

小規模処理による難分解性有機物質の除去に関する研究

嶋津 暉之 和波 一夫
堀切 和行* 加田 誠*
(*埼玉工業大学)

要 旨

現場の実験施設と処理施設を対象として、土壌生物処理、生物膜処理、活性汚泥処理の3方法について難分解性有機物質を中心に有機物質の除去特性を調べた。2年間の実験と調査の結果、主に次のことが明らかになった。

- (1) C-BOD、COD、TOC、254nm吸光度、難分解性有機物質のいずれも、3方法の中で土壌生物処理の処理効率が最も高く、その処理水の値は他の2方法の概ね2/3 ~ 1/3 以下であった。生物膜処理と活性汚泥処理の除去能はほぼ同じであった。
- (2) トリハロメタンとTOX（全有機ハロゲン）の生成能についても土壌生物処理が最も高い除去能を示した。
- (3) 処理水の有機物質の組成を検討したところ、いずれの処理方法もBOD起因物質の割合は非常に少なく、ほとんどが難分解性であった。その大半は不飽和結合を有する有機物質で、それらがトリハロメタン、TOXの起因物質になっていると推測された。

キーワード: 土壌生物処理、生物膜処理、活性汚泥処理、難分解性有機物質、トリハロメタン、TOX

1 はじめに

下水道や戸別合併処理浄化槽等の普及により、多摩川をはじめ、多くの河川の水質は数十年前と比べると、大幅に改善され、BODの環境基準をすでに達成したか、または達成しつつある状況にある。その結果を受けて、多摩川中流部ではより上位の環境基準が新たに設定されようとしている。しかし、水道原水として河川水を利用することを考えた場合、いくつか重要な問題が残されている。その一つは、BODでは計測されない有機物質（難分解性有機物質）が下水処理場や浄化槽等の放流水に残存しており、それが河川を流下して水道浄水場に取り込まれると、浄水場の塩素処理でトリハロメタン等の有機ハロゲン物質を生成することである。水道水中のトリハロメタン等は発ガン性が憂慮されるものであるから、その前駆物質となる有機物質の残存を重視する必要がある。また、難分解性有機物質は東京湾等の閉鎖水域における赤潮発生の引き金

になるという報告もある¹⁾。

その点で、今後は下水処理場や浄化槽等の放流水に残存する難分解性有機物質を削減する処理技術を検討し、その導入を図る必要がある。本研究は、コミュニティプラントや戸別合併処理浄化槽といった小規模生活排水処理施設を念頭において、難分解性有機物質の処理技術を現場実験で検討し、より効率的な除去方法を見出すことを目的にしたものである。1998~99年度の約2年間の現場実験によって得られた結果を報告する。

2 方法

(1) 実験装置および調査対象施設の概要

都市基盤整備公団八潮団地（埼玉県八潮市）の汚水処理場内に設置してある二つの実験装置²⁾を使用し、同処理場の原水槽から汚水を導いて処理実験を行った。処理方式は一つが土壌生物処理、もう一つが嫌気・好

気生物膜処理である。その他に、活性汚泥処理を行っている同処理場も調査対象とし、土壌生物処理、生物膜処理、活性汚泥処理という三種類の処理技術についてそれぞれの有機物質等の除去特性を明らかにすることにした。

これら三つの施設を対象として、原則として数週間に一度、原水、処理工程水、処理水をスポット採水して水質分析を行った。各施設の概要は次のとおりである。それらの構造を図1に示す。

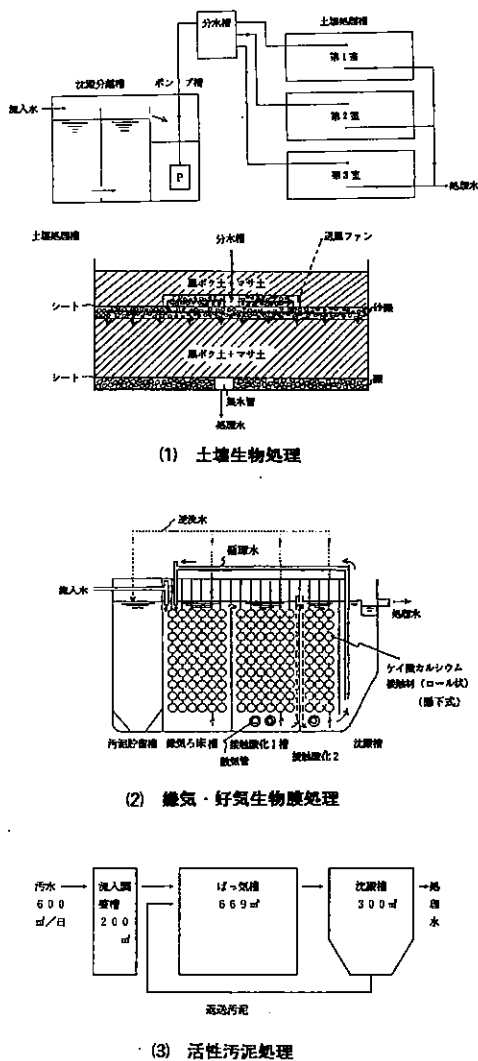


図1 各処理施設の構造

ア. 土壌生物処理

汚水を沈殿分離槽に送り、沈殿分離槽通過後の上澄液を中継ポンプで土壌処理槽に送った。土壌処理槽の土壌は黒ボク土が中心で、一定の透水性を確保するため、マサ土（砂質土壌）が混合されている。土壌層内の好気状態が常に維持されるよう、4時間おきの断続

送水にするとともに、送風ファンで土壌層に空気を送るようにした。処理能力を倍増するため、1999年8月に土壌処理槽3室のうち、第1室を2段注入方式とし、上下の土壌層に沈殿分離槽上澄液を送水するように改造を行った。以下の報告はこの第1室についてのものである。沈殿分離層の堆積汚泥は1年に概ね1回排出した。

なお、この方式は、土壌処理水をそのまま地中に浸透させるものではなく、処理後の水を汲み上げて地上に排出することを前提としている。

イ. 嫌気・好気生物膜処理

汚水を嫌気ろ床槽、接触酸化槽第1室、同第2室、沈殿槽に順次通して、嫌気・好気生物膜処理を行った。また、窒素除去のため、エアリフトポンプで沈殿槽の底部から処理水量の4～5倍の水量を嫌気ろ床槽の前に循環した。嫌気ろ床槽と接触酸化槽の接触材には、りん除去を目的にして、ケイ酸カルシウムを主成分とするものを使用した。これは、軽量気泡コンクリートの廃材を粉砕して粒状にし、ロール状に加工成形したもので、この接触材を9個単位でひもに数珠状につないで、各槽に懸下した。1日に1回各槽を逆洗して接触材の表面が徐々に剥離するようにし、逆洗時に各槽の懸濁水をエアリフトポンプで汚泥貯留槽に送るようにした。汚泥貯留槽の堆積汚泥は1年に概ね1回排出した。

ウ. 活性汚泥処理

汚水処理場の処理方式は長時間ばっ気式の活性汚泥処理で、ばっ気槽のMLSS（混合液浮遊物質濃度）は平均で約3000mg/lである。同処理場は沈殿槽からの引き抜き汚泥を加圧浮上で濃縮した後、ベルトプレス脱水機で脱水し、場外処分を行っている。

(2) 運転条件

実験装置および汚水処理場の運転条件は表1のとおりである。実験装置の原水は汚水処理場の微細スクリーンを通過した流入汚水で、一般家庭の汚水の排出特性に合わせ、朝と夕方に原水の流入を集中させるように1日に18回に分けて送水した。

原水水質の時間別調査結果から求めた流入原水の平均水質は表2のとおりである。

処理日数は土壌生物処理が1段注入時が約10日、2段注入時が約6日、生物膜処理が約4日、活性汚泥処理が約2日である。

表1 実験装置および調査対象施設の運転条件

	処理日数	循環水量/処理水量	空気吹込量/処理水量
土壌生物処理 1段注入 2段注入	約10日 約6日	— —	5Wファン3台 " 4台
嫌気好気生物膜処理	約4日	300~400%	100倍
活性汚泥処理	約2日	返送率100%	60倍

表2 流入汚水の平均水質

BOD	COD	SS	T-N	T-P	トリハロメタン生成能	TOX生成能
200mg/ℓ	100mg/ℓ	180mg/ℓ	38mg/ℓ	4.3mg/ℓ	600μg/ℓ	4000μg/ℓ

(注) トリハロメタン生成能とTOX生成能はスポット採水の結果からの推定値である。

(3) 分析の方法

JISに準じて次の項目を分析した。

BOD、C-BOD（硝化抑制BOD）、COD、TOC、溶解性TOC、254nm紫外外部吸光度(1cmセル)、T-N、NH₄-N、NO_x-N、T-P、PO₄-P

また、上水試験方法に準じてトリハロメタン生成能と全有機ハロゲン（TOX）の生成能を測定した。これらの生成能は3段階の残留塩素濃度について測定し、その結果から最小自乗法で残留塩素濃度2mg/ℓの時の値を求め、それを生成能の値とした。トリハロメタン4成分（クロロホルム、ブromoジクロロメタン、ジブromokロロメタン、ブromoホルム）はn-ヘキセン抽出ガスクロマトグラフ、TOXはTOX計によって分析した。

3 結果

(1) 水温の変化

図2に3施設処理水の温度変化を示す。土壌生物処理の水温は2~30℃の間（運転停止中は槽内の水温）、生物膜処理は7~30℃、活性汚泥処理は15~30℃の間を変動した。活性汚泥処理は半地下であるのに対して、実験装置2基は地上置きであるため、外気温の影響を受けやすく、冬期は水温が著しく低下した。特に、土壌処理槽に充填している土壌は水に比べて比熱が小さいため、外気温の影響が大きく、厳冬期には2℃まで低下した。

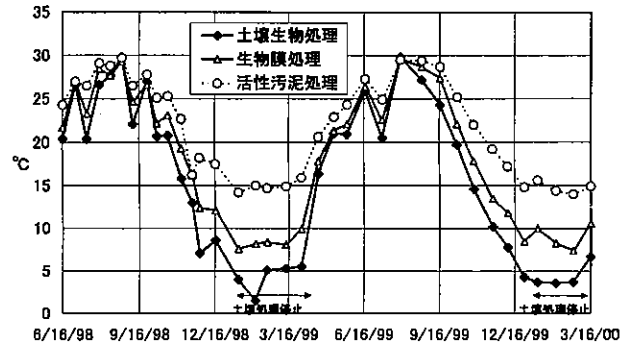


図2 水温の経時変化（土壌処理運転停止中は槽内の水温を示す）

浄化微生物は水温が10℃を下回ると、活性が著しく低下する。土壌生物処理や生物膜処理は冬期はいわば冷蔵庫の中で実験をしているようなもので、微生物の働きをほとんど期待することができない。土壌生物処理の場合は冬期に汚水を流入させると、土壌層に汚濁負荷物を堆積させるだけであるので、1~3月は運転を停止した。一方、生物膜処理は低水温時の脱窒素の状況を見るため、冬期も運転を続けたが、水温が10℃を下回ると、有機物質の除去能の低下が目立った。

よって、本報告では、処理水の水温が概ね10℃以上の期間について解析を行うことにする。なお、市販される浄化槽の評定試験においては最低温度が13℃という条件で処理性能を判断することになっている。

(2) 有機物質

3施設処理水のBODとC-BODの経時変化を図3、4に示す。図3を見ると、活性汚泥処理のBODは20mg/ℓ前後まで上昇することがあるが、これは硝化菌の混入でアンモニアの硝化による酸素消費量が大きくなったからであり、硝化を抑制したC-BODの場合は図4のとおり、いずれの処理水も10mg/ℓ以下にとどまっている。

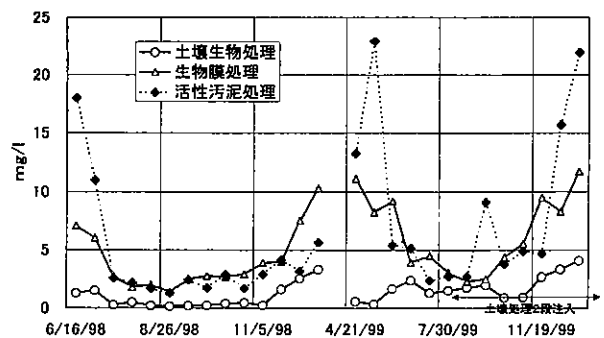


図3 BODの経時変化

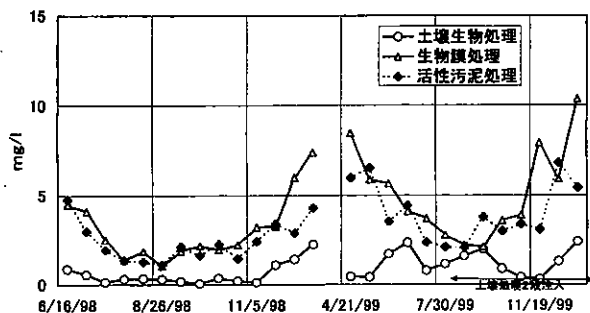


図4 C-BODの経時変化

3施設の中で値が最も低いのは土壌生物処理で、12月を除くと、98年は概ね1mg/l以下、99年は2mg/l以下であった。生物膜処理と活性汚泥処理の差はあまりなく、両者とも概ね2~6mg/lの間を推移した。

次に、CODとTOCの経時変化を図5、6に示す。CODの傾向もC-BODと同じで、土壌生物処理が他の2施設より低い値を示し、98年は概ね3~5mg/l、99年は5~7mg/lの間であった。生物膜処理、活性汚泥処理は9~16mg/lであった。TOCはC-BODやCODと比べて土壌生物処理と他の2施設との差が小さかった。土壌生物処理は98年は概ね3~4mg/l、99年は4~5mg/l、他の2施設は5~9mg/lであった。

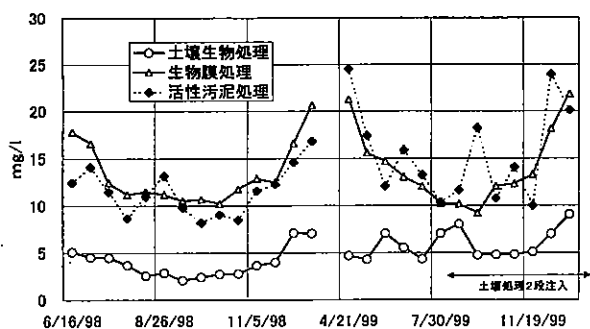


図5 CODの経時変化

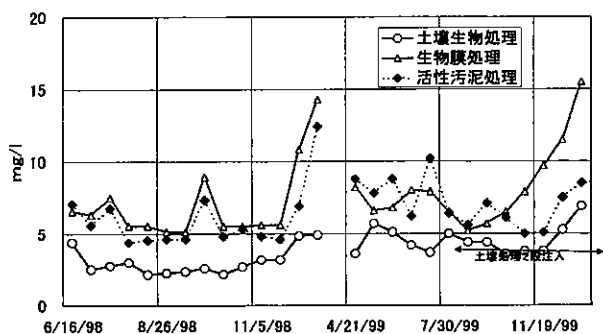


図6 TOCの経時変化

〔難分解性有機物質 = $TOC - C-BOD / 3$ 〕 (3は酸素消費量/炭素量を示す。4(3)参照)と定義して求めた難分解性有機物質の経時変化を図7に示す。TOCに比べてC-BODの値が小さいので、難分解性有機物質はTOCとほぼ同じ傾向を示している。

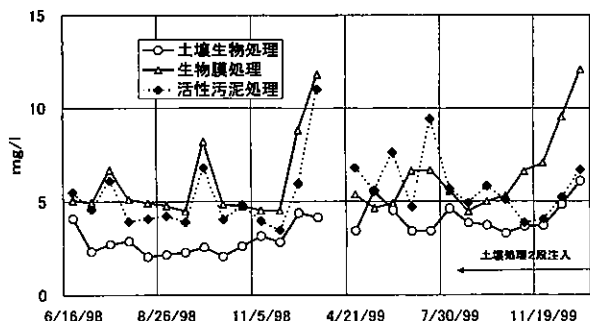


図7 難分解性有機物質の経時変化

254nm 吸光度は不飽和結合を有する有機物質の指標で、フミン質等の難分解性有機物質を表すとされている。その経時変化を図8に示す。この値が最も低いのは土壌生物処理で、次いで活性汚泥処理であった。土壌生物処理は98年は概ね0.03~0.06で、99年は上昇して0.07~0.09になった。一方、活性汚泥処理は0.10~0.13、生物膜処理は0.12~0.15であった。

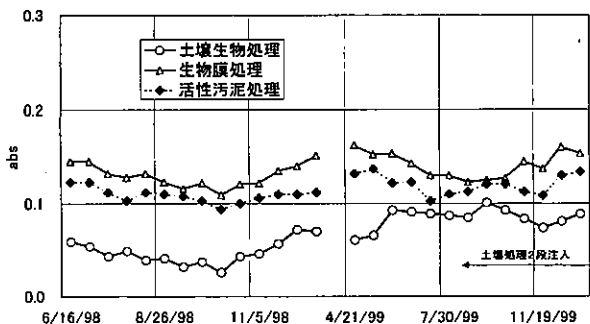


図8 254nm吸光度の経時変化

(3) トリハロメタン生成能とTOX生成能

3施設処理水のトリハロメタン生成能とTOX生成能の経時変化を図9、10に示す。トリハロメタン生成能、TOX生成能も土壌生物処理が最も低い値を示し、98年はそれぞれ30~50μg/l、100~200μg/l、99年はそれぞれ60~80μg/l、250~350μg/lであった。一方、活性汚泥処理はそれぞれ80~110μg/l、500~700μg/l、生物膜処理がそれぞれ110~140μg/l、500~700μg/lで、トリハロメタン生成能に関しては前者の方が低い値であったが、TOX生成能に関して

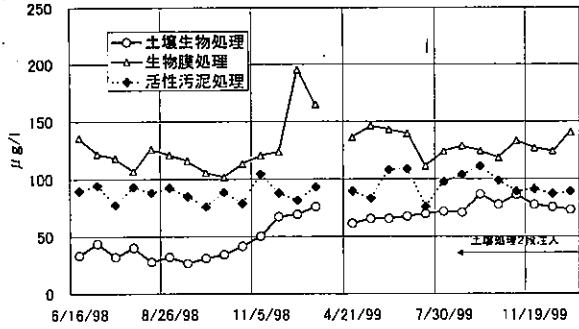


図9 トリハロメタン生成能の経時変化

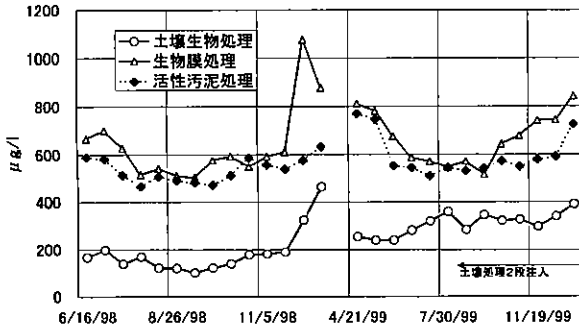


図10 TOX生成能の経時変化

は両者の差はほとんどなかった。

(4) 窒素とりん

有機物質以外の項目ではあるが、処理性能を総合的に判断するため、窒素とりんの分析も行った。3施設処理水のT-P、NH₄-N、NO_x-N、T-Nの経時変化を図11~14に示す。

T-Pは土壤生物処理が0.1mg/l以下の値を維持した。ただし、99年は98年に比べて値が多少高くなった。生物膜処理、活性汚泥処理とも概ね1~2mg/lであった。

NH₄-Nは3施設とも一時期を除けば、1mg/l以下の値を示しており、通常は硝化がよく進行している。しかし、土壤生物処理は硝酸還元機能がないので、NO_x-Nは18~25mg/lという高い値を示した。一方、生物膜処理の場合は沈殿槽からの循環で嫌気床槽で硝酸の還元が行われ、活性汚泥処理の場合は活性汚泥のフロック内部で硝酸の還元が進むので、両者ともNO_x-Nは概ね6~12mg/lの値であった。T-NはほとんどNO_x-Nで構成されるため、NO_x-Nとほぼ同じ動きを示し、土壤生物処理は20~38mg/l、生物膜処理と活性汚泥処理は8~14mg/lの値であった。

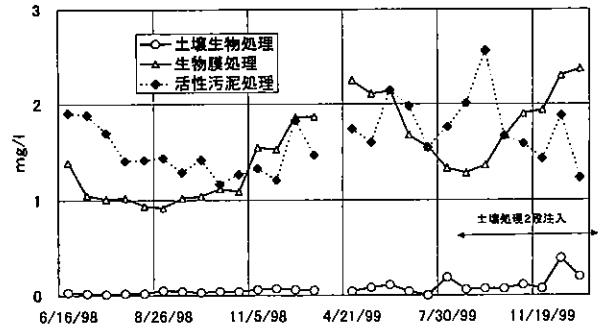


図11 T-Pの経時変化

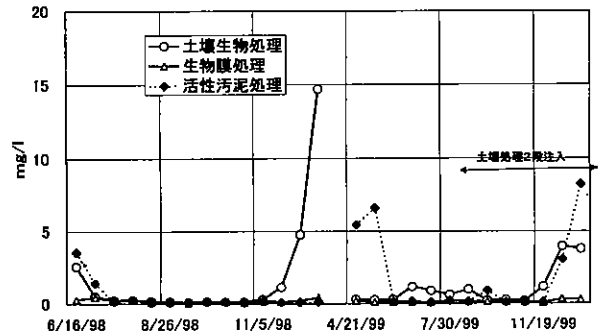


図12 NH₄-Nの経時変化

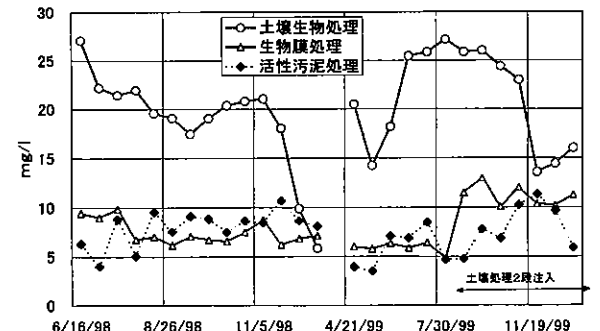


図13 NO_x-Nの経時変化

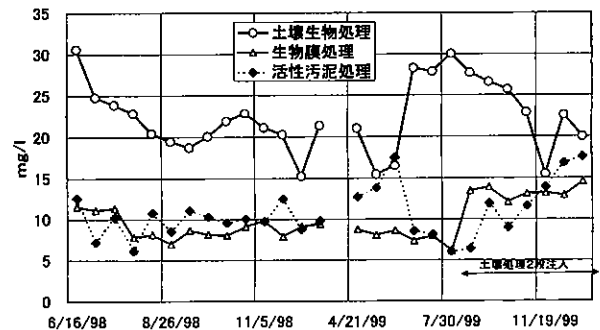


図14 T-Nの経時変化

4 考察

(1) 3処理施設の比較

3施設は有機物質に対する処理の機構がそれぞれ異なる。土壤生物処理の場合は土壤成分が有機物質を吸着した後、土壤微生物がそれをゆっくりと分解する。生物膜処理の場合は接触材の表面に付着した微生物が、

そして、活性汚泥処理の場合はばっ気槽に浮遊している活性汚泥中の微生物が有機物質を捕捉した上で分解する。生物膜法は微生物の構成が多様かつ有機的で、細菌類が原生動物、更に後生動物に捕食されて段階的な分解が進みやすいのに対して、活性汚泥法の場合は原生動物等が少なく、細菌類がほとんどを構成するとされている。そのこともあって、活性汚泥処理は汚泥発生量が多く、処理水量1ℓあたり100mg程度の汚泥固形量が発生するのに対して、生物膜処理は数十mgであるから、活性汚泥法では汚泥に移行する有機物質の一部が生物膜処理では分解されずに処理水に混入する可能性が高い。土壌生物処理の汚泥固形物発生量も生物膜処理と同程度である。

これらの処理機構の違いが処理水質に及ぼす影響をみるため、2年間の処理実験を行った。その結果、上記の3で述べたようにC-BOD、COD、TOC、254nm吸光度、難分解性有機物質のいずれも、土壌生物処理が他の2方法に比べてかなり低い値を示した。平均値でみると、表3に示すとおり、他の2方法の概ね2/3~1/3以下の値であった。一方、生物膜処理と活性汚泥処理はほぼ同じで、処理機構の違いの影響はあまりみられなかった。

以上のとおり、難分解有機物質を含め、有機物質の除去技術として最も優れた方法は土壌生物処理である。この実験装置は99年8月に処理能力を倍増するため、2段注入方式に改造したが、それによって処理水質が悪化する傾向は特にみられなかった。ただし、99年は改造前から98年より有機物質の各項目とも値が多少高くなった。99年8月に2段注入方式への改造のため、充填土壌を掘り出したところ、団粒構造の崩壊が一部みられた。このことから、土壌の団粒構造の一部崩壊

が処理機能の低下を引き起こしたと推測される。この原因として、地上置きであるため、厳冬期には温度の低下が著しく、充填土壌に霜柱が立つ状態になり、春先の融解時に団粒構造が崩れたことが考えられる。本実験装置においてはこの問題への対策を今後検討する必要がある。

(2) トリハロメタンとTOXの起因物質

浄化槽等からの残存有機物質の放流で第一に問題となるのは、前述のように下流の水道浄水場におけるトリハロメタン等の有機ハロゲン物質の生成である。本研究ではトリハロメタンの生成能と、有機ハロゲン物質の総量を示すTOXの生成能を調べることでこの問題を検討した。水道の水質基準は消毒副生成物の有機ハロゲン物質としてトリハロメタンとその4成分の他に、監視項目としてジクロロ酢酸、トリクロロ酢酸、ジクロロアセトニトリル、抱水クロラールの指針値を定めているが、浄水場での塩素処理で生成される有機ハロゲン物質の種類はこれにとどまらず、何十、或いは百を超えると考えられている。TOXはこれらの有機ハロゲン物質の総量を示すものである。

トリハロメタンとTOXの生成能についても土壌生物処理が最も高い除去能を示した。生物膜処理と活性汚泥処理はTOX生成能については大差がないが、トリハロメタン生成能については後者は前者より小さい値を示した。これは活性汚泥処理水の特異性によるもので、図15に示すとおり、活性汚泥処理水にはTOXに比してトリハロメタンの生成率が低いという特異性がある。

トリハロメタン、TOXを生成する有機物質の種類を推測するため、有機物質の各項目と両生成能との相関係数を調べてみた。その結果を表4に示す。両生成能とも相関係数が高かったのは254nm吸光度である。

表3 処理水の各水質項目の平均

	水温 ℃	BOD	C-BOD	SS	COD	TOC	溶解性 TOC	難分解性 有機物質	254nm 吸光度	トリハロメタン 生成能	TOX 生成能	T-P	PO ₄ -P	T-N	NH ₄ -N	NO ₂ -N	
		mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	abs	μg/l	μg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	
土壌生物処理	98/6-99/7平均 (1段処理)	21.1	1.0	0.8	1.2	4.4	3.5	3.4	3.3	0.058	48	206	0.05	0.04	22.5	2.1	19.5
	99/8-99/12平均 (2段処理)	15.3	2.3	1.3	2.1	6.2	4.6	4.3	4.2	0.087	78	330	0.14	0.08	23.0	1.5	20.5
	全平均	19.6	1.4	0.9	1.4	4.9	3.8	3.7	3.5	0.085	57	241	0.07	0.05	22.4	1.5	19.9
生物膜処理	98/6-98/12平均	22.4	4.1	3.1	7.0	13.3	7.0	6.0	6.0	0.130	127	639	1.26	1.13	9.1	0.2	7.5
	99/5-99/12平均	20.7	6.5	5.1	11.0	14.2	8.2	7.0	6.4	0.142	131	670	1.84	1.56	10.8	0.2	8.7
	全平均	21.6	5.3	4.1	8.9	13.7	7.6	6.5	6.2	0.136	129	654	1.53	1.33	9.9	0.2	8.1
活性汚泥処理	98/6-98/12平均	24.6	4.4	2.4	11.3	11.6	8.0	4.9	5.2	0.109	88	536	1.51	1.13	9.7	0.5	7.8
	99/5-99/12平均	23.5	8.8	4.0	23.8	15.5	7.2	5.9	5.8	0.121	95	597	1.78	1.12	11.8	1.9	7.0
	全平均	24.1	6.5	3.2	17.3	13.5	6.6	5.4	5.5	0.115	91	566	1.63	1.11	10.8	1.2	7.5

表4 トリハロメタン生成能、TOX生成能との相関関係

	C-BOD	COD	TOC	254nm 吸光度	難分解性 有機物質
トリハロメタン生成能	0.69	0.71	0.67	0.90	0.61
TOX生成能	0.84	0.88	0.79	0.92	0.71

図16、17のとおり、254nm吸光度は両生成能と高い相関関係がみられ、その相関係数はそれぞれ0.90、0.92であった。254nm吸光度は主に二重結合、三重結合などの不飽和結合を有する有機物質を示すものであるから、これらの不飽和結合部に塩素が反応して、トリハロメタン等のTOXを生成するものと推測される。

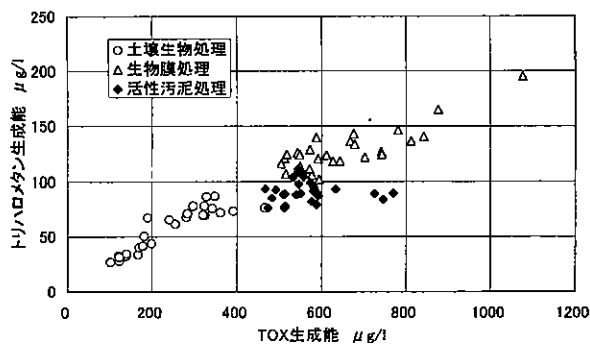


図15 TOX生成能とトリハロメタン生成能

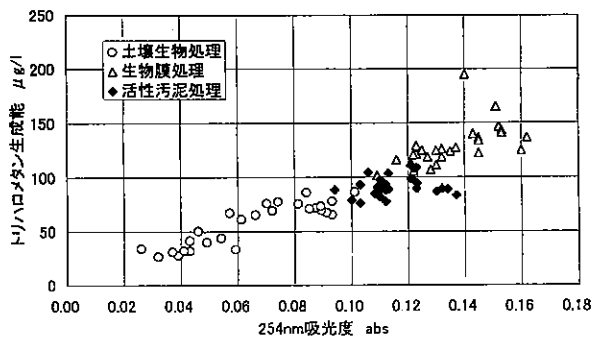


図16 254nm吸光度とトリハロメタン生成能

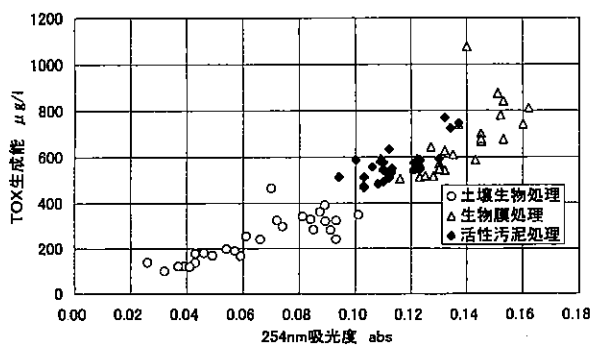


図17 254nm吸光度とTOX生成能

TOCからC-BODを差し引いて求めた難分解性有機物質と両生成能との相関係数は 254nm吸光度のように高くなく、難分解性有機物質全体がトリハロメタン等の生成能を持つものではないことを示唆している。

(3) 処理水中の有機物質の組成

本研究では有機物質の指標としてC-BOD、COD、TOC、254nm吸光度を測定した。これらは表示の方法が同じではないので、そのままでは相互関係をみる事ができない。C-BODとCODは有機物質の分解に要する酸素消費量、TOCは有機物質に含まれる炭素量、254nm吸光度は光の吸収量である。

酸素消費量と炭素量の比は有機物質の種類によって異なる。嫌気分解で生成される酪酸($\text{CH}_3\text{CH}_2\text{CH}_2\text{COOH}$)であれば、この比は3.33、活性汚泥微生物の標準的な組成($\text{mC}_5\text{H}_7\text{NO}_2$)であれば、2.76、フミン酸のような組成であれば(一例として $\text{C:H:N:O}=36:44.3:17$)³⁾、2.85である。平均的にはこの比は3前後の値であると考えられる。したがって、C-BODとCODについては3程度の値で除した上でTOCと比較する必要がある。

次は 254nm吸光度とTOCの関係であるが、丹保らは高分子フミン質(フミン酸)のTOC/260nm 吸光度を20程度、低分子フミン質(フルボ酸)のそれを50程度としている⁴⁾。3施設処理水の254nm吸光度とTOCの関係をみると(図18)、TOCの中で254nm吸光度を示す有機物質はTOC/254nm 吸光度が40程度の値をとると推定される。これは、丹保らが示すフミン質の値に近い数字である。

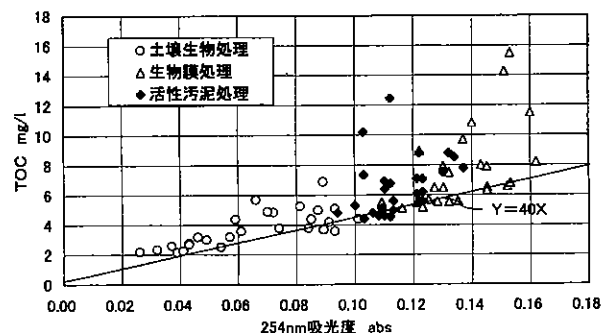


図18 254nm吸光度とTOC

以上のことを踏まえ、酸素消費量と炭素量の比を3、TOC/254nm 吸光度を40と仮定して、3施設処理水のTOC(平均値)の組成を試算した結果を図19に示す。

BODは生物によって分解されやすい有機物質(生

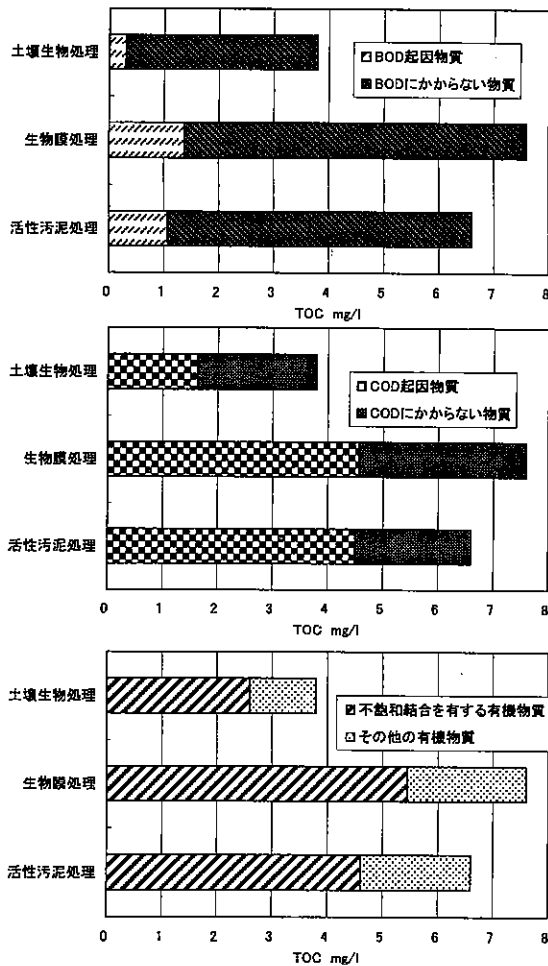


図19 処理水の有機物質の組成 (1998-99年の平均)

物易分解性有機物質) を表している。処理水の全有機物質 (TOC) のうち、このBOD起因物質の割合はわずかで、処理水においてはBODにかからない有機物質 (難分解性有機物質) がほとんどを占めている。

次に、CODは100℃、30分で過マンガン酸カリウムによって酸化分解される有機物質である。過マンガン酸カリウムは重クロム酸カリウムほど酸化力が強くないので、一部の有機物質は分解されず、処理水の全有機物質の3~5割がCODとして計測されていない。

最後に、254nm吸光度を示す有機物質、すなわち、不飽和結合を有する有機物質は全有機物質の7割程度を占めており、フミン質の類似物質が処理水中の有機物質の大半を構成していることが分かる。このフミン質が上記の(2)で述べたとおり、主としてトリハロメタン、TOXを生成する起因物質になるから、その削減が重要である。処理水中に残存する難分解性有機物質のうち、不飽和結合を有する有機物質の削減に的を絞った処理技術の開発が必要と考えられる。

5 おわりに

埼玉県八潮団地汚水処理場に設置してある実験装置2基と同処理場の処理施設を対象として、土壌生物処理、生物膜処理、活性汚泥処理の3方法について難分解性有機物質を中心に有機物質の除去特性を調べた。2年間の実験・調査の結果、主に次のことが明らかになった。

(1) C-BOD、COD、TOC、254nm吸光度、難分解性有機物質のいずれも、3方法の中で土壌生物処理が最も低い値を示した。平均値でみると、他の2方法の概ね2/3~1/3以下の値であった。生物膜処理と活性汚泥処理はほぼ同じ除去能であった。

(2) 土壌生物処理の実験装置については処理能力を増加させるため、99年8月に2段注入方式に改造したが、それによって処理水質が悪化する傾向は特にみられなかった。

(3) トリハロメタンとTOXの生成能についても土壌生物処理が最も高い除去能を示した。生物膜処理と活性汚泥処理はTOX生成能については大差がないが、トリハロメタン生成能については後者は前者より低い値を示した。

(4) トリハロメタンとTOXの生成能を有するのは、主として254nm吸光度を示す有機物質、すなわち、二重結合、三重結合などの不飽和結合を有する有機物質であると推測された。

(5) 処理水の有機物質の組成を検討したところ、いずれの処理方法もBOD起因物質の割合が非常に少なく、ほとんどが難分解性であり、その大半は不飽和結合を有する有機物質、すなわち、フミン質の類似物質である。今後は不飽和結合を有する有機物質の削減に的を絞った処理技術の開発が必要である。

引用文献

- 1) 柳田友道：赤潮、講談社 p.103-104(1976)
- 2) 嶋津暉之ら：高度処理型小型合併処理浄化槽の研究、東京都環境科学研究所年報1998、p.195-204.
- 3) 熊田恭一：土壌有機物の化学、学会出版センター p.49(1981)
- 4) 丹保憲仁ら：水処理における処理性評価マトリックス、水道協会雑誌 .62(9),p.28-40(1993)