

電解処理汚泥を用いた下水臭気除去の実用化の検討

日大生産工 ○高橋 里佳 高橋 岩仁 大木 宜章 関根 宏

1. はじめに

下水道は地域住民の安全な生活空間を営む上で欠かせない公共施設であり、その普及率は年々増大している。しかし、この普及率に伴い、下水処理時に大量発生する汚泥の処理・処分問題は重要課題である。

一方、都市化の進行に伴い、下水処理場を市街地近郊に配置せざるを得ない状況から、下水処理過程から発生する臭気対策も重要な課題である。この過程では、種々の臭気が発生するため環境対策として脱臭設備は必須の設備といえる。

本研究は、下水汚泥の処理から再資源化までの一連した研究であり、下水汚泥を電解処理により性状改質を図り、有効利用することを目的としている。そこで、発生した廃棄物は発生現場で処理し、再利用するという考えを基に、電解処理した下水汚泥（以後、電解汚泥と記す）を下水臭気の脱臭材として利用すべく検討を行った。既に、研究室による基礎実験から、電解汚泥の脱臭性能を確認し、そのメカニズムは吸着作用および菌体による臭気分解作用によるものと結論した。

ここでは、基礎実験で得られた技術を応用し、湿度・温度、さらに複雑性を極める原臭気などの外部検討要因が多数ある厳しい環境下の下水汚泥コンポスト工場において、スケールアップを図った現場実証試験を行い、脱臭材として電解汚泥が実用可能であるか検討した。

2. 実験条件および方法

2. 1 電解汚泥作製方法

試料は N 市下水処理場から採取した余剰汚泥に薬剤を添加し、これを電解処理して用いた。薬剤添加および電解の処理条件は汚泥の全蒸発残留物量 (TSS : 5900~7200 mg/l) に対し、FeCl₃ を 15 %、CaCO₃ を 10 %、また極板保護と汚泥の安定化のため CaF₂ を 10 % 添加し、処理量 30 l に対し電流 10 A、電圧 12 V で 1 時間処理を行った。なお、電解汚泥の含水率は基礎実験の結果から最適含水率である 80 % とした。

2. 2 原臭気および濃度測定

実証試験は G 県にある下水汚泥コンポスト工



写真-1 コンポスト工場

表-1 各臭気の原因臭気濃度

	原臭気濃度 (ppm)
NH ₃	100~180
(CH ₃) ₃ N	180~300
CH ₃ SH	ND
H ₂ S	ND

場にて行った。写真 1 に下水汚泥コンポスト工場を示す。ここでは、好気性発酵によりコンポスト処理を行っており、この過程で発生する臭気は多種多様である。また、臭気はその性質から複雑性を極めており、これら全てを測定対象臭気とすることは不可能である。通常、汚泥が嫌気性状態になると硫黄化合物の H₂S (硫化水素)、CH₃SH (メチルメルカプタン) の発生が高く、pH がアルカリ性になると NH₃ (アンモニア)、R-NH₂ (アミン類) ガス濃度が高くなる。そこで、測定対象臭気を代表的な下水臭気である H₂S、CH₃SH、NH₃、(CH₃)₃N に限定し測定を行った。

表 1 に各原臭気の物質濃度を示す。原臭気の物質濃度は気温・時間帯などにより異なるが、好気性状態であるため、NH₃、(CH₃)₃N の物質濃度が特に高く、それぞれ 100~180 ppm、180~300 ppm であった。なお、H₂S、CH₃SH に関しては検知されなかったため測定対象臭気から除外した。

なお、臭気の物質濃度の測定は通常、検知管分

析（JISK0804）で行ったが、 NH_3 はインドフェノール青吸光光度法（JISK0099）で他臭気は GC 法（環境庁告示第 47 号）により濃度補正を行った。

2. 3 実験条件および方法

図-1 に現場実証試験装置図を示す。実験方法はコンポスト過程から発生した臭気をポンプで吸引し、電解汚泥の入った脱臭槽内を脱臭槽下部より連続通過させ、通過後の残存物質濃度をガス採取孔 B より採取して経時的に測定した。また、原臭気物質濃度は採取孔 A より採取し、比較対象とした。なお、試料と臭気との接触時間、いわゆる臭気接触時間は脱臭に重要な因子を与える。既往の基礎実験の結果より、電解汚泥を用いた脱臭では、実際には瞬間的に脱臭されるものの、菌体の臭気分解反応また試料性状に与える影響などを考慮し、最適臭気接触時間を 60 秒と判断し、その値に必要な試料高さを設定した（表-2）。また、原臭気は湿度・温度共に高く、試料性状に影響を及ぼす恐れがあるため、ポンプ前に湿度調節装置、脱臭槽導入前には温度調節装置を設置した。

なお、予備実証試験より、実験初期段階から高濃度の臭気を用いると、吸着作用による脱臭効果は見られるが、菌体による臭気分解は確認されなかった。これは、菌体が馴致される前から高濃度臭気を導入したことにより、菌体の至適環境が崩壊し、脱臭に関与する菌体が死滅したためといえる。そこで、実験初期では低濃度臭気により脱臭に関与する菌体の馴致を行い、菌体を活性させることにより、長期的な脱臭が行われると考え、初期段階では、低濃度臭気（ NH_3 : 4.5 ppm, $(\text{CH}_3)_3\text{N}$: 15 ppm）に設定し、菌体の馴致を確認した後、高濃度に移行し長期的な脱臭を図った。

試料中の菌体の活性度合は、試料の pH および ATP（アデノシン三リン酸）量により確認した。なお、ATP とは、生きた細胞の中にエネルギー源として必ず存在するものであり、これに界面活性剤を作用させると ATP が細胞から抽出され、そこにルシフェラーゼ（発酵酵素）を働かせると ATP の量、すなわち細胞数に比例した強さで発光される。本研究では汚泥中の菌体は多種多様であるため、菌体数ではなく ATP 量で記述した。

3. 実験結果および検討

3. 1 実証試験結果

図 4 に現場実証試験における残存濃度の経時変化、図 5 に試料 pH の経時変化、図 6 に試料 ATP 量の経時変化を示す。なお、図 4 は残存濃度の変

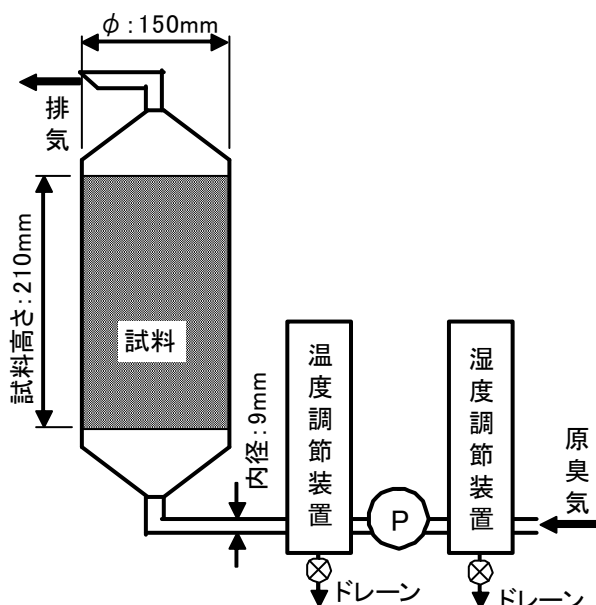


図-1 現場実証試験装置図

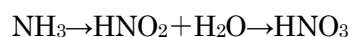
表-2 実験条件

臭気接触時間 (sec)	60
脱臭槽内径 (cm)	15
風速 (cm/sec)	0.35
風量 (cm^3/sec)	62
試料高さ (cm)	21

化を見やすくするため、縦軸は対数目盛りで表示した。

図 4 より、実験初期段階の低濃度臭気で馴致した期間は、実験開始 1 時間後に NH_3 で 0.026ppm, $(\text{CH}_3)_3\text{N}$ で 0.078ppm と両臭気とも吸着作用といえる瞬間的な脱臭が見られ、その後、多少の増減はあるものの、安定した脱臭効果が認められた。

ここで、同時期における試料 pH と ATP 量の結果から菌体の活性度合を確認した。先ず、図 5 に示した同時期の pH の結果から、注入臭気の影響により 6 時間後まで pH は上昇したものの、その後、有機態窒素のアンモニア化と硝化作用が順次進行することによる硝酸態窒素の蓄積と、菌体の臭気分解による副生産物の生成といえる低下傾向が見られた。さらに、図 6 から ATP 量の増殖が見られ、脱臭に関与する菌体の馴致が十分行われたと判断し、14 時間後より高濃度の原臭気に移行した。なお、菌体の臭気分解から発生する副生産物は以下の過程を得て生成される。



原臭気に移行した後は、80 時間まで両臭気とも

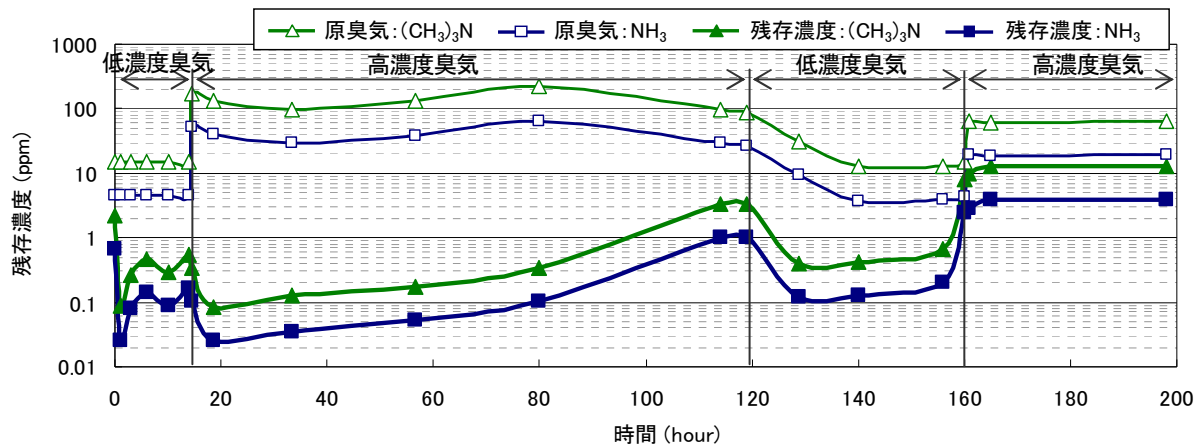


図4 残存濃度の経時変化

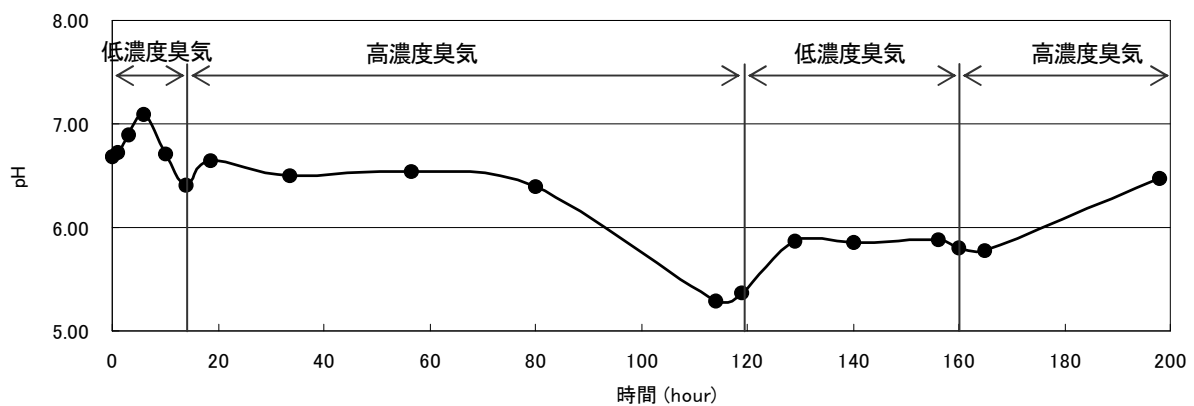


図5 試料 pH の経時変化

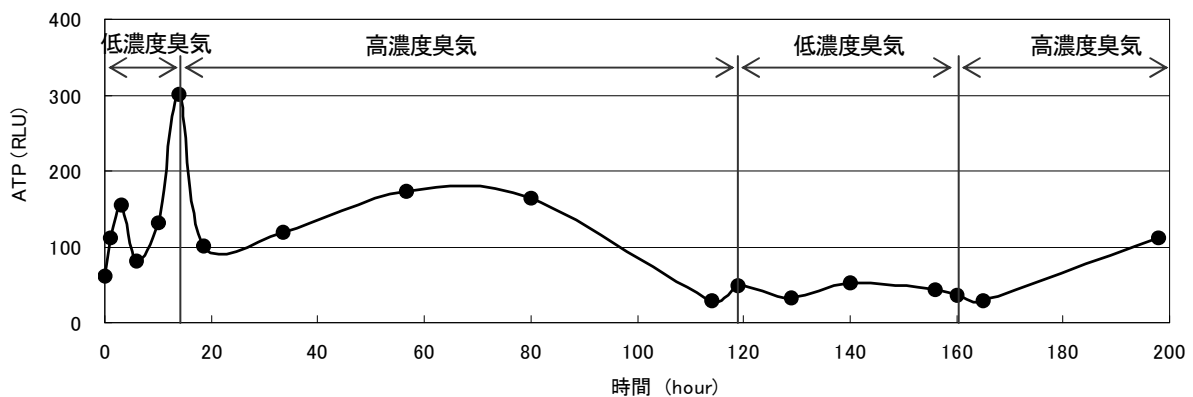


図6 試料 ATP の経時変化

に 90 % 以上の高い除去率で脱臭された。しかし、徐々に残存濃度の上昇が見られ、120 時間後には NH_3 で約 1ppm, $(\text{CH}_3)_3\text{N}$ で約 3ppm まで上昇した。さらに同時期における pH は急激に低下し、それに伴い、ATP 量も急減した。この要因を検討すると、原臭気が高濃度であるため、臭気分解による副生産物が大量に発生し、pH の急激な低下を招き、これにより菌体の至適環境が崩壊し、菌

体の臭気分解作用が低下したものと見える。

そこで、120 時間後から再度、低濃度に移行し、菌体の馴致を試みた。その結果、一時的に残存濃度が低下したため、160 時間後に再度、高濃度に移行した。しかし、菌体の活性は見られず、このことから、先の一時的な脱臭は菌体の臭気分解作用ではなく、吸着作用によるものといえる。これは、120 時間後から 160 時間後の間で ATP 量が

変化せず、低い値で推移していたことから確認できる。

その後、脱臭限界ともいえる残存濃度の上昇が見られたため、約 200 時間後に実験を中止した。なお、最終的に pH および ATP 量が上昇した理由としては、pH はアルカリ性の強い原臭気が分解されずに試料に吸着したためであり、ATP は腐敗菌の増殖によるものであるといえる。

前述した既往の基礎実験では 400 時間脱臭性能が継続したが、現場実証試験ではそれに比べると持続性は短い。しかし、1g あたりの汚泥が脱臭した物質濃度を実証試験と基礎実験で比較すると、実証試験の方が 15 倍以上脱臭している。なお、pH をコントロールすることにより、持続性を向上させることもできるが、pH 調整剤などの費用、さらに下水汚泥の有効利用の観点からも、基礎実験から得られているように、定期的に馴致した電解汚泥と交換することにより、持続性を向上させることが望ましいと考えられる。

3. 2 費用対効果について

前項では、電解汚泥による脱臭方法は下水汚泥の有効利用の観点からも望ましいと述べたが、実用化を図る上では費用対効果について考察しなければならない。そこで、電解処理に掛かる費用について概算ではあるが、見積りを行った。

表 3 に下水汚泥 (1.0m³) を電解処理したときに掛かる薬品の経費を示す。なお、FeCl₃ と CaCO₃ は、下水処理場で主に使われている石灰と塩化鉄で代用でき、また現在、下水処理場で使用されている一般的なものであるため、その単価で計算した。これより、CaF₂ が他の薬品に比べ、高価ではあるが、それでも薬品経費の合計は約 878 円となる。また、同汚泥量を処理するのに掛かる使用電力は理論的に約 3kWh であり、これを大口需要の 11 円/kWh で計算すると、33 円となる。これらを合計すると 1m³ 当たり約 910 円で処理ができる。なお、1m³ 当たりの電解汚泥量は体積で約 30000cm³ となり、今回使用した汚泥量は約 3700 cm³ であるため、8 倍以上の電解汚泥が作成されることとなる。

一方、下水処理場などで主に用いられている一般的な活性炭の単価は 800~1000 円/kg 程度であり、薬品などを塗布した活性炭では 1700 円/kg となる。下水処理場の規模、発生する臭気濃度などにより、持続性などが異なるため、一概に電解汚泥と比較することはできないが、試料量として比較すると、電解汚泥の方が 40 倍近く安価である。

表 3 下水汚泥 (1m³) を電解処理したときの薬品経費

使用薬品	使用量(単価) (T-SS:7000mg/lの時)	金 額 (小数点以下四捨五入)
CaF ₂	0.70 kg (1170 円/kg)	819 円
石灰	0.70 kg (28 円/kg)	20 円
塩化鉄	1.05 kg (37 円/kg)	39 円

さらに、難脱水性である下水汚泥の脱水性なども改善されるため、下水処理プロセスに電解処理法を組み込めば、濃縮、消化、脱水などの工程を大幅に削減でき、費用対効果から考えても実用可能な脱臭方法であるといえる。なお、初期費用、運転コストについては、脱臭システムの面から見てもほぼ同等であると考えられる。

4. まとめ

本研究では、大量に発生する下水汚泥を電解処理により改質し、脱臭材として再利用することを目的に、厳しい環境下である下水汚泥コンポスト工場において実証試験を行い、以下の知見を得た。

- 1) 実験初期に低濃度の臭気で馴致することで、高濃度な原臭気に移行した後も、除去率 90%以上の高い脱臭効果を示した。
- 2) 原臭気が高濃度の複合臭気であるため、臭気分解による副生産物により pH が急激に低下し、菌体の至適環境が崩壊したといえる ATP の低下が見られた。
- 3) 菌体の至適環境崩壊後、低濃度臭気により再度馴致を試みたが、吸着作用によるものと考えられる一時的な効果はあったものの、菌体の活性は見られず、脱臭限界となった。
- 4) 試料 1g あたりの総脱臭量は、基礎実験に比べ、15 倍以上であった。
- 5) 費用対効果では、電解汚泥を用いた脱臭法は従来の脱臭法と比較しても十分、実用可能であるといえ、さらに下水処理プロセスの大幅な削減が図られる。

以上の結果より、実証試験では、菌体の至適環境が崩壊したところにより、基礎実験に比べ持続性は見られなかったものの、試料 1g あたりの総脱臭量ははるかに多く、また定期的に新しく馴致した試料へ交換すれば、さらに継続的な脱臭が可能である。また、費用対効果についても有益であるといえ、このことから、大量に発生する下水汚泥の有効利用の道も広がり、電解汚泥を用いた脱臭法は大いに実用可能であるといえる。