

1. はじめに

余剰汚泥発生量の評価は、実際上の重要な課題である。例えば生物学的りん除去法では、余剰汚泥発生量がりん除去率を直接的に支配するので、その評価法は特に重要と考えられる。水処理プロセスの動力学的解析の中において、余剰汚泥発生量を算定する仕組みは存在する。しかしながら、実際には余剰汚泥発生量の動力学的算定法は、実際の現場において活用されるに至っておらず、例えば「処理水量当り、あるいは除去BOD当りの汚泥発生量」等の経験的知見に頼っているのが現状である。また、このような経験的知見は、わが国においては主として活性汚泥法とその変法に関するものである。このため、近年、増加しつつある窒素やりん等の生物学的除去プロセスからの余剰汚泥発生量の推定にこの経験的知見が役に立たないことも予想される。これは、生物反応槽への嫌気・無酸素槽の導入、滞留時間の長短(すなわち負荷の高低)、最初沈殿池の有無などプロセスの選択肢が多くなり、得られている経験の基礎条件と大きく異なるためである。本研究は、これまでの生物学的りん・窒素除去法における余剰汚泥発生量に関する知見[森山ら, 1992, 1993]を基に、これらの多様な条件に対応可能な余剰汚泥発生量の評価手法を検討したものである。

2. 検討対象プロセスと余剰汚泥発生量評価法の基本的考え方

検討対象プロセスを図-1に示す。生物反応槽流入水としては、生水または最初沈殿池流出水を想定する。生物反応槽には、硝化・BOD除去およびりん摂取用の好気槽、脱窒用の無酸素槽、およびりん吐出し用の嫌気槽のいろいろな組合せと任意の容量を考慮する。以上の想定により、標準活性汚泥法はもちろん、現在考えられるBOD除去を目的とした活性汚泥法の各種変法や循環法、嫌気・無酸素・好気法、硝化・内生脱窒法などの各種生物学的りん・窒素除去法と流入水の水質条件を考慮した余剰汚泥発生量の評価が可能となる。

提案する評価法では、これまでの生物学的りん・窒素除去法における余剰汚泥発生量に関する知見[下記参考文献]をもとに以下のようにモデル化を行った。

$$Q_w C = Q_0 C_0 - (Q_0 - Q_w) C_E + Y Q_0 (S_0 - S_E) - k_t V_t C \quad \cdots (1)$$

ここに、 Q_w : 余剰汚泥引抜き量、 m^3/day

C : MLSS濃度、 mg/l

Q_0 : 流入水量、 m^3/day

C_0, C_E : 流入水、処理水SS濃度、 mg/l

V_t : 反応槽全容量、 m^3

Y : 溶解性有機物(BODやCOD)のMLSSへの転換係数、 $mgSS/mg有機物$

S_0 : 流入水溶解性有機物濃度、 mg/l

S_E : 処理水溶解性有機物濃度、 mg/l

k_t : 反応槽全容量基準のMLSS自己分解速度定数、 day^{-1}

式(1)右辺の流入水の物理、水質条件と活性汚泥のパラメータ Y, k_t が定まれば汚泥発生量 $Q_w C$ を算定できる。

Y の値については、好気条件下で溶解性CODcrの場合0.4、溶解性BODの場合0.6程度であることが報告されている。この転換係数は、厳密には水温変化や無酸素・嫌気槽が存在することの影響を受けると考えられる。しかしながら式(1)の余剰汚泥生成の項である $Q_0 C_0$ と $Y Q_0 (S_0 - S_E)$ の相対的大きさを都市下水について比較すると最初沈殿池が設けられた条件で10:2、設けられない条件で10:1程度である[森山ら, 1993]。従って、余剰汚泥生成に及ぼす Y の変化の影響は大きくないものとし、 Y の値は一定と考えて支障ないと思われる。

一方、汚泥減少の項に含まれる自己分解速度定数 k_t は、水温により変化することは幾人かの研究者により報告されている。その他、次項で定義する好気比 α 、流入水中SS濃度により大きく変化することは筆者により報告されている[下記参考文献]。本報告では、これらの知見の定量化と整理を以下のように試みた。

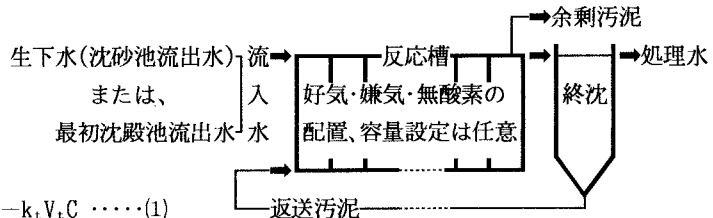


図-1 検討対象プロセス

3. 自己分解速度定数の支配因子とその決定法

(1)好気比 α の影響 反応槽全容量(V_t)に対する好気槽容量(V_a)の比を式(2)のように好気比 α と定義する。

$$\alpha = V_a / V_t \cdots \cdots (2)$$

無曝気条件の槽が反応槽中に存在するとき、活性汚泥の自己分解が好気槽のみで生ずると仮定したときの分解速度定数 k_a と反応槽全容量基準の k_t との間には、図-2に示す実験結果より次式(3)の関係が成立することが、筆者等により報告されている。

$$k_t = k_a \alpha \cdots \cdots (3)$$

この式は、嫌気、無酸素槽を含むプロセスでの汚泥の自己分解速度は、これらを含まないプロセスでの自己分解速度に対して α の割合であることを示している。嫌気槽と無酸素槽では、自己分解は生じず、好気槽においてのみ k_a で自己分解すると見做せる、あるいは、好気条件下の自己分解が無曝気条件下のそれより卓越していることを意味している。式(1)右辺の「 $-k_t V_t C$ 」は、厳密には、

$$k_t V_t C = k_a V_a C + k_b V_b C + k_c V_c C \cdots \cdots (4)$$

ここに、 k_b 、 k_c :無酸素、嫌気槽における自己分解速度定数、 day^{-1}

V_b 、 V_c :それぞれ無酸素、嫌気槽容量、 m^3

であるが、実用上は $k_a V_a C \gg k_b V_b C + k_c V_c C$ と考慮して支障ないといえる。

(2)水温の影響 水温の影響は流入条件と α を一定にし、水温のみが変化する実験で求められる。結果を k_a と水温 T の関係で図-3に示す。

(3)流入水中SS濃度と汚泥日令の影響 図-4に k_a に及ぼす流入水中SS濃度の影響を示す。SS濃度が0のときの k_a は、溶解性有機物のみを含む下水を処理するときの k_a 値と解釈できる。MLSSとして測定される汚泥には流入水SS濃度に応じてそのSSが含まれ、このために図-3に示す関係が得られたと思われる。この流入SS濃度の影響を標準化するに当り、BOD-MLSS負荷と同様な考えから流入水SS-MLSS負荷という指標を考えた。この指標は実は汚泥日令(θ)の逆数である。そこで、図-4の k_a 値と θ の関係を求めたものを図-5に示す。 θ が自己分解速度定数の極めて重要な支配因子であることが明らかになった。

(4) k_a 、 k_t の決定法 (1)~(3)で明らかになった好気比 α 、水温、 θ の影響を考慮した k_a 、 k_t の決定法を図-6に例をあげて示す。水温の影響(勾配)は θ に関係なく同一であると仮定した。例えば水温 30°C 、 $\theta=5$ 日とすればA点が定まる。もし循環法や嫌気-好気法で $\alpha=0.5$ ならBを経由してCが定まる。標準活性汚泥法なら $\alpha=1.0$ であるからB'を経由してC'が定まる。

4. おわりに

自己分解速度定数の支配因子とその影響の定量化を通し、多様な条件に対応可能な余剰汚泥発生量の評価手法を検討した。この手法によればA0法のりん除去機構にはりん放出と摂取の生化学的なこと以外に、嫌気槽の導入が余剰汚泥量を増加させる機能を持つこと等、別の側面の考察も可能となる。本研究は筆者が建設省土木研究所在職中に実施したもので、元及び現三次処理研究室長佐藤和明氏と高橋正宏氏のご指導、助言を戴いたことに感謝の意を表します。

<参考文献>森山ら(1992, 1993):高負荷条件下における生物学的栄養塩除去プロセスの制御、硝化・内生脱窒法に及ぼす最初段階の影響、衛生工学研究文集, Vol. 29, 30.

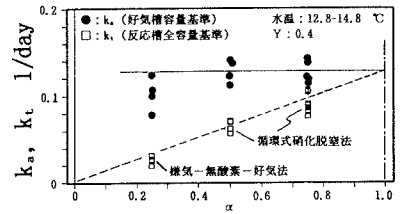


図-2 k_a に及ぼす好気比 α の影響

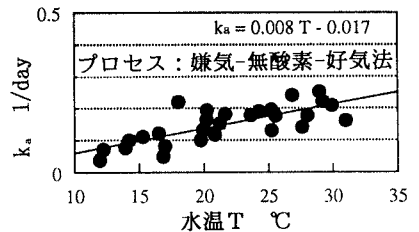


図-3 k_a に及ぼす水温の影響

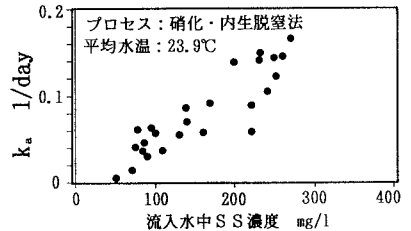


図-4 k_a に及ぼす流入水中SS濃度の影響

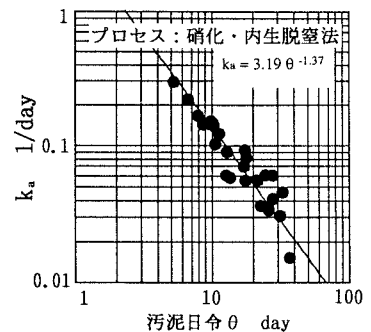


図-5 k_a に及ぼす汚泥日令 θ の影響

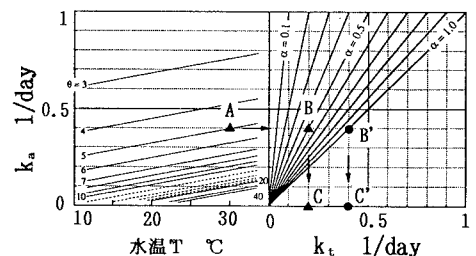


図-6 汚泥日令 θ 、水温 T 、好気比 α を考慮した k_a 、 k_t の決定方法