三相流動反応槽による養殖場排水の処理特性

金 正 淑* 稲 森 悠 平* 金 時 浚**

Aquaculture Wastewater Treatment by Using Three Phase Fluidized Bed Process with Draft Tube

Jeongsook KIM*, Yuhei INAMORI* and Shijun KIM**

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

** Public Works Research Institute Ministry of Construction, Asahi 1, Tsukuba, Ibaraki 305-0804 Japan

Abstract

The objectives of this research were to evaluate the optimum treatment conditions of the three phase fluidized bed with draft tube for the aquaculture wastewater treatment, and thereby reduce the volume of treatment process. Three phase fluidized bed process with draft tube had more effective than traditional methods for reducing ammonia in the culture system, which can results in the reduction of the water treatment tank volume. When *Oreochromis niloticus* was reared, the unit production of pollutants were $0.07\text{g NH}_4^+-\text{N}\cdot\text{kg fish}^{-1}\cdot\text{d}^{-1}$ and $0.06\text{g PO}_4^{3-}-\text{P}\cdot\text{kg fish}^{-1}\cdot\text{d}^{-1}$, and sludge production rate was $0.39\text{g SS}\cdot\text{kg fish}^{-1}\cdot\text{d}^{-1}$. The maximum removal rates of COD and ammonia were $1,200\text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}\cdot\text{d}^{-1}$ and $488\text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}\cdot\text{d}^{-1}$, respectively. Ammonia removal rates were more than 90% during HRT of 1hours. In the three phase fluidized bed, the volume of water treatment tank could be calculated from an empirical equation by using the relationship between the influent COD to NH_4^+-N ratio (C/N), media concentration (C_m , $\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$), influent ammonia nitrogen concentration (N_i , $\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$), effluent ammonia nitrogen concentration (N_e , $\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$), and influent flowrate (Q , $\text{m}^3\cdot\text{hr}^{-1}$). The empirical equation from was obtained from this study.

$$V=10^{11.7507} C/N^{-1.2330} C_m^{-6.5715} N_i^{1.5091} N_e^{-1.8489} Q$$

Key words: three phase fluidized bed with draft tube, low concentration wastewater treatment, media concentration, ammonia removal rates

1. はじめに

活性汚泥法は、好気性排水の一般的な処理プロセスとして普及しているが、微生物浮遊法であるためそのバイオマスの維持に限界がある。このことから、最近では様々な生物膜法が開発されるようになってきており、回転円板法あるいは散水ろ床法などの以前からよく知られている生物膜法を発展させた担体を充填した固定化生物膜法や活性炭あるいは砂などを充填した流動層法が注目されている。

流動層法は上向流速によって微生物と有機物との接触および物質伝達速度を増加させ得るので短い水理学的滞留時間でも良好な処理水が得られる。また、負荷の変動にも強く¹⁾かつ固定化担体の投入によってバイオマスの高濃度化による処理能力の向上および垂直型の流動層法を活用することによる省スペース化など²⁾コンパクト化、省コスト化による処理の高度化が可能となる。

このような手法の活用可能性のあるのが養殖場排水

である。すなわち循環ろ過式の養殖場は、魚類生産力の増加のためには循環水の処理が必要であるし、また残餌と魚類の排泄物はアンモニアの発生源となり魚類の成長を阻害する大きな因子であることから米国環境保護局では、飼育槽内の非イオン化アンモニアを $0.02\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$ 以下に維持することが望ましいことを指摘している³⁾。この飼育槽内の溶存性有機物は微生物によって分解されて水中の溶存酸素を消耗させて硝化抑制作用をしているため、適切な水処理が必要とされる。一方、従来の養殖場は、活性汚泥法⁴⁾、散水ろ床法³⁾、浸漬ろ床法^{5,6)}、回転円板法^{7,8)}および流動層法など様々な処理法によって水処理が行われてきたが、これらの処理法は効率が低く設計因子と運転操作因子などが確立されてない。また現在稼動している循環ろ過式の養殖場は、ほとんどが飼育槽と水処理を行うろ過槽を同一容積で運転を行っているため全体システムの中でろ過槽の占める割合が高い反面、相対的に飼育槽の容積が限られている。

したがって大量に発生する養殖場排水を、短い水理学

* 国立環境研究所地域環境研究グループ 〒305-0053 つくば市小野川16-2

** 建設省土木研究所下水道部 〒305-0804 つくば市旭1

的滞留時間においても良好な処理性能の保持される処理法が必要とされている。本研究では上記の点を鑑み空気を反応槽に直接注入する draft-tube 型三相流動層プロセスを用い、養殖場排水の有機物およびアンモニア性窒素の除去特性と、同時にこの結果に基づく養殖場の水質浄化システムの最適化について検討を行った。

2. 実験装置および方法

2.1 実験装置

実験は Fig. 1 に示す厚さ 3 mm の円筒アクリル製の容積 1.8 l で、内部に直径 3.6 cm の draft-tube を通して空気が供給される構造の装置を用いた。完全混合型の流動層反応槽の直径と draft-tube 内の面積である上向槽と流体が下向する下向槽の面積比は 1 : 2.16 である。反応槽の直径は 6.4 cm, height/diameter の比は 10.9 である。基質はポンプ (ISM 021-0030, Cole-Parmer Instrument company) を用いて注入し、反応槽の内部には微細孔で構成された無定型炭素の集合体である 0.71-0.84 mm 程度の粒状活性炭を用いた。この活性炭の性状を Table 1 に示す。

2.2 供試試料

供試試料として用いた低濃度の模擬基質の組成を Table 2 に示す。有機物源としてグルコース ($C_6H_{12}O_6$), アンモニア源として塩化アンモニウム (NH_4Cl) を用いた。アルカリ度の補充には重炭酸ナトリウム ($NaHCO_3$) を用いた。基質製造に必要な希釈水は微量元素の供給のため水道水を用いた。

2.3 実験方法

2.3.1 低濃度排水の有機物およびアンモニア性窒素の除去特性

実験には、下水処理場の返送汚泥を 60 mesh ($\phi 0.24$) で夾雑物をふるいわけて反応槽に投入した。運転初期は反応槽内の固定化微生物の形成を高めるためにバッチ方式とした。また、反応槽内での pH 低下を防ぐために一定量の $NaHCO_3$ を注入し pH 7 以上に保持して運転を継続した。基質としてのグルコースの濃度を約 $20\text{mg COD}\cdot\text{l}^{-1}$ に調整し, HRT を 360~10 分まで徐々に短縮させながら COD 容積負荷を $0.086\sim 2.739\text{kg COD}\cdot\text{m}^{-3}\cdot\text{d}^{-1}$ に段階的に増加させた。アンモニア性窒素の濃度は $4.21\sim 18.35\text{mg NH}_4^+-\text{N}\cdot\text{l}^{-1}$ に上昇させながらアンモニア容積負荷を $0.040\sim 1.575\text{kg NH}_4^+-\text{N}\cdot\text{m}^{-3}\cdot\text{d}^{-1}$ に増加させ除去特性を検討した。

反応槽に注入した活性炭の量は各々 88 g と 150 g, 担体の濃度を各々 $50\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$ と $85\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$ にして運転を行い、担体濃度による影響について検討を行った。実験は $25\pm 1^\circ\text{C}$ の恒温槽で、 $5,000\sim 6,000\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$ の微生物濃度を維持しながら微生物のウォッシュアウトが起こらない程度であると考えられる $0.45\sim 0.50\text{l}\cdot\text{l}^{-1}\cdot\text{min}^{-1}$ の空気を注入した。運転条件は Table 3 に示す。

2.3.2 養殖場排水の水質浄化システムの構築

Draft-tube 型三相流動層反応機を養殖場の水質浄化システムに選定する場合まず養殖場から発生する原単位の汚染発生量を把握する必要がある。ティラピアを循環ろ過式で飼育している養殖場の水質を週 2 回, 240 日間にかけて測定を行った。また 100 匹 ($200\text{g}\cdot\text{匹}^{-1}$) のティラピアを 0.36m^3 の飼育槽で、回転円板法による循環ろ過式で

Fig. 1 Schematic diagram of experimental apparatus

Table 1 Characteristic of coconut shell activated carbon

Contents	Values
Moisture, %	1.7
Volatile matter, %	1.4
Ash, %	1.7
Bulk density, $\text{g}\cdot\text{cc}^{-1}$	0.44
Hardness	97.4
Iodine value, $\text{mg}\cdot\text{g}^{-1}$	1,140
MB adsorption, $\text{ml}\cdot\text{g}^{-1}$	250
Surface area, $\text{m}^2\cdot\text{g}^{-1}$	1,180

Table 2 Synthetic feed stock solution

Composition	$\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$
Glucose	20
NaHPO_4	40
NaHCO_3	125
MnSO_4	2
NH_4Cl	variable

Table 3 Experimental condition

Phase	Loading rate ($\text{kg}\cdot\text{m}^{-3}\cdot\text{d}^{-1}$)		HRT (hr)	Media Con. ($\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$)
	COD	NH_4^+-N		
1	0.086	0.040	6.13	50
2	0.173	0.087	3.00	50
3	0.265	0.133	2.04	50
4	0.488	0.256	1.05	50
5	0.139	0.128	3.43	85
6	0.235	0.198	2.18	85
7	0.258	0.159	2.07	85
8	0.410	0.293	1.20	85
9	1.749	0.389	0.26	85
10	1.702	1.575	0.27	85
11	2.739	0.695	0.17	85

飼育されてる処理装置での原単位の汚染発生量を把握した。餌は魚体の1% (w/w) に相当するように200g・d⁻¹で注入し、換水率は10%、原単位の汚染発生量を測定する際には換水を行わなかった。100匹のティラピアに対する投入する餌の量と2週間後に増加した魚体量から計算した餌の係数 (FCR: Feed Conversion Ratio) は1.52であった。飼育条件を Table 4 に示す。

水質分析は、Standard methods⁹⁾に基づいて行い、また COD は open reflux method, アンモニア性窒素は ammonia-selective electrode method により測定を行った。

3. 実験結果および考察

3.1 低濃度排水の有機物, アンモニア性窒素の除去特性

供試微生物は十分に馴致させた後、反応槽の全体容積の2/3程度を充填し回分式で基質を注入し活性炭への微生物の付着を行った。10日後から連続運転を開始した。微生物の初期 MLSS 濃度は2,500mg・l⁻¹にまた反応槽の連続運転時の MLSS 濃度は5,000~6,000mg・l⁻¹に保持した。

Table 5 に draft-tube 型三相流動層反応槽の運転条件と結果を示した。流入水濃度19.0~22.5mg・l⁻¹で COD 容積負荷0.086~2.739kg・m⁻³・d⁻¹の範囲で94.7~56.3%の SCOD 除去率が得られた。窒素は、担体の濃度が85g・l⁻¹の場合1.575~0.128kg NH₄⁺-N・m⁻³・d⁻¹で67.3~92.6%の除去率が得られたが、アンモニア容積負荷が増加するにしたがって除去率は0.3kg NH₄⁺-N・m⁻³・d⁻¹負荷量では徐々に低下する傾向を示した。このような条件下で解析・評価を行った。

3.1.1 有機物除去特性

水温23~26°C, 担体の濃度85g・l⁻¹, 水理学的滞留時間 (HRT) 0.17~3.43時間の運転条件での COD 除去率を Fig. 2 に示す。これより HRT の減少とともに SCOD が増加する傾向を示しており、担体の濃度85g・l⁻¹の時、水理学的容積負荷141.2~7.0m³・m⁻³・d⁻¹で56.3~94.7%の COD 除去率を示すことがわかった。また、流入水の流量と流出水の COD 濃度を用いて計算した反応槽の容積当たりの COD 除去速度は最大1,200mg COD・l⁻¹・d⁻¹であった。この結果は、Rogers and Klemetson³⁾らが回転円板法によって養殖場排水の水理学的容積負荷19.4~5.5m³・m⁻³・d⁻¹で87.3~94.3%の COD 除去率を得たのに比べて極めて高い除去率であった。また、Jewell and Cummings¹⁰⁾らが膨潤層法によって養殖場排水処理を行った400mg BOD・l⁻¹・d⁻¹の実験結果と比較すると、本研究での流動層法がより高い有機物の除去率を得ていることが示された。Fig. 2 より有機物の除去率90%以上を得るためには1.5時間以上の HRT が必要であることがわかる。

Fig. 3 に担体の濃度が85g・l⁻¹, 50g・l⁻¹の場合の COD 容積負荷と SCOD 除去率との関係を示す。担体の濃度が85g・l⁻¹の場合、0.139~2.739kg COD・m⁻³・d⁻¹の条件下で COD 容積負荷量が増加するにしたがって SCOD 除去率が94.7~56.3%に低下する傾向を示した。なお崔¹¹⁾は負荷量9~16kg COD・m⁻³・d⁻¹, 滞留時間1.5時間で80%の除去率を得ている。また安¹²⁾は流動層法を用いて

10~80kg COD・m⁻³・d⁻¹の高い負荷量で70%以上の除去率を得ている。本実験における相対的に負荷量が低いにも関わらず除去率が低いのは担体の濃度、酸素の供給方式および微生物の濃度などの相違いはあるものの原水濃度が低いことも大きな要因と考えられる。

担体の濃度による COD 除去率は、その濃度が50g・l⁻¹の場合0.488~0.086kg COD・m⁻³・d⁻¹で85.9~88.4%の除去率を示したが、担体の濃度が85g・l⁻¹の場合0.410~0.139kg COD・m⁻³・d⁻¹で90.6~93.7%の除去率

Table 4 The biomass, average fish weight and fish numbers that can be maintained in the rearing tanks

Parameter	Results
Species	<i>Oreochromis niloticus</i>
Temperature (°C)	25.5
Initial biomass (g)	19,720
Final biomass (g)	21,565
Total number (number)	97
Food rate (g・d ⁻¹)	200
Feed conversion ratio (-)	1.68
Rearing tank volume (l)	353.2
Flow rate (ml・sec ⁻¹)	2,174

Table 5 Summary of operating results during the steady state condition

Phase	Influent (mg・l ⁻¹)		Effluent (mg・l ⁻¹)		Efficiencies (%)	
	COD	NH ₄ ⁺ -N	SCOD	NH ₄ ⁺ -N	COD	NH ₄ ⁺ -N
1	22.0	10.09	2.5	2.81	88.4	72.2
2	21.6	10.90	2.7	5.30	87.5	51.4
3	22.5	11.33	3.0	5.31	86.6	53.1
4	21.4	11.21	4.2	6.29	80.2	43.9
5	19.9	18.35	1.1	1.60	94.7	91.3
6	21.3	18.02	2.0	3.11	90.6	82.7
7	22.3	13.71	1.4	1.02	93.9	92.6
8	20.5	14.64	1.9	3.73	90.6	74.5
9	19.0	4.21	4.8	0.31	74.9	92.6
10	19.2	17.72	5.5	5.50	71.6	69.0
11	19.4	4.90	8.5	1.60	56.3	67.3

Fig. 2 COD removal efficiencies verse HRT

を示した。また $2.739 \sim 1.720 \text{ kg COD} \cdot \text{m}^{-3} \cdot \text{d}^{-1}$ の負荷量では $67.3 \sim 92.6\%$ の高い除去率を示した。これは担体の濃度の増加により反応槽内により多くの微生物量を確保することができ有機物の除去率が高くなったことを意味するものと考えられる。

3.1.2 アンモニア性窒素の除去特性

担体の濃度が $50 \text{ g} \cdot \text{l}^{-1}$ と $85 \text{ g} \cdot \text{l}^{-1}$ の場合のアンモニア容積負荷と除去率との関係を Fig. 4 に示した。担体の濃度が $85 \text{ g} \cdot \text{l}^{-1}$ の場合 $1.575 \sim 0.128 \text{ kg NH}_4^+ \cdot \text{N} \cdot \text{m}^{-3} \cdot \text{d}^{-1}$ の負荷量で $67.3 \sim 92.6\%$ の除去率を示し、また $0.3 \text{ kg NH}_4^+ \cdot \text{N} \cdot \text{m}^{-3} \cdot \text{d}^{-1}$ 以上の負荷量では除去率が徐々に低下する傾向を示した。

担体の濃度による影響については、担体の濃度を $50 \text{ g} \cdot \text{l}^{-1}$ にして実験を行った場合 $0.256 \sim 0.040 \text{ kg NH}_4^+ \cdot \text{N} \cdot \text{m}^{-3} \cdot \text{d}^{-1}$ で $43.9 \sim 72.2\%$ のアンモニア性窒素の除去率を示したが、担体の濃度を $85 \text{ g} \cdot \text{l}^{-1}$ に増加させた場合 $50 \text{ g} \cdot \text{l}^{-1}$ の場合と類似した負荷量である $0.293 \sim 0.128 \text{ kg NH}_4^+ \cdot \text{N} \cdot \text{m}^{-3} \cdot \text{d}^{-1}$ で $74.5 \sim 92.6\%$ の除去率を示した。また $1.575 \sim 0.389 \text{ kg NH}_4^+ \cdot \text{N} \cdot \text{m}^{-3} \cdot \text{d}^{-1}$ のより論理的に高い負荷量で $67.3 \sim 92.6\%$ の高い除去率を示した。Fig. 5

Fig. 3 COD removal efficiencies verse organic load rate

Fig. 4 $\text{NH}_4^+ \cdot \text{N}$ removal efficiencies versus $\text{NH}_4^+ \cdot \text{N}$ loading rates

に HRT によるアンモニア性窒素の除去率を示した。担体の濃度 $85 \text{ g} \cdot \text{l}^{-1}$, HRT $0.17 \sim 3.43$ 時間の場合 $67.3 \sim 91.3\%$ の除去率を示した。

金¹³⁾はサンライト (corrugated skylight roofing plate) を用いて模擬養殖排水の処理実験を行い、 $23.7 \text{ m}^3 \cdot \text{m}^{-3} \cdot \text{d}^{-1}$ の水理学的容積負荷で 9.2% という低いアンモニア性窒素の除去率を得ているし、Roger and Klemetson³⁾は回転円板法により養殖場排水の処理実験を行い $19.4 \text{ m}^3 \cdot \text{m}^{-3} \cdot \text{d}^{-1}$ の負荷で 62.0% の除去率を得ている。しかし、本実験では $141.2 \text{ m}^3 \cdot \text{m}^{-3} \cdot \text{d}^{-1}$ の相対的に高い水理学的負荷で運転を行った場合でも 67.3% の高い除去率を示したことから三相流動層工法を養殖場の循環水

Fig. 5 $\text{NH}_4^+ \cdot \text{N}$ removal efficiencies versus HRT

Table 6 Ammonia removal rate in each process

Processes	$\text{mg NH}_4^+ \cdot \text{N} \cdot \text{l}^{-1} \cdot \text{d}^{-1}$
Trickling filter ³⁾	11.43
Biodrum filter ³⁾	10.72
RBC ³⁾	40.14
Two phase fluidized bed ¹⁰⁾	40
Three phase fluidized bed ¹⁴⁾	$6 \text{ kg N} \cdot \text{l}^{-1} \cdot \text{d}^{-1}$
This study	$117.2 \sim 1086.2$

Fig. 6 $\text{NH}_4^+ \cdot \text{N}$ removal efficiencies versus hydraulic loading rate

処理に適用することにより容積を小さくすることができると考えられる。

Table 6 に各処理法によるアンモニアの除去速度を示す。Roger and Klemetson⁹⁾は散水ろ床法、生物 drum 法および回転円板法を用いてそれぞれ0.80~92.63g NH₄⁺-N・m⁻³・d⁻¹、11.63g NH₄⁺-N・m⁻³・d⁻¹および0.26~30.41g NH₄⁺-N・m⁻³・d⁻¹に変化させ11.43mg NH₄⁺-N・l⁻¹・d⁻¹、10.72mg NH₄⁺-N・l⁻¹・d⁻¹および40.14mg NH₄⁺-N・l⁻¹・d⁻¹の除去速度を得た。なお、Jewell and Cummings¹⁰⁾は二相流動層法を用いて40mg NH₄⁺-N・l⁻¹・d⁻¹の除去速度を得たが、このように流動層法にも関わらず窒素の除去量が低いのは0.010g NH₄⁺-N・m⁻³・d⁻¹の低い負荷で運転を行ったからと考えられる。Tijhuis ら¹⁴⁾による三相流動層法での実験で6 kg N・l⁻¹・d⁻¹の最大除去速度が得られたのは反応機の担体の濃度が175g・l⁻¹と本研究の85g・l⁻¹と比較して高く、アンモニア容積負荷が10kg・l⁻¹・d⁻¹と高濃度でありまた微生物の濃度などの実験方法の違いによる結果だと推察される。

本研究の結果から、アンモニア容積負荷0.128~1.575 kg NH₄⁺-N・m⁻³・d⁻¹の範囲で反応槽容積あたりの117.2~1,086.2mg NH₄⁺-N・l⁻¹・d⁻¹の窒素除去速度の得られることがわかった。他の研究者らによる実験結果と比較すると本研究で用いた draft-tube 型の三相流動層法は高い窒素除去速度が得られることがわかるが、このことから従来の養殖場排水の処理法の中で効率が最も高いと評価された回転円板法より25~40倍程度の高い処理速度の得られる処理法として評価できると考えられる。

3.2 流出水水質および処理槽の容積

日本の水産用水基準によると COD での規定はないが、魚類の生育条件として BOD として 5 mg・l⁻¹以下が望ましい¹⁵⁾とされている。なお生活系排水の処理水の場合 BOD 5 mg・l⁻¹では COD が10mg・l⁻¹程度であることが多いがこの関係から推定すると本実験では0.139~2.739kg COD・m⁻³・d⁻¹の負荷範囲で処理水の COD 濃度が8.5mg・l⁻¹以下になることまた、2 kg COD・m⁻³・d⁻¹以下の COD 負荷範囲で運転操作を行うことにより処理水の COD 濃度を 5 mg・l⁻¹以下まで維持できることから特に 2 kg COD・m⁻³・d⁻¹においては魚類の生育条件は満足されるものと考えられた。また、アンモニアの水質基準は魚種によって異なるが非イオン化されたアンモニア濃度が 3 mg・l⁻¹程度である場合、サケ・マス類などは0.5mg・l⁻¹程度の NH₃-N 濃度では飼育可能であると Jewell and Cummings¹⁰⁾により報告されているし、米国 EPA¹⁶⁾は淡水魚に対する NH₃-N 濃度を0.02~0.2mg・l⁻¹に制限していることが報告されている。

総アンモニア中の非イオン化アンモニア濃度は pH と温度によって変化¹⁷⁾し、飼育槽内の pH が 7、総アンモニア濃度が 1 mg・l⁻¹である場合非イオン化アンモニア濃度は0.005mg・l⁻¹に過ぎないことが知られている。このことから米国 EPA が設定している養殖場の水質基準に適用できる。一般的に水中で総アンモニア濃度の約 1 % が非イオン化形態で存在しているので基準値の0.02mg・l⁻¹を満足させるためには処理水のアンモニア性窒素の

濃度は 2 mg・l⁻¹程度が限度である。本研究において EPA の非イオン化アンモニア濃度0.02mg・l⁻¹を満足させるためには担体の濃度が85g・l⁻¹の場合、アンモニア容積負荷を1.5kg NH₄⁺-N・m⁻³・d⁻¹以下に維持する必要があることが示唆された。

処理槽のアンモニア性窒素の濃度を 2 mg・l⁻¹に設定するには処理槽の除去能力、すなわち処理槽の容積と関係がある。したがって本研究での除去特性を基に養殖場の循環水処理に三相流動層法を使用する際、処理槽の容積 (V: m³) は流入水のアンモニア性窒素の濃度 (N_i: mg・l⁻¹)、流出水のアンモニア性窒素の濃度 (N_e: mg・l⁻¹)、流入水の COD/NH₄⁺-N 比 (C/N)、担体の濃度 (C_m: g・l⁻¹)、流入水流量 (Q: m³・d⁻¹) による依存性を多重回帰分析 (Multipul Linear Regression) により以下に示すような経験式が求められる。

$$V = 10^{11.7507 \cdot C/N - 1.2330 \cdot C_m - 6.5715 \cdot N_i^{1.5091} \cdot N_e^{-1.8489} \cdot Q} \quad (1)$$

この式を用いることにより養殖場の水質浄化のモニタリングが可能になると考えられる。

3.3 低濃度養殖場排水の水質浄化システムの構築

3.3.1 汚染発生量原単位の算定

Table 7 に汚染発生量原単位の算定を示した。kg 魚体当たり排出された各々の NH₄⁺-N、PO₄³⁻-P および NO₃-N の量は0.07g・kg fish⁻¹・d⁻¹、0.01g・kg fish⁻¹・d⁻¹および0.33g・kg fish⁻¹・d⁻¹であった。注入飼料当たり排出された各々の NH₄⁺-N、PO₄³⁻-P および NO₃-N の量は7.75g・kg food⁻¹・d⁻¹、6.65g・kg food⁻¹・d⁻¹、35.40 g・kg food⁻¹・d⁻¹であった。Clark ら¹⁸⁾は80~180g のニジマスを飼育し kg 魚体当たり排出された各々の NH₄⁺-N、PO₄³⁻-P および NO₃-N の量は0.02g・kg fish⁻¹・d⁻¹、0.01g・kg fish⁻¹・d⁻¹、0.21g・kg fish⁻¹・d⁻¹であり、注入飼料当たり排出された NH₄⁺-N、PO₄³⁻-P および NO₃-N の量は各々0.92g・kg food⁻¹・d⁻¹、0.70g・kg food⁻¹・d⁻¹、8 g・kg food⁻¹・d⁻¹と報告している。一方、本研究での汚染発生量原単位が高いのは魚種が違うのと、また Clark らは流水式で飼育されている冷水性魚類のニジマスを対象魚種とし、飼料注入量、魚体の大きさおよび飼育方式が異なるからである。いずれにしても、本実験では高い原単位のもとに設定していることから安全側での設計が可能と考えられる。

3.3.2 設計因子の適用

10m³の飼育槽に200g のティラピア5,000匹を放魚し換水率を10%に保ちろ過槽のアンモニア性窒素の濃度を0.1mg・l⁻¹に維持するための飼育槽のアンモニア性窒素の濃度 1 mg・l⁻¹、処理槽のアンモニア性窒素の除去率 90%を保持するのに必要な処理槽の容積を本研究結果に基づき算出すると以下のとおりである。なお、循環ろ過式飼育装置の模式図は **Fig. 7** に示すとおりである。

$$V_R = 10m^3$$

$$\text{Species} = \text{Oreochromis niloticus}$$

$$\text{Initial biomass} = 1,000\text{kg}$$

$$\text{Number} = 5,000$$

$$\text{飼育槽内でのアンモニア性窒素の発生量}$$

$$= 1,000\text{kg} \times 5,000\text{匹} \times 0.07\text{g NH}_4^+ - \text{N} \cdot \text{kg fish}^{-1} \cdot \text{d}^{-1} \quad (\text{Table 7})$$

$$= 70\text{g NH}_4^+ - \text{N} \cdot \text{d}^{-1}$$

Table 7 Production rates of the major metabolic production

Parameters	Results
Sludge ($\text{g} \cdot \text{kg fish}^{-1} \cdot \text{d}^{-1}$)	0.39
Ammonia ($\text{g} \cdot \text{kg fish}^{-1} \cdot \text{d}^{-1}$)	0.07
Ammonia ($\text{g} \cdot \text{kg food}^{-1} \cdot \text{d}^{-1}$)	7.75
Phosphate ($\text{g} \cdot \text{kg fish}^{-1} \cdot \text{d}^{-1}$)	0.06
Phosphate ($\text{g} \cdot \text{kg food}^{-1} \cdot \text{d}^{-1}$)	6.65
Nitrate ($\text{g} \cdot \text{kg fish}^{-1} \cdot \text{d}^{-1}$)	0.33
Nitrate ($\text{g} \cdot \text{kg food}^{-1} \cdot \text{d}^{-1}$)	35.40

Table 8 Treatment tank volume in three phase fluidized bed with draft tube

Process	Volume (m^3)	Safety factor = 2
Three phase fluidized bed	0.604	1.208

Fig. 7 Recirculated system with biofilter

飼育槽内のアンモニア性窒素濃度が $1 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$ 以下を保持するのに必要な循環量

$$= 70 \text{ g } \text{NH}_4^+ \cdot \text{N} \cdot \text{d}^{-1} \div 1 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$$

$$= 70 \text{ m}^3 \cdot \text{d}^{-1}$$

$$V = 10^{11.7507 \cdot C/N - 1.2330 \cdot C_m - 6.5715 \cdot N_i^{1.5091} \cdot N_e^{-1.8489} \cdot Q}$$

$$= 10^{11.7507 \cdot 20^{-1.2330} \cdot 85^{-6.5715} \cdot 1^{1.5091} \cdot 0.1^{-1.8489} \cdot (70/24)}$$

$$= 0.604 \text{ m}^3$$

Table 8 は、式(1)と **Table 7** に基づいて計算した処理槽の容積である。現在運転されている大部分の循環ろ過式養殖システムでは飼育槽と水処理のための処理槽を同一の大きさで運転する操作が行われている。すなわち飼育槽の容積が 10 m^3 である場合、処理槽の容積は 10 m^3 が必要になることからシステム全体の中で処理槽が占める割合が大きく相対的に飼育槽の大きさから限定されることになり飼育規模も制限されるためこれに対する再検討が必要である。しかし、本研究で対象として draft-tube 型三相流動層反応槽は、飼育槽の容積が 10 m^3 であるとする、安全係数を考慮しても 1.2 m^3 しか必要としないので従来の養殖場の循環水処理システムと比較して飼育槽に対する処理槽の比を $1/8$ に縮小することが可能であると考えられる。このことから、本研究で開発した養殖場排水の処理システムは高度効率的な処理方式であると考えられる。また、処理槽の容積の適正化および汎用化を考慮に入れ数理的解析を行ったが経験式の活用の可能性

も明らかになったと考えられる。

4. ま と め

本研究では養殖場排水の処理装置に draft-tube 型三相流動層の反応槽を設置し処理の高度化を目的として検討を行ったが得られた成果は以下に示すとおりである。

1) Draft tube 型三相流動層法は従来の処理法である回転円板法および固定生物膜法より処理効率が高いことから循環水処理工程の容積を小さくすることができ養殖魚類の生産性の増大に貢献できる可能性の極めて高いことがわかった。

2) 最大有機物質の反応槽あたりの除去速度は $1,200 \text{ mg COD} \cdot \text{l}^{-1} \cdot \text{d}^{-1}$ であり、アンモニア性窒素の除去速度は $117.2 \sim 1086.2 \text{ mg NH}_4^+ \cdot \text{N} \cdot \text{l}^{-1} \cdot \text{d}^{-1}$ であり高い除去性能を有することがわかった。

3) ティラピア (*Oreochromis niloticus*) 5,000匹 ($200 \text{ g} \cdot \text{匹}^{-1}$) を飼育する際の汚染発生量原単位は $0.07 \text{ g NH}_4^+ \cdot \text{N} \cdot \text{kg fish}^{-1} \cdot \text{d}^{-1}$, $0.06 \text{ g PO}_4^{3-} \cdot \text{P} \cdot \text{kg fish}^{-1} \cdot \text{d}^{-1}$, 汚泥生産量は $0.39 \text{ g SS} \cdot \text{kg fish}^{-1} \cdot \text{d}^{-1}$ であり、本処理法で十分対応可能であることがわかった。

4) 養殖場排水の処理システムの容積を設計する上で経験式として用いることにより高度効率的処理可能であることが明らかになった。

$$V = 10^{11.7507 \cdot C/N - 1.2330 \cdot C_m - 6.5715 \cdot N_i^{1.5091} \cdot N_e^{-1.8489} \cdot Q}$$

ここで、

V = 処理槽の容積 (m^3)

C/N = 流入水 $\text{COD}/\text{NH}_4^+ \cdot \text{N}$ ratio (—)

C_m = 担体の濃度 ($\text{g} \cdot \text{l}^{-1}$)

N_i = 流入水のアンモニア性窒素の濃度 ($\text{mg} \cdot \text{l}^{-1}$)

N_e = 流出水のアンモニア性窒素の濃度 ($\text{mg} \cdot \text{l}^{-1}$)

Q = 流入水流量 ($\text{m}^3 \cdot \text{hr}^{-1}$)

(原稿受付 1999年8月16日)

(原稿受理 1999年12月14日)

参 考 文 献

- Cooper, P.F. (1981) The use of biological fluidized beds for the treatment of domestic and industrial wastewater, *The Chemical Engineer*, August/September, 373-376.
- Theodore, C.S. (1980) Fluidized bed for biological wastewater treatment, *ASCE*, **106**, 227-241.
- Rogers, G.L. and Klemetson, S.L. (1985) Ammonia removal in selected aquaculture water reuse biofilter, *Aquacult. Eng.*, **4**, 135-154.
- Meske, C.E. (1976) Fish culture in a recirculating system with water treatment by activated sludge, In: Pillay, T.V.R. and Dill, W.A., *Advances in Aquaculture*, 527-531.
- Nijhof, M. and Bovendeur, J. (1990) Fixed film nitrification characteristics in sea-water recirculating fish culture system, *J. Aquacult.*, **87**, 133-143.
- Carminigani, G.M. and Bennelt, J.P. (1997) Rapid start-up of a biological filter in a recirculating aquaculture system containing channel catfish, *Aquacult. Eng.*, **3**, 39-57.
- Lewis, W.H., Yopp, J.H., Schramm, H.L. and Brandenberg, A.M. (1978) Use of hydroponics to maintain quality of recirculator water in fish culture system, *Trans. Am. Fish. Soc.*, **107**, 92-99.
- Antonie, R.L., Kluge, D.L. and Mielke, J.H. (1974) Evaluation of a rotating disk wastewater treatment plant, *J. WPCF*, **46**, 298-511.
- APPA, AWWA and WPCF (1987) Standard methods for

- the examination of water and wastewater, 17th Ed.
- 10) Jewell, W.J. and Cummings, R.J. (1990) Expended bed treatment of complete recycle aquaculture system, *Wat. Sci. & Tech.*, **22**, 443-450.
 - 11) Choi, K.S. (1994) A study on wastewater using 3-phase fluidized bed biofilm reactor, Pusan National University.
 - 12) Ann, K.W. (1993) A study on aerobic biological treatment of the fluidized bed biofilm reactor, Pusan National University.
 - 13) Kim, T.H. (1990) Ammonia removal in submerged filter in the recirculating aquaculture water system, Pukyong National University.
 - 14) Tjihuis, L., M.C.M. van Loosdrecht and Heijnen, J. J. (1992) Nitrification with biofilms on small suspended particles in airlift reactors *Wat. Sci. & Tech.*, **26**, 2207-2211.
 - 15) 佐野和生 (1987) 養殖工学概論, 緑書房.
 - 16) EPA (1976) Quality criteria for water, Washington D.C.
 - 17) Meada, J.W. (1985) Allowable ammonia for fish culture, *Progressive Fish-Cultrist*, **47**, 135.
 - 18) Clark, J.W., Viessman, W. and Hammer, M.J. (1985) Water supply and pollution control 4th edition, New York, International Textbook company.