

北海道大学工学部 正会員 寺町和宏
同 正会員 高桑哲男

1. はじめに この研究は汚泥の処理処分システムの合理的設計管理のために季節的水温変動下における汚泥発生量の把握を目的としたものである。特に下水汚泥における重金属の問題は汚泥の量と質の絡みにあると言うことができ、又狭義にはあるが汚泥発生量が下水浄化システムのOVERALLな機能把握にもなることを考えるとその重要性は大きい。全国的に季節的水温変動は非常に大きいにもかかわらず汚泥発生量の水温効果に関する研究は少ない。筆者らは簡便な式を用いて水温変化と汚泥発生量の関係について定量的な考察を行なった。

2 内生呼吸速度を利用した汚泥発生量の水温効果

(1) 汚泥発生量の基礎式 対象とする汚泥は余剰活性汚泥であり、初沈汚泥量も水温効果を有するものであるがここでは考えない。又合流式下水処理場においては降雨由来の無機性汚泥量が無視できないがここでは有機性汚泥量に限って考える。汚泥発生量の基礎式としては次式を用いる。 $\Delta S = aLr - bM$ (1)
 ΔS : みかけの有機性汚泥発生量(処理水中SSとして流出する量も加える) [kg VSS/g]
 a : 真の転換率 (aLr = 真の発生量) Lr : 除去された有機物量(以下の計算では処理水中の溶解性有機物量は無視した) [kg/g] b : 自己酸化速度 [$1/\text{g}$]
 M : 曝気槽内有機性汚泥量(合流式下水道においては降雨によりVSS%が大きく変動するので少なくとも週1回のデータが必要である) [kg]

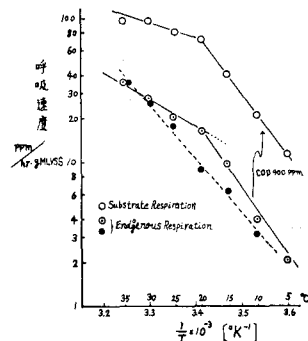


図-1 呼吸速度のArrheniusプロット

(2) 自己酸化速度を表す内生呼吸速度の水温効果

札幌市創成川下水処理場の活性汚泥を採取後実験室にて約30分間空曝気後測定した呼吸速度を内生呼吸速度とした [$\text{O}_2 \text{ PPM/hr.gMLVSS}$]
 水温を変えて測定した結果のArrheniusプロットを図-1に示す。活性化エネルギーの変わるCritical Pointが20°C付近で現れるものとはそうではないものがあったが、實際上問題となる5~20°Cの範囲では内生呼吸速度、基質呼吸速度のいずれもArrhenius式にしたがうと言える。次に実プラントでの季節的水温変動下での内生呼吸速度を示したのが図-2である。Arrhenius型のパターンとは違って一次直線で近似できる傾向となっており季節的BOD負荷の違いもそれ程大きくはないことを考えると生物相の違いなどが原因として考えられる。さて内生呼吸速度を自己酸化速度に変換するため汚泥の細胞化学組成として $\text{C}_5\text{H}_7\text{O}_2\text{N}$ を用いるとMLVSSのCOD当量が1.42となるので図-2より一次式 $b' = 0.81T - 4.0$ (T : 水温°C) を1.42で割ったものが自己酸化速度と水温の関係を表わすものとなる。

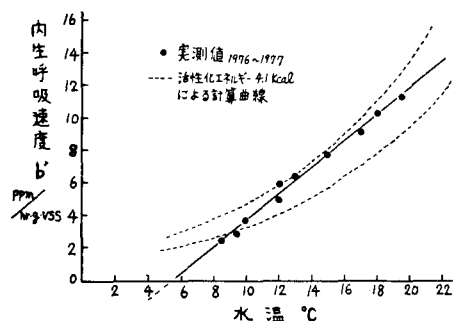


図-2 実プラントにおける水温と呼吸速度の関係

(3) 実プラントでの水温と汚泥発生量の関係

創成川下水処理場での汚泥発生量データは初沈汚泥と余剰汚泥の合計量であるため以下のようにして余剰汚泥量を算定した。

有機性余剰汚泥発生量 = (全固形物発生量 - 流入水SS × 初沈除去率 × 総処理水量) × VSS% + 処理水SS × 高級処理水量 × VSS%
 まず水温効果の大きさをみるために(1)式において1976年1月のデータより aL を逆算して求めた $4.45 \times 10^5 \text{ kg/g}$ と

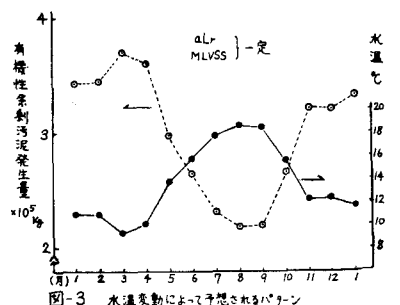


図-3 水温変動によって予想されるパターン

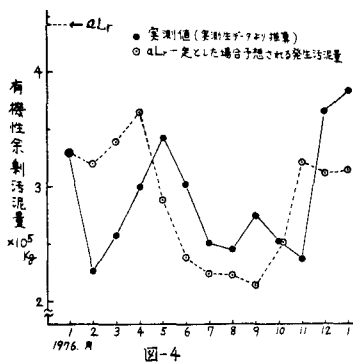


図-4

月当りの真の汚泥発生量で一定、MLVSS 1400 mg/l 一定と仮定して月別水温変化によるASの相対的変動を示したのが図-3である。最低最大で約70%の変動があり水温の効果が非常に大きいことがわかる。次に実プラントのMLVSSの変動も加味して実測値とくさべてみたのが図-4である ($AS = 4.45 \times 10^5 - 1.184 \times 10^4 MT + 5.85 \times 10^4 M$) 2~4月を除けば実測値は計算値の変動パターンとよく合っていると言える。以上ALrを一定として考えてきたが次に1日1回と月8~12個の初沈後水BOD値の平均値に処理水量を乗じたものをBOD流入負荷量と考え、さらにCOD_{Cr}基準で考える為その値を1.5倍したものをL_rとし、水温とQ値の関係を見た。 $Q = (AS + BM) / L_r = [AS + (0.81T - 4.0) \div 1.42] / \text{BOD負荷} \times 1.5$ よりQ値を計算した結果を図-5に示した。大きな変動を示しており水温との間に特に関係はみられないが単純平均値0.67は妥当なものである。又みかけの転換率は0.44であった。

3. 真の転換率Qの水温効果に関する実験的考察

(1) 対数増殖系におけるみかけの酸化分解率 培養タイプとして凝集フロックを形成しない分散系である対数増殖を選べ、10, 20, 30℃の各水温で最大対数増殖速度を示している時点での基質の酸化分解率を求めた。みかけの酸化分解率は $\left[\frac{1 - \text{菌体に合成されたCOD}}{\text{除去されたCOD}} \right]$ で定義され、菌体に合成されたCODは全COD-溶解性CODより求めた。用いた基質はグルコースで、菌株はあらかじめ同一条件で増殖させたものを1~2 PPM加えた。実験結果を図-6, 7, 8, 9に示す。図-9にみられる対数増殖の直線部分における酸化分解率を求めると10, 20, 30℃それぞれに対し38.7, 38.1, 39.7%となった。これより水温の違いによりみかけの酸化分解率には有意な差がないと推察される。

(2) 真の酸化分解率を求めるための対数増殖期の菌体の内生呼吸速度 実験手法: 対数増殖真最中の混合液→1754 RPM 5分→リン酸Buffer soln. にて激しく振り混ぜ再懸濁させる→やや強く曝気後常法により呼吸速度を測定し、2回の測定値よりサンプリング時点の速度を外挿する(図-10)。その結果サンプリング時点の全呼吸速度に対する内生呼吸の割合は6.4%となり、対数増殖系においてはみかけの酸化分解率だけでも充分意義があると言える。又複合基質を用いた回分馴養活性汚泥系(COD負荷0.6 24hrサイクル)の実験によっても(図は省略)みかけの酸化分解率が10℃で51.5% 20℃で53.8%, 又内生呼吸の割合が7.2%という結果が得られた。以上より汚泥発生量の水溫効果に関しては(1)式右辺の2項の自己酸化部分が重要な支配因子であると考えられる。

4. おわりに グルコース以外の基質や生下水(溶解性及び浮遊性有機物)のものにおけるQ値の問題、又アルニウス式の水溫効果と実プラントにおける現象の定量的認識とその差について如何に考究してゆくかが問題である。

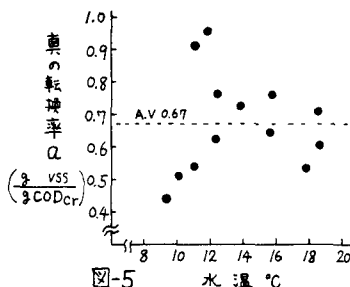


図-5

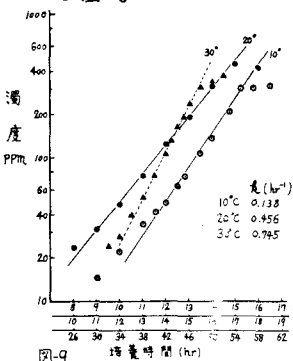


図-9

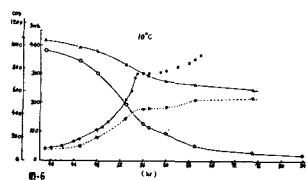


図-6

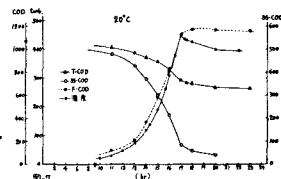


図-7

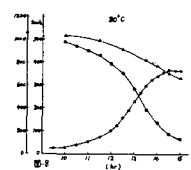


図-8

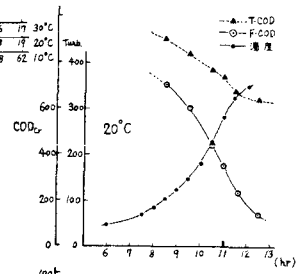


図-10

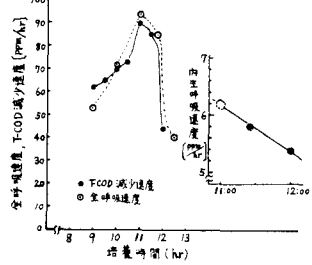


図-11