<論 文>

回分式活性汚泥・生物膜法による低水温下のBOD, 窒素およびリンの処理特性

井 上 充* 金 主 鉉** 西 村 修**
 稲 森 悠 平*** 須 藤 隆 一**

Treatment Characteristics of BOD, Nitrogen and Phosphorus by Media-added Batch Activated Sludge Process under Low Water Temperature

Mitsuru INOUE*, Ju-hyun KIM**, Osamu NISHIMURA**,
 Yuhei INAMORI*** and Ryuichi SUDO**

* Kanagawa Environmental Research Center, 842, nakaharasimojiku, Hiratsuka, Kanagawa 254-0072 Japan

** Graduate School of Engineering, Tohoku University, Aoba 06, Sendai, 980-8579 Japan

*** National Institute for Environmental Studies, 16-2, Onogawa, Tsukuba, Ibaraki 305-0053 Japan

Abstract

In order to improve nitrogen and phosphorus removal efficiencies at low water temperature, intermittent aeration batch activated sludge process combined with biofilm process (media-added batch activated sludge process) was applied and its treatment performance was investigated for a different packing rate of string contact media with range of 0-21%. With the increase of packing rate of contact media, successful nitrification occurred. However, the denitrification efficiency decreased at the packing rate of 21%. This is because the relatively high DO concentration at the packing rate of 21% was not suitable for the denitrification condition. The optimal packing rate of media was 13% for simultaneous removal of BOD and nitrogen at 10°C.

Removal efficiencies of BOD, DTN (disoluble total nitrogen) and DTP (disoluble total phosphorus) were 90%, 31% and 20%, respectively under operating condition of 3cycle a day at 10°C. Moreover, removal efficiencies of BOD, DTN and DTP increased to 94%, 64% and 22%, respectively by combining with biofilm process. Nitrogen removal efficiency was significantly enhanced.

In spite of introduction of biofilter process, removal efficiency of phosphorus was not improved. It was observed that anaerobic phosphorous release and aerobic phosphorous uptake was significantly affected by low water temperature.

As a biological removal of phosphorus cannot be expected at low water temperature, it is necessary to consider the combination with a physical treatment method.

Key words: media-added batch activated sludge process, low water temperature, nitrogen, phosphorus, nitrification

1. はじめに

平成8年度の全国公共用水域水質測定結果によると、河川、湖沼および海域での生活環境項目(BOD, COD)の水質環境基準達成率は河川で73.6%, 湖沼で42.0%, 海域で81.1%と、特に湖沼において依然として低い値であり、改善の兆しは認められない¹⁾。これは、生活排水等による窒素、リンがもたらす富栄養化が大きな原因と考えられている²⁾。

生活排水対策としては下水道の普及、合併処理浄化槽、農村集落排水処理施設、コミュニティプラント等の整備が推進されている。また、生活雑排水等で汚濁した河川、水路の速効的な水質保全対策として、近年直接浄化法が多数実施されている³⁾。しかしながら、これまでの生活排水対策はBOD除去を主目的として進められてきたため、窒素、リンまでを処理する高度処理型施設の普及は進んでいない現状にある。

生物学的処理法をはじめとした脱窒、脱リン法に関する

* 神奈川県環境科学センター 〒254-0072 神奈川県平塚市中原下宿842

** 東北大学大学院工学研究科 〒980-8579 宮城県仙台市青葉06

*** 国立環境研究所 〒305-0053 茨城県つくば市小野川16-2

る研究が進展し、技術的には下水道から小規模合併処理浄化槽にいたるまで、様々な高度処理手法が開発されている。なかでも、回分式活性汚泥法は装置構造が簡単で、適切な操作によって単一槽で生物学的脱窒、脱リンが可能であるという特徴を持ち⁴⁾、嫌気・好気工程を組み込んだ回分式活性汚泥法は高度処理型の中・大規模の合併処理浄化槽にも多数採用されている⁵⁾。

一方、汚濁河川、水路の直接浄化法における栄養塩類除去法としては、植生や土壌を利用したものや物理化学的な処理施設の例があるが、経済性や維持管理性を考慮した技術開発が課題として指摘されている^{3,6)}。特に畜産や小規模事業場などの未規制排水が流入するような河川、水路には高濃度の窒素、リンが検出される場合もあり⁷⁾、集合処理としての直接浄化手法導入の効果が期待される地域も少なくない⁸⁾。

上記に鑑み、著者等は回分式活性汚泥法に着目し、分離方式の直接浄化法への応用可能性について、湖沼に流入する生活雑排水等で汚濁した水路の脇に設置した浄化装置を用いて BOD、窒素、リンの除去性能に関する実験的検討を行った⁹⁾。その結果、水温が10°C まで低下する冬季は窒素およびリン除去効果が低下するものの、窒素については1 サイクルあたりの処理時間を長くする、つまり、流入負荷量を低減することにより、良好な除去効果が得られることがわかった。しかし、このような条件では処理量が通常時と比べて半分程度に減少するため施設の増設等が必要となり、施設のコンパクト化手法の開発が必要であることが明らかとなった。

低水温時に窒素除去能が低下する原因は硝化能が低下するためであり、これを改善する必要がある。既往の研究ではスポンジ担体¹⁰⁾、ポリエチレングリコール製球状担体¹¹⁾、包括固定化担体¹²⁾等を投入して反応槽内の硝化菌体量を増やし、処理能の向上を図る方法が検討され、実際にも活用されている。しかし、担体を流動させる流動床式においては、流動状態の調節が重要であり、既設の装置に容易に導入することはできない。一方、固定床式は比較的容易に導入が可能であるが、回分式活性汚泥法と生物膜法のハイブリッドシステムが低水温時の硝化能向上、ひいては窒素除去能向上にどの程度有効であるか明らかではない。

そこで本研究では、低水温時の回分式活性汚泥法の窒素除去能の向上を図るために、紐状接触材を組み込んだハイブリッドシステムを提案し、その効果、適正な運転条件を明らかにすることを目的として実験的検討を行った。

2. 実験方法

2.1 人工汚水

実験に用いた人工汚水はグルコース、ポリペプトン、無機塩類等で調整した¹³⁾。その組成および水質は Table 1 に示す通りである。ここで、人工汚水の BOD、T-N(全窒素)、T-P(全リン)は汚濁水路の水質の状況⁷⁾を勘案し、それぞれ200, 45, 4.5mg・l⁻¹とした。

人工汚水は100倍濃度に相当するグルコースおよびポリペプトンの混合溶液を無機塩類溶液に一定量入れて Table 1 に示す水質濃度に調整した。人工汚水はほぼ毎日1回の頻度で作り変えた。なお、無機塩類は前もって調整しておいたものを使用した。グルコースおよびポ

Table 1 Water quality of synthetic wastewater

Composition (mg・l ⁻¹)		Water Quality (mg・l ⁻¹)	
CaCl ₂ ・2H ₂ O	50	pH	7.0-7.2
MgSO ₄ ・2H ₂ O	150	BOD	200
NaCl	100	COD	120
NaHCO ₃	150	T-N	45
NH ₂ PO ₄	25	T-P	4.5
(NH ₄) ₂ SO ₄	70		
Glucose	50		
Peptone	210		

リペプトンの混合溶液は短期間で劣化するため、2～3日の頻度で新しく作り変えた。

2.2 実験装置

本実験装置の概要を Fig. 1 に示す。反応槽の有効容積は約950ml である。反応槽には紐状接触材を充填し、その充填率はばっ気槽の有効容積に対する浸漬している紐状接触材の体積の百分率割合とした。充填率は0, 13, 21%の4段階に設定した。

充填した紐状接触材は1本の体積が約50cm³ (直径2cm×長さ16cm)のものを使用し、充填率に応じて本数や浸漬する長さを調整した。本実験装置は10°C または20°C に調整した恒温器内に設置した。

2.3 運転方法

運転方法は Fig. 2 に示すとおり、1サイクル8時間、1日3サイクルで行った。1サイクルは流入嫌気工程(45分)、間欠ばっ気工程(360分)、沈殿工程(60分)、放流

Fig. 1 Schematic diagram of experimental apparatus

Fig. 2 Operational schedule of batch reactor

工程 (15分) で構成される。流入嫌気工程では攪拌しながら約40分かけて汚水を流入させた。間欠曝気工程では攪拌を続けながら60分の曝気と60分の非曝気を交互に3回繰り返した。ただし、3回目の非曝気時、つまり間欠曝気工程の最後の5分間は曝気を行い、リンの放出を防止した。

なお、曝気量の調整は著者等が開発した間欠曝気工程開始時のアンモニア性窒素 ($\text{NH}_4\text{-N}$) 濃度が工程終了時までほぼ直線的に減少し、工程終了時の $\text{NH}_4\text{-N}$ 濃度が約 $0.5\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$ なるように調整する、いわゆる $\text{NH}_4\text{-N}$ 制御運転¹⁴⁾で行った。しかし、空気量の増加を行っても間欠曝気工程終了時の $\text{NH}_4\text{-N}$ 濃度が $0.5\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$ まで減少しない場合には $\text{NH}_4\text{-N}$ 濃度がそれ以上減少しない時点での空気量で行った。

$\text{NH}_4\text{-N}$ 濃度の測定は通常、間欠曝気工程終了から約10分後の上澄水のろ液 (No. 5 のろ紙) に $\text{NH}_4\text{-N}$ 濃度測定用試薬を添加して発色させ、同じく発色させた $\text{NH}_4\text{-N}$ 濃度 $0.5\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$ と比較する定性試験¹⁵⁾で求めた。また、必要に応じて定量試験を行った。また、反応槽内の液量は流入嫌気工程終了時で 950ml 、排出工程終了時で 480ml となるようにした。

余剰汚泥の引き抜きはほぼ毎日1回反応槽から間欠曝気工程時に引き抜くが、引き抜く量は約2回/週の頻度で測定する MLSS 濃度結果を基に決めた。HRT (水理学的滞留時間) は 0.67 日、SRT (汚泥滞留時間) は $17\sim 22$ 日であった。

水温による脱リン効果の実験は 10°C または 22°C に調整した恒温器に紐状接触材を13%で充填した実験装置を設置して行った。

2.4 分析方法

水質分析は BOD、SS (懸濁物質) T-P および T-N については工場排水試験方法 JIS K 0102-1985¹⁶⁾、 $\text{NH}_4\text{-N}$ およびリン酸態リン ($\text{PO}_4\text{-P}$) については衛生試験法¹⁵⁾に準じて行った。なお、T-N、T-P および $\text{NH}_4\text{-N}$ は GF/B フィルターでろ過した試料を分析に供したため、T-N および T-P については DTN (溶存態全窒素) および DTP (溶存態全リン) で示す。

SV_{30} (30分汚泥沈殿率) および MLSS (活性汚泥浮遊物) 濃度は下水試験方法¹⁷⁾により測定した。また、この値を基に SVI (汚泥容量指標) を求めた。反応槽内の DO (溶存酸素) 濃度は YSI 社製の溶存酸素計 (Model 57) を用いて連続測定を行った。

3. 結果および考察

3.1 接触材充填効果

3.1.1 接触材充填率の影響

紐状接触材の適正な充填率を求めるため、充填率と DTN の除去効果および間欠曝気工程終了時の $\text{NH}_4\text{-N}$ 濃度の関係を調べた。その結果を、Fig. 3 および Fig. 4 に示す。

DTN の平均除去率は充填率が0%で31%、6.5%で55%、13%で64%、21%で60%であり、充填率が13%までは充填率の増加に伴って向上した。しかし、充填率が21%になると逆に低下した。一方、Fig. 4 に示すように $\text{NH}_4\text{-N}$ 濃度は充填率6.5%では $1.8\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$ 以上検出され、この程度の充填率では硝化は十分に進んでいなかった。

しかし、充填率が13%以上になると、 $\text{NH}_4\text{-N}$ 濃度は $0.5\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$ となり、硝化をほぼ完全に進めることができ

Fig. 3 Relationship between packing rate of contact media and removal efficiencies of DTN

Fig. 4 Relationship between packing rate of contact media and $\text{NH}_4\text{-N}$ concentration

た。充填率13%の時の処理水のDTN濃度は $14\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$ で、その形態別窒素はほとんど $\text{NO}_x\text{-N}$ (亜硝酸性窒素+硝酸性窒素)であった。その内、大部分は $\text{NO}_3\text{-N}$ (硝酸性窒素)であった。

このことから、硝化はほぼ完全に進んでいると考えられた。すなわち、 $\text{NH}_4\text{-N}$ 制御運転の下、活性汚泥法と生物膜法の併用によって硝化率は向上し、紐状接触材充填の効果が確認された。

紐状接触材を充填しない活性汚泥の硝化速度は $1.2\times 10^{-3}\text{mg}\cdot\text{mg}^{-1}\text{-MLSS}\cdot\text{h}^{-1}$ と算出されることから、充填率13%の活性汚泥($\text{MLSS}:1500\text{mg}\cdot\text{MLSS}\cdot\text{l}^{-1}$)による硝化量は $1.7\text{mg}\cdot\text{h}^{-1}$ となる。充填率13%の硝化量は $3.6\text{mg}\cdot\text{h}^{-1}$ と算出されることから、活性汚泥による硝化量 $1.7\text{mg}\cdot\text{h}^{-1}$ を差し引くと接触材による硝化量は $1.9\text{mg}\cdot\text{h}^{-1}$ となる。なお、紐状接触材を充填しない活性汚泥の硝化速度および充填率13%の活性汚泥による硝化量は以下に示す式に従って求めた。

硝化速度：

$$\text{NR} = \frac{(A-B) \times V}{\text{MLSS} \times V \times T}$$

A：間欠ばっ気工程開始時の $\text{NH}_4\text{-N}$ と溶存態有機窒素を併せた濃度 ($\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$)

B：間欠ばっ気工程終了時の $\text{NH}_4\text{-N}$ と溶存態有機窒素を併せた濃度 ($\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$)

V：反応槽容量 (l)

T：間欠ばっ気工程時間 (h)

MLSS： $1500\text{mg}\cdot\text{MLSS}\cdot\text{l}^{-1}$

硝化量：

$$D = \text{MLSS} \times V \times C$$

MLSS： $1500\text{mg}\cdot\text{MLSS}\cdot\text{l}^{-1}$

V：反応槽容量 (l)

C： $\text{mg}\cdot\text{mg}^{-1}\text{-MLSS}\cdot\text{h}^{-1}$

D：硝化量 ($\text{mg}\cdot\text{h}^{-1}$)

このことから、充填率13%の硝化量の53%は紐状接触材によって硝化され、残り47%は活性汚泥によって行われたものと考えられる。

生物膜法を高度化した包括固定化法の低水温(10°C)での反応槽容量当たりの硝化速度は活性汚泥より6～7倍高くなること、冬期においても高濃度の硝化細菌が保持できることが明らかにされている¹⁸⁾。また、硝化速度に関して、付着性硝化細菌は浮遊性硝化細菌に比べて温度の影響を受けにくく¹⁸⁾、硝化細菌は付着担体の存在により増殖が促進される¹¹⁾。つまり、硝化細菌が付着できる担体を有する生物膜法の併用は低水温での硝化を促進させるうえで効果的と考えられ、本実験結果もそれを裏付けるものであった。

Fig. 5 に示すように、充填率13%と21%の両者は $\text{NH}_4\text{-N}$ 制御運転に沿った運転で行ったため、硝化は同様の傾向で進行した。しかし、充填率21%は充填率13%と比べて、DTNの除去効果が低かった。これは非ばっ気時での脱窒効果が低かったためと考えられ、これに対して浮遊性活性汚泥濃度が影響を及ぼしているものと推定された。

そこで、紐状接触材の充填率と浮遊性の活性汚泥の関係を調べた。その結果をFig. 6に示す。充填率が増加するに従ってMLSS濃度は減少し、充填率が6.5%で約

Fig. 5 Variation of $\text{NH}_4\text{-N}$ concentration

Fig. 6 Relationship between packing rate and MLSS concentration

$2,200\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$ 、充填率が13%で約 $1,500\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$ および充填率が21%で約 $500\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$ となった。なお、紐状接触材を充填しない場合のMLSS濃度は約 $3,000\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$ である。

浮遊性の活性汚泥濃度は充填率の増加に伴って減少したが、逆に紐状接触材に付着した生物膜量は増加する。これが、脱窒の効率を低下させる原因としては、活性汚泥と生物膜を合わせた酸素利用速度が変化し、ばっ気時から非ばっ気に移行した後のDO濃度の減少に影響を与える可能性が考えられる。

このことを確認するため、硝化が良好に行われた紐状接触材の充填率13%と21%について、1サイクルあたりのDO濃度の経時変化を調べた。その結果をFig. 7に示す。非ばっ気時のDO濃度の減少は充填率13%の方が明らかに早くなっており、21%の充填率は非ばっ気時の後半においてもDO濃度が高い。このことは充填率13%の方が適正な脱窒条件に早く到達できることを意味し、その分、DTNの除去効果が高くなるものと考えられる。

Fig. 7 Variation of DO concentration

生物膜は表面のわずか500~700 μ mの深度までしかDOの拡散浸透が行われず²⁰⁾、しかも嫌気層の部分が自然に形成されるので、脱窒にとって有利に働くことが考えられる。しかし本実験結果からは、接触材の充填による生物膜量の増加と活性汚泥濃度の減少は全体として脱窒に対して不適正な環境をもたらしたと考えられる。

このことから、脱窒効果を上げるためには硝化効果とは逆に充填率を低くした方が良いことになる。本実験においては充填率13%が硝化および脱窒の両者が良好に行われる適正条件であった。

3.1.2 適正充填率における水質浄化効果

紐状接触材の充填率13%でのBOD、DTPの除去効果を調べた。その結果をFig. 8に示す。なお、流入BOD容積負荷量は0.3kg $\cdot$ m⁻³ $\cdot$ d⁻¹である。

除去率はBODで91~94% (平均除去率：94%)、DTPで22~25% (平均除去率：22%)であり、処理水濃度はBODで12~18mg $\cdot$ l⁻¹、DTPで3.3~3.5mg $\cdot$ l⁻¹およびSSは21~27mg $\cdot$ l⁻¹であった。充填率が0%、つまり回分式活性汚泥法における除去率はBOD88~92% (平均除去率：90%)、DTP16~23% (平均除去率：20%)であり、処理水濃度はBODで16~24mg $\cdot$ l⁻¹、DTPで3.5~3.8mg $\cdot$ l⁻¹およびSSは23~29mg $\cdot$ l⁻¹であった。このことから、紐状接触材の充填の効果は特に窒素除去能の向上に現れることがわかった。

Fig. 8 Removal efficiencies of BOD and DTP

一方、BODは両者ともほぼ良好な除去効果を示したが、DTPは両者とも除去率20%程度で、ほとんど除去できなかった。これは水温低下による生物脱リン効果の低下と考えられる。間欠ばっ気による生活排水処理の現場実験においても水温低下によるリン除去効果の低下が報告^{21,22)}されている。

生物学的反応は温度が10 $^{\circ}$ C低下すると反応速度が1/2になるといわれており²³⁾、生物学的なリンの吸収およびリンの放出においても温度係数 (temperature coefficient, Q_{10} ; T+10 $^{\circ}$ Cにおけるリンの吸収・放出速度/T $^{\circ}$ Cにおけるリン吸収・放出速度) は1.52~2.5^{24~26)}とおよそ2前後で、水温の影響による生物学的リン除去の低下は明らかとされている。

そこで、紐状接触材の充填率13%での水温低下による生物脱リン効果を調べるため、1サイクルあたりのPO₄-P濃度の経時変化を低温 (10 $^{\circ}$ C) と常温 (22 $^{\circ}$ C) 下で比較解析を行った。その結果をFig. 9に示す。

水温22 $^{\circ}$ Cでは流入嫌気工程時に汚泥からのリンの放出によって槽内のPO₄-P濃度が高くなり、その後、間欠ばっ気工程時になると汚泥へのリン吸収によって槽内のPO₄-P濃度は減少した。いわゆる、生物脱リン効果¹³⁾が確認された。しかし、水温が10 $^{\circ}$ Cまで低下すると、流入嫌気工程開始時から処理が終了するまでの槽内のPO₄-P濃度はほとんど変化が見られなかった。これは、生物脱リン効果が期待できないことを示している。

水温10 $^{\circ}$ Cのリンの放出速度は0.4mg $\cdot$ P $\cdot$ g $\cdot$ MLSS⁻¹ $\cdot$ h⁻¹と水温22 $^{\circ}$ Cの放出速度4.4mg $\cdot$ P $\cdot$ g $\cdot$ MLSS⁻¹ $\cdot$ h⁻¹に比べ著しく小さかった。また吸収速度においても同様の傾向がみられ、水温22 $^{\circ}$ Cおよび10 $^{\circ}$ Cにおけるリンの吸収速度はそれぞれ1.0、0.13mg $\cdot$ P $\cdot$ g $\cdot$ MLSS⁻¹ $\cdot$ h⁻¹であった。Vassosらはカナダにおけるリンの高度処理施設を調べ、リン除去能が著しく低下する温度条件は15 $^{\circ}$ Cであると報告しているなど、ORP制御などを組み合わせた高度処理施設においてもリン除去に及ぼす水温の影響は大きいとされている²⁸⁾。

今回の結果から、水温10 $^{\circ}$ Cにおいてリンの吸収と放出いずれもほとんど行われなことがわかり、既往の研究と同様に低水温が生物学的脱リンに対して大きな影響を与えることが確認された。

このことから、低水温におけるリン除去の高度化を図るためには、物理的手法との組み合わせを検討していく

 Fig. 9 Variation of PO₄-P concentration

必要があると考えられる。

3.2 汚泥特性

充填率13%において反応槽の浮遊性の活性汚泥濃度は約1,500~1,600mg・l⁻¹に維持され、ほぼ安定した運転が可能であった。また、調査期間中のSV₃₀は12~17%で、SVIは82~110ml・g⁻¹であり、汚泥膨化の指標とされる200ml・g⁻¹²⁷⁾を越えることはなかった。

反応槽からの汚泥の引き抜きは一度に大量に引き抜くと、硝化活性が低下してしまうため、ほぼ毎日1回少量づつ引き抜いた。特に、水温が低下している時は回復するのに時間がかかるため、注意が必要である。

反応槽からの汚泥引き抜き量は流入量/引き抜き量の比で75~90でほぼ毎日行えば、硝化効果の低下は示さなかった。しかし、間欠ばつ気工程終了後、約10分経過した上澄水のNH₄-Nの定性試験の結果を確認しながら、汚泥引き抜きの量等を決める必要がある。

実際の現場では大規模施設以外は、管理者が常駐していないため、ほぼ毎日の汚泥引き抜き操作はできないと考えられる。このため、今後は自動的に汚泥引き抜きが可能な装置の開発が必要であると考えられる。

4. ま と め

本研究ではコンパクトで維持管理の容易なBOD、窒素およびリン除去法の開発をめざし、特に、水温低下時においても安定した除去を発揮する方式として間欠ばつ気回分式活性汚泥法に紐状接触材を組み合わせた回分式活性汚泥・生物膜法を提案した。そしてBOD、DTNおよびDTPの除去効果を実験的に検討した。得られた成果は以下のようにまとめられる。

1) 水温10℃における紐状接触材の充填率13%の回分式活性汚泥・生物膜法による1日3サイクル運転の除去効果はBODで94%、DTNで64%およびDTPで22%であり、回分式活性汚泥法に比べてBODおよびDTPの除去効果の向上は少なかったが、DTNは約2倍除去率が向上した。

2) 硝化能は紐状接触材の充填率が増加するに従って向上し、紐状接触材の充填による効果が確認された。しかし、脱窒能は充填率が21%と高くなると逆に低下した。このことから、硝化と脱窒を効率よく進めるためには適正な値が存在し、本実験では適正充填率は13%で最もよい窒素除去効果を示した。

3) 紐状接触材の充填率が高くなると浮遊性の活性汚泥濃度が減少し、それに伴って、非ばつ気時のDO濃度の減少が遅くなる。これによって脱窒能が低下することから、適正な活性汚泥濃度の維持が、間欠ばつ気により硝化、脱窒を効率よく進める上で重要であることがわかった。

4) リン除去能は水温低下による生物脱リン効果の低下によって、回分式活性汚泥・生物膜法によっても改善されなかった。このため、生物学的手法以外に水温低下に対応したリン除去法を開発する必要があると考えられた。

(原稿受付 1999年5月11日)

(原稿受理 1999年8月23日)

参 考 文 献

- 1) 環境庁編：環境白書（各論），平成10年度，84-92。

- 2) 須藤隆一，稲森悠平（1986）湖沼水質保全のための生活雑排水対策，用水と廃水，28（8）55-65。
- 3) 渡辺吉男（1998）汚濁河川，水路の直接浄化技術，用水と廃水，40（10）58-63。
- 4) 岡田光正（1986）第3章回分式活性汚泥法，新しい活性汚泥法，橋本奨，須藤隆一編著，産業用水調査会，87-119。
- 5) 稲森悠平，高井智丈，水落元之，須藤隆一（1996）高度合併処理浄化槽の普及と水環境改善，用水と廃水，38（7），45-54。
- 6) 稲森悠平編著（1998）生活排水対策，産業用水調査会，289-320。
- 7) 神奈川県（1998）平成8年度神奈川県水質調査年表，652-740。
- 8) 高橋裕編（1993）首都圏の水，東京大学出版会，170-181。
- 9) 井上充，稲森悠平，西村修（1998）間欠ばつ気回分式活性汚泥法による水路汚濁水中のBOD、窒素およびリンの除去効果，水環境学会誌，21，4，230-236。
- 10) 近藤雅雄，宝蔵統一，里中幸雄（1992）多孔質スポンジ様担体添加間欠ばつ気式活性汚泥方式による高度処理，用水と廃水，34，10，850-858。
- 11) 三島浩二，西村孝彦，藤田正憲（1998）担体投入型活性汚泥法の硝化特性とその影響因子に関する研究，水環境学会誌，21（4），237-243。
- 12) 江森弘祥，森直道，中村裕紀，青木正信，茂木勝三（1992）包括固定化による硝化促進型循環変法について，環境技術，21（2），47-51。
- 13) 岡田光正，須藤隆一，寺蘭克博（1985）回分式活性汚泥法による窒素、リンおよび有機物の同時除去に関する研究，水質汚濁研究，8，11，729-736。
- 14) 井上充，平野浩二，稲森悠平（1991）間欠ばつ気回分式活性汚泥法による生活排水中の窒素・リン・有機物除去のための最適条件の選定，水質汚濁研究，4，301-311。
- 15) 日本薬学会編（1990）衛生試験法・注解，954，金原，東京。
- 16) 日本工業規格協会（1993）JIS K0102 工場排水試験方法，日本工業標準調査会，東京。
- 17) 日本下水道協会（1984）下水道試験，日本下水道協会，東京。
- 18) 角野立夫（1996）包括化微生物を用いた窒素含有廃水処理技術の開発，化学工学会・29回秋期大会，404-405。
- 19) 渡辺義公，石黒政儀，西留清（1980）回転円板硝化法における円板回転速度、水温および気相酸素分圧の影響一回転円板法の浄化機構に関する研究（II）一，下水道協会誌，17（195），14-23。
- 20) 原田秀樹，大橋品良，珠坪一晃，菊池香枝，山崎真一（1997）微小電極を用いた生物膜中の栄養塩・有機物濃度の測定手法の開発，用水と廃水，39（8）704-707。
- 21) 井村正博，長谷川宏治，須藤隆一（1994）嫌気・好気回分式活性汚泥方式による生活排水のBOD、窒素およびリンの同時除去，水環境学会，17（12），47-56。
- 22) 大地佐智子，山本康次，津村和志，佐々木康成（1997）二槽式間欠ばつ気法を用いた生物学的窒素・リン同時除去，水環境学会誌，20（11），50-56。
- 23) Du Preez, J.C. and Toerien, D.F. (1978) The effect of temperature on the growth of *Acinetobacter calcoaceticus*, *Wat. S. A.* 4, 1, 10-13.
- 24) Mamasis, D. and Jenkins, D. (1992) The effect of MCRT and temperature on enhanced biological phosphorus removal, *Wat. Sci. Tech.*, 26, 5/6, 955-965.
- 25) Shapiro, J., Levin, G.V. and Zea G., H. (1967) Anoxically induced release of phosphate in wastewater treatment, *J. Water Pollut. Control Fed.*, 39, 1810-1818.
- 26) Jones, M. and Stephenson, T. (1996) The effect of temperature on enhanced biological phosphate removal, *Environ. Tech.*, 17, 965-976.
- 27) 建設省・厚生省・環境庁（1996）尿浄化槽の構造基準・同解説，日本建築センター，629。
- 28) Vassos, T.D., Oldham, W.K. and Rabinowitz, B. (1987) The influence of low temperature on biological phosphorus removal at Kelowna, Canada. : Biological phosphate removal from wastewaters, *Advances in Water Pollution Control.*, Pergamon Press, Oxford, 343-347.