衛生化学
THE JOURNAL OF
HYGIENIC CHEMISTRY
19 (4) 189-195 (1973)

し尿処理に関する研究 (第3報¹⁾)無希釈し尿の好気性処理²⁾小瀬洋喜, 石川哲也, 佐藤孝彦,^{3a)} 生稻保二河野通成, 山田昭夫,^{3b)} 渡辺周一, 谷 志郎^{3c)}岐阜薬科大学,^{3a)} 日本車輛製造株式会社,^{3b)} 岐阜県衛生部公衆衛生課^{3c)}Studies on the Treatment of Night Soil. III.¹⁾Treatment of Non-diluted Night Soil by Aerobic Digestion²⁾YOUKI OSE, TETSUYA ISHIKAWA, TAKAHIKO SATO,^{3a)}YASUZI IKUINE, MICHINARI KONO, AKIO YAMADA,^{3b)}SHUICHI WATANABE, and SHIRO TANI^{3c)}*Gifu College of Pharmacy,^{3a)} Nihon Sharyo Seizo Co., Ltd.,^{3b)} and
Section of Public Health, Department of Hygiene, Gifu Prefecture^{3c)}*

(Received June 21, 1972)

Aerobic treatment plant of non-diluted night soil was designed and built in 1969. This plant consisted of aeration tank (which had four aerobic digestion tanks), sedimentation tank, 2nd aeration tank, and clarifier. Effect of treatment was investigated, and the following results were obtained.

Temperature in the 1st digestion tank was more than 24° even in Nakatsugawa city, Gifu Prefecture, where the outside temperature was below zero degree in winter. This phenomenon was advantage for biological treatment of night soil. Percentage removal of BOD, COD, and Kjeldahl-N in the 1st digestion tank were 82, 46, and 72 %, and those in the effluent were 41, 61, and 51 ppm, respectively. In general, removal of NH₃-N is difficult by other aerobic treatment system, but its removal percentage was good at this plant, and NH₃-N stripping was observed because this aerobic treatment tank was in alkaline state.

Zoogloea and Protozoa could not be found in the 1st digestion tank. The Biota of this tank was different from standard activated sludge organisms. Bad odor was not detected around the plant.

It is considered that this plant of non-diluted night soil treatment gives better clearance than other treatment plant.

は し が き

し尿処理の方式は、好気性と嫌気性に大別される。従来、汲取し尿の処理は嫌気性によって一次処理を行ない、二次処理を好気的に行なうものが多かった。

汲取し尿を最初から好气的に処理する方式は、1929年京都十条処理場で、また1930年東京綾瀬処理場で実施されたが、詳細な記録はない。⁴⁾

児玉らは1955年頃から、し尿酸化処理の基礎的研究を

1) 第2報：小瀬洋喜, 桐山みどり, 渡辺周一, 谷 志郎, 広田忠則, 衛生化学, **18**, 393 (1972).

2) 日本薬学会東海支部昭和44年大会で要旨講演, 岐阜, 1969年11月.

3) Location: a) 492-36, Mitahora, Gifu (岐阜市三田洞 492-36); b) Narumi-cho, Midori-ku, Nagoya (名古屋市緑区鳴海町); c) Yabuta, Gifu (岐阜市藪田).

4) 児玉 威, 用水と廃水, **10**, 54 (1968).

行ない、⁵⁻⁷⁾ これに基づいて著者らのうち河野・山田らは愛知県一色町に昭和34年に最初の好気性処理施設を建設したが、⁸⁾ この性能については詳細な報告は行なわなかった。さらに同人らは三重県桶町に好気性消化施設を建設し、武藤はその性能について一部報告した。⁹⁾ その後厚生省は「ごみ処理・し尿処理の施設ならびに維持管理に関する基準」¹⁰⁾ において「酸化処理方式の施設」を示した。しかし、酸化処理方式における消化機能の調査研究は、希釈したし尿についてなされているもののみで、¹¹⁾ 無希釈の高濃度し尿については詳細な報告がなされていない。

し尿処理を嫌氣的に行なうことは、その悪臭のために環境被害を生ずることが多く、好気性処理を行なうことができれば悪臭対策に有効と考えられる。好気性処理方式は、こうした観点からすすめられたものであるが、その濃度は希釈低濃度化したものであった。これは下水道終末処理場における流入汚水濃度に比して汲取し尿濃度がきわめて高いため、活性汚泥法での処理濃度を配慮して希釈したものである。しかしながら、希釈によって処理施設容積は拡大するので、高濃度のまま好気性処理ができるならば、施設の縮小と悪臭対策に資することができ、有効なし尿処理法と考えられる。

そこで、著者らは昭和44年1月、岐阜県中津川市に無希釈高濃度し尿の好気性消化処理施設を設置し、その機能を試験した。

その結果、高濃度し尿を好気性処理すると BOD 除去率はきわめて高いことを認めた。また、この除去機能の中心をなすものは細菌類であり、一般の下水処理に用いられる活性汚泥法とは、生物相に相違があることを認めた。このように高濃度し尿を好気性処理することができ、その作用機構も一般の下水処理における活性汚泥法と別なものがあることが推定されることはきわめて興味ある事実と考える。

本報においては、試作槽における効果を報告する。除去機構については次報で報告する予定である。

実験方法

1) フローシート 設置した処理施設のフローシートを Fig. 1 に示す。

バキュームカーで収集したし尿は、防臭用シャワーを有する投入口から投入し、4槽からなる好気性消化槽で15日間曝気処理したのち、沈でん槽を経て二次曝気し、二次曝気槽からは最終沈でん池を経て放流する。

計画投入量は $20 \text{ m}^3/\text{日}$ で、各槽の大きさ、曝気量は、従来設置し、運転管理してきた同種施設での計画値を参

Fig. 1. Process of Aerobic Treatment Plant for Non-diluted Night Soil

- 5) 記念出版グループ編, “私たちの記録, 児玉 威先生とともに20年,” 神奈川, 1950.
- 6) 武藤暢夫, 日本衛生学雑誌, **13**, 287 (1958).
- 7) 橋本 奨, 用水と廃水, **4**, 439, 509, 623 (1962).
- 8) 道古普三, 都市清掃, **39**, 38 (1958).
- 9) 武藤暢夫, “第11回し尿処理対策全国協議会資料,” 1961; 大野 茂, “し尿処理の現状とこれからの方向,” 全国市長会・日本衛生センター, 東京, 1965, p. 34; 松本順一郎, 遠藤郁夫, “衛生工学ハンドブック,” 大橋文雄他編, 朝倉書店, 東京, 1967, p. 679.
- 10) “ごみ処理・し尿処理の施設ならびに維持に関する基準,” 公害審議会下水清掃部会, 厚生省環境衛生局編, 日本環境衛生協会, 東京, 1965.
- 11) 矢込堅太郎, 堀 謙治, 塚原次雄, 用水と廃水, **5**, 546 (1963).

TABLE. I. Desin of Plant
(Designed Treatment Volume 20 m³/day)

	Volume (m ³)	Retention time (day)	Aeration volume (air m ³ /m ³ /hr)
1 st diges. tank	60	3.0	5.8
2 nd diges. tank	70	3.5	3.7
3 rd diges. tank	80	4.0	3.2
4 th diges. tank	90	4.5	2.85
Sedimentation tank	50	0.25	—
Dilution tank ^{a)}	—	—	—
2 nd aeration tank	110.208	0.23	1.3
Final clarifier	52	0.11	—

a) Dilution rate is 20 times.

考とし、Table I のように定めた。

投入し尿の BOD濃度を7000 ppm と想定したとき、第1消化槽での単位容積当り BOD 負荷は、2.3 kg-BOD/m³/日となり、高負荷となる反面、流入 BOD に対する空気量は 5 m³/kg-BOD で低い。

2) 実験期日 運転を開始した昭和44年1月13日以降1年間実施し、1月13日、1月24日、2月6日、2月18日、8月5日、9月2日、10月21日は、各槽から検体を採取し分析に供した。採取は午前9時頃に行なったが、10月21日には9時、12時、15時に実施した。また、投入量と槽温については昭和45年12月まで毎日測定した。

3) 検体採取場所と採取方法 採取場所——投入槽、第1消化槽、第2消化槽、第3消化槽、第4消化槽、消化槽脱離液、最終沈でん槽、放流水。

検体は槽の中央部付近から直接採取した。脱離液と放流水とは槽の流出液を採取した。

また、各槽内での浄化進行度をみるために、各検体について 1200×g、15分間遠心分離を行なった上澄液をとり試料とした。

4) 試験項目と分析方法 (1) 現地試験——a. 投入量：搬入バキュームカーの台数によって計測した。

b. 各槽の水温：各槽のほぼ中央部へ温度計を垂らし放置後引上げて直ちに測定した。

(2) 実験室試験——a. pH：日立-堀場 M5 型 pH メーター。

b. 塩素イオン：検体を濃度に応じて希釈し、硝酸第二水銀法によって測定。²⁾

c. COD：JIS, K 0102—1964, 13 による 100° にお

ける KMnO₄ による酸素消費量。

d. BOD：衛生試験法（1965 年版衛生試験法注解）によるウインクラ法。

e. NH₃-N：衛生試験法（1965 年版衛生試験法注解）による蒸留法。

f. アルブミノイド性-N：衛生試験法（1965 年版衛生試験法注解）による蒸留法。

g. ケルダール性-N：衛生試験法（1965 年版衛生試験法注解）による蒸留法。

h. 窒素酸化物：佐々木らによる還元蒸留法。¹²⁾

i. 浮遊物質：JIS, K 0102-1964 によるガラスろ過法。

j. 全蒸発残留物：JIS, K 0102-1964.

k. 灰分：JIS, K 0102-1964.

l. 強熱減量：JIS, K 0102-1964.

m. 汚水生物：衛生試験法（1968 年追加）。

による検体採取と試験法¹³⁾を行ない、津田¹⁴⁾に準じて判定を行なった。

結果および考察

1) 運転状況

(1) 投入量 計画投入量 20 m³/日に対して建設の初期には 35 m³/日 程度の過剰投入が行なわれたが、昭和45年度平均 24.1 m³/日、昭和45年度平均 20 m³/日と、ほぼ平均的には計画投入量に準ずる投入が行なわれた。ただし休日には投入を休み、土曜には約半量投入の操業を行なっている。

(2) 槽温 外気温の低い冬季にも 25° 以上を示し、夏季には 35—37° にも達し、年間ほぼ 30° 以上を保っていた。年間平均値では 44 年度は 31.8°, 45 年度では 32.3° であった。この温度は加温によって得られたものではなく、曝気によって発生するものであるが、温度発生の原因については今後の検討をまちたい。

加熱装置がなくても槽温がこのような高温を保持することは、し尿処理上きわめて有利なことで、本処理法の特長のひとつである。

各槽の温度を Fig. 2 に示す。

図のように第1—第4消化槽において高温が維持されるが、第二次処理槽への流入前に希釈されるため、ここで水温は低下する。

2) 理化学的試験

(1) pH 各槽での pH 値を Fig. 3 に示す。

12) 佐々木佳子、小瀬洋喜、佐谷戸安好、中室克彦、外村正治、衛生化学, 17, 260 (1971); 衛生化学調査委員会、衛生化学, 16, 211 (1970)。

13) 衛生化学調査委員会、衛生化学, 14, 150 (1968)。

14) 津田松苗, “汚水生物学,” 北隆館, 東京, 1967。

Fig. 2. Change of Water Temperature in Digestion Tank

—○—: 13, Jan. —●—: 24, Jan.
 —△—: 6, Feb. —▲—: 18, Feb.
 —□—: 5, Aug. —■—: 2, Sep.

Fig. 3. Change of pH in Digestion Tank

—○—: 13, Jan. —●—: 24, Jan.
 —△—: 6, Feb. —▲—: 18, Feb.
 —□—: 5, Aug. —■—: 2, Sep.

運転開始時の1月13日を除き、第1消化槽から脱離液に至るまで各槽ともアルカリ性を示しているが、二次処理槽流入前に地下水 (pH 6.87) で希釈されるので pH 低下が認められる。

(2) 塩素イオン 各槽での塩素イオン濃度を Fig. 4

Fig. 4. Concentration of Chlorine Ion

—○—: 13, Jan. —●—: 24, Jan.
 —△—: 6, Feb. —▲—: 18, Feb.
 —□—: 5, Aug.

に示す。

塩素イオンは投入槽での濃度がそのまま消化槽内の各槽で維持され、二次処理槽流入前に約20倍に希釈されて約156 ppmで放流されている。

投入槽での塩素イオン濃度は前報²⁾で報告した5500 ppmという平均濃度よりもかなり低く、その70%前後となっている。これは防臭用シャワーの放水による希釈をうけているためと考えられる。設計にあたっては無希釈し尿を処理する予定であったが、実際の運転を行なうとこの水量が無視できぬこととなり、濃度が約70%になったため、設計滞留時間15日分が、実際には10.5日滞留となった。

(3) COD 各槽での汚泥混液検体のCOD値をFig. 5に、1200×gで15分間遠心分離した上澄部のCOD値をFig. 6に示す。

投入槽でのCODは4200—7700 ppmであるが、このようなCODの変動は、1日の経時変化でも認められ、6800—13400 ppmの変動があった。これは投入槽におけるシャワー用水の滞留量と投入し尿の比、収集し尿の質的差(大小便比、便池内貯留日数)などが投入槽においてはそのまま影響され、試料採取時に試料の均一化がのぞめないからである。

第1消化槽以降では曝気攪拌により均一化され、2500—1900 ppmとなり、経時変化もほとんどない。

COD除去率は、良好なときには第1消化槽67.2%

Fig. 5. Change of COD in Digestion Tank

—○—: 13, Jan. —●—: 24, Jan.
 —△—: 6, Feb. —▲—: 18, Feb.
 —□—: 5, Aug. —■—: 2, Sep.

Fig. 6. Change of COD in Supernatant Fraction by Centrifugation ($1200\times g$ 15 min) and Total Mixed Liquor

—○—: total mixed liquor
 —●—: Sup. fraction centrifuged by $1200\times g$ 15 min

第4消化槽76.9%，不良なときは第1消化槽26.6%，第4消化槽49.5%，平均COD除去率は第1消化槽46.3%，第4消化槽62.2%であった。不良なときは運転開始当初の過剰投入期であり，その後は良好な除去効果を示している。

COD除去は，第1消化槽から第4消化槽にわたって行なわれるが，良好なときには第2消化槽で，ほぼ完了する。

このようにして除去されるCOD成分を検討するため，各槽における成分のうち $1200\times g$ ，15分間遠沈上澄

液が全CODに対して占める割合を Fig. 6 から算定すると，生し尿ではCOD 8800ppmのうち3100ppm (34.6%) 存在していたものが，第1消化槽では3066ppm中525ppm (23.1%) に減少しており，COD除去は可溶性成分中で行なわれることが多いことが認められた。なお，放流水のCODは平均61ppmであった。

(4) BOD 各槽での汚泥混液検体のBOD値を Fig. 7 に， $1200\times g$ で15分間遠心分離した上澄部のBOD値を Fig. 8 に示す。

図のように投入槽のBODは6200—14000ppmであるが，1日の経時変化においては11600—13500ppmとやや変動幅は小さかった。変動の原因はCOD変動と同様と考えられる。

BODの平均除去率は第1消化槽83%，第2消化槽88%，第3消化槽91%，第4消化槽88%で，COD除去率より高く，第1消化槽を中心として行なわれており，第2消化槽ではほぼ完了していた。

このようにして除去されるBOD成分を検討するため，各槽における成分のうち $1200\times g$ ，15分間遠沈上澄液が全BODに対して占める割合を Fig. 8 から算定すると，生し尿ではBOD 19000ppmのうち8024ppm (57.8%) 存在していたものが，第1消化槽では1310ppm中390ppm (29.5%) に減少しており，BOD除去は可溶性成分中に行なわれるものが多く，しかもCOD除去よりも高率に可溶性成分中に行なわれていることを認めた。

Fig. 7. Change of BOD in Digestion Tank

—○—: 13, Jan. —●—: 24, Jan.
 —△—: 6, Feb. —▲—: 18, Feb.
 —□—: 5, Aug. —■—: 2, Sep.

Fig. 8. Change of BOD in Supernatant Fraction by Centrifugation ($1200 \times g$ 15 min) and Total Mixed Liquor

—○—: total mixed liquor
—●—: Sup. fraction centrifuged by $1200 \times g$ 15 min

放流水のBODは平均41 ppmであった。

(5) 窒素化合物 ケルダール性-N, アルブミノイド性-N, $\text{NH}_3\text{-N}$ の各槽での測定値を Fig. 9 に, $1200 \times g$ で15分間遠心分離した上澄液の各窒素化合物量を Fig. 10 に示す。

いずれも第1消化槽での除去が主体で, 以下の槽での除去は少ない。

ケルダール性-Nの除去率は, 第1消化槽で66—85%であるが, Fig. 10のように $1200 \times g$ 上澄部での減少が中心であり, そのほとんどが $\text{NH}_3\text{-N}$ の減少である。

$\text{NH}_3\text{-N}$ の除去率は, 第1消化槽で平均71%で, 第2消化槽では81%となり, この槽ではほぼ除去が完了している。Fig. 10に示すように第1消化槽で $1200 \times g$ 沈でん部のものは大半が除去され, 第4消化槽では沈でん部の $\text{NH}_3\text{-N}$ はなくなっている。この除去はアルカリ性下の加温攪拌曝気による揮散と酸化によるものと考えられる。

窒素酸化物は生し尿中にはほとんど存在していないが, 消化槽内では多量に存在し, 夏期には350 ppmに至り, 冬期でも50 ppm検出した。曝気による窒素酸化効果の高いことが認められた。

(6) 菱発残留物, 浮遊物質, 灰分, 強熱減量 これ

Fig. 9. Change of Nitrogen in Digestion Tank

—○—: 13, Jan. —●—: 24, Jan.
—△—: 6, Feb. —▲—: 18, Feb.
—□—: 5, Aug. —■—: 2, Sep.

Fig. 10. Change of Nitrogen in Supernatant Fraction by Centrifugation ($1200 \times g$ 15 min) and Total Mixed Liquor

—○—: total mixed liquor
—●—: Sup. fraction centrifuged by $1200 \times g$ 15 min

らはいずれもそのほとんどが第1消化槽で除去されていた。このうち灰分の除去は汲取り尿中に混入する土砂が投入槽において土砂分離によって除去されるものと考えられる。また, 各槽における灰分除去も, 各槽の底部への沈でん分離によるものと考えられた。清掃時の点検において, 各槽の底部にはかなりの土砂の沈積が認められ

TABLE. II. Biologic Examination of Digestion Tank

	3 rd Diges. tank	4 th Diges. tank	2 nd aeration tank	Final clarifier
<i>Bacteria</i> sp.	+++ +++ +++ +++	+++ +++ +++	+++ ++ ++ ++ ++	++ +
<i>Zoogloea</i> sp.	++	+++ +++ +++	++ +++ +	+++ ++
<i>Flagellatae</i> sp.	+	+ +	+ + + +	+ + +
<i>Vorticella</i> sp.	+	+		++
<i>Opercularia</i> sp.			++ +++ +	++ +
<i>Monas</i> sp.		+	+	+
<i>Rotaria</i> sp.				+
<i>Nematoda</i> sp.			+ + +	
<i>Oscillatoria</i> sp.			+	+++ ++
<i>Diatomeae</i> sp.			+ + ++ + ++	+ +++
<i>Chlorella</i> sp.			+++ + +	++ ++
<i>Scenedesmus</i> sp.				+
<i>Hormidium</i> sp.			++	++
<i>Stiaecolonium</i> sp.			+	+++

た。

3) 生物学的試験

各槽における生物相を Table II に示す。

第1, 第2消化槽には, 一般に活性汚泥処理槽でみられる *Zoogloea* がみられず, 第3消化槽ではじめて出現する。第3消化槽以降には活性汚泥生物が増加し, 第2次処理施設の2次曝気槽は, 完全に活性汚泥となっている。

理化学的試験においてみられたように, 無希釈濃厚し尿は好気性処理によって高率にし尿成分が除去され, その除去効果の中心は第1消化槽にあり, 第2消化槽がその補助的役割を果していることが認められた。

この第1消化槽および第2消化槽での浄化能は *Zoogloea* 以外の細菌によるものと考えられ, 一般の下水処理に用いられる活性汚泥法とは別の有効な機構があることが推定される。

結 論

高濃度の無希釈し尿の好気性処理施設を設計・設置, し, その運転管理にあたるとともに機能についての調査

研究を行なった。

し尿成分の大半は4つの消化槽のうち第1消化槽で除去され, ここでの除去率はBOD 82%, COD 46%, 全窒素 72%, アルブミノイド性-N 75%, $\text{NH}_3\text{-N}$ 71%であった。このように良好な除去が行なわれている第1消化槽の生物相に活性汚泥生物を認めることができず, *Zoogloea* 以外の細菌による浄化機構が推定された。このことは一般の下水処理に用いられる活性汚泥法とは別の有効な浄化機構が存在することを示すもので, 汚水処理上きわめて興味ある事実である。ただし, $\text{NH}_3\text{-N}$ は酸化をうけるとともに, アルカリ性下の曝気による揮散除去を受けていると考えられる。 $\text{NH}_3\text{-N}$ 除去は, 活性汚泥処理においても困難であるので, 本法によって有効な除去率を得られたことは, し尿処理上有利な知見と考える。

謝辞 本研究にあたり, 御協力を賜った岐阜県中津川市衛生センターに謝意を表する。