

養豚排せつ物（豚尿）処理における ファインバブル曝気と散気管曝気の比較試験について

グリーンブルー株式会社
代表取締役 谷 學

1. はじめに

環太平洋戦略的経済連携協定（TPP）は、2015（平成27）年10月、アトランタ会合で大筋合意がなされた。そして農林水産省では、11月4日に自民党の会合で大筋合意された畜産、水産、林産物19品目について、その影響度合いの話し合いが持たれた。このうち、牛・豚肉、また乳製品等の5品目については、他の水産、林産物と異なり、関税率が段階的に引き下げられることとなり、即、海外からの輸入製品の影響を受けるといふ事態は免れたようだ。しかしいずれ近い将来、外国からの輸入増を考えると、生産コストの削減や品質向上などを進めることで、優位性確保に向けた生産体制の強化が急がれる¹。

ここでは、関税が段階的に引き下げられる5品目中の豚について、豚飼養が抱える排せつ物処理に伴う悪臭、水質汚濁等の環境問題の改善を通し、効率的な養豚経営の可能性について言及する。

2. 日本における養豚経営の現状

表-1に、日本全国における豚の飼養戸数と飼養頭数を示した²。表で明らかな通り、豚の飼養戸数は毎年減少傾向にあり、一方、一戸当りの飼養頭数は増加傾向にある。これは、小規模養豚経営が成り立たなくなりつつあり、大型化していることを表している。加えて養豚経営環境は、悪臭問題や水質汚濁などの環境規制が一層厳しくなりつつあり、こうした課題をクリアしつつ生産性向上を図ることが、TPPに対応する一つの手段と考える段階に来ている。

なお、都道府県別の豚飼養のベスト10は図-1に示す通りである。トップは鹿児島県で133万頭、2番目は宮崎県の84万頭、3位は千葉県の68万頭となっており、上位3県で全体の約30%を、また10都道府県では65%占めて

表-1 日本の豚飼養頭数と飼養戸数の推移

| 年次 | 飼養戸数 | 飼養頭数 | 肥育豚 | 1戸当たり飼養頭数 |
|-------|-------|-------|-------|-----------|
| 2011年 | 6,010 | 9,768 | 8,186 | 1,625 |
| 2012年 | 5,840 | 9,735 | 8,145 | 1,667 |
| 2013年 | 5,570 | 9,685 | 8,106 | 1,739 |
| 2014年 | 5,270 | 9,537 | 8,020 | 1,810 |

¹ 『TPP、15品目で「国産価格の下落」懸念 農水省、畜産物など影響分析』

http://newsbiz.yahoo.co.jp/detail?a=20151104-00000005-biz_fsi-nb

² 「豚の飼養戸数・頭数」 http://www.maff.go.jp/j/tokei/kouhyou/tikusan/pdf/tikusan_14.pdf

いる³。

畜産の中でも、養豚のふん尿については、必然的に適正な処理が求められる。飼育頭数の少ない養豚経営農家では、ふん尿の収集業者に委託し、共同堆肥舎などで処理されていることになっている。一方、千頭以上の大規模養豚経営農家では、自前のふん尿処理施設で処理が行われている。豚の排せつ物は「ふん」

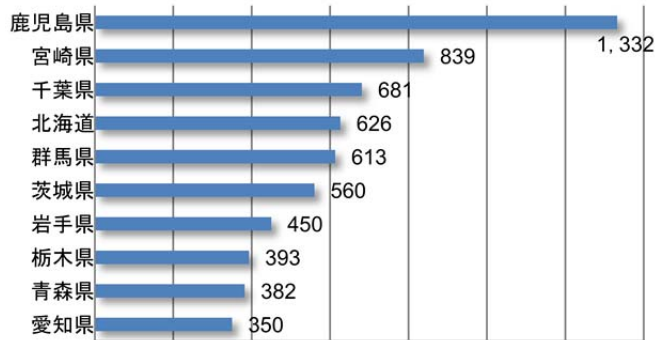


図-1 豚の飼養頭数のランキング（単位：千頭）
2014（平成26）年2月1日調査

1に対して、「尿」が2という割合であるが、排せつ物処理に当たっては、ふんと尿とを分離（固液分離）することが、水処理におけるBODやSS負荷を軽減する点から望ましい。しかし施設によっては、固液分離を行わないで処理しているところもある。固液混合の場合、①臭気が強くなる、②堆肥化が難しい、さらに、③污水处理が満足に行われないなど、不都合が生じるケースがある。したがって、農政は、養豚排せつ物については、「豚には切っても切れない污水处理」⁴という標語を掲げ、適切な処理を行うよう指導が行われている。

ちなみに、畜産経営に関する苦情のうち、養豚が占める割合は2014（平成26）年で28.1%（前年29.7%）となっている。その苦情の内訳は図-2に示すとおり、悪臭318件（62%）、水質汚濁146件（28%）、病害虫の発生が6件（1%）その他45件（9%）となっており⁵、圧倒的に悪臭問題が占めていることが分かる。今日の農政においても、養豚経営における悪臭問題は、喫緊に解決すべき課題として挙げられている。

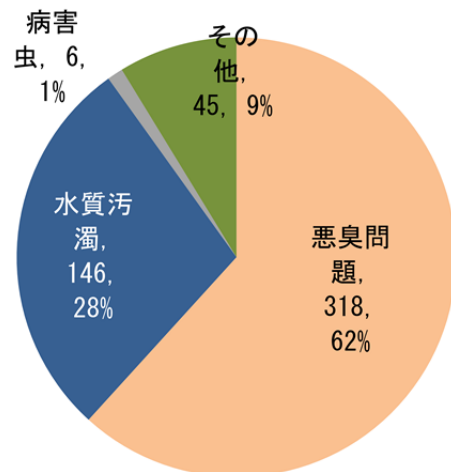


図-2 養豚経営に起因する苦情の内訳

以下、養豚排せつ物処理にファインバブル技術⁶を応用した、豚尿の実験室処理を試みたので、その結果について紹介する。養豚排せつ物処理で、ファインバブル技術に

³ 「都道府県別豚飼養頭数ランキング」

<http://jp1.com/ranking/%E9%83%BD%E9%81%93%E5%BA%9C%E7%9C%8C%E5%88%A5%E8%B1%9A%E9%A3%BC%E9%A4%8A%E9%A0%AD%E6%95%B0%E3%83%A9%E3%83%B3%E3%82%AD%E3%83%B3%E3%82%B0/>

⁴ 「豚には切っても切れない污水处理」 <http://lin.alic.go.jp/alic/month/dome/2003/oct/CHOUSA-2.HTM>

⁵ 「畜産経営に起因する机上発生件数」 http://www.maff.go.jp/j/chikusan/kanky/taisaku/pdf/kujou_2603.pdf

⁶ 「ファインバブル産業会」 <http://www.fbia.or.jp/>

期待する内容は、次の①～⑤に挙げたとおりである。要するに電気エネルギーや水資源などのコスト削減、さらには肥育豚の生産性向上に寄与することである。

- ① 省エネルギー：従来の曝気装置の一部をファインバブル発生装置に置き換えることで、電力消費量が削減できる
- ② 省資源化：汚水処理には、水による希釈が望ましいが、その消費量の削減が期待できる
- ③ 悪臭の減臭：汚水中の微細空気気泡（ファインバブル）が、臭い物質であるアンモニアなどを分解する
- ④ 排水基準を満足する適切な汚水処理：従来の活性汚泥処理レベルの水質浄化が実現できる
- ⑤ 余剰活性汚泥の縮減：処理水中の飽和酸素濃度が、従来手法の1.5倍もあることから、酸素による汚物の分解促進が同時並行的に起こることから、余剰活性汚泥の発生量が抑制できる

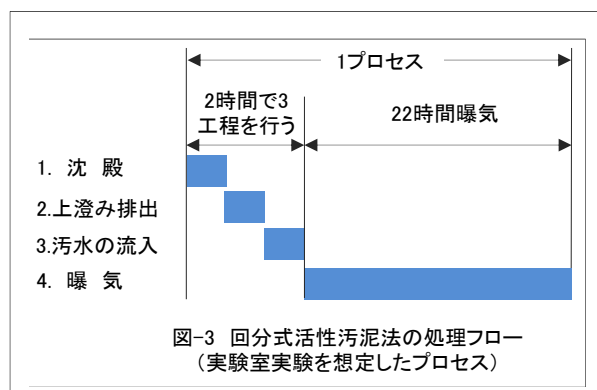
3. ファインバブル技術を利用した豚尿処理の実験室実験

3-1 養豚排せつ物の処理法について

豚の排せつ物は、前述した通りふん1に対して、尿が2という割合である。排せつ物を適切に処理するにはふんと尿の分離、すなわち排せつ物が浄化槽（曝気槽）に入る前に固液分離することが望ましいことは、前述した通りである。

現在、養豚排せつ物の処理方法には、大きく分けて「回分式」と「連続式」の2つがある。「回分式」は、曝気槽にブローヤや攪拌装置などで送り込まれた空気、活性汚泥と汚水とを混合曝気させ、活性汚泥菌による汚物の分解促進を助ける。その後、静止して上澄みを次工程（沈殿槽や放流が考えられる）に排出させ、上澄み相当分の新たな汚水を曝気槽に投入し、再び曝気を行う。このプロセスを、通常は1日単位で繰り返し、汚水の浄化を進めるやり方である。図-3に、回分式活性汚泥処理法の1プロセスを示した。

一方、連続式とは、活性汚泥と汚水の曝気プロセスは回分式と同じだが、曝気槽の上層部分から常に汚水が流入し、曝気槽からあふれ出る上澄み液が沈殿槽に流入する仕組みとなっている。沈殿槽で汚物の混ざった上澄み液を一定時間静止させ、汚物がなくなった上澄み液が排水基準を満足していれば、河川などに放流されることになる。連続式は、曝気槽と沈殿槽が併設された仕組みになっており、曝気槽の上澄み液の排出と汚水の流入が連続的に行える方式である。連続式は、一般的にBOD濃度が低い大量の水の場合に採用さ



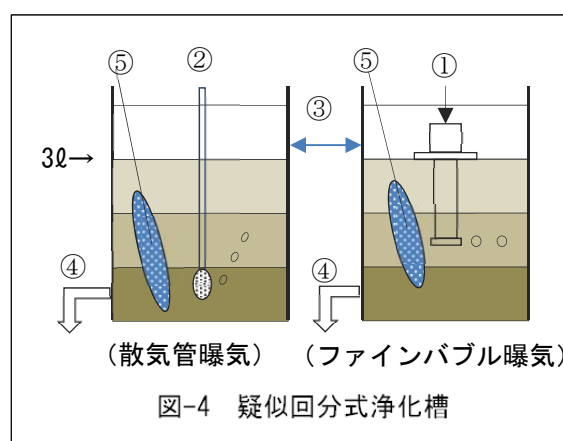
れるケースが多い。

3-2 ファインバブル曝気と酸気管曝気による豚尿浄化試験

ここでは実験用の「疑似回分式浄化槽」で、ファインバブル発生装置による曝気（以下「ファインバブル曝気」という）と、従来のブローアーや攪拌装置を使用した曝気（ここでは「散気管曝気」という）を用いた豚尿の浄化試験について紹介する。

1) 疑似回分式浄化槽の製作

ファインバブル曝気と散気管曝気による豚尿の浄化試験に先立って、2槽の「疑似回分式浄化槽」を製作した(図-4参照)。疑似回分式浄化槽の主な設備・機材については、表-2に示した通りで、①ファインバブル発生装置、②散気管式バブル発生装置（空気ポンプと送気管ならびに酸気管からなる）、③アクリル製の水槽（40ℓ）、④排水バルブコック、⑤連続測定センサーなど



などで構成されている。この他、水流ポンプやガス採取チューブには直径6mmのテフロンチューブを使用した。曝気槽はドラフトチャンバー内に設置し、実験を行なった。

表-2 実験用「疑似回分式浄化槽」等の機材一覧

| 装置・機材名 | 型式 | 数量 | メーカー | 消費電力 |
|-------------------|-----------------|----|-----------|-------------------|
| ① ファインバブル発生装置 | FS302-SW1 | 1式 | (株)富喜製作所製 | 30Wh (1.17ℓ/min) |
| ② ディフューザー式バブル発生装置 | 30φ×150 #150 | 1式 | キング砥石製 | 20Wh (1.17ℓ/min) |
| ③ 40ℓアクリル水槽 | GBLK-Type15 | 2槽 | グリーンブルー製 | 直径38×高さ50×肉厚1.5cm |
| ④ 排水バルブコック | ネジ式BB | | | |
| ⑤ 連続測定センサー | W-22XD | 2式 | 堀場製作所製 | |
| ⑥ 水流ポンプ | Rio+1400 | 2式 | カミハタ製 | 20Wh (24ℓ/min) |
| ⑦ ガス採取チューブ | 6φテフロン | 2m | | |
| ⑧ アンモニア測定器 | CU-2 | 1式 | 堀場製作所製 | |
| ⑨ 窒素酸化物測定器 | APNA-360 | 1式 | 堀場製作所製 | |
| ⑩ 二酸化炭素測定器 | LI-7000 | 1式 | LI製 | |
| ⑪ 臭センサー | OMX-ADM | 1式 | 神栄テクノロジー製 | |

2) 疑似回分式浄化槽を用いた豚尿浄化試験

① 活性汚泥浮遊物 (MLSS) の準備

県の畜産技術センター（以下、「センター」という）から提供された 6200 mg/l の活性汚泥浮遊物 (MLSS : 以下、「活性汚泥」という) を含む活性汚泥溶液を、散気管曝気とファインバブル曝気それぞれの疑似回分式浄化槽内に 18ℓ 入れ、水 12ℓ で希釈した。通常は、曝気槽の浄化能力を維持するために、活性汚泥は 3000～6000 mg/l の範囲で管理される。水で希釈した活性汚泥について、22 時間の簡潔曝気を行った。間欠曝気とは、酸素供給ポンプを 1 時間稼働させ、1 時間静止させるという繰返しで、曝気時間は半分になるが曝気量を 2 倍として 1 日に必要な空気量は充足している。曝気後に MLSS を測ったところ、散気管曝気では 4200 mg/l に、ファインバブル曝気では 3300 mg/l となった。その後、曝気槽内の活性汚泥溶液を静止させ、活性汚泥の沈降を待って、それぞれの曝気槽から上澄み液 10ℓ を抜き取った。

② 第 1 回試験 : BOD 350 mg/l の豚尿污水を用いた浄化試験

前項で準備した活性汚泥溶液に、これもセンターから提供された生物化学的酸素要求量 (BOD) 値が 700 mg/l の豚尿を、水で 2 倍に希釈した 350mg/l の污水を、各々の曝気槽に 10ℓ 投入し、上記と同様に 22 時間の間欠曝気を実施した。22 時間後、静止させ活性汚泥の沈降を待って、上澄み液 10ℓ を排出する。続いて污水を 10ℓ 再度投入し、再び 22 時間の間欠曝気を実施した。つまり、図-3 で示したプロセスを、間欠曝気の場合のもと 7 回繰り返した。なお、疑似回分式浄化槽内には、水温、pH、DO、ORP、EC 等が計測できるセンサー（堀場製作所製 W-22XD）を投入し、これらのデータを 23～36 分のインターバルで随時収集を行った。NH₃、NO_x の 2 項目についてはテフロン製ガス採取チューブを通し、堀場製作所製の測定機 APNA-360、CU-2 を使って測定した。CO₂ は LI 社製の LI-7000 で測定、臭気度については、神栄テクノロジー製の臭いセンサー (OMX-ADM) で測定した。なお、最終 7 回目の曝気後の排出上澄み液 10ℓ については、JIS K 0102 の分析法に従い BOD、COD、SS、NO₂-N、NO₃-N、NH₄-N、T-N、7 項目について分析を行った。大腸菌については、厚生労働省告示第 261 号にしたがって分析した。さらに活性汚泥プラス污水の混合溶液を対象として MLSS は下水道試験法、大腸菌群は厚生労働省告示第 261 号にしたがって分析した。表-3 に、豚尿の浄化試験における測定分析項目一覧を示した。

③ 第 2 回試験 ; BOD 850 mg/l の豚尿污水を用いた浄化試験

前項の実験後には、疑似回分式浄化槽 2 槽には活性汚泥と上澄み液の混合液が 20ℓ 残っている。ここでは、センターから新たに提供された BOD 1700 mg/l の豚尿を、水で 2 倍に希釈した 850mg/l の污水を使って、前回とまったく同じプロセスによる浄化試験を

実施した。この試験でも、最終的に上澄み液 10ℓを排出し、残った活性汚泥と浄化上澄み液は、④の実験 3 へとつないだ。

④ 第 3 回試験：BOD 750 mg/ℓの豚尿を用いた浄化試験

第 2 回の浄化試験を終えた最終活性汚泥と浄化上澄み液 20ℓに、同じくセンターより提供された BOD 1500 mg/ℓの豚尿を水で 2 倍に希釈し、この 750mg/ℓの汚水 10ℓを散気管曝気槽とファインバブル曝気槽に投入し、②、③とまったく同様の浄化試験を実施した。

表-3 には、豚尿の浄化試験における測定分析項目と、分析対象資料の種類をまとめた。また、表-4 は試験結果をまとめたものである。4 項では、それぞれの浄化試験結果について考察を加えた。

表-3 疑似回分式浄化槽を使用した豚尿浄化試験の測定分析項目一覧

| 測定分析項目 | | 分析試料の種類 | | | | 測定分析手法 | |
|----------|--------------------|---------|-------|----|----|----------|------------|
| 項目名 | 記号 | 上澄み液 | 固液混合液 | 汚泥 | 気中 | 計測器型式 | メーカー名 |
| 活性汚泥浮遊物 | MLSS | | | ○ | | | 下水道試験法 |
| 大腸菌群数 | | | | ○ | | | S37 厚労省 |
| 生物的酸素要求量 | BOD | ○ | | | | | JIS K 0102 |
| 化学的酸素要求量 | COD | ○ | | | | | " |
| 浮遊物質 | SS | ○ | | | | | " |
| 亜硝酸態窒素 | NO ₂ -N | ○ | | | | | " |
| 硝酸態窒素 | NO ₃ -N | ○ | | | | | " |
| アンモニア態窒素 | NH ₄ -N | ○ | | | | | " |
| 全窒素 | T-N | ○ | | | | | " |
| 大腸菌群数 | | ○ | | | | | 集落数平均値法 |
| 温度 | °C | | ○ | | | W-22XD | 堀場製作所製 |
| 水素イオン濃度 | pH | | ○ | | | " | " |
| 溶存酸素 | DO | | ○ | | | " | " |
| 酸化還元電位 | ORP | | ○ | | | " | " |
| 電気伝導度 | EC | | ○ | | | " | " |
| アンモニアガス | NH ₃ | | | | ○ | CU-2 | 堀場製作所製 |
| 窒素酸化物 | NO _x | | ○ | | ○ | APNA-360 | " |
| 二酸化炭素 | CO ₂ | | ○ | | ○ | LI-7000 | LI 社製 |
| 臭気度 | | | ○ | | ○ | OMX-ADM | 神栄テクノロジー製 |

表-4 豚尿浄化試験における水質成分、ならびに発生ガスの測定分析結果

| 分析項目 | 浄化方法 | 入手活性汚泥 | | 第1回豚尿浄化試験 | | | 第2回豚尿浄化試験 | | | 第3回豚尿浄化試験 | | | | |
|--------------------|------|--------|-------|-----------|-------|-------|-----------|-------|-------|-----------|-------|------|-------|-------|
| | | 曝気後 | 上澄み | 豚尿汚水 | 曝気後 | 上澄み | 豚尿汚水 | 曝気後 | 上澄み | 豚尿汚水 | 曝気後 | 上澄み | | |
| MLSS | FB | 3,300 | | | 2,900 | | | 3,100 | | | 3,000 | | | |
| | DB | 4,200 | | | 3,300 | | | 3,300 | | | 3,700 | | | |
| 大腸菌 | FB | 600 | | | 1,500 | | | 800 | | | 220 | | | |
| | DB | 780 | | | 990 | | | 990 | | | 270 | | | |
| BOD | FB | | 3 | 350 | | 10 | 850 | | 32 | 750 | | 4 | | |
| | DB | | 2 | | | 3 | | | 130 | | | 3 | | |
| COD | FB | | 19 | 170 | | 33 | 350 | | 52 | 330 | | 26 | | |
| | DB | | 11 | | | 19 | | | 47 | | | 29 | | |
| SS | FB | | 26 | 75 | | 58 | 180 | | 50 | 320 | | 39 | | |
| | DB | | 2 | | | 17 | | | 17 | | | 13 | | |
| NO ₂ -N | FB | | <0.05 | 0.00 | | 0.05 | 0.00 | | 0.08 | 0.00 | | 0.05 | | |
| | DB | | <0.05 | | | 0.05 | | | 0.05 | | | 0.09 | | |
| NO ₃ -N | FB | | 4.8 | 0.00 | | 35 | 0.00 | | 50 | 0.00 | | 39 | | |
| | DB | | 3.0 | | | 19 | | | 19 | | | 24 | | |
| NH ₄ -N | FB | | 1.3 | 95.0 | | 0.1 | 175 | | 0.1 | 140 | | 0.3 | | |
| | DB | | 0.2 | | | 0.1 | | | 0.0 | | | 0.3 | | |
| T-N | FB | | 13 | 125.0 | | 47 | 220 | | 58 | 185 | | 48 | | |
| | DB | | 5.4 | | | 26 | | | 26 | | | 30 | | |
| 大腸菌 | FB | | <30 | 13,500 | | 640 | 31,500 | | 700 | 40,000 | | 36 | | |
| | DB | | <30 | | | 180 | | | 180 | | | 30 | | |
| 測定項目 | 浄化方法 | | | 液層 | | 気相 | | | 液層 | | 気相 | | | |
| | | | | 稼働時 | 停止時 | 稼働時 | | | 稼働時 | 停止時 | 稼働時 | | | |
| °C | FB | | | | 28.3 | 28.4 | | | 28.3 | 28.4 | | | 28.5 | 28.5 |
| | DB | | | | 25.0 | 25.1 | | | 25.6 | 25.6 | | | 25.5 | 25.6 |
| pH | FB | | | | 7.5 | 7.6 | | | 7.5 | 7.6 | | | 7.7 | 7.7 |
| | DB | | | | 7.6 | 7.8 | | | 7.9 | 7.9 | | | 7.9 | 7.9 |
| DO | FB | | | | 5.7 | 7.5 | | | 5.7 | 7.5 | | | 3.1 | 0.8 |
| | DB | | | | 0 | 0.0 | | | 0.3 | 0.3 | | | 0.3 | 0.3 |
| ORP | FB | | | | 287 | 255 | | | 287 | 255 | | | 165 | 124 |
| | DB | | | | 43 | 48 | | | -341 | -341 | | | -55 | -84 |
| EC | FB | | | | 1.88 | 2.4 | | | 1.94 | 1.86 | | | 0.77 | 0.62 |
| | DB | | | | 0.09 | 0.089 | | | 0.17 | 0.17 | | | 0.15 | 0.13 |
| NH ₃ | FB | | | | | 0.110 | | | 0.405 | 0.418 | | | 0.080 | 0.080 |
| | DB | | | | | 0.180 | 0.140 | | 0.487 | 0.276 | | | 0.098 | 0.071 |
| NOX | FB | | | | | 0.406 | 0.515 | | 0.835 | 1.21 | | | 0.384 | 0.578 |
| | DB | | | | | 0.412 | 0.453 | | 0.487 | 0.76 | | | 0.696 | 0.691 |
| CO ₂ | FB | | | | | 3,070 | 5,670 | | 4,170 | 7,870 | | | 4,330 | 6,980 |
| | DB | | | | | 3,110 | 6,340 | | 3,680 | 7,720 | | | 4,240 | 7,850 |
| 臭気度 | FB | | | | | 5.8 | 25.8 | | 13.4 | 42.7 | | | 0.0 | 8.0 |
| | DB | | | | | 6.5 | 42.2 | | 17.7 | 69.6 | | | 0.2 | 19.3 |

4. 疑似回分式浄化槽を使用した豚尿の浄化試験結果の考察

4-1 活性汚泥浮遊物 (MLSS) の変化

MLSS は、汚水中の有機物質を分解促進する微生物の塊で、汚水浄化時には少なくとも 3000～6000 mg/lが必要とされている。本浄化試験開始前における濃度は、散気管曝気 (表-4 の「浄化方法」欄で“DB”と表示) で 4200 mg/l、ファインバブル曝気 (同表で“FB”と表示) で 3300 mg/l という分析結果を得ている。センターから提供された MLSS 濃度 6200 mg/l の汚泥溶液 18ℓ に対して、12ℓ の水で希釈して 30ℓ にしたので、MLSS 濃度はその 3/5 の 3750mg/l と計算される。そして 22 時間曝気後の MLSS 濃度が前述の値であり、散気管による 22 時間後の値は、希釈後の計算値を 12% 上回る値となった。一方、ファインバブル曝気では、計算値より逆に 12% 低い値となった。つまり、散気管曝気では活性汚泥の増殖が見られたが、ファインバブル曝気ではむしろ活性汚泥は若干減少する結果となった。

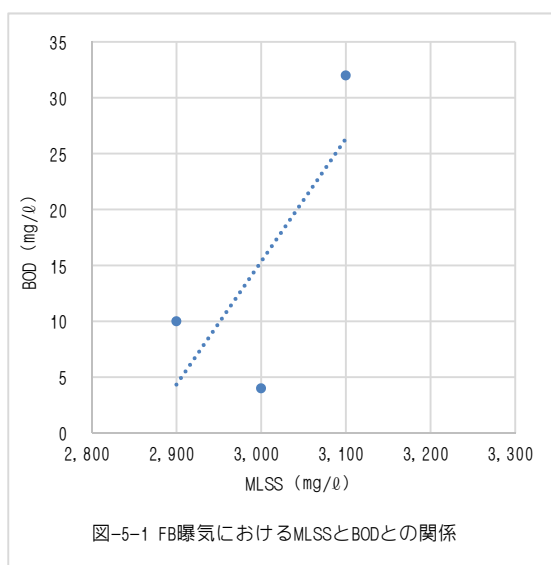
ファインバブル曝気では、開始前の MLSS が 3300 mg/l、第 1 回目の浄化試験後が 2900 mg/l、第 2 回目後が 3100 mg/l、第 3 回目後が 3000 mg/l であり、一方の散気管曝気では、開始前が 4200 mg/l、第 1 回目後が 3300 mg/l、第 2 回目後が 3300 mg/l、第 3 回目後には 3700 mg/l となった。

4-2 BOD 容積負荷量について

センターから提供された豚尿を 2 倍に薄めた汚水の BOD 値は、それぞれ 350、850、750 mg/l で、これらを 10ℓ ずつ、上澄み液を抜いた後の曝気槽に 7 回投入する浄化試験を行った。通常、豚尿のような汚水浄化において考慮すべき BOD 容積負荷量は、0.5 kg/m³ (500 mg/l) 以下が望ましいと紹介されている⁴。本浄化試験で使用した「疑似回分式浄化槽」の容積は、40ℓ であるが、浄化試験では 30ℓ (活性汚泥+汚水) 以下で実施した。この場合の BOD 容積負荷量は、希釈豚尿 10ℓ を、活性汚泥槽に投入しているので、BOD 容積負荷量は、計算値で 1 回目 が $0.117 \text{ kg/m}^3 \{1 \text{ 日に流入する BOD 量 (kg)} \div \text{曝気槽容量 (m}^3) = 0.35\text{g} \times 10^{-3} \times 10\ell \div 0.03\text{m}^3\}$ 、2 回目 が 0.28 kg/m³、3 回目 が 0.25 kg/m³ と、いずれも望ましい BOD 容積負荷量の範囲であったと言える。

4-3 浄化試験結果の比較 (散気管曝気とファインバブル曝気の上澄み液)

- 1) MLSS と BOD 負荷 (BOD kg/ MLSS kg・日)
変化から見みたファインバブル曝気と散気管曝気による浄化比較



通常、活性汚泥処理法による豚尿などの有機性の汚水浄化においては、代表的な数値指標に生物化学的酸素要求量（BOD）が用いられる。汚水と活性汚泥（MLSS）とを曝気槽内で曝気すると、活性汚泥は BOD を分解し自己増殖が見られるのが一般的である。したがって MLSS と BOD 値との間にはトレードオフ（負の相関）の関係にあると知られている。図-5-1 に示した図は、ファインバブル曝気（以下、FB 曝気という）による

MLSS と BOD との関係図で、両者の間には正の相関を示している。

一方、散気管曝気（以下、DB 曝気という）では、MLSS の増加が BOD 値を下げる負の相関が見られる(図-5-2)。従来式の圧力挿入型の活性汚泥処理では、BOD 汚泥転換率（MLSS の曝気で除去された BOD 量）が、汚水浄化の指標として使われる。

ここに示した図では、データ数が少ないので断定は難しいが、FB 曝気は活性汚泥の増殖が弱く、一方、散気管曝気はこれまでの活性汚泥処理セオリーに従っていることが確認できた。ちなみに、FB 曝気と DB 曝気による MLSS の増減率と BOD 除去率を合わせて示したのが図-5-3 である。DT 曝気では、第 2 回目の MLSS 増減率がゼロの時、BOD 除去率が 54.1%と大幅に低くなっている部分を除くと、概ね MLSS の増加率が高くなると BOD 除去率も上がる傾向にあることを確認した。FB 曝気において活性汚泥が増殖しない原因は後述する。

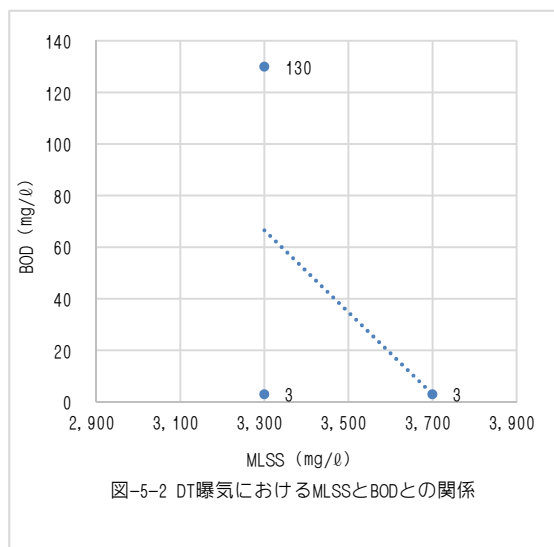


図-5-2 DT曝気におけるMLSSとBODとの関係

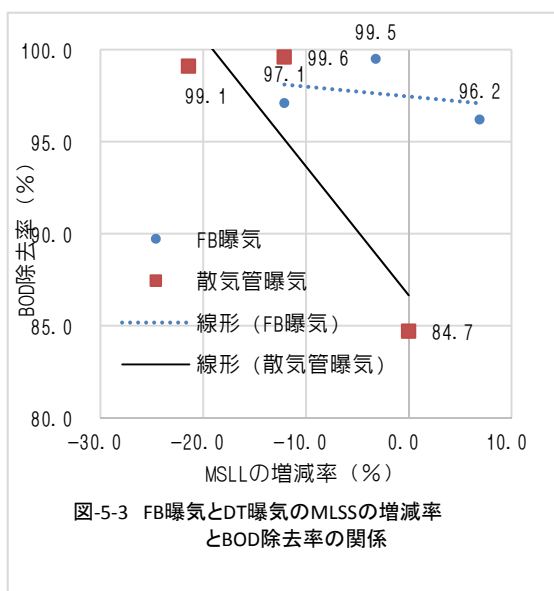


図-5-3 FB曝気とDT曝気のMLSSの増減率とBOD除去率の関係

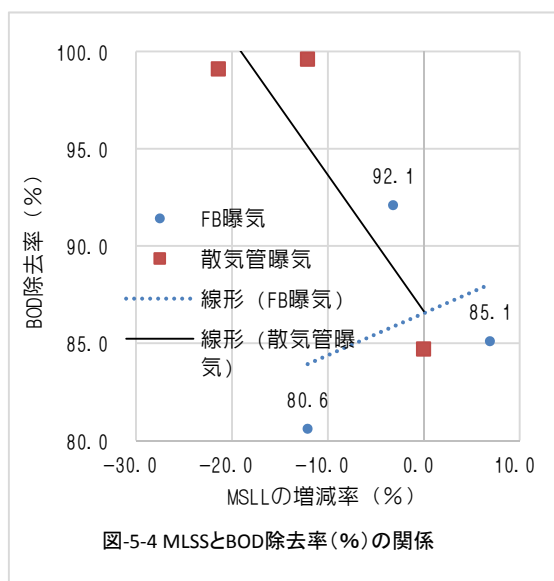


図-5-4 MLSSとBOD除去率(%)の関係

2) FB 曝気と散気管曝気 (DB) の BOD 除去率の比較

図-5-4 に FB 曝気と散気管曝気の BOD 処理効率の比較図を示した。ここでの処理効率とは、センターから提供された豚尿を希釈した試験試料 10ℓを、活性汚泥の混合溶液に投入し、7 回目の曝気後の値から求めたものである。したがって、第 1 回目の浄化試験では、BOD350 mg/ℓの豚尿を、間欠曝気した後の値が、ファインバブル曝気の場合は 10 mg/ℓであるから、処理効率は、97.1% $\{ = (1 - 10 \text{ mg}/\ell / 350 \text{ mg}/\ell) \times 100 \}$ となる。

図-5-4 では、第 2 回目の散気管曝気による浄化後の BOD 処理効率 86.9%に対して、FB 曝気 96.2%と高いことから、FB 曝気の方が BOD においては、総合的に良い結果であったと見られるが、試験回数少なく言い切ることは難しい。

3) MLSS と SS (浮遊物質) との関係

活性汚泥処理では、浮遊物質 (SS) 濃度も MLSS の増加 (下記、計算式参照) に伴い減少することが知られている。図-6 に横軸に MLSS の増減率を、縦軸に SS 濃度の減少率との関係を示した。なお、SS の増減率がマイナスであることは、浄化試験後の濃度が低下していることを意味している。

$$\text{余剰汚泥生成量} = a \times \text{RBOD} + \text{RSS} - b \times V \times \text{MLVSS}$$

a : BOD からの余剰汚泥生成率

RBOD : 曝気槽における除去 BOD

ESS : 曝気槽における除去 SS 量

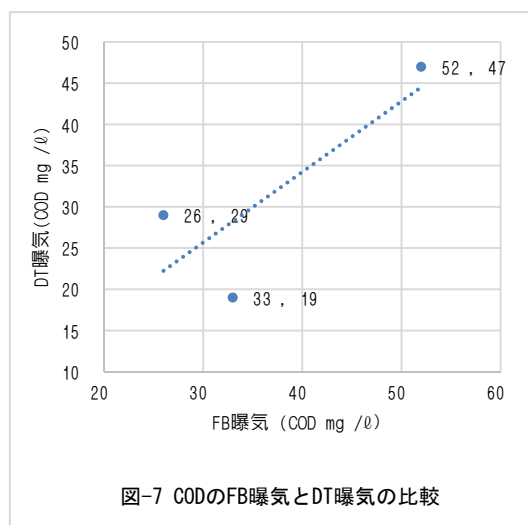
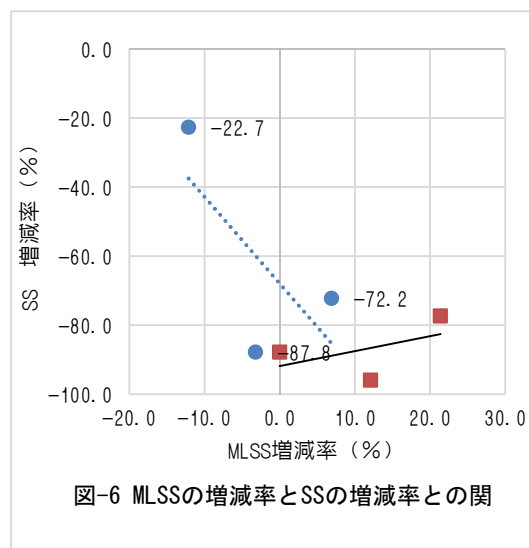
b : 活性汚泥の減少する割合 (%)

V : 曝気槽容積

MLVSS: MLSS に含まれる有機物

4) 化学的酸素要求量 (COD) について

化学的酸素要求量 (COD) は、汚水中の有機物質の指標で、その濃度は過マンガン酸カリウムなど酸化剤の消費量を酸素量に換算して示される。センターから提供された豚尿中の COD 値が比較的 low 濃度であったことから、浄化試験結果について特筆すべき点は少ない。図-7 には、



横軸に MLSS の増減率、縦軸に FB 曝気と DT 曝気による浄化後の COD 値との関係を示した。COD 除去率 (%) $\{(\text{希釈豚尿試料の COD 値}-\text{浄化後の COD 値}) \div \text{希釈豚尿試料の COD 値} \times 100\}$ は、最低が 80.6%、最高が 99.6%である (表-4 参照)。なお、COD は処理水中に SS 濃度や亜硝酸態窒素などの影響を受けるが、ここでは触れなかった。

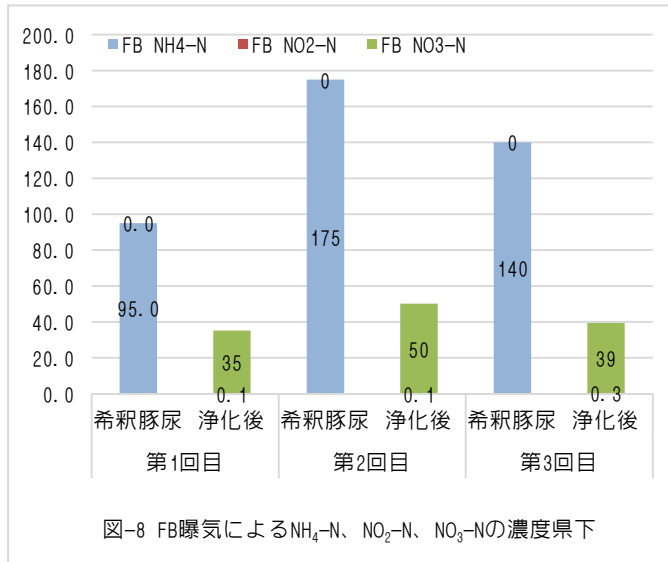
4-4 間欠運転時の酸化還元電位 (ORP) の挙動について

今回の疑似回分式曝気槽 (汚水の投入・排出を 1 日ごとにバッチ的に行う方法) を使った、比較的低濃度の豚尿汚水の処理実験は、間欠運転における浄化のあり様を明らかにすることにあつたと言える。見方を変えれば、この浄化試験の目的は、低濃度の豚尿汚水処理の有効性を、BOD 除去はもとより硝化促進 (硝化反応) ならびに窒素除去 (脱窒) の実態を探ることであつた。つまり、FB 曝気による十分な溶存酸素 (DO) 濃度により、汚水中のアンモニア態窒素 ($\text{NH}_4^+\text{-N}$) を、亜硝酸態 ($\text{NO}_2\text{-N}$) を経て硝酸態 ($\text{NO}_3\text{-N}$) に変える、いわゆる硝化反応の促進と、加えて間欠運転で曝気を止め、汚水を静止することで一時的な嫌気性環境を作りだし、脱窒反応 (硝酸を N_2 に変えて空中に放出) まで進められるかの検証であつたと言える。

以下、硝化反応ならびに脱窒について、図-8、9 に基づきいくつかの考察を加えた。

1) 硝化反応について

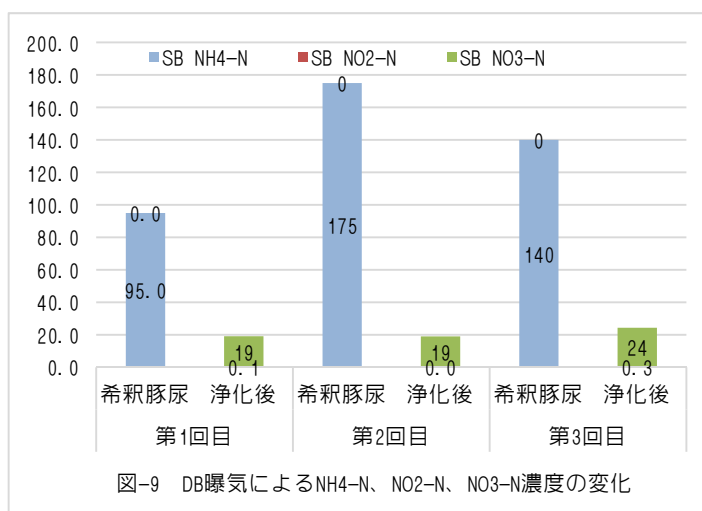
FB 曝気と DB 曝気におけるアンモニア態窒素 ($\text{NH}_4\text{-N}$)、亜硝酸態窒素 ($\text{NO}_2\text{-N}$)、硝酸態窒素 ($\text{NO}_3\text{-N}$) の濃度変化について、FB 曝気の方は、第 1 回目の浄化試験では、95 mg/l の $\text{NH}_4\text{-N}$ が、浄化後には僅か 0.1 mg/l と減少した。加えて、反応過程で生成する $\text{NO}_2\text{-N}$ は不検出 ($< 0.05 \text{ mg/l}$) で、初期の $\text{NH}_4\text{-N}$ の殆どが NO_3^- ($0 \rightarrow 35 \text{ mg/l}$) に変化したことに



なる。しかし、第 2 回目の浄化試験では、汚水試料では 175 mg/l の $\text{NH}_4\text{-N}$ が含まれており、浄化後には $\text{NH}_4\text{-N}$ が 0.1 mg/l、 $\text{NO}_2\text{-N}$ は僅か 0.08 mg/l が検出されたものの、 $\text{NO}_3\text{-N}$ は 50 mg/l が検出された。ちなみに、この時の総窒素 (T-N) は 58 mg/l (表-4 参照) であつた。第 3 回目の浄化試験では、汚水試料では $\text{NH}_4\text{-N}$ 140 mg/l で、浄化後の $\text{NO}_3\text{-N}$ は 39 mg/l となっている。T-N については 48 mg/l (表-4 参照) となってい

る。FB曝気では、豚尿汚水中のアンモニア性窒素は、29～37%は硝酸態窒素に変化している。

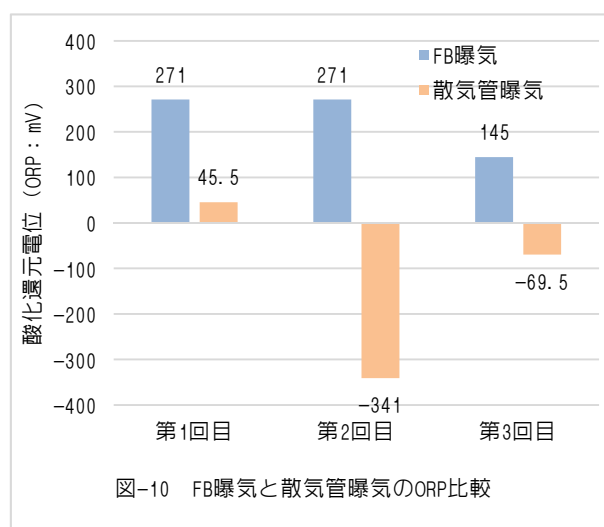
一方、DB曝気については、明らかに硝化反応レベルはFB曝気に比べ、浄化後のNO₃-Nの値が、第1回目が19 mg/l、第2回目が17 mg/l、第3回目が24 mg/lと低いことから、DB曝気より硝化反応の促進が弱いことが分かる。なお、総窒素（T-N）の検出値は、DB曝気の方がFB曝気の2/5～3/5と小さい。これは、DT曝気の方が、浄化槽内に嫌気性環境が作られやすく脱窒反応が進行した結果だと考える。



2) 酸化還元電位と脱窒反応

活性汚泥処理による施設の良いな運転管理の要素として、pHや溶存酸素（DO）の値は、欠かせないものである。加えて、微生物反応の環境因子として、酸化還元電位（mV）が注目されている。つまり、污水環境が酸化領域にあるのか、また還元環境にあるかによって、微生物の働きが異なり、酸化領域にあれば、前述した硝化反応が促進され、還元側にあれば有機物・窒素が除去される、いわゆる脱窒反応が促進される。こうした視点に立って、近年では活性汚泥処理のエアレーション（曝気）を間欠で行うことが一般化しつつある。つまり、空気を送入している時は酸化環境に、空気送入を止めたときには還元環境になることを利用し、硝化反応と脱窒を同時に進められるというものである⁷。

図-10にFB曝気とDB曝気における間欠運転における酸化還元電位（ORP）の比較を示した。第1回目の浄化試験では、いずれもプラスの電位を示したが、FB曝気の電位の方がDB曝気の6倍高い値を示した。第2回目、3回目は、いずれもFB曝



⁷ 「酸化還元電位を指標にした生物処理に関する研究」file:///C:/Users/%E5%AD%B8/Downloads/UN2003400009.pdf

気はプラスの電位であったのに対して、DB曝気ではマイナスの電位を示し、特に第2回目ではマイナス341mVと大きな還元電位値を示した。

図-11に酸化還元電位(ORP)と総窒素(T-N)減少率との関係を示した。図から、ORPがマイナスの時に、T-Nの減少率が高くなっていることが分かる。前述した通り、ORPはDB曝気で還元電位が上がり、FB曝気では汚水中に十分な溶存酸素(表-4参照)があることから、T-Nの減少率は小さい。

溶存酸素(DO)とORPの関係を図-12に示した。DOが1mg/l以下になれば、ORPがマイナス電位に触れることが示されている。この多項式による図は、pH7のし尿によるパターンに極めて良く一致している。

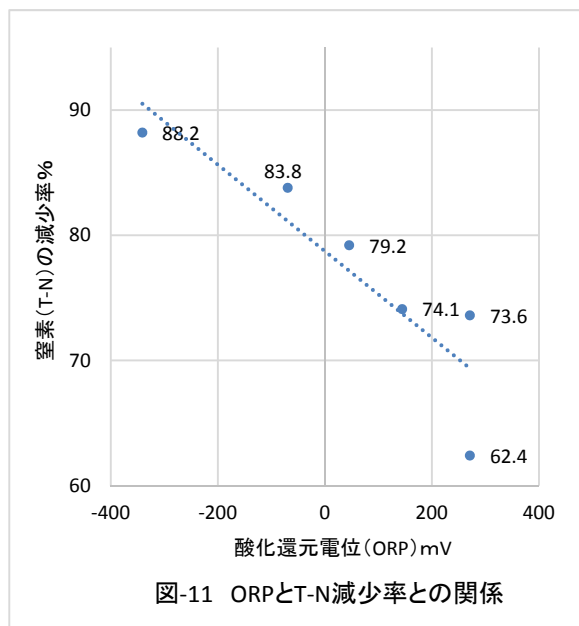


図-11 ORPとT-N減少率との関係

5. 総括

センターから提供された豚尿を用いて、間欠運転を条件に、ファインバブル曝気(FB曝気)と散気管曝気(DB曝気)による浄化試験を行った。この試験で得られた知見では、FB曝気ではMLSSの増殖がほとんど見られなかった。この原因としては、試験に使用したファインバブル発生装置(富喜製作所製、ミクロスター)のバブル発生機構にあると考えられる。同製品は、「シャフトブレード型」と言われるもので、シャフトに取り付けたプロペラを廻すことで、直接に水と気体を混合攪拌する方式である。この手法は、動力効率が優れているが、水面に設置して利用する形である。この形でバブルを造る手法は、別名「せん断方式」とも呼ばれている。せん断方式であるが故に、活性汚泥が汚水と空気とともにシャフト内に取り入れられ、多層のプロペラによってせん断されるしまうことによるものだと考えられる。つまり、微生物の塊といえる活性汚泥菌をバブル発生装置がバラバラにしてしまうためだと推測する。しかし、大量にある活性汚泥菌を完全に切断するわけではなく、生き残った活性汚泥菌と十分な溶存酸素(DO)が、汚水

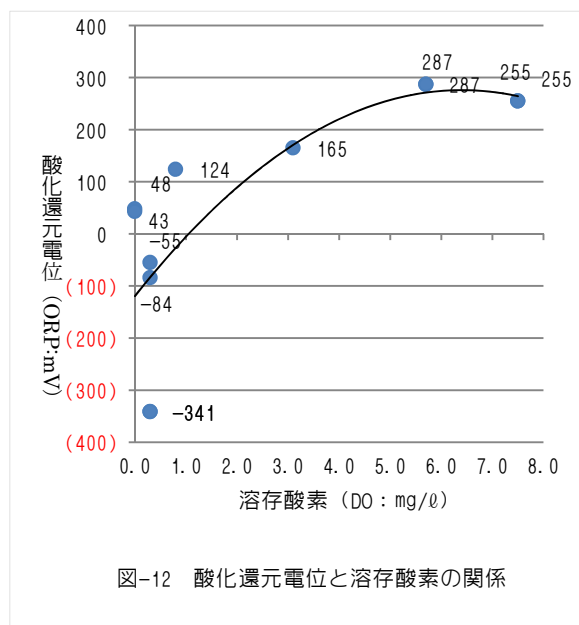


図-12 酸化還元電位と溶存酸素の関係

の浄化に寄与しているものと考え。一方、十分な DO により、硝化菌の育成を助け、汚水中のアンモニア態窒素が硝酸態窒素に変化する硝化反応が促進されているものと考え。散気管曝気による汚水処理試験結果は、間欠稼働に伴い酸化還元電位(ORP : mV) が十分な還元域に達することから、総窒素 (T-N) の減少、すなわち脱窒が進行したと見られる。

いずれにしても、ファインバブルで比較的低濃度の豚尿汚水を浄化できることを確認した。課題は、ファインバブル曝気による汚水処理のベストコンディションの見出しであろう。ここでは臭気については触れなかったが、十分な DO の存在、また硝化反応の促進を考慮すると、臭気削減は十分に期待できると考える。また、ファインバブル発生装置は、従来の加圧浮上型の汚水への空気送入に比べ、明らかに電気消費量が少ない。したがって、活性汚泥処理法に基づく有機性の汚水処理において、汚水中に十分な酸素(空気)を送り込む補助デバイスとしての位置付けるのが妥当であろう。

なお、本レポートをまとめるに当たって、神奈川県畜産技術センター川村英輔博士に、多大なご指導を頂戴した。ここに心から感謝申し上げる次第である。