嫌気ろ床・生物ろ過法における物理化学的リン除去法導入による処理性能の評価

Evaluation of Anaerobic Filter Bed-Biological Filtration Process with Physicochemical Phosphorus Removal Methods

山本泰弘¹、三浦勇二²、井上充³、藤本尚志⁴、稲森悠平⁵、松村正利¹

¹筑波大学大学院農学研究科/305-8572 つくば市天王台1-1-1

²キリンエンジニアリング株式会社/221-8558 横浜市神奈川区新浦島町1-1-25

³神奈川県環境科学センター/254-0014 平塚市四之宮1-3-39

⁴東京農業大学応用生物科学部/156-8502 東京都世田谷区桜丘1-1-1

⁵国立環境研究所/305-8506 つくば市小野川16-2

YASUHIRO YAMAMOTO¹, YUJI MIURA², MITSURU INOUE³, NAOSHI FUJIMOTO⁴,
YUHEI INAMORI⁵, and MASATOSHI MATSUMURA¹

¹Agricultural Sciences, University of Tsukuba/1-1-1, Ten-noudai, Tsukuba, Ibaraki 305-8572, Japan

²Kirinengineering CO.,LTD.

/1-1-25, Shinurashima-cho, Kanagawa-ku, Yokohama, Kanagawa 221-8558, Japan

³Kanagawa Environmental Research Center

/1-3-39, Shinomiya, Hiratsuka, Kanagawa 254-0014, Japan

⁴Tokyo University of Agriculture/1-1-1, Sakuragaoka, Setagaya 156-8502, Japan

⁵National Institute for Environmental Studies/16-2, Onogawa, Tsukuba, Ibaraki 305-8506, Japan

Abstract

A simultaneous removal of nitrogen and phosphorus technology in small-scale domestic wastewater treatment was developed. Physicochemical phosphorus removal systems such as the coagulation method, electrolysis of iron method and electrolysis of aluminum method were combined with anaerobic filter bed-biological filtration process and removal efficiencies of organic matter, nitrogen and phosphorus as well as sludge generation were investigated.

It was demonstrated that these systems improved the organic matter and phosphorus removal efficiencies. Moreover, the denitrification rate improved, which could contribute to stabilizing the nitrogen removal efficiency in this process, as well as reducing the volume of the anaerobic filter bed tank. The water quality of the effluent was less than BOD10mg·l⁻¹, T-N10 mg·l⁻¹ and T-P1 mg·l⁻¹. To achieve this efficiency with the coagulation method, it was necessary to closely manage the generated sludge. With the electrolysis of iron method, a high phosphorus removal efficiency was achieved under the general maintenance and management of generated sludge. With the electrolysis of aluminum method, although an extremely high removal efficiency was achieved, it was necessary to investigate the conditions for controlling the elution of aluminum ion to stabilize the phosphorus removal efficiency. These findings clarified that by incorporating the physicochemical phosphorus removal system with anaerobic filter bed-biological filtration

process, the simultaneous nitrogen and phosphorus removal system could be established.

Key words: phosphorus removal, domestic wastewater treatment, coagulation, electrolysis, biological filtration process

1. はじめに

富栄養化が進行している閉鎖性水域の水環境改善は、分散型の小規模生活排水処理においても窒素とリンの除去が必須であると考えられている。現在、大規模生活排水処理施設では凝集沈殿法などのリン除去技術が確立されている。しかし、小規模生活排水処理システムにおけるリン除去技術は吸着脱リン法^{1,2)}、アルミニウム電解法³⁾、鉄電解法⁴⁻⁶⁾、濃厚鉄塩注入法⁷⁾など、生物ろ過法⁸⁻¹⁰⁾では槽内を嫌気・好気にする生物学的リン除去法¹⁵⁾の研究が行われているものの実用化技術は確立されていない。著者らは、BODおよび窒素除去機能を有する小規模合併処理浄化槽として嫌気ろ床・生物ろ過法の技術開発を行ってきたが¹⁶⁾、この処理法にリン除去機能を附加する場合、適切なリン除去法を組み合わせたシステム化を図ることが重要である。

本研究では上記の点を鑑み、嫌気ろ床・生物ろ過法におけるリン除去技術を確立することを目的として、凝集沈殿法および電解法等の物理化学的リン除去法を導入した場合における有機物、窒素およびリンの除去特性を明らかにするための評価解析を行った。

2. 実験方法

2.1 実験装置の構成

研究に用いた実験装置はFig. 1に示すとおりであり、嫌気ろ床槽 (1,900l)、生物ろ過槽 (300l)、処理水槽 (300l) からなる。なお、嫌気ろ床槽は2室に区分され、その容量は第1室1,200l、第2室700lであり、充填担体としてポリエチレン製の網様円筒形材を各々480l、420l充填した。生物ろ過槽には充填担体としてTable 1に示す物性値を有した多孔質セラミックス担体を200l充填し、槽下部から $8.0\text{m}^3 \cdot \text{m}^{-3} \cdot \text{時}^{-1}$ で散気を行った。また、生物ろ過槽において捕捉したSSや増殖した微生物による目詰まり防止を目的として1日1回の頻度で逆洗を行った。逆洗条件は逆洗水量300l、逆洗速度 $80.0\text{m} \cdot \text{時}^{-1}$ とし、逆洗排水は嫌気ろ床槽第1室へ戻した。さらに、生物学的窒素除去を目的として処理水槽に貯留した処理水を嫌気

ろ床槽へ常時循環した。リン除去装置は嫌気ろ床槽第1室内部に設置した。

嫌気ろ床槽・生物ろ過法の実験装置は4系とし、凝集沈殿法、鉄電解法、アルミニウム電解法を用いたリン除去装置を導入した3系、リン除去装置を組み込まないコントロール1系とした。供試排水流入直後は全ての実験系でリン除去装置を稼働させず、リン除去装置を導入した実験系は供試排水流入50日後からリン除去装置を稼働させ、実験を開始した。また、アルミニウム電解法は他の実験系から50日間遅れて実験を開始した。供試排水は生活排水処理施設の原水を用い、スクリーン通過後、供試排水貯留槽に分取・保存して実験装置に供給した。供

Fig. 1 Diagram of the anaerobic filter bed-biological filtration process with phosphorus removal system

Table 1 Properties of porous ceramic carrier

Analytical Items		Properties
Particle diameter	(mm)	6 ~ 9
Bulk density	($\text{g} \cdot \text{cm}^{-3}$)	0.91
Apparent density	($\text{g} \cdot \text{cm}^{-3}$)	1.82
porosity	(%)	50.3
Water absorption content	(%)	18.0
Total pore volume	($\text{ml} \cdot \text{g}^{-1}$)	1.5
Specific surface area	($\text{m}^2 \cdot \text{g}^{-1}$)	1.17

試排水の供給は生活排水と同様に、6:00～7:00および8:00～9:00にピーク係数2.5、7:00～8:00にピーク係数6.0、9:00～17:00および20:00～22:00にピーク係数0.5、17:00～18:00および19:00～20:00にピーク係数2.0、18:00～19:00にピーク係数4.0の流入変動を設けた。嫌気ろ床槽から生物ろ過槽への移送は、嫌気ろ床槽第2室に設置した定量ポンプを用いて定量送水した。供試排水量は $1,000\text{ l}\cdot\text{日}^{-1}$ とした。

2. 2 リン除去装置の構成

実験装置に導入するリン除去法は凝集沈殿法、鉄電解法およびアルミニウム電解法とした。

凝集沈殿法は凝集剤として塩化第2鉄塩溶液を充填した凝集剤貯留槽、凝集剤滴下装置と反応槽（容量15l）から構成されており（Fig.2）、反応槽は嫌気ろ床槽第1室内に設置した。塩化第2鉄塩溶液の濃度は $160,000\text{ Fe}\cdot\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$ とし、リン除去装置に24時間定量添加した。循環水と凝集剤を反応槽内で水流によって搅拌・凝集させ、

生成したフロックは嫌気ろ床槽に貯留した。

電解法は鉄あるいはアルミニウム電極、散気管からなる反応槽（容量15l）および電極極性転換装置から構成されており（Fig.2）、反応槽は嫌気ろ床槽第1室内部に電極極性転換装置は外部に設置した。電極は鉄（JIS G3141 記号SPCC）およびアルミニウム（JIS H4000 記号A5052）を $17.0\text{ cm}\times 16.4\text{ cm}\times 3.2\text{ mm}$ の大きさに加工し、2枚一組とした4枚を充填した。電極極性転換装置で電極極性転換時間と電流量を調整した後、電極上部の接点から連続通電した。電流量は電圧値を調整することによって、設定値を保持する定電流方式とした。電気分解によって溶出させた金属イオンと循環水中のリン酸イオンは、反応槽内で水流および空気搅拌によって凝集させ、生成したフロックは嫌気ろ床槽に貯留した。

なお、リン除去装置の操作条件および実験条件はTable 2に示すとおりである。維持管理作業の簡易化のために凝集沈殿法における凝集剤の補充頻度、鉄電解法およびアルミニウム電解法における電極の交換頻度は6カ月に1回とした。

2. 3 リン除去装置における適正操作条件の設定

リン除去装置における適正操作条件を求めるため、生活排水の原単位である $\text{T-P } 5\text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$ を $1\text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$ 以下に処理するのに必要な操作条件および循環比を求めた。

リン除去装置に溶出させる金属イオンとリンの比率（M/Pモル比）は2.0とした。凝集沈殿法で凝集剤として用いた塩化第2鉄溶液は、貯留量を少なくするために塩化第2鉄6水和物を70℃の恒温槽で自己溶融させた後、 $160,000\text{ Fe}\cdot\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$ に調製した。Fe/Pモル比を2.0とするために、調製した塩化第2鉄塩溶液は $5.1\text{ ml}\cdot\text{hr}^{-1}$ の滴

Fig. 2 Diagram of phosphorus removal systems

Table 2 Operational parameters of phosphorus removal system in anaerobic filter bed—biological filtration process

Operational parameters	Coagulation	Electrolysis of iron	Electrolysis of aluminum
Influent T-P concentration ($\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$)		5.0	
Recirculated water/Influent (—)		4.0	
Molar ratio (—)		2.0	
Maintenance period (month)		6	
Fe concentration ($\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$)	160,000	—	—
Feeding rate ($\text{ml}\cdot\text{hr}^{-1}$)	5.1	—	—
FeCl_3 volume (l)	21.9	—	—
Current (mA)	—	721	1082
Polarity conversion cycle (hr)	—	1 or 24	1 or 24

下速度でリン除去装置に24時間定量添加した。

鉄電解法において鉄溶出量は1日に除去するT-P量とFe/Pモル比2.0の条件から18,030mg・日⁻¹であり、このときに必要な電流量(Q)は62,311c・日⁻¹と計算できた。必要な電流量は、I(mA) = Q(c・秒⁻¹) × 1000 から721mAが得られた。

アルミニウム鉄電解法においてアルミニウム溶出量は1日に除去するT-P量とAl/Pモル比2.0の条件から8,710mg・日⁻¹であり、このときに必要な電流量は93,460c・日⁻¹と計算できた。電流量からアルミニウム電解法に必要な電流量として1082mAが得られた。

また、最適循環比は生活排水の原単位T-P 5 mg・l⁻¹を1 mg・l⁻¹に処理する目標処理水から算出した。嫌気ろ床槽内にリン除去装置を設置した実験装置における処理水T-P濃度は、

$$P_d = [P_m + r \times \{P_c \times (1 - P_a)\}] / (1 + r)$$

P_d : 処理水T-P(mg・l⁻¹), P_m : 供試排水T-P(mg・l⁻¹),

P_c : 循環水T-P(mg・l⁻¹), P_a : リン除去装置除去率,

r : 循環比

で表すことができる。T-P除去率 = $(P_m - P_d) / P_m$ から、リン除去装置以外の処理単位槽におけるT-P除去率を0%、リン除去装置のT-P除去率(P_a)を100%と仮定した場合、

$$\text{T-P除去率}(\%) = r / (1 + r) \times 100$$

を導くことができる。この式からT-P 5 mg・l⁻¹を1 mg・l⁻¹以下に処理するために必要な循環比は4.0と算出された。なお、循環比4.0は、嫌気ろ床・生物ろ過法における窒素除去のための最適循環比と同じであった¹⁶⁾。

2. 4 測定方法

嫌気ろ床・生物ろ過法における物理化学的リン除去法の導入が及ぼす影響について処理性能、維持管理性、汚泥性状特性等から比較評価を行った。

処理性能は水質測定、物理化学的リン除去法の導入が窒素除去性能に及ぼす影響を硝化速度および脱窒速度から、汚泥生成特性に及ぼす評価をSS、VSS、T-N、T-Pおよび汚泥沈降性から評価した。

水質測定は供試排水、嫌気ろ床槽第1室および第2室流出水、循環水(リン除去装置流出水)、処理水の水質分析を行い、各々についてJIS K0102および下水試験法に従ってBOD、COD、SS、T-N、NH₄-N、NO₂-N、NO₃-N、T-P、PO₄-Pの測定を行った。

硝化速度および脱窒速度は、尿尿浄化槽の実証試験におけるデータ評価手法に則って測定を行い、硝化速度は

生物ろ過槽内への原水の流入を停止した状態でNH₄Clを投入し、完全混合後に生物ろ過槽内のNH₄Cl減少量およびNO₃-N増加量を求めることによって算出した。また、脱窒速度は各単位槽における窒素化合物の測定データをもとに算出した¹⁷⁾。

汚泥性状は嫌気ろ床槽内に蓄積している汚泥を洗浄水も含めて全て採取し、下水試験法に従って分析した。

3. 結果および考察

3. 1 物理化学的リン除去法によるリン除去性能

T-P処理性能の経日変化はFig. 3に示すとおりである。T-P処理性能の平均値はTable 3に示すとおり、凝集沈殿法では77.5%、鉄電解法では84.4%、アルミニウム電解法では87.2%のT-P除去率が得られた。また、実験期間中、鉄電解法およびアルミニウム電解法のT-P除去率は安定していた。凝集沈殿法は実験開始後50日まではT-P除去率85.6%で安定していたが、50日以降はT-P除去率が76.1%に低下した。なお、アルミニウム電解法の実験を開始した50日以降のT-P除去率は凝集沈殿法が73.0%、鉄電解法が82.9%、アルミニウム電解法が87.2%であった。鉄電解法は80%以上のT-P除去率が安定して得られており、アルミニウム電解法では85%以上の極めて高いT-P除去率が得られていた。実験期間中のリン除去装置におけるリン除去性能をPO₄-Pで評価すると、全てのリン除去装置で90%以上の高いPO₄-P除去率が得られた。

リン除去装置を導入した実験装置におけるT-P処理性

Fig. 3 Time course of T-P removal efficiency
Symbols: ■ Influence ◇ Control ▲ Coagulation
● Electrolysis of iron ○ Electrolysis of aluminum

能はFig. 4に示すとおり、水温変動の影響を受けなかった。

実験期間中における処理単位槽のT-P除去性能はFig. 5に示すとおりである。凝集沈殿法は他のリン除去装置を導入した実験系と比較して嫌気ろ床槽でのリン除去率が低かった。これをT-P処理性能が良好であった期間と低下した期間で比較すると、T-P処理性能が良好であった期間のT-P除去率は嫌気ろ床槽が65.8%、生物ろ過槽が19.8%であった。T-P処理性能が低下した期間は各々41.3%、34.8%であり、嫌気ろ床槽におけるT-P除去率が悪化していた。なお、実験期間中はリン除去装置での PO_4 -P処理性能に変動が生じていないことから、嫌気ろ床槽内部でリンが再溶出していることが推察された。

著者らは人工排水を用いた室内実験で嫌気ろ床槽内におけるリンの再溶出を確認しており、リン含有汚泥の貯留は好気的な条件で行う必要がある知見を得ている⁷⁾。パイロットプラントで実排水処理を行った本研究の結果からも嫌気ろ床槽内でのリン再溶出が推察されることか

ら、凝集沈殿法で嫌気ろ床槽内部にリン含有汚泥を蓄積する場合は、汚泥貯留槽を好氣的に保持する必要があることが明らかになった。

これに対し、鉄電解法およびアルミニウム電解法は長期間の実証実験期間中においてもリン除去装置や嫌気ろ床槽でのT-P処理性能に低下は認められず、リンの再溶出は起こらないと考えられた。森泉らは鉄電解法では鉄イオンがリン酸イオン、水酸化物イオン、有機物などと化合物を形成しているために嫌気ろ床槽内で還元反応によるリン酸イオンの遊離・溶出が起きにくくなるとを推察している⁶⁾。本研究の結果からも、電解法は嫌気ろ床槽内でリンが再溶出せず、発生汚泥を蓄積することが可能であることから、小規模合併処理浄化槽で重要な因子となる汚泥管理面で効果的な処理方法であることが確認された。

なお、電解法においてリン除去性能が低下する最も大きな要因として、電極の不動態化による金属イオンの溶

Table 3 Treatment performance of Anaerobic filter bed-biological filtration process with phosphorus removal system

Water quality		BOD($mg \cdot l^{-1}$)		COD _{Mn} ($mg \cdot l^{-1}$)		T-N($mg \cdot l^{-1}$)		T-P($mg \cdot l^{-1}$)		SS($mg \cdot l^{-1}$)	
		Average	Standard deviation	Average	Standard deviation	Average	Standard deviation	Average	Standard deviation	Average	Standard deviation
Influent (n=27)		198.8	151.28	74.6	67.74	37.7	9.25	5.49	1.07	180.0	297.11
Effluent	Control (n=27)	7.1	2.74	14.6	2.94	8.4	2.09	3.00	0.45	7.1	4.94
	Coagulation (n=19)	5.8	3.48	9.6	2.60	9.3	3.35	1.25	0.78	6.3	2.20
	Electrolysis of Iron (n=27)	5.1	1.75	11.7	3.21	8.5	2.05	0.83	0.23	5.6	1.87
	Electrolysis of Aluminum (n=13)	4.5	1.61	11.4	1.54	6.2	1.20	0.73	0.24	4.0	2.18

Fig. 4 Relationship between temperature and T-P in the effluents

Symbols: ◇ Control ▲ Coagulation
● Electrolysis of iron ○ Electrolysis of aluminum

Fig. 5 T-P removal efficiency of anaerobic filter bed-biological filtration process with phosphorus removal system

Symbols: ■ Anaerobic filter bed tank
□ Biological filtration tank

出量低下が考えられる。鉄電解法における実験期間中の電圧値は10V、電流値は670~730mAで安定しており (Fig. 6)、電極の交換期間として設定した6カ月の間、異常な電流値および不動態は認められなかった。しかし、アルミニウム電解法では電極の極性転換時間が1時間ごとの条件下では実験開始後10~20日で異常な電圧値の上昇が認められ、不動態が形成した。伊与らは嫌気ろ床・接触ばつ気法にアルミニウム電解法を導入した研究において1日ごとの極性転換で不動態が防止され、短い単位での極性転換では不動態が発生し除去率が低下することを明らかにしている³⁾。本研究でも極性転換時間を24時間ごとに設定することによって急激な電圧値の上昇は認められなくなり、電圧は徐々に上昇するものの60日間は不動態が形成しないことがわかった。このように電解法では不動態が形成した場合、電極表面抵抗の増大によって電解電圧が上昇するため、異常な電圧値を検出することによって不動態形成が検知できることがわかった。

これらの結果から、塩化第2鉄塩溶液を用いた凝集沈殿法では発生汚泥の貯留形態を改善し、発生汚泥を好氣的に保持することによって高いリン除去性能が得られることが示唆された。また、鉄電解法では鉄イオンが安定して溶出し、高いリン除去率が安定して得られた。アルミニウム電解法では極めて高いリン除去率が得られたが、嫌気ろ床槽・生物ろ過法実験装置において長期間安定してアルミニウムイオンを溶出させるために、電極の最適極性転換時間などの不動態が形成しない条件を求める必要があることがわかった。

3. 2 物理化学的リン除去法による有機物および窒素除去性能

BOD除去性能は、全ての実験系で水温変動にかかわらずBOD除去率95%以上の高い除去性能が安定して得られた。リン除去装置を導入した実験系ではコントロールと比べて除去性能が向上した。また、SS除去性能は、全ての実験系において水温変動およびリン除去装置の導入にかかわらずSS除去率95%以上の高い処理性能が安定して得られた (Table 3)。

BOD、SSおよびT-Nの処理単位装置における除去率はFig. 7に示すとおりである。リン除去装置を導入した実験系では汚泥発生量の増加に起因して嫌気ろ床槽のSS除去性能が低下した。特に、凝集沈殿法ではコントロールと比較して嫌気ろ床槽のSS除去率が20%以上低下しており、同時にSSの流出に由来すると考えられるBOD除去性能の低下も起こった。このことから、凝集沈殿法では

汚泥発生量の増加に加えて発生汚泥の沈降性が悪いことが推察された。

リン除去装置を組み込んだ実験系では嫌気ろ床槽のBOD除去性能はコントロールと比較して同等もしくは低下しているが、実験装置全体としてはBOD除去性能が向上していた。リン除去装置を導入した実験系では実験装置におけるT-P除去率が0%として凝集剤添加量および電流量を設定しているため、余剰の凝集剤、電流、鉄およびアルミニウムイオンが有機物の分解・凝集分離に大きく寄与することが推察された。このことから、物理化学的リン除去法の導入は嫌気ろ床・生物ろ過法のリン除去性能の向上に加えて、余剰の凝集剤や電流を有機物除去性能の向上に有効利用できる効果を併せ持つことが示唆された。

窒素除去性能は、循環比を4.0に設定した条件下において、全ての実験系において水温変動にかかわらず75%以上のT-N除去性能が得られた (Table 3)。また、各実験系で処理単位槽におけるT-N除去率に違いは認められず、嫌気ろ床槽で23.4~30.5g・日⁻¹のT-Nが除去された (Fig. 7)。実験期間中に発生した汚泥中のT-N含有量を1日あたりの発生量に換算すると2.3~2.8g・日⁻¹であり、除去されたT-Nの90%以上が脱窒に起因することがわかった。

硝化速度はリン除去方法の違いによる影響は認められず、8g・m⁻³・時⁻¹程度であった。脱窒速度は、コントロールの0.19g・m⁻³・時⁻¹と比較して、リン除去装置を導入

Fig. 6 Time course of voltage in phosphorus removal system using electrolysis
Symbols: ● Electrolysis of iron
○ Electrolysis of aluminum

することによって凝集沈殿法では $0.51\text{g}\cdot\text{m}^{-3}\cdot\text{時}^{-1}$ 、鉄電解法では $0.39\text{g}\cdot\text{m}^{-3}\cdot\text{時}^{-1}$ 、アルミニウム電解法では $0.24\text{g}\cdot\text{m}^{-3}\cdot\text{時}^{-1}$ に向上した。田中らはバイオエレクトロニクス法において通電効果として電流の増加に伴い、硝化・脱窒速度が増大することを明らかにしている¹⁸⁾。本研究では硝化速度に大きな違いは認められなかったものの脱窒速度の向上が認められており、余剰の鉄イオンの還元効果や余剰の凝集剤、電解法においては余剰の金属イオンおよび電気分解による水素供与体の供給に起因すると考えられた。

これらの結果から、嫌気ろ床・生物ろ過法における物理化学的リン除去法の導入は、T-N除去性能に影響を及ぼさないが、窒素除去特性を硝化・脱窒速度からみると、脱窒性能を向上させる上で効果を有しており、窒素除去性能の安定化および嫌気ろ床槽容積のコンパクト化に寄与することが示唆された。

3. 3 発生污泥性状に及ぼす物理化学的リン除去法の影響

生物ろ過槽内で発生する污泥は、1日1回の頻度で行う逆洗で嫌気ろ床槽に移流させる。また、リン除去装置で発生するリン酸化合物は嫌気ろ床槽に貯留することから、実験装置で発生する污泥は全て嫌気ろ床槽内に貯留される。嫌気ろ床槽内の污泥発生量は、Fig. 8に示すとおりである。コントロールでは $46.0\text{g}\cdot\text{SS}\cdot\text{日}^{-1}$ 、凝集沈殿法では $59.8\text{g}\cdot\text{SS}\cdot\text{日}^{-1}$ 、鉄電解法では $57.0\text{g}\cdot\text{SS}\cdot\text{日}^{-1}$ 、アルミニウム電解法では $58.0\text{g}\cdot\text{SS}\cdot\text{日}^{-1}$ であり、リン除去装置を導入した実験系で污泥発生量が20~30%増加した。污泥中のVSS/SSはコントロールでは61.7%、凝集沈殿法では58.9%、鉄電解法では56.2%、アルミニウム電解法では51.2%であった。リン除去装置を導入した実験系で有機物の割合が低下しているのは污泥中に無機物であるリン酸化合物が増加したためであり、これによって污泥発生量が増加したと考えられる。

発生污泥の沈降性として污泥を24時間放置した後の污泥保持容量から検討すると、Fig. 9に示すとおりコントロールに対して凝集沈殿法では128%、鉄電解法では30%、アルミニウム電解法では68%であった。凝集沈殿法で污泥の圧密性が悪化しているのは水酸化鉄のような比重が軽い污泥とリン酸鉄が混在しているためであり、鉄電解法およびアルミニウム電解法ではリン化合物がアモルファスで溶出し難い形態であるため、結合力が強く圧密性が向上するものと考えられた。各単位処理槽における除去率の検討から、凝集沈殿法は污泥発生量が多く污泥の

Fig. 7 BOD, SS and T-N removal efficiency of anaerobic filter bed-biological filtration process with phosphorus removal system

Symbols: ■ Anaerobic filter bed tank
□ Biological filtration tank

Fig. 8 Sludge production in Anaerobic filter bed-biological filtration process

Symbols: ■ VSS □ SS-VSS

沈降性がよくないため、汚泥貯留量が不足して汚泥保持が困難になり、SSが生物ろ過槽にリークしたことが推察された。このことが、汚泥沈降性と汚泥発生量の結果からも確認された。凝集沈殿法は嫌気ろ床槽内でリンが再溶出することも示唆されたこと、汚泥貯留容量が増加することも含めて発生汚泥の保持・処分方法を検討する必要があることがわかった。これに対して、鉄電解法およびアルミニウム電解法では汚泥発生量が多くなるものの汚泥沈降性に優れるため、汚泥貯留量は増加しないことが確認された。

発生汚泥中のT-N含有量は全ての実験系で大きな違いは認められず、SSに対するT-N含有量は5%程度であった。SSに対するT-P含有量は、コントロールの0.99%に対して凝集沈殿法では1.66%、鉄電解法では2.22%、アルミニウム電解法では2.46%であり、コントロールと比較してリン除去装置を導入した実験系では増加した。なお、凝集沈殿法は電解法と比較してT-P含有量が低かった。各単位装置のT-P除去性能の検討から、凝集沈殿法は嫌気ろ床槽内で汚泥からリンが溶出することが推察されたが、汚泥性状の検討結果からも凝集沈殿法ではリンの再溶出によって汚泥中のリン含有量が低下し、リン除去性能が低下したことが示唆された。同様に汚泥性状の検討結果から、鉄電解法およびアルミニウム電解法では汚泥中にリンを取り込んだまま高いリン含有量で蓄積していることが示唆された。

Fig. 9 Time course of sludge volume of which settled in Anaerobic filter bed tank

Symbols: ◇ Control ▲ Coagulation ● Electrolysis of iron ○ Electrolysis of aluminum

4. まとめ

小規模生活排水における窒素・リン同時除去技術の開発を目的として、嫌気ろ床・生物ろ過法にリン除去方法として凝集沈殿法、鉄電解法、アルミニウム電解法を用いることによって検討を行い、以下の知見を得た。

①嫌気ろ床・生物ろ過法への物理化学的リン除去法の導入によって生活排水をBOD10mg・l⁻¹以下、T-N10mg・l⁻¹以下、T-P1mg・l⁻¹以下に処理可能であることがわかった。また、リン除去性能を向上させるばかりでなく、有機物除去性能および脱窒速度を向上させることから、窒素除去性能の安定化および嫌気ろ床槽容積のコンパクト化に寄与することが示唆された。

②凝集沈殿法は、長期間運転を行うと嫌気ろ床槽に貯留している汚泥からリンが再溶出するため、汚泥管理を適切に行う必要があることがわかった。

③鉄電解法は、長期間安定して高いリン除去性能が得られること、鉄イオンの溶出制御が極めて容易であり、維持管理面からみても操作性がよいことがわかった。さらに、発生汚泥はリンが再溶出せず、保持容量を減少させることから、汚泥管理面で優れていることが明らかになった。

④アルミニウム電解法は、極めて高いリン除去性能が得られた。リン除去性能を安定させるためにはアルミニウムイオンの溶出制御として、不動態が形成しない条件を検討する必要があることがわかった。さらに、発生汚泥はリンが再溶出せず、保持容量を減少させることから、汚泥管理面で優れていることが明らかになった。

謝辞

本研究は、財団法人茨城県科学技術振興財団との共同研究「霞ヶ浦水質浄化プロジェクト」の研究成果をまとめたものである。また、本研究を遂行するにあたり、有益な助言をいただいた三洋電機株式会社 ホーム・アプライアンスカンパニーの皆様へ深く感謝いたします。

参考文献

- 1) 俣木幸三、丹羽健太郎、毛利元哉、稲森悠平、水落元之：吸着脱リン法による生活排水の小規模方式の高度処理と回収リン酸のリサイクルシステムの開発、第33回日本水環境学会年会講演集、52 (1999)
- 2) 佐藤利夫、鈴木喬、大久保彰：リン酸イオン高選択性無機イオン交換体による浄化槽処理水からのリン除去、第2回日本水環境学会シンポジウム講演集、16-17 (1999)

- 3) 伊与亨、吉野常夫、関幸雄：アルミニウム接触材を組み込んだ嫌気好気循環ろ床方式小型合併処理浄化槽の処理性能、水処理生物学会誌別巻、15、54 (1995)
- 4) 治多伸介：鉄ろ材接触曝気方式による脱リンの実験的研究 (II) —— リン除去の長期的安定性と水温・流速変化の影響 ——、農業土木学会論文集、158、57-63 (1992)
- 5) 小川雄比古、高橋直子、大塚江理、堀切保彦、大野茂、立本英機：嫌気槽に鉄材を浸漬する簡易なリン除去、水環境学会誌、20 (2) 89-94 (1997)
- 6) 森泉雅貴、福本明弘、山本康次、奥村早代子：鉄電解溶出によるリン除去システムの基礎検討、水環境学会誌、22 (6) 459-464 (1999)
- 7) 井上充、稲森悠平、山本泰弘：富栄養化防止のための小型合併浄化槽からのリン除去の実用化研究、第8回神奈川県環境科学センター研究発表会講演要旨集、13-16 (1999)
- 8) Stensel, H.D., Brenner, R.C., Lee, K., Melcer, H. and Rakness, K. :Biological aeration filter evaluation, Journal of Environmental Engineering, 114 655-671(1988)
- 9) Adachi, S. and Fuchu, Y. :Reclamation and reuse of wastewater by biological aerated filter process, Wat. Sci. Tec., 24 195-204(1991)
- 10) Gonzalez-Martinez, S. and Duque-Luciano, J. :Aerobic submerged biofilm reactors for wastewater, Water Research, 26 825-833(1992)
- 11) Paffoni, C., Gousailles, M., Rogalla, F., Gilles, P. :Aerated biofilters for nitrification and effluent polishing, Wat. Sci. Tech., 181-189(1990)
- 12) Desbos, G., Rogalla, F., Sibony, J., Bourbibot, M. M. :Biofiltration as a compact technique for small wastewater treatment plants, Wat. Sci. Tech., 22 145-152(1990)
- 13) Rogalla, F., Bourbibot, M. M. :New developments in complete nitrogen removal with biological aerated filters, Wat. Sci. Tech., 22 273-280(1990)
- 14) Rogalla, F., Badard, M., Hansen, F., Dansholm, P. :Upscaling a compact nitrogen removal, Wat. Sci. Tech., 26 1067-1076(1992)
- 15) Gonçalves, R. F., Rogalla, F. :Continuous biological phosphorus removal in a biofilm reactor, Wat. Sci. Tech., 26 2027-2030(1992)
- 16) 山本泰弘、北浜弘幸、長屋利郎：生物ろ過プロセスによる高度処理、用水と廃水、34 (11) 18-26 (1992)
- 17) ビルディングレーター：財団法人日本建築センター、(10) 20-23 (1995)
- 18) 田中恒夫、渡辺智秀、黒田正和：接触曝気プロセスにおけるバイオエレクトロニクス法の効果、第1回日本水環境学会シンポジウム講演集、25-26 (1998)
(受付 2001.10.11)
(受理 2002. 1.21)