〈総 説〉

新しい生物処理技術の動向 ——微生物生態学に関連して——

森 忠 洋

Aspects of Microbial Ecology in New Technologies of Biological Wastewater Treatment

Tadahiro Mori

* Faculty of Agriculture, Shimane University, Nishikawatsu, Matsue, Shimane 690, Japan

1. はじめに

1970年代に遺伝子組み換え技術が開発されて以来、種々の研究、産業分野にバイオテクノロジーの活用が期待されている。排水処理の世界でもそれは例外でなく、バイオテクノロジーの導入によって処理技術の革新が望まれている^{1),2)}。

バイオテクノロジーは、遺伝子工学を利用するニューバイオテクノロジーと従来の生物学的方法を用いるオールドバイオテクノロジーに分類されているが³⁾開放系・混合培養系を用いる排水処理では、当然後者が中心である。しかし、ニューバイオテクノロジーの影響は強く、これに刺激されて、最近の生物処理技術の発展は目覚ましい。その中にはオールドバイオテクノロジーとは言い難いほど高度なレベルに達したものが数多く存在する。これらを Advanced Biotechnology と称し、別にグループ分けする必要はないと考えられる。むしろこれらをニューバイオテクノロジーの範疇に入れ排水処理でのニューバイオテクノロジーは遺伝子工学だけでなくこれまで利用されなかった微生物、方法および装置などを利用する生物処理技術と定義した方がよいであろう^{4),5)}。

このように生物処理技術が大発展した理由の一つに、これまでは反応槽内の生物反応をブラックボックスとして取り扱っていたが、生物学、生理学、生態学

および生物工学などの進歩によってリアクター内での生物の動態を少し理解できるようになったことがあげられる。特に微生物固体群の変動と相互作用を取り扱う微生物生態学は生物処理に有用な概念や方法論を提供すると考えられる^{6)~8)}。

本報では微生物生態学の概念（場の管理、生物の高密度化、生物間の相互作用）を用いて最新の生物処理技術を解析し体系化した。

2. ニューバイオテクノロジー活用の目的

処理施設の建設のためにはかなり広い面積が必要であり、その確保が困難になりつつある。また、1973年の石油危機以来、省資源・省エネルギー的処理方法が期待されている。一方、これまで処理が困難であった物質、極限環境下での処理技術が望まれるようになった。これらをまとめると、ニューバイオテクノロジーの活用によって次の目的を遂行することが望まれている⁹⁾。

- ① 反応速度を速め装置をコンパクト化する。
- ② 省資源・省エネルギー的処理方法を開発する。
- ③ 難分解性物質を分解する。
- ④ 有害物質を制御する。
- ⑤ 極限環境下での処理方法を開発する。

このうち、③、④および⑤の難分解性物質の分解、有害物質の制御および極限環境下での処理は通常利用している生物では不可能で、特殊生物の育種または遺

* 島根大学農学部 〒690 松江市西川津町

伝子組み換えが必要となる。①と②の反応速度や処理効率を高めることは場の管理や微生物の高密度化によって達成できる。具体的にはバイオテクノロジーの活用によって以下の処理方法の開発が期待されている⁴⁾。

- ① バルキング防止
- ② リン除去
- ③ 窒素除去
- ④ 嫌気処理法の改良
- ⑤ 施設の腐食防止
- ⑥ 難分解性有機物（有機塩素化合物，リグニン，細胞壁，炭化水素等）の分解
- ⑦ 有害物質（重金属等）の制御
- ⑧ 極限環境（温度，pH，毒性物質）下での処理

以下，微生物の高密度化，場の管理および微生物間の相互作用という概念を用い栄養塩除去，バルキング防止，嫌気処理法の改良および施設の腐食防止技術について説明する。

Fig. 1 Anaerobic-oxic (A-O) Process

Fig. 2 Changes of $\text{PO}_4\text{-P}$ and COD_{Cr}

3. 場の管理による生物機能の発現または制御

排水処理での場の管理としては，空氣の供給，攪拌，水理特性（連続，回分），混合液浮遊物（MLSS），汚泥滞留時間（SRT）有機物および栄養塩等の調整などが考えられる。しかし，一般に，大規模な処理ではpH，温度および栄養塩などの調整は不可能である。

3.1 空氣の供給

活性汚泥エアレーションタンクの前段でエアレーションを行わず嫌気性にし，後段のみエアレーションを行う方法を，嫌気-好気活性汚泥法（Fig. 1 参照）という^{10)~13)}。嫌気-好気法を用いれば生物学的な脱リンが可能である。この方法では，Fig. 2に示すように嫌気部でリンが放出されリン飢餓状態の活性汚泥が生成し，この汚泥が好気過程で過剰のリンを取り込む（Luxury uptake；過剰摂取）。したがって，流入水中のリンは汚泥中に摂取されリン除去が行われる。一方，リン除去は活性汚泥中の特定細菌によって行われるという報告もある。リンを蓄積する *Acinetobacter* は好気細菌であるが嫌気状態では貯蔵しているポリリン酸の加水分解によるエネルギーを用いて低分子有機酸を取り込むことができる。したがって嫌気-好気プロセスは *Acinetobacter* のような性質を有する菌にとって有利であり，この細菌のセクターの役目を果たしているといえる。本法はリン除去のみならず Fig. 3 にみられる Type 021N や *Sphaerotilus* などの糸状性細菌バルキングを防止できるので注目されている。バルキングを防止できる理由としては次のことが考えられる。糸状性細菌は好気性なので嫌気条件下で増殖できないこと，または流入水中の有機物は嫌気過程ですでに80%以上除去されているので，糸状性細菌は有機物濃度が低い好気過程において，フロック性細菌より有機物の摂取に対して不利であるためといわれている。

脱窒を行うにはアンモニアを亜硝酸または硝酸に酸化した後，水素供与体として有機物を添加し嫌気条件

Fig. 3 Type 021N

下で運転する。水素供与体としてはメタノール、酢酸が用いられていたが、高価なので硝酸化した排水を流入部に還流し流入水中の有機物を利用する循環脱窒法が考えられている。さらにこの方法を改良し省エネルギー的に脱窒を行うために Fig. 4 に示す嫌気-好気多段プロセスが開発された¹⁵⁾。脱窒と共に脱リンを行うためには Bardenpho 法が開発されたが¹⁶⁾、その後さらに改良された二段嫌気-好気法 (A_2O と略す)が開発された¹⁷⁾。この方法は Fig. 5 に示すように第一嫌気槽でリンの溶出、第二嫌気槽で脱窒、好気槽でリンの吸収を行っている。

3.2 水理学的条件

生物処理反応槽は水理学的には連続式と回分式に分けられる。連続式には完全混合と押し出し流れ方式がある。比較的大規模の排水処理では一般に押し出し流れの活性汚泥法が用いられている。押し出し流れと回分方式は完全混合方式に比較して糸状性細菌によるバルキングが発生しにくいといわれている¹⁸⁾。その理由は、押し出し流れや回分式では時間の経過と共に基質濃度が低下するので基質貯蔵能力が低いバルキング性糸状細菌が増殖しにくいためと考えられている。回分法^{19)~22)}は、小規模処理に適した方式で、一槽で反応、沈殿を行う。すなわち、排水の流入、エアレーション、攪拌、沈殿、排出など一連の操作を一槽で行うことができる。

回分法では空気の供給および停止、攪拌などの操作により容易に嫌気-好気条件を設定し得るので 3.1 で述べた生物学的脱リンや脱窒が可能である。

回分法は敷地面積が少ないことが小規模処理に適している最大の理由である。また、嫌気-好気活性汚泥法と同様に回分法嫌気-好気法でも糸状性バルキングを制御できることも大きな特徴である。

Fig. 4 Multistage denitrification process¹⁵⁾

Fig. 5 Anaerobic-anaerobic-oxic (A_2O) process

3.3 汚泥滞留時間 (SRT)

小規模処理で流入負荷が高い場合、通常 SRT と水滞留時間 (HRT) が長い長時間ばっ気法が利用されている。標準活性汚泥法の SRT は 3 ~ 6 d の範囲にあるが、SRT が長い場合、放線菌による固液分離障害が発生することがある^{23)~25)}。これは SRT が長いと処理プロセス内での放線菌が増殖し、エアレーションタンクでの異常発泡、最終沈殿池におけるスカム生成を起こすためである。その機構としては Fig. 6 にみられるように気泡の周りに放線菌が高密度に付着し、気泡を安定化していることが明らかになった²⁴⁾。放線菌種としては *Nocardia amarae* や *Rhodococcus* などが知られている^{26),27)}。その対策としては放線菌の増殖を制限するために SRT を短縮することが考えられている。しかし、SRT を短縮しても効果的でない場合もある。それは放線菌が流入下水管路内の沈殿物表層で増殖し、エアレーションタンク内に流入する場合でその制御方法は 3.5 で詳述する。

3.4 自己造粒

生物処理では生物による汚濁物質の摂取とその後の固液分離が主なプロセスであり、固液分離を容易にするためには、微生物が大きな固まりとなり沈殿しやすいことが望まれる。活性汚泥処理においても、いかにフロック化をさせるかが維持管理上の重要なポイントである。自己造粒法は^{28)~30)}微生物の持つ凝集・集塊機能 (Aggregation, Agglomeration) を利用してフロックよりさらに高密度に微生物を結合させたものである。したがって沈降性が優れているので固液分離のための沈殿池が不要となる。

包括固定化法 (4.2 で詳述) が高分子素材を用いて微生物を固定化することに対して、自己造粒法はある条件下で微生物同志が自ずから付着、吸着または凝集しグラニューール化している。

以前は、このようなペレットは上向流式嫌気性ス

Fig. 6 A foam attached by actinomycetes

ラッジブランケット法 (UASB) だけで可能だと考えられていたが、最近では脱窒³¹⁾、嫌気-好気³²⁾および酸素法³³⁾でも生成できるようになった。UASB でのグラニュール化にとって必要な場の管理は Fig. 7 に示すように①流入水は低部へ均一に分散注入する ②リアクター内を上向流にする ③生成ガスで緩やかに攪拌する ④嫌気性にするのである²⁹⁾。

このような場の管理を行えば緻密に粒状化した 1 ~ 5 mm のグラニュールが得られる。グラニュール生成に影響を与える条件としては他に 2 価カチオン (特に Ca^{2+})、粘土粒子中の Al, Si も考えられている^{30), 34)}。

依田³⁵⁾は 100 μ 程度の微小物質を反応槽に添加することによって UASB の運転開始時におけるグラニュール形成を促進させた。グラニュール化した汚泥を用いると 30kgCOD_{Cr} $\cdot$ m⁻³ $\cdot$ d⁻¹ という高負荷の排水を処理できる²⁹⁾。グラニュール化した脱窒法では NO₃-N として 200 mg $\cdot$ l⁻¹ の高濃度排水でも 2 ~ 3 時間の滞留時間で 90% 以上除去できた³⁶⁾。

多段反転流式パイオリアクターは (MRB; Multistage Reversing-flow Bioreactor) カラム内に嫌気-好気条件を交互に作ることによって嫌気と好気性微生物の両者を巧妙にグラニュール化している³²⁾。その方法は Fig. 8 に示すように下向流と上向流を交互に繰り返すことによって微生物をグラニュール化する。MRB では下向流部を通気し上向流部は通気しない。酸素法によるグラニュール化は³³⁾酸素を流入水に溶解させ溶存酸素を 30mg $\cdot$ l⁻¹ 程度にし、それをカラム型反応槽に上向流で通水し、ゆっくり攪拌することによってグラニュール化を促進する。

UASB、脱窒および MRB 法のように嫌気プロセスを用いたグラニュール化は、安定したグラニュールを作るまでにかかなり長期間かかるが、酸素法では比較的短期間で済む。

3.5 下水管内微生物の制御

下水管路は下水を処理場へ送るための施設でそこの生物反応はほとんど考慮されていなかった。しかし、

Fig. 7 UASB Reactor²⁹⁾

下水管路では悪臭、管の腐食、さらに糸状性細菌の増殖など、種々の問題が発生している。今後は下水管路も生物処理における重要な場と考え、場の管理が重要になると考えられる。ここでは下水管路内のイオウ関連細菌とバルキング性糸状細菌の動態とその制御について述べる。

(1) 硫酸塩還元菌とイオウ酸化細菌

最近、下水管の腐食が大きな関心を集めている。これは硫酸塩還元反応による硫化水素発生とその後に続くイオウ酸化細菌による硫酸生成の 2 段階の生物反応からなる。下水は長時間管内に滞留したり、圧送管での輸送距離が長くなると嫌気的になる。下水管路内には、沈殿物やスライムが存在するが、その中には多くの硫酸塩還元菌が存在し硫化水素を生成する。下水が好気であればスライム表層で硫化水素は硫酸に酸化されるが、下水が嫌気性ならば硫化水素はスライムから下水中に移行し、一部は空气中に拡散する^{41), 44)}。そして、さらにその一部は管壁上の水中に溶解し、イオウ酸化細菌によって硫酸に酸化されるので管壁はそれによって腐食する。特に、管頂と水面付近の壁の腐食が著しい³⁸⁾ (Fig. 9)。腐食が進むと管壁が剥離し、極端な場合は下水管が破壊され道路が陥没することもある。*Thiobacillus* の働きによって硫酸が生成するとセメント中で 2 水石膏 ($\text{CaSO}_4 \cdot 2 \text{H}_2\text{O}$) が生じる⁴⁸⁾。

2 水石膏はパテ状で豆腐のように柔らかい物質なので容易に剥離する。2 水石膏がさらにセメント中の $3\text{CaO} \cdot \text{Al}_2\text{O}_3$ と反応すれば $3\text{CaO} \cdot \text{Al}_2\text{O}_3 \cdot 3\text{CaSO}_4 \cdot 32\text{H}_2\text{O}$ となり、いわゆるエトリンガイト (セメントバチルス) が生成すると言われているが、pH の低い領域ではこの反応は起こらない⁴⁶⁾。

Fig. 8 Multistage Reverse-flow Bioreactor³²⁾(MRB)

Fig. 9 Corrosion of concrete sewer pipe³⁸⁾

腐食対策としては、腐食の原因微生物である硫酸塩還元菌またはイオウ酸化細菌を制御しなければならない。硫酸塩還元菌に対しては、その生息場所や嫌気的な条件を与えないため管路の勾配⁴⁹⁾や流量、水位などを考慮されている。腐食が著しい管路は新しい管路と交換しなければならないが、腐食防止対策としては次のような種々の方法が考えられている。過酸化水素または硝酸を注入し、下水を酸化的にして硫酸塩還元菌の活性を弱める方法が提案されているが実用的でない。水酸化鉄を投入して硫化水素の発生を一時的に止めることも考えられている。エアレーションは管全体で行えば効果的であるが、部分的に行えば水中の硫化水素を空气中に揮散させるので逆効果である。現実的な対策としては、管路内で下水を滞留させないこと、管路の清掃を十分に行うことが有効である。今後、硫酸塩還元菌なイオウ細菌の生理、生態を把握した後抜本的な腐食防止対策を立案することが望まれている。

(2) バルキング性糸状細菌

糸状性細菌によるバルキングは今なお、活性汚泥処理の維持管理上の大きな問題である。出現する糸状性細菌の種類は Type-021N, *Beggiatoa*, *Thiothrix* または *Sphaerotilus* などである^{50)~53)}。*Beggiatoa* と *Thiothrix* は典型的なイオウ細菌で有機物とともに硫化水素を摂取している。

Sphaerotilus はエネルギー源、炭素源とともに有機物を利用する従属栄養細菌である。Type-021N は国内においてもっとも多くバルキングを起こしている糸状性細菌であるがこれも有機酸とともに硫化水素を利用する混合栄養であるといわれている^{53), 54)}。Type-021N の生理は未だ解明されていない部分が多いが、増殖に硫化水素が関与していることは間違いないと考えられる。今後、下水管路内での硫化水素または有機酸の生成と糸状性細菌の増殖について検討することが望まれる。

4. 微生物の高密度化

バイオリアクター内の微生物を高密度にするためには微生物の固定化および濃縮が考えられている。固定化法には付着法、包括法および自己造粒法が開発された。濃縮法としては膜を利用する方法が最も効果的である。

4.1 付着法

付着法とは⁵⁵⁾、固体表面に微生物膜を作る方法であり古くから散水汙床に碎石が用いられていた。最近ではプラスチック汙材も利用されている⁵⁶⁾。回転円板法⁵⁷⁾では円板表面に付着した微生物によって処理が行われている。回転円板の材質としてはポリスチレン、ポリエチレン、硬質塩化ビニル、ポリプロピレンなどの樹脂が用いられている。流動床式活性汚泥法⁵⁸⁾では活性炭、砂、アンスラサイトのような無機物に付着させた微生物を流動させ処理効率を上げている。また、嫌気処理では発砲煉石、ゼオライトおよび熔融スラグなどを固定床担体として利用し、高速メタン発酵を行っている⁵⁹⁾。これまでは処理に適した担体の選択などに研究の焦点があてられていたが、最近では担体表面への微生物付着およびそこでの増殖、さらに固体表面における処理機構などに関心が向けられるようになった。

4.2 包括固定化法

包括固定化は高分子素材を用いて特定の微生物を固定化し、目的とする物質を効率よく処理する方法である。付着法では微生物が固定表面に付着するに任せるしかないが、包括固定化法では目的の微生物を高密度に反応槽内に保持することができる。

包括固定化法による処理^{60), 61)}は有機物、窒素除去が主であるがリン除去やウラン・鉛の回収にも用いられている。固定化剤としてはアクリルアミド、寒天、ポリビニルアルコール、アルギン酸カルシウム、カラギーナン、光硬化性樹脂など多くの種類がある。有機物除去では活性汚泥が固定化されているが特殊排水処理のためにはフェノール分解菌などを用いられている。窒素除去には硝化菌および脱窒菌が固定化されている。微生物を固定化し、反応槽内の微生物密度を高くすれば高負荷の運転が可能である。例えば活性汚泥をアクリルアミドで包括固定化し、MLSS 換算濃度を 19,400 $\text{mg} \cdot \text{l}^{-1}$ にすれば Fig. 10 に示すように BOD 容積負荷を $10 \text{ kg} \cdot \text{m}^{-3} \cdot \text{d}^{-1}$ にまであげることができる⁶²⁾。標準活性汚泥処理の BOD 容積負荷は $1 \text{ kg} \cdot \text{m}^{-3} \cdot \text{d}^{-1}$ 程度なので包括固定化によって通常の 10 倍程度の処理が可能になったといえる。また、硝化・脱窒に対しても包括固定化の効果が著しく現れる。Fig. 11 は硝化菌を

Fig. 10 Relationship between BOD load and effluent BOD in the treatment of immobilized activated sludge⁶⁰⁾.
Initial MLSS, 19,400 $\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$; Influent BOD, 300 $\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$

Fig. 11 Effect of temperature on nitrification rate⁶¹⁾

8,000 $\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$ 脱窒菌を18,000 $\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$ 包括固定化して硝化または脱窒を行ったところ、硝化、脱窒速度ともに浮遊法より包括固定化法の方が高いことを示している。特に低温(10°C)の場合にその効果が著しいことがわかる。また、活性汚泥微生物にとって有害な物質に対してもそれを特異的に分解する菌や多量の活性汚泥を固定化すれば、有効な処理が可能である。橋本らはフェノール分解菌または活性汚泥を固定化して効率よく処理を行った⁶³⁾。

4.3 自己造粒法

3.4で述べた場の管理によって生成したUASBのグラニュール²⁹⁾の内部には、一般の下水では *Methanotrix*, (Fig. 12), 高濃度排水では *Methanosarcina* (Fig.

Fig. 12 *Methanotrix* sp.

Fig. 13 *Methanosarcina* sp.

13) が高密度で存在している。汚泥濃度は $5 \times 10^4 \sim 10 \times 10^4 \text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$ という極めて高い値になっている。メタン細菌の周りには桿菌が存在し、メタン菌を包む殻の役目を果たしている。これらは酸生成菌と考えら

れる。

多段反転流式バイオリアクター³²⁾ (MRB) によって生成した粒子は直径 3～10mm 程度で内部は Fig. 14 に示すように硫酸塩還元菌でその外部を *Beggiatoa* が覆っている。したがって、硫酸塩還元菌が有機酸の分解を行うと同時に H_2S を生成するがそれを *Beggiatoa* が SO_4 に酸化する。このようにイオウ関連細菌の間でイオウの循環を行うと共に有機物を分解している。

4.4 膜

膜を利用すれば微生物が wash out されずにリアクター内に存在できる。したがってリアクター内のバイオマスを高密度に保持できる。また、沈降性が悪く、増殖速度が遅くても優れた処理特性を有する微生物を保持できるという特徴もある。処理水は微細な孔を通して排出されるので水質はよくバルキングの心配がない。ある高層ビルでは限界汚過膜を活性汚泥処理後の固一液分離に応用している⁶⁴⁾。MLSS を $6,000mg \cdot l^{-1}$ から $10,000mg \cdot l^{-1}$ に高くして $BOD_{260}mg \cdot l^{-1}$, $SS_{108}mg \cdot l^{-1}$ の排水を水滞留時間 1.5 h 程度で処理し、良好な処理水を得ている。

膜の種類として主なものは、限外汚過膜、精密汚過膜、逆浸透膜、透析膜およびイオン交換膜などがある。膜は分離する物質の大きさによって使い分けられている⁶⁵⁾。逆浸透膜は無機イオンと低分子量の有機物、限外汚過膜はコロイド以上の粒径の物質、そして精密汚過膜は微生物以上の粒径を除去するのに適している。これらの膜のうち限外汚過膜が廃水処理に最も応用されている理由は他の膜に比較して透過圧力が比較的低く、高固形物負荷に耐え、分子量分画の選択範囲が広いためである⁶⁶⁾。

この汚過方式は曝気槽混合液は汚過膜に平行に流れ、汚過膜は支持板の溝側にややふくらんでいるので

Fig. 14 Granule produced in Multistage Reverse flow Bioreactor³²⁾

膜表面に渦を生じ、汚泥の目詰まりをきわめて少なくしている。汚過膜が目詰まりをし、汚過率が低下したら次亜塩素酸ナトリウム溶液で洗浄する。

5. 微生物間の相互作用

5.1 バルキング性糸状性細菌と原生動物

ある種の繊毛虫類, *Trochiloides recta* や *Chilodonella cucullus* などは細胞咽頭籠といわれる特殊な咽頭小器官を有しており、この器官が糸状性微生物を捕食するうえで重要な役割を果たしている⁶⁷⁾。3.5 (2)で述べたように活性汚泥のバルキングは、糸状性細菌である Type021N, *Beggiatoa* および *Spaerotilus* などの異常増殖が原因であることが多い。上述の繊毛虫類がバルキングを発生させている糸状性細菌を摂食すれば原生動物—細菌間の捕食・被食を利用したバルキング制御法が可能となろう。

Type 021N は *Trochiloides recta* や^{68)~70)} *Chilodonella cucullulus*⁷¹⁾によって捕食され、その結果バルキングが解消されることがわかった。

Type 021N に対して *T. recta* は Fig. 15 に示すように糸状体末端または真中から捕食した。その速度は $0.52 \sim 0.78 \mu m \cdot s^{-1}$ であり、これを用いて Type 021N が消滅する時間を求めれば 13～19 h となる。この計算はいくつかの仮定のもとに計算されているので正確とは言い難いが、*T. recta* は、かなり速い速度で Type 021N を摂食していると推定できる。実際に下水処理場において *T. recta* の個体数が増加した後 1 週間程度で Type 021N が急速に減少している事実はこれを支持する例証といえよう。*T. recta* は *Beggiatoa* や短糸状菌も捕食し広食性であると考えられる⁷⁰⁾。

Fig. 15 *Trochiloides recta* ingesting filamentous bacteria

5.2 メタン菌と硫酸塩還元菌

地球上の嫌気的環境下では、有機物は分解され有機酸になり、最終的にはメタン菌や硫酸還元菌の働きによって二酸化炭素やメタンに変化する。すなわち、メタン類と硫酸塩還元菌は地球上における有機物の最終分解者としての役割を果たしている。メタン菌は通常、酢酸を利用してメタンを生成する。硫酸塩還元菌は一般に乳酸、ピルビン酸、リンゴ酸などを利用するが、中には酢酸やギ酸を利用する菌も存在する⁷²⁾。浮遊型嫌気処理反応槽において酢酸の濃度が低く硫酸イオンが存在すれば、硫酸塩還元菌はメタン菌に対して酢酸や水素の摂取において競争に勝つといわれている⁷³⁾。なぜならば、硫酸塩還元菌はメタン菌より酢酸や水素に対する親和力が強く、利用速度も速いからである(Fig. 16)。したがって、反応槽内に硫酸塩還元菌が存在すればメタン発生量が減少することになる。しかし、有機物がメタン菌または硫酸塩還元菌のいずれかに利用されても、排水中の有機物の減少には変わらない。Rittmann & Baskin⁷⁶⁾は下水の嫌気処理において硫酸塩を添加すればメタンの生成が低下したが(Fig. 17)、COD も低下していることを報告した(Fig. 18)。これは硫酸塩還元菌が有機物を分解したことを示唆している。しかし、硫酸が還元されれば硫化水素が生成するのでその酸化または除去のために酸素、金属類または薬品が必要となる。一方、嫌気性生物膜法においてはメタン菌の方が硫酸還元菌より有利であるといわれている。何故ならばメタン菌は担体表面に付着しやすいが硫酸塩還元菌は担体表面から剥離しやすく浮遊し wash out されるためである^{73), 74)}。また、松井らは^{77), 78)}硫酸塩還元菌は糖類の嫌気性処理で生成するプロピオン酸を酢酸に変換するので、硫酸塩還元菌の存在は酢酸利用のメタン菌にとって有利であると述べている。すなわち、メタン菌は硫酸塩還元菌によって基質が供

Fig. 16 Acetate removal rate of SRB and MPB and the rate of V_{SRB}/V_{MPB} ⁷³⁾

給されるが、硫酸塩還元菌はメタン菌によって何ら影響を受けない。このような関係をメタン菌は硫酸塩還元菌に対して片利共生であるという。

6. おわりに

水処理技術の基礎や方法論は欧米から学んだことが多いがその応用技術に関しては、他の技術同様に今やわが国が世界のトップになったと考えられる。本報ではこのような域に達した生物学的排水処理技術を微生物生態学的な概念(場の管理、微生物の高密度化、微生物間の相互作用)を用いて解析し体系化した。このような試みが、今後の処理技術発展の一助になれば幸いである。

本文では遺伝子工学の応用については触れなかった。それは、開放系における遺伝子組み換え微生物の利用は許されておらず現状では基礎的な研究のみに限られているからである。もし、安全性が確認され排水処理への組み換え微生物の応用が可能になれば新たな生物処理法が期待できる。それらは、難分解性有機物の分解、極限状態(温度、pH、乾燥、有害物質など)下での処理の安定、微生物の自己凝集、汚泥の可溶化、重金属の制御、硝化の促進などである。代表的な難分

Fig. 17 Methane production rate⁷⁶⁾

Fig. 18 Changes of COD_{Cr} ⁷⁶⁾

解性物質として有機塩素化合物や石油系炭素化合物があるが、その分解菌に関して遺伝子レベルでの研究が進んでいる。また、Cd, Hg, As または Cr などの重金属に対してもそれらの耐性菌を用いて遺伝子レベルの研究がなされている。

このような遺伝子工学を利用した技術が開発されれば、微生物生態学も新たな転換を迎え、新しい概念が生まれることであろう。その時その概念を導入して、再び生物処理技術を解析し体系化する必要が生じることであろう。

謝辞

本報作成にあたり貴重な御助言や資料を戴いた。長岡技術科学大学・原田秀樹助教授、東北学院大学・遠藤銀郎助教授、オルガノ(株)・明賀春樹氏、荏原総合研究所(株)・三島浩二氏に感謝致します。

(原稿受理 1989年9月25日)

引用文献

- 1) 須藤隆一(1983)バイオテクノロジーによる水処理技術の新しい展望, 産業公害, 20, 16.
- 2) 森忠洋, 中原英臣(1985)環境浄化および排水処理への遺伝子工学の応用, 用水と廃水, 27, 1000.
- 3) Aiba S. (1984) Biotechnology, new or old? J. Chem. Tech. Biotechnol., 34B, 229.
- 4) 須藤隆一(1987)バイオテクノロジーと環境保全(1)一環境保全へのバイオテクノロジーの活用一, 月刊浄化槽, No.137, 19-27.
- 5) 森忠洋(1987)水処理へのニューバイオテクノロジーの応用, 環境技術, 16, 153-159.
- 6) キャンベール R. 著, 手塚泰彦, 滝井進 共訳(1985)微生物生態学, 培風館.
- 7) 微生物生態研究会編(1983)微生物の生態11, 変動と制御をめぐって, 学会出版センター.
- 8) 須藤隆一編著, 岡田光正, 稲森悠平著(1986)微生物生態学1—微生物固体群の変動と相互作用—共立出版.
- 9) 京才俊則, 高橋正宏(1988)「バイオフォーカス WT」の研究開発の進捗状況と展望, 公害と対策, 24, 785-791.
- 10) 橋本奨, 古川憲治(1986)嫌気—好気式高濃度活性汚泥法, 橋本奨, 須藤隆一編著, 新しい活性汚泥法, 産業用水調査会.
- 11) 味埜俊, 松尾友矩(1984)生物学的リン除去の原理機構, 水質汚濁研究, 7, 13-17.
- 12) 松尾吉高, 宮晶子, 渡辺昭(1984)嫌気好気法の実験的研究, 下水道協会誌, 21, 11-22.
- 13) 深瀬哲朗, 柴田雅秀, 宮地有正(1982)生物学的リン除去法の機構に関する基礎的研究, 水質汚濁研究, 15, 309.
- 14) 竹内準一, 村井直樹, 船越泰司, 星野芳生(1988)実施における嫌気—好気運転下の活性汚泥細菌群の動態, 用水と廃水, 30, 30-40.
- 15) 日本下水道事業団, 私信.
- 16) Barnard. J. L. (1974) Cut P and N without chemicals, Water Wastes Engg., 33.
- 17) Hong. S., Kisenbauer, K. S., Hartzog, D. G., Fox, V. G. (1981) A biological wastewater treatment for nutrient removal, The 54 th Annual WPCF Conference, Oct.,
- 18) Rensink, J.H. (1974) New approach to preventing bulking sludge, J. Wat. Poll. Cont. Fed., 46, 1888.
- 19) 岡田光正(1986)回分式活性汚泥法, 橋本奨, 須藤隆一編著, 新しい活性汚泥法, 産業用水調査会.
- 20) 太宰宙郎, 風袋則夫, 福岡誠一(1985)制御ばつ気式回分式活性汚泥法によるリンの除去, 下水道協会誌, 22, 60.
- 21) Nakamura, K., Dazai, M. (1986) Growth characteristics of batch-cultured activated sludge and its phosphate elimination capacity, J. Ferment. Technol., 64, 433.
- 22) 三上栄一(1987)回分式活性汚泥法の意義と技術動向, 用水と廃水, 29, 311-316.
- 23) Pipes, W. O. (1978) Actinomycete scum production in activated sludge processes, Jour. WPCF, 50, 628-634.
- 24) 堺好雄, 森忠洋, 飯田光晴, 本田和彦, 杉本利通(1982)放線菌(*Nocardia* sp.)による活性汚泥浮上の原因と対策, 下水道協会誌, 19, 56-65.
- 25) Lemmer, H. (1986) The ecology of scum causing actinomycetes in sewage treatment plants, Wat. Res., 20, 531-535.
- 26) Lechevalier, M.P., Haran, A.C., Lechevalier, H.A. (1979) Lipid Composition in the classification of *Nocardia* and *Mycobacteria*, J. Bacteriol., 105, 313-318.
- 27) 堺好雄, 森忠洋, 本田和彦, 橋本奨(1988)活性汚泥法における放線菌障害とその制御に関する研究(1), 一原因生物に関する分類学的研究, 下水道協会誌, 25, 36-40.
- 28) Lettinga, G., Van Velsen, A.F.M., Hobma, S.W., De Zeeuw, E., Klapwijk, A. (1980) Use of the upflow sludge blanket (USB) reactor concept for biological wastewater treatment, especially for anaerobic treatment, Biotechnology and Bioengineering, 22, 699-734.
- 29) 原田秀樹(1988)スラッジブランケット(UASB)法, 須藤隆一編著, 微生物固定化法による排水処理, 産業用水調査会.
- 30) 岡田光正, 大久保卓也(1989)自己固定化法の浄化特性に及ぼす基質の影響, 用水と廃水, 31, 12-27.
- 31) 江本ふで子, 明賀春樹(1988)上流汚泥床(USB)法による脱窒の基礎研究結果, 用水と廃水, 30, 133-139.
- 32) Takahashi, M., Kyousai, S. (1988) Development of multi-stage reversingflow bioreactor (MRB) for wastewater treatment, Proc. Inter. Conf. on Wat. and Wastewat. Microbiol., 60, 1-7, IAWPRC.
- 33) 三島浩二, 栃久保英二(1989)好気性活性汚泥の自己固定化—好気性上向流式汚泥床(AUSB)法の下水処理への適用—, 用水と廃水, 31, 28-34.
- 34) Guiot, S.R., Gorur, S.S., Kennedy, K.J. (1988) Nutritional and environmental factors contributing to microbial aggregation during upflow anaerobic sludge bed-filter (UBF) reactor startup, Anaerobic Digestion 1988, 5th International Symposium on Anaerobic Digestion, 47-53, IAWPRC.
- 35) 依田元之, 山内英世, 北川幹夫(1989)マイクロキャリアベッド(改良型UASB法)による大豆ホエーの嫌気性処理, 用水と廃水, 31, 49-54.
- 36) 友沢孝, 斎藤祐二, 帆秋利洋(1989)USB法を用いた脱窒素処理特性, 用水と廃水, 31, 35-41.

- 37) Parker, C. D.(1945) The corrosion of concrete, 1. The isolation of a species of bacterium associated with the corrosion of concrete exposed to atmospheres containing hydrogen sulfide, Austral. J. Exp. Biol., **23**, 81-90.
- 38) Pomeroy, R.D. (1970) Sanitary sewer design for hydrogen sulfide control, Public Works, **130**, 93.
- 39) Mayer W. J. (1980) Case study of prediction of sulfide generation and corrosion in sewers, Journal WPCF, **52**, 2666-2674.
- 40) Sand, W., Bock, E. (1984) Concrete corrosion in the Hamburg sewer system, Environ. Technol. Lett., **5**, 517-528.
- 41) U.S. EPA (1985) Design Manual, odor and corrosion control in sanitary sewerage systems and treatment plants. EPA/625/1-85/018.
- 42) 桑原徳治, 米山佳秀, 大西進, 柏谷衛(1987)岳南排水路における硫化水素によるコンクリート構造物の腐食とその対策(1): 原因解明調査, 下水道協会誌, **24**, 77-87.
- 43) 三品文雄, 川口幸男, 堺好雄(1988)下水圧送管内における硫化水素の生成に関する一考察, 下水道協会誌, **25**, 59-68.
- 44) 米国環境保護庁, 吉本国春ら訳(1988)EPA 設計マニュアル, 下水道施設の臭気と腐食対策, 下水道事業団業務普及協会.
- 45) 堺好雄, 三品文雄, 森忠洋, 古賀みな子(1988)下水管内沈殿物からの硫化水素発生, 第25回下水道研究発表会講演集, 98-100, 日本下水道協会.
- 46) 中本至, 谷戸善彦(1989)下水処理場におけるコンクリートの劣化に関する調査研究, 土木学会論文集, 第403号, 111-120.
- 47) 森忠洋(1989)コンクリート構造物の微生物腐食, 用水と廃水, **31**, 3-8.
- 48) 徳光善治, 松下博通, 市原誠夫, 天野澄人, 飯岡豊, 七沢和男(1978)別府温泉におけるコンクリートの腐食試験, コンクリート工学, **16**, 10-19.
- 49) 吉本国春(1987)汚水管の中を流下する汚水中の硫化物濃度を与えるこう配の影響等に関する2, 3の考察, 下水道協会誌, **24**, 54-63.
- 50) 中村正雄, 堺好雄, 河野哲郎(1985)下水処理場における糸状性バルキングについて, 下水道協会誌, **22**, 2-12.
- 51) Williams, T. M. and Unz R. F. (1985) Filamentous sulfur bacteria of activated sludge: characterization of *Thiothrix*, *Beggiatoa* and Eikelboom type 021N strains, Appl. Environ. Microbiol. **49**, 887-889.
- 52) Williams T.M. and Unz R.F. (1985) Isolation and characterization of filamentous bacteria present in bulking activated sludge., Appl. Microbiol. Biotechnol. **22**, 273-282.
- 53) Richard, M. G., Shimizu, G.P., Jenkins, D. (1985) The growth physiology of the filamentous organism Type 021N and its significance to activated sludge bulking, Jour. WPCF, **57**, 1152-1162.
- 54) 河野哲郎, 矢野聡, 山田登志男(1988)糸状性イオウ細菌(021N)の栄養形式に関する研究, 第22回水質汚濁学会講演集, 45-46.
- 55) 須藤隆一, 森忠洋(1988)微生物固定化法の原理と特徴, 須藤隆一編著, 微生物固定化法による排水処理, 1-31, 産業用水調査会.
- 56) 関川泰弘(1988)生物汚過法, 須藤隆一編著, 微生物固定化法による排水処理, 129-154.
- 57) 石黒政義(1988)回転円板法, 須藤隆一編著, 微生物固定化法による排水処理, 32-93.
- 58) 高瀬均, 苗田則義, 杉本益規(1987)流動層型生物膜废水处理装置によるBOD除去操作の検討, 下水道協会誌, **24**, 54-64.
- 59) 永井史郎, 西尾尚道(1985)高速メタン発酵の試み, 用水と廃水, **27**, 1134-1143.
- 60) 角野立夫, 稲森悠平(1988)包括固定化法, 須藤隆一編著, 微生物固定化法による排水処理, 192-217.
- 61) 浜宏, 橋本奨, 小笹泰, 菅野悦次(1988)活性汚泥法効率化と固定化活性汚泥法, 下水道協会誌, **25**, 32-41.
- 62) 角野立夫, 昆正浩, 森直道, 中島一郎(1985)包括固定化微生物を用いた废水处理技術, 用水と廃水, **27**, 1024-1029.
- 63) 橋本奨, 藤田正憲(1989)衛生工学研究論文集, **25**, 179-186.
- 64) 土屋隆夫(1985)活性汚泥と限外ろ過装置を組み合わせた廃水再利用施設, 用水と廃水, **27**, 60.
- 65) 日笠勝(1985)限界ろ過膜を組み込んだ高濃度活性汚泥法による排水処理, 用水と廃水, **27**, 1015.
- 66) 綾日出教, 内田駿一郎, (1984)メンブレン・バイオリアクターによる废水处理技術の基本的考え方—アクア・ルネッサンス'90—, 工業用水, **310**, 8.
- 67) 稲森悠平, 国安祐子, 須藤隆一(1986)下水道協会誌, **23**, 74-86.
- 68) 瀬口健, 古賀みな子(1983)糸状性バルキングの良化に関する原生動物について, 第20回下水道研究発表会講演要旨集, 212-214.
- 69) Nitta, T., Sakai, Y., Mori, T. (1987) The role of *Trochiloides recta* in elimination of bulking, Appl. Microbiol. Biotechnol., **26**, 195-198.
- 70) 古賀みな子, 瀬口健, 森忠洋, 稲森悠平, 須藤隆一(1989)織毛虫類 *Trochiloides recta* による糸状細菌の捕食, 水質汚濁研究, **12**, 239-245.
- 71) 橋本礼子(1985)北九州市の下水処理場で観察されたバルキング現象と *Chilodonella cucullulus* の役割について, 下水道協会誌, **22**, 61-66.
- 72) Postgate, J.R. (1984) The sulphate-reducing bacteria, Cambridge University Press, Cambridge.
- 73) Banat, I.M. (1983) Stimulation of methanogenesis by slurries of salt marsh sediment after the addition of molybdate to inhibit sulfate-reducing bacteria, Jour. Gen. Microbiol., **129**, 123-129.
- 74) Yoda, M., Kitagawa, M., Miyaji, Y. (1987) Long term competition between sulfate-reducing and methane-producing bacteria for acetate in anaerobic biofilm, Wat. Res., **21**, 1547.
- 75) Isa, Z. (1986) Sulfate reduction relative to methane production in highrate anaerobic digestion: Microbiological aspects, Appl. Environ. Microbiol., **51**, 580-587.
- 76) Rittmann, B.E., Baskin, D.E. (1985) Theoretical and modeling aspects of anaerobic treatment of sewage, In Proceedings of the Seminar/Workshop Anaerobic Treatment of Sewage, held at Univ. Massachusetts.
- 77) 松井三郎(1985)グルコース, ガラクトース, 乳糖の硫酸還元を伴う嫌気性分解について, 第23回下水道研究発表会講演集, p.389.
- 78) 松井三郎, 山本良子, 土屋之也(1987)嫌気性流動床方式による硫酸塩還元を伴う炭水化物の分解経路について, 第24回下水道研究発表会, 344-346.

鉄接触材を用いた間欠曝気方式によるリン・窒素同時除去の実証的研究

西口 猛* 高橋 強** 北林英一郎**

* 京都大学名誉教授 ** 京都大学農学部農業工学科

〈水質汚濁研究 Vol.12 No.12 (1989) pp.788~795〉

著者らはこれまでに、室内実験において鉄接触材を浸漬した間欠曝気処理が窒素・リン同時除去に有効であることを示してきた。

そこで今回は、農村集落排水処理施設のような小規模排水処理施設に適応可能な新しい処理法を開発するために、本処理法の現地実証試験を行った。また、高率の窒素・リン除去のための指標として、1サイクル中のORP, DOの変化を検討した。

この結果、以下のようなことがわかった。

1) 鉄接触材を浸漬することによって他の処理に悪影響を与えることなく、高率のリン除去が安定して行えた。

2) 窒素処理とDO, ORPには密接な関係性がみられ、これらの値を運転管理指標にして曝気量を調整することにより90%以上の高率の窒素除去が行えた。

新しい生物処理技術の動向 —— 微生物生態学に関連して ——

森 忠洋*

* 島根大学農学部

〈水質汚濁研究 Vol.12 No.12 (1989) pp.796~805〉

本総説は微生物生態学の概念を用いて、最近急速に進歩した生物学的排水処理技術を解析し体系化した。排水処理に要求されていることは①反応速度を速め装置をコンパクト化する。②処理効率を高め水質を向上する。③難分解性物質や有害物質を制御する。④極限条件下での処理方法の開発などである。このうち、①と②は微生物の生理・生態を活用し従来の生物処理技術を発展させることによって、かなりの程度まで対応できるようになった。すなわち、微生物生態学的に言えば、①場の管理による生物機能の発現または制御 ②微生物の高密度化および③微生物間の相互作用を導入したことによって優れた生物処理技術が生まれた、または生れつつあるといえよう。本総説は、水処理技術を上述の3つのグループに分け解析し体系化した。