濃度と COD 値に及ぼす影響

区 分	有 効 塩 素 濃 度		36 時間後 COD
	投入直後 (計算値)	36 時間後 (実測値)	
対 照 区 :			259ppm
1 % 添加区 : 3ml	601ppm	49.2ppm	224ppm
3 % 添加区 : 9ml	1,790ppm	14.1ppm	188ppm
5 % 添加区 : 15ml	2,890ppm	627ppm	35.3ppm

注：試料量：300m

かにしたうえで、実施すべきことを示すものであった。

5%添加区の36時間後の残留塩素濃度が627ppmであったことは、これが1%添加区の投入塩素濃度にほぼ等しいことから、COD濃度250mg/l前後の着色水に、有効塩素濃度が、60,000mg/l程度の次亜塩素酸ナトリウム溶液を投入する際には、容量比で4%添加を上限としても、十分な色度除去効果が得られるものと推察された。

なお、5%添加区の薬注36時間後のCOD濃度は35.3mg/lであり、除去率は86.4%と算定された。

以上の結果から、次亜塩素酸ナトリウム溶液は色度除去に優れた効果を示し、今回の条件下では反応時間は1時間でも十分であり、薬注量は5%ではやや過大で、4%での色度除去効果を確認すべきであることが、示された。

(2) 次亜塩素酸剤注下時の温度と処理時間が色度に及ぼす影響

前の試験において、次亜塩素酸ナトリウム溶液により色度が除去されることが示されたが、これを処理施設で実施するためには、季節による反応速度の相違が生じるか否か、もしも相違があるものとするれば、最も遅い処理速度に合わせた場合の反応槽の大きさはどの程度のものとなるかなどを決定する必要がある。このためには、次亜塩素酸ナトリウム溶液の注下量と処理温度ならびに処理時間との関係を明らかにしなければならない。

そこで、冬季の生物処理の下限温度として5℃を、また、夏季の通常の処理温度として35℃を想定し、試験を実施した。

1) 材料および方法

供試材料：

膜処理水：供試した膜処理水の性状を表2-1に示す。CODは242mg/l、Kj-N 33.9mg/l、NO_x-N12.3mg/lであったが、NH-Nは検出されなかった。

表2-1 試料の性状

測定項目	濃度
COD	242mg/l
ケルダール窒素	33.9mg/l
アンモニア態窒素	ND
NO _x 態窒素	12.3mg/l

次亜塩素酸ナトリウム溶液：供試した次亜塩素酸ナトリウム溶液の有効塩素濃度は62,000mg/lであった。

器具器材：

反応容器：500ml三角フラスコを用いた。

攪拌装置：マグネチックスターラ柴田MGP-101ならびに攪拌子を用いた。

恒温槽：須中理化製SL-P4（5℃区）を用いた。

恒温水槽：柴田理化製水槽WB-K1に同社製温度調整器CU-301を取付けた。（35℃区）

方法：

試験区の設定：

処理水温：冬季の生物処理下限水温と

して5℃を、また、夏季の通常水温として35℃を想定し、5℃区と35℃区を設け、それぞれ低温区、高温区とした。

薬剤添加量：「次亜塩素酸剤による色度変化確認試験」において、4%添加が上限値となること示されたので、次亜塩素酸ナトリウム溶液の添加量を各区それぞれ1%、2%、3%、4%とした。

試料採取の翌日（5月11日）COD、NH-Nなどの分析を行った。中2日において、膜処理水をメスシリンダーを用いて三角フラスコに各々300mlを分注し、所定の恒温槽、

恒温水槽に2時間収納し、品温を調整した。この間、膜処理水は20ℓポリタンクに入れ、5℃に調整した恒温槽に保存した。これを実験台上に取りだし、マグネチックスターラで攪拌しつつ、次亜塩素酸ナトリウム溶液をメスピペットを用いて、所定量を添加した。

所定の処理が終了したのち、色度を測定した。色度測定終了の都度、反応容器は、恒温槽、恒温水槽に収納した。5℃区の反応容器は、室温の影響を軽減するため、水を張ったバットに入れ、分光光度計近辺への移動は、バットに納めたまま行った。



写真2-1 低温区（5℃）の処理状況
（水を入れたバット内に、三角フラスコを納めた。）



写真2-2 高温区（35℃）の処理状況
（恒温水槽内に、三角フラスコを納めた。）

(写真 2-1、2-2参照)

試料採取年月日：1999.05.10.

試験実施年月日：1999.05.14.

2) 結果および考察

低温区 (5℃) における刺激値 (Y) の推移を図2-1に、高温区 (35℃) のそれを図2-2に示す。

低温区では、1%添加区の刺激値は終始低調に推移したが、他の3つの添加区は近似した傾向を示した。なかでも、3%添加区と4%添加区とは、次亜塩素酸ナトリウム溶液添加直後には多少の差があったが、1時間後以降、ほぼ同一値で推移した。また、添加後8時間まで測定を継続したが、低温区の刺激値は上昇傾向を示した。

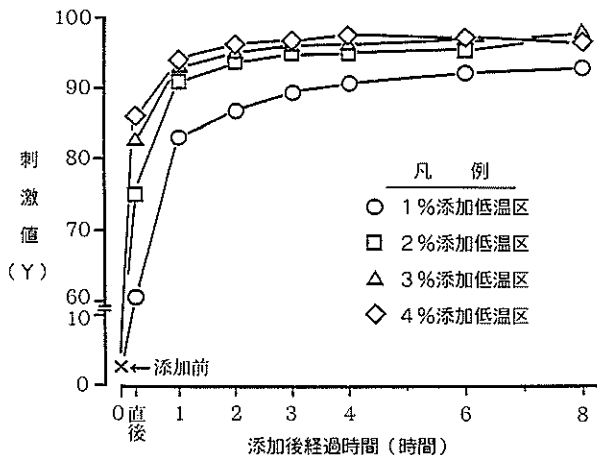


図2-1 次亜塩素酸ナトリウム溶液を添加し5℃に保持した際の刺激値 (Y)

高温区においても、1%添加区の刺激値は終始低調に推移した。3%添加区と4%添加区は、添加直後からほぼ同一値で推移した。また、添加直後には刺激値低下に多少の出遅れがあった2%添加区も、1時間後には3%添加区、4%添加区と同様の推移を示した。

低温区に比べ高温区では、3時間後以降、徐々に刺激値が低下した。しかし、8時間後でも刺激値は90以上を保ち、視覚的な色の戻りは認識されなかった。

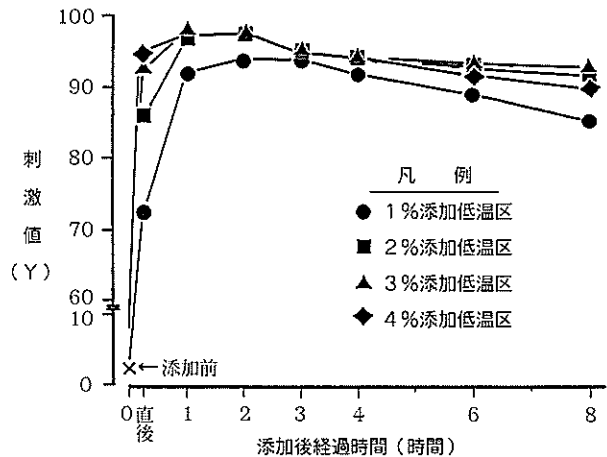


図2-2 次亜塩素酸ナトリウム溶液を添加し35℃に保持した際の刺激値 (Y)

これらの結果から、今回の条件では低温区、高温区とも3%添加で十分な色度の除去がなされているものと判断された。そこで、低温区の色度測定値の詳細を表2-2に、高温区のそれを表2-3に示す。ここにみるように、次亜塩素酸ナトリウム溶液投入前の色度は、刺激値 (Y) が2.71、主波長 (nm) が608、刺激純度 (%) が96.3であった。

低温区では、刺激値が投入直後に83.35に上昇し、1時間後には93.59となり、以後、徐々に上昇して8時間後には98.05となっていた。主波長は、投入直後に573となり、以後570をわずかに上回る値で終始した。刺激純度は、投入直後に52.7と半減し、更に1時間後には27.1となり、以後2時間後が15.3、漸減して8時間後が7.1となっていた。

表2-2 3%添加低温区

時 間	刺激値 (Y)	色度座標		主波長 (nm)	刺激純度 (%)
		x	y		
投入前	2.71	0.6308	0.3449	608	96.3
投入直後	83.35	0.3977	0.4315	573	52.7
投入後1時間	93.59	0.3483	0.3762	570	27.1
ゝ 2時間	95.88	0.3327	0.3535	571	15.3
ゝ 3時間	96.33	0.3289	0.3472	570	19.3
ゝ 4時間	96.66	0.3260	0.3426	572	10.7
ゝ 6時間	96.94	0.3228	0.3369	572	8.7
ゝ 8時間	98.05	0.3204	0.3338	570	7.1

高温区の刺激値は、表2-3にみるように、次亜塩素酸ナトリウム溶液投入直後に90を上回る93.45となり、1時間後には98.03と最高値を示した。これ以後、漸減したが、8時間後でも92.88であり、視覚的に十分な色度低下を維持していた。主波長の変化は低

温区と近似しており、投入直後に570となり、以後、570を上回って推移した。8時間後の主波長の値は、低温区よりわずかに大きい575であった。刺激純度は、投入直後に低温区の1時間後の値に近似する26.8を示し、1時間後には6.3となり、以後、5強の値で

表2-3 3%添加高温区

時 間	刺激値 (Y)	色度座標		主波長 (nm)	刺激純度 (%)
		x	y		
投入前	2.71	0.6308	0.3449	608	96.3
投入直後	93.45	0.3482	0.3757	570	26.8
投入後1時間	98.30	0.3204	0.3336	573	6.3
ゝ 2時間	96.96	0.3184	0.3289	572	5.3
ゝ 3時間	95.38	0.3186	0.3281	573	5.7
ゝ 4時間	94.37	0.3187	0.3277	574	5.3
ゝ 6時間	93.48	0.3189	0.3273	575	5.3
ゝ 8時間	92.88	0.3192	0.3273	575	7.0

推移し、8時間後には7.0となった。

低温区と高温区の成績を刺激値（Y）について比較するため図2-3を作成した。それぞれの数値については既に述べてきたことではあるが、この図により、両者に推移の傾向に多少の差がみてとれる。また、反応がやや緩徐であった低温区の成績も、次亜塩素酸ナトリウム溶液投入2時間後には高温区と交叉していることが示されている。

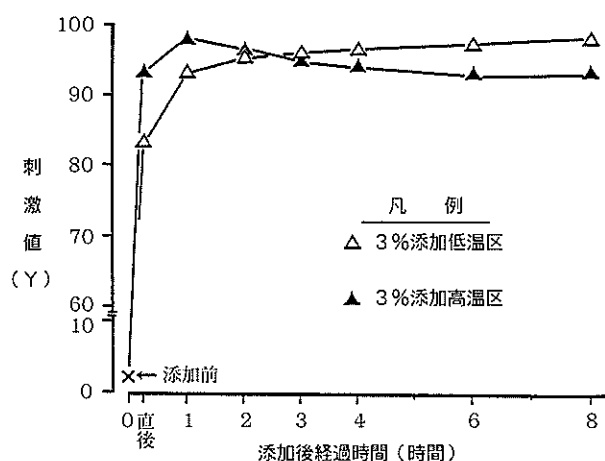


図2-3 次亜塩素酸ナトリウム溶液を3%添加した際の刺激値（Y）の推移

このことから、本法による色度除去では、反応時間を2時間とすれば十分であることが推察される。これを確定するには、なお、別途の確認が必要であろうが、一応の目安が得られたものと評価して差し支えないものと思われる。液温が0℃近辺での反応速度については論議があるかもしれないが、生物処理装置本体の機能維持では5℃は殆ど下限と考えてよく、今回の成績をもって次亜塩素酸剤による色度除去に際しての温度と反応時間の関係を定めても、実用上大きな支障は生じないものと考えられた。

(3) アンモニア態窒素を添加した際の塩素消費量

上述の2つの試験では、硝化反応が極めて良好に行われた膜処理水を供試材料としたためNH-Nが不検出であり、このため不連続点（breake point）が発現しなかった。しかし、野外一般の好気性処理水中では、多少のNH-Nが存在するのが通例であり、これが塩素消費量に影響することは明らかである。そこで膜処理水にアンモニウムイオンを添加し、塩素消費量と色度（2時間後）に及ぼす影響を確認した。

1) 材料および方法

供試材料：

膜処理水：供試した膜処理水の性状は表3-1に示すとおりで、CODは268mg/l、Kj-N35.9mg/l、NO_x-N10.4mg/lであったがNH-Nは前回同様検出されなかった。

表3-1 試料の性状

測定項目	濃度
COD	268mg/l
ケルダール窒素	35.9mg/l
アンモニア態窒素	ND
NO _x 態窒素	10.4mg/l

次亜塩素酸ナトリウム溶液：供試した次亜塩素酸ナトリウム溶液は、各実験毎に必要な量を定め、その有効塩素濃度を測定した。それらの濃度は、前2回の実験に用いたものの約1/2.5であった。

以下、その測定値を列記する。

有効塩素濃度23,600mg/l（5月19日測定）

- ◇ 23,600mg/ℓ (5月20日測定)
- ◇ 25,200mg/ℓ (5月20日測定)
- ◇ 24,900mg/ℓ (5月26日測定)
- ◇ 25,200mg/ℓ (5月27日測定)

次亜塩素酸ナトリウム溶液の添加量は、この有効塩素濃度により定めた。

硫酸アンモニウム：JIS K 8960に規定する硫酸アンモニウムを用いた。

器具器材：

反応容器：500ml三角フラスコ

攪拌装置：マグネチックスターラ柴田M GP-101ならびに攪拌子

恒温槽：日立 CR-32C (25℃に調整)

溶解槽：膜処理水に所定量の硫酸アンモニウムを溶解するために、5ℓポリバケツを用いた。

方法：

試験区の設定：

著者らが本試験に関連して別途実施した「豚舎汚水処理施設における処理成績と処理水の色度について」の結果から⁵⁾、CODならびにNH-Nの成績を抽出すると表3-2のとおりで、そのNH-N/CODはH畜産が0.06でありS畜産では3.16を示した。

これらから、CODに対するNH-Nの添加割合の上限を4倍程度とすれば、実用上差し支えない範囲に納まるものと考えられた。そこで、以下のとおり試験区を設定した。対照区（無添加）

0.5倍区：CODの1/2量に相当する重量のNH-Nを硫酸アンモニウムにより添加する。

1倍区：CODと等しい重量のNH-Nを硫酸アンモニウムにより添加する。

2倍区：CODの2倍に相当する重量のNH-Nを硫酸アンモニウムにより添加する。

4倍区：CODの4倍に相当する重量のNH-Nを硫酸アンモニウムにより添加する。

処理条件：

25℃にセットした恒温槽（日立 CR-32C）に、反応容器（500ml三角フラスコ）を納め、2時間静置した。

処理方法：

膜処理水を採取後、冷蔵保存するとともに、その一部を用い直ちにCOD、Kj-N、NH-NならびにNO_x-Nを測定した。次いで、5ℓポリバケツにメスシリンダーを用いて膜処理水を2.5ℓ注下し、上記の結果から算出されるCOD量をもとに添加

表3-2 各農場の処理水のCOD、NH-N測定値ならびにNH-N/COD mg/ℓ

農場名	G畜産	H畜産	I畜産	O畜産	S畜産
COD	1,640	322	875	306	455
NH-N	3,630	18.9	323	225	1,440
NH-N/COD	2.21	0.06	0.37	0.74	3.16

表 3-3 試料200mlあたり硫酸アンモニウム添加量

単位：mg、() 内：mg/l

試験区	COD	添加窒素量	硫酸アンモニウム添加量		アンモニア態窒素添加量 [] 内:対COD比
			計算値	実添加量	
対照区	53.6 (268)	0.0 (0.0)	0.0	0	0.0 [-]
0.5倍区	53.6 (268)	26.8 (134)	126.5	160	33.9 [0.63]
1.0倍区	53.6 (268)	53.6 (268)	253.0	320	67.9 [1.27]
2.0倍区	53.6 (268)	107.2 (536)	506.0	640	136 [2.54]
4.0倍区	53.6 (268)	214.4 (1,072)	1,012.0	1,280	271 [5.06]

すべきNH-Nを求め、相当量の硫酸アンモニウムを計量投入することとした。この際、計量を容易にするため、計算値より大きい数値で、かつ、端数の少ない数値を定めた。これにより、CODに対するNH-Nの割合は、計画値では0.5、1.0、2.0、4.0であったものが、実際には0.63、1.27、2.54、5.06となった。すなわち、0.5倍区では試料200mlに対し硫酸アンモニウム126.5mgを添加すべきところ160mgを添加した。その経過を、表3-3に示す。

ここで得られた硫酸アンモニウム実添加量を、溶解したのち、これを、反応容器である500ml三角フラスコ11本に、メシリンダーを用いて、200mlづつ分注し、マグネチックスターラーで攪拌しつつ、所定量の次亜塩素酸ナトリウム溶液を加え、25℃に調整した恒温槽に2時間収納した。

次いで、色度等を測定した。

試料採取年月日：1999.05.17.

試験実施年月日：1999.05.18-27.

2) 結果および考察

投入塩素濃度、残留塩素濃度と色度：

対照区すなわちアンモニア態窒素無添加区における、次亜塩素酸剤投入2時間後の投入塩素濃度と残留塩素濃度との関係を、図3-1に示す。残留塩素濃度は、投入塩素濃度が300mg/lでは殆ど増加せず、600mg/l前後から緩やかな増加を示したが、不連続点は認められなかった。CODは塩素投入に伴い急激な減少を示し、同時に、残留塩素濃度が上昇した。投入塩素濃度が2,000mg/l前後になると、COD値は1桁となった。

pHは、投入塩素量の増加とともに上昇したが、本試験の範囲では9.0を超えなかった。

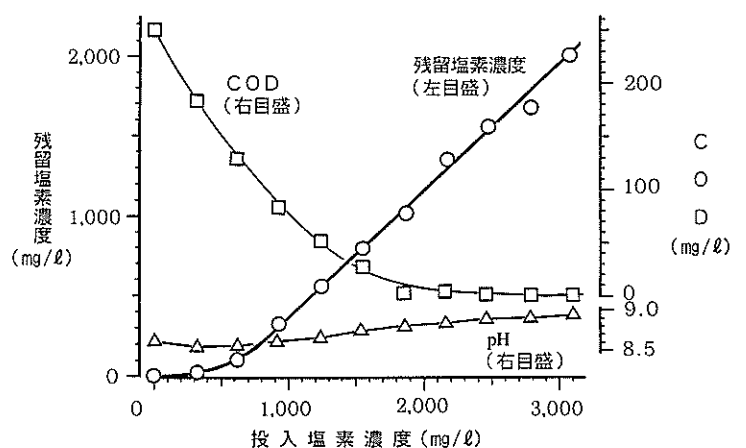


図3-1 対照区における次亜塩素酸剤投入2時間後の残留塩素濃度、CODならびにpHの変化

色度は投入塩素濃度が900mg/lを超え、残留塩素濃度が200mg/lを超えたあたりで十分な色度低下が認められた。

投入塩素濃度と塩素投入後2時間後と12時間後の色度：

図3-2に投入塩素濃度別、2時間後と12時間後の刺激値（Y）の値を示す。ここで色度については、これまで刺激値（Y）とともに主波長（nm）、刺激純度（%）の値を併記してきたが、本試験を通じ、刺激値（Y）か刺激純度（%）のいずれかを用いれば色度低下の状況を評価できることが明らかになった。その詳細は後述することとし、ここでは刺激値（Y）の投入塩素濃度別の推移を述べる。

投入塩素濃度が上昇すると、刺激値（Y）は急激に増加して色度の低下を示したが、300mg/l、600mg/lでは、12時間後に刺激値（Y）が低下した。しかし、投入塩素濃度が900mg/lを超えると、刺激値（Y）の値は90%以上となり、2時間後と12時間後との値に差が生ぜず、いわば色が戻るといふ現象は生じなかった。

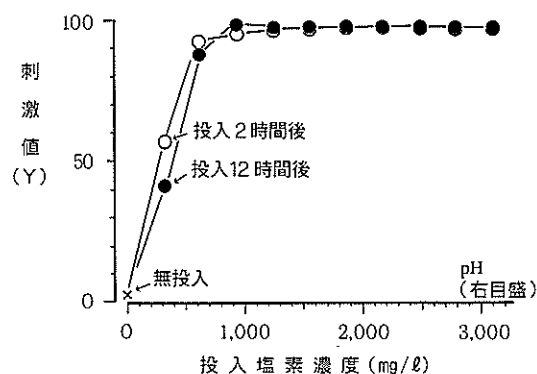


図3-2 対照区における投入塩素濃度別、2時間後と12時間後の刺激値（Y）

アンモニア添加と不連続点の発現：

アンモニア態窒素の存在により不連続点が発現することは成書にみるとおりであるが、本試験の状況のうち、対照区と0.5倍区の例を図3-3に示す。対照区では生じなかった結合残留塩素の立ち上がり、0.5倍区では100mg/l弱認められ、その後一旦低下した後、再度上昇に転じている。

ここでは対照区と0.5倍区の2つしか表示していないが、1倍区、2倍区、4倍区とも、結合残留塩素の立ち上がり、アンモニアの添加量に比例して大きくなること、不連続点すなわちその後の低下がアンモニアの添加量に比例して大きい数値をとること、言い換えれば右方に移動すること、その後の、残留塩素濃度の上昇傾向がアンモニアの添加量に比例して多少緩やかになることはあるが、基本的に0.5倍区と同様の傾向にあった。色度の低下はいずれの区でも、残留塩素濃度が200mg/l前後となったところで認められた。

良好な色度低下が認められた際の塩素の投入量、残留量、消費量：

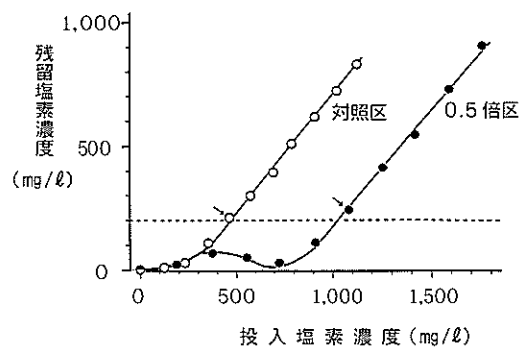


図3-3 投入塩素濃度に対する残留塩素濃度の推移

（図中の矢印は、良好な色度低下が認められた濃度を示す。）

良好な色度低下が認められた際の塩素の投入量、残留量、消費量を表3-4に示す。良好な色度低下が認められたときの投入量は対照区が膜処理水200mlあたり液量で4ml、有効塩素量で94.4mgであった。以下、アンモニア添加量が増加するにしたがい、順次投入量は増加して4.0倍区では液量50ml、有効塩素量1,245mgとなった。

残留量は2.0倍区が他の約2倍に当たる92.0mgとなっているが、これには投入量を等間隔量で定めているため、アンモニアの添加量が増加すると間隔が開いてくることが影響している。すなわち、ある投入量では良好な色度低下と判断するにはわずかに及ばなかったとき、次の投入量は過大な傾向を示すことになるからで、逆に4.0倍区では、良好な色度低下と判断される投入量が最少量に近いところで得られたため小さな値となっている。これらからすると、残留量には、ほぼ一定濃度にあることが示されたものと思われる。

塩素濃度は、この残留量を試料量と薬注量の合計で除して求めている。このため残

留量が近似している対照区42.2mgと4.0倍区42.5mgとであるが、濃度では前者が207mg/l、後者が170mg/lという差になっている。

投入量と消費量の割合をみると、アンモニア態窒素が含まれていない対照区では0.553と約半量強に止まっているが、以後、徐々に増加して4.0倍区では0.964と大半が消費されている。これは、高い色度を示す有機物は、BODが除去されたあとに残った難分解性有機物で占められているものと考えられ、塩素との反応は緩徐であり、色度消失反応は有機物の完全な分解をまたずに進行する。これに対しアンモニアは塩素と容易に反応し、クロラミン生成を経て脱窒反応まで進展する。

このため、対照区では色度成分と重複しているCODのみを処理対象としているのに対し、0.5倍区から4.0倍区にかけて、アンモニア態窒素という反応性のよい化学物質の酸化に関与する割合が増加していることによるものと思われる。

言い換えれば、各区ともCOD量は同一であり、これに対する作用量はほぼ一定で、

表3-4 良好な色度低下が認められた際の塩素投入量、残留量、消費量

試験区	添加量	投入量	残留量	消費量	消費量/投入量
対照区	4 ml添加	94.4 (463)	42.2 (207)	52.2	0.553
0.5倍区	9 ml添加	227 (1,086)	51.6 (246)	175	0.771
1.0倍区	15ml添加	354 (1,647)	67.3 (313)	287	0.811
2.0倍区	25ml添加	630 (2,800)	92.0 (409)	538	0.854
4.0倍区	50ml添加	1,245 (4,980)	42.5 (170)	1,200	0.964

注：単位：200ml当たりmg、()内：濃度mg/l

55%程度が使われたあと40mg程度が残留して色度が除去され、アンモニア添加量に応じて加えられた塩素は、これとの反応に費やされているものと考えられる。

色度低下と塩素消費量：

良好な色度低下が認められた際の成績から、塩素消費量とCOD量ならびにアンモニア態窒素添加量との関係を求めた結果を、表3-5ならびに図3-4に示す。

供試したCOD量は各区とも53.6mgであり、対照区における塩素消費量は、COD量にほぼ等しい52.2mgであった。これにアンモニア態窒素33.9mgを添加した0.5倍区では、塩素消費量は175mgに増加した。以後、アンモニア態窒素添加量が、1.0倍区で67.9mg、2.0倍区136mg、4.0倍区271mgと増加するに従い、塩素消費量は287mg、538mg、1,200mgと増加した。

これら各区のCOD量は53.6mgであるので、CODのために消費される塩素量は等

しいものとし、各塩素消費量から対照区の塩素消費量52.2mgを控除した。結果は表3-5の(c)欄に示すとおりである。

この結果をアンモニア態窒素量で除して、これに対する比を求めた結果は表の(d)欄に示すとおりで、0.5倍区で3.63、以下、1.0倍区3.46、2.0倍区3.57、4.0倍区4.24となった。これらから、アンモニア態窒素量に対する有効塩素投入量は3.5倍前後と推察された。

また、塩素消費量とクロラミン生成との関係をみるため、この数値を、アンモニア態窒素1に対するモノクロラミン生成に要する塩素消費量2.54で除してみると、各区とも1を上回り、0.5倍区が1.43、以下、1.0倍区1.36、2.0倍区1.41、4.0倍区1.67となり、ジクロラミン、トリクロラミンの生成にも関与していることが示された。

これらから、色度除去に際し消費される塩素量は次式により示すことができるもの

表3-5 良好な色度低下が認められた際の、COD、アンモニア態窒素と塩素消費量

単位 (200ml当り) : mg

試験区	COD	NH-N ()内：対 COD比 (a)	塩 素 消 費 量			
			結果 (b)	b-52.2 (c)	対NH-N (d) =c/a	対計算値 (e) =d/2.54*
対照区	53.6	0.0 (-)	52.2	0.0	—	—
0.5倍区	53.6	33.9 (0.63)	175	123	3.63	1.43
1.0倍区	53.6	67.9 (1.27)	287	235	3.46	1.36
2.0倍区	53.6	136 (2.54)	538	486	3.57	1.41
4.0倍区	53.6	271 (5.06)	1,200	1,148	4.24	1.67

* : 2.54 = アンモニア態窒素1に対するモノクロラミン生成に要する塩素消費量

と考えられた。

$$C = A + 3.5B$$

ここで、C = 塩素消費量 (mg)

A = COD (mg)

B = アンモニア態窒素 (mg)

これらの関係を図3-4でみると、4.0倍区 (CODに対するアンモニア態窒素実添加量 5.06倍) を除けば、他は上記直線回帰に一致した結果を示している。

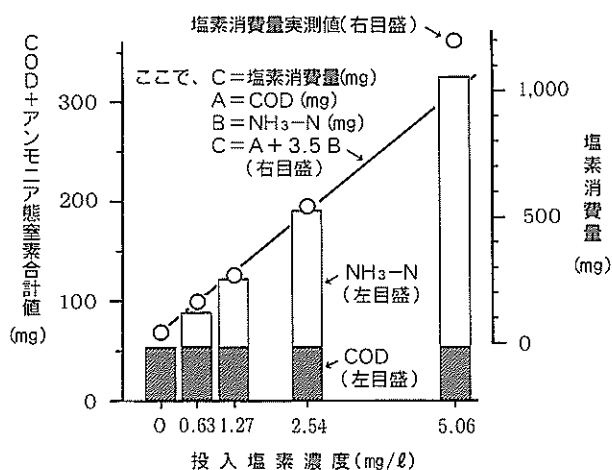


図3-4 良好な色度低下が認められた際の塩素消費量

色度変化の肉眼的所見と色度測定値：

本試験は、既述のとおり無添加を対照区とし、等差10段階に次亜塩素酸ナトリウム溶液を添加し全11段階で実施した。それぞれの添加割合に応じて色度の変化が認められ、肉眼的に十分に無色になったと判断されるものを「色度低下十分」として、色度そのものはもとより、残留塩素濃度、塩素消費量等を測定した。結果は上述のとおりであるが、ここで各添加割合でどのような色度測定値が得られたかをまとめ、表3-4に示す。

色度低下が十分と認められた場合の刺激値 (Y) は 95.3 ± 1.57 、主波長 (nm) は 573 ± 0.8 、刺激純度 (%) は 6.54 ± 1.779 であった。これより添加量が1段階少ないものは淡黄色でいわゆる黄ばみを感じられ、色度低下やや良と、さらに1段階少なくなると明らかな黄色を呈し、色度低下不十分と評価された。逆に1段階多いものから最も多い11段階まではいずれも色度低下十分であった。

無添加では、濃い紅茶を思わせる色調であり、色度強と評価され、刺激値 (Y) は 2.4 ± 0.1 、主波長 (nm) 610 ± 0.8 、刺激純度 (%) 91.4 ± 0.37 であった。

刺激値 (Y)、主波長 (nm)、刺激純度 (%) の3者を比べると、主波長 (nm) は色度低下不十分とされるものが 576nm 、色度低下十分で 573nm 、最多添加量でも 574nm で、無添加 (赤色) から黄色に以降するものの、以後、大きい変化は示さず、色度低下の判定には有用なパラメータとはならないものと判断された。

これに対し刺激値 (Y) と刺激純度 (%) は、その性格上当然ではあるが、色度低下に伴う変化を示した。

まず、刺激値 (Y) であるが、これは明度に相当し透過光量が増加すると数値が大きくなるが、表3-6にみるように、90を上回れば、「色度低下やや良」以上であることを示した。したがって実用上、これが90以上となれば、色度に対する懸念は軽減されるものとみて差し支えないものと思われた。

また、刺激純度 (%) は、彩度に相当するものであり、これが100を示す場合には、

その主波長の純色であることを示し、0%は同じ明度の無彩色を示す指標である。したがって0に近づくほど色調は感じられなくなる。色度が減少する場合、刺激値(Y)と刺激純度(%)との間に[負]の相関をもつ変化が生じることは、既報2)のとおりである。表3-6においても、無添加で91.4であったものが、色度低下十分では6.54となり、以後、最多添加量まで同一傾向にあ

る。従って、色度除去効果を判断する上で刺激純度(%)も刺激値(Y)と同様に有用なパラメータとなりうることを示され、実用上、これを10以下とすれば十分であり、また、刺激値(Y)、刺激純度(%)の両者が[負]の相関をもつことから、いずれかを指標にして判定することが可能であると思われた。

本試験においては、SS濃度が極めて低

表3-6 色度変化の肉眼的所見等と色度測定値

肉眼的所見等	刺激値 (Y)	主波長 (nm)	刺激純度 (%)
無添加 (色度強)	2.4±0.1	610±0.8	91.4±0.37
色度低下が不十分	67.9±14.69	576±3.8	66.7±26.21
色度低下やや良 (1段階少)	92.6±2.96	572±0.6	12.4±4.49
色度低下十分	95.3±1.57	573±0.8	6.54±1.779
色度低下十分の1段階多	93.2±4.66	573±1.5	5.66±1.397
最多添加量 (11段階)	93.9±2.48	574±1.4	6.62±0.798

注：数値は、平均値±標準偏差

次亜塩素酸ナトリウム溶液は、対照区（無添加）を含めて全11段階に添加した。肉眼的に十分な色度低下が認められたものを中心に、1段階少ない添加区が色度低下がやや良好であり、2段階少ない添加区の色度低下が不十分であったので、それぞれその区分名で集計した。同様に、十分な色度低下が認められたものより1段階多く添加した区と、もっとも多量に添加した11段階目である最多添加量をそれぞれ集計した。

い膜処理水を対象として、次亜塩素酸ナトリウム溶液を用いて色度成分を除去する際に消費される塩素量について「算定式」を得た。しかし、一般の処理水は、少なくとも数十mg/l程度のSS分を含んでいるのが通例であり、このSS分が次亜塩素酸ナト

リウムによる色度除去に際し、とどのような反応を示すかを、明らかにする必要がある。

仮に、SS分が化学的に無反応であったとしても、アンモニアの脱窒反応による気泡に伴って槽外に浮上、排出されれば、好

ましいものではない。

また、既報のとおり、色度処理を塩化鉄(Ⅲ)によれば、無機汚泥の生成はあるものの、リンの除去という副次的効果が得られる。次亜塩素酸ナトリウムによる処理では、リンの除去については無力であるので、必要に迫られた場合に、これに対処する手段を確立しておくことも望まれる。

次亜塩素酸ナトリウムによる処理では、塩素ガスの放出も懸念材料の1つである。今回の施設、装置は該当していないが、大気汚染防止法施行令、別表第1に規定する施設では、同法施行規則、別表第3の二により、廃ガス中の塩素濃度を1 m³当たり30 mg以下とすることが求められている。少なくとも、通常の処理で、この濃度には至らないことを確認しておくことも必要である。

要 約

著者らは、好気性処理水の色度除去技術を確立するため、膜処理水を材料とし、これに通常入手しうる酸化剤としては最も安価であると試算される次亜塩素酸ナトリウム溶液を加えて、色度変化を確認した。

得られた結果を要約すると次のとおりであった。

1. 膜処理水の色度は、次亜塩素酸ナトリウム溶液の注下により速やかに反応し、比較的短時間に反応が終了し、色度低下とともにCODも低下することが示された。
2. 冬季の生物処理下限水温として5℃を、また、夏季の通常水温として35℃を想定

し、色度の次亜塩素酸ナトリウム溶液に対する反応を確認したところ、5℃区の色度低下速度は35℃区に比べ遅かった。しかし、2時間後には、両者は同一の数値を示した。このことから、処理時間すなわち反応槽滞留時間を2時間とすれば、実用上差し支えないことが明らかにされた。

3. 残留塩素濃度が上昇するにしたがいCODは急激に減少した。肉眼的にみて十分な色度低下と認識されるときに残留塩素濃度200mg/l前後かこれをやや超えたあたりであると認められた。
4. 投入塩素濃度と塩素投入後2時間後と12時間後の色度との関係をみたところ、色度低下が不十分な場合には、12時間後に色度の上昇がみられた。
5. 膜処理水に硫酸アンモニウムを用いてアンモニアを添加したところ、これまで認められなかった不連続点が発現した。残留塩素濃度で示される結合塩素濃度と投入塩素濃度で示される不連続点の値は、アンモニア添加量が増加するにしたがい大きい数値を示した。
6. 良好な色度低下が認められた際の塩素の投入量は、アンモニア添加量が増加するにしたがい増加した。消費量もまた、同様の傾向にあったが、残留量は多少の曲折はあるものの一定傾向を示した。
7. 投入量に対する消費量の割合をみると、アンモニアの添加量が高いものほど消費割合が高くなった。これは、色度等、難分解性有機物より、アンモニアと塩素と

の反応が容易に進行することを示すものと思われた。

8. 良好な色度低下を示す際の塩素消費量を、COD量ならびにアンモニア態窒素との関係式で求めたところ、 $C = A + 3.5B$

ここで、 $C =$ 塩素消費量 (mg)

$A =$ COD (mg)

$B =$ アンモニア態窒素 (mg)

が得られた。

9. 色度変化の肉眼的所見と色度測定値の関係を本試験の結果から求めたところ、主波長 (nm) は色度低下の判定には有用なパラメータとはならないものと判断された。これに対し刺激値 (Y) と刺激純度 (%) は、色度低下に伴う有意な変化を示した。すなわち、色度除去に際しては、刺激値 (Y) が90以上になるか、刺激純度 (%) が10以下となれば、実用上差し支えないまで除去されたものと判断して差し支えないものと思われた。

引用文献

- 1) 岡田 (光) ・山本・岡田 (清) : 希釈、pHの変化、熱処理が豚舎排水の好気性処理時における処理水の色度測定に及ぼす影響、畜産環境技術研究所年報平成10年7月、30-36、1998.
- 2) 岡田 (光) ・山本・岡田 (清) ・木本 : 凝集剤に対する膜処理水の色度等の反応、畜産環境技術研究所年報第2号 (平成10年度)、31-40、1999.
- 3) 岡田 (光) ・山本・古川・岡田 (清) ・渡邊・木本 : 起源の異なる処理水のpH変化、加熱、凝集剤に対する色度等の反応、畜産環境技術研究所年報第2号 (平成10年度)、41-52、1999.
- 4) 井出哲夫編著 : 水処理工学、236(1995)、技報堂出版 (東京).
- 5) 岡田 (光) ・高橋・山本・古川・岡田 (清) ・古谷・木本 : 豚舎汚水処理施設における処理成績と処理水の色度について、畜産環境技術研究所年報第3号 (平成11年度)、69-78、2000.



写真3-1 次亜塩素酸剤投入前
 (アンモニア態窒素対COD 4倍量添加区)

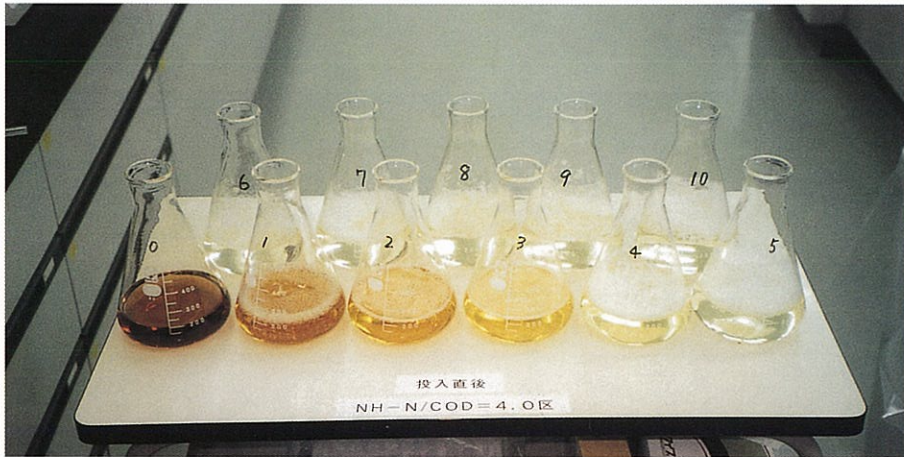


写真3-2 投入直後
 (アンモニア態窒素対COD 4倍量添加区)



写真3-3 投入直後の発泡状態
 (アンモニア態窒素対COD 4倍量添加区)



写真3-4 投入2時間後
 (アンモニア態窒素対COD4倍量添加区)



写真3-5 投入2時間後の発泡状態
 (アンモニア態窒素対COD4倍量添加区)

課題名 II 高濃度畜舎汚水の低コスト処理・利用技術の開発
1. 微生物及び膜の組み合わせ利用による高濃度成分の除去技術の開発
③ 好気性処理時における処理水の色度について
無機凝集剤ならびに高分子凝集剤による豚舎原汚水(糞尿混合汚水)の処理

担当者：岡田光弘、山本朱美、高橋栄二、古川智子、古谷 修、岡田 清^{*1}、木本博志^{*2} (^{*1}(社)日本草地畜産協会、^{*2}共和化工株式会社)

研究期間：平成9～12年度

緒 言

凝集剤による投入汚水の処理が、生物処理における負荷軽減策としての効果を確認するため本試験を実施した。

凝集剤による汚泥処理方法には様々なものがあり、無機凝集剤単独あるいは凝集助剤(例えば消石灰)を併用するもの、無機凝集剤で処理したのち高分子凝集剤を追加するもの、高分子凝集剤単独で処理するものなどがある。これらの処理は、酸化力、特定イオンとの反応など薬剤の特性が反映して処理水質に影響を与えると同時に、これにより生成する汚泥は、汚水中の浮遊物質などにも影響されさまざまな性状を呈し、後段の汚泥脱水処理における機種を選定に大きい影響を及ぼすものとされている。

また、薬剤凝集処理には汚泥脱水処理が付随して完了するものであり、生成するフロックがどのような処理装置と適合するかは、実用上、重要な課題である。

そこで、現在、交流共同研究において実施中の高分子凝集剤を比較対照として、以下、2つの試験課題を設定し実施した。

1. 汚水処理試験：3種の無機凝集剤が水質に及ぼす影響の確認

2. 凝集汚泥捕集試験：無機凝集剤1種の凝集汚泥の標準篩上での捕捉状況の確認

材料および方法

1. 材 料

(1) 凝集剤

1) A剤+B剤 本剤は以下の製剤から構成されており、汚水処理試験においてはA、B2剤を、また、凝集汚泥捕集試験においてはA、B、Cの3剤を用いた。
A剤：硫酸アルミニウムを主剤とする濃度22.69%の溶液。

B剤：アルミン酸ナトリウムを主剤とする濃度32.63%の溶液。

C剤：高分子凝集剤を主剤とする濃度5.58%の溶液。

38%硫酸溶液をpH調整に用いた。

2) 無機凝集剤 13.3%硫酸アルミニウム溶液

11.6%塩化鉄(Ⅲ)溶液

これらの助剤として36%水酸化ナトリ

ウム溶液を用いた。

3) 高分子凝集剤 エマルジョン型、中カチオンポリマー0.4%溶液

(現在、交流共同研究施設で使用中の40%製剤の100倍液)

(2) 供試汚水

交流共同研究施設(膜分離活性汚泥法浄化槽)の原汚水(糞尿混合汚水)を採取し、2mm目の標準篩を通過した液分を供試汚水とした。

(3) 器具

1) 凝集反応容器 1,000mlビーカー

2) 攪拌機 マグネチックスターラー柴田MGP-101

3) 攪拌子 柴田オクタゴン型φ8×30mm

4) pHメータ 堀場 M-13

5) 標準篩 FINE 0.5、1、2、4mm

6) 薬剤計量器 1ml、5ml、10mlのメスピペットのなかから所定量を満たす最小のものを用いた。

7) その他 当研究所所有のCOD、SS、ケルダール窒素、リンの測定器具一式

2. 方法

(1) 供試汚水の調製

高分子凝集剤A区においては供試汚水そのまま700mlを採取し、他の区では7倍希釈、すなわち原汚水700mlをとり蒸留水4,200mlを加えて4,900mlとする操作を行い、その1ℓを供試汚水とした。

(2) 試験区の設定ならびに薬注量

試験区を次のように設定した(表1)。

1) A剤+B剤区 別途実施した反応確認試験において成績が良好であったA剤6.0ml、B剤5.1mlの薬注量を汚水処理試験の薬剂量とし、凝集汚泥捕集試験においては、これにC剤6.0mlを加えた。

2) 無機凝集剤

①硫酸アルミニウム1区 36%水酸化ナトリウム溶液を4ml添加後、13.3%硫酸アルミニウム溶液をpH7になるまで注下した。

②硫酸アルミニウム2区 36%水酸化ナトリウム溶液を3ml添加後、13.3%硫酸アルミニウム溶液をpH7になるまで注下した。

③硫酸アルミニウム3区 36%水酸化ナトリウム溶液を2ml添加後、13.3%硫酸アルミニウム溶液をpH7になるまで注下した。

④塩化鉄(Ⅲ)1区 36%水酸化ナトリウム溶液を4ml添加後、11.6%塩化鉄(Ⅲ)溶液をpH7になるまで注下した。

⑤塩化鉄(Ⅲ)2区 36%水酸化ナトリウム溶液を3ml添加後、11.6%塩化鉄(Ⅲ)溶液をpH7になるまで注下した。

⑥塩化鉄(Ⅲ)3区 36%水酸化ナトリウム溶液を2ml添加後、11.6%塩化鉄(Ⅲ)溶液をpH7になるまで注下した。

3) 高分子凝集剤

①高分子凝集剤A区(無希釈区) 供試原水(2mm目通過)をそのまま供試し、対

TS当り乾物比で3%となるよう高分子凝集剤0.4%溶液を添加した。

②高分子凝集剤B区(希釈区) 7倍希釈

した供試汚水を用い、対TS当り乾物比で3%となるよう高分子凝集剤0.4%溶液を添加した。

表1 薬注量の設定

単位：ml/l

試験区	TS	SS	試料量	薬注量
A剤+B剤区	6,930	5,310	1,000ml	pH7とした後、A剤：6ml B剤：5.1ml
A剤+B剤+C剤区	6,740	5,030	1,000ml	々々、A剤：6ml B剤：5.1ml C剤：6ml
硫酸アルミニウム1区	6,930	5,310	1,000ml	アルカリ4ml添加後、pH7まで注下
硫酸アルミニウム2区	6,930	5,310	1,000ml	アルカリ3ml添加後、pH7まで注下
硫酸アルミニウム3区	6,930	5,310	1,000ml	アルカリ2ml添加後、pH7まで注下
塩化鉄(Ⅲ)1区	6,930	5,310	1,000ml	アルカリ4ml添加後、pH7まで注下
塩化鉄(Ⅲ)2区	6,930	5,310	1,000ml	アルカリ3ml添加後、pH7まで注下
塩化鉄(Ⅲ)3区	6,930	5,310	1,000ml	アルカリ2ml添加後、pH7まで注下
高分子凝集剤A区	48,500	37,200	700ml	TS：48,500mg/l × 0.7 × 0.03 = 1,018.5mg 1,018.5mg ÷ 0.004 ≒ 250ml
高分子凝集剤B区	6,930	5,310	1,000ml	TS：6,930mg/l × 0.03 = 207.9mg 207.9mg ÷ 0.004 ≒ 52ml

注：高分子凝集剤A区は、反応槽が1ℓビーカーであるので、供試汚水量を700mlとしこれに0.4% 高分子凝集剤を250ml注下した。

(3) 薬剤凝集

薬剤凝集処理は、以下の要領で実施した(表2)。

1) 予備攪拌

試料を入れた1ℓビーカーを所定のマグネチックスターラにのせ、攪拌子を1個入れたのち、調整つまみを最強位置において30秒攪拌した。(写真1および2参照)

硫酸アルミニウムならびに塩化鉄(Ⅲ)を添加する各区では、このときに所定量の水酸化ナトリウム溶液を加えた。

2) A剤ならびに他の凝集剤の注下

A剤を、供試汚水に対し容量比で0.6%の割合で注下した。この間、攪拌は最強の状態ですらに30秒継続した。

A剤を除く他の凝集剤は、この操作をもって処理を終了した。

3) B剤の注下

上記A剤の注下30秒後、最強の状態に継続しつつ予め求めておいた混合比のB剤5.1mlすなわちA剤の85%量を注下し、最強状態のままさらに30秒攪拌した。

4) C剤の注下

凝集汚泥捕集試験では、B剤の注下、攪

拌に引き続き、C剤を注下し、緩やかに30秒間攪拌した。

(4) 上澄液の採取

凝集反応終了後、ビーカーの開口部をラップで被覆し冷蔵保存し、翌日上澄液を採取した。採取した上澄液は、5A濾紙で濾過し以下の分析に供した(写真3および4)。

(5) 篩別ならびに回収固形物の処理

凝集汚泥捕集試験では、上述のとおり凝集剤を添加して反応が終了した供試汚水を、下から目開きが0.5、1、2、4mmの順序で積み重ねた標準篩に流し込み、各篩上に留ま

った固形物を回収した。回収固形物は、105℃の恒温槽で乾燥し、乾物重量を得た。

(6) 理化学分析

当所所定の方法(JIS K-0102、工場排水試験方法に準拠)により、COD、浮遊物質、全リン、総窒素(総和法)(以下、T-N)、ケルダール窒素(以下、Kj-N)、アンモニア態窒素(以下、NH-N)、NO_x態窒素(以下、NO_x-N)を測定した。また、有機体窒素(以下、Org-N)は、Kj-NからNH-Nを減じて求めた。



写真1 処理前

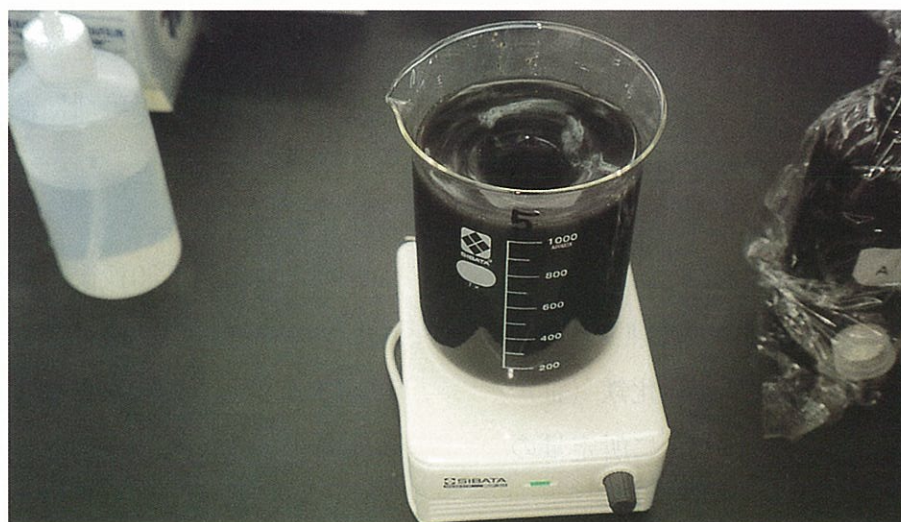


写真2 投入直前の攪拌状況(強攪拌で、深い漏斗の渦が見えている)

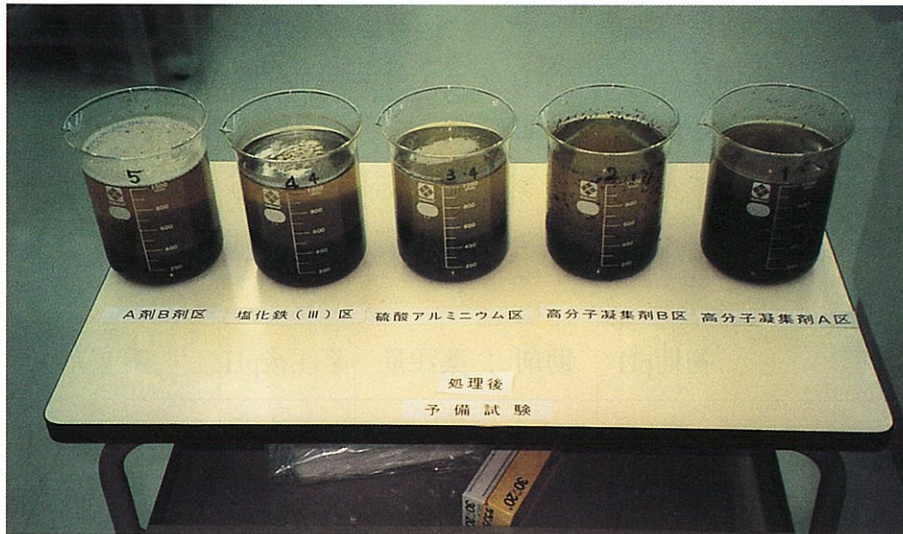


写真3 処 理 後

(左から、A剤+B剤区、塩化鉄(Ⅲ)区(アルカリ4ml添加)、硫酸アルミニウム区(アルカリ4ml添加)、高分子凝集剤B区、同A区)



写真4 処 理 後 (側面)

(左から、A剤+B剤区、塩化鉄(Ⅲ)区(アルカリ4ml添加)、硫酸アルミニウム区(アルカリ4ml添加)、高分子凝集剤B区、同A区)

結果および考察

1. 薬注の経過

方法の表1の薬注量の設定に基づき実施した薬注によるpHの変化などの経過を、表2に示す。

無希釈汚水を用いた高分子凝集剤A区では、TS濃度が48,500mg/lと高濃度であったため、1lに対する高分子凝集剤の薬注

量は、重量で1,455mg、0.4%溶液で364mlとなり、1lビーカーに納まらないため、供試汚水量を700mlとした。

供試汚水のpHは、7.83~7.85の範囲にあった。これをA剤+B剤区では38%硫酸溶液を注下してpH7(7.04)に調整したのち凝集剤を加えた。

無機凝集剤の各区では、供試汚水1lに

対し36%水酸化ナトリウム溶液をそれぞれ4 ml、3 ml、2 mlづつ添加した。この際pHは薬注量に比例して大きい値をとり、凝集剤の注下量もこれに応じて変化した。凝

集剤はpHが7になるよう注下したが、7.01～7.10の範囲に分布した。

高分子凝集剤の2つの区は、pH値は反応に直接関与しないので測定しなかった。

表2 薬注の経過

単位：ml

試験区	初期pH	助剤：薬注量	薬注後pH	凝集剤	凝集後pH
A剤+B剤区	7.84	H ₂ SO ₄ ：0.45	7.04	A:6.00、B:5.10	—
A剤+B剤+C剤区	7.24	H ₂ SO ₄ ：0.11	7.00	〃、〃、C:6.00	—
硫酸アルミニウム1区	7.84	NaOH：4.00	10.19	18.55	7.10
硫酸アルミニウム2区	7.85	NaOH：3.00	9.82	14.70	7.05
硫酸アルミニウム3区	7.83	NaOH：2.00	9.37	11.00	7.10
塩化鉄(Ⅲ)1区	7.85	NaOH：4.00	10.15	16.90	7.06
塩化鉄(Ⅲ)2区	7.83	NaOH：3.00	9.74	12.85	7.01
塩化鉄(Ⅲ)3区	7.83	NaOH：2.00	9.41	9.20	7.07
高分子凝集剤A区	—	—：—	—	250	—
高分子凝集剤B区	—	—：—	—	52	—

注：A剤=22.69%溶液、B剤=32.63%溶液、C剤=5.58%溶液
 高分子凝集剤：エマルジョン型、中カチオンポリマー0.4%溶液
 (三井・スーパーフロック3560 40%の100倍液)
 NaOH=36%水酸化ナトリウム溶液
 H₂SO₄=38%硫酸溶液
 硫酸アルミニウム=13.3%溶液
 塩化鉄(Ⅲ)=11.6%溶液

2. 浮遊物質、CODならびにリンの変化

浮遊物質、CODならびにリンの変化を、表3および図1～3に示す。

(1) 浮遊物質

原汚水の浮遊物質の濃度は37,200mg/lであり、供試汚水はこれを7倍希釈して5,310mg/lとした。

処理水の浮遊物質濃度は、A剤+B剤区が最も低く15mg/lで除去率は99.72%であった。

その他の無機凝集剤添加区では塩化鉄(Ⅲ)1区(36%水酸化ナトリウム溶液4ml添加)がこれに次ぎ16mg/l(除去率99.70%)であった。塩化鉄添加区に比べると硫酸アルミニウムを添加した区はやや劣ったが、除去率はいずれも99%以上であった。塩化鉄添加、硫酸アルミニウム添加の両区とも、薬注量が減少するにしたがい浮遊物質濃度が上昇し、除去率が低下した。

表3 浮遊物質、CODならびにリンの変化

単位：mg/l、()内：除去率

試験区	浮遊物質	C O D	全リン
原汚水	37,200	15,600	1,210
供試汚水 (7倍希釈)	5,310	2,230	173
A剤+B剤区	15 (99.72)	334 (85.02)	2.11 (98.78)
硫酸アルミニウム1区	23 (99.57)	359 (83.90)	1.42 (99.18)
硫酸アルミニウム2区	36 (99.32)	363 (83.72)	4.14 (97.61)
硫酸アルミニウム3区	44 (99.17)	375 (83.18)	7.57 (93.23)
塩化鉄(Ⅲ)1区	16 (99.70)	316 (85.83)	0.88 (99.49)
塩化鉄(Ⅲ)2区	21 (99.60)	319 (85.70)	2.00 (98.84)
塩化鉄(Ⅲ)3区	32 (99.40)	351 (84.26)	4.17 (97.59)
高分子凝集剤A区	429 (98.85)	2,290 (85.32)	75.9 (93.73)
高分子凝集剤B区	46 (99.13)	370 (83.41)	30.7 (75.98)

注：供試汚水 (7倍希釈) = 計算値 (原汚水 ÷ 7)

高分子凝集剤を添加した区の浮遊物質濃度は、無機凝集剤添加区に比べ劣ったが、除去率は高分子凝集剤A区が98.85%、同B区が99.13%であった(図1)。

(2) COD

原汚水のCOD濃度は15,600mg/lであり、

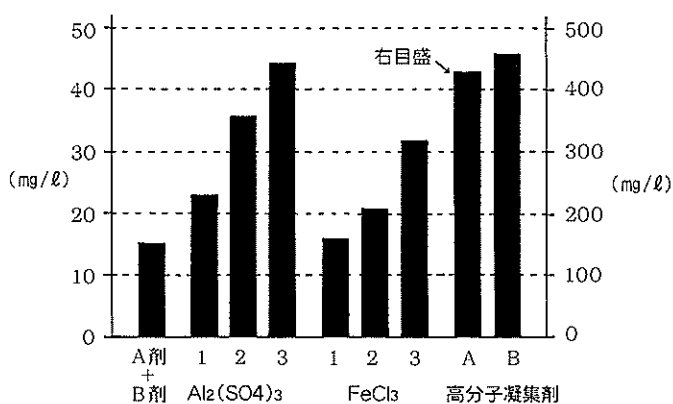


図1 凝集処理後の浮遊物質濃度

供試汚水のそれは2,230mg/lと算定された。

処理水のCOD濃度が最も低かったのは塩化鉄(Ⅲ)1区の316mg/l(除去率85.83%)であり、同2区がこれに次ぎ319mg/l(85.70%)であった。A剤+B剤区の成績も334mg/l(85.02%)と良好であったが塩化鉄(Ⅲ)に比べ劣っていた。

高分子凝集剤A区は供試した汚水が原汚水(15,600mg/l)のため処理後の濃度は2,290mg/lと高かったが、除去率は85.32%でA剤+B剤区を上回っていた。

その他の区も、除去率は83%以上であり、特に劣るものではなかった(図2)。

(3) 全リン

無機凝集剤添加区的全リンの除去率はいずれも良好で90%以上であった。最も優れ

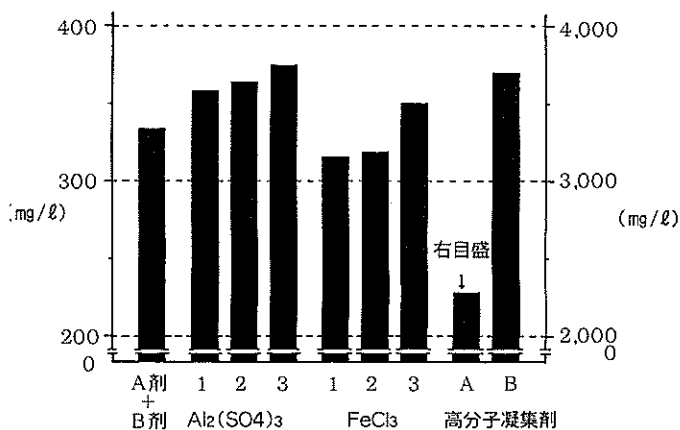


図2 凝集処理後のCOD濃度

ていたのは塩化鉄(Ⅲ)1区で0.88mg/l(除去率99.49%)であり、次いで硫酸アルミニウム1区が1.42mg/l(99.18%)、塩化鉄(Ⅲ)2区で2.00mg/l(98.84%)、A剤+B剤区2.11mg/l(98.78%)の順であった。すなわち、塩化鉄(Ⅲ)ならびに硫酸アルミニウム添加区では、アルカリ助剤としての水酸化ナトリウム溶液の添加量が多いものほど、言い換えれば、凝集剤の薬注量が多いものほどリンの除去率が高くなった(図3)。

本試験は、生物処理に先立つ投入汚水の汚濁負荷軽減の手段として無機凝集剤の機能を確認することを目的としているが、活性汚泥法等の生物処理においては、投入汚水のBOD:窒素:リンの適正成分比は100:6:1、下限値は100:3:0.6とされている。今回の成績からすると、無機凝集剤による処理ではリンが著しく減少し、生物処理における適正成分比を下回る処理水の生じることが危惧された。

高分子凝集剤添加区は、原則として浮遊物に付随するリン分が除去されるだけであるので、無機凝集剤を添加した各区に比べ

ると劣ったが、除去率はA区で93.73%、B区で75.98%に達していた。

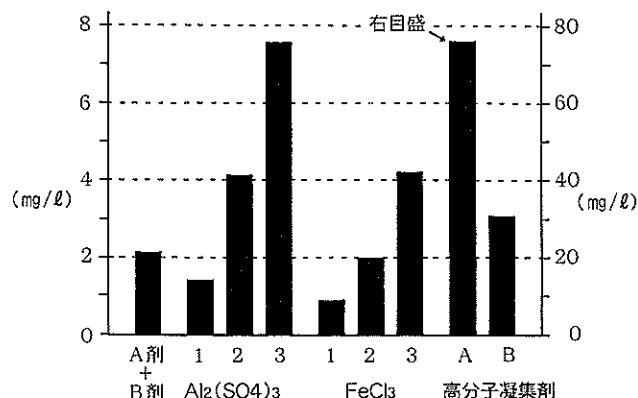


図3 凝集処理後の全リンの濃度

3. 窒素の変化

窒素の変化を、表4ならびに図4に示す。各窒素分析値のうち、浮遊物質に伴っている割合が高いOrg-Nの除去率は高く、無機凝集剤の中では塩化鉄(Ⅲ)1区が28mg/l(90.34%)で最も良好な成績であった。高分子凝集剤の成績は、A区が160mg/l(92.12%)、B区が35mg/l(87.93%)であった。

これに対しNH-Nは、その大半が水に溶解しているため凝集剤では除去され難いので、当然ながら除去率は低く、無機凝集剤の各区の成績は10%以下であった。そのなかにあつて、高分子凝集剤の成績は見掛け上良好で、A区が28.97%、B区が17.21%の除去率を示した。ここで留意すべきは薬剤の注下量で、A区では原汚水700mlに対し250mlの凝集剤を添加しており、B区でも供試汚水1,000mlに対し52mlの凝集剤添加となっている。無機凝集剤の添加量は硫酸アルミニウム1区が最も多いが、それでも18.55mlで

高分子凝集剤B区の1/3強に止まっている。
したがって、高分子凝集剤添加区の成績は、
この点を考慮しなければならない。

K j - Nは、Org-NとNH-Nの和に相当する
ためNH-Nの成績が大きく反映し、高分子
凝集剤A区を除き各区とも450mg/ℓ前後の
濃度であった。また無機凝集剤各区の除去
率は40%を下回った。

NOx-Nの測定値は、いずれも痕跡以下で
あった。その結果、T - NはK j - Nと同
値となった。

本試験において成績の集計は行わなかつ
たが、A剤+B剤区の凝集汚泥の沈降性は
良好であることが認められ、別途明らかに
する必要があるものと思われた。しかし、
上澄水の「5A」濾紙の透過性は塩化鉄（Ⅲ）

に比べ悪く、硫酸アルミニウムと同程度で
あった。

4. 無機凝集剤の添加量の検討

今回の成績は、分子構造の異なる薬剤を
用いて得たもので、その良否がその添加量
に起因するものという疑念が生じがちであ
る。そこで作用機序が、水に不溶な金属の
水酸化物を生じることによっている薬剤3
種について、添加量の比較を試みた。結果
を表5に示す。

A剤+B剤区は、別途実施した供試薬剤
の性状確認試験の2中和試験において、使
用薬剤量当りの凝集沈殿物生成量が明らか
にされているのでこの成績を援用し、その
すべてが水酸化アルミニウムであるものと

表4 窒素の変化

単位：mg/ℓ、（）内：除去率

試験区	T - N	K j - N	Org-N	NH-N	NOx-N
原汚水	5,240	5,240	2,030	3,210	trace
供試汚水（7倍稀釈）	749	749	290	459	—
A剤+B剤区	455 (39.25)	455 (86.90)	38 (86.90)	417 (9.15)	ND
硫酸アルミニウム1	468 (37.52)	468 (37.52)	44 (84.83)	424 (7.62)	ND
硫酸アルミニウム2	466 (37.78)	466 (37.78)	42 (85.52)	423 (7.84)	ND
硫酸アルミニウム3	468 (37.52)	468 (37.52)	48 (83.45)	420 (8.50)	ND
塩化鉄（Ⅲ）1区	454 (39.39)	454 (39.39)	28 (90.34)	426 (7.19)	ND
塩化鉄（Ⅲ）2区	465 (37.92)	465 (37.92)	43 (85.17)	422 (8.06)	ND
塩化鉄（Ⅲ）3区	456 (39.12)	456 (39.12)	30 (89.66)	426 (7.19)	ND
高分子凝集剤A区	2,440 (53.44)	2,440 (53.44)	160 (92.12)	2,280 (28.97)	trace
高分子凝集剤B区	415 (44.59)	415 (44.59)	35 (87.93)	380 (17.21)	ND

注：供試汚水（7倍稀釈）＝計算値（原汚水÷7）

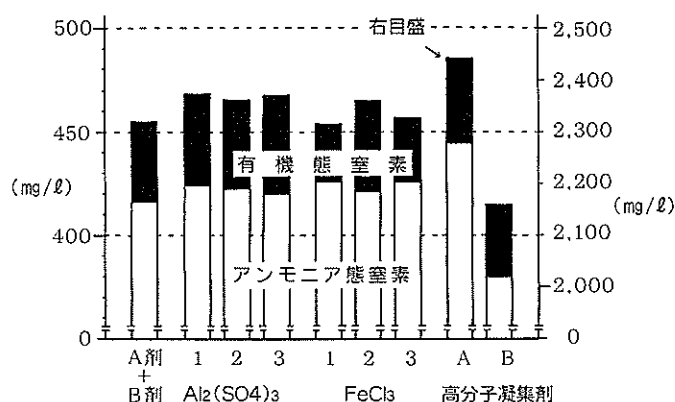


図4 凝集処理後の窒素濃度

した。

硫酸アルミニウム1区と塩化鉄(Ⅲ)1区はその密度が明らかになっているので、これから濃度を算定し、それらがそれぞれ水酸化アルミニウムならび水酸化鉄となって沈降するものとした。鉄とアルミニウムでは重量に差があるので、生成水酸化物の重量とその水酸基の重量とを算出した。

その結果、生成水酸化物重量はA剤+B剤区が1.258g、硫酸アルミニウム1区が

1.275g、塩化鉄(Ⅲ)1区が1.441gとなった。また、これに占める水酸基の重量はそれぞれ0.824g、0.835g、0.688gとなり、水酸基重量では塩化鉄(Ⅲ)1区がやや小さい値となった。これらから、無機凝集剤の添加量には際だった差異はないものと思われた。

5. 生成フロクの篩上での捕捉状況

生成フロクの篩上での捕捉状況を、表6、図5に示す。

A剤+B剤+C剤区における、目開き4mm、2mm、1mm、0.5mmの4枚の篩上に捕捉されたフロクの総量は1.4884gであった。このうち0.5mm目の篩に捕捉されたものは全体の84.26%に相当する1.2541gであり、1mm目に留まったものが11.50%(0.1712g)、2mm目上のは3.59%(0.0535g)、4mm目上のはわずかに0.64%(0.0096g)であった。4mm目上の捕捉物は、明ら

表5 凝集剤添加による水酸化物、水酸基の生成量の比較

	A剤+B剤区	硫酸アルミニウム1区	塩化鉄(Ⅲ)1区
注下薬剂量 (ml)	A:6.00、B:5.10	18.55	16.90
注下薬剤の密度	—	1.133	1.116
薬剤注下重量 (g)	—	21.017	18.860
濃度 (%)	—	13.3	11.6
金属元素含量 (%)	—	15.77	34.43
金属元素重量 (g)	—	0.441	0.753
水酸化物中金属 (%)	—	34.59	52.25
生成水酸化物 (g)	1.258	1.275	1.441
内水酸基重量 (g)	0.824	0.835	0.688

注：A剤+B剤区の凝集沈殿物は全て水酸化アルミニウムとし、別途実施した中和試験の結果（A剤50ml+B剤42.5mlから生成する凝集沈殿物重量10.487g）から算出した。

かに豚毛と視認できるもののほか、恐らく飼料に由来すると思われる繊維状のものであった(写真5および表5)。

高分子凝集剤A区では、全捕捉量は22.792gに達し、その大半に相当する97.77%(22.283g)が4mm目の篩上に捕捉された。以下、2mm目上は1.73%(0.394g)、1mm目上は0.29%(0.067g)、0.5mm目上は0.21%(0.048g)であった(写真6)。

高分子凝集剤B区の全捕捉量は5.276gであり、4mm目上に最多量の75.93%(4.006g)が捕捉され、2mm目上がこれに次いで15.07%(0.795g)、以下、1mm目上が7.50%(0.396g)、0.5mm目上が1.50%(0.079g)であった(写真7)。

6. SSならびに凝集剤の回収率

SSならびに凝集剤の回収率を、表7、図5に示す。

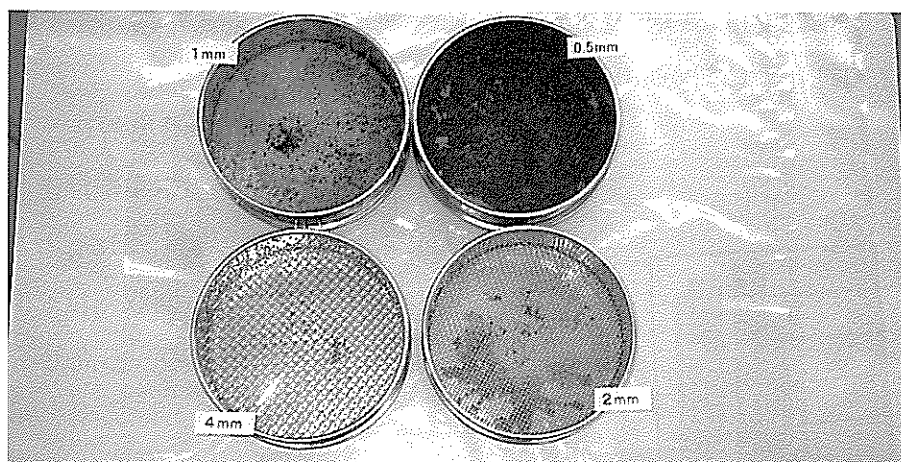


写真5 A剤+B剤+C剤区(手前左4mm、同右2mm、奥左1mm、同右0.5mm)

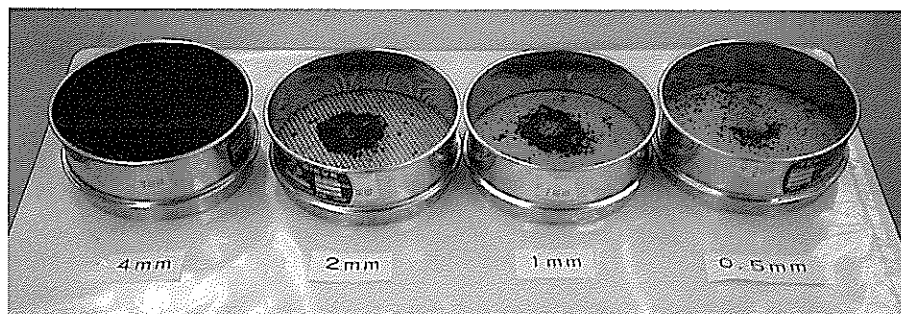


写真6 高分子凝集剤A区(手前左4mm、2mm、1mm、0.5mm)

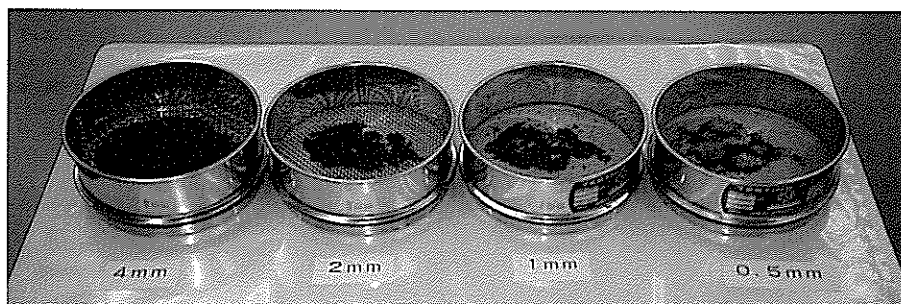


写真7 高分子凝集剤B区(手前左4mm、2mm、1mm、0.5mm)

本試験は、少なくとも反応直後においては投入した凝集剤が水に不溶な凝集片を形成し、これに浮遊物質が結合あるいは包み込まれて液中から除去される現象を確認するものであるから、投入浮遊物質だけでなく、凝集剤から供給される固形物も、篩上に回収された汚泥塊に含まれている。そこで、ここでは注下薬剤の乾物がすべてが固形物として回収されるものとして分析を行った。

A剤+B剤+C剤区では、A剤から1.6703 g、B剤から2.2071 g、C剤から0.3535 g、

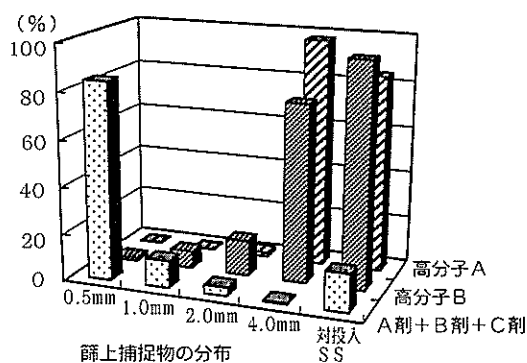


図5 凝集塊の篩上の捕捉率

計4.2309 gの乾物が添加されたことになり、他方、供試汚水中には5.029 gの浮遊物質が存在するので、両者を合わせて9.206 gが供試された固形物量と算定される。これに対し、4枚の篩上に回収されたフロックの重量は上述のように1.488 gであるので、回収率は16.07%となった。

高分子凝集剤A区では、凝集剤の乾物量1.00 g、汚水中の浮遊物質26.04 g、処理対象乾物量27.04 gであり、これを回収乾物量22.792 gで除すと、回収率は84.29%となった。

また、高分子凝集剤B区は、凝集剤の乾物量0.208 g、汚水中の浮遊物質5.31 gから処理対象乾物量5.518 gとなり、回収乾物量は5.276 gから回収率は95.61%となった。

これらの成績のうち高分子凝集剤については、通常、SS除去率を90%前後としており、概ねこれに添うものであった。

篩上に回収された汚泥の観察結果を表8に示す。高分子凝集剤では、その大半が凝集塊と認識されるもので、豚毛や飼料の未

表7 凝集剤処理におけるSSおよび凝集剤の回収率

単位：g、()内：%

試験区	薬注量	左の乾物量	投入SS量	投入乾物量合計	回収乾物量
A剤+B剤+C剤	A 6ml	1.6703 g	5.029 g	9.260 g	1.488 g (16.07)
	B 5.1ml	2.2071 g			
	C 6ml	0.3535 g			
高分子凝集剤A区	250 ml	1.00 g	26.04 g	27.04 g	22.792 g (84.29)
高分子凝集剤B区	52 ml	0.208 g	5.31 g	5.518 g	5.276 g (95.61)

注：高分子凝集剤A区は、原汚水700ml+0.4%高分子凝集剤液250mlの値

表8 処理試料のフロックの篩上の捕捉物

	A剤+B剤+C剤	高分子凝集剤A区	高分子凝集剤B区
4mm	豚毛、飼料中の繊維	凝集塊	凝集塊
2mm	豚毛、飼料中の繊維、飼料の未消化片	凝集塊	凝集塊
1mm	飼料中の繊維、飼料の未消化片	凝集塊	凝集塊
0.5mm	飼料の未消化片、凝集片	凝集塊、未消化片	凝集塊、未消化片

消化片のようなものはこの凝集した汚泥の塊の中に包含され判別できず、極く少量のものが0.5mmの篩上に視認されただけであった。これに対し無機凝集剤では、凝集汚泥片が小さいため0.5mmの篩上で認められ、目の粗い1~4mmの篩には殆ど捕集されず、豚毛のような比較的長大なものがここに残されていた。

以上の結果から、A剤+B剤+C剤区では、目開きの小さい濾体をもった汚泥脱水機（例えば濾布走行型汚泥脱水機）か、遠心力を利用した汚泥脱水機（例えばスクリーユデカンタ）でないと、汚泥の脱水処理は不可能であると判断された。

また、高分子凝集剤で処理したものはA区、B区とも目開きの大きい篩で汚泥塊が捕捉されており、スクリープレス型汚泥脱水機、多重円板型汚泥脱水機が適用できるものと思われた。

要 約

生物処理における負荷軽減策として凝集剤の効果を確認するため、高分子凝集剤と3種の無機凝集剤の投入汚水の水質に及ぼす影響、ならび、同じく高分子凝集剤と無

機凝集剤1種から生成される凝集汚泥の標準篩上での捕捉状況を確認した。

結果を要約し、以下に示す。

1. 浮遊物質の除去率は、A剤+B剤区が最も高く99.72%であった。塩化鉄(Ⅲ)1区はこれに次ぎ除去率99.70%であった。塩化鉄添加区に比べると硫酸アルミニウム区はやや劣ったが、除去率はいずれも99%以上であった。高分子凝集剤A区(無希釈)が98.85%、同B区が99.13%であった。
2. COD除去率は塩化鉄(Ⅲ)1区が85.83%であり、同2区が85.70%であった。A剤+B剤区の成績も85.02%と良好であったが3位に止まった。高分子凝集剤A区は85.32%、その他の区も、除去率は83%以上であり、特に劣るものではなかった。
3. 無機凝集剤添加区の全リンの除去率はいずれも良好で、90%以上であった。高分子凝集剤添加区の成績は、A区が93.73%、B区が75.98%であった。これらの成績から、無機凝集剤による処理ではリンが著しく減少し、生物処理における適正

成分比（BOD：窒素：リン＝100：6（3）：1（0.6）、（）内、下限値）を下回る処理水の生じることが危惧された。

4. 窒素は、Org-Nの除去率が高く、塩化鉄（Ⅲ）1区が90.34%であり、高分子凝集剤A区が92.12%、同B区が87.93%であった。
5. NH-Nは、大半が水に溶解しているため凝集剤では除去され難く、無機凝集剤の各区の成績は10%以下であった。
6. 以上の結果から、凝集剤間の差は僅少であり、いずれの凝集剤でも浮遊物質、CODなどが除去されたと評価できる。これらのなかで、高分子凝集剤は無希釈汚水に対しても良好な除去効果を示し、希釈水の得にくい畜産経営において、有用な前処理手段となるものと思われた。
7. 薬剤由来のフロックと汚水中のSSの

合計量、すなわち投入SS量に対する全篩上の捕捉量すなわち回収率は、A剤＋B剤＋C剤区が16.07%、高分子凝集剤A区が84.29%、同B区のそれは95.61%であった。

8. 高分子凝集剤A区では、全捕捉量の97.77%が4mm目の篩上に、また同B区のそれは75.93%であった。これに対し、A剤＋B剤＋C剤区では、4mm目上の捕捉量はわずかで全捕捉量の0.64%に止まり、0.5mm目の篩上に84.26%が捕捉された。
9. これらの結果から、A剤＋B剤＋C剤区では、濾布走行型汚泥脱水機か遠心脱水機が、また高分子凝集剤で処理したものはスクリーンプレス型汚泥脱水機、多重円板型汚泥脱水機が適用できるものと思われた。

課題名 II 高濃度畜舎汚水の低コスト処理・利用技術の開発
1. 微生物及び膜の組み合わせ利用による高濃度成分の除去技術の開発

③ 好気性処理時における処理水の色度について

豚舎汚水処理施設における処理成績と処理水の色度について

担当者：岡田光弘、高橋栄二、山本朱美、古川智子、岡田 清^{*1}、古谷 修、
木本博志^{*2}（^{*1}（社）日本草地畜産協会、^{*2}共和化工株式会社）

研究期間：平成9～12年度

緒 言

著者らは、膜処理水を用いて、その色度がpH変化、加熱などにより変化し難いこと¹⁾、無機凝集剤のうち塩化鉄(Ⅲ)により低下すること²⁾を確認してきた。また、通常の活性汚泥法処理水の色度も膜処理水と同様に、pH変化、加熱などにより変化し難いこと、塩化鉄(Ⅲ)により低下すること³⁾を明らかにした。しかし、塩化鉄(Ⅲ)による色度除去は、大量の無機汚泥の生成が避けられず、実用上、問題となることが予測された。

そこで、塩化鉄(Ⅲ)を用いない色度除去技術を確立するために、これに関与するであろう汚濁成分の実体を確認することとし、5つの農場の協力を得て、豚舎汚水の処理成績ならびに処理水の色度を測定した。

材料および方法

1. 材 料

(1) 対象施設

G畜産、H畜産、I畜産、O畜産、S畜産の5つの農場の汚水処理施設を測定対象とした。その概況は表1に示すとおりである。

る。

好気性消化法を採用しているG畜産を除き、残る4農場の設置当初の設計基準値はいずれも標準活性汚泥法に準拠していたが、本試験実施時の負荷量はこれを逸脱するものも少なくなかった。

(2) 供試材料

各農場から、原則として以下の3種の試料を得て分析に供した。ただし、G畜産の場合には、各曝気槽の貯留液を採取した。

1) 原汚水：豚舎から汚水処理施設に流下し、固液分離に先立ち一時貯留される液状物。

2) 投入汚水：固液分離などの前処理を経て、曝気槽に投入される液状物。

3) 処理水：所定の処理を終了して、処理施設外に流出する液状物。

その他、状況に応じて曝気槽混合液、脱水汚泥なども測定したが、本報での論議の対象からは除外した。

2. 方 法

(1) 測定項目ならびに測定方法

本試験における測定項目は以下のとおりである。

表1 処理施設の概況

農場名	処理対象物	処理方法ならびに処理行程
G 畜産	糞尿分離・尿汚水	<p>好気性消化処理</p> <p>原尿槽→固液分離（ウエッジワイア）→第1曝気槽 →第2曝気槽→第3曝気槽</p> <p>[処理水圃場還元（バキュームカーによる）]</p> <p>原尿槽の上部に固液分離機があり、篩別汚水は再度原尿槽に還流する構造となっている。</p>
H 畜産	糞尿分離・尿汚水	<p>回分式活性汚泥法</p> <p>（間欠投入、沈殿槽満水後、上澄液放流・汚泥引抜き）</p> <p>9月まで</p> <p>Aコース 豚舎汚水→振動篩→篩別汚水（投入汚水）</p> <p>Bコース 豚舎汚水+余剰汚泥→ 多重円板式汚泥脱水機→篩別汚水（投入汚水） 投入汚水→曝気槽→沈殿槽→処理水</p> <p>1月以降</p> <p>豚舎汚水受槽（原汚水）→多重円板式汚泥脱水機（新設） →篩別汚水→高架沈殿槽→投入汚水→曝気槽（曝気槽混合液） →沈殿槽→処理水</p>
I 畜産	糞尿分離・尿汚水	<p>標準活性汚泥法（自然リアクターシステム：土壤菌群処理）</p> <p>原汚水→薬剤凝集処理多重円板汚泥脱水機→投入汚水 →処理水（参考：処理水の遠心分離上澄水）</p> <p>使用凝集剤：アロンフロックC-502</p>
O 畜産	糞尿分離・尿汚水	<p>標準活性汚泥法</p> <p>原汚水→最初沈殿槽→調整槽→曝気槽→最終沈殿槽 →処理水</p> <p>（調整槽と曝気槽は一体となっている）</p> <p>初沈汚泥+終沈汚泥 薬剤凝集（ポリフロック C-1899 日東紡） →スクリュウデカンタ（石川島播磨 2.2kW）脱水汚泥</p>
S 畜産	糞尿分離・尿汚水	<p>標準活性汚泥法</p> <p>原尿槽→固液分離（ウエッジワイア）→地上型沈殿槽 →投入汚水槽→第1曝気槽→第1沈殿槽→第2曝気槽 →最終沈殿槽 [処理水圃場還元]</p>

測定方法は、浮遊物質量を「下水試験方法（1997年版）12節、浮遊物質の2.遠心分離法」によるほか、JIS K 0102-1993 に準拠して実施した。各測定項目別、JIS K 0102の方法名を以下に併記する。

- 1) 生物化学的酸素要求量（以下、BOD）：
21.生物化学的酸素要求量（BOD）
- 2) 化学的酸素要求量（以下、COD）:17.100℃における過マンガン酸カリウム消費量（COD_{Mn}）
- 3) 浮遊物質量（以下、SS）：上述。
- 4) 全窒素（以下、T-N）：45.1総和法（窒素は、いずれも窒素実量を算出した。）
- 5) ケルダール窒素（以下、Kj-N）：44.1有機体窒素の前処理（ケルダール法）
- 6) アンモニア態窒素（以下、NH-N）:42.3アンモニウムイオンの中和滴定法
- 7) 硝酸態および亜硝酸態窒素（以下、NO_x-N）：43.2.2.硝酸イオンの還元蒸留－中和滴定法
- 8) 色度：11.色度

(2) 試料採取時期ならびに運搬・保管方法

1) 試料は以下の3回採取した。

春期：1998年3月9日～5月25日

夏期：7月21日～9月7日

冬期：1999年1月17日～2月23日

2) 運搬・保管方法

試料は、1ℓポリ瓶に入れ密栓し、発泡スチロール保冷箱に収納し、春期と夏期は碎氷で冷却して運搬した。研究所到着後、直ちに5℃冷蔵庫に保管し、翌日から分析を行った。

結果および考察

(1) 投入汚水の水質

各農場の投入汚水の水質を表2に示す。

総体的に汚濁濃度が高かったのはG畜産で、SS、NO_x-Nを除き、他の4農場を上回っていた。G畜産の測定値は、BOD 12,200mg/ℓ、COD 4,330mg/ℓ、SS 6,150mg/ℓ、T-N 4,140mg/ℓであった。

SSが最も高かったのはH畜産で、7,830mg/ℓを示した。H畜産のBODは6,550mg/ℓ、COD 3,520mg/ℓ、T-N 2,210mg/ℓであった。

汚濁濃度が低かったのはI畜産とO畜産で、I畜産は、BOD 3,930mg/ℓ、COD 1,740mg/ℓ、SS 2,000mg/ℓ、T-N 1,570mg/ℓであった。O畜産はCODとSS、T-NがI畜産に比べやや高く、COD 1,920mg/ℓ、SS 3,690mg/ℓ、T-N 1,730mg/ℓであったが、BODは5例中で最も低い2,250mg/ℓであった。

汚濁成分別にみると、G畜産、H畜産、S畜産では、BOD濃度が5,000mg/ℓを超えており、処理水の濃度を100mg/ℓ程度とするためには、98～99%の除去率を得なければならず、厳密な維持管理が要求されることを示している。BOD濃度が最も低かったO畜産では、BOD/N比が1.30で、他の4事例が2.5以上（3.0以下）であったのに比べると著しく小さい数値となっていた。このことは、豚舎内の糞尿分離が良好に行われていることを示すものであるが、生物処理に望ましい成分比がBOD:N:Pが100:6:1とされていることからすると⁴⁾、排出される汚水の処理は必ずしも容易では

表2 各農場の投入水質

mg/ℓ、平均値（）内：最小値－最大値

農場名	G畜産	H畜産	I畜産	O畜産	S畜産
BOD	12,200 (8,030-14,400)	6,550 (4,280-7,810)	3,930 (1,600-6,170)	2,250 (1,490-3,010)	8,120 (4,120-11,300)
COD	4,330 (2,920-5,310)	3,520 (2,810-4,730)	1,740 (1,290-2,190)	1,920 (1,440-2,400)	2,830 (2,280-3,700)
SS	6,150 (2,010-13,100)	7,930 (6,840-9,440)	2,000 (489-4,890)	3,690 (1,080-6300)	2,990 (1,620-5,270)
T-N	4,140 (3,090-5,440)	2,210 (1,680-3,020)	1,570 (977-1,990)	1,730 (1,680-1,780)	2,810 (2,600-3,050)
Kj-N	4,130 (3,860-5,440)	2,210 (1,670-3,020)	1,490 (760-1,990)	1,730 (1,680-1,780)	2,810 (2,600-3,050)
NH-N	3,330 (2,300-4,150)	1,460 (1,050-2,110)	1,270 (342-1,840)	1,280 (1,000-1,560)	2,350 (1,990-2,640)
NO _x -N	13.7 (ND-41.1)	0.88 (ND-2.65)	75.3 (trace-217)	— (ND-trace)	16.4 (ND-49.3)

注：G畜産は原尿槽の水質を記入。

O畜産：N=2

ないことを示唆している。同時に、BOD/N比が3.0以下であったことは、脱窒処理を想定した場合には、別途、炭素源が必要になることを示すものでもあった。

今回の測定では、5農場中4農場において、投入汚水では通常認められないNO_x-Nが検出された。これは、何らかの理由で、処理水を投入汚水槽に還流させる操作が行われたことを推察させるが、しかし、仮に

そのような操作が行われても、直ちに脱窒反応によりNO_x-Nは消失するものと思われる。詳細不明なまま、得られた結果をそのまま表示した。

(2) 処理水の水質ならびに除去率等

1) 処理水質

処理水質を表3に示す。

処理水質が良好であったのはO畜産で、

BOD96.8mg/l、COD306mg/l、SS174mg/l、T-N360mg/lであった。総体的に汚濁成分濃度が高かったのはG畜産で、BOD793mg/l、COD1,640mg/l、SS2,740mg/l、T-N4,270mg/lであった。BOD濃度が最も高かったのはI畜産で、821mg/lであり、COD875mg/l、SS827mg/lは、G畜産に次ぐものであった。これは、I畜産の3回の測定中、2回が管理不調で、BOD濃度800mg/lを超えていたためである。

投入污水が比較的高濃度であったのに処理水の成績が良好であったのはH畜産で、BOD165mg/l、COD322mg/l、SS252mg/l、T-N135mg/lであった。H畜産の処理法は、BOD容積負荷は標準活性汚泥法に準拠しているが、表1に示すとおり回分式活性汚泥法である。この運転方法が、脱窒処理としては不十分であるが、他の4農場に比べれば、処理成績を際だって優れたものとしている。

表3 各農場の処理水質

mg/l、平均値（）内：最小値—最大値

農場名	G畜産	H畜産	I畜産	O畜産	S畜産
BOD	793 (158-1,130)	165 (58.5-280)	821 (76.7-868)	96.8 (90.5-103)	131 (118-140)
COD	1,640 (1,210-2,450)	322 (236-432)	875 (645-1,110)	306 (157-455)	455 (320-553)
SS	2,740 (1,330-5,360)	252 (118-340)	827 (413-1,340)	174 (165-183)	297 (115-596)
T-N	4,270 (2,880-5,470)	135 (39.7-254)	658 (423-946)	360 (300-420)	1,580 (1,280-2,160)
Kj-N	4,240 (2,880-5,440)	89.4 (33.4-139)	442 (188-779)	247 (231-263)	1,540 (1,200-2,140)
NH-N	3,630 (2,530-4,490)	18.9 (8.36-27.4)	323 (88.7-597)	225 (222-227)	1,440 (1,150-2,000)
NO _x -N	25.6 (ND-49.3)	45.0 (6.27-115)	216 (167-246)	113 (37.0-189)	40.9 (13.7-92.6)

注：O畜産：N=2

汚濁成分のうちNO_x-Nについてみると、G畜産25.6mg/ℓ、H畜産45.0mg/ℓ、I畜産216mg/ℓ、O畜産113mg/ℓ、S畜産40.9mg/ℓであり、T-Nに占める割合はそれぞれ、0.6%、33.3%、32.8%、31.4%、2.6%と算定された。

好気性消化処理を行っているG畜産では、投入汚水濃度が極端に高いこと、処理の目安が糞臭、アンモニア臭、粘性の除去におかれ、これらが満足する状況になり、圃場条件が整ったとき施肥することとされている。したがって、ここでは硝酸化成が不十分でも、所期の目的に添った処理がなされているものと判断される。

これに対し、S畜産のT-Nに占めるNO_x-Nの割合は2.6%であり、S畜産と同じ標準活性汚泥法の処理条件で設置されたH畜

産、I畜産、O畜産がいずれも30%を超えているところをみると、曝気不足であることをうかがわせている。

以上、処理水質を総括すると、厳しい条件のなかで維持管理に努めた結果であるが、BOD、SSとも放流水質基準に達していなかった。しかし、これら5農場は、いずれも河川放流を行っておらず、この水質で法的な問題を生じることはないはずである。臭気や圃場還元した際の不潔感を除去するという、各農場の所期の成果は得られているものと判断された。

2) 除去率

除去率を表4に示す。

除去率を農場別にみると、各測定項目に対しそろって良好であったのはH畜産で、

表4 各農場の除去率

mg/ℓ、平均値()内：最小値-最大値

農場名	G畜産	H畜産	I畜産	O畜産	S畜産
BOD	94.2 (92.1-98.0)	97.6 (92.3-98.6)	86.8 (79.3-95.2)	95.3 (93.6-96.6)	98.1 (96.7-98.8)
COD	59.8 (48.5-76.3)	90.9 (86.5-91.6)	44.8 (14.0-70.5)	81.0 (68.4-93.2)	83.8 (76.6-87.5)
SS	20.4 (▲61.0-88.3)	96.8 (95.6-98.3)	▲32.4 (▲174-91.6)	90.3 (83.1-97.4)	87.0 (71.5-96.6)
T-N	▲14.7 (▲77.0-47.1)	94.5 (91.6-97.6)	54.0 (23.1-78.7)	79.3 (76.4-82.1)	44.5 (29.2-53.4)
NH-N	▲22.0 (▲95.2-39.0)	98.6 (90.6-99.2)	58.5 (17.0-95.2)	81.6 (77.8-85.4)	39.2 (24.2-52.7)

注：O畜産：N=2

除去率は、各採取時毎に算出したものの平均値である。投入汚水と処理水の平均値から算出したものとは、数値の丸めによる誤差が生じ、一致しない。

BOD97.6%、COD90.9%、SS96.8%、T-N94.5%、NH-N98.6%であった。これとは逆にS畜産は、BOD除去率こそ5事例中最高の98.1%であったが、COD83.8%、SS87.0%、T-N44.5%、NH-N39.2%で、NH-Nの除去率が特に劣った。これもまた、上述の曝気不足を説明するものであると思われた。

G畜産の除去率も、COD59.8%、SS20.4%、T-N▲14.7%、NH-N▲22.0%で良好ではなく、特にT-NとNH-Nでは増加を示した。しかし、G畜産は、曝気槽内容物を還流させることなく、第1槽から第3槽まで順送しており、ある時、高濃度の汚水が流入すると汚泥引き抜きが行われなためSS分は順次下流に送られることになる。また、NH-Nについては、処理過程でアンモニア臭を発しているところを見ると、多少の揮散はあるはずであるが、十分な硝化成が生じない程度の曝気処理であるため、有機物分解により生じるアンモニアの相当部分が加わって温存され、かつ、高濃

度流入の影響が残ったまま処理水となり、見掛け上、[負]の除去率となったものと判断された。

3) NH-N/COD

今回、測定対象とした5農場の処理水の流末は圃場であるため、今回の結果を超えて高度な処理水を求める必要はない。しかし、畜産事業場における活性汚泥法などの処理施設では、処理水の色度除去についての要望も少なくない。色度の除去法には、オゾン処理、紫外線処理、過酸化水素処理などが検討されており、その1つに次亜塩素酸剤による処理がある。

次亜塩素酸剤による処理では、CODが酸化剤からの酸素を消費する、すなわち次亜塩素酸から酸素を奪うほか、アンモニアがクロラミンを生成して塩素を消費する。したがって、CODとNH-Nの量的関係を承知しておくことが、この技術を確定するうえで必要である。

そこで、CODに対するNH-Nの比を求めてみた。結果を表5に示す。

表5 各農場の処理水のCOD、NH-N測定値ならびにNH-N/COD mg/l

農場名	G畜産	H畜産	I畜産	O畜産	S畜産
COD	1,640	322	875	306	455
NH-N	3,630	18.9	323	225	1,440
NH-N/COD	2.21	0.06	0.37	0.74	3.16

これによると、NH-N/CODはG畜産が2.21、すなわちCOD1に対しNH-Nは2.21存在することを示している。同様に、H畜産は5農場中最も少なく0.06、I畜産は0.37、O畜産0.74、S畜産3.16となり、S畜産では3を超えていた。これらから、次亜塩素酸剤により色度成分を処理するためには、NH-NはCODの4倍程度存在するものとして検討する必要があるものと思われる。

(3) 処理水の色度

表6は、各農場において測定された色度を、農場毎に測定順に示したものである。これらのうちG畜産は、濃度が高いため、10倍に希釈して測定した。

色相を表す主波長 (nm) は、579 (黄色) から700 (赤色) まで分布していた。また、明度を示す刺激値 (Y) は、0.0018から36.85の範囲にあった。彩度を表す刺激純度 (%) は53.5から100のまでの範囲にあった。

同一試料を希釈した際には、赤から黄へ

表6 各農場の処理水の色度測定値

農場名	刺激値 (Y)	色度座標 x、 y	主波長nm	刺激純度 (%)	備考
G畜産	1.45	0.5784、 0.3743	598	86.5	10倍希釈
	4.21	0.5465、 0.4123	590	87.4	10倍希釈
	4.21	0.5572、 0.4145	591	91.5	10倍希釈
H畜産	1.69	0.5900、 0.3787	599	89.5	
	3.59	0.5770、 0.3923	595	91.1	
	5.19	0.5770、 0.3923	592	94.5	
I畜産	0.0018	0.7329、 0.2671	700	10	
	0.51	0.5731、 0.3130	618	70.1	
	0.35	0.6658、 0.3340	611	99.9	
O畜産	2.10	0.5489、 0.4043	593	85.7	
	5.10	0.5212、 0.4236	587	84.4	
	8.48	0.5419、 0.4302	588	92.8	
S畜産	13.91	0.4580、 0.4189	582	67.3	
	36.85	0.4173、 0.4120	579	53.5	
	1.74	0.6009、 0.3518	604	86.6	

と変化し、通常、刺激値（Y）は増加し、刺激純度（%）は100あるいはこれに近い数値から徐々に小さい値へと移動することが示されている¹⁾。今回の成績も、これら最大値と最小値とでは、この結果と同様であり、主波長（nm）700（赤）では、刺激値（Y）は最小の0.0018、刺激純度（%）100であった。また、主波長（nm）579（黄）では刺激値（Y）は最大の36.85、刺激純度（%）は最小の53.5を示した。しかし、これ以外の測定値では、必ずしも希釈時の変化と同一傾向を示していない。

また、通常、色度は処理成績が良好なほど、着色が顕著であるとされているが、H畜産、O畜産の成績とI畜産の成績とを比べると、処理成績が必ずしも良好とはいえないI畜産の着色がむしろ顕著である。処理施設が異なれば、色度成分産生の状況も異なるのが当然で、多少の差が生じるのはやむを得ない。

視覚的に無色透明と認識するには、刺激値（Y）が90以上、刺激純度が10以下でなければならず⁵⁾、この点からすれば、これら5農場の処理水は、色度の点では、明らかな着色を認めるものとなっていた。

要 約

膜処理以外の処理水の色度除去技術を確立するために、これに関与するであろう汚濁成分の実体を確認することとし、G、H、I、O、Sの5つの農場の協力を得て、豚舎汚水の処理成績ならびに処理水の色度などを測定した。

結果を要約し、以下に示す。

1. 各農場の投入汚水の汚濁濃度が高く、中でもG畜産は、BOD12,200mg/l、COD4,330mg/l、SS6,150mg/l、T-N4,140mg/lであった。汚濁濃度が低かったのはI畜産とO畜産であったが、I畜産は、BOD3,930mg/l、COD1,740mg/l、SS2,000mg/l、T-N1,570mg/lであった。これらから適正な処理水を得るには、厳密な維持管理が要求される濃度であることを示していた。
2. 処理水質が良好であったのはO畜産で、BOD96.8mg/l、COD306mg/l、SS174mg/l、T-N360mg/lであり、逆に、汚濁成分濃度が高かったのはG畜産で、BOD793mg/l、COD1,640mg/l、SS2,740mg/l、T-N4,270mg/lであった。また、回分式活性汚泥法を採用していたH畜産のT-Nの成績は135mg/lで、他の4農場に比べれば優れていた。これらは、いずれも圃場還元しており、その際の不潔感を除去などという、各農場の所期の目的は達成されているものと判断された。
3. 処理水のT-Nに占めるNO_x-Nの割合は、G畜産0.6%、H畜産33.3%、I畜産32.8%、O畜産31.4%、S畜産2.6%であった。高濃度汚水の好気性消化処理を行っているG畜産の値が低いのは当然であるが、S畜産のそれは曝気不足をうかがわせた。
4. H畜産の除去率は、BOD97.6%、COD90.9%、SS96.8%、T-N94.5%、NH-N98.6%で、各測定項目に対しそろ

って良好であった。G畜産の除去率は、COD59.8%、SS20.4%、T-N▲14.7%、NH-N▲22.0%で良好ではなかったが、これは、曝気槽内容物を還流させることなく、第1槽から第3槽まで順送る処理法をとっており、ある時、高濃度の汚水が流入すると、SS、NH-Nなどはその影響をそのまま反映することに起因している。

5. 次亜塩素酸剤による色度処理を想定した場合、アンモニアのクロラミン生成による塩素の消費を考慮する必要があるので、CODに対するNH-Nの比を求めたところ、G畜産2.21、H畜産0.06、I畜産0.37、O畜産0.74、S畜産3.16であり、これらから、NH-NはCODの4倍程度存在するものとして検討すれば十分であると思われた。
6. 畜舎汚水を好気性処理した色度の高い処理水を希釈した際には、赤から黄へと変化し、通常、刺激値(Y)は増加し、刺激純度(%)は100あるいはこれに近い数値から徐々に小さい値へと移動するが、処理施設が異なれば、色度成分産生の状況も異なるので、多少の差が生じていた。視覚的に無色透明と認識するには、刺激値(Y)が90以上、刺激純度が10以下でなければならず、この点からすれば、これら5農場の処理水は、色度の点では、明らかな着色を認めるものとなっていた。

謝 辞

本試験の実施にあたり、栃木県畜産会参

事齊藤 馨氏、前茨城県農業大学校、現日本種豚登録協会新井忠夫氏から御指導をいただいた。また、G畜産、H畜産、I畜産、O畜産、S畜産の方々には試料採取に格別の御配慮をいただいた。ここに、心から御礼申し上げる次第である。

引用文献

- 1) 岡田(光)・山本・岡田(清)：希釈、pHの変化、熱処理が豚舎排水の好気性処理時における処理水の色度測定に及ぼす影響、畜産環境技術研究所年報平成10年7月、30-36、1998.
- 2) 岡田(光)・山本・岡田(清)・木本：凝集剤に対する膜処理水の色度等の反応、畜産環境技術研究所年報第2号(平成10年度)、31-40、1999.
- 3) 岡田(光)・山本・古川・岡田(清)・渡邊・木本：起源の異なる処理水のpH変化、加熱、凝集剤に対する色度等の反応、畜産環境技術研究所年報第2号(平成10年度)、41-52、1999.
- 4) 井出哲夫編著：水処理工学、236(1995)、技報堂出版(東京)
- 5) 岡田(光)・高橋・山本・古川・岡田(清)・古谷・木本：膜処理水の次亜塩素酸剤による色度除去について、畜産環境技術研究所年報第3号(平成11年度)、33-54、2000.

課題名 II 高濃度畜舎汚水の低コスト処理・利用技術の開発
2. 人工湿地法による畜舎汚水の低コスト処理システムの開発
フィールドにおける畜舎汚水の自然浄化機能について

担当者：岡田 清^{*}、古川智子、(渡邊昭三)

(^{*}(社)日本草地畜産協会)

研究期間：平成8～11年度

緒言

畜舎汚水を放流基準に達するよう浄化処理を行うには、複雑な処理施設、操作法、メンテナンスを必要とし、凝集剤等の薬品代、電気料などのコストも高い。

現在、河川、湖沼や、下水の処理技術として注目されているものに、自然浄化機能を利用する方法がある。自然浄化機能は、浄化に寄与する微生物や植物などの生物濃度が高く、また、これらの生物との接触効率が低い水路、水生植物帯、土壌で特に大きいと考えられる。この処理技術を有効に活用できれば、経済的に安価で、さらに維持管理が容易な方法で、BOD、COD以外に窒素、リンの除去が可能である。

このため本研究では、畜舎汚水に対する水生植物の浄化機能実用化に向けて、本処理法に適した水生植物の選抜、播種によるヨシの増殖および新たな増殖法の開発を行った。

材料および方法

1. 畜舎汚水の性状に適した水生植物の選抜

研究所で水生植物を栽培し、畜舎汚水の浄化に適する水生植物（浮標植物、抽水植

物）の選抜を行った。本試験では簡便な処理を行った畜舎汚水を浄化できる水生植物を選抜するため、比較的BOD濃度の高い汚水を用い試験を行った。沈水植物についてはBOD濃度が高い汚水では生育できないと考えられたので試験対象から除外した。

1) 供試植物

(1) 浮標植物：ウキクサ *Spirodela polyrhiza*、コウキクサ *Lemna minor*、オオアカウキクサ *Azolla japonica*、ボタンウキクサ（ウォーターレタス） *Pistia stratiotes*

(2) 抽水植物：ヨシ *Phragmites australis*、ヨコシマフトイ *Schoenoplectus validus forma zebrinus*、ガマ *Typha latifolia*、パピルス *Cyperus papyrus L.*、チャワンバス（茶碗蓮；観賞用小型のハス）、ウキヤガラ *Boldoschoenus fluviatilis*

2) 供試汚水

フリーストール牛舎から排出されたふん尿混合物を凍結保存、使用の度に解凍しBODとして500mg/lになるよう希釈、目開き2mmのふるいで濾したものを使用した。

2. 播種によるヨシの増殖

自然界でのヨシの増殖は地下匍匐茎の分げつによって行われる。分げつから発生し

た個体は1ないし2本しか分けつを行わない。人工的な増殖法として、茎植え法、挿し木、播種¹⁾による方法がある。研究所では播種による方法について検討を行った。

1) 供試種子

耕作放棄田に自生しているヨシから種子を採取した。

2) 選別

採取段階で未熟な種子が9割以上占めていたので選別を行った。比重選は行えないので透過光BOXを用いて胚が充実したものを選別した。

3) 播種

用土は播種育苗用ピートモス培地（ジフイナイン）直径5cmのものを使用した。用土に2粒ずつ播種、約3mm覆土、常に用土の半分が水に浸かっているよう給水を行った。

25℃に保ったバイオトロン（明暗12時間条件）内で試験を行った。

3. 新たな増殖法の開発

従来ある増殖法の中で最も増殖率が高い方法は播種による方法であるが、育成に時間と手間がかかり、発芽装置なども必要とする。他の増殖法として、挿し木による方法もあるが成長がよく充実した茎を用いないと活着率が著しく低下する。

そこで、簡易で増殖効率の良い新たな増殖法を検討し、茎伏せ法を考案した。背景として、植物には頂芽優勢の法則がある。茎の先端もしくは地表面から一番高いところに存在する芽が他の芽より優先して生育

することで、これを打破するために摘心（頂芽の切除）、誘引を行い側芽（腋芽）の成長を促し、茎数や着花数の増加をはかることができる。この技術を応用し、ヨシの増殖がはかれるかどうかを検討したところ、誘引を行うことでヨシでも側芽から新たな個体（分けつ）が発生することが判明した。

①供試材料

黒ボク土を充填したワグネルポットで育成したヨシ苗を供試した。

②試験方法

すべての茎を水平に誘引し、紐で固定した。

結果および考察

1. 畜舎汚水の性状に適した水生植物の選抜

1) 浮標植物：供試植物すべてが高BODに耐えることがわかった。この4種の中からさらに選抜を行うとすればウキクサ、ポタンウキクサが有望である。コウキクサは回収が困難であると思われ、オオアカウキクサについては共生するらん藻によって空気中の窒素を固定することが知られており、また、夏期の増殖が著しく過繁茂となり葉状体が水中に没した場合は速やかに分解される。窒素の固定、分解されやすさから考えると浄化ではなく汚濁型になる可能性がある。しかし、ウキクサ類は増殖がよく、水質浄化能力に優れている。回収に難点があるが、回収後は乾燥も速くまた速やかに分解されることから処理は比較的容易といえる。

2) 抽水植物：抽水植物ではウキヤガラ以外は栽培が可能であった、ガマについては生育が他の植物より劣った。通常の栽培でもガマの増殖はさほどよくない。増殖率がよかったのはフトイ、ヨシ、パピルス、ハスであるが、パピルスは熱帯植物ということから生育期間が限られる上に越冬が困難である。したがって、野外での利用は夏期や暖地に限られる。以上の点から注水植物の中ではヨシ、フトイ、ハスが適当であると思われる、この中でもヨシが最も適していると思われる。ヨシは抽水条件から湿性、乾燥条件にまで耐え適用範囲が広く導入、栽培が容易である。フトイについても増殖がよく栽培が容易であり、栄養塩の吸収にも優れていると思われる。ハスについては導入、栽培は容易であるが水質の浄化という点では疑問が残る。フトイ同様、生花もしくは観賞植物として流通していることから換金作物となる可能性はある。

今回の試験では供試植物の選定の段階で高BODに耐性があると思われる水生植物を選んだため、供試植物のほとんどがBOD濃度の高い汚水中においても生育、増殖した。しかし、ほとんどの水生植物は易分解性の有機物を多く含む汚水（BOD濃度の高い汚水）に対し耐性がない。

湿地は嫌氣的な状態であるのでBOD濃度の高い汚水を供給した場合、腐敗し、その過程で酸素を奪うため根圏が酸欠状態となり、硫化水素などが発生し根腐れを生じさせ植物が枯死する確率が高くなる。易分解性の有機物濃度が低ければ、無機塩類の

濃度が高くても水生植物は生長することができる。

2. 播種によるヨシの増殖

発芽率は88%であり、発芽に要した日数は7～10日であった。

発芽後もバイオトロン内で温度25℃、明条件15時間、暗条件9時間の条件で育成した。培養液としてハイポネックスを用いた。分けつ開始は第3～4葉が展開すると同時に始まり、その後第4～第5葉が展開した時点で第2分けつがおこり、主桿からの分けつは最大でも第3分けつまでであった。その後は2次分けつに移行した。増殖過程としては、茎葉が充実し根茎に養分が送られるようになると地下茎による増殖を始めた。

培養器内で3ヶ月間培養を行い取り出した。その時点で1株茎数が4～7であり、草丈は平均64cmであった。茎径は細く最大でも5mmであり、これは照度不足と培養濃度が低かったことが原因と思われる。

3. ヨシの新たな増殖法（茎伏せ法）による増殖

茎伏せ法の試験開始後2週間目に節に変化が見られ、3週目には分けつが確認された。分けつの基部には冠根が見られ、根が発生した。その後順調に生長し、第4葉が展開するまでに至った。根の状態としては空气中にさらした状態であったので伸長は見られなかった。

実際にこの方式を行う際は、ヨシを移植

し活着が確認された時点で誘引し、土壌表面にフックなどで固定すればよいと思われる。従来ある挿し木法と茎伏せ法を比較した場合、挿し木法は充実した個体しか用いることができないが、茎伏せ法では生育不良の個体であっても容易に側芽から個体が発生する。新たな個体が活着するまでは親株から養分が供給されるので活着率がよい。また、茎からの増殖に失敗しても元の親株は残っているので、植生のダメージが少ない。

要 約

平成8～11年度において、水生植物の栽培、増殖試験を行い、以下の結果を得た。

1. 湿地を通過することによりBOD、COD、SSなどの環境負荷物質および濁度が低下する。
2. ヨシ、ガマなどの水生植物が繁茂した湿地では、植生がない湿地に比べ、顕著な浄化能力を有する。
3. 池による浄化では水深が深くなるにし

たがい浄化能力は低下する。

4. 水生植物が枯死する冬期間においても浄化能力はある程度維持される。
5. 研究所内で畜舎排水の性状に適する水生植物（浮標植物、抽水植物）の選抜を行った結果、浮標植物ではヨシ、フトイが適しており、浮標植物についてはボタンウキクサ、ウキクサが増殖、水質浄化能力には優れるものの回収法の検討が必要である。
6. 播種によるヨシの増殖について検討を行った結果、発芽率は88%で、移植が可能なまでに生長し、播種による増殖が有効であることが確認された。
7. 新たなヨシの増殖法として「茎伏せ法」を考案した。

引用文献

- 1) 細見正昭、秋葉道夫、土の環境圏、p 753～761. フジ・テクノシステム、1997

課題名 II 高濃度畜舎汚水の低コスト処理・利用技術の開発
3. 栄養塩類等の回収物質の有効利用技術の開発
汚水処理過程における余剰汚泥、人工湿地内有機質資源の有効
利用技術の開発

担当者：古川智子、岡田 清[※]、岡田光弘、(渡邊昭三)
([※](社)日本草地畜産協会)

研究期間：平成10～11年度

緒 言

富栄養化による水質汚濁を避けるためには陸域からの窒素・リン負荷を軽減する必要がある。畜産の汚水処理においても窒素、リンの削減が急務になってきている。汚水処理における窒素・リンの処理・回収には様々な処理システムが確立しつつある。

汚泥を堆肥化し耕地に還元することは有機、無機資源の有効活用として重要なことである。しかし、こうした堆肥を利用するにあたり問題になるのが重金属類や凝集剤の土壌への影響であり、衛生面からいえば病原菌などの存在である。これらの弊害を軽減するために現状の把握と対処策を講じる。

材料および方法

1. 汚泥、人工湿地由来有機物の利用実態
1) 活性汚泥法などから排出される汚泥の
処理実態

活性汚泥法で汚水を処理した際に排出される汚泥類の量、成分は原水水質、処理方式、使用する凝集剤などの種類と使用量、また、固液分離や沈砂槽など前処理の有無、程度によって変化する。こうした汚泥類の

処理に関し聞き取り調査した。

①調査対象 酪農6施設
養豚6施設

2) 人工湿地から排出される汚泥、植物体の
処理実態

人工湿地を運転、維持する上で堆積汚泥と植生の管理が必要となる。人工湿地から排出される浚渫汚泥、植物体の回収後の処理が問題になるわけであるが、人工湿地で畜舎汚水の処理水を浄化している4施設について、浚渫汚泥、植物体の処理実態を調査した。

3) 水生植物の堆肥化副資材としての評価
回収された水生植物の有効利用法として堆肥化時の副資材とすることが考えられるが、水生植物が副資材として適しているかを検討した。

2. 汚泥、人工湿地由来有機物の利用と有害物質

余剰汚泥中には重金属などの有害成分、病原菌、寄生虫などが含まれている。それらの現状と対策について調査した。

結果および考察

1. 汚泥、人工湿地由来有機物の利用実態

1) 活性汚泥法などから排出される汚泥の処理実態

汚水処理から排出される汚泥類の処理に関し聞き取り調査したところ、すべての農家が汚泥単独で処理を行うのではなく、家畜ふんなどと混合して、一括して堆肥化処理していることが確認された。

農家の汚水処理施設の規模から見て、排出される余剰汚泥の量は少なく、家畜ふんと混合して堆肥化を行い処理することで処理法には問題はないようである。

2) 人工湿地から排出される汚泥、植物体の処理実態

畜舎汚水を人工湿地で浄化している4施設について聞き取り調査を行った結果、酸化池などを浚渫し汚泥を排出している施設は2施設であった。T施設は自分で浚渫作業を行い、排出された汚泥を含む泥土は敷地内に散布している。水生植物の除去は行っていない。S施設については、酸化池の浚渫と水生植物の除去を行っており、浚渫は酸化池の面積が広く深いため業者に委託

し、排出された汚泥は産業廃棄物として処理している。水生植物は底泥とともに排出、敷地内で堆積処理しているが利用は行っていない。

畜産以外の事例として、人工湿地から排出された浚渫汚泥と植物とを混合し堆肥化処理を行い、有効活用している事例も見られる¹⁾。

3) 水生植物の堆肥化副資材としての評価

抽水植物であるヨシの茎は中空があり、パピルスなどの茎は空隙が多く、海綿状の構造をしており、水分の吸収力がよい(写真、1)。こうした構造から堆肥化の副資材として有効であると思われる。浮標植物、沈水植物は水分含量は高いが、窒素、リンなどを多く含み¹⁾、抽水植物に比べ分解が速いため効率よく処理できる。今のところ、人工湿地で畜舎汚水を浄化している事例は少なく、排出される植物体量もわずかであることから、目立った問題は生じていないようである。

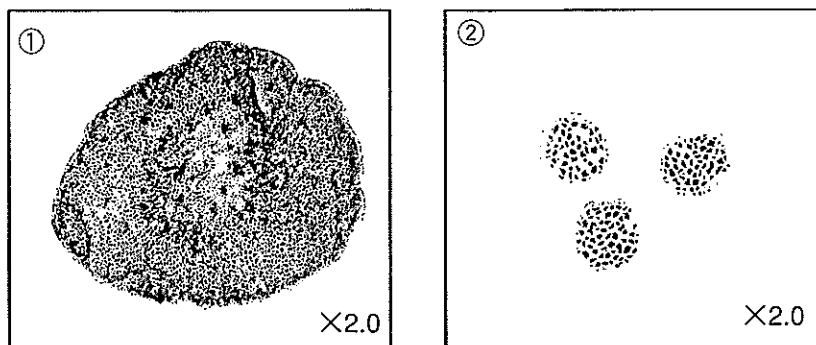


写真. 1 抽水植物の茎の内部構造
(①パピルス、②フトイ)

2. 汚泥、人工湿地由来有機物の利用と有害物質

1) 汚泥類に含まれる重金属

汚水中に含まれている重金属は微生物細胞への濃縮、キレート結合による吸着によって汚泥中に千～1万倍に濃縮されることが知られている。

こうした汚泥由来の堆肥をより安全に利用するためには、汚泥から重金属の除去、低減、不活化することが考えられている。微生物による抽出（バクテリア・リーチング）、イオン交換、酸による抽出などの研究が進んでいるが、コストがかかりすぎるなど実用化には至っていないのが現状である。

家畜から排泄される重金属のほとんどが糞に排出され、尿への排出は少ないことから、固液分離を徹底することで更に活性汚

泥中の重金属含有量を低くすることが可能であると思われる。しかし、いったん汚泥に蓄積された重金属を除去するのは難しいことから、汚泥中の重金属含有量を下げするためには、流入する重金属量を下げることが最も有効であり、効果的である。そのため、給与飼料に含まれている総量を低下させることが重要である。

2) 衛生面での影響

汚水中には、病原性の細菌、原生虫類、寄生虫、ウイルスなどが混入している場合があり、これらは曝気、消化などの污水处理によってかなり死滅するものがあるが、なお汚泥中に残存している可能性がある。

汚泥を通じて伝染しうる病気について表1-1に、動物に対する病原体については表1-2に記した²⁾。

表1-1 汚泥を介して伝染しうる原生動物病、細菌、ウイルス病 (Goluecke,1982)

病 気	病 原 体
I ウィルス性 胃 腸 炎	エンテロウイルス (67種)、ロタウイルス パルボウイルス、レオウイルス
流行性肝炎	A型肝炎ウイルス
脳 膜 炎	コクサキウイルス、エコウイルス
呼吸器病	アデノウイルス (31種) レオウイルス
小児麻痺	ポリオウイルス
II 細菌性	
サルモネラ症、腸チフス	サルモネラ属 (約1,700種)
赤 痢	赤痢菌属 (4種)
コ レ ラ	<i>Vidrio cholerae</i>
結 核	<i>Mycodacterium tuderculosis</i>
胃 腸 炎	<i>Escherichia coli</i>
III 原 虫 性	
アメーバ赤痢、アメーバ症	<i>Entamoeba histolytica</i>
鞭毛虫症	<i>Giardia lamblia</i>
バランチジウム赤痢	<i>Blantidium coli</i>
髄 膜 炎	<i>Naeglaria fowleri</i>
髄 膜 炎	<i>Acent hamoeba</i>

表1-2 下水汚泥中の動物病原体 (Golucke,1982)

病 原 体	病 気	主 な 宿 主
<i>Salmonella sp.</i>	サルモネラ症	家畜、野生動物、人間
<i>Mycobacterium sp</i>	結核	家畜、人間
<i>Brusella sp.</i>	ブルセラ症	〃
<i>Escherichia coli</i> (大腸菌)	下痢	〃
<i>Bactillus anthracis</i> (炭疽菌)	炭疽病	〃
<i>Leptospira sp.</i> (ラセン状菌)	ラセン状菌症	家畜、野生動物、人間
<i>Reovirus</i>	呼吸器病および胃腸病	〃
<i>Rotavirus</i>	下痢	〃
<i>Taenia sp.</i>	条虫症	人間 (最終宿主) 牛、豚、人間 (中間宿主)

表1-1、1-2に示した病原体などは、一般下水汚泥を対象とした調査によるものがほとんどである。また国内での調査、畜舎汚水などから排出される汚泥についての調査も今後必要になってくるものと思われ

る。

こうした汚泥を介して人間に感染しうる病原体についての耐熱性に関し表2-1に示した。

表2-1 病原性菌、原虫、寄生虫の耐熱性

病 原 体	致 死 条 件		備 考
	温度, °C	時間, 分	
チフス菌	55~60	30	46°C以上で成長停止
サルモネラ菌	56	60	
	60	15	
赤痢菌	55	60	
大腸菌	55~60	15~20	
ブドウ球菌	50	10	
連鎖球菌	54	10	
結核菌	66	15~20	
ジフテリア菌	55	45	
ブルセラ菌	61	3	
アメーバ赤痢	55		シスト
条虫	55~60	5	

旋毛虫	62~65		50℃、1時間処理で感染性減少
アメリカ鉤虫	45	50	
回虫	60	15~20	
レジオネラ菌	70		
クリプトスポリジウム	60	30	

注. Golueke 1977の原表に、他の文献から拾い出したものを一部加筆した。

表2-1を見てわかるように、ほとんどの病原性菌、寄生虫は60℃以上の環境に置かれることで、その活性を失う。

滅菌あるいは殺菌には多くの方法が採用されている。EC諸国における処理条件の

概要と評価について栗原らがまとめたデータは表2-2の通りである³⁾。このほかにアメリカでの基準もあるがECにおける処理条件とほぼ同じである。

表2-2 ECにおける下水汚泥の滅菌、消毒プロセスとその評価³⁾

処理法	処理条件	評価
低温殺菌	70℃、30分間。より高温なら処理時間の短縮可、ただし、10分間以上。	I
好気性高温消化	好気性分解：50~60℃、滞留時間5日以上。好気性分解+嫌気性消化：53~60℃、滞留時間20~28日以上	I
堆肥化	バイオリアクター型：1次発酵、55℃、10日以上（65℃以上2日）：2次発酵、2週間以上。ウィンドロー型：無通気の場合：4~8週間（切り返し1回/3週）。強制通気の場合：主発酵、55℃以上、3週間、後熟4~10週間	II
γ線照射	液状汚泥 500 k rad、脱水ケーキ 1000 k rad。	II
石灰添加	消石灰：初期pH12.6以上、3ヶ月の貯留。生石灰：初期pH12.6以上（55℃、2時間の維持）	I
化学薬品の添加	酢酸、プロピオン酸、アンモニア化合物などの添加（研究中）	III
熱乾燥	含水率5~25%、100℃以上。含水率15~25%で3ヶ月貯蔵可。	I

評価の基準：I 信頼性のある消毒法、再汚染の心配なし。

- a 処理の程度により再汚染の可能性。b プロセスに改善の余地を残す。
- c 技術の稚拙により殺菌効果が劣る、等の欠点をもつ。

III 実績が少なく、技術的課題が残されている。

以上の中から農家段階で実施が可能なものは、「堆肥化」と「石灰添加」があげられる。しかし、石灰添加は簡単で確実な技術ではあるが、石灰を添加した汚泥は強アルカリとなり堆肥化や土壌施用時に注意が必要である。適切な堆肥化を行うことにより、70℃以上まで堆積の温度を上げることが可能であり、既存の堆肥化施設が使えること、薬品を使用しなくてすむことから「堆肥化」が現場には最も適していると思われる。

3) 汚泥の堆肥化

汚泥の堆肥化は家畜排泄物の堆肥化と技術的には差はない。家畜ふんと余剰汚泥との違いは、余剰汚泥はそのほとんどが原生動物や細菌類の菌体の集まりであり易分解性の有機物が多く、容易に分解する。

汚泥はそのままであると粘性が強く通気性に乏しい、そこで、オガクズやモミガラなどの粗大有機物と混合し堆肥化を行う。畜産農家では家畜排泄物の堆肥に混合することが可能である。また、堆肥センターなどでは堆肥化原料として脱水ケーキを混合したことにより分解が促進され、堆積温度の上昇、堆肥化期間の短縮、悪臭の軽減などの効果が見られたという報告が多数ある。

汚泥類を堆肥化することによって、以下のような利点が得られる。

- ①発酵熱によって病原性細菌、寄生虫を殺菌もしくは減少させ、感染の危険性を低くする。また、水分含有量を低下させる。
- ②易分解性の有機物を分解することによって、汚物感、悪臭の発生をおさえ、貯蔵、運搬、施用など取り扱いやすくする。

- ③植物に対する成長阻害物質を除去する。

しかしながら、病原性細菌の殺菌に関しては注意を要する。発酵熱によって温度が上昇しているのは堆積物の中心部であり、周辺の温度は低いことから病原菌が生き残ることがある。また、一旦は激減した病原菌が堆積の温度が下がることによって再び増殖する可能性がある。また、病原菌が混入しないように製品堆肥と生原料を接触させないように注意を払うことが重要である。

要 約

1. 汚泥、人工湿地由来有機物の利用実態

1) 活性汚泥法などから排出される汚泥の処理実態

排出される汚泥類の処理に関し聞き取り調査したところ、すべての農家が、家畜ふんなどと混合して、一括して堆肥化処理していることが確認された。污水処理施設から排出される余剰汚泥の量が少なく、新たな設備投資も必要ないことから、家畜ふんと混合して堆肥化処理を行うのが最も適していると思われた。

2) 人工湿地から排出される汚泥、植物体の処理実態

人工湿地から排出される汚泥、植物体の処理について4施設で実態調査を行った結果、酸化池などを浚渫し汚泥を排出している施設は2施設であった。排出された汚泥を含む泥土は敷地内に散布しされるか産業廃棄物として処理されている。水生植物は底泥とともに排出、敷地内で堆積処理しているが汚泥同様有効利用に

は至っていない。

3) 水生植物の堆肥化副資材としての評価

水生植物の堆肥化副資材としての評価では、水植物であるヨシの茎は中空であり、パピルスなどの茎は空隙が多く、海綿状の構造をしており、水分の吸収力がよい。こうした構造から堆肥化の副資材として有効であると思われる。浮標植物、沈水植物は水分含量は高いが、窒素、リンなどを多く含み、抽水植物に比べ分解が早いため効率よく処理できる。今のところ、人工湿地で畜舎汚水を浄化している事例は少なく、排出される植物体量もわずかであることから、めだつた問題は生じていないようである。

2. 汚泥、人工湿地由来有機物の利用と有害物質

1) 汚泥類に含まれる重金属

汚泥類に含まれる重金属については、汚水に含まれていた重金属は汚泥中に千～1万倍に濃縮する。汚泥中に含まれている重金属を処理する技術は各種あるがコスト的にも技術的にも見合わないものである。蓄積された後に対策を立てるのではなく、重金属のほとんどが飼料由来であることから、給与飼料中から減らすことが重要である。

2) 衛生面での影響

汚水処理の際、活性汚泥法など適切な運転管理を行っていても、病原体が汚泥中に排出されることがある。その可能性があるのものに関し表にまとめた。こうし

た病原体も一定の温度と時間をかけることにより、死滅もしくは減少させることができる。その方法として各種あるが、畜産の現場においては技術、コスト的な面からもコンポスト化が適しているという結論に達した。

3) 汚泥の堆肥化

汚泥の堆肥化は家畜排泄物の堆肥化と技術的には差はないが、汚泥は粘性が強く通気性に欠けるため、オガクズなどの粗大有機物と混合することが重要である。畜産農家では家畜排泄物の堆肥に混合することが可能である。堆肥化で生じる発酵熱によって病原性細菌、寄生虫を殺菌もしくは減少させ、感染の危険性を低くする事ができ、汚物感、悪臭の発生をおさえ取り扱いやすくなる。また、植物に対する成長阻害物質を除去できる。堆肥化による病原性細菌の殺菌に関しては切り返しを頻繁に行い、熱に晒されていない部分をなくす必要がある。また、堆積温度が下がることによって病原菌が再び増殖する可能性があるため、特に、製品堆肥に病原菌が混入しないよう生原料との接触を避けるなどの注意を払うことが重要である。

引用文献

- 1) 古川智子、岡田 清、岡田光弘、渡邊昭三. 汚水処理過程における余剰汚泥、人工湿地内有機質資源の有効利用技術の開発. 畜産環境技術研究所年報平成11年7月. p91-100. 1999.

- 2) 金子光美監訳. 飲料水の微生物学. 技報堂出版. 1994.
- 3) 有機性汚泥の緑農地利用. 有機性汚泥の緑農地利用委員会編. 博友社. 1991.

4. 交流共同研究の概要

課題名：豚舎排水高度浄化処理技術の開発

—ふん尿混合汚水の高高度処理システムの開発—

担当者：畜産環境技術研究所：古谷 修、岡田光弘、岡田 清[※]、山本朱美、
古川智子、高橋栄二（[※]日本草地畜産協会）

共和化工株式会社：畠中 豊、志村有通、木本博志、越智泰彦、若松
美伸、川本博樹

研究期間：平成9～11年度

1. はじめに

近年、環境保全意識の高揚と共に畜産環境問題に係る要求も年々厳しいものとなってきている。閉鎖性水域における窒素、リン規制の問題のほか、最近では地下水の硝酸性窒素汚染や水道水源のクリプトスポリジウム汚染が社会問題となり家畜ふん尿がその一因であるといわれ、家畜ふん尿処理の現場においても新たな対応が必要となっている。また、昨年は農業環境三法の成立に伴い家畜排泄物の「野積み」や「素掘り」に対する規制が強化されることとなったほか、環境基準項目に硝酸性・亜硝酸性窒素、ホウ素、フッ素が追加されている。更に、年内には窒素、リンの総量規制（第5次総量規制）が施行され、硝酸性・亜硝酸性窒素他2項目の排水基準が定められる予定である。

家畜排泄物の管理の適正化、利用の促進が図られる一方で、殆どの養豚場においてはふん尿を土地還元する農地を確保していないことから前述の問題をクリアーできる適切なふん尿汚水処理技術の開発が喫緊の課題である。

2. 開発の背景

ふん尿汚水処理技術としては一般的には活性汚泥法等が用いられている。活性汚泥法は処理効率が高い反面、糸状性バルキング等による固液分離障害が発生し正常な処理ができなくなることがあり、維持管理に熟練を要する。今後、規制が益々厳しくなる中で、大規模な企業養豚は例外として、中小規模の養豚場においては専任の熟練技術者を確保することは難しく、省力的で省コストかつ運転管理の容易な高度処理システムの開発が必要である。比較的小規模な養豚場のふん尿混合汚水を対象として、“スクリーンプレス脱水機による前処理・汚泥処理”と“膜分離活性汚泥法”を組み合わせた高度処理システムのパイロットプラントを福島県白河市の〇養豚場に設置し、平成9年から本年3月まで実証試験を行った。試験には500頭規模の肥育豚舎から排出されるふん尿混合汚水を供した。

3. システムの特徴

本システムは、図1のパイロットプラントフローに示すようにスクリュープレス脱水機による豚舎ふん尿混合汚水と余剰汚泥の混合液の〈前処理行程〉と、スクリュープレス脱水機からの脱離液を処理する膜分離活性汚泥法による〈本処理行程〉の2つに大別される。

豚舎からスクレーパーにより掻き出されたふん尿混合汚水は、原水ピットに入りタイマー制御により1日1回原水槽に送水され、原水槽において膜分離槽から引き抜かれた余剰汚泥と攪拌混合された後、スクリュープレス脱水機で脱水処理される。凝集剤を用いているため、BOD、SSを除去すると共に窒素及びリンも併せて除去される。エマルジョンタイプの高分子凝集剤自動溶解装置を設け、一連の操作を自動化することによって省力化を図っている。脱水機の脱離液は調整槽へ、脱水ケーキは脱水

ケーキヤードへ送られる。

本処理行程は脱窒リアクター、硝化リアクター、膜分離槽の3槽からなり、運転操作は自動化されているため、細かい調整を行わずにBODと窒素の同時除去が可能となっている。また、硝化リアクターは間欠曝気も可能な設備となっている。脱窒及び硝化リアクターで生物処理された汚水は、膜分離槽に浸漬した精密ろ過膜（平膜）によって処理水と汚泥に分離される。処理水中のSSは殆どゼロとなり、大腸菌やクリプトスポリジウム等の病原性微生物の除去も期待できる。更に、SSが極めて少ないために色度やCODの高度除去への対応も容易になる。系外への汚泥の流出が無くなり汚泥管理が容易になる。また、汚泥濃度を通常の活性汚泥法の2倍以上高く維持出来るため、高負荷処理が可能となり施設のコンパクト化が達成できる。

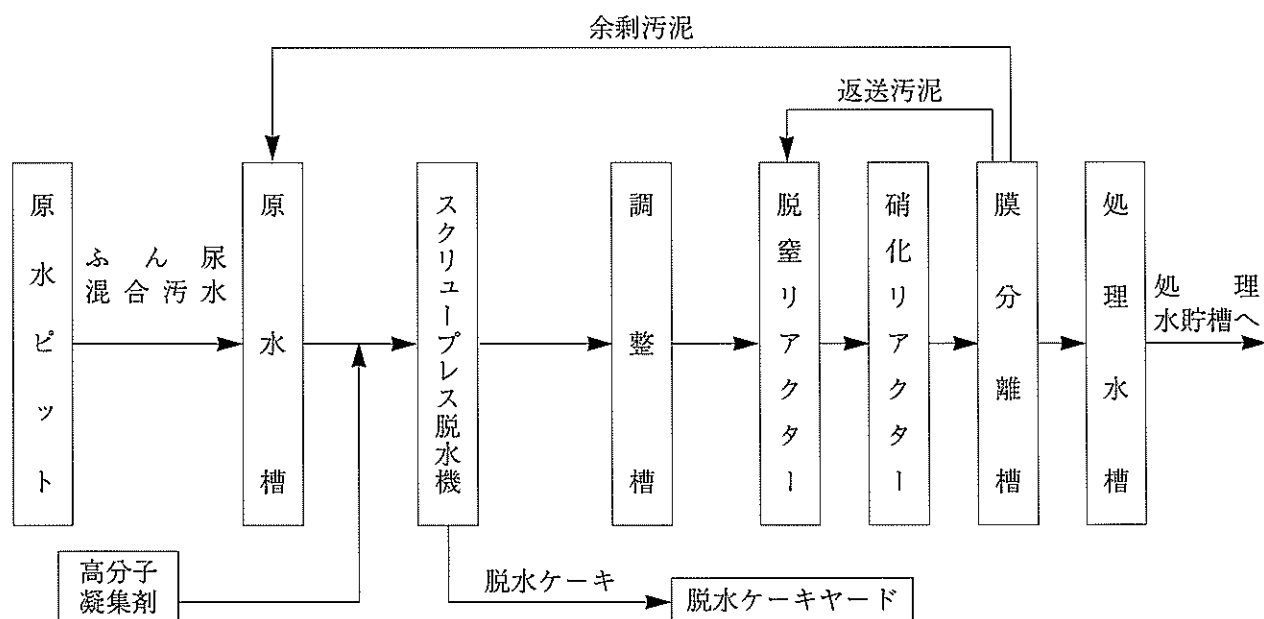


図1 パイロットプラントフロー

4. パイロットプラントの概要

計画条件を表1に、主要機器の仕様を表2に、パイロットプラントの写真を写真1～3に示す。図2には配置図を示す。パイ

ロットプラントの水槽は工場生産型のRCユニットを用い施工期間の短縮を図った。原水槽、調整槽は既存の水槽を活用した。

表1 計画条件

処理対象液：豚舎ふん尿混合汚水				
計画水量：5 [m ³ /日] (肥育豚500頭規模を想定)				
	BOD [mg/ℓ]	SS [mg/ℓ]	T-N [mg/ℓ]	T-P [mg/ℓ]
源水 (設計値)	18,200	33,000	4,000	1,000
処理水 (目標値)	20	1	40	5

表2 主要機器仕様

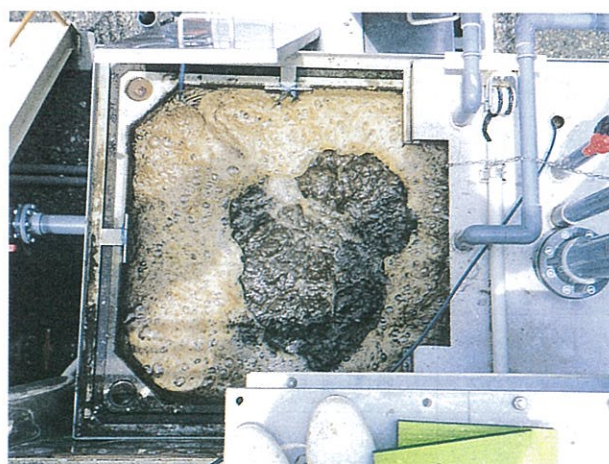
機器名称	仕様
原水ピット	SUS製、3.7 [m ³]
原水槽	RC製 (既設)、22 [m ³]
スクリーブレス脱水機	KPS-II-2、～30 [kg ^{SS} /hr]
調整槽	RCユニット、22 [m ³]
脱窒リアクター	RCユニット、5 [m ³]
硝化リアクター	RCユニット、22 [m ³]
膜分離槽	RCユニット、3 [m ³]
膜モジュール	平膜、0.4 [μm]、0.81 [m ³]
処理水槽	SUS製、0.8 [m ³]



脱水機



プラント全景



膜分離槽

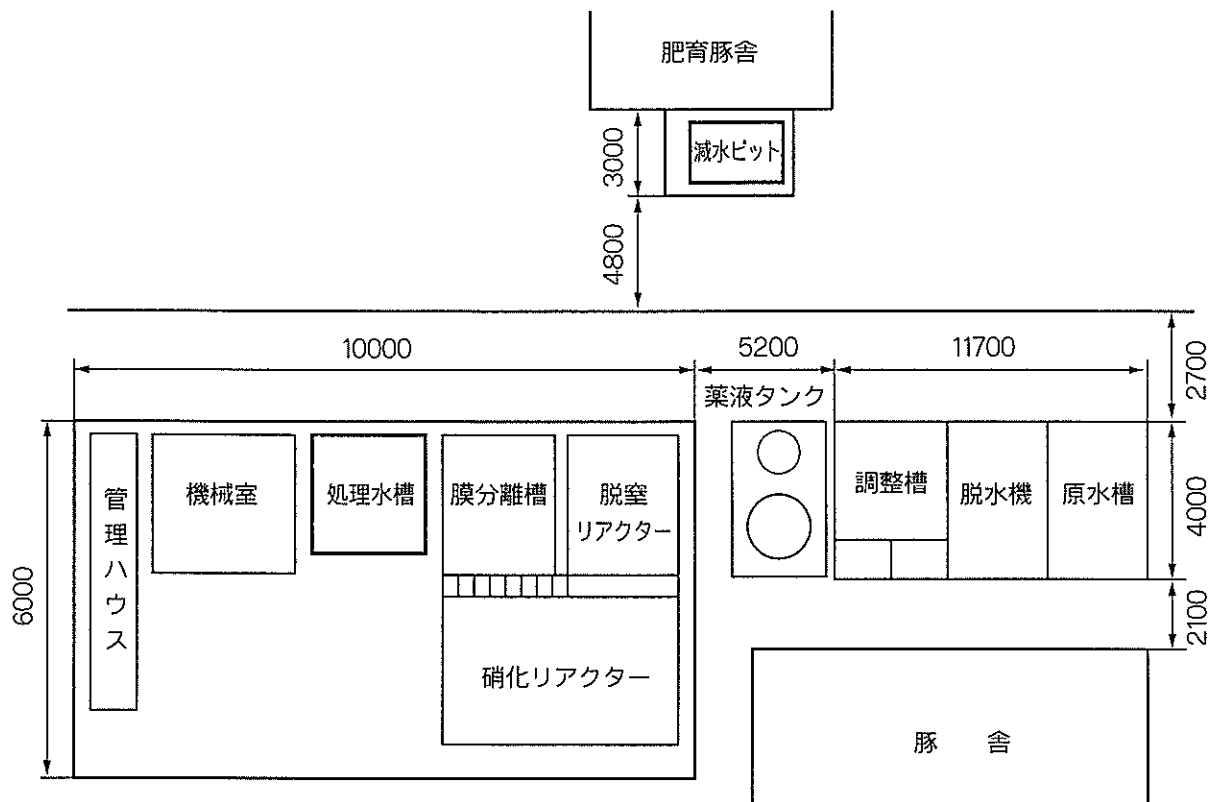


図2 パイロットプラント配置図

5. 結果概要

(1)ふん尿混合汚水の性状と排出量について

表3にふん尿混合汚水の調査結果例を示す。調査時の頭数は平均で513頭と計画の500頭にほぼ等しかったが、排出量は計画の

5 m³/日に対して1.8m³/日と少なく、汚濁負荷量も計画値に比べて低い値となった。計画では平均体重を70kg（母豚一貫経営）として負荷量の算定を行った。一方、本養豚場では繁殖豚は別棟の豚舎で飼育されて

表3 ふん尿混合汚水の調査結果

		H 9.6.14～ H10.3.24	H10.4.1～ H11.1.20	H11.5.10～ H11.1.20	平均
排出量	[kg/ℓ]	1.8	2.0	1.8	1.9
BOD	負荷 [kg/日]	28.6	27.4	29.0	28.3
	濃度 [mg/ℓ]	15,900	13,700	16,100	15,200
SS	負荷 [kg/日]	75.1	64.8	86.0	75.3
	濃度 [mg/ℓ]	41,700	32,400	47,800	40,600
T-N	負荷 [kg/日]	11.0	10.7	10.5	10.7
	濃度 [mg/ℓ]	6,130	5,360	5,810	5,770
T-P	負荷 [kg/日]	2.8	3.0	3.2	3.0
	濃度 [mg/ℓ]	1,570	1,480	1,800	1,620

いるため、体重30～110kgの肥育豚が排泄するふん尿のみが処理対象であり、肥育豚の体重別頭数の計測により平均体重は約50kgとなり、これが少水量、低汚濁負荷量の要因と推測された。負荷変動試験の際には負荷量の不足分を子豚豚舎のふん尿をバキューム車で移送し試験を実施した。

(2)前処理行程について

—スクリュープレス脱水機の処理成績—

ふん尿混合汚水と余剰汚泥の混合液を高分子凝集剤単独、高分子と無機凝集剤を併用、高分子と古紙を併用処理した場合の試験結果を表4及び表5に示す。原水供給量は0.6m³/hrまたは0.6m³/hrとし、高分子凝集剤はエマルジョンタイプの中カチオンを、無機凝集剤としてはポリ塩化アル

ミニウム(PAC)を使用した。

表4は高分子凝集剤単独の場合と高分子凝集剤と無機凝集剤を併用した場合の結果である。前処理でのリンの除去率向上を目的としてPACを添加した。(試験区1)では高分子凝集剤の添加率が1.8%TSの条件で、脱水ケーキの水分は74.8%、各水質項目の除去率はそれぞれBOD59.7%、SS91.3%、T-N45.4%、T-P89.7%となっている。(試験区2)～(試験区4)では高分子凝集剤を1.9～2.1%TSとし、PACの添加率を8.7%TS、20.2%TS、27.6%TSと変化させた。高分子単独と比較するとリン除去率はPACの添加率0.0%TSで89.7%(137mg/l)、8.7%TSで94.0%(90.4mg/l)20.2%TSで94.8%(67.0mg/l)、27.6%TSで95.4

表4 スクリュープレス脱水機による性能試験結果(ポリ塩化アルミニウム併用での試験)

			試験区1		試験区2		試験区3		試験区4	
			H10.3.2～3.11		H10.3.12～3.24		H10.4.1～4.22		H10.4.23～5.26	
運転条件	原水供給量 [m ³ /hr]		0.6		0.6		0.6		0.6	
	凝集剤添加率 [%TS]	高分子	1.8		1.9		2.1		2.1	
		無機	0.0		8.7		20.2		27.6	
処理性能	処理量 [kg ^{SS} /hr]		24.2		27.1		22.4		23.5	
	脱水ケーキ水分 [%]		74.8		74.4		75.9		75.8	
水質	BOD	原水 [mg/l]	17,100	6,880	21,500	7,150	16,500	6,470	14,900	6,350
		脱離液 [mg/l]								
	除去率 [%]		59.7		66.7		60.4		56.7	
	SS	原水 [mg/l]	40,000	3,430	45,600	2,600	37,600	1,520	38,900	2,160
		脱離液 [mg/l]								
	除去率 [%]		91.3		94.0		96.0		94.2	
	T-N	原水 [mg/l]	6,400	3,500	5,340	2,500	5,070	2,650	4,950	2,610
		脱離液 [mg/l]								
除去率 [%]		45.4		53.2		47.8		46.8		
T-P	原水 [mg/l]	1,340	137	1,510	90.4	1,290	67.0	1,290	60.7	
	脱離液 [mg/l]									
除去率 [%]		89.7		94.0		94.8		95.4		

表5 スクリュープレス脱水機による性能試験結果（古紙併用での試験）

			試験区 1		試験区 2	
運転条件	原水供給量 [m ³ /hr]		0.7		0.7	
	添加率 [% ^{T-S}]	高分子凝集剤	1.6		0.8	
		古紙	0		8	
処理性能	処理量 [kg ^{SS} /hr]		31.6		31.6	
	脱水ケーキ水分 [%]		78.8		80.9	
水質	BOD	原水 [mg/ℓ]	15,900	8,440	15,900	10,500
		脱離液 [mg/ℓ]				
	除去率 [%]		46.9		34.0	
	SS	原水 [mg/ℓ]	30,500	4,450	30,500	15,300
		脱離液 [mg/ℓ]				
	除去率 [%]		85.4		49.8	
	T-N	原水 [mg/ℓ]	4,060	2,230	4,060	2,860
		脱離液 [mg/ℓ]				
除去率 [%]		45.1		29.6		
T-P	原水 [mg/ℓ]	1,120	215	1,120	650	
	脱離液 [mg/ℓ]					
除去率 [%]		80.8		42.0		

% (60.7mg/ℓ) と段階的に向上したものの他の項目では有意の差が認められなかったことと、これ以上PACの添加率を増やした場合にはBOD/リンのバランスが悪くなり生物処理への影響が懸念されたため、スクリープレス脱水機で使用する凝集剤は高分子凝集剤単独とした。

表5は古紙を用いた場合の試験結果である。凝集剤使用量の低減をねらいとして試験を行なったが、回数が少なく良否の判定を出すまでには至っていない。更に精査する必要がある。

(3)本処理行程について

—膜分離活性汚泥法の処理成績—

【連続曝気と間欠曝気の違い】

実証試験の全期間を通して膜処理水のBOD、SSの値は目標値20mg/ℓ、1mg/ℓを

下回った。また、試験開始後数ヶ月間は硝化リアクターの曝気は連続曝気とした。この間のBOD、SSの値はそれぞれ目標値の20mg/ℓ、1mg/ℓをクリアできたが、窒素とリンは目標値を達成できず、窒素の除去率を上げるために曝気方法を間欠曝気に変更し試験を継続した。この変更によって処理水中の窒素濃度は50mg/ℓ前後まで低減可能となり、以後の試験は間欠曝気により行なうこととした。連続曝気と間欠曝気の運転条件を表6に、その時の処理成績を表7に示す。連続曝気でのT-N除去率は83.7%にとどまったが、1サイクル（曝気：攪拌：1hr：hr）2時間の間欠曝気に変更することによりT-N除去率は97.3%へと大きく改善された。

表6 連続曝気と間欠曝気の比較（運転条件）

	連続曝気	間欠曝気
投入汚水量 [m ³ /日]	4.9 (2倍希釈)	2.5
循環比	20	20
BOD容積負荷 [kg/m ³ ・日]	0.6	0.5
BOD汚泥負荷 [kg/kg MLSS・日]	0.05	0.05
T-N容積負荷 [kg/m ³ ・日]	0.2	0.2
曝気方法	連続曝気	曝気：停止 = 1hr : 1hr

表7 連続曝気と間欠曝気の比較（結果）

	連続曝気			間欠曝気		
	投入汚水 [mg/l]	膜処理水 [mg/l]	除去率 [%]	投入汚水 [mg/l]	膜処理水 [mg/l]	除去率 [%]
BOD	3,460	2.6	99.9	6,250	2.9	99.9
SS	1,260	0.3	99.9	6,400	0.8	99.9
T-N	1,130	184	83.7	2,040	55.7	97.3
Kj-N	1,130	20.5	98.2	2,040	32.6	97.6
NH ₄ -N	903	6.9	97.4	1,580	3.5	99.8
Org-N	227	13.7	94.0	453	29.0	93.4
NO _x -N	—	163	—	—	23.1	—
T-P	113	54.9	51.4	166	52.7	68.3

【高負荷処理】

膜分離活性汚泥法の特徴の一つは、汚泥濃度を高く維持できるために高負荷処理が可能なことである。表8、表9に負荷変動試験の運転条件とその結果を示す。(試験区3)の流入原水量6.0m³/日、BOD容積負荷

1.8kg/m³・日、T-N容積負荷0.4kg/m³・日の条件において、処理水水質はBOD10.1mg/l、SS0.4mg/l、T-N54.0mg/l、T-P35.3mg/lとなり、リン以外の水質は排水基準を満足するものであった。

表8 膜分離活性汚泥法の運転条件（負荷変動試験）

	試験区1	試験区2	試験区3
	H11.4.13~H11.9.5	H11.9.6~H11.11.1	H11.11.2~H11.11.23
流入原水投入量 [m ³ /日]	3.0	4.5	6.0
循環比 [-]	20	20	20
硝化リアクター間欠曝気サイクル	曝気：停止 = 1hr : 1hr		
容積負荷 [kg/m ³ ・日]	BOD	0.6	1.0
	T-N	0.2	0.3
			1.8
			0.4

表6 膜分離活性汚泥法の処理結果

試験区	項目	BOD[mg/l]	T-N[mg/l]	Kj-N[mg/l]	NH4-N[mg/l]	NOx-N[mg/l]	T-P[mg/l]	SS[mg/l]
1	流入原水	5,750	2,030	2,030	1,640	—	217	3,930
	膜処理水	5.0	50.3	33.0	8.0	15.2	54.1	0.6
	除去率[%]	99.9	97.4	98.3	99.5	—	75.4	100
2	流入原水	6,210	1,890	1,890	1,650	—	207	2,560
	膜処理水	3.9	56.4	39.3	5.7	17.1	102	0.7
	除去率[%]	99.9	96.9	97.9	99.6	—	46.4	100
3	流入原水	8,440	1,970	1,970	1,690	—	144	2,520
	膜処理水	10.1	54.0	41.8	9.2	12.3	35.3	0.4
	除去率[%]	99.9	97.3	97.9	99.5	—	75.8	100

試験区-1：硝化リアクター（水温）21.6～41℃（MLSS）9,850～18,700 [mg/l]
 (DO) 曝気時 1.0～2.9 [mg/l]、停止時 0.0 [mg/l]
 試験区-2：硝化リアクター（水温）22～37℃（MLSS）8,720～14,200 [mg/l]
 (DO) 曝気時 1.0～3.6 [mg/l]、停止時 0.0 [mg/l]
 試験区-3：硝化リアクター（水温）22～30.5℃（MLSS）14,200～15,900 [mg/l]
 (DO) 曝気時 1.1～3.8 [mg/l]、停止時 0.0 [mg/l]

【リン除去対策】

リン除去対策として、膜分離槽に鉄系凝集剤（ポリ硫酸第2鉄）をFe/Pモル比で1程度添加することにより処理水のT-Pを5.0mg/l、以下にすることが可能であった。この方法は確実にリン濃度を低減することができるが、ランニングコストが過大となるため、費用の低廉な技術の開発が必要である。

【膜の運転結果】

本試験で使用した精密ろ過膜はポリオレフィンを原料にした微多孔性（孔径0.4μm）の平膜で1枚当りの面積は0.81m²である。膜ろ過法はポンプによる吸引ろ過を採用し、運転は実透過流束を0.5m³/m²・日（平均透過流束0.4m³/m²・日）に設定し、吸引ポンプの運転サイクルをく吸引：停止：5分：3

分or8分：2分>として行った。

膜分離法においては膜透過流束に係る性能が極めて重要であり、安定した膜透過流束を維持できる運転条件の確立が必要となる。その条件の一つである膜洗浄は、エアバブリングによる膜面洗浄と吸引配管を使った定期的薬液洗浄及び槽外のタンクを使った薬液浸漬により実施した。使用した薬液は0.5%の次亜塩素酸ナトリウム及び0.5%の塩酸である。

以下に、膜分離活性汚泥法の運転を通して得られた知見について列記する。

- ①試験開始当初は、実透過流束0.5m³/m²・日の条件で4ヶ月間安定した処理が可能であった。
- ②最も効果的な薬液洗浄方法は次亜塩素酸ナトリウムの後に塩酸による洗浄であり、

膜間差圧は洗浄前 0.5 kg f/cm^2 ・が洗浄後 0.2 kg f/cm^2 ・以下となった。

- ③次亜塩素酸ナトリウムによる薬液洗浄は、2週間に1回実施した。塩酸による洗浄は膜間差圧が 0.5 kg f/cm^2 付近まで上昇したときに実施したが、その周期は概ね4～5週間に1回の割合であった。
- ④膜の目詰まり物質の主体はリン酸カルシウム等のカルシウム化合物であり、膜の内外に付着・閉塞しているものと推測された。
- ⑤リン除去対策として膜分離槽にポリ硫酸第2鉄を添加処理すると膜間差圧の低下が見られ、目詰まり対策について薬液洗浄以外の方法も示唆された。
- ⑥運転開始から3年を経過し、試験途中で膜ユニットの出し入れ時の取り扱いミスや膜の固定不良による破損、目詰まり状態確認の為に膜解体等で一部膜の入れ替えを行ったが、最初から使用している膜も未だ十分透過性能を保持している。このことより、本試験で使用した平膜は、ふん尿混合汚水という極めて汚濁度が高くかつ過酷な運転条件下でも3年間の耐久性を有することが確認された。現在、本パイロットプラントは畜産農家の現場において実装置として稼働中であり、今後も引き続き膜の透過性能や耐久性の確認を行なうこととしている。

6. おわりに

畜産を取り巻く環境は今後益々厳しくなる一方であり、排水処理の重要性も増してくると思われる。一方、畜産農家にとって排水処理施設は利益を生み出さないばかりか、管理の手を抜けば即刻その影響が処理水質の基準超過となって現れる厄介な代物である。集約処理を除けばこれが実現可能となるのは、家畜排池物の全量（ふん、尿とも）が回収⇒資源化⇒再利用のラインからはみ出すことなく処理される場合のみであり、それ以外の場合には何らかの排水処理の設置が必要となる。

スクリーンプレス脱水機と膜分離活性汚泥法の組み合わせた本処理システムの実証試験は本年度をもって終了となり、高分子凝集剤自動溶解装置等の導入による自動化に伴う維持管理の省力化及び処理水BOD、SS、窒素については規制値をクリアすることができ、ほぼ所期の目的を達成することができた。膜の耐久性の確認、凝集剤コストの低減等については、実用レベルまで到達しているものと思われるが、更に細部を検討し改善を図っていく予定である。

5. 委員会・会議等の開催

5. 委員会・会議等の開催

1) 畜産環境保全経営技術開発推進検討委員会の開催

日 時 平成11年7月8日(木)

場 所 畜産環境技術研究所

議 題

- (1) 平成10年度研究開発実施状況について
- (2) 平成11年度予算概要について
- (3) 畜産環境技術研究所の研究計画について

2) 畜産環境保全経営技術開発推進検討委員会の開催

日 時 平成12年3月29日(水)

場 所 (財)畜産環境整備機構 第1会議室

議 題

- (1) 平成11年度研究開発実施状況について
- (2) 平成12年度研究実施計画及び予算について
- (3) その他

6. 職員の普及活動等

6. 職員の普及活動等

学術論文

1. 岡田光弘、山本朱美、高橋栄二、古川智子、古谷 修、木本博志（1999）：好気性処理水の次亜塩素酸剤による色度除去、日豚会誌、36巻4号、P.190
2. 岡田光弘、山本朱美、高橋栄二、古川智子、岡田 清、古谷 修、木本博志（2000）：無機凝集剤ならびに高分子凝集剤による豚舎原汚水（糞尿混合水）の処理、日豚会誌、37巻2号、P.79

学会発表

1. 山本朱美、古川智子、高橋栄二、岡田光弘、古谷 修（1999）：鶏ふん焼却灰のリン飼料資源としてのリサイクル利用、第96回日本畜産学会大会号 P.105
2. 山本朱美、高橋栄二、古川智子、岡田光弘、石川雄治、山内克彦、山田未知、古谷 修（2000）、豚における脱臭微生物の効果判定と低タンパク質飼料給与によるアンモニア発生量の低減、第97回日本畜産学会大会号 P.91

普及誌

1. 山本朱美（1999）：「研究トピックス：鶏ふん焼却灰のリン飼料資源としてのリサイクル利用」、畜産環境情報、第7号、p43～45
2. 山本朱美（2000）：「研究トピックス：肥育豚飼料のタンパク質含量を低くして窒素排泄量とアンモニア排泄量を減らす」、畜産環境情報、第8号、p51～54

出版物

1. 古谷 修（共著）（1999）：明解養豚用語辞典、日本養豚学会編、(社)全国養豚協会、東京

講演

1. 岡田光弘（1999.7）：海外技術研修事業、「畜舎施設設計」、(社)畜産技術協会
2. 古谷 修（2000.3）：平成11年度畜産経営高度化促進集団研修「食料、農業、農村基本法の下における畜産環境問題解決の方向（基調講演）」、(社)福島県畜産会
3. 古谷 修（2000.3）：月例講演会「新農基法と環境3法」、白河ロータリークラブ
4. 岡田光弘（2000.3）：平成11年度 ぐんま県畜産セミナー、(社)群馬県畜産会

畜産環境アドバイザー養成研修講師

1. 岡田 清（1999.6）：堆肥化施設設計審査研修、畜産環境技術研究所、畜産環境整備機構
2. 岡田 清（1999.7）：堆肥化施設設計審査研修、畜産環境技術研究所、畜産環境整備機構
3. 岡田 清（1999.9）：堆肥化施設設計審査研修、畜産環境技術研究所、畜産環境整備機構
4. 岡田光弘（1999.10）：汚水処理施設設計審査研修、畜産環境技術研究所、畜産環境整備機構
5. 山本朱美（1999.11）：臭気対策・新規技術研修、畜産環境技術研究所、畜産環境整備機構
6. 岡田光弘（1999.12）：汚水処理施設設計審査研修、畜産環境技術研究所、畜産環境整備機構
7. 岡田光弘（2000.1）：汚水処理施設設計審査研修、畜産環境技術研究所、畜産環境整備機構
8. 山本朱美（2000.2）：臭気対策・新規技術研修、畜産環境技術研究所、畜産環境整備機構
9. 岡田光弘（2000.3）：臭気対策・新規技術研修、家畜改良センター研修施設、畜産環境整備機構

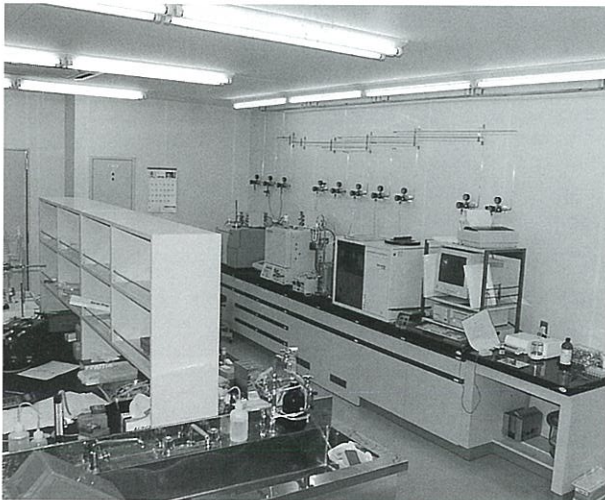
応嘱委員等

1. 古谷 修：農業資材審議会委員
2. 古谷 修：農業資材審議会専門委員
3. 古谷 修：平成11年度流通飼料畜産環境改善機能高度化推進事業における企画検討委員会委員
4. 古谷 修：平成11年度飼料安全性・環境改善対策事業推進委員会委員

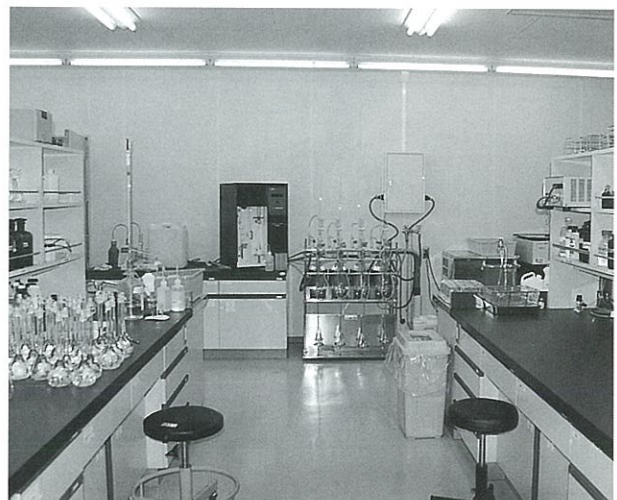
7. 資 料



研究所全景



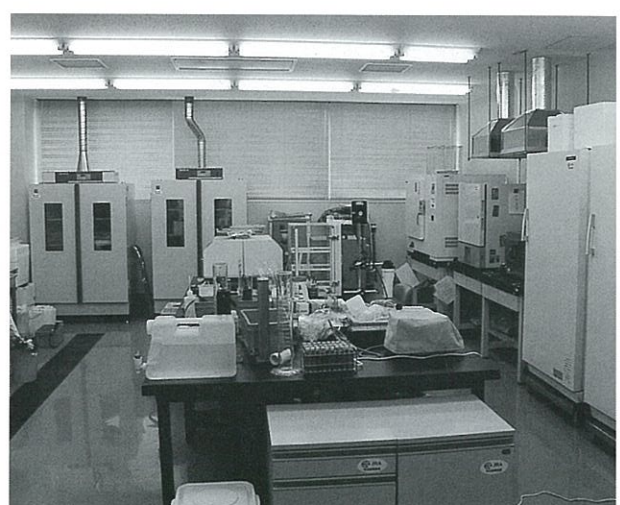
機器分析室



化学分析室



微生物実験室



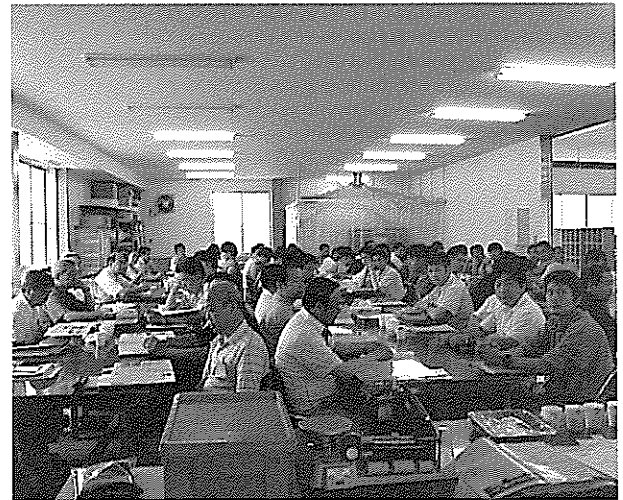
試料調製室



実験棟全景



汚水物処理実験室



畜産環境アドバイザー養成研修会（各種分析・測定研修）



財団法人 畜産環境整備機構 畜産環境技術研究所年報
 第3号 (平成11年度)
 平成12年7月25日発行

発行: 財団法人 畜産環境整備機構
 〒105-0001 東京都港区虎ノ門3-19-13 (スピリットビル4階)
 ☎ 03 (3459) 6300
 FAX 03 (3459) 6315

編集および連絡先: 財団法人 畜産環境整備機構 畜産環境技術研究所
 〒961-8061 福島県西白河郡西郷村大字小田倉字小田倉原 1
 ☎ 0248 (25) 7777 (代)
 FAX 0248 (25) 7540

メールアドレス: ilet@shirakawa.ne.jp

ホームページ: <http://group.lin.go.jp/leio/Index.html>

印刷所: 有限会社 ワタベ印刷所
 〒961-0936 福島県白河市大工町18
 ☎ 0248 (22) 3241