

B-18 下水処理水を直接利用した 微細藻類培養特性のモデル化に関する研究

○高部 祐剛^{1*}・日高 平^{2a}・津森 ジュン^{2b}・南山 瑞彦¹

¹国立研究開発法人 土木研究所 先端材料資源研究センター (〒305-8516 茨城県つくば市南原1-6)

²独立行政法人 土木研究所 材料資源研究グループ (〒305-8516 茨城県つくば市南原1-6)

(^a現 京都大学大学院工学研究科, ^b現 浜松市上下水道部)

*E-mail: yu-takabe@pwri.go.jp

1. はじめに

低炭素社会実現に向け再生可能エネルギーの利用促進が求められる中、窒素・リン等の栄養塩が豊富に含まれる都市下水を利用した微細藻類(以下藻類)培養・エネルギー生産に注目が集まっている¹⁾。下水道システムが広く普及した日本のような国では、処理場が有する資源(処理水中栄養塩、消化ガス由来CO₂)および処理場でのストック(土地、施設)を活用した藻類培養・エネルギー生産が期待される。

下水処理水を用いた藻類培養において、高エネルギー含有の特定藻類(例: *Chlorella vulgaris*)を接種した上での藻類増殖・含有エネルギー量評価が、ラベルで行われているが²⁾、他の生物が混在する実下水において、意図した特定藻類の培養は困難であると考えられる。一方で、特定藻類の接種は行わず、下水処理水を直接培養液として用い、与えられた環境条件で優占する藻類を活用したエネルギー生産技術の構築が試みられており³⁾、変動する水質・気候条件下で安定したエネルギー生産を計画的に実施する上で、有望な藻類培養・エネルギー生産システムの1つであると考えられる。

今後、実下水処理場への藻類培養システム導入を検討する際、それぞれの処理場での水質・気候を踏まえたバイオマス生産量予測が必要となる。実処理場でのバイオマス生産量を予測する際、日射量、水温、降雨といった自然環境の変化、処理水水質の変動といった因子が複雑かつ相互に関係し藻類培養に影響を及ぼすため、これらの因子を考慮した数理モデルの構築が必要である。既往研究⁴⁾でのモデルは、室内での管理された条件下での藻類培養量評価を行うものであり、自然環境の変化が藻類増殖に与える影響が考慮されていないといった課題がある。

本研究では、実処理場における藻類培養でのバイオマス生産量の予測による導入検討の支援を目的として、屋外に設置した培養装置で、下水処理水を直接利用し、藻類の増殖特性を把握した。その上で、自然環境の変化も考慮に入れた藻類増殖を表現する数理モデルを構築し、実測データを用いて、数理モデルによる計算値の再現性を評価した。

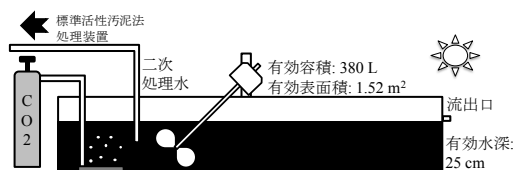


図-1 藻類培養装置の概略図

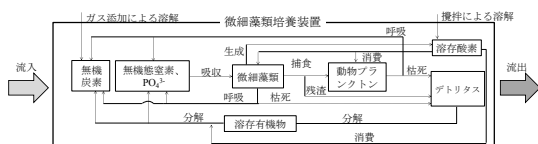


図-2 数理モデルの概念図

2. 実験方法および数理モデルの構築

実下水処理場の屋外に設置したRaceway型培養装置(図-1)で藻類培養を行った。実流入下水を活性汚泥法処理装置(曝気槽容量: 100 L, HRT: 6時間)で連続的に処理して得た二次処理水を、培養槽でのHRTが4日となるよう連続的に流入させ、装置内培養水はプロペラ型攪拌機で攪拌した。藻類への炭素源供給を目的に、既往文献での操作に従い⁵⁾、培養槽中pHが8に達した時にガスボンベによりCO₂を添加し、pHが約7.7に低下した時に添加を停止した。装置へのCO₂添加を2014年6月6日より開始し、2014年11月21日に装置の運転を停止した。処理水および培養水中の水温、pH、溶存酸素、窒素、リン、クロロフィルa、SS、有機・無機炭素、溶存態鉄およびSS中高位発熱量を定期的に測定した。また、培養藻類および動物プランクトンの同定も行った。本論文では、SS、高位発熱量、培養藻類および動物プランクトンの同定結果を中心に報告する。

藻類増殖を表現する数理モデルの概念図を図-2に示す。後述するとおり、培養槽で培養されたバイオマスは、主として藻類およびそのデトリタスで構成され、また、二次処理水において炭素源が藻類増殖の律速因子であることが明らかとなった。藻類増殖において、水温、全日射量および栄養塩の影響を考慮しているTsuno et al.⁶⁾のモデルを参考にモデル

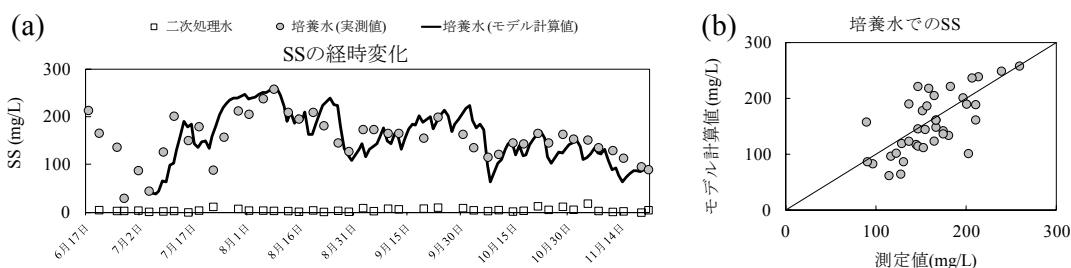


図-3 (a)二次処理水および培養水(実測値およびモデル計算値)でのSSの経時変化, (b)培養水中SSの測定値およびモデル計算値での相関

を構築することとし、藻類の増殖における無機炭素の影響を新たに考慮した。状態変数は、無機炭素 (IC : mg-C/L), 無機態窒素 (N : mg-N/L), PO_4^{3-} (P : mg-P/L), 藻類 (M : mg-Chl a/L), 動物プランクトン (Z : mg/L), デトリタス (D : mg/L), 溶存有機物 (C : mg-C/L)および溶存酸素 (O : mg- O_2 /L)である。藻類増殖での各影響項の式は既往研究を参照した⁶⁾。藻類の増殖, 呼吸・枯死は一次式で, また動物プランクトンによる捕食は温度影響および藻類濃度による影響を考慮した⁷⁾ (式(1)から式(4))。なお, 式において, 系内への各状態変数の流入は, 添字“in”をつけた。培養槽内は完全混合であるとした。モデルで用いる諸係数については, 本研究から得られた値, 文献値⁶⁾⁻¹⁴⁾を参照した。

$$\frac{dM}{dt} = \frac{Q}{V} M_{in} + \mu_{max} f_T f_I f_{CNP} M - k_{dm} M - F_{maxZ} \frac{T}{20} \frac{K_{MZ}}{K_{MZ} + M} M Z - \frac{Q}{V} M \quad (1)$$

$$f_T = \frac{(T - T_{opt})^2}{T_{opt}^2} + 1 \quad (2)$$

$$f_I = \frac{e}{(\alpha + \epsilon_0 (\gamma_{MD} M + Z + D)) H} \left[\exp \left\{ -\frac{I}{I_{opt}} \exp(-(\alpha + \epsilon_0 (\gamma_{MD} M + Z + D)) H) \right\} - \exp \left(-\frac{I}{I_{opt}} \right) \right] \quad (3)$$

$$f_{CNP} = \frac{IC}{K_{ICM} + IC} \cdot \frac{N}{K_{NM} + N} \cdot \frac{P}{K_{PM} + P} \quad (4)$$

ここで, t : 時間 (d), μ_{max} : 藻類の最大比増殖速度 (d^{-1}), f_T : 水温による影響項 (-), f_I : 日射量による影響項 (-), f_{CNP} : 無機炭素, 無機態窒素および PO_4^{3-} による影響項 (-), k_{dm} : 藻類の呼吸・枯死速度 (d^{-1}), F_{maxZ} : 動物プランクトンの最大の過速度 (L/mg/day), K_{MZ} : 動物プランクトンのろ過の半飽和定数 (mg-Chl a/L), T : 水温 ($^{\circ}C$), T_{opt} : 最適水温 ($^{\circ}C$), α : 水の吸光係数 (m^{-1}), ϵ_0 : SSの吸光係数 (L/mg/m), γ_{MD} : 藻類のSSへの換算係数 (mg/mg-Chl a), Q : 流量 (m^3/d), H : 培養槽水深 (m), V : 培養槽体積 (m^3), I : 全天日射量 ($MJ/m^2/d$), I_{opt} : 最適全天日射量 ($MJ/m^2/d$), K_{ICM} : 無機炭素の半飽和定数 (mg-C/L), K_{NM} : 無機態窒素の半飽和定数 (mg-N/L), K_{PM} : PO_4^{3-} の半飽和定数 (mg-P/L)。

3. 結果および考察

培養を実施した地点における実験期間での月別平均気温および全日日射量はそれぞれ12.2-26.0 $^{\circ}C$ およ

び7.9-18.7 $MJ/m^2/d$ の範囲にあった。

培養に用いた二次処理水での炭素 (無機炭素):窒素 (無機態窒素):リン (PO_4^{3-}):鉄のモル比は, 17:17:1:2 $\times 10^{-2}$ であり, レッドフィールド比 (106:16:1:10 $^{-3}$ -10 $^{-4}$)¹⁵⁾に比して炭素の割合が低いことが明らかとなった。このことから, 二次処理水のみでは炭素が藻類増殖の律速となり, 培養槽への CO_2 添加が有効であると考えられた。

培養水での溶存酸素 ($n=116$)は10 mg- O_2 /L以上と光合成により飽和・過飽和状態であり, pH ($n=116$)は CO_2 添加により概ね7.7-8.0の間で安定していた。無機炭素 ($n=33$)は, 二次処理水での中央値11.8 mg-C/Lに比して, CO_2 添加により培養水では21.4 mg-C/Lと増加した。

図-3の(a)に二次処理水および培養水でのSS ($n=45$)の経時変化を示す。二次処理水中SSは中央値4.2 mg/Lであった。培養水では, 6月25日から6月27日にかけて, SSが137から30 mg/Lまで大きく減少した。7月1日の動物プランクトン数 (879 inds./mL)が他のサンプリング日 (中央値: 35 inds./mL)に比べて1オーダー高く, 動物プランクトンの増殖が藻類を含むSSの減少に寄与した可能性が考えられる。7月にSSが増加した後, 8月, 9月で, SSが206および166 mg/Lと比較的安定した値を示した。10月5, 6日の台風での激しい降雨 (降雨量合計: 199 mm)により 10月3日から7日にかけて, 136 mg/Lから116 mg/Lまで減少したが, 1週間後の10月14日には146 mg/Lまで回復した。その後, 10月28日から11月21日にかけて 164から90 mg/Lまで減少した。急激な水温低下 (17.4 $^{\circ}C$ から10.2 $^{\circ}C$)による寄与が考えられる。培養槽単位面積あたりのバイオマス生産量を, SSが高濃度であった8月のデータに基づいて算出すると, 12.9 g/ m^2/d であった。ニュージーランドでの流入下水を用いたHigh rate algal pondでは, 夏季 (11月-1月)で15.3 g/ m^2/d の培養量が得られており⁵⁾, 本研究での8月の培養量は, 既往研究での値の85%であった。両培養槽ともに窒素・リンの枯渇は見られなかった一方で, 既往研究での全日日射量は21.1 $MJ/m^2/d$ と, 本研究の8月での15.9 $MJ/m^2/d$ に比して高く, これが既往研究で培養量が多かった要因と考えられる。

培養槽で確認された動物プランクトン ($n=12$)について, 体積から換算した乾燥重量¹⁶⁾は, 培養槽での

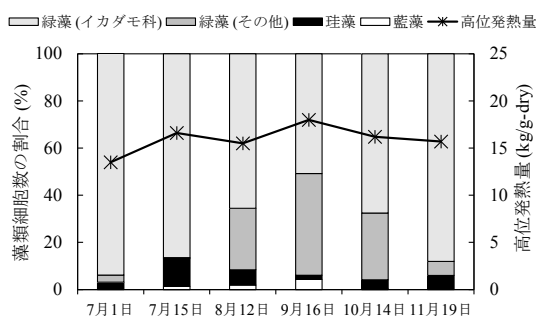


図-4 各月での藻類構成および高位発熱量

SSの高々3.2%であった。また、High rate algal pondにおける細菌濃度は全有機炭素の5%であることが報告されている¹⁷⁾。既往文献¹⁷⁾と本研究でのSS濃度が同程度であり、流入下水に比して有機物濃度が低く難分解性有機物の割合が高い二次処理水を用いた本研究での細菌濃度およびそのSSに占める割合はより低いと考えられる。このことから、培養槽でのバイオマスは主として藻類および藻類由来のデトリタスで構成されていると考えられる。

培養槽での藻類同定結果 (n=22) の一例を図-4に示す。培養期間を通じて、全藻類細胞数に占める緑藻の細胞数の割合が85-97%と高く、特にイカダモ科が51-87%と優占することが明らかとなった。緑藻が優占化し続けた原因として、緑藻および珪藻の増殖における最適水温および最適全日射量はそれぞれ25°C および13.9 MJ/m²/d、ならびに17°Cおよび11.5 MJ/m²/dであり⁹⁾、本培養期間での気候が緑藻に適した環境であったことが考えられる。また、実環境における突発的な藍藻の優占化は、溶存態鉄が枯渇した条件下で、藍藻が放出するシデロフォアによる鉄錯体形成および藍藻による特異的な鉄取り込みが寄与していることが報告されている¹⁸⁾。上記したとおり、レッドフィールド比と比較することで、二次処理水において溶存鉄が豊富に存在していることが明らかとなり、藍藻が優占しにくい環境であったと考えられる。これらのことから、緑藻類が優占し続けたものと判断される。

培養槽でのSSにおける高位発熱量 (n=11) の一例を図-4に示す。培養期間での中央値 (最小値~最大値) は16.2 (13.5~18.0) kJ/g-dryであった。SSが急激に減少した7月1日での高位発熱量は13.5 kJ/g-dryと特異的に低かったが、それ以外の期間では、イカダモ科の割合の変動等、培養藻類の構成変化によらず、高位発熱量は安定していた。また、藻類の増殖期間 (7月15日: 16.6 kJ/g-dry) および減少期間 (11月19日: 15.7 kJ/g-dry) においても高位発熱量に大きな変化がなかった。このことから、下水処理水を直接利用した藻類培養により、16 kJ/g-dry程度の安定したエネルギー量を含むバイオマスの生産が期待できることが明らかとなった。この値は、人工培地で培養されたイカダモ科 (*Scenedesmus obliquus*) での16.1 kJ/g-dry¹⁹⁾ および二次処理水に種植・培養された *Chlorella*

vulgaris での16.1 kJ/g-dry²⁾ と同程度であった。

以上の実験結果を踏まえ、構築したモデルにより、藻類培養によるバイオマス濃度の重要な指標であるSSを算出した。SS (藻類+動物プランクトン+デトリタス) 計算値を図-3の(a)に、またSSに関する実測値および計算値の相関を図-3の(b)に示す。数値計算は、SSの増加が始まった7月4日から行った。また、上述したとおり、培養期間を通じて緑藻が優占したことから、構築したモデルで藻類間の競合を考慮しなかった。モデルによるSS計算値は、7月の増加、8、9月での安定、10月の激しい降雨による減少・その後の回復、ならびに11月での減少といった経時変化を再現できた。以上のことから、構築したモデルは、下水処理水を直接利用した藻類培養でのバイオマス濃度予測を可能とした。

4. 結論

本研究では、自然条件下で下水処理水を直接利用して培養される藻類の増殖特性を把握した。また、自然環境変化を考慮に入れた藻類増殖を表現する数理モデルを構築した。得られた主要な知見を以下に記す。

- 1) 8月でのバイオマス生産量が12.9 g/m²/dであり、また、培養槽でのSSは主として藻類および藻類のデトリタスで構成されていることが分かった。
- 2) 実験期間を通じて緑藻 (特にイカダモ科) が優占した。
- 3) 藻類培養により、16 kJ/g-dry 程度の安定したエネルギー量を含むバイオマス生産が期待できることが明らかとなった。
- 4) 藻類培養によるバイオマス濃度予測の観点で、構築したモデルの有用性が示された。

参考文献

- 1) Chisti; Biotech. Adv., 25 (3), 294-306, 2007.
- 2) Sydney *et al.*; Appl. Energy, 88 (10), 3291-3294, 2011.
- 3) Inoue *et al.*; Chemosphere, 93, 1442-1445, 2013.
- 4) Drexler *et al.*; Water Environ. Res. 86, 163-176, 2014.
- 5) Park *et al.*; Water Sci. Technol., 63, 2403-2410, 2011.
- 6) Tsuno *et al.*; PAMOLARE training package version 1.0, 50-73, UNEP-DTIE-IETC and ILEC, 2001.
- 7) Di Toro *et al.*; Adv. Chem. Ser., 106, 131-180, 1971.
- 8) Andersen *et al.*; Limnol. Oceanogr., 36, 807-814, 1991.
- 9) Markager *et al.*; Limnol. Oceanogr., 45, 642-650, 2000.
- 10) Geider *et al.*; Limnol. Oceanogr., 43, 679-694, 1998.
- 11) 津野ら; 水環境学会誌, 19 (3), 228-235, 1996.
- 12) 奥川ら; 土木学会論文報告集, 337, 119-128, 1983.
- 13) Kirk; Light and Photosynthesis in Aquatic Ecosystems, 401, Cambridge University press, 1983.
- 14) Everbecq *et al.*; Water Res., 35 (4), 901-912, 2001.
- 15) Redfield *et al.*; In *The Sea*, 26-77, Interscience, 1963.
- 16) Gate *et al.*; Oecologia, 55, 145-148, 1982.
- 17) Broekhuizen *et al.*; Water Res., 46, 2911-2926, 2012.
- 18) Murphy *et al.*; Science, 192, 900-902, 1975.
- 19) Chen *et al.*; Bioresour. Technol., 155, 245-251, 2014.