

(48) 家畜糞尿のメタン発酵処理システムの実証試験

Field Test of Methane Fermentation System for Treating Animal Wastes

片岡直明*, 鈴木隆幸*, 鈴木芳郎*, 石田健一*, 山田紀夫*, 本多勝男**

Naoaki KATAOKA*, Takayuki SUZUKI*, Yoshirou SUZUKI*,
Kenichi ISHIDA*, Norio YAMADA*, Katsuo HONDA**

ABSTRACT; A methane fermentation system for treating animal wastes was developed and substantiated successfully in a field test plant (0.5 m³/d). The system is composed of a screw-press dehydrator, an acidification digester, a methanogenic digester, an anaerobic sludge separator, an oxidation ditch, and a composting equipment. Pretreatment of swine wastes to remove the solid impurities was carried out using the screw-press dehydrator without chemical grouting. TS and COD_{Cr} removal by the screw-press treatment was 38% and 22%, respectively. Properties of the screenings were as follows: water content 57%, ignition loss 93%, specific gravity 0.33. Main ingredients of the screenings were undigested organics and swine bristles. The pretreated strong slurry (COD_{Cr} 9.0%, BOD 3.0%, TS 5.5%, T-N 0.48%) was digested under mesophilic conditions; HRT of 15.4 d; volumetric organic loading rate of 4.4-4.8 kg COD_{Cr}/m³·d. It was found that COD_{Cr} and BOD removal at 35°C was 64% and 78%, respectively; digestion gas production rate was 25 Nm³/m³-slurry; methane content of the digestion gas was 67%. The effluent from the methanogenic digester was separated into supernatant and thickened sludge in the anaerobic sludge separator and subsequently treated using the oxidation ditch and the screw-press dehydrator. The oxidation ditch for treating the supernatant was controlled by intermittent aeration for the purpose of nitrogen removal. The quality of effluent from the oxidation ditch (>20°C) was BOD 90 mg/L, COD_{Cr} 360 mg/L, SS 40 mg/L, and T-N 220 mg/L. However, organic colored substances (dark-brown) remained in the effluent. The thickened sludge was dehydrated using the same screw-press dehydrator as mentioned above. Polymer feeding rate was 0.54% to TS. Water content of the dehydrated cake was 77.5%. Mixture of the screenings and the dehydrated cake was composted without bulking agents. It was confirmed that the present system is applicable to treatment of animal wastes.

KEYWORDS; swine waste, methane fermentation, oxidation ditch, compost, screw-press dehydrator

1. はじめに

家畜糞尿廃棄物の年間排出量は、平成9年度の調査では 9,430 万 t にも及ぶ¹⁾。畜産糞尿はリサイクル率 94%とされているものの¹⁾、一方では不適正な処理等に起因する水域汚染も顕在化している。家畜糞尿による環境汚染の低減対策には、適正な処理あるいはリサイクルの徹底が必要である^{2,3)}。このような

* (株)荏原製作所 (Ebara Corporation)

** (財)畜産環境整備機構 (Livestock Industry's Environmental Improvement Organization)

(元 神奈川県畜産研究所) (Former Livestock Industry Research Institute, Kanagawa Prefectural Government)

情勢の中、「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」が本年7月28日に公布された。この法律では、糞尿処理の管理基準を策定し、また、堆肥やメタンガス等のエネルギー利用の促進の基本方針を定めている。したがって、国および地方自治体の行政や研究機関、さらに、各種団体や企業は早急な政策的・技術的対応が必要である。

家畜糞尿のエネルギー利用について、ヨーロッパでは、家畜糞尿や各種有機性廃棄物を混合メタン発酵している事例が多数ある⁴⁾。また、国内でも民間各社が海外のメタン発酵技術を導入し、技術開発を活発に展開しつつある⁵⁾。著者等は、機を同じくして、生物系特定産業技術研究推進機構の委託研究にて、糞尿廃棄物のメタンエネルギーへの転換技術とコンポスト化処理技術とを兼ね備えた家畜糞尿メタン発酵処理システムの実証試験を実施し、その要素技術について幾つか報告してきた⁶⁻⁹⁾。本稿では、メタン発酵処理システム全体の実証試験結果を報告する。

家畜糞尿のメタン発酵処理技術は、昭和50年代にいくつか実施された。しかしながら、糞尿メタン発酵処理では中核となるメタン発酵技術よりもむしろ、メタン発酵液の浄化、汚泥処理、糞尿夾雑物に基く装置閉塞等の周辺技術が普及阻害要因となった経緯がある^{10,11)}。本実証試験ではこれらを踏まえて、メタン発酵処理技術に加え、周辺技術の確立も行うこととした。すなわち、次の3課題を検討した。

1. メタン発酵技術を中心とした総合処理システムの研究開発
2. 再資源化、エネルギー転換技術の研究開発
3. メタンガス利用、廃水処理、発生ガスの脱臭・脱硫等、周辺技術の研究開発

本報告では、豚糞尿性状の特性、安定したメタン発酵処理性能、メタン発酵におけるアンモニアの影響、メタン発酵液の浄化、発生する汚泥の脱水処理、糞尿残渣と脱水汚泥のコンポスト化について検討した結果を述べる。

2. 実証装置の概要

豚糞尿メタン発酵処理システムのフローシートを図1に示す。本実証プラントは神奈川県畜産研究所(海老名市)に設置し、計画処理水量は0.5m³-糞尿/日(肉豚約80頭規模)である。

本システムは、糞尿を処理してメタンガスエネルギーとコンポスト資源を回収することを特徴とするものである。糞尿混合液はスクリープレス脱水機による前処理で脱水夾雑物(搾汁粕)と搾汁液に分けられる^{12,13)}。搾汁液は中温メタン発酵槽(25~35℃)で有機物の大部分がガス化される。メタン発酵槽から流出したメタン発酵液はオキシデーションディッチ型曝気槽でBODと窒素が除去される。得られたメタンガスは、電力、暖房、加温用エネルギーとして利用

される。スクリープレス機は、糞尿中の夾雑物を除去すると共に、同一機で汚泥の脱水も行う。前処理で糞尿夾雑物を除去するため、汚泥脱水時の汚泥凝集用ポリマ添加量は低く抑えられ、また、脱水ろ液中のSS濃度も低い。糞尿搾汁粕と脱水汚泥は混合してコンポスト化される。

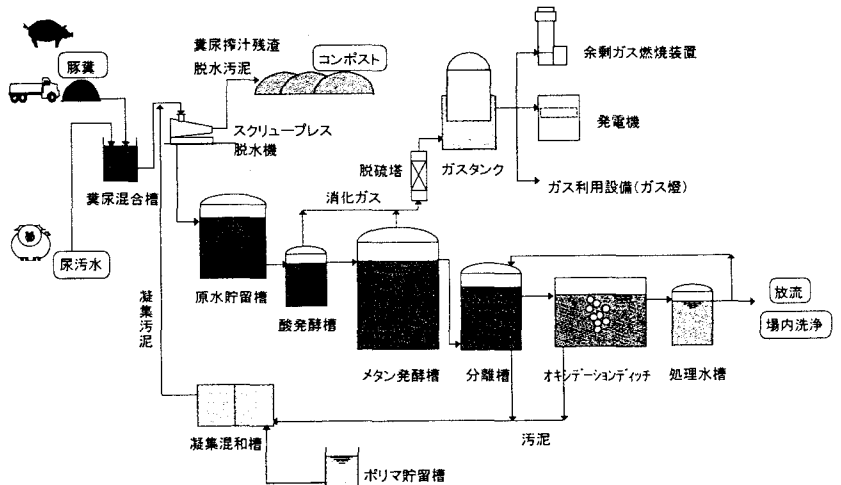


図1 家畜糞尿メタン発酵処理システムのフローシート

3. 実験方法

(1) 豚糞尿の調整

神奈川県畜産研究所では糞尿分離型の処理方法(豚糞は堆肥化、尿汚水はオキシデーショディッチ処理)を採用していることから、本試験では豚糞と尿汚水とを別々に収集・運搬した。糞:尿汚水=1:1.5~2.5(豚糞比重は1とした)の比率で糞尿を混合し、スクリープレス処理した。豚糞は、神奈川県畜産肉能力検定所および神奈川県畜産研究所の豚舎(養豚数 100~250 頭、配合飼料での養豚)から掻き寄せ機で2~3回/週の頻度で搬出し、重量を計量後、豚糞移送用スクリーコンベヤにて糞尿混合槽に投入した。尿汚水は神奈川県畜産研究所の尿汚水ピットより必要量をポンプアップして使用した。なお、この尿汚水には、豚舎内で使用した洗浄水が含まれた。

(2) 豚糞および尿汚水の性状

豚糞は、含水率 53.0~72.4%(平均 65.6%)、強熱減量 75.4~89.3%(平均 85.8%)の性状であった。尿汚水の平均性状は、TS 4,740mg/L、VS 2,640mg/L、Total-COD_{Cr} 5,480mg/L、Total-COD_{Mn} 1,290mg/L、Total-BOD 2,310mg/L、NH₄⁺-N 740mg/L、ケルダール-N 890mg/L、pH 7.7 であった。

(3) 実証装置の運転方法

豚糞尿混合液は、スクリープレス脱水機(ヤマト産業(株)製 YS II-1 型、全長 2,530mm、全幅 700mm、全高 1,200mm)にて、無薬注で処理速度 300L/h で処理した。搾汁液は、原水貯留槽(有効容積 3.5 m³)に貯留した。

メタン発酵槽(有効容積4m³、2基)の運転は、無加温(発酵槽温度 25~29°C)にて、HRT 50~30 日、COD_{Cr}容積負荷 2kg-COD_{Cr}/m³・日以下の条件から開始し、段階的に有機物負荷を上げて行った。最終的には、HRT 15.4 日で定常運転を行った。原水投入法は 4 回/日の分割自動投入(休日もタイマ制御で自動投入)、発酵槽攪拌は3分 ON/5分 OFFの間欠機械攪拌で運転した。なお、冬季から春季は、メタン発酵槽を蒸気間欠吹込み式(3回/日)で 35°C加温した。消化ガスは乾式脱硫装置で脱硫した。脱硫剤にはペレット状の水酸化鉄を用い、円筒型脱硫塔(2基)に各々 25 kgを充填した。

メタン発酵液は分離槽に入り、オキシデーショディッチ処理水を分離槽に返送して2倍希釈した。希釈後のメタン発酵液の上澄液(以下、分離槽上澄液と言う)をスクリー型表面曝気装置を備えたオキシデーショディッチ(総容積 12.6 m³、有効容積 10.5m³)で浄化した。ここでは、窒素除去をも目的として間欠曝気(2h 曝気/1h 静置)による硝化・脱窒を行った。

分離槽での沈殿汚泥は、糞尿の前処理に用いた同一のスクリープレス機で脱水した。汚泥脱水には、0.1%に井水希釈した高分子凝集剤(エバグロース LDC300)を用いた。汚泥を凝集後、スクリープレス機にて約 250L/hで脱水処理した。

搾汁粕および脱水汚泥は、堆肥化試験装置(富士平工業(株)製、最大有効容積 12.3L)を用いてコンポスト化試験を行った。試験装置に原材料 4.0kg を調整し、0.4L/min(0.1L/min・kg)で連続通気した。

施設内は、充填塔型生物脱臭装置で悪臭除去を行った。

(4) 分析方法

- ・ TS(Total Solids、全蒸発残留物); 105°C蒸発残留物重量 (JIS K 0102)
- ・ VS(Volatile Solids、強熱減量); 600°C強熱減量 (JIS K 0102)
- ・ COD_{Cr}、COD_{Mn}(化学的酸素消費量); 重クロム酸カリウム法、過マンガン酸カリウム法 (JIS K 0102)
- ・ BOD(生物化学的酸素消費量); 20°C、5 日間の要求酸素量、酸素量測定はウインクラー・アジ化ナトリウム変法 (JIS K 0102)
- ・ TOC(全有機性炭素); 島津 TOC-500 計
- ・ 揮発性有機酸(VFA); 高速液体クロマトグラフ (エルマ光学 ERC-8710、検出器 RI、カラム Shodex Ionpack KC-811、カラム温度 60°C、移動相 0.1%りん酸)

- ・ $\text{NH}_4^+\text{-N}$ (アンモニア性窒素); 蒸留適定法 (JIS K 0102)
- ・ $\text{NO}_x\text{-N}$ (硝酸性窒素); 還元蒸留—中和適定法 (JIS K 0102)
- ・ T-N (全窒素); ケルダール法 (JIS K 0102)
- ・ CH_4 , CO_2 ; ガスクロマトグラフ (GL サイエンス GC-320、検出器 TCD、カラム Active Carbon 30/60、カラム温度 95°C 、キャリアガス He)
- ・ 溶解性画分; GF/B ($1\ \mu\text{m}$) でのろ液

4. 実験結果および考察

4.1 糞尿混合液のスクリープレス処理

(1) 糞尿搾汁液の性状

搾汁液の性状を表1に示す。TS 5.5%、T-COD_{Cr} 9.0%、T-BOD 3.0%の非常に濃厚な糞尿搾汁液であった。また、スクリープレス処理では糞尿固形物は除去されるが、BOD 成分や溶解性成分の濃度には影響がなかった。搾汁液の BOD/COD_{Cr} 比は約 0.33 であった。

(2) 搾汁粕の性状

スクリープレス処理で得られた搾汁粕の性状は、含水率 57%、強熱減量 93%、比重 0.33 であった。搾汁粕は糞尿中の約 1mm φ 以上の夾雑物であり、配合飼料由来の未消化物と豚毛、砂が主成分であった。これらの成分はメタン発酵処理では分解が困難であり、システムの最初の工程で除去することで、メタン発酵処理以降の工程ではポンプ、配管、タンクの閉塞等の装置トラブルやスカム発生は一切生じなかった。

(3) スクリープレス処理性能

糞尿のスクリープレス処理性能は、TS 除去率 38%、VS 除去率 40%、COD_{Cr} 除去率 22% であった。スクリープレス処理による搾汁液の発生量は、糞尿混合液量の約 77% であった。また、尿汚水と搾汁液量との関係では、尿汚水量の約 1.25 倍量の搾汁液となり、豚糞中の有機分が尿汚水と混ぜ合わさって濃厚な搾汁液になったと言える。搾汁粕の発生量は、豚糞容積 (比重約 1) の約 0.94 倍量の容積であった。

表1 搾汁液の性状 (平均値)

項目	濃度
TS	55,400 mg/L
VS	40,500 mg/L
Total-COD _{Cr}	90,100 mg/L
溶解性 COD _{Cr}	31,600 mg/L
Total-BOD	30,100 mg/L
溶解性 BOD	16,700 mg/L
溶解性 TOC	10,700 mg/L
揮発性有機酸	14,900 mg/L
ケルダール窒素	4,840 mg/L
pH	6.1

・98年1月9日～11月24日 (n=45)

4.2 搾汁液の酸発酵特性

(1) 搾汁液性状の変化—室内実験—

スクリープレス処理直後の糞尿搾汁液について、物質性状 (ガス発生量、pH、溶解性 COD_{Cr}、溶解性 COD_{Mn}、溶解性 TOC、有機酸) の経時変化を調べた。加温時との酸発酵特性を比較するために、(A) 室温 (16~34°C)、(B) 15~20°C 冷却、の2つの条件で実験した。実験は、搾汁液 3.0L を2つのデュアルビン (5L 用) に調整し、上記条件下で性状変化を8日間経時的に調べた (図2)。その結果、条件 (A) (B) 共に、反応2日目までにガス発生と pH 低下が急激に生じ、その後の反応は停止した。ガス発生量は、(A) 室温条件では

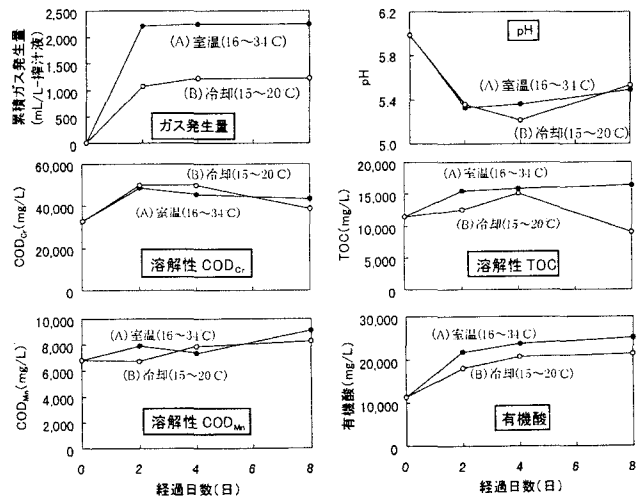


図2 搾汁液貯蔵中の物質性状の経時変化

(B)冷却条件の約2倍であった。溶解性有機物濃度の変化は、両条件共にほぼ同等であった。これらの結果より、(A)条件では酸発酵がより進行したと言える。一方、可溶化反応については、溶解性有機物濃度を見る限り、(A)(B)条件での差は特に認められなかった。なお、後述の実証装置運転においても、搾汁液の酸発酵反応は室温環境下、2~4日間で速やかに進行し、その傾向は通年を通して認められた。有機酸は、酢酸と酪酸が優制的に生成され、プロピオン酸と吉草酸の生成は緩やかであった。

反応2日間におけるガスの発生量と組成は、(A)は 2.21L/L-搾汁液、 $N_2:CO_2:CH_4=84.7:9.7:5.6\%$ 、(B)は 1.07L/L-搾汁液、 $N_2:CO_2:CH_4=85.9:9.7:4.4\%$ であった。酸発酵反応は $CO_2:CH_4=1.7\sim 2.2:1$ の比率でガスが発生した。気相中の N_2 は、実験開始時のデュアルビン内の残存ガスである。

実証運転で得られたメタン発酵処理による消化ガス発生量(約 $25m^3/m^3$ -搾汁液)に対し、上記の可溶化・酸発酵過程で発生するガス量(1.1~2.2L/L-搾汁液)は4~9%に相当した。すなわち、搾汁液温度 $15^\circ C$ 以上、貯留期間2日以上に及ぶ場合、メタン発酵処理での消化ガス発生量の4~9%量以上に相当するガスが貯留槽で発生・放散するものと推測された。ただし、実証装置では原水貯留槽で発生したガス量は測定していない。

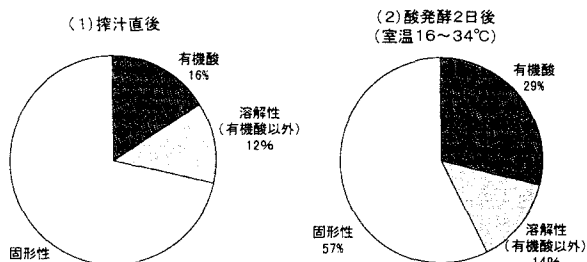


図3 搾汁液の可溶化・酸発酵前後の有機物構成 (COD_C基準)

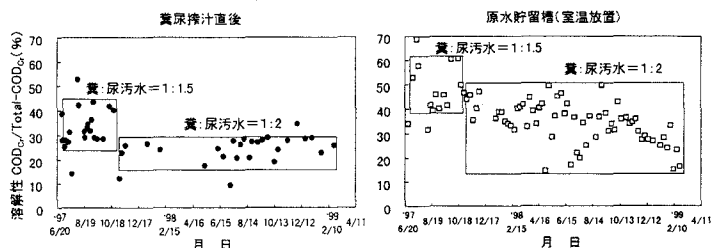


図4 糞尿搾汁液の溶解性成分の季節変動

図3は、糞尿搾汁直後と(A)室温条件下での反応2日後における有機物構成(COD_C基準)を示す。室温下で2日後には、搾汁液 COD_C 中の29%が有機酸、14%が有機酸以外の溶解性有機物、57%が固形性有機物の構成となった。これより、搾汁液の有機物の可溶化および酸発酵反応が室温下で速やかに進行したと言える。この時の固形性有機物の可溶化率は、COD_C基準で21%であった。

(2) 実証装置での酸発酵試験

図4は、糞尿搾汁液のスクリープレス処理直後と原水貯留槽での貯留時(7~33°C、1~5日間貯留)におけるTotal-COD_C中の溶解性COD_Cの比率の変動を示す。豚糞:尿汚水=1:2の混合比の場合、スクリープレス処理直後の比率は15~30%であったのに対し、原水貯留槽に貯留しておくとも比率は15~50%に増大した。この傾向は通年を通して認められたが、冬季では比率がやや低下した。

実証装置での酸発酵槽(有効容積1.0m³)の運転は、全て無加温、HRT 10日で運転を開始し、HRT 4日を定常運転とした。図5に、糞尿搾汁液の酸発酵試験結果を示す。

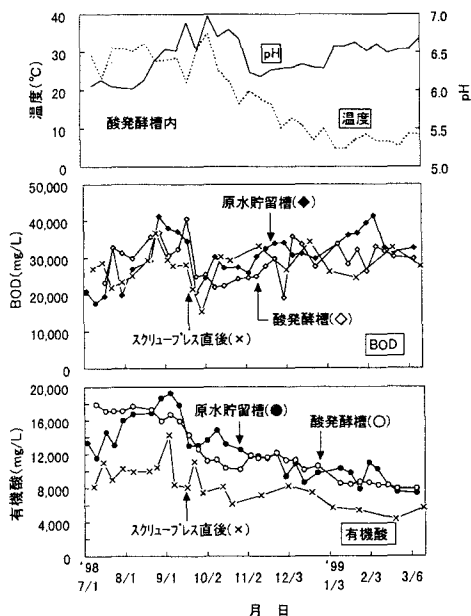


図5 糞尿搾汁液の酸発酵処理

8月以降はHRT 4日で運転した。その時の容積負荷は20~24kg-COD_{Cr}/m³・日、7.8~9.3kg-BOD/m³・日であった。その結果、pHは6.0~7.0、原水貯留槽と酸発酵槽とではBODおよび有機酸濃度はほぼ同等の値で推移した。有機酸濃度は、年間を通して、スクリープレス直後よりも原水貯留槽の方が増加した。これは、原水貯留槽で搾汁液の酸発酵反応が進行したことを示している。すなわち、原水貯留槽に糞尿搾汁液を1~5日貯留するのみで易分解性有機物の可溶化・酸発酵反応が進行するものと考えられる。一方、酸発酵槽では、それ以上の酸発酵反応は顕著には進行しなかったと言える。

4.3 搾汁液のメタン発酵処理

糞尿搾汁液のメタン発酵処理では HRT 13 日、容積負荷 6~7kg-COD_{Cr}/m³・日が限界負荷であったことに基づき⁶⁾、HRT 15.4 日での連続運転を行った。最大負荷時の容積負荷は 4.4~4.8kg-COD_{Cr}/m³・日、汚泥負荷は 0.18~0.23kg-COD_{Cr}/kg-SS・日であった。なお、35℃加温時の汚泥性状は、pH 7.7~7.9、酸化還元電位 -530 mV、SS 2.1~2.4%、NH₄⁺-N 2,500~3,000 mg/Lであった。

(1) 消化ガスの発生

図6にメタン発酵槽運転時の温度、HRT、消化ガス発生量、消化ガス組成を示す。夏季~秋季での無加温運転時は 5~15Nm³/m³-搾汁液、冬季の 35℃蒸気加温時は 20~28Nm³/m³-搾汁液の消化ガスが得られた。特に、35℃加温時はほぼ安定して消化ガスが発生した。消化ガス中のメタンガス含有率は 66~69%で安定していた。その他のガス成分は、CO₂ 31~34%、H₂S 0.1~0.4%、NH₃ 1ppm 以下であった。35℃に加温した場合は、0.35~0.4%の高濃度の H₂S が発生した。なお、この連続運転期間中、有機物過負荷の症状は全く見られず、ポンプ、配管、発酵槽等での装置上のトラブルも一切生じなかった。本実証試験では、消化ガスを乾式脱硫処理後、実証施設内のガス燈に利用した。

(2) 有機物分解

メタン発酵処理による糞尿搾汁液の COD_{Cr} 除去を図7に示す。メタン発酵槽内での COD_{Cr} 濃度はほぼ安定し、COD_{Cr} 除去率は平均 64%であった。また、BOD 除去率は平均 78%、VS 除去率は平均 52%、SS 除去率は平均 45%であった。

(3) アンモニアによるメタン発酵阻害の検討

高濃度のアンモニア存在下では、メタン発酵反応が阻害される。一般的には、中温メタン発酵の場合、槽内 NH₄⁺-N 濃度が 3,000~4,000mg/L 以上の場合にメタン発酵阻害が起ることが報告されている¹¹⁻¹⁸⁾。アンモニアの存在形態は、イオン態 (NH₄⁺) と遊離態

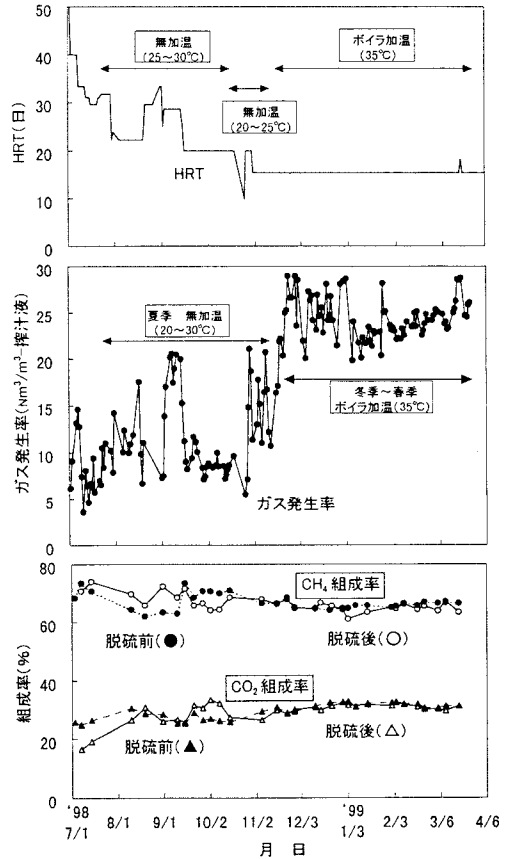


図6 糞尿搾汁液のメタン発酵処理

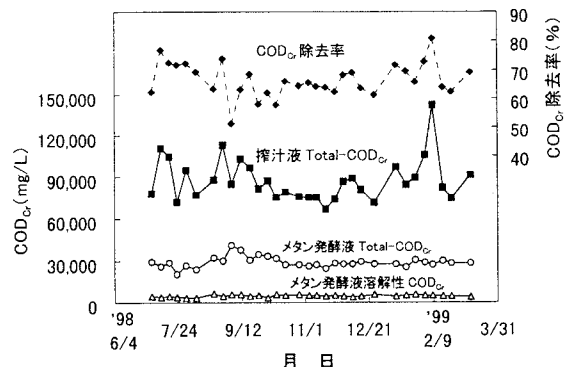


図7 糞尿搾汁液のメタン発酵処理による COD_{Cr} 除去

(NH₃)の2つの形態があるが(NH₄⁺ ⇌ NH₃ + H⁺)、遊離態アンモニアがメタン発酵反応への阻害に強く影響する。この遊離態アンモニアの濃度は、NH₄⁺-N 濃度、温度、pH の3要素で決まり、通常は計算式より理論値を算出して表す¹⁸⁾。

HRT 15.4 日、35℃加温時におけるメタン発酵槽内の NH₄⁺-N 濃度は 2,500~2,800mg/L であり、遊離アンモニア濃度としては 250~500mg/L(計算値)の範囲であった(図8)。この時、メタン発酵槽内の溶解性 COD_C(図7)や溶解性 TOC、有機酸濃度が上昇する現象は特には見られなかった。したがって、本システムによるメタン発酵処理での NH₄⁺-N 濃度(3,000mg/L 程度)では、メタン発酵反応を阻害することはないものと考えられた。

4.4 分離槽上澄液のオキシデーショディッチ処理

メタン発酵液の浄化は、維持管理の容易性から、スクルー型表面曝気装置を備えたオキシデーショディッチで行った。分離槽に流入したメタン発酵液はオキシデーショディッチ処理水で2倍希釈し、得られた分離槽上澄液をオキシデーショディッチで間欠曝気処理した。分離槽上澄液の平均水質を表2に示す。運転条件は平均で、HRT 10日、容積負荷 0.12kg-BOD/m³・日、汚泥負荷 0.018kg-BOD/SS・日であった。

図9にオキシデーショディッチ汚泥性状(水温、MLSS、SV₃₀)と処理水質(BOD、SS、窒素)の経日変化を示す。また、表2に処理水質を示す。処理水質は、7~9月(水温 20℃以上)では BOD 平均 92mg/L、SS 平均 40mg/Lと良好であった。一方、オキシデーショディッチ水温が20℃を下回り始めた頃から処理水 BOD、SS 共に悪化した。10~11月の20℃以下の低水温期では、BOD、SS 共に 300mg/L

以上となった。この際に MLSS 濃度が低下したのは、生物活性の低下で汚泥フロックが壊れ、汚泥が分散したためである。窒素除去は、水温 20℃以上では窒素除去率 60~70%程度であったが、低水温期には 40%以下になった。

オキシデーショディッチ処理では、水槽を地下式にする等の放熱防止策が重要である。また、処理水の色度は 3000~3500 度であった。この色度成分は生物処理できない物質であり、除去には凝集沈殿処理、活性炭処理、オゾン処理等の物理化学処理を施す必要がある。

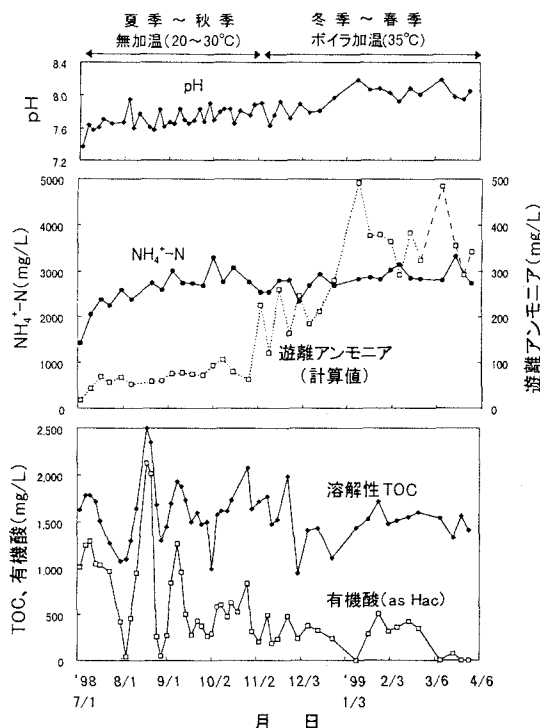


図8 糞尿搾汁液のメタン発酵処理におけるアンモニアの影響

表2 オキシデーショディッチ処理水質

項目	分離槽上澄液	処理水質	
		7~9月の平均	10~11月の平均
Total-BOD (mg/L)	1,030	92	319
Total-COD _{V₅} (mg/L)	1,390	191	550
Total-COD _C (mg/L)	3,430	394	1,190
溶解性 TOC (mg/L)	440	127	235
NH ₄ ⁺ -N (mg/L)	820	54	126
NO _x -N (mg/L)	53	149	476
T-N (mg/L)	1,050	224	637
SS (mg/L)	1,580	40	312
pH	7.9	7.5	6.8

家畜糞尿メタン発酵液の浄化処理の研究報告はほとんどない。亀岡ら¹¹⁾は、活性汚泥処理では豚舎排水のメタン発酵液を10倍希釈処理してHRT 2日、BOD容積負荷 0.39kg-BOD/m³・日の条件でBOD除去率89.0%、ケルダール窒素除去率34.0%、可動式浸漬ろ床法ではメタン発酵液を3倍希釈してHRT 2日、BOD容積負荷 1.3kg-BOD/m³・日の条件でBOD除去率79.7%、ケルダール窒素除去率89.4%を報告している。

本システムでは、メタン発酵液の分離槽上澄液を処理したこと、およびHRTを10日にしたことによってBOD除去率90%以上、窒素除去率約75%の高い除去率が得られたと言える。なお、処理水が暗褐色を呈する点は亀岡ら¹¹⁾の報告と同じであった。

4.5 汚泥のスクリープレス脱水

糞尿の前処理に用いた同一のスクリープレス機で、メタン発酵汚泥およびオキシデーションディッチ汚泥を脱水した。本プロセスでの特徴は、1)糞尿を圧搾処理したスクリープレス機と同一機で汚泥の脱水を行う、2)メタン発酵汚泥脱水の場合は、一旦、オキシデーションディッチ処理水で希釈することによって汚泥のアルカリ度低減と微細な浮遊粒子除去を図り、ポリマ添加量を低減する点にある。汚泥脱水処理の結果を表3に示す。メタン発酵汚泥およびオキシデーションディッチ汚泥での汚泥凝集用ポリマの添加率は、各々0.54%、0.76%（対TS）であり、脱水汚泥の含水率は各々77.5%、82.2%、脱水ろ液のSS濃度は各々165mg/L、76mg/Lが得られた。脱水ろ液では、メタン発酵汚泥の場合は汚泥濃度が高い分、脱水ろ液のSSも高い傾向であった。この脱水ろ液は、分離槽に戻した後、オキシデーションディッチ処理した。汚泥脱水によるSS回収率は、メタン発酵汚泥の場合99.1%、オキシデーションディッチ汚泥の場合99.2%であった。メタン発酵汚泥は容易に脱水できるが、オキシデーションディッチ汚泥の脱水では凝集剤を若干多く必要とし、脱水汚泥の含水率もやや高い傾向だった。得られた脱水汚泥は、糞尿スクリープレス搾汁粕と混合してコンポスト化した。

4.6 糞尿搾汁粕および脱水汚泥のコンポスト化

本システムでは、畜糞搾汁粕単独および畜糞搾汁粕＋脱水汚泥との混合物のコンポスト化を検討した。その結果、搾汁粕は、含水率が低く、空隙率が高いことから、脱水汚泥のコンポスト化時の副資材的な機能をも果たすことが解った。すなわち、特別な副資材を添加することなくコンポスト化することができた。

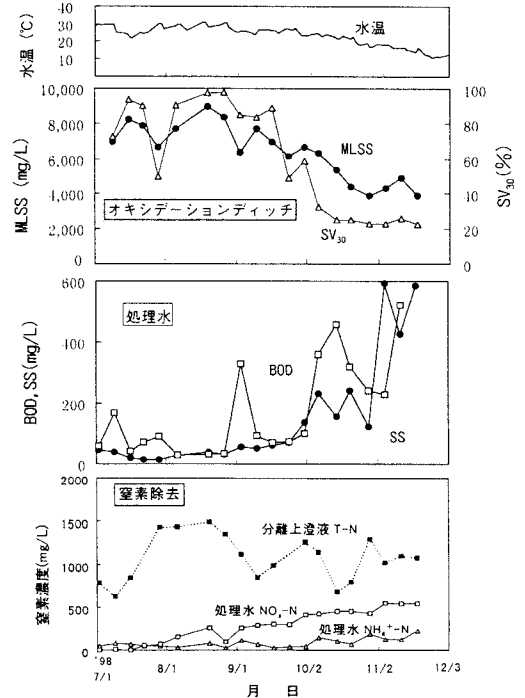


図9 オキシデーションディッチの汚泥性状と処理水質

表3 汚泥のスクリープレス脱水処理結果(平均値)

		メタン発酵汚泥 (脱水運転26回)	オキシデーションディッチ汚泥 (脱水運転10回)
汚泥性状	TS	22,700 mg/L	13,500 mg/L
	VS	13,500 mg/L	8,320 mg/L
	SS	19,300 mg/L	9,950 mg/L
	アルカリ度	7,200 mg/L	940 mg/L
脱水汚泥	pH	7.8	7.3
	含水率	77.5%	82.2%
	強熱減量	67.6%	76.0%
脱水ろ液	比重	0.76	0.75
	TS	4,230 mg/L	—
	SS	165 mg/L	76 mg/L
	アルカリ度	4,630 mg/L	430 mg/L
ポリマ添加率	pH	7.9	6.8
	対TS	0.54%	0.76%
	対SS	0.61%	1.20%

「畜糞搾汁粕単独」と「畜糞搾汁粕＋脱水汚泥(=1:1)」のコンポスト化過程における温度変化を図10に示す。コンポスト層の温度は、通気開始後速やかに65℃付近にまで上昇した。しかし、直ぐに下降し始め、切返しを数回繰り返すことで発酵を継続できた。搾汁粕単独でのコンポスト化に比較して、搾汁粕と脱水汚泥とを混合した場合はコンポスト層の温度はやや低かった。これは、脱水汚泥を混合した場合は原材料中の含水率が高いことおよび有機物量が少ないことに起因すると考えられる。

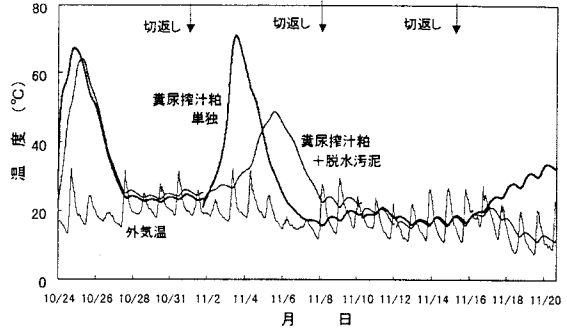


図10 コンポスト化過程におけるコンポスト層の温度変化

コンポスト化過程における性状変化を図11に示す。コンポスト化による強熱減量の減少率は7~8%であった。また、コンポスト化の初期にはタンパク質の分解に伴ってアンモニアが生成され、pHが一旦9付近にまで上昇した。その後、アンモニア成分の揮散およびNOx成分への転換によって発酵終了時にはコンポストはpH7付近となった。

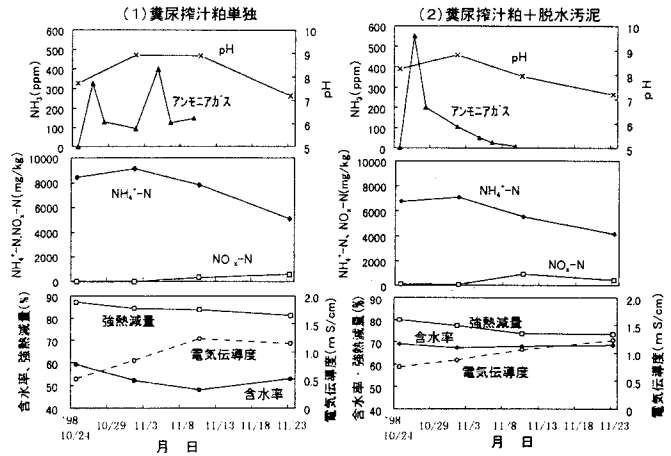


図11 コンポスト化過程における性状の経日変化

コンポスト化の過程で発生したアンモニアガス濃度は100~600ppmであった。ガス濃度は空間容積にも影響されることから、コンポスト化時の窒素収支を調べた(表4)。その結果、窒素成分は全体の12~20%が分解され、その大部分はアンモニアガスとして放出したことが解った。

表5にコンポスト製品の品質を示す。

表4 コンポスト化時の窒素収支

	糞尿搾汁粕単独		糞尿搾汁粕＋脱水汚泥(1:1)		
	窒素量	割合	窒素量	割合	
堆肥化前	119g		85g		
堆肥化後	104.6g		67.8g		
内訳	堆肥	104g	99.4%	67g	98.8%
	凝縮水	0.397g	0.38%	0.094g	0.14%
	放冷水	0.162g	0.15%	0.058g	0.086%
	アンモニア捕集液	0.046g	0.044%	0.561g	0.83%
	堆肥浸出水	0.011g	0.011%	0.059g	0.087%
堆肥化前後の窒素回収率	87.9%		79.8%		

表5 コンポストの成分組成 (コンポスト化50日後)

	糞尿搾汁粕単独	糞尿搾汁粕＋脱水汚泥(1:1)
含水率	16.6%	37.3%
強熱減量	82.6%	75.1%
pH	6.9	7.1
電気伝導度	1.23mS/cm	2.38mS/cm
BOD	35mg/g	58mg/g
炭素	41.6%	41.7%
水素	5.5%	5.6%
窒素	5.4%	5.3%
C/N比	7.7	7.9
総水銀	0.034mg/kg	0.059mg/kg
ひ素	0.50mg/kg	0.71mg/kg
カドミウム	1mg/kg以下	1mg/kg以下
銅	230mg/kg	280mg/kg
亜鉛	420mg/kg	1100mg/kg
P ₂ O ₅	5.1%	7.2%
K ₂ O	1.1%	0.9%
塩分濃度	9.0mg/kg	24mg/kg

4. 7 システム全体の物質収支

豚糞尿混合液 1m^3 に対する、本システム全体での物質収支を図12に示す。

糞尿混合液 1m^3 (TS $90\text{ kg}/\text{m}^3$)は、 $25\text{ Nm}^3/\text{m}^3$ -糞尿の消化ガス(メタンガス含有率 67%、 $600\text{ kJ}/\text{m}^3$ -糞尿)、コンポスト 100kg (含水率 40kg、強熱減量 45kg)、処理水 0.80m^3 (SS $30\sim 70\text{ g}/\text{m}^3$)に転換された。メタン発酵処理では(HRT 15.4 日、 35°C 加温時)、糞尿搾汁液中の有機物(COD_{Cr} 基準)の61%がメタンガスに転換され、29%が固形物(汚泥)として残存した。窒素収支では、糞尿混合液中の T-N $6\text{ kg}/\text{m}^3$ -糞尿に対して、 3.2 kg (約 53%)がコンポストに転換され、処理水 0.80m^3 への排出量は 0.18 kg (約 3%)であった。汚泥脱水に要する凝集用ポリマ量は $100\text{g}/\text{m}^3$ -糞尿であった。

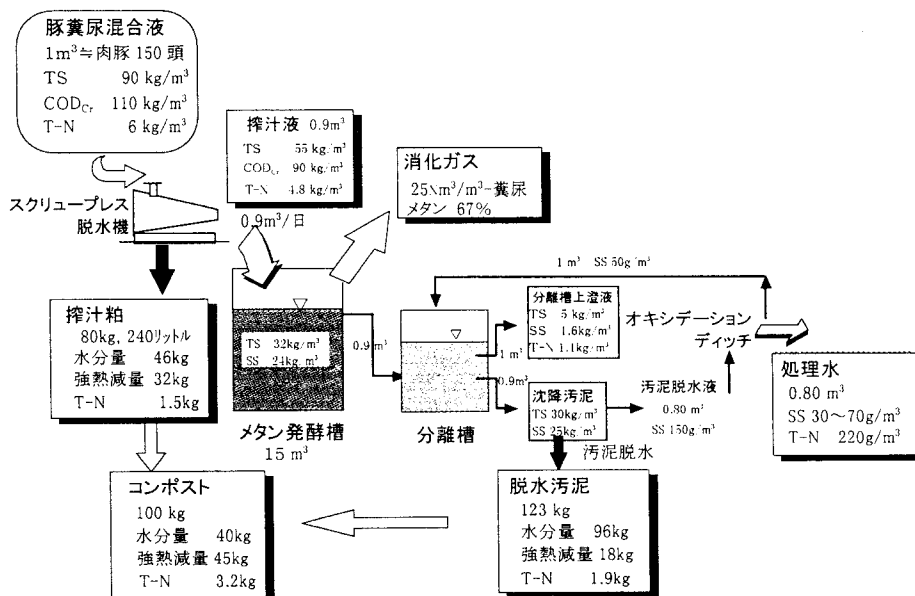


図 12 豚糞尿メタン発酵処理システムの物質収支

5. まとめ

- (1) 豚糞尿を無薬注でスクリーンプレス処理し、搾汁液 (COD_{Cr} 9.0%、BOD 3.0%、TS 5.5%)と搾汁粕 (含水率 57%、比重 0.33) が得られた。スクリーンプレス処理による TS 除去率は 38%であった。
- (2) 搾汁液は室温下で速やかに酸発酵反応が進行した。搾汁液の COD_{Cr} 基準での有機物構成は、57%が固形性有機物、29%が有機酸、14%がその他溶解性有機物であった。
- (3) 糞尿搾汁液のメタン発酵処理は、HRT 15.4 日、 35°C 加温にて $20\sim 28\text{m}^3$ -消化ガス/ m^3 -搾汁液、メタンガス含有率 66~69%の消化ガスが得られた。
- (4) メタン発酵液のオキシデーショディッチ処理では、水温 20°C 以上では処理水 BOD $40\sim 80\text{mg}/\text{L}$ 、SS $20\sim 50\text{mg}/\text{L}$ 、窒素除去率 60~70%が得られた。一方、水温 20°C 以下では、BOD、SS 共に平均 $300\text{mg}/\text{L}$ 以上、窒素除去率 40%以下となった。処理水の色度は $3,000\sim 3,500$ 度であった。
- (5) メタン発酵汚泥及びオキシデーショディッチ汚泥は、糞尿をスクリーンプレス処理した同一のスクリーンプレス機にて脱水することができた。メタン発酵汚泥の脱水では、ポリマ添加率 0.54%(対 TS)にて含水率 77.5%の脱水汚泥と SS 濃度 $180\text{mg}/\text{L}$ の脱水ろ液が得られた。
- (6) 糞尿搾汁粕と脱水汚泥は、両者を混合することで、水分調整材なしでコンポスト化することができた。
- (7) 豚糞尿混合液 1m^3 (TS $90\text{ kg}/\text{m}^3$)は、 $25\text{ Nm}^3/\text{m}^3$ -糞尿の消化ガス(メタンガス含有率 67%)、コンポスト 100kg (水分量 40 kg 、強熱減量 45kg)、処理水 0.80m^3 (SS $30\sim 70\text{ g}/\text{m}^3$)に転換された。

謝辞

本研究は、生物系特定産業技術研究推進機構(生研機構)の委託研究「家畜糞尿の環境保全型メタン発酵システムの研究開発」として平成8～10年度に実施したものである。実証試験に際しては、神奈川県畜産研究所および神奈川県豚産肉能力検定所の関係者の方々に多大な御協力をいただきました。また、装置運転と分析は、早川範明氏、小澤隆文氏、川辺通子氏、加藤裕子氏の献身的な協力を得て行われました。深く感謝の意を表します。

参考文献

- 1) 週間下水道情報、第1135号、p.5-13、平成11年2月16日発行
- 2) 金主鉉、西村修、竹下俊二、柳在根、須藤隆一：韓国における畜産ふん尿の処理現況と処理技術、用水と廃水、Vol.41, No.2, p.143-153, 1999.
- 3) 徐開欽、全恵玉、須藤隆一：畜舎排水の性状と原単位、用水と廃水、Vol.39, No.12, p.1097-1105, 1997.
- 4) 河内俊英、K. ステファン スズキ：海外リポート デンマークのバイオガス施設-日本の生ごみ対策にも有効-、月刊廃棄物、Vol.23, No.5, p.117-122, 1997.
- 5) 芹口：視点 国内初のバイオガス施設 畜産ふん尿で発電・堆肥化 京都・八木町、月刊廃棄物、Vol.24, No.10, p.60-61, 1998.
- 6) 片岡直明、鈴木隆幸、鈴木芳郎、山田紀夫、本多勝男：家畜糞尿のメタン発酵特性に関する研究、第1回日本水環境学会シンポジウム講演集、p.145-146, 1998.
- 7) 片岡直明、鈴木隆幸、石田健一、山田紀夫、本多勝男：豚糞尿のメタン発酵処理に関する研究、第33回日本水環境学会年会講演集、p.47, 1999.
- 8) 片岡直明、鈴木隆幸：技術動向 家畜糞尿のメタン発酵処理システム、月刊養豚情報、Vol.27, No.4, p.44-48, 1999.
- 9) 片岡直明、鈴木隆幸：家畜ふん尿のメタン発酵処理システム、資源環境対策、Vol.35, No.8, p.764-765, 1999.
- 10) 本多勝男：無希釈・高有機物負荷メタン発酵法、畜産環境対策大辞典、農文教編、農山漁村文化協会、p.417-427, 1995.
- 11) 亀岡俊則、崎元道男、因野要一：豚舎排水のメタン発酵消化液の浄化処理、水処理技術、Vol.27, No. 7, p.501-509, 1986.
- 12) 本多勝男：家畜ふん尿のメタン発酵処理技術の発展(1)、用水と廃水、Vol.27, No.7, p.680-685, 1985.
- 13) 本多勝男：家畜ふん尿のメタン発酵処理及び利用に関する試験、神奈川県畜産試験場研究報告、第72号、p.123-156, 1982.
- 14) Troyer, S. J., Ellis T. G. and Dague R. R., Effects of ammonia inhibition on the anaerobic sequencing batch reactor, Proc. Mid.-Atl. Ind. Hazard Waste Conf., 29, p.12-21, 1997.
- 15) Hansen, K. H., Angelidaki I., and Ahring B. K., Anaerobic digestion of swine manure: inhibition by ammonia, Wat. Res., Vol.32, No.1, p.5-12, 1998.
- 16) Krylova, N. I., Khabiboulline, R. E., Naumova, R. P., and Nagel, M. A., The influence of ammonium and methods for removal during the anaerobic treatment of poultry manure, J. Chem. Tech. Biotechnol. Vol.70, No.1, p.99-105, 1997.
- 17) Poggi-Varaldo, H. M., Rodríguez-Vázquez, R., Fernández-Villagómez, G., and Esparza-García, F., Inhibition of mesophilic solid-substrate anaerobic digestion by ammonia nitrogen, Appl. Microbiol. Biotechnol., Vol.47, No. 3, p.284-291, 1997.
- 18) Lay, J. J., Li, Y. Y., and Noike, T., The influence of pH and ammonia concentration on the methane production in high-solids digestion processes, Wat. Environ. Res. Vol.70, No. 5, p.1075-1082, 1998.