4種の生物処理方法における夏・冬季の下水の藻類生長阻害削減能力の評価及び生長阻害物質の推定

武田 文彦^{1),*}

鈴木 美絵¹⁾
南山 瑞彦¹⁾

岡本 誠一郎¹⁾

Evaluation of Four Types of Biological Treatment Processes in Wastewater Treatment Plants with Regard to Reducing Ability of Growth-inhibiting Effect on Alga in Summer and Winter and Characterization of Algal Growth-inhibiting Chemicals

Fumihiko TAKEDA^{1),*}, Mie SUZUKI¹⁾, Seiichiro OKAMOTO¹⁾ and Mizuhiko MINAMIYAMA¹⁾

¹⁾ Public Works Research Institute, 1-6 Minamihara, Tsukuba 305-8516, Japan

Abstract

Although many types of biological treatment processes have been introduced in Japan, it is unclear whether these processes can reduce the toxicity of municipal wastewater. In this research, an algal growth inhibition test using the green alga *Pseudokirchneriella subcapitata* was applied to municipal wastewater before biological treatment and to the final (or secondary) effluents obtained from four kinds of wastewater treatment plants that introduced, for example, an oxidation ditch process. As a result, it was confirmed that the growth-inhibiting effect of the wastewater was decreased through the oxidation ditch process, conventional activated sludge process, and anaerobic-oxic activated sludge process. On the contrary, the effect still remained even after the treatment by the anaerobic-aerobic filter process. It was also revealed that the ability of biological treatment processes to reduce the growth-inhibiting effect in winter became less effective than in summer. Much more information on the reduction ability of biological treatment processes are required because it has been suggested that the ability depends on the biological treatment process and the season.

Keywords: Whole effluent toxicity test; Toxicity identification evaluation; *Pseudokirchneriella subcapitata*; Wastewater management

1. はじめに

近年、わが国においては国立環境研究所・環境省が生物応答を用いた排水試験法（検討案）¹⁾（以下、検討案）を公表し、検討案に基づく排水管理を検討している。検討案¹⁾に基づく生物応答試験は、排水中の全ての化学物質による排水毒性評価が可能であることから、排水中化学物質管理の一手段として有効に活用できると考えられる。検討案¹⁾では試験生物として藻類、甲殻類、魚類が提案されているが、そのうち藻類は水界生態系の一次生産者として、重要な役割を担っている。しかし、わが国では環境省が平成15年に定めた「水生生物の保全に係る水質環境基準」において考慮されるのは甲殻類と魚介類であり、藻類への影響は考慮されない傾向にある。藻類に何らかの甚大な悪影響が生じた場合には水生生態系全体にも影響が波及する恐れがあることから、藻類に対する化学物質による生長阻害の把握・管理は水生生態系保全において重要な課題である。また、Lewisら²⁾は界面活性剤等の種々の化学物質について無脊椎動物や魚類よ

りも藻類の方が感受性が高かったことを報告しており、藻類を用いた生長阻害試験の重要性を示した。以上のことから排水に対する藻類生長阻害試験に関する知見の収集は重要であると考えられる。

わが国においては人間の社会活動により、約5万種³⁾の化学物質が使用されていると考えられている。一方、下水道普及率は平成29年で約78%⁴⁾に達しており、下水道には日々の活動の中で使用される多種多様な化学物質が流入していると考えられる。下水中に含まれる化学物質は下水処理プロセスを経て水環境中へと放流されるが、下水処理は必ずしも全ての化学物質を処理対象としているわけではない。生物難分解性有機物など一部の化学物質は処理水中に微量に存在する可能性があり、それらの微量化学物質が放流先の藻類生長に何らかの影響を及ぼすことが懸念される。よって藻類生長に及ぼす下水の影響の有無についての知見の収集は重要課題であると考えられる。

U.S.EPA⁵⁾は、下水処理場では排水毒性の削減に関して生物処理が重要な役割を担うと報告している。国内で

1) 国立研究開発法人土壌研究所 〒305-8516 茨城県つくば市南原1-6

* 連絡先: justake20050907@hotmail.co.jp

も、標準活性汚泥法のベンチスケール実験装置より得た下水⁶⁾、標準活性汚泥法を導入した下水処理場より得た下水⁷⁾について藻類 *Pseudokirchneriella subcapitata* を用いた試験法(検討案)¹⁾に基づき生長阻害試験を行い、流入下水(初沈前あるいは後の下水)に比べ放流水では生長阻害作用が削減あるいは消失することが確認されている。一方、Zhang ら⁸⁾は中国の下水処理場において、回分式活性汚泥法、担体投入活性汚泥法、標準活性汚泥法を導入した処理場で得た生物処理前後の下水の生長阻害作用について藻類 *Scenedesmus obliquus* を用いて評価したところ、いずれの処理においても生長阻害効果が削減され、標準活性汚泥法で最も削減能力が高かったことを報告している。このことは生物処理方法によって生長阻害作用の削減能力は異なる可能性を示唆している。しかしながら、多様な生物処理方法において生長阻害作用の削減が可能であるかどうかについては知見が乏しくよく分かっていない。また、著者らの先行研究⁷⁾では調査対象とした1か所の下水処理場において冬季に藻類生長阻害作用の削減能力が低下することが確認されたが、他の下水処理場(生物処理方法)においても当てはまるかどうかは不明である。藻類を活用した排水毒性管理を実施するうえで、異なる季節での生長阻害作用の削減能力を理解することは重要であると考えられる。一方、排水毒性管理の一環として下水が有する生長阻害作用の削減を検討する場合、阻害効果を引き起こす下水中化学物質に関する情報は不可欠である。著者らの先行研究⁷⁾においてU.S.EPAの毒性同定評価TIE(Toxicity Identification Evaluation) Phase I^{5, 9)}に基づき下水中の生長阻害物質の推定を行ったが、推定を実施した下水試料数、及び報告事例数は少なく更に知見を蓄積すべき段階にある。そこで本研究においてもTIE Phase Iに基づき生長阻害物質に関する基礎的知見の収集を行うこととした。

本研究では4種の生物処理方法について、下水が有する藻類生長阻害作用の削減能力の評価を行うことを目的とした。複数の処理方法の異なる下水処理場において生物処理前後の下水を夏季及び冬季に採水して藻類生長阻害試験を実施し、各季節での各生物処理における生長阻害作用の削減能力を評価した。生長阻害が確認された下水については、TIEに基づき生長阻害物質の推定を行った。

2. 実験方法

2.1 下水処理場と下水試料

わが国の水処理方式別処理場数¹⁰⁾では、オキシデーションディッチ法を導入した処理場(974箇所)が最も多く、次いで標準活性汚泥法が多かった(648箇所)。嫌気好気ろ床法(42箇所)、嫌気好気活性汚泥法(35箇所)も処理場数として上位にあった。そこで本研究では下水処理場としてA処理場(オキシデーションディッチ法、分流式の公共下水道、年間処理水量約500万 m^3 ¹⁰⁾)、B処理場(標準活性汚泥法、分流・一部合流式の公共下水道、年間処理水量約1,000万 m^3 ¹⁰⁾)、C処理場(嫌気好気ろ床法、分流式の特定環境保全公共下水道、年間処理水量約50万 m^3 ¹⁰⁾)、D処理場(嫌気好気活性汚泥法、合流式の公共下水道、年間処理水量約6,000万 m^3 ¹⁰⁾)を対象とした。A-C処理場には主に生活排水が流入しており、

D処理場には生活排水のみならず産業排水も流入している。平成25年度に事業場から届出された化学物質排出移動量届出制度(Pollutant Release and Transfer Register, PRTR)第一種対象物質のD処理場に対する流入化学物質種数はPRTRけんさく¹¹⁾の公開情報によると約30種であり、主に界面活性剤、疎水性化学物質、金属類、酸化剤の流入が多いと推定された。A-C処理場に対しては届出義務のある事業場からの化学物質の流入はなかった¹¹⁾。

各処理場においてはそれぞれ夏季(6~8月)、冬季(12月~2月)を想定して計2回の採水を行った。A処理場では2016年1月、7月、B処理場では2014年12月、2015年6月、C処理場では2016年2月、8月、D処理場では2015年1月、7月に実施した。各生物処理方法による藻類生長阻害作用の削減能力の比較・評価のためには各処理場の生物処理前水の生長阻害の度合いが極端(生物処理前でも生長阻害がない、あるいは生長阻害が大きすぎる)ではなく、同程度であることを確認する必要があるため、本研究では生物処理前後の下水を試験することとした。

最初沈殿池の流入口(D処理場)あるいは流出口付近(A-C処理場)で得た下水は生物処理前水とし、最終排出口(A-C処理場)で得た下水は放流水、最終沈殿池の流出口付近(D処理場)で得た下水は二次処理水とした。A-C処理場では塩素消毒後の処理水を採水したが、D処理場では施設の構造上、塩素消毒後の処理水が得られなかったため、塩素消毒前の二次処理水を採水した。採水はオートサンプラーを用いて行い、採水期間は24時間とし、1時間ごとに1リットルずつ、合計24リットル採水した。これらの排水は検討案¹⁾に基づき採水後すぐに冷蔵にて土木研究所に郵送し、研究所でそれぞれの24リットルの排水をコンポジットした。コンポジットした生物処理前水、放流水、二次処理水に対し水質分析を行った。

pH、水温はOrion Star A221 pH portable meter (Thermo Fisher Scientific Inc.)で測定し、溶存酸素DO(Dissolved Oxygen)はProfiLine Oxi3315 (WTW Co.)で測定した。水の硬度はHI96735 Total hardness portable photometer (Hanna Instruments Inc.)で測定し、塩分濃度はdigital salinity meter EB-158P (Eishin Co.)、電気伝導度EC(Electric Conductivity)はPortable conductivity handheld meter SC72 (Yokogawa Electric Co.)で測定した。また総残留塩素濃度TRC(Total Residual Chlorine)はChlorine Pocket Colorimeter II (HACH社)で測定した。全窒素T-N(Total nitrogen)、全リンT-P(Total phosphorus)、リン酸態リン $\text{PO}_4\text{-P}$ 、アンモニア性窒素 $\text{NH}_4\text{-N}$ 、亜硝酸性窒素+硝酸性窒素の総和 $\text{NO}_x\text{-N}$ はQuAAtro2-HR((株)ビーエルテック)で分析し、溶存有機炭素DOC(Dissolved Organic carbon)はTOC-5000A((株)島津製作所)で分析した。pH、電気伝導度、DO、塩分濃度、TRC、硬度、水温、T-N、T-Pは下水試料を実験室でコンポジット後に直ちに測定した。 $\text{NH}_4\text{-N}$ 、 $\text{NO}_x\text{-N}$ 、 $\text{PO}_4\text{-P}$ 、DOCはコンポジットした排水を1.0 μm ポアサイズのガラス繊維ろ紙(GF/B, Whatman)でろ過後に測定を行った。

3種の下水試料は検討案¹⁾に基づき60 μm メッシュ(Semitec Corp., ASTM230-62, Osaka, Japan)でろ過を行い、ろ液は以下の藻類生長阻害試験に使用するまで4

℃の冷暗所で保管した。

2.2 下水試料に対する藻類生長阻害試験

本試験は藻類を下水試料に一定期間曝露し、対数増殖期における生長速度を調べ、対照区と比較することにより、藻類の生長に対する下水試料の影響を明らかにする。

試験生物には、検討案¹⁾の推奨種となっている単細胞緑藻ムレミカヅキモ (*Pseudokirchneriella subcapitata*, NIES-35株)を用いた。本試験は検討案¹⁾を参考に以下の通り実施した。

各試料に対して蒸留水による希釈で5段階の割合(試料割合80%, 40%, 20%, 10%, 5%)の試料を作製し、対照区はAAP培地とした。各下水試料にはAAP培地作製時と同量の栄養塩を添加した。これらの試料は細胞濃度の測定に支障がないよう、0.22 µm ポアサイズのフィルター(Merck Millipore Corp. SCGP00525, Darmstadt, Germany)でろ過滅菌を行った。ろ過滅菌したAAP培地(対照区)及び下水試料は、オートクレーブ(121℃, 15分)したシリコ栓付き50 mL三角フラスコに20 mLずつ添加した。検討案¹⁾に基づき対照区は6連、各下水試料は3連とした。培養条件は初期細胞濃度 1.0×10^4 cells mL⁻¹, 温度24℃, 光強度3000 Lux 連続照射, 回転振とう速度100 rpmとした。開始から72時間後に粒子計数分析装置(CDA-1000B, 100 µm アパチャー, Sysmex社)を用いて対照区と各下水試料での細胞濃度を求め、その結果に基づき各試験水での生長速度を算出した。また培養開始時と終了時の各下水試料のpHを測定した。なお、処理場で下水試料を採水したのち実験室への運搬に時間を要したため採水後36時間以内に試験を開始できなかったが、可能な限り速やかに開始した。

対照区及び各下水試料での生長速度(day⁻¹)は以下の式(1)により算出した。

生長速度 =

$$\frac{\ln([72 \text{ 時間後の細胞濃度}] / [\text{初期細胞濃度}])}{\text{試験期間}(=72 \text{ 時間}=3 \text{ days})} \quad (1)$$

2.3 毒性同定評価

本研究で参考にした米国のTIE^{5, 9)}では、TIEを実施するにあたりInitial Effluent Toxicity Test(試験する排水に毒性があるのかないのかを評価し、毒性があった場合にTIE Phase I時の排水濃度を決めるための試験)を行い、その後に排水中の毒性物質を推定・同定するためのTIE試験を実施している。本研究においてもその手法に基づいて実施した。**2.2**の試験で生長速度に影響が見られた下水試料に対して、U.S.EPAが公布する慢性毒性同定評価^{5, 9)}を参考にTIEを行った。生物処理前水、放流水、二次処理水(いずれも試料割合80%)に対し、無処理、チオ硫酸ナトリウム添加(5 mg L⁻¹), EDTA[エチレンジアミン四酢酸]添加(0.5 mg L⁻¹, EDTA二水素ナトリウムを使用), ばっ気(下水試料1 L (1 L air min⁻¹)⁻¹, 1時間, ばっ気後に希釈), pH調整(pH 6.5-6.6に低下)の前処理を行った。また, SPE[Solid Phase Extraction, 固相抽出]カラム(Sep-Pak C18, Waters社)を用い, 試料を1.0 µm ポアサイズフィルターでろ過後にSPEカラムに通水したもの(SPEカラム通過水), 及びSPEカラムに吸着した物質をメタノールで溶出し蒸留水に添加したもの(メタノール溶出物)も前処理水として同様に試験した。これらの前処理方法の詳細については既報⁷⁾に記したとおりである。各試料にAAP培地作製時と同等の栄養塩を添加し, 0.22 µm ポアサイズのフィルター(Merck Millipore Corp. SCGP00525, Darmstadt, Germany)でろ過滅菌を行ったものを生長阻害試験に供した。**Table 1**に, 各前処理と生長阻害作用に寄与する化学物質(群)との関係を示す^{5, 9), 12-14)}。SPE処理による阻害効果の削減がなく, メタノール溶出物に生長阻害が示された場合, 阻害の主要な原因物質は疎水性化学物質と判断した。いずれの前処理においても生長阻害作用の削減が見られず, かつメタノール溶出物にも生長阻害が無かった場合は生長阻害物質を特定できなかった(Uncharacterized)とした。また, 試料割合80%においても生長阻害が検出されなかった下水試料の場合は生長阻害なし(not toxic)とした。対照区はAAP培地とし,

Table 1 Summary of chemicals whose growth-inhibiting effects are altered by pretreatments. The relationship between pH adjustment and cationic metals was derived from previous studies¹³⁻¹⁵⁾, and others except hydrophobic chemicals are referred to in descriptions shown in U.S. EPA documents^{4, 10)}.

	pH adjustment	Aeration	SPE	Sodium thiosulfate	EDTA	Property
Oxidant and/or chloride		○		○		Less toxic over time when held at 4 °C
Ammonia	□					
Non-polar organic toxicants			○			Methanol eluate from SPE column has toxicity
Hydrophobic chemicals						Methanol eluate from SPE column has toxicity
Surfactants		○	○			Less toxic over time when held at 4 °C
Cationic metals	□		○	○	○	
Total dissolved solids	△		△	△	△	

○ : Decrease in toxicity □ : Less toxic when lower pH value △ : No decrease in toxicity

SPE: Solid phase extraction EDTA: Ethylenediamine tetraacetic acid

The blanks in the table indicate no change in toxicity.

試験条件は 2.2 と同一とした。また、生長阻害試験実施から TIE 実施に至るまでの期間について米国の TIE^{5, 9)} では規定がないため、本研究では適宜実施した。

また、水生生物に有害である非イオンアンモニア濃度は、既報¹⁵⁾ を参考に式 (2) ~ (4) により算出した。

$$pK = 0.09018 + 2729.92 \div (273.2 + T) \quad (2)$$

$$f_{\text{NH}_3} = 1 \div (1 + 10^{pK - \text{pH}}) \quad (3)$$

非イオンアンモニア濃度 (mg L⁻¹)

$$= \text{下水試料中の NH}_4\text{-N 濃度 (mg L}^{-1}\text{)} \times f_{\text{NH}_3} \\ \times \text{下水試料の割合 (=80\%)} / 100 \quad (4)$$

ここに、T：水温（=24℃）。

2.4 統計解析方法

0-72 時間の生長速度について、Bartlett 検定（有意水準 $\alpha = 0.05$ ）により等分散性を評価した。等分散が確認された場合、Dunnett 検定による多重比較（有意水準 $\alpha = 0.05$ ）で対照区と下水試料との比較を実施した。等分散が棄却された場合は Steel 検定（有意水準 $\alpha = 0.05$ ）で対照区と下水試料との生長速度の比較を実施した。生長阻害試験では、対照区と比較して統計学的に有意な低下が認められない最も高い試料割合を、無影響濃度 NOEC (No Observed Effect Concentration) として求めた。

TIE を組み合わせた藻類生長阻害試験においては、各試料での生長速度について Bartlett 検定（有意水準 $\alpha = 0.05$ ）により等分散性を評価した。等分散が確認された場合、Dunnett 検定による多重比較（有意水準 $\alpha = 0.05$ ）で対照区との比較を実施した。等分散が棄却された場合は Steel 検定（有意水準 $\alpha = 0.05$ ）で対照区との比較を実

施した。これらの解析には統計解析ソフトウェア R¹⁶⁾ を用いた。無処理区と比較して統計学的に生長速度の有意な増加が認められた場合、前処理による生長削減効果の削減が見られたと評価した。メタノール溶出物については対照区と同様に AAP 培地に添加して試験しているため、対照区との比較を行い、生長速度の有意な低下が見られた場合はメタノール溶出物による影響があったと評価した。

3. 結果

3.1 下水試料の水質

Table 2 (a) ~ (d) に各処理場の下水試料の水質をまとめて示す。TRC は B 処理場の 12 月の放流水における 0.13 mg L⁻¹ が最高濃度であった。電気伝導度は A, D 処理場で高く（約 0.7~1.3 mS cm⁻¹）、さらに D 処理場では水の硬度も高かった（約 150 mg L⁻¹）。また C 処理場では NH₄-N 濃度が放流水でも約 20 mg L⁻¹ と高かった。

3.2 下水試料に対する藻類生長阻害試験

各下水処理場で得た各下水試料割合における藻類の生長速度を Fig. 1 (a) ~ (h) にまとめた。A 処理場の 1 月試料において、生物処理前水は、割合が 40% 以上で対照区よりも生長速度が有意に低下した ($p < 0.05$, Fig. 1 (a))。放流水では割合が 80% の場合のみ生長速度が有意に低下した ($p < 0.05$, Fig. 1 (a))。よって NOEC は生物処理前水では 20%、放流水では 40% と求められた。

以下、同様の評価により A ~ D 処理場の生物処理前水、放流水 (A ~ C 処理場)、二次処理水 (D 処理場) の NOEC を Table 3 に示す。なお、試料割合 80% でも生長速度が有意に低下していない場合は NOEC は 80% 以上とした。

Table 2 Water quality of composited municipal wastewater before biological treatment, final and secondary effluents obtained from wastewater treatment plant A, B, C and D. *Water quality indices that were measured after composition of the wastewater sample in the laboratory. DO: Dissolved Oxygen. TRC: Total Residual Chloride. T-N: Total Nitrogen. T-P: Total Phosphorus. NOx-N: Sum of nitrite and nitrate nitrogen. DOC: Dissolved Organic Carbon. -: Not analyzed.

(a) Wastewater treatment plant A (Oxidation ditch process)

Index	Unit	January 2016		July 2016	
		Municipal wastewater before biological treatment	Final effluent	Municipal wastewater before biological treatment	Final effluent
pH*		7.39	7.12	6.87	7.25
Electric conductivity*	mS cm ⁻¹	1.2	0.72	1.4	1.1
DO*	mg L ⁻¹	1.27	8.87	0.018	6.70
Salinity*	%	0.1	0.0	0.0	0.0
TRC*	mg L ⁻¹	-	0.08	-	0.05
Water hardness*	mg L ⁻¹	73	69	78	85
Water temp.*	℃	9.4	9.6	25.5	25.6
T-N	mg L ⁻¹	33.5	5.86	36.4	8.64
T-P	mg L ⁻¹	3.11	1.01	4.45	1.81
NH ₄ -N	mg L ⁻¹	20.3	0.11	18.8	0.157
NOx-N	mg L ⁻¹	0.147	4.92	0.045	6.53
PO ₄ -P	mg L ⁻¹	1.22	0.944	1.63	1.78
DOC	mg L ⁻¹	23.4	3.13	34.6	4.90

(continued)

Table 2 -continued-

(b) Wastewater treatment plant B (Conventional activated sludge process)

Index	Unit	December 2014		June 2015	
		Municipal wastewater before biological treatment	Final effluent	Municipal wastewater before biological treatment	Final effluent
pH*		7.08	6.82	7.16	6.83
Electric conductivity*	mS cm ⁻¹	0.38	0.39	0.50	0.51
DO*	mg L ⁻¹	3.17	9.48	0.008	5.88
Salinity*	%	0.0	0.0	0.0	0.0
TRC*	mg L ⁻¹	-	0.13	-	0.03
Water hardness*	mg L ⁻¹	96	94	82	87
Water temp.*	℃	11.4	11.8	24.6	24.3
T-N	mg L ⁻¹	20.5	8.52	22.8	9.24
T-P	mg L ⁻¹	1.90	1.12	2.21	1.01
NH ₄ -N	mg L ⁻¹	12.9	1.64	14.4	1.12
NO _x -N	mg L ⁻¹	0.178	6.17	0.014	6.92
PO ₄ -P	mg L ⁻¹	0.76	1.07	1.00	0.976
DOC	mg L ⁻¹	18.6	6.85	15.7	5.34

(c) Wastewater treatment plant C (Anaerobic-aerobic filter process)

Index	Unit	February 2016		August 2016	
		Municipal wastewater before biological treatment	Final effluent	Municipal wastewater before biological treatment	Final effluent
pH*		7.16	7.37	6.91	7.25
Electric conductivity*	mS cm ⁻¹	0.46	0.43	0.47	0.46
DO*	mg L ⁻¹	3.76	11.6	2.45	8.81
Salinity*	%	0.0	0.0	0.0	0.0
TRC*	mg L ⁻¹	-	0.04	-	0.10
Water hardness*	mg L ⁻¹	44	56	50	50
Water temp.*	℃	4.4	4.8	16.2	16.8
T-N	mg L ⁻¹	41.2	36.1	34.1	29.2
T-P	mg L ⁻¹	6.32	3.22	4.73	3.78
NH ₄ -N	mg L ⁻¹	23.3	22.5	18.8	19.5
NO _x -N	mg L ⁻¹	0.359	5.42	0.218	5.54
PO ₄ -P	mg L ⁻¹	2.19	3.10	1.86	3.15
DOC	mg L ⁻¹	19.9	12.8	19.1	12.1

(d) Wastewater treatment plant D (Anaerobic-oxic activated sludge process)

Index	Unit	January 2015		July 2015	
		Municipal wastewater before biological treatment	Secondary effluent	Municipal wastewater before biological treatment	Secondary effluent
pH*		6.77	6.73	6.65	6.62
Electric conductivity*	mS cm ⁻¹	1.4	1.3	1.3	1.1
DO*	mg L ⁻¹	0.002	10.32	0	8.11
Salinity*	%	0.0	0.0	0.0	0.0
TRC*	mg L ⁻¹	-	-	-	-
Water hardness*	mg L ⁻¹	155	160	145	145
Water temp.*	℃	7.2	8.4	11.9	11.5
T-N	mg L ⁻¹	23.7	11.7	18.3	10.6
T-P	mg L ⁻¹	2.61	0.442	6.12	0.96
NH ₄ -N	mg L ⁻¹	13.6	1.03	11.6	0.257
NO _x -N	mg L ⁻¹	0.131	7.91	0.04	8.72
PO-P	mg L ⁻¹	0.477	0.056	4.32	0.592
DOC	mg L ⁻¹	25.5	13.7	16.3	8.69

Fig. 1 Algal growth inhibition test using *Pseudokirchneriella subcapitata* for municipal wastewater before biological treatment and final effluent obtained in (a) January 2016 from wastewater treatment plant (WWTP) A, (b) July 2016 from WWTP A, (c) December 2014 from WWTP B, (d) June 2015 from WWTP B, (e) February 2016 from WWTP C, (f) August 2016 from WWTP C, and for municipal wastewater before biological treatment and secondary effluent obtained in (g) January 2015 from WWTP D, (h) July 2015 from WWTP D. a: $p < 0.05$, comparing the control with the system.

Fig. 1 -continued-

Table 3 Summary of No Observed Effect Concentration (NOEC), and potential toxicants in municipal wastewater before biological treatment, final and secondary effluents suggested by a Toxicity Identification Evaluation (TIE).

(a) Wastewater treatment plant A (Oxidation ditch process)

(d) Wastewater treatment plant A (Oxidation ditch process)				
Sampling period	Wastewater	NOEC (%)	Potential toxicants	
2016	Jan	Municipal wastewater before biological treatment	20	• Surfactants • Ammonia and/or cationic metals • Non-polar organic toxicants
		Final effluent	40	• Uncharacterized
	Jul	Municipal wastewater before biological treatment	20	• Uncharacterized
		Final effluent	≥80	• Not toxic

(b) Wastewater treatment plant B (Conventional activated sludge process)

(b) Wastewater treatment plant B (conventional activated sludge process)				
Sampling period		Wastewater	NOEC (%)	Potential toxicants
2014	Dec	Municipal wastewater before biological treatment	40	• Uncharacterized
		Final effluent	≥80	• Not toxic
2015	Jun	Municipal wastewater before biological treatment	20	• Non-polar organic toxicants
		Final effluent	≥80	• Not toxic

(c) Wastewater treatment plant C (Anaerobic-aerobic filter process)

(c) Wastewater treatment plant C (Anaerobic-aerobic filter process)				
Sampling period	Wastewater	NOEC (%)	Potential toxicants	
2016	Feb	Municipal wastewater before biological treatment	20	• Uncharacterized
		Final effluent	20	• Uncharacterized
	Aug	Municipal wastewater before biological treatment	20	• Ammonia and/or cationic metals • Hydrophobic chemicals
		Final effluent	20	• Ammonia and/or cationic metals • Hydrophobic chemicals

(continued)

Table 3 -continued-

(d) Wastewater treatment plant D (Anaerobic-oxic activated sludge process)

Sampling period	Wastewater	NOEC (%)	Potential toxicants	
2015	Jan	Municipal wastewater before biological treatment	20	• Non-polar organic toxicants
		Secondary effluent	40	• Uncharacterized
	Jul	Municipal wastewater before biological treatment	20	• Ammonia and/or cationic metals
		Secondary effluent	≥80	• Not toxic

3.3 毒性同定評価

3.2 で生長阻害作用が確認された下水試料に対し、各前処理を行った下水試料における藻類の生長速度を Fig. 2 にまとめた。以下、各前処理試料の結果の詳細について示す。

3.3.1 A 処理場

(1) 1 月生物処理前水、放流水に対する試験

生物処理前水（試料割合 80%）に対する TIE の結果を Fig. 2 (a) に示す。無処理に比べ、生長速度が有意に増加したのはばっ気、SPE カラム通過水、pH 調整であった ($p < 0.05$)。また、メタノール溶出物では対照区より生長速度が有意に低下し ($p < 0.05$)、影響が見られた。

放流水（試料割合 80%）に対する TIE の結果を Fig. 2 (b) に示す。対照区とメタノール溶出物では有意差がなく ($p > 0.05$)、メタノール溶出物による影響はなかった。無処理に比べて生長速度が有意に増加した前処理区はなかった。

(2) 7 月生物処理前水に対する試験

生物処理前水（試料割合 80%）に対する TIE の結果を Fig. 2 (c) に示す。無処理に比べ、生長速度が有意に増加した前処理区はなかった。また、対照区とメタノール溶出物では有意差がなく ($p > 0.05$)、メタノール溶出物による影響はなかった。

3.3.2 B 処理場

(1) 12 月生物処理前水に対する試験

生物処理前水（試料割合 80%）に対する TIE の結果を Fig. 2 (d) に示す。無処理に比べ、生長速度が有意に増加する前処理区はなかった。また、対照区とメタノール溶出物では有意差がなく ($p > 0.05$)、メタノール溶出物による影響はなかった。

(2) 6 月生物処理前水に対する試験

生物処理前水（試料割合 80%）に対する TIE の結果を Fig. 2 (e) に示す。無処理に比べ、生長速度が有意に増加したのはばっ気、SPE カラム通過水であった ($p < 0.05$)。また、メタノール溶出物では対照区より有意に低下したことから ($p < 0.05$) メタノール溶出物による影響が確認された。

3.3.3 C 処理場

(1) 2 月生物処理前水、放流水に対する試験

生物処理前水（試料割合 80%）に対する TIE の結果を Fig. 2 (f) に示す。無処理に比べ、生長速度が有意に増加した前処理区はなかった。また、対照区とメタノール溶出物では有意差がなく ($p > 0.05$)、メタノール溶出物による影響はなかった。

放流水（試料割合 80%）に対する TIE の結果を Fig. 2 (g) に示す。無処理に比べ、生長速度が有意に増加した前処理区はなかった。また、対照区とメタノール溶出物では有意差がなく ($p > 0.05$)、メタノール溶出物による影響はなかった。

(2) 8 月生物処理前水、放流水に対する試験

生物処理前水（試料割合 80%）に対する TIE の結果を Fig. 2 (h) に示す。無処理に比べ、生長速度が有意に増加したのは pH 調整であった ($p < 0.05$)。また、メタノール溶出物では対照区より有意に低下したことから ($p < 0.05$) メタノール溶出物による影響が確認された。

放流水（試料割合 80%）に対する TIE の結果を Fig. 2 (i) に示す。無処理に比べ、生長速度が有意に増加したのは EDTA と pH 調整であった ($p < 0.05$)。また、メタノール溶出物では対照区より生長速度が有意に低下し ($p < 0.05$)、影響が見られた。

3.3.4 D 処理場

(1) 1 月生物処理前水、二次処理水に対する試験

生物処理前水（試料割合 80%）に対する TIE の結果を Fig. 2 (j) に示す。無処理に比べ、生長速度が有意に増加したのは SPE カラム通過水であった ($p < 0.05$)。また、メタノール溶出物では対照区より生長速度が有意に低下し ($p < 0.05$)、影響が見られた。

二次処理水（試料割合 80%）に対する TIE の結果を Fig. 2 (k) に示す。対照区に比べて無処理やメタノール溶出物での生長速度は同等であり ($p > 0.05$)、影響は確認されなかった。また、無処理に比べて生長速度が有意に増加した前処理区はなかった。

(2) 7 月生物処理前水に対する試験

生物処理前水（試料割合 80%）に対する TIE の結果を Fig. 2 (l) に示す。無処理に比べ、生長速度が有意に増加したのは pH 調整であった ($p < 0.05$)。また、対照区とメタノール溶出物では有意差がなく ($p > 0.05$)、メタノール溶出物による影響はなかった。

4. 考察

4.1 各生物処理方法による藻類生長阻害作用削減能力

生長阻害試験から、A, B, D 処理場においてはいずれの採水時期においても生物処理前水よりも放流水あるいは二次処理水の方が NOEC が大きくなった (Table 3)。よって A, B, D 処理場の生物処理によってムレミカツキモに対する下水の生長阻害作用が削減されたことが示された。一方、C 処理場の場合では生物処理前水、放流水の NOEC はいずれも 20% であり、生長阻害作用が削

Fig. 2 Toxicity Identification Evaluation (TIE) test using *Pseudokirchneriella subcapitata* for (a) municipal wastewater before biological treatment obtained in January 2016 from wastewater treatment plant (WWTP) A, (b) final effluent obtained in January 2016 from WWTP A, (c) municipal wastewater before biological treatment obtained in July 2016 from WWTP A, (d) municipal wastewater before biological treatment obtained in December 2014 from WWTP B, (e) municipal wastewater before biological treatment obtained in June 2015 from WWTP B, (f) municipal wastewater before biological treatment obtained in February 2016 from WWTP C, (g) final effluent obtained in February 2016 from WWTP C, (h) municipal wastewater before biological treatment obtained in August 2016 from WWTP C, (i) final effluent obtained in August 2016 from WWTP C, (j) municipal wastewater before biological treatment obtained in January 2015 from WWTP D, (k) secondary effluent obtained in January 2015 from WWTP D and (l) municipal wastewater before biological treatment obtained in July 2015 from WWTP D. EDTA: ethylenediaminetetraacetic acid, SPE: solid-phase extraction. a: $p < 0.05$, comparing the control with the system. b: $p < 0.05$, comparing the no pretreatment with the samples except for those of the control and the methanol eluate.

Fig. 2 -continued-

減できなかったことが分かった。C 処理場では嫌気好気ろ床法を導入しているが、本研究では当処理方法の下水を用いて試験を行ったのは C 処理場 1 か所のみであり、このような結果が当方法を採用した他の処理場にも普遍的に当てはまるかどうかは不明である。生物処理による生長阻害作用の削減能力の理解を深めるため、今後も様々な処理場、様々な処理方式を導入した処理場におい

て生長阻害試験を行うことが不可欠である。

著者ら先行研究^{6, 7)}と同様に、本研究でも生物処理前水が藻類生長阻害を有することが改めて示された。このことは産業由来の化学物質のみならず生活由来の化学物質によっても阻害効果を発揮しうることを示しており、環境中での水質悪化の抑制のみならず化学物質による水生生物・生態系へのリスク削減のためにも下水処理が重

要であることが示唆された。一方、試験に供した放流水（A～C処理場）及び二次処理水（D処理場）のNOECはいずれも20%以上であった。このことは、放流水が公共用水域で10倍あるいはそれ以上に希釈されると仮定¹⁷⁾されるわが国の水環境において、放流水による水生生物への影響は無いか非常に小さいことが考えられる。しかしながら生物応答試験により排水毒性が見られた排水が放流先での水界生態系にも影響するかどうかについては日本ではまだ評価例がなく、両者の影響の関係について今後詳細な研究が求められる。

4.2 季節と生長阻害作用の削減能力の関係

著者らの先行研究⁷⁾では標準活性汚泥法を導入した下水処理場において春夏秋冬に1回ずつ生物前処理水と放流水を採水して藻類生長阻害試験を実施し、冬季に得た放流水のみ生長阻害作用が削減しきれなかったことが確認された。一方、2.1で述べたように、本研究では各処理場において夏季、冬季を想定して下水試料の採水を行った。A、D処理場では先行研究と同様に、夏季の放流水あるいは二次処理水では阻害効果が失われる（NOEC $\geq$ 80%）が冬季では阻害効果が削減しきれなかった（NOEC 40%）。B処理場では冬季の放流水でも阻害効果が失われたが、その要因として、B処理場では冬季でも阻害効果の削減能力が高い、あるいは他の生物処理前水（いずれもNOEC 20%）と比べてこの処理場の生物処理前水のNOECが40%と大きく、生物処理前から相対的に阻害効果が小さかったことが考えられる。さらに、C処理場の下水試料の試験結果から、冬季のみならず夏季でも生物処理によって阻害効果が削減されない場合もあることが新たに明らかになった。藻類を用いた下水の生長阻害作用の評価について、既往の関連研究^{18, 19~21)}では季節の影響に着目した評価は行われなかったが、本研究から下水の生長阻害作用の管理においては季節についても着目することが重要であると考えられた。季節と生長阻害作用の削減能力の関係を理解するためにはより多くの処理場で更に調査回数を重ねて評価することが不可欠であり、今後も同様の調査を継続することが求められる。

冬季での削減能力の低下に関するメカニズムはまだ解明できていない。一方、橋本及び鳥山の研究²²⁾では、活性汚泥法において水温10、20、30℃におけるTOC（全有機炭素）除去率はそれぞれ81.4%、86.2%、91.5%であ

り、水温の上昇とともに除去率も増加する傾向にあることを報告している。このことは水温低下によって生物処理能は低下する傾向にあることを示しており、本研究で示された冬季での生長阻害作用の削減能力の低下は水温低下の影響を受けたことが考えられ、上記のメカニズムとしては水温低下に伴う生物処理槽内の生物活性の低下あるいは生物相の変化などが推定された。

わが国での生物応答に基づく排水管理について、年間での生物応答試験の実施回数については検討中の段階にある。下水道に関しては、本研究で示されたように生物処理による生長阻害作用の削減能力が季節によって変化する可能性があることを考慮しながら、季節ごとに最低1回は行うなど、試験時期や試験回数を検討することが重要であると考えられた。

4.3 生長阻害物質の推定

3.3の結果及びTable 1を基に、各下水試料において生長阻害を示したとの可能性が疑われる化学物質をTable 3にまとめた。生長阻害物質として疑われたのはアンモニアあるいは陽イオン金属が5試料と最も多く、次いで無極性有機物質（3試料）、疎水性化学物質（2試料）であった。

TIEに供した下水試料について、既往の知見¹⁵⁾に基づき非イオンアンモニア濃度をTable 4に示す。著者らの先行研究²³⁾では、非イオンアンモニア濃度0.147~0.191 mg L⁻¹程度がムレミカヅキモの生長阻害に対する閾値ではないかと推定した。本研究では、非イオンアンモニア濃度がこの閾値とほぼ同じあるいはそれ以上の濃度である1.8 $\times$ 10⁻¹ mg L⁻¹（A処理場1月生物前処理水）、2.5 $\times$ 10⁻¹ mg L⁻¹（C処理場2月生物前処理水）と推定された下水試料ではpH調整により阻害効果の削減が確認され、アンモニアによる生長阻害が疑われた。しかし、非イオンアンモニア濃度が4.6 $\times$ 10⁻¹ mg L⁻¹（B処理場12月生物前処理水）、3.7 $\times$ 10⁻¹ mg L⁻¹（C処理場2月放流水）と推定された下水試料では、上記2つの下水試料よりも非イオンアンモニア濃度が高いと推定されるにも関わらずpH調整により阻害効果が削減されなかった。このことは推定された非イオンアンモニア濃度の高低とpH調整による阻害効果の削減の有無に一貫性が見られなかったことを示している。下水中には多種多様な化学物質が混在していると考えられるため、アンモニアによる毒性を

Table 4 Initial pH value and estimated concentration of unionized ammonia in municipal wastewater before biological treatment, final and secondary effluents applied to a Toxicity Identification Evaluation (TIE).

(a) Wastewater treatment plant A (Oxidation ditch process)

Wastewater		Initial pH in TIE test		Estimated conc. of unionized ammonia (mg L ⁻¹)
Jan	Municipal wastewater before biological treatment	No pretreatment	7.33	1.8 $\times$ 10 ⁻¹
		pH adjustment	6.55	3.0 $\times$ 10 ⁻²
	Final effluent	No pretreatment	7.50	1.4 $\times$ 10 ⁻³
		pH adjustment	6.57	1.7 $\times$ 10 ⁻⁴
Jul	Municipal wastewater before biological treatment	No pretreatment	7.01	8.1 $\times$ 10 ⁻²
		pH adjustment	6.51	2.6 $\times$ 10 ⁻²

(continued)

Table 4 –continued–

(b) Wastewater treatment plant B (Conventional activated sludge process)

Wastewater		Initial pH in TIE test		Estimated conc. of unionized ammonia (mg L ⁻¹)
Dec	Municipal wastewater before biological treatment	No pretreatment	7.94	4.6×10^{-1}
		pH adjustment	6.50	1.7×10^{-2}
Jun	Municipal wastewater before biological treatment	No pretreatment	7.18	9.2×10^{-2}
		pH adjustment	6.51	2.0×10^{-2}

(c) Wastewater treatment plant C (Anaerobic-aerobic filter process)

Wastewater		Initial pH in TIE test		Estimated conc. of unionized ammonia (mg L ⁻¹)
Feb	Municipal wastewater before biological treatment	No pretreatment	7.15	1.4×10^{-1}
		pH adjustment	6.52	3.3×10^{-2}
	Final effluent	No pretreatment	7.60	3.7×10^{-1}
		pH adjustment	6.50	3.0×10^{-2}
Aug	Municipal wastewater before biological treatment	No pretreatment	6.91	6.4×10^{-2}
		pH adjustment	6.51	2.6×10^{-2}
	Final effluent	No pretreatment	7.49	2.5×10^{-1}
		pH adjustment	6.52	2.7×10^{-2}

(d) Wastewater treatment plant D (Anaerobic-oxic activated sludge process)

Wastewater		Initial pH in TIE test		Estimated conc. of unionized ammonia (mg L ⁻¹)
Jan	Municipal wastewater before biological treatment	No pretreatment	7.17	8.5×10^{-2}
		pH adjustment	6.55	2.0×10^{-2}
	Secondary effluent	No pretreatment	7.16	6.3×10^{-3}
		pH adjustment	6.58	1.7×10^{-3}
Jul	Municipal wastewater before biological treatment	No pretreatment	7.16	7.0×10^{-2}
		pH adjustment	6.55	1.7×10^{-2}

マスキングする化学物質の影響があったと推定された。今後、アンモニアの影響について pH 調整に基づく特徴化の可否あるいは代替方法について検討することが必要であると考えられる。

いくつかの下水試料では前処理による生長阻害作用の削減が見られなかったため、本研究で実施した TIE の操作を実施した限りでは生長阻害物質が推定できなかった。この要因として、下水試料中に複数の生長阻害物質群（例えば、アンモニアと界面活性剤の混在等）が作用していたことが推定される。このような場合、pH 調整及びばっ気等、2 種以上の前処理を組み合わせることにより生長阻害作用が削減できると考えられるため、今後は個々の前処理で阻害効果が削減されない場合は 2 種以上の前処理を組み合わせた TIE の実施を検討している。

放流水あるいは二次処理水に生長阻害作用が確認され、かつその作用の削減を検討する場合、生長阻害物質の同定は不可欠である。本研究では TIE Phase I に基づき生長阻害物質の推定を行ったものの、同定には至っていない。米国の TIE^{5, 9)} においては、同定のためにさらに Phase

II (Phase I の結果を参考にして生長阻害物質を同定) や Phase III (生長阻害物質を化学物質分析や生長阻害試験に基づき確認) が実施される。Phase II 及び III についてわが国の下水に対する適当な分析・評価条件はこれまで検討されていないことから、その条件決定及び評価手法の早期確立に向けた知見の収集が求められる。

5. まとめ

本研究では、オキシデーションディッチ法、標準活性汚泥法、嫌気好気ろ床法、嫌気好気活性汚泥法を導入した下水処理場における下水の生長阻害作用の削減能力を評価するため、各下水処理場で採水した生物処理前水、放流水あるいは二次処理水に対して緑藻ムレミカツキモ *Pseudokirchneriella subcapitata* を用いた生長阻害試験を行った。また、下水試料中に含まれる生長阻害物質を推定するための毒性同定評価を実施した。以下に本研究で得られた主な知見をまとめる。

1) オキシデーションディッチ法、標準活性汚泥法、嫌気好気活性汚泥法を導入した下水処理場では生物処理前

水よりも放流水あるいは二次処理水の方が無影響濃度が大きくなり、生長阻害作用が削減された。一方、嫌気好気ろ床法を導入した処理場では生物処理前水と放流水の無影響濃度が同等となり、阻害効果が削減されなかった。これらの結果から生物処理方法によって生長阻害作用の削減能力が異なる可能性が示された。

2) 生長阻害作用が削減できた処理場（オキシデーションディッチ法、嫌気好気活性汚泥法）でも夏季に比べ冬季には生長阻害作用の削減能力が低下した。

3) 生長阻害物質としてアンモニアあるいは陽イオン金属、無極性有機物質等の化学物質が示唆された。

(原稿受付 2018年2月14日)

(原稿受理 2018年8月17日)

参考文献

- 1) 排水（環境水）管理のバイオアッセイ技術検討分科会, 2013. 配布資料 生物応答を用いた排水試験法（検討案）.
- 2) Lewis, M.A., 1990. Are laboratory-derived toxicity data for freshwater algae worth the effort? *Environmental Toxicology and Chemistry* 9, 1279-1284.
- 3) 環境省環境保健部環境リスク評価室, 2018. 化学物質の環境リスク評価第16巻, 1. 化学物質の環境リスク初期評価等（第16次とりまとめ）の結果の概要. URL: <https://www.env.go.jp/chemi/report/risk30-01/1-1-1.pdf> (2018年2月時点).
- 4) 公益社団法人日本下水道協会, 2018. 下水道処理人口普及率. URL: <http://www.jsaw.jp/rate/> (2018年2月時点).
- 5) U.S.EPA, 1999. Toxicity Reduction Evaluation Guidance for Municipal Wastewater Treatment Plants. EPA/833B-99/002, USA.
- 6) 武田文彦, 真野浩行, 北村友一, 小森行也, 岡本誠一郎, 2015. 下水による水生生物影響に及ぼす下水処理プロセスの効果に関する基礎的研究. *日本水処理生物学会誌* 51 (4), 95-103.
- 7) Takeda, F., Minamiyama, M., Okamoto, S., 2017. Seasonal variation in ability of wastewater treatment for reduction in biological effects evaluated based on algal growth. *Journal of Water and Environment Technology* 15(3), 96-105.
- 8) Zhang, Y., Sun, Q., Zhou, J., Masunaga, S., Ma, F., 2015. Reduction in toxicity of wastewater from three treatment plants to alga (*Scenedesmus obliquus*) in northeast China. *Ecotoxicology and Environmental Safety* 119, 132-139.
- 9) U.S.EPA, 1992. Toxicity Identification Evaluation: Characterization of Chronically Toxic Effluents, Phase I. EPA/600/6-91/005F, USA.
- 10) 公益社団法人日本下水道協会, 2014. 平成24年度版下水道統計（第69号）, 87, 公益社団法人日本下水道協会, 東京.
- 11) 経済産業省, 2015. PRTRけんさく平成25年度排出分. URL: http://www.meti.go.jp/policy/chemical_management/law/prtr/6a.html (2018年2月時点).
- 12) Deleebeeck, N.M.E., De Schamphelaere, K.A.C., Janssen, C.R., 2009. Effects of Mg^{2+} and H^{+} on the toxicity of Ni^{2+} to the unicellular green alga *Pseudokirchneriella subcapitata*: Model development and validation with surface waters. *Science of the Total Environment* 407, 1901-1914.
- 13) Heijerick, D.G., Bossuyt, B.T.A., De Schamphelaere, K.A.C., Indeherberg, M., Mingazzini, M., Janssen, C.R., 2005. Effect of varying physicochemistry of European surface waters on the copper toxicity to the green alga *Pseudokirchneriella subcapitata*. *Ecotoxicology* 14, 661-670.
- 14) Macfie, S.M., Tarmohamed, Y., Welbourn, P.M., 1998. Effect of cadmium, cobalt, copper and nickel on growth of the green alga *Chlamydomonas reinhardtii*: the influence of cell wall and pH. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology* 27, 454-458.
- 15) Emerson, K., Russo, R.C., Lund, R.E., Thurston, R.V., 1975. Aqueous ammonia equilibrium calculations: Effect of pH and temperature. *Journal of the Fisheries Research Board of Canada* 32(12), 2379-2383.
- 16) R Core Team, R: Language and Environment for Statistical Computing, R Foundation for Statistical Computing. Vienna, Australia. URL: <https://cran.csiro.au/> (2018年2月時点).
- 17) 中央環境審議会水環境部会水生生物保全排出規制等専門委員会, 2005. 第1回配布資料 資料-10 水質汚濁防止法に基づく排出基準について. URL: <http://www.env.go.jp/council/09water/y099-01/mat10.pdf> (2018年2月時点).
- 18) 山本裕史, 安部香緒里, 池幡佳織, 安田佑右, 田村生弥, 中村友紀, 鎌迫典久, 2010. 徳島県内の下水処理施設放流水を対象にした WET 試験. *環境工学研究論文集* 47, 727-734.
- 19) Botts, J.A., Braswell, J.W., Goodfellow, W.L., Bishop, D.F., 1988. Toxicity Reduction Evaluation at the Patapsco Wastewater Treatment Plant, EPA/600/S2-88/034. United States Environmental Protection Agency, Washington, DC, USA.
- 20) Hogan, A.C., Stauber, J.L., Pablo, F., Adams, M.S., Lim, R.P., 2005. The development of marine toxicity identification evaluation (TIE) procedures using the unicellular alga *Nitzschia closterium*. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology* 48, 433-443.
- 21) Naddy, R.B., Tapp, K., Rehner, A.B., Pillard, D.A., Schrage, L., 2011. Identifying the cause of toxicity in an algal whole effluent toxicity study - An unanticipated toxicant. *Chemosphere* 85 (6), 1026-1032.
- 22) 橋本奨, 鳥山昭夫, 1988. 活性汚泥法の浄化機能に及ぼす水温の影響に関する動力学的研究—一次型動力式による連続実験の水温影響解析—. *環境技術* 17(9), 601-606.
- 23) Takeda, F., Komori, K., Minamiyama, M., Okamoto, S., 2016. Toxicity of wastewater with regard to ammonia evaluated by algal growth inhibition test: A case study using wastewater treatment pilot plant. *Japanese Journal of Water Treatment Biology* 52(4), 93-104.

論文要旨

わが国で導入されている種々の下水処理における生物処理過程で下水の藻類生長阻害作用が削減できるかどうかは未解明である。本研究ではわが国で導入事例が多いオキシデーションディッチ法等の4種の生物処理方法を導入した下水処理場の生物処理前水、放流水あるいは二次処理水を下水試料として採水した。水界生態系の一次生産者として重要な藻類への影響に着目し、下水試料に対し緑藻ムレミカヅキモを用いて生長阻害試験を実施した。その結果、オキシデーションディッチ法、標準活性汚泥法、嫌気好気活性汚泥法を導入した処理場では下水の生長阻害作用の削減が確認されたが、嫌気好気ろ床法を導入した処理場では効果が削減されなかった。また、阻害作用の削減能力は夏季に比べて冬季に低下する傾向にあった。生物処理方法及び季節によって生長阻害作用の削減能力は異なり、様々な処理場において試験を行い、更なる知見を蓄積する必要があることが示された。

キーワード：全排水毒性試験；毒性同定評価；*Pseudokirchneriella subcapitata*；排水管理