공학박사 학위논문

활성조류를 이용한 SBR공법의 운전인자 및 모델링

지도교수 이 병 헌

이 논문을 공학박사 학위논문으로 제출함

환경공학과

강 성 재

강성재의 공학박사 학위을 인준함

2004년 8월

주 심	박	청	길
부 심	최	의	소
위 원	김	중	균
위 원	강	임	석 (인)
위 원	이	병	헌

목 차

목 차 ····· i
List of Tables ····· iii
List of Figures ····· iv
A b s t r a c t ····· viii

제 1 장 서론 ····· 1

제 2 장 문헌연구 ····· 4
2.1. 활성조류공법 ····· 4
2.1.1. 조류와 박테리아에 의한 폐수처리 원리 ····· 4
2.1.2. 활성조류공법의 역사 ····· 6
2.1.3. 활성조류공법의 영향인자 ····· 8
2.1.4. 영양염류의 제거기작 ····· 15
2.1.5. 인의 제거기작 ····· 20
2.2. 생물학적 폐수처리공법의 수학적 해석 및 모델 ····· 25
2.2.1. 활성조류의 수학적 모델 ····· 25
2.2.2. 활성슬러지 모델 ····· 37

제 3 장 활성조류를 이용한 SBR공법의 운전인자 평가 ····· 39
3.1. 서론 ····· 39
3.2. 실험장치 및 실험방법 ····· 41
3.2.1. 실험장치 ····· 41
3.2.2. 실험방법 ····· 42
3.2.3. 분석방법 ····· 46
3.3. 결과 및 고찰 ····· 47

3.3.1. MLSS농도에 따른 처리특성 고찰 ····· 47
3.3.2. 조류/박테리아 비에 따른 처리특성 고찰 ····· 59
3.3.3. 고형물질 체류시간에 따른 처리특성 고찰 ····· 73
3.3.4. Ca^{2+}이온에 의한 처리특성 고찰 ····· 83
3.3.5. 유입수 농도변화에 따른 처리특성 고찰 ····· 98
3.3.6. 요약 ····· 106

제 4 장 활성조류를 이용한 SBR 공법의 수학적 해석 및 모델링 ····· 114
4.1. 활성조류를 이용한 SBR공법의 수학적 해석 ····· 114
4.1.1. 부유물질의 물질수지 ····· 114
4.1.2. 질소의 물질수지 ····· 123
4.1.3. 인의 물질수지 ····· 128
4.2. 활성조류를 이용한 SBR공법의 모델링 ····· 132
4.2.1. 모델검증 ····· 132
4.2.2. 예측 ····· 152
4.3. 요약 ····· 155

제 5 장 결론 ····· 158

장래연구과제 ····· 160
참 고 문 헌 ····· 161
부 록 ····· 168

<List of Tables>

Table 2.1 The parameters and values were used by Magram ····· 36
Table 3.1 Time schedule during a cycle ····· 45
Table 3.2 Analytical method and instruments ····· 46
Table 3.3 Results of Phosphate and T-P removal rate at each Algae/Bacteria ratio ····· 68
Table 3.4 Results of increasing rate and Algae/Bacteria ratio ····· 72
Table 3.5 The removal rates of organic matter and nutrients at each Case ····· 104
Table 3.6 The results of removal rate at each MLSS ····· 107
Table 3.7 The results of removal rate at each A/B ratio ····· 109
Table 3.8 The results of removal rate at each SRT with/without Ca^{2+} ····· 112
Table 3.9 The results of removal rate at each influent concentration ····· 113
Table 4.1 Ammonia-Nitrogen Balance at each Phase ····· 126
Table 4.2 The removal rate of nitrogen by algae and bacteria synthesis ····· 127
Table 4.3 Phosphorus Balance at each Phase ····· 130
Table 4.4 The removal rate of phosphorus by algae and bacteria synthesis ····· 131
Table 4.5 The used matrix for modelling this study ····· 137
Table 4.6 The value of parameters for modelling at each MLSS ····· 141

<List of Figures>

Fig. 2.1 The principal features of the symbiotic algal/bacteria interaction in Activated algae system. ····· 5
Fig. 2.2. Ammonia equilibrium (Goronszy, 1996). ····· 11
Fig. 2.3. Variations of nutrient removal efficiencies with SRT (Fikret, 2002). ····· 12
Fig. 2.4. Relation between pH Value and Percentage of Ammonia in Aqueous solutions in the Molecular or Free Molatile Form(Kim, 1999). ····· 17
Fig. 2.5. Influence of pH and Calcium concentration on the Orthophosphate Solubility (Kim, 1999). ····· 21
Fig. 2.6. Basic concept of biological phosphorus removal. ····· 22
Fig. 2.7. Phosphorus release under anaerobic condition ····· 24
Fig. 2.8. Phosphorus uptake under aerobic condition ····· 24
Fig. 3.1. Schematic diagram of experimental apparaus. ····· 41
Fig. 3.2. Microscope photograph of *Scenedesmus* sp. (×400). ····· 44
Fig. 3.3. Microscope photograpе of *Osillatoria* sp. (×400). ····· 44
Fig. 3.4. Variations of pH at each MLSS. ····· 48
Fig. 3.5. Variations of DO at each MLSS. ····· 48
Fig. 3.6. Variations of COD_{cr} at each MLSS. ····· 50
Fig. 3.7. The removal rate of COD_{cr} during 24 hours at each MLSS. ····· 50
Fig. 3.8. Variations of NH_4-N at each MLSS. ····· 53
Fig. 3.9. The removal rate of NH_4-N during 48 hours at each MLSS. ····· 53
Fig. 3.10. The removal rate of T-N during 48 hours at each MLSS. ····· 54
Fig. 3.11. The removal rate of PO_4-P during 48 hours at each MLSS. ····· 56
Fig. 3.12. Increased rate of SS and Chlorophyll-a at each MLSS. ····· 58
Fig. 3.13. Variations of pH at each Algae/Bacteria ratio. ····· 60
Fig. 3.14. Variations of DO at each Algae/Bacteria ratio. ····· 60
Fig. 3.15 Variations of COD_{cr} at each Algae/Bacteria ratio. ····· 62

Fig. 3.16. The removal rate of COD_{cr} at each Algae/Bacteria ratio. ····· 62
Fig. 3.17. Variations of NH_4-N at each Algae/Bacteria ratio. ····· 65
Fig. 3.18. Variations of NO_3-N at each Algae/Bacteria ratio. ····· 65
Fig. 3.19. The removal rate of NH_4-N at each Algae/Bacteria ratio. ····· 66
Fig. 3.20. The removal rate of T-N at each ····· 66
Fig. 3.21. Variations of PO_4-P at each Algae/Bacteria ratio. ····· 69
Fig. 3.22. Variations of T-P at each Algae/Bacteria ratio. ····· 69
Fig. 3.23. The remvoal rate of PO_4-P at each Algae/Bacteria ratio. ····· 70
Fig. 3.24. The removal rate of T-P at each Algae/Bacteria ratio. ····· 70
Fig. 3.25. Increased SS and Algae at each Algae/Bacteria ratio. ····· 72
Fig. 3.26. Variations of pH at each SRT. ····· 75
Fig. 3.27. Variations of DO at each SRT. ····· 75
Fig. 3.28. The removal efficiency of COD_{cr} at each SRT. ····· 76
Fig. 3.29. The removal efficiency of NH_4-N at each SRT. ····· 78
Fig. 3.30. The removal efficiency of T-N at each SRT. ····· 78
Fig. 3.31. The removal efficiency of T-P at each SRT. ····· 80
Fig. 3.32. Average of Algae/Bacteria ratio at each SRT. ····· 82
Fig. 3.33. Variations of pH at each SRT with/without adding Ca^{2+}. ····· 84
Fig. 3.34. Variations of DO at SRT 20d with adding Ca^{2+}. ····· 85
Fig. 3.35. The removal efficiency of COD_{cr} at each SRT with/without adding Ca^{2+}. ··· 87
Fig. 3.36. Variations of NH_4-N at each SRT with adding Ca^{2+}. ····· 89
Fig. 3.37. The remvoal efficiency of NH_4-N at each SRT with/without adding Ca^{2+}. ····· 90
Fig. 3.38. The removal efficiency of T-N at each SRT with adding Ca^{2+}. ····· 90
Fig. 3.39. Variations of T-N of SRT 20d with/without adding Ca^{2+}. ····· 91
Fig. 3.40. The remvoal efficiency of PO_4-P at each SRT with adding Ca^{2+}. ····· 93
Fig. 3.41. The remvoal efficiency of PO_4-P at each SRT with/without adding Ca^{2+}. ····· 94
Fig. 3.42. The removal efficiency of T-P at each SRT with adding Ca^{2+}. ····· 94
Fig. 3.43. Variations of VSS at each SRT with/without adding Ca^{2+}. ····· 96
Fig. 3.44. Variations of Chlorophyll-a at each SRT with adding Ca^{2+}. ····· 96

Fig. 3.45. Average of Alagae/Bacteria ratio at each SRT with adding Ca^{2+}. ····· 97
Fig. 3.46. Variations of pH at each Case. ····· 99
Fig. 3.47. Variations of DO at each Case. ····· 99
Fig. 3.48. The removal efficiency of COD_{cr} at each Case. ····· 100
Fig. 3.49. The remvoal efficiency of NH_4-N at each Case. ····· 102
Fig. 3.50. The removal efficiency of T-N at each Case. ····· 102
Fig. 3.51. The removal efficiency of T-P at each Case. ····· 103
Fig. 3.52. Variations of VSS at each Case. ····· 105
Fig. 3.53. Variations of A/B ratio at each Case. ····· 105
Fig. 3.54. Removal efficiency at each MLSS. ····· 106
Fig. 3.55. Removal efficiency at each Algae/Bacteria ratio. ····· 108
Fig. 3.56. Removal efficiency at each SRT. ····· 110
Fig. 3.57. Removal efficiency at each SRT with adding Ca^{2+}. ····· 111
Fig. 3.58 Removal efficiency at each influent concentration. ····· 113
Fig. 4.1. Bacteria mass at each SRT. ····· 115
Fig. 4.2. Algae mass at each SRT. ····· 116
Fig. 4.3. Algae/Bacteria ration at each SRT. ····· 116
Fig. 4.4. Bacteria mass at each SRT with adding Ca^{2+}. ····· 118
Fig. 4.5. Algae mass at each SRT with adding Ca^{2+}. ····· 119
Fig. 4.6. Algae/Bacteria ratio at each SRT with adding Ca^{2+}. ····· 119
Fig. 4.7. Bacteria mass at each influent concentration. ····· 121
Fig. 4.8. Algae mass at each influent concentration. ····· 121
Fig. 4.9. Algae/Bacteria ration at each influent concentration. ····· 122
Fig. 4.10. Nitrification fraction of Nitrogen balance at each phase. ····· 124
Fig. 4.11. Synthesis fraction of Nitrogen balance at each phase. ····· 125
Fig. 4.12. Other fraction of Nitrogen balance at each phase. ····· 125
Fig. 4.13. Synthesis fraction of Phosphorous Balance at each Phase. ····· 129
Fig. 4.14. Other fraction of Phosphorous Balance at each Phase. ····· 129
Fig. 4.15. Schematic of SBR activated algae system for modelling. ····· 133

Fig. 4.16. The results of modelling for MLSS 350mg/L. ····· 138
Fig. 4.17. The results of modelling for MLSS 590mg/L. ····· 139
Fig. 4.18. The results of modelling for MLSS 990mg/L. ····· 139
Fig. 4.19. The results of modelling for MLSS 1450mg/L. ····· 140
Fig. 4.20. The results of modelling for Algae/Bacteria ratio(400/600). ····· 142
Fig. 4.21. The results of modelling for Algae/Bacteria ratio(400/800). ····· 143
Fig. 4.22. The results of modelling for Algae/Bacteria ratio(400/1400). ····· 144
Fig. 4.23. The results of modelling for Algae/Bacteria ratio(800/500). ····· 145
Fig. 4.24. The results of modelling for Algae/Bacteria ratio(800/800). ····· 146
Fig. 4.25. The results of modelling for Algae/Bacteria ratio(800/1400). ····· 147
Fig. 4.26. The results of modelling for SRT 5day. ····· 147
Fig. 4.27. Comparison of simulated and measured concentration at each SRT. ···· 149
Fig. 4.28. The results of modelling for influent concentration Case1. ····· 150
Fig. 4.29. Comparison of simulated and measured concentration
at each Influent concentration. ····· 151
Fig. 4.30. Results of Simulation for COD_{cr} at each Case. ····· 153
Fig. 4.31. Results of Simulation for T-N at each Case. ····· 154
Fig. 4.32. Results of Simulation for T-P at each Case. ····· 154

The Operating Parameters and Modelling of SBR process using Activated Algae

Seong-Jae Kang

Department of Environmental Engineering, Graduate School,
Pukyong National University

Abstract

Wastewater treatment process using algae were involved stabilization pond and lagoon etc. However, the above processes require long hydraulic retention time(HRT) and a large area, And discrete algae cells in treated effluent often cause problems. Activated algae process can improve precipitation characteristics of algae and benefit effluent quality by algal-bacteria bio-floc formation.

This study was conducted to investigate operating parameters that sequencing batch reactor process using activated algae was used in wastewater treatment and to understand the nutrients removal mechanism generated in the system. Another purpose of this study was to develope a model for sequencing batch reactor process using activated algae.

The operating parameters in this study were choice mixed liquid suspended sludge(MLSS), algae/bacteria ratio(A/B ratio), sludge retention time(SRT), Ca^{2+}ion concentration and influence concentration to investigate basic performance characteristics of sequencing batch reactor process using activated algae. We could obtain the following conclusions. It is our hope that the results from this study will enhance the understanding and design data of sequencing batch reactor process using activated algae.

The effects of MLSS on light penetration was key operating parameter in sequencing batch reactor process using activated algae. In our experimental condition(350mg/L~1450mg/L, 2000lux), the removal rate per unit volume was increased with MLSS increase. But, the removal rate per unit microbe was decreased after increasing. The interrelation was not clear between A/B ratio and organic matter and nutrients removal efficiency. SRT 10 days and 20 days were more effective than SRT 5 days. SRT is related to waste sludge volume and waste sludge must choice between reuse and waste. Therefore effective SRT could be selected in use objective. The adding Ca^{2+} ion was improved the removal rate of nutrients. Specially, the removal efficiency of phosphorus was improved 40% degree. The increase of COD_{cr} was increased the growth of bacteria. Therefore, in COD_{cr} 600mg/L, A/B ratio was diminished to 0.98.

The sequencing batch reactor process using activated algae could improve HRT and removal rate of nutrients and organic matters than conventional algae systems.

The results of Modelling that ASM 2d was simply and included growth and lysis of algae item was showed similar tendency with experimental results of this study. According to modelling results against of COD_{cr} 150mg/L, T-N 40.2mg/L and T-P 5mg/L of influent, satisfied condition that is applied from 2008 effluent water quality of COD_{cr} 20mg/L, T-N 15mg/L and T-P 1.5mg/L(be considered of safety coefficient) can obtain at Case25 (MLSS 2130mg/L, A/B ratio 4.77, HRT 2days, SRT 15days).

제 1 장 서론

조류는 독립영양성이며, 광영양계 미생물로써 H_2O를 전자 공여체로, CO_2를 탄소원으로 사용하는 광합성을 통해 세포물질을 합성하고 산소를 생성할 수 있으며, 단세포 단백질의 생산과 대체에너지로 이용하려는 자원화 기술에 이용되고 있다(공, 1997; 오 등, 1996). 또한, 조류는 질소와 인을 세포동화에 이용할 수 있다는 장점 때문에 폐수의 고도처리에도 이용되어 왔다(Hammouda *et al.*, 1995; Nguyen *et al.*, 1999; Travieso *et al.*, 1996; James *et al.*, 2001). 그리고 중금속의 흡수 및 축적이 가능한 미세조류를 이용하여 중금속을 제거시키기도 한다(Costa *et al.*, 1990).

조류가 하·폐수처리의 주체 미생물군이 된 공법에는 안정화지(stabilization pond), 고율안정화지(high rate pond, HRT) 및 라군(lagoon) 등이 있다. 이들 중 고율안정화지 공법은 프랑스, 중·남부 유럽의 여러 나라 및 중국 등지에서 활발하게 운전되고 있다. 그리고 이스라엘의 경우 자국 용수에 필요한 수자원의 70%이상을 안정화지공법에서 얻고 있으며 베트남을 비롯한 동남아시아 지역에서는 정유공장폐수 등의 처리에도 이용하고 있다(공, 1997). 또한, 프랑스, 포루투칼 그리고 독일 등지에서는 관광지에 설치하여 자연환경 친화적 시설로써 부수적인 관광이익효과를 얻고 있으며, 중국에서는 부레옥잠(Water hyathinth), 민물고기, 거위 등을 서식시켜서 부가적 환경 생태적 효과를 거두고 있는 것으로 알려져 있다.

조류를 하·폐수 처리공법에 적용시킬 경우 다음과 같은 몇가지 장점이 있다.
첫째, 박테리아로 유기물 및 영양염류를 제거하는 기존의 활성슬러지 공법에서는 호기성 박테리아가 유기물질을 분해하는 과정에서 소요되는 산소를 기계적으로 주입해야 했으나, 조류를 포함한 공법에서는 호기성 박테리아가 필요로 하는 산소를 조류의 광합성을 통해 공급할 수 있다.
둘째, 우리나라와 같이 C/N 비가 낮은 하수의 경우에서는 외부탄소원을 추가적으로 주입해야 하며, 혐기-무산소-호기조 등으로 분리하여 운전해야 하는 어려움이 있다. 그러나, 조류가 반응의 주체가 되는 공법에서는 외부탄소원의 추가 공급이 필요치 않고, 일반적인 경우에는 혐기-무산소-호기와 같은 인위적인 구분이 필요하지 않아 유

지관리가 단순하고 용이하다.
셋째, 조류의 회수를 통해 메탄생산, 비료, 그리고 사료로의 이용 가능성이 연구되고 있으므로 부가적 이익을 창출할 수 있다(Kim, 1999).
넷째, 조류는 대형수생식물에 비해 증식속도가 빠르고 영양염류 흡수능력이 크다. 특히, 인산염의 흡수능력은 다른 수생식물에 비해 10배 정도 크다. 낮은 온도에서도 생육이 가능하다.

그러나, 조류가 하·폐수처리의 주요 미생물이 되는 데는 몇가지 문제점이 있다. 불량한 조류의 침전성은 유출수의 수질을 악화시킨다. 또한 수리학적 체류시간이 길게 필요하여 넓은 부지면적이 필요하다. 일반적으로 고율안정화지의 처리시간은 4일에서 10일 정도의 긴 시간이 소요된다. 그리고 기상상태에 영향을 많이 받는다.

1962년 McKinney는 활성슬러지공법의 개념에 조류 생장특성을 결합한 활성조류공법을 제시하였다. 활성조류공법에서 조류와 박테리아는 생물학적 플럭을 형성하여 침전성이 향상된다. 그리고, 조류의 산소발생능력은 호기성 박테리아가 필요로 하는 산소를 공급하기 때문에 기계적 산소공급량을 최소화 할 수 있다.

1965년 Wahbeh가 실험실규모로 수리학적 체류시간 5시간에서 총질소 제거효율 70~87%를 얻은 것을 시작으로 해서 1999년 Kim에 의해 조류를 이용한 생물막(Biofilm)으로 폐수를 처리하기까지 활성조류공법의 장점으로 인해 몇몇 연구가 수행되었다(Magram, 1992; Kim, 1999). 그러나, 연구자들마다 너무 상이한 결과가 도출되었다. 즉, 1996년 Wahbeh의 결과를 현장에 적용한 Sherwood의 경우 수리학적 체류시간이 16일에서도 처리효율은 저조하였으며, 1970년 McGriff의 경우는 20L의 반응조 실험에서 순환율을 4.6L/min으로 크게 해야한다는 결과가 도출되었고 1972년 Regan의 경우 고형물질 체류시간이 1.34~2.82일로 운전을 수행한다는 결과를 도출하였다. 이렇듯 상이한 결과는 연구의 성과를 저조하게 하였으며 이는 조류와 박테리아의 관계를 정립하지 못한 결과이다(Magram, 1992).

활성조류공법에 대한 반응의 특성을 고찰하기 위해 수학적 해석도 시도 되었다. 연속

식 반응조에서 수리학적 체류시간과 고형물질 체류시간의 변화에 따른 실험을 수행하고 MiKinney 공식을 이용하여 반응의 특성을 평가하고자 하였다(Magram, 1992).

그러나, 조류와 박테리아의 공생관계에는 수리학적 체류시간, 고형물질 체류시간 외에도 많은 인자들이 복합적으로 관계하며 이를 실험적으로 고찰하기에는 많은 시간과 노력이 필요하다. 이러한 시간과 노력을 줄일 수 있는 방법 중 하나가 모델링 기법이다.

이에 본 연구에서는 활성조류를 이용하여 회분식 및 SBR공법으로 하·폐수를 처리하기 위한 운전인자의 도출 및 처리특성을 평가하고 활성조류를 이용한 SBR공법에 이용될 수 있는 모델을 개발하여 실험결과에 대한 모델검증과 정확한 처리수 예측을 통해 활성조류를 이용한 SBR공법의 설계의 자료를 산출하고자 하였다. 이를 위해 다음과 같은 연구를 수행하였다.

첫째, 미생물의 농도(MLSS), 조류와 박테리아의 비율, 고형물질 체류시간, Ca^{2+}의 영향, 유입수의 농도변화 등 운전인자의 처리특성을 고찰한다.

둘째, 활성조류공법의 반응특성을 이해하기 위해서 McKinney공식을 이용한 수학적 해석을 수행하고 활성조류를 이용한 SBR공법의 처리특성과 기초적인 설계자료를 제시할 수 있는 모델을 개발한다.

제 2 장 문헌연구

2.1. 활성조류공법

2.1.1. 조류와 박테리아에 의한 폐수처리 원리

조류와 박테리아의 공생관계를 이용하여 폐수를 처리 할 때 조류의 역할은 직접적인 것과 간접적인 것으로 나눌 수 있다. 직접적인 역할은 호기성 박테리아의 대사작용을 위해 필요한 산소를 광합성 기작을 통해 생산하고 동화작용을 통해 폐수내의 영양염류를 제거하는 것이다. 간접적인 역할은 광합성 기작을 수행함으로써 CO_2를 이용하고 그 결과 시스템내의 pH를 증가시켜 암모니아 스트리핑에 의한 질소의 제거와 인과 미량금속의 침전을 유도하여 유출수 중에서 인을 제거하는 것이다(Kim, 1999).

박테리아의 역할은 조류에 의해서 생산된 산소를 이용하여 폐수내에 함유되어 있는 유기물질을 산화시키며 CO_2를 수중으로 방출시킨다. 그리고 질산화 박테리아의 경우 수중생물에 유해한 암모니아성 질소(NH_4^+-N)를 무해한 아질산성 질소 (NO_2^--N)을 거쳐 질산성 질소 (NO_3^--N)로 전환시키고, 탈질 박테리아는 질산성 질소와 아질산성 질소를 거쳐 질소(N_2)가스로 전환시켜 대기중으로 방출함으로써 수중에서 질소를 완전히 제거한다. 또한, 새로운 박테리아의 합성을 통해 질소와 인 같은 영양염류를 제거하게 된다.

조류와 박테리아의 공생관계에 기초한 하·폐수처리 원리는 Fig. 2.1과 같은 모식도로 나타낼 수 있다. 이러한 원리를 적용한 하·폐수처리공법들은 자연처리법으로 라군, 안정화지 및 고율안정화지 (high rate pond, HRP), 산화지(oxidation ditch) 등이 폐수처리에 이용되고 있으며 또한, 활성슬러지공법과 조류의 광합성 능력을 결합시킨 활성조류 시스템이 있다.

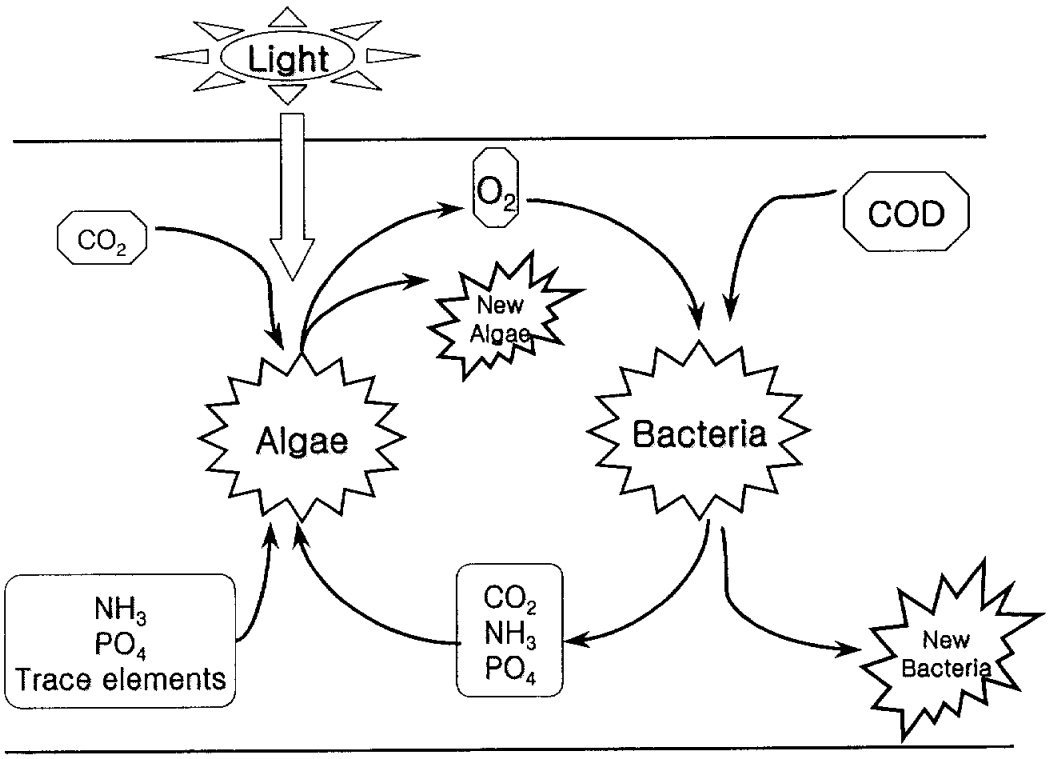

Fig. 2.1 The principal features of the symbiotic algal/bacteria interaction in Activated algae system.

2.1.2. 활성조류공법의 역사

활성조류공법(Activated algae system)이란 1962년 R. E. McKinney에 의해 명명된 공법으로 폐수처리, 단백질 생산 그리고 유출수의 재이용의 목적을 가지고 시작되었다(Magram, 1992).

기본원리는 Fig. 2.1의 모식도와 같으며, 조류가 가지는 장점을 최대한 이용하고 단점을 박테리아를 이용해 보완할 수 있는 시스템이다. 즉, 조류는 광합성이란 기작을 통해 산소를 발생시킬 수 있다는 것과 세포합성을 위한 탄소원으로 CO_2를 이용하기 때문에 폐수중에 유기물의 농도가 낮아도 질소와 인 같은 영양염류를 제거하는 장점이 있다(Kim, 1999; 이, 1990). 특히, 이것은 우리나라와 같이 C/N 비가 낮은 하수의 경우 매력적인 장점이 될 수 있다.

한편, 조류는 침전성이 좋지 않아 유출수내에 포함되어 처리공정의 효율을 낮출수 있다. 또한 성장속도가 박테리아에 비해 낮기 때문에 세포합성에 의한 폐수처리에 필요한 시간이 길어질 수 있다. 이를 보완하기 위해 박테리아를 이용할 수 있다. 박테리아는 유기물을 이산화탄소로 분해하여 조류의 광합성에 필요한 탄소원을 제공하고 조류와 생물 플럭(bio-floc)을 형성하여 침전성을 증가시킨다. 또한 유기물과 영양염류를 제거하여 하·폐수 처리시간을 단축시킨다.

활성조류공법은 조류와 박테리아의 공생관계에 의한 생물학적 폐수처리 효과뿐만 아니라 조류의 동화작용에 의한 pH의 상승을 통하여 암모니아 스트리핑, 인의 침전, 살균효과까지도 부수적으로 얻을 수 있는 공법이다(공, 1997).

그리고 조류의 회수를 통하여 단백질을 생산할 수 있으며, 메탄가스등의 생산 원료로 이용될 수 있다. 조류공정은 CO_2를 회수하는 공정으로서 폐수처리와 함께 지구 온난화 방지에 기여할 수 있다(윤, 1999). 상기에 열거된 사항은 조류 이용하여 하·폐수처리에 이용할 때 얻을 수 있는 장점이다.

활성조류공법은 1962년 McKinney에 의해 제안된 이후, 1965년 Wahbeh 등에 MLSS 2000~3700mg/L로 운전되고, 수리학적체류시간이 5시간의 경우 BOD가 85~95%, 암모니아가 80~100%, 총질소가 70~83%, 총인이 22~40%의 높은 제거효율을 나타내었다. 이를 기초로 1966년 Sherwood가 현장실험을 하였으나 조류가 성장하지 않아 성과를 거두지 못하였다. 그이후 1969년 Humenik과 Hanna, 1972년 Regan, 1985년 Gupta, 1990년 김주영, 1992년 Magram에 이르기 까지 수리학적 체류시간을 비롯한 운전인자를 변화시키면서 연구를 수행하였다(Magram, 1992). 그러나, 1965년 Wahbeh 등의 연구결과에는 이르지 못하였다.

연구가 진행될수록 조류와 박테리아의 관계에 대한 이해의 필요성이 대두되었다. 이를 위해 활성조류공법에서 수학적 모델을 개발하려는 노력이 있었다. McKinney 공식을 이용하여 정상상태에서 활성을 갖는 조류의 양(M_{aA})과 박테리아의 양(M_{aB})을 수학적으로 계산하고 질소와 인이 제거되는 경향을 제시함으로써 설계인자를 제시하기도 하였다(Magram, 1992).

2.1.3. 활성조류공법의 영향인자

활성조류공법을 성공적으로 운전하기 위한 인자들로는 조류의 성장에 영향을 미치는 인자와 박테리아의 성장에 영향을 미치는 인자로 나눌 수 있다. 대부분의 인자들은 조류와 박테리아의 성장에 공통적으로 영향을 미친다. 그 중 미생물농도, 조류와 박테리아의 농도비율, 고형물질 체류시간 및 수리학적 체류시간, Ca^{2+}등의 2가 금속이온의 농도, 유입수의 부하 등은 시스템의 성공을 결정하는 중요한 운전인자이다.

(1) 미생물의 농도 (MLSS)

활성조류공법에서 호기성 박테리아의 활성을 위해 필요한 산소공급원이 조류의 광합성을 통한 산소생산이라고 볼 때 빛의 이용률은 시스템의 성공에 중요한 인자이다. 조류와 박테리아를 포함한 미생물은 self-shading현상에 의해 빛의 투과도를 방해하게 된다(Curtis *et al.*, 1994; Martinez *et al.*, 1997; 윤 등, 1999; Talling *et al.*, 1973; Lee, 1999). 조류배양을 위해 이용되는 대부분의 광생물반응기는 기하학상 빛이 제한되게 되고 그 결과 조류의 성장률이 감소하고 사멸계수가 커진다(Martinez *et al.*, 1997).

조류의 종에 따라 최대조류성장을 위한 최적의 빛의 세기는 다양하다. *Chlorella vulgaris*의 최적 빛의 세기는 250 ft-candles이고 *Chlorella pyrenoidsa*는 600 ft-candles, 20~30℃에서 *Chlorella*와 *Scenedesmus*의 침투된 빛이 세기는 670 ft-candles (빛의 세기 1100 ft-candles), 온도가 증가할수록 포화 빛의 세기는 증가하고 10,000 ft-candles까지 빛의 세기를 증가시켜도 조류의 성장에 해가 없었다 (Magram, 1992).

태양빛은 시간, 계절, 지역에 따라 1,000~10,000 ft-candles의 빛의 세기를 제공하며, 일반적으로 빛 에너지는 실외에서 깊이에 따라 지수적으로 감소하므로 표면의 조류가 바닥의 조류보다 상대적으로 많은 빛을 받게 된다. 또한, 조류농도는 지수적으로 나타나며 입사되는 빛의 세기 보다 깊이에 따른 빛의 투과도에 보다 큰 영향을 받는다

(Magram, 1992).

따라서, 미생물의 농도는 빛의 투과도에 큰 영향을 받게 되므로 적절한 미생물농도의 유지는 필요하다. 겨울처럼 빛의 세기가 낮을 때, 큰 빛 흡수율을 위하여 낮은 조류농도와 긴 체류시간으로 운전되어야 한다(Magram, 1992). 단위 부피당 산소생산속도는 세포농도가 증가할수록 급격히 증가하다가 최고점에 이르러서는 서서히 감소하며, 강한 빛이 공급되면 광자공급 당 산소생산은 점차 감소하므로 인공조명을 사용할 시 빛의 공급은 에너지의 소비를 의미하므로 광합성 속도 및 효율을 고려하여 최적의 조사량을 결정해야 한다고 하였다(윤 등, 1999). 400 ft-c에서는 미생물농도(MLSS)를 1000~1400mg/L로 운전하는 것이 효과적이라고 하였다(McGriff *et al.* 1972).

(2) 조류와 박테리아 비

활성조류공법에서 조류와 박테리아의 비 또한 중요한 운전인자가 될 수 있다. 일정한 MLSS에서 조류와 박테리아의 비가 너무 높으면 수중에 녹아있는 이산화탄소의 양과 유입되는 빛의 이용률에 비해 조류농도가 높아 조류의 내생호흡률이 커져 시스템내의 유출수의 수질을 악화시킬 수 있다. 상대적으로 적은 박테리아 농도는 유기물의 제거효율을 감소시킨다. 또한 그로 인하여 수중에 방출되는 이산화탄소가 감소되며, 질산화 및 탈질율이 감소하며, 인의 제거효율이 낮아진다.

반대로 조류와 박테리아의 비가 너무 낮으면 조류의 광합성에 의한 산소발생량이 적게 되어 시스템이 혐기적으로 운전될 수 있어 유출수질의 악화 및 악취 등의 문제를 유발할 수 있다.
활성조류공법의 제한요인은 시스템을 호기성 상태로 유지하기 위한 광합성 미생물의 실패라고 지적했다(Magram, 1992). 따라서, 시스템을 효과적으로 운전하기 위해서는 적절한 조류/박테리아 비로 운전이 요구된다.

Ma_A(활성을 갖는 조류의 양)/Ma_B (활성을 갖는 박테리아의 양)비를 온도가 높은 여름에는 3.79 (451/119), 온도가 낮은 겨울에는 1.3 (325/252)으로 운전하는 것이 적절하

다고 하였으며(Magram, 1992), 조류/박테리아 비를 평균 1.77로 운전하였을 때 영양염류제거에 효과적이라고 하였다(Maiti *et al.*, 1988).

(3) 고형물질 체류시간 (Sludge Retention Time ; SRT)

고형물질 체류시간(SRT)는 생물학적 처리시스템에서 중요한 운전인자 중의 하나이다(Huang *et al.*, 2001; Fikret *et al.*, 2002). 안정된 상태에서 낮은 고형물질 체류시간은 높은 성장률을 나타내고 높은 고형물질 체류시간은 낮은 성장률을 나타낸다(Magram, 1992).

슬러지 폐기량을 증가시켜 최적의 MLSS를 유지시키는 것이 빛의 효율적인 이용을 위해 필요하다고 하였다(Regan, 1972). 광합성 능력은 미생물의 농도에 영향을 받는다. 따라서, 적절한 슬러지의 폐기를 통해 'self-shading'을 줄이는 것이 필요하다고 하였다(McGriff *et al.*, 1972).

고형물질 체류시간은 질산화 박테리아의 우점화에도 영향을 미쳐 암모니아성 질소의 제거에 영향을 미치며, 인제거 미생물에도 영향을 미친다. Fig. 2.2 에는 고형물질 체류시간과 질산화의 모델링 결과를 나타낸 것으로 질산화는 고형물질 체류시간에 영향을 받으며 고형물질 체류시간이 길어질수록 성장속도가 낮은 질산화 미생물이 유실되지 않고 안정적인 질산화가 이루어질 수 있다는 것을 나타낸다(Goronszy *et al.*, 1996). 고형물질 체류시간이 짧을수록 슬러지내 인의 함량이 높기 때문에 적절한 고형물질 체류시간을 유지하면서 높은 인 함량을 가진 슬러지를 폐기함으로서 인의 제거효율을 높일 수 있다(Kurata *et al.*, 1996; Su *et al.*, 1996).

반면, 내생분해율이 낮은 Poly-P 박테리아는 고형물질 체류시간이 길수록 시스템내에서 우점화되어 슬러지 내의 높은 인 함유량을 얻을 수 있어 인 제거효율이 상승된다고 주장하였다(Wentzel *et al.*, 1991). 또한, 고형물질 체류시간 15, 20, 30일에서 고형물질 체류시간이 증가함에 따라 슬러지내 인 함유량이 증가하며, 잉여슬러지에 의해 폐기되는 인 부하량을 산정하면, 고형물질 체류시간 20일에서 가장 많은 인이 제거되

었다(신 등 2001).

Fig. 2.3 에는 활성슬러지를 이용한 SBR공법에서 고형물질 체류시간에 따른 유기물질과 질소, 인 등의 제거효율을 나타낸 것으로 적절한 고형물질 체류시간을 유지함으로써 효과적인 제거효율을 얻을 수 있다(Fikret *et al.*, 2002).

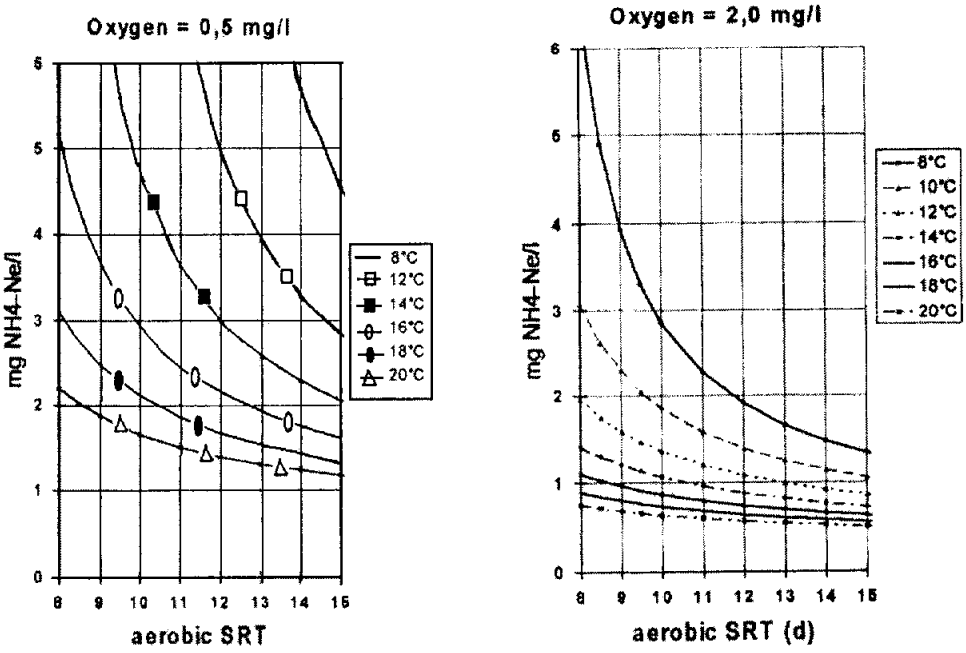

Fig. 2.2. Ammonia equilibrium (Goronszy, 1996).

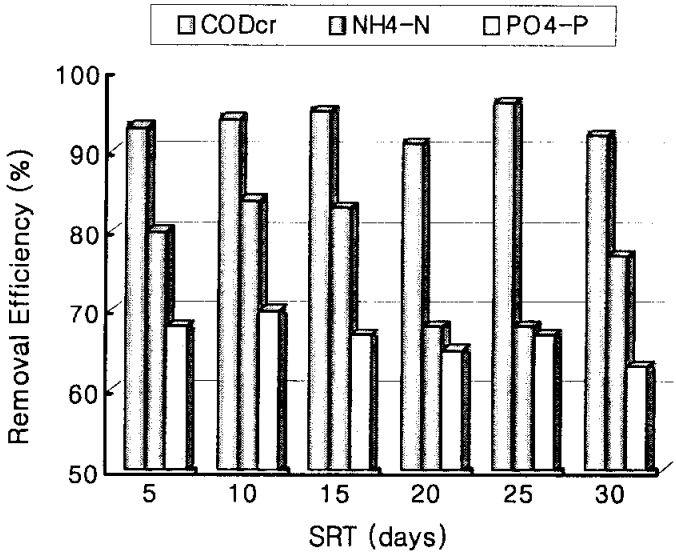

Fig. 2.3. Variations of nutrient removal efficiencies with SRT (Fikret, 2002).

(4) 금속이온의 영향

수중에 존재하는 Ca^{2+}, Mg^{2+} 같은 2가 금속이온들은 폐수내의 인 또는 암모니아와 결합하여 침전물을 형성(struvite)하거나 인산염과 반응하여 불용성 침전물을 형성함으로써 그들의 제거에 영향을 미친다(원 등, 2000; Nurdogan *et al.*, 1995; Sukenik *et al.*, 1985).

활성조류공법에서도 Ca^{2+}과 인의 결합에 의한 인 제거가 중요한 기작으로 알려져 있으며, 이러한 기작은 pH와 Ca^{2+}농도에 영향을 받는다. 조류의 광합성에 의한 pH의 상승은 수중에 존재하는 Ca^{2+}이 인과 반응하기에 적합하도록 한다(Michael *et al.*, 1979; Magram, 1992; McGriff *et al.*, 1972; Kim, 1999).

침전에 의해 생성되는 침전물은 주로 Calcium phosphate ($Ca(H_2PO_4)_2$, $Ca(H_2PO_4)_2 \cdot H_2O$, $CaHPO_4$, $CaHPO_4 \cdot 2H_2O$, $Ca(OH)(PO_4)_3$) 이며, 그 양은 수중의 Ca^{2+} 농도와 pH에 따라 결정된다(Kim, 1999).

활성조류공법에서 조류의 세포합성에 대한 인의 요구도가 낮기 때문에 Ca^{2+}과 같은 금속이온과 인의 화학적 결합에 의한 폐수내 인의 제거는 반드시 필요한 기작이다. 인 제거량의 27~73%가 광합성에 의해 증가한 pH에 의해 수중의 Ca^{2+}이온과 인의 침전에 의한 것이라고 하였다(Magram, 1992).

또한, Ca^{2+}이온 등의 2가 양이온들은 EPS(extracellular polymetic substannce) 에 의한 슬러지플럭 형성에서 중요한 binding agent역할을 하는 것으로 알려져 있다. 40~100mg/L의 Ca^{2+}이온 농도에서 혐기성 슬러지의 알갱이화가 증진되는 긍정적인 현상이 나타나기도 하며 고농도의 Ca^{2+}이온 농도에서는 미생물활성을 저해하는 부작용을 나타내기도 한다(오 등, 2002).

(5) 기타 인자들

활성조류공법에 영향을 미치는 인자들에는 온도, pH, 혼합강도, 조류 종 그리고 알칼리도 등이 영향을 미칠 수 있다.

① 온도 : 녹조류는 4~40℃까지 성장할 수 있으며, 35℃에서 그 성장률은 감소한다(Arceivala *et al.*, 1970). 그리고 4℃이하에서 조류성장은 작아지며, 20℃까지는 조류의 활성도는 온도에 직접적인 영향을 받는다. 온도는 조류의 종조성에도 영향을 미친다(Goldmann *et al.*, 1976). 또한, 온도는 광합성율 뿐만아니라 호흡률에도 영향을 준다(Magram, 1992).

② pH : 조류와 박테리아 모두 생물체로써 pH의 영향을 받는다. 특히, 활성조류공법에서 pH는 암모니아 스트리핑과 인의 화학적 침전반응에 영향을 미친다(McGriff

et al., 1972; Magram, 1992; Kim, 1999; Nurdogan *et al.*, 1995).

③ 혼합 : 미생물의 농도가 높은 시스템에서 빛의 투과도는 반응조의 깊이에 따라 크게 달라진다(Curtis *et al.*, 1994; Lee, 1999). 따라서, 혼합강도는 조류의 수직운동을 도와 조류가 시스템의 수면과 바닥으로 이동이 용이하게 하여 light/dark cycle이 효과적으로 이루어지도록 도와준다.

④ 조류 종 : 조류 종마다 성장률, 산소발생능력, 침전성, 영양염함유량 등이 다르기 때문에 시스템내의 조류의 종을 조절하는 것은 중요하다.

일반적으로 활성슬러지공법에서 우점하는 종들은 *Chlorella* sp., *Scenedesmus* sp., *Nizschia* sp., *Euglena* sp., *Cladophora* sp., *Osillatoria* sp., *Navicula* sp. 등이다 (Magram, 1992).

⑤ Light/dark cycle : 조류는 빛의 존재하에 광 에너지를 이용하여 ATP와 NADPH를 합성하고(명반응), 빛이 없을 때 생성된 ATP와 NADPH를 이용하여 CO_2를 세포유기물로 동화한다(암반응). 따라서, 조류배양을 위해서는 Light 조건과 dark 조건을 순차적으로 이루어 주어야 한다.

자연환경에서 조류는 낮과 밤의 순환에 순응되어 있기 때문에, 대부분의 조류배양에 의한 폐수처리에서는 Light : Da가 cycle을 12:12, 14:10 또는 16:8으로 한다(Mayo *et al.*, 1994; Baumgartem *et al.*, 1999; Tam *et al.*, 2000). 그러나, 암반응이 반드시 빛이 없어야만 이루어지는 반응이 아니고 Chlorophyll-a가 이용할 수 있는 광의 파장범위 외의 광 조사에서도 반응이 이루어 질 수 있으며, 24시간 빛을 연속조사 했을 때 12L:12D로 빛을 조사했을 때 보다 약 34배의 조류 생산력을 나타내기도 하였다(공, 1997).

2.1.4. 영양염류의 제거기작

(1) 질소의 제거기작

활성조류공법에서 질소의 제거는 세 가지 방법 즉, 하·폐수내의 질소는 조류와 박테리아의 세포합성(동화작용), 조류의 광합성 등 pH의 증가로 인한 암모니아 스트리핑, 그리고 질산화박테리아와 탈질박테리아의 질산화-탈질시스템에 의해 제거될 수 있다.

1) 세포합성 (동화작용)

질소는 조류와 박테리아의 중요한 영양소이다. 조류와 박테리아의 합성을 위한 중요한 질소의 형태는 암모니아성 질소(NH_4^+-N) 와 질산성 질소 (NO_3^--N)이다. 암모니아성 질소는 유입수내의 자체농도와 요소의 가수분해 그리고 박테리아에 의한 다른 유기성 질소의 산화반응에 의해 생성된다.

암모니아성 질소는 조류세포와의 접촉과정을 거쳐 조류세포 핵산대사를 통한 정인산의 산화와 환원에 따르는 이른바 protomotire force에 의해 N 이온이 세포막을 통과한 후, 조류세포 합성과정을 거쳐 제거된다. 질산성 질소의 경우도 조류세포에 흡수되어 제거된다(공, 1997).

조류의 세포합성에 의한 질소제거량을 이해하기 위해서는 조류의 화학적 조성을 알아야 한다. 조류의 종, 성장 상태에 따라 다소 차이는 있지만, 그 조성은 45~50%의 탄소, 8~10%의 질소, 1%의 인으로 구성되어 있다(Magram, 1992). 이는 조류세포 1g 합성시 약 0.1g의 질소가 수중에서 제거될 수 있다는 것을 나타낸다.

박테리아($C_5H_7O_2N$)의 경우에도 합성과정에서 약 0.1gTSS/gN으로 약 11%정도의 질소가 세포합성에 의해 수중에서 제거될 수 있는 것으로 알려져 있다(배 등, 2002).

암모니아성 질소와 질산성 질소를 이용한 조류의 세포합성식은 식(2.1), (2.2)와 같고

박테리아의 세포합성식은 식(2.3)과 같다(Magram, 1992; 배 등, 2002).

$$106CO_2 + 66H_2O + 16NH_3 + PO_4 + Light \rightarrow C_{106}H_{180}O_{45}N_{16}P + 118.5O_2 \quad (2.1)$$

$$106CO_2 + 90H_2O + 16NO_3^- + PO_4 + Light \rightarrow C_{106}H_{180}O_{45}N_{16}P + 118.5O_2 \quad (2.2)$$

$$C_8H_{12}O_3N_2 + 3O_2 \rightarrow C_5H_7O_2N + NH_3 + 3CO_2 + H_2O \quad (2.3)$$

2) 암모니아 스트리핑 (Ammonia stripping)

조류는 하·폐수 처리과정에서 세포합성을 통해 질소제거에 직접 참여하기도 하고, 시스템내의 물리-화학적 환경을 변화시킴으로 질소를 제거하는 간접적인 역할도 한다. 조류의 광합성에 의한 폐수내의 CO_2의 이용은 탄산시스템(Carbonate-bicarbonat equilibrium)의 이동을 야기시켜 OH 의 형성으로 pH를 증가시키게 된다(Magram, 1992).

폐수내에서 암모니아성 질소는 pH와 온도에 따라 NH_4^+ 이온 또는 NH_3 가스로 존재한다. 그 분율은 Fig. 2.4 와 같다. pH 8 이하에서는 NH_4^+ 이온이 대부분을 차지하지만 pH가 8에서 10으로 증가하면 NH_3 가스가 5.3%에서 84.7%까지 증가할 수 있다. 생성된 NH_3 가스는 대기중으로 방출되게 되는데 이 기작이 암모니아 스트리핑이다.

그러나, 미생물군이 적응할 수 있는 pH의 범위는 종에 따라서 다양하나 대부분의 미생물은 pH 6~8에서 증식한다(공, 1997). 따라서, 높은 pH에서 OH^- 이온은 박테리아의 대사작용에 독성을 미칠 수 있다(Kim, 1999).

질소제거를 위한 활성조류공법의 성공여부는 조류의 광합성 능력에 기인된 pH의 증가에 있다고 할 수 있으며, pH 9.2~9.5에서 일어난 암모니아 스트리핑에 의하여 92%의 높은 질소제거가 일어났다(McGriff *et al.*, 1972). 활성조류공법에서 질소제거 효율의 52~66%는 암모니아 스트리핑에 의해 일어난다(Maiti *et al.*, 1988).

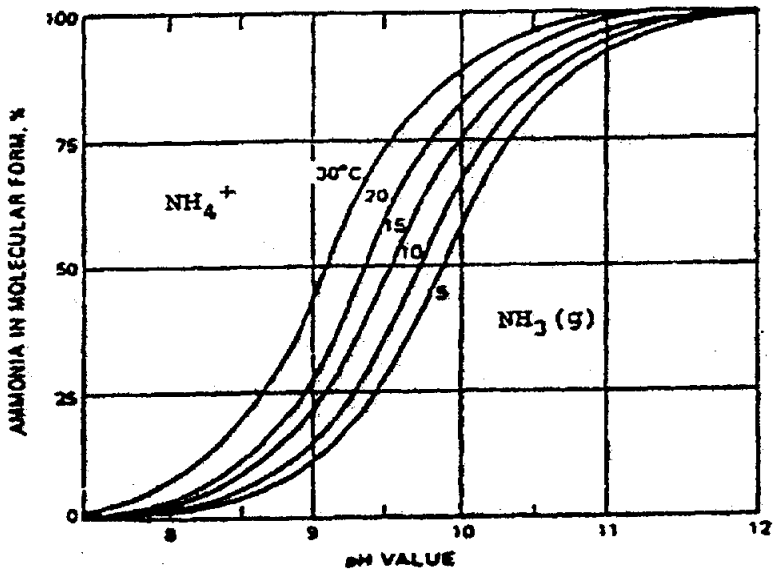

Fig. 2.4 Relation between pH Value and Percentage of Ammonia in Aqueous solutions in the Molecular or Free Molatile Form(Kim, 1999).

3) 질산화와 탈질작용 (Nitrification and Denitrification)

질산화란 독립영양 박테리아에 의해 발생되며 암모니아성 질소가 아질산성 질소로, 아질산성 질소가 질산성 질소로 산화되는 과정이다. *Nitrosomonas, Nitrosococcus, Nitrosopira*같은 박테리아에 의해 암모니아성 질소는 아질산성 질소로 산화되며, *Nitrobacter, Nitrospira, Nitrococcus*에 의해 아질산성 질소는 다시 질산성 질소로 산화된다. 일반적으로 토양과 폐수에서는 *Nitrosomonas*와 *Nitrobacter*가 우점한다.

a. 암모니아의 아질산화 (*Nitrosomonas*)

$$NH_4^+ + 1.5\,O_2 \rightarrow NO_2^- + H_2O + 2H^+ \qquad (2.6)$$

b. 아질산성 질소의 질산화 (*Nitrobacter*)

$$NO_2^- + 0.5\,O_2 \rightarrow NO_3^- \qquad (2.7)$$

c. 전체반응

$$0.13NH_4^+ + 0.225O_2 + 0.02CO_2 + 0.005HCO_3^- \rightarrow 0.005C_5H_7O_2N + 0.125NO_3^- + 0.25H^+ + 0.12H_2O \quad (2.8)$$

식 (2.8)을 토대로 1 g의 암모니아성 질소가 질산성 질소로 산화되는데 소모되는 산소 소모량은 4.6 gO_2/g NH_4^+-N이고 세포 합성량은 0.1 g VSS/g NH_4^+-N이고 알칼리도 소모량은 7.1 g alkalinity/g NH_4^+-N이 된다.

생물학적 질산화 반응을 통하여 생성된 질산성 질소를 생물학적 환원과정을 통하여 질소가스형태로 대기 중으로 방출함으로써 하수내의 질소제거가 가능하게 된다. 이러한 산화된 형태의 질소를 질소가스로 환원시키는 반응을 탈질 반응이라고 한다.

생물학적 탈질 반응에서 질산성 질소는 두 가지 경로를 거쳐 제거되는데 첫째는 질산성 질소를 암모니아성 질소로 바꾸거나 질산성 질소로 세포합성에 이용하는 것이다. 이러한 형태의 질산성 질소의 환원고정을 합성이라고 한다. 합성은 세포합성에 필요한 질소가 부족할 때 일어나며, 용존 산소 농도에 관계없이 발생한다. 두 번째는 질산성 질소가 아질산성 질소를 거쳐 최종적으로 질소가스로 환원되는 탈질화가 있다.

탈질은 종속 영양 미생물이 용존 산소가 존재하지 않는 무산소 조건에서 질산성 질소를 전자수용체(electron acceptor)로, 유기물을 전자 공여체(electron donor)로 이용하여 에너지를 획득하고 세포를 증식하는 현상이라고 정의 할 수 있다.

탈질 반응에서 화학량론적인 관계를 알아보기 위하여 산소, 질산성 질소 그리고 아질산성 질소가 전자수용체로 작용하였을 때의 반응식을 다음과 같이 나타낼 수 있다.

$$\frac{1}{4}O_2 + H^+ + e^- \rightarrow \frac{1}{2}H_2O \quad (2.9)$$

$$\frac{1}{5}NO_3^- + \frac{6}{5}H^+ + e^- \rightarrow \frac{1}{10}N_2 + \frac{3}{5}H_2O \quad (2.10)$$

$$\frac{1}{3}NO_2^- + \frac{4}{3}H^+ + e^- \rightarrow \frac{1}{6}N_2 + \frac{2}{3}H_2O \quad (2.11)$$

식 (2.9)~(2.11)에서 1g의 질산성 질소의 환원은 2.86g의 산소환원과 같게 되며, 실제에 있어서 산소의 환원은 유기물의 산화를 의미한다. 따라서, 질산성 질소의 탈질을 위해서는 유기물의 산화가 동반된다. 즉, 1g의 질산성 질소의 환원을 위해서는 2.86g의 유기물이 필요하다는 것을 의미한다. 그러나, 이 값은 에너지를 얻기 위해 소모되는 유기물을 의미하며 세포합성에 소모되는 유기물량이 있으므로 탈질에 소요되는 유기물의 양은 이론적인 값보다 크게 된다.

2.1.5. 인의 제거기작

활성조류공법에서 하·폐수 중의 인제거는 화학적침전과 세포합성(동화작용) 그리고 박테리아에 의한 방출-과잉섭취 기작에 의한 과잉축적을 유도한 후 슬러지 폐기시키는 것으로 이루어질 수 있다.

(1) 세포합성 (동화작용)

인은 질소와 함께 조류와 박테리아의 중요한 영양소이다. 폐수에서 조류가 가장 이용하기 쉬운 형태의 인은 정인산(orthophosphate, PO_4^{3-})이다. 조류가 인을 섭취하여 세포를 합성하는 것은 식 (2.2), (2.3)과 같다. 조류의 경험적 조성식에 의하면, 조류질량의 단지 2% 정도가 인이다. 이는 동화작용에 의해서 제거되는 인의 양은 극히 작다는 것을 나타낸다. 조류는 P를 과잉섭취하여 세포내에 저장할 수 있는 능력이 있다. 이것을 'luxury uptake'라고 하며 인이 결핍된 배지에 인산염을 첨가했을 때 일어난다.

그러나, 조류의 세포합성만으로는 높은 인의 제거효율을 얻기가 어려우며, 전체 인 제거율 중에서 세포합성에 의한 인 제거율은 1/10 정도 이다(Magram, 1992; Kim, 1999). 그 이유는 조류의 세포합성을 위한 인의 요구도가 낮기 때문이다.

박테리아의 경우에도 총량의 약 2~2.5%정도가 인이다. 박테리아 역시 혐기상태에서 인의 방출과 호기상태에서 인의 과잉섭취 과정을 거쳐 과잉의 인을 세포내에 축적하게 된다. 이때 인 함유량은 5~6%까지 이르게 된다.

(2) 화학적 침전 (Chemical Precipitation)

폐수내에 존재하는 인산염, 수산화이온, 탄산칼슘, 탄산마그네슘 그리고 다른 금속성분들은 조류의 광합성으로 용존 CO_2의 감소되고 그 결과 높아진 pH에서 침전물을 형성하게 된다. 그 중 Ca^{2+} 농도와 pH는 인산염의 용해도에 가장 큰 영향을 미친다. Fig. 2.5 에는 인산염의 용해도에 대한 Ca^{2+} 농도와 pH의 영향을 나타내었다. pH 9

이상에서 인산염의 용해도는 감소하고 정인산은 다양한 이온들과 결합하여 상대적으로 불용성인 화합물 형태가 된다.

일반적인 압력하에서 calcium phosphate의 형태는 5가지로 보고 되었으며 그 형태는 $Ca(H_2PO_4)_2$, $Ca(H_2PO_4)_2 \cdot H_2O$, $CaHPO_4$, $CaHPO_4 \cdot 2H_2O$, $Ca_5(OH)(PO_4)_3$ 이다.

활성조류공법에서 인의 화학적 침전은 전체 제거효율에 가장 큰 영향을 미칠 수 있는 기작이며 이러한 인의 침전현상은 반응조내의 pH를 9.0 이상으로 유지하여야 한다 (McGriff *et al.*, 1972; Goldmann *et al.*, 1975; Magram, 1992; Maiti *et al.*, 1998; Micheael *et al.*, 1979; Humenik *et al.*, 1979; Hans *et al.*, 1997).

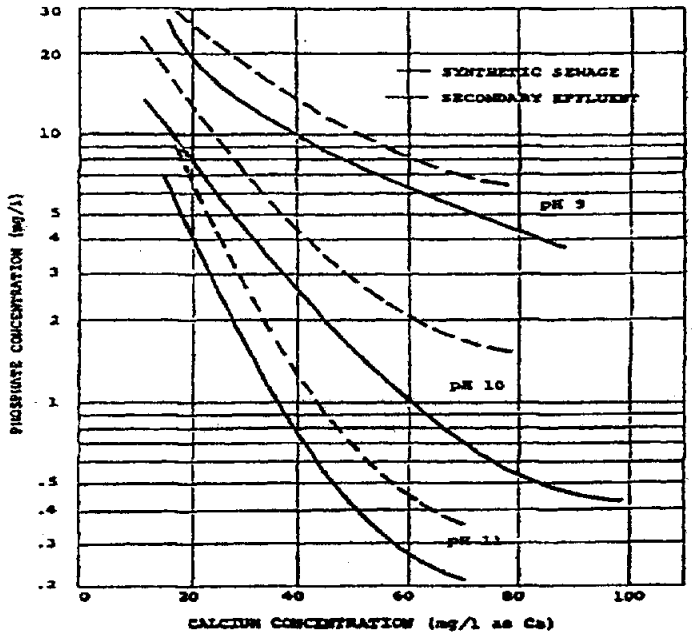

Fig. 2.5 Influence of pH and Calcium concentration on the Orthophosphate Solubility (Kim, 1999).

(3) 인의 방출-과잉섭취 기작

폐수 내에 인의 형태를 살펴보면 크게 유기성인, 정인산 그리고 다중인산 등으로 구분할 수가 있다. 여기서 정인산은 $H_2PO_4^-$, HPO_4^{2-}, PO_4^{3-} 등의 형태를 지니고 있으며, 다중인산도 가수분해 단계를 거쳐 정인산으로 바뀌게 된다.

인의 제거는 혐기와 호기상태를 거치면서 미생물이 과잉의 인을 축적하게 한 다음 슬러지를 시스템내에서 제거함으로써 폐수중의 인을 제거할 수 있다. 혐기와 호기 상태에서 인과 유기물의 농도분포를 살펴보면 Fig. 2.6 에 표시된 바와 같다.

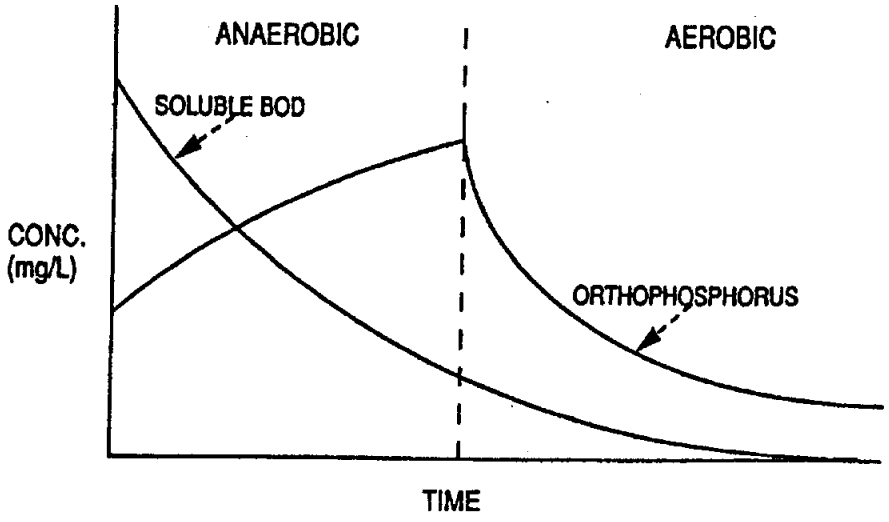

Fig. 2.6 Basic concept of biological phosphorus removal.

활성슬러지 중의 인 함유량은 보통 MLSS에 대하여 2.0~2.5%에 해당하지만 혐기와 호기상태를 거친 미생물 중의 인 함유량은 이 보다 높은 5~6%까지 증가하게 된다.

이와 같이 미생물에 의한 과잉의 인 섭취현상에 대한 설명은 크게 두 가지 형태로 설명되고 있다. 먼저 화학설로서 하수 중에 포함되어 있는 Ca^{2+}가 PO_4^{3-}와 반응하여 난용해성 $Ca(PO_4)_3OH$가 형성된다는 설이다(Ferguson *et al.*, 1973).

인의 흡수 및 방출에 관여하는 이온은 Ca^{2+}가 아닌 Mg^{2+}, K'이고, 인의 흡수가 호흡방해물질을 첨가할 경우 정지하는 것 등의 이유를 들어 화학설을 부정하고 있다. 반면에 생물설에 의하면 인의 제거는 혐기 및 호기공정에서 인의 방출과 섭취 현상을 이용하는 것이 효과적이다(Baughton *et al.*, 1971).

인의 과잉섭취 및 축적에 관여하는 미생물로서 *Acinetobacter calcoaceticus*가 잘 알려져 있으며, 많은 종류의 세균이 상호작용하는 것으로 보기도 하였다. 생물학적 인 제거능력은 인 축적미생물(phosphorus accumulating organism : PAOs)과 같은 미생물군의 활성도에의해 크게 좌우되며, 이러한 미생물들은 호기성 또는 무산소상태에서 인을 흡수하여 다중 인산염으로 체내에 축적하고 다음에는 혐기성 상태에서 미생물들이 저분자 유기물을 이용하여 인을 방출하게 된다. 혐기와 호기상태에서 Wentzel 등(1991)이 제시한 인의 거동에 대하여 Fig. 2.7 과 2.8.에 수록하였다.

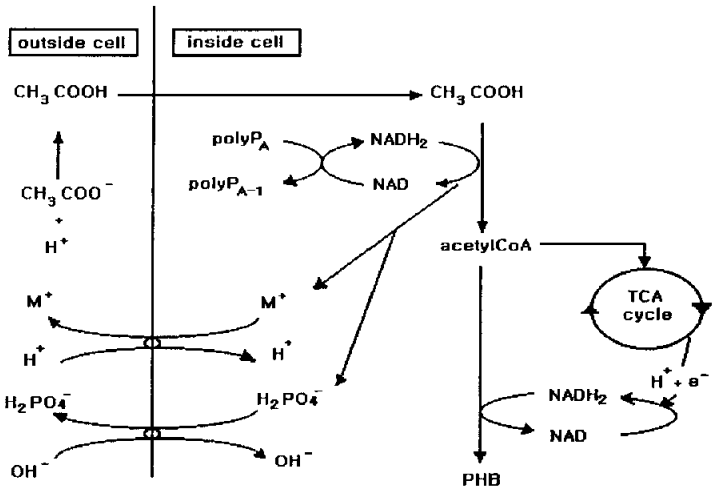

Fig. 2.7 Phosphorus release under anaerobic conditions(Wentzel et al. 1991).

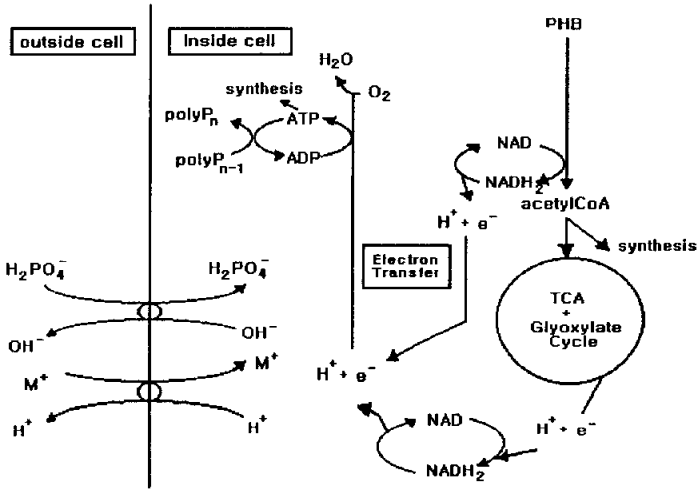

Fig. 2.8 Phosphorus uptake under aerobic conditions(Wentzel et al. 1991).

2.2. 생물학적 폐수처리공법의 수학적 해석 및 모델

2.2.1. 활성조류의 수학적 모델

활성조류공법의 반응특성 및 운전인자에 관한 특성을 이해하기 위해서는 모델의 활용은 필요하다. 활성슬러지공법에 널리 쓰이고 있는 McKinney공식에 조류의 인자들을 첨가하여 수학적으로 해석하고자 하였다(Magram, 1992). 활성조류공법에서 수학적 모델인자는 크게 박테리아와 조류의 항으로 분류된다. 반응은 안정상태로 가정한다.

(1) 박테리아

유기물질의 물질수지식은 식 (2.12)과 같이 나타낼 수 있다. .

$$V\frac{dF}{dt} = QF_i - QF - KmFV \qquad (2.12)$$

평형상태($\frac{dF}{dt} = 0$)에서 F에 대해서 다시 정리하면, 식 (2.13)와 같이 나타낼 수 있다.

$$F = \frac{F_i}{1 + Kmt} \qquad (2.13)$$

여기서, V : 시스템 부피, L　　Q : 유량, L/d

F_i : 유입수의 BCOD, mg/L　　F : 유출수의 BCOD, mg/L

Km : 박테리아에 의한 유기물분해속도, day^{-1}

t : 수리학적 체류시간(HRT=V/Q), d

박테리아의 성장률은 식 (2.14)와 같은 미분방정식으로 나타낼 수 있다.

$$\frac{dM_B}{dt} = Y\frac{dF}{dt} \qquad (2.14)$$

여기서, $\frac{dM_B}{dt}$: 단위부피장 박테리아 성장률, $\frac{dF}{dt}$: 단위부피당 기질 이용률

Y : 성장계수

박테리아는 호흡에 의해 분해도 한다. 박테리아의 내생호흡은 살아있는 박테리아와 호기성 대사시간의 직접적인 함수로 나타낼 수 있으며, 활성조류공법에서 호기성 대사시간은 조류가 빛을 이용할 수 있는 시간과 관계가 있다(Magram, 1992).

$$(\frac{dMa_B}{dt})_e = Ke_B Ma_B t_a \qquad (2.15)$$

여기서, Ke_B : 내생호흡율, (산화된 분해가능한 박테리아 량 (mg/L)/남아있는 분해가능한 박테리아 량(mg/L)/day)

Ma_B : 활성 박테리아 량, mgVSS/L

t_a : 수리학적 체류시간 중 호기성 대사시간의 분율

시스템내에서 박테리아의 물질수지식은 식 (2.16)로 나타날 수 있다.

$$V\frac{dMa_B}{dt} = YKmFV - Q_w Ma_B - (Q - Q_w)Ma_{Beff} - Ke_B Ma_B V t_a \qquad (2.16)$$

여기서, Q_w : 슬러지 폐기량, L/d

Ma_{Beff} : 유출수로 손실된 활성 박테리아 량, mgVSS/L

평형상태에서, 고형물질 체류시간은 다음과 같이 정의된다.

$$t_s = \frac{Ma_B V}{Q_w Ma_B + (Q - Q_w)Ma_{Beff}} \qquad (2.17)$$

따라서, 식 (2.16)은 식 (2.18)으로 다시 나타낼 수 있다.

$$Ma_B = \frac{YKmFVt_s}{V + Ke_B t_s Vt_a} \tag{2.18}$$

식 (2.18)은 식 (2.12)에 대입하여 식 (2.19)로 정리할 수 있다.

$$Ma_B = \frac{Y(F_i - F)(t_s/t)}{1 + Ke_B t_s t_a} \tag{2.19}$$

활성슬러지 시스템과 유사하게, 생물분해불가능한 박테리아의 찌거기는 내생호흡율과 같은 속도로 축적된다. 따라서, 불활성 내생호흡 박테리아에 대한 물질수지는 식 (2.20)과 같이 쓸 수 있다.

$$V\frac{dMe_B}{dt} = (1 - f_{dB})Ke_B Me_B Vt_a - Q_w Me_B - (Q - Q_w)Me_{Beff} \tag{2.20}$$

여기서, Me_B : 분해불가능한 박테리아의 농도, mgVSS/L

f_{dB} : 박테리아양 중 생물분해가능한 부분의 분율, mg

평형상태에서, Me_B에 대해 다시 쓰면 식 (2.21)과 같이 정리된다.

$$Me_B = (1 - f_{dB})Ke_B Ma_B t_s t_a \tag{2.21}$$

(2) 조류

조류 성장 동력학은 박테리아의 것과 1개의 중요한 차이점 외에는 유사하다. 박테리아성 대사작용의 에너지원은 수용성 배지의 일부인데 반해, 조류 성장은 공급되는 배지와 별개로 태양에너지가 에너지원이 된다.

활성조류공법에서 부유성 고형물은 탁도의 역할을 하며 빛을 흡수하고 조류의 성장을 저해한다. 따라서, 조류의 성장은 다음과 같이 나타낼 수 있다.

$$\frac{dMa_A}{dt} = KsMa_A \qquad (2.22)$$

$$Ks = a' - b'(MLSS) \qquad (2.23)$$

여기서, $\frac{dMa_A}{dt}$: 조류의 성장률, mg/L/d

Ks : 조류 성장 계수, day^{-1}

Ma_A : 활성조류의 농도, mgVSS/L

a′ & b′ : 상수

완전혼합 생물반응조에서, 조류의 내생호흡률은 식 (2.24)과 같이 나타낼 수 있다.

$$(\frac{dMa_A}{dt})_e = Ke_AMa_At_a \qquad (2.24)$$

여기서, $(\frac{dMa_A}{dt})$: 내생호흡률, mg/L/d

Ke_A : 조류의 내생호흡계수, day^{-1}

Ma_A : 활성조류량, mgVSS/L

조류량에 대한 물질수지는 식 (2.25)과 같이 나타낼 수 있다.

$$V\frac{dMa_A}{dt} = MaxM_A - Q_w Ma_A - (Q - Q_w)Ma_{Aeff} - Ke_A Ma_A Vt_a \qquad (2.25)$$

여기서, $MaxM_A$: 조류의 최대성장률, mg/day

Ma_{Aeff} : 유출수의 활성조류량, mg/L

Ma_A에 대하여 풀면, 식 (2.26)과 같다.

$$Ma_A = \frac{MaxM_A(t_s/V)}{1 + Ke_A t_s t_a} \qquad (2.26)$$

박테리아와 유사하게, 분해불가능한 조류의 잔류물이 내생호흡률과 같은 속도로 축적된다고 가정하고 수학적으로 나타내면 식 (2.27)과 같다.

$$V(\frac{dMe_A}{dt}) = (1 - f_{dA})Ke_A Ma_A Vt_a - Q_w Me_A - (Q - Q_w)Me_{Aeff} \qquad (2.27)$$

여기서, Me_A : 분해불가능한 조류의 농도, mgVSS/L

f_{dA} : 분해가능한 조류의 분율, mg 분해가능한 조류량/mg 조류량

평형상태에서, Me_A에 대해서 정리하여 재배열하면, 식 (2.28)와 같다.

$$Me_A = (1 - f_{dA})Ke_A Ma_A t_s t_a \qquad (2.28)$$

MLSS는 휘발성 고형물과 비휘발성 고형물로 구성된다. 지금까지는 단지 휘발성 부분에 대해서만 모델링 되어왔다. 비휘발성 고형물 또는 불활성 무기성 고형물(Mii)는 유입, 미생물 성장 그리고 플럭속으로 무기염의 침전에 의해 시스템내에 축적된다. 비휘발성 고형물은 유출과 슬러지 폐기로 제거된다. 따라서, 비휘발성 고형물의 물질수지

는 식 (2.29)와 같다.

$$V(\frac{dMii}{dt}) = QMii_{inf} + r1_{Mii}V + r2_{Mii}V - Q_wMii - (Q - Q_w)Mii_{eff} \quad (2.29)$$

여기서, Mii_{inf} : 불활성의 유입농도, mgNVSS/L

r1Mii : 미생물의 성장에 의해 Mii의 생산속도, mgNVSS/L/day

r2Mii : 무기염의 침전에 의한 Mii의 생산속도, mgNVSS/L/day

활성조류공법의 MLSS는 아래의 기본적인 구성성분으로 구성되어 있다. 살아있는 미생물량, 죽은 미생물 즉, 분해될 미생물량, 분해 불가능한 유기물량 그리고 박테리아와 조류의 무기성분량. 불활성 량의 축적은 시스템내에 유입된 불활성 고형물의 포획과 대사작용으로 무기성 최종산물의 생성의 결과이다.

따라서, 총 MLSS 농도는 살아있는 것, 내생호흡 그리고 주어진 슬러지 일령에서 축적된 분해 불가능한 부분을 모두 합하여 계산된다.

$$M_T = Ma_B + Me_B + Ma_A + Me_A + M_{Ti} \quad (2.30)$$

$$M_{Ti} = Mi + Mii \quad (2.31)$$

$$Mi = Inf\,Mi\,(t_s/t) \quad (2.32)$$

$$Mii = Inf\,Mii\,(t_s/t) + f_{ii}(Ma_B + Me_B + Ma_A + Me_A) + Mii_{cp} \quad (2.33)$$

여기서, M_{Ti} : 총 불활성 량, mgNVSS/L

Mi : MLSS에서 유기성 불활성 량, mgVSS/L

Inf M_i (f_i): 유기성 불활성의 유입량, mgVSS/L

M_{ii} : MLSS에서 무기성 불활성 량, mgNVSS/L

Inf M_{ii} : 무기성 불활성 유입량, mgNVSS/L

f_i : 유입 VSS 중 분해불가능한 부분, mg 유입 불활성 VSS/mg 유입 VSS

f_{ii} : 미생물 중 무기성 불활성 부분, mg 미생물중 무기성 inert/ mg 미생물량

Mii_{cp} : 무기성 염의 침전에 의한 불활성, mgNVSS/L

(3) 암모니아성 질소의 물질수지

폐수내에 존재하는 질소는 유기성 질소와 암모니아성 질소가 대부분이다. 암모니아성 질소는 박테리아와 조류 모두에 의해 질소원으로 직접 이용될 수 있다. 암모니아성 질소는 새로운 세포 합성에 일부 이용되고 조건이 맞으면 질산성 질소로 일부 전환된다. 또한 암모니아성 질소는 반응조에서 pH와 수온, 암모니아성 질소의 농도 그리고 혼합조건에 따라 휘발에 의해 제거될 수 있다. 따라서 암모니아성 질소의 물질수지식은 식 (2.34)과 같이 나타낼 수 있다.

$$V(\frac{dNH_3}{dt}) = QNH_{4inf}^{+} - QNH_{4eff}^{+} - r1_{am}V - r2_{am}V - r3_{am}V \qquad (2.34)$$

여기서, $NH_4^+{}_{inf}$: 유입 암모니아성 질소농도, mg/L

$NH_4^+{}_{eff}$: 유출 암모니아성 질소농도, mg/L

$r1_{am}$: 조류와 박테리아의 섭취율, mg/L/d

$r2_{am}$: 질산화율, mg/L/d

$r3_{am}$: 암모니아성 질소의 휘발율, mg/L/d

(4) 질산성 질소의 물질수지

질산성 질소는 유입과 질산화에 의해 축적되고 탈질과 유출에 의해 제거된다. 따라서, 질산성 질소의 물질수지식은 식 (2.35)과 같다.

$$V(\frac{dNO_3^-}{dt}) = QNO_{3inf}^{-} - QNO_{3eff}^{-} + r1_{na}V - r2_{na}V \qquad (2.35)$$

여기서, $NO_3^-{}_{inf}$: 유입 질산성 질소농도, mg/L

$NO_3^-{}_{eff}$: 유출 질산성 질소농도, mg/L

$r1_{na}$: 질산화에 의한 생성율, mg/L/d

$r2_{na}$: 탈질에 의한 제거율, mg/L/d

(5) 인의 물질수지

인은 조류와 박테리아의 성장을 위한 필수 영양원소 중 하나이다. 조류와 박테리아가 취하는 중요한 인의 형태는 PO_4^{3-}, HPO_4^{2-}, $H_2PO_4^-$이다. 활성조류시스템에서 인의 제거는 일반적으로 조류와 박테리아의 섭취와 높은 pH에서 인의 침전의 결과이다. 따라서, 무기성 인의 물질수지식은 식 (2.36)와 같다.

$$V(\frac{dP}{dt}) = QP_{inf} - QP_{eff} - r1_P V - r2_P V \qquad (2.36)$$

여기서, P_{inf} : 무기성 인의 유입농도, mg/L

P_{out} : 무기성 인의 유출농도, mg/L

$r1_P$: 동화에 의한 무기성 인의 제거율, mg/L/d

$r2_P$: 침전에 의한 무기성 인의 제거율, mg/L/d

(6) 산소의 물질수지

활성조류공법에서 총산소요구량은 폐수로부터 유입되는 유기물의 생물학적 산화와 생물량의 내생호흡에 의한 소모량과 관계있다. 활성조류공법에서 산소요구량은 식 (2.37)으로 계산된다.

$$V(\frac{dO_2}{dt})_{demand} = aQ(F_i - F) + b_B f_{dB} Ke_B Ma_B V t_a + b_A f_{dA} Ke_A Ma_A V t_a \qquad (2.37)$$

여기서, $(\frac{dO_2}{dt})_{demand}$: 산소요구량, $mgO_2/L/d$

a : 기질의 산화를 위해 필요한 산소량, mgO_2/mg Substrate removed

b_B : 박테리아의 내생호흡에 필요한 산소량, mgO_2/mg bacteria oxidized

b_A : 조류의 내생호흡에 필요한 산소량, mgO_2/mg algae oxidized

질산화 박테리아의 성장과 암모니아성 질소의 아질산성 질소와 질산성 질소로의 산화를 위한 조건이 존재할 때, 폐수의 총산소요구량 중 다량의 산소량이 이용될 것이다. 질산화를 위한 산소량은 화학양론식에 의해 구할 수 있다.

$$NH_4^+ + \frac{3}{2}O_2 \xrightarrow{Nitrosomonas} NO_2^- + 2H^+ + energy \qquad (2.38)$$

$$NO_2^- + \frac{1}{2}O_2 \xrightarrow{Nitrobacter} NO_3^- + energy \qquad (2.39)$$

질산화 박테리아에 의해 변형된 질소의 95%는 에너지로 이용되고 나머지 5%정도만 세포의 질소원으로 동화된다. 4.35g의 산소는 암모니아를 질산성 질소로 산화하는데 쓰이고 3.23g의 산소는 암모니아성질소를 아질산성 질소로 산화시키는데 쓰인다. 이 값으로부터 질산화 박테리아에 의해 암모니아성 질소를 산화시키는데 소모되는 산소량을 계산할 수 있다.

$$V(\frac{dO_2}{dt})_{nitrification} = 4.35Q(NO_{3eff}^- - NO_{3inf}^-) + 3.23Q(NO_{2eff}^- - NO_{2inf}^-) \qquad (2.40)$$

따라서, 총 산소요구량은 유기물의 산화, 미생물의 내생호흡, 암모니아성 질소의 질산화에 필요한 산소량의 합이다.

활성조류공법에서 산소는 광합성 능력과 표면재폭기에 의해 생성된다. 광합성에 의한 산소생산은 조류의 성장률과 관계있다. 생물반응조에서 조류의 총 생산율은 총조류량, 활성 그리고 내생호흡단계의 조류량, 시스템에서 제거되는 조류량으로부터 계산될 수 있다. 조류에 의한 산소 생산율은 식 (2.41)로 계산할 수 있다.

$$V(\frac{dO_2}{dt})_{production} = Y_{O_2}(\frac{dM_A}{dt})V \qquad (2.41)$$

여기서,

$(\frac{dO_2}{dt})_{production}$: 조류에 의한 산소 발생량, mg O_2/L/d

Y_{O2} : 조류가 생성될 때 발생되는 산소량, mg O_2/mg algae

$(\frac{dM_A}{dt})$: 조류의 생산율, mg algae/L/d

표면폭기는 다량의 산소를 공급할 수 있으며 이는 수중의 산소량에 달려있다.

$$V(\frac{dO_2}{dt})_{surface} = K_L a(C_S - C)V \qquad (2.42)$$

여기서,

K_La : 재폭기 계수, d^{-1}

C_s : 주어진 온도에서 산소의 포화농도, mg/L

C : 실제 산소의 농도, mg/L

(7) 이산화탄소의 물질수지

이산화탄소는 활성조류공법에서 매우 중요한 물질이다. 이산화탄소는 유입수의 탄산알칼리도, 유기물의 산화, 그리고 미생물의 내생호흡에 의해 제공되고 조류의 성장을 통하여 제거된다. 따라서, 물질수지식은 식 (2.43)와 같다.

$$V(\frac{dCO_2}{dt}) = QCO_{2inf} - QCO_{2eff} + r_{1CO_2}V + r_{2CO_2}V + r_{3CO_2}V - r_{4CO_2}V \qquad (2.43)$$

여기서, CO_{2inf} : 유입수의 free CO2농도, mg/L

CO_{2eff} : 유출수의 이산화탄소농도, mg/L

r_{1CO2} : 알칼리도로부터 생성되는 이산화탄소의 생성률, mg/L/d

r_{2CO2} : 유기물의 산화에 의해 생성되는 이산화탄소의 생성률, mg/L/d

r_{3CO2} : 조류와 박테리아의 내생호흡에 의해 생성된 이산화탄소의 생성률, mg/L/d

r_{4CO2} : 조류의 광합성에 의해 이용되는 이산화탄소의 감소율, mg/L/d

Free CO_2의 양은 식 (2.44)에 의해 계산되어질 수 있다.

$$Free\,CO_2 = \frac{Alk. \times H^2}{k_1 (H + 2k_2)} \qquad (2.44)$$

여기서, Alk. : 알칼리도, mg/L, H : 수소이온의 활성, 10^{-pH}

k_1 : 탄산의 첫번째 해리상수 k_2 : 탄산의 두번째 해리상수

조류는 유입수의 이산화탄소가 없어지면, 탄산 알칼리도(CO_3^{2-})가 주종이 될 때까지 중탄산 알칼리도(HCO_3^-)에서 이산화탄소를 얻는다. 탄산알칼리도가 주종이 되면 pH가 너무높아 일반적인 대사작용을 할 수 없기 때문이다.

일반적인 하수의 유기물의 대사작용은 87%의 탄소산화, 13%의 수소산화로 나타난다. 반면 조류와 박테리아의 내생호흡은 100% 탄소산화이다.

(8) 알칼리도의 물질수지

알칼리도는 조류의 성장을 위한 이산화탄소를 계속 공급할 수 있기 때문에 활성조류 공법에서 중요하다.

알칼리도의 물질수지는 식 (2.45)과 같이 나타낼 수 있다.

$$V(\frac{dAlk.}{dt}) = QAlk._{inf} - QAlk._{eff} - r_{1Alk.}V - r_{2Alk.}V - r_{3Alk.}V - r_{4Alk.}V \qquad (2.45)$$

여기서, $Alk._{inf}$: 유입수의 알카릴도, mg/L

$Alk._{eff}$: 유출수의 알칼리도, mg/L

$r_{1Alk.}$: 질소대사로 인해 변하는 알칼리도의 반응률, mg/L/d

$r_{2Alk.}$: 질산화로 인해 변하는 알칼리도의 반응률, mg/L/d

$r_{3Alk.}$: 인제거로 인해 변하는 알칼리도의 반응률, mg/L/d

$r_{4Alk.}$: 질소의 탈기로 인해 변하는 알칼리도의 반응률, mg/L/d

(9) McKinney 공식에 이용된 계수들의 값

수학적 접근법에서 중요한 것은 공식에 이용되는 계수들을 정의하고 평가하는 것이다. 이들 parameter 들은 일부의 상수와 일부의 변수들로 구성되어 있다. Table 2.1에는 Magram(1992)에 의해 이용된 parameters 을 나타내었다.

Table 2.1 The parameters and values were used by Magram(1992)

Parameter	Definition	Value
km	Organic Substrate Removal Coefficient	15/hr at 20℃
k1	Metabolic constant for a pure carbohydrate	0.33
Ke_B	Endogenous Respiration Rate Coefficient of Bacteria	0.05/hr at 30℃
Ke_A	Endogenous Respiration Rate Coefficient of Algae	0.012/hr at 32℃
b_B	The Oxygen Equivalent Coefficient of Bacteria	1.42
b_A	The Oxygen Equivalent Coefficient of Algae	1.6
Y	The Bacterial Growth Yield Coefficient	0.48
f_i	The fraction of the inert volatile suspended solids	0.35
f_{dB}	The Biodegradale organic fraction of Bacteria	0.8
f_{dA}	The Biodegradale organic fraction of Algae	0.8
Y_{O2}	The Oxygen Yield of Algal Cells	1.6

2.2.2. 활성슬러지 모델

(1) ASIM 1 모델

1987년 국제수질보전학회(IAWQ ; international association on water quality)의 생물학적 폐수처리시설 설계운전을 위한 수학적 모델링의 연구수행 그룹은 활성슬러지 공정의 해석과 예측을 위한 국제 통용 모델인 ASM No.1(Activated Sludge Model No.1)을 소개하였는데, 이를 통해 1차 처리된 하수에 대한 질산화 탈질공정의 거동예측이 가능하였다. ASM No.1의 특성은 모든 반응 양론과 반응속도에 관한 정보를 행렬(Matrix)로 표시하고 있다는 것이며, 읽고 이해하기 쉬운 형식으로 정보의 상호교환을 가능하게 하고 보다 체계적으로 공정에 대한 정보를 정리하여 컴퓨터를 이용한 계산이 용이하도록 하였다.
여기서는 용해성분(S ?)과 입자성분(X ?)으로 크게 분류하였으며, 세부적인 항목으로 쉽게 분해되는 물질과 천천히 분해되는 물질 및 분해가 어려운 물질로 구분하였다.

(2) ASIM 2, 2d 모델

ASM No.1 을 수정한 모델로 가수분해 공정이외에 혐기성 조건이 생물학적 인제거 시스템의 필수부분이기 때문에 혐기성 가수분해가 도입되고 있으며, 또한 화학적 처리로 인한 인의 제거과정에 관한 언급, 종속영양 미생물군은 호기성 및 탈질조건에서 성장한다고 가정하였으며, ASM No.1 에서의 S_S가 S_A와 S_F의 합으로 분리되었다.
혐기성 조건하에서 종속영양 미생물은 S_F를 S_A로 변화시킬 수 있으며, 분해는 종속영양 미생물군의 생체량 감소공정 즉 포식, 존속, 내생호흡 및 세포분해등이 포함된다.
ASM No.2 에서는 ASM No.1 에 비해 가장 두드러지게 변화된 것이 X_{PAO}가 무산소 조건에서 다중인산을 저장하고 성장할 수 있다는 가정을 포함시킨 것이다.

ASM 2d는 ASM 2에서 PAO가 탈질을 위한 미생물 세포내 유기 저장 물질을 이용할 수 있다는 현상을 표현하고자 2가지의 공정이 추가되었다(Anoxic growth on S_A and S_F). ASM 2에서 PAO는 호기조건에서만 유일하게 성장 가능하다고 하였으나 ASM

2d에서는 denitrifying PAO가 포함되어 무산소조건에서도 성장가능한 PAO의 존재를 표현하였다.

(3) ASIM 3 모델

ASM 3은 과거 10년간의 ASM 1의 적용에서 드러난 결점을 보완하기 위하여 장래 모델 시뮬레이션을 위한 새로운 기준을 설정하였다. ASM 2와 ASM 2d에서 언급되었던 생물학적 인 제거와 화학적 침전 및 사상성 미생물의 성장이나 pH의 계산 등은 쉽게 추가될 수 있도록 하였다.

제 3 장 활성조류를 이용한 SBR공법의 운전인자 평가

3.1. 서론

활성조류를 이용한 SBR공법은 조류와 박테리아의 세포합성 및 부수적인 기작에 의해 하·폐수 중에 있는 유기물과 영양염류를 처리하는 공법으로 반응조내의 미생물의 총량, 조류와 박테리아의 비율, 고형물질 체류시간, Ca^{2+}이온 같은 금속이온의 존재, 유입수의 부하 등 여러 가지 운전인자들이 그 처리특성에 영향을 미칠 수 있다.

조류는 독립영양, 광 영양계 미생물로 광합성을 통하여 산소를 발생시키며 이 산소는 반응조내 호기성 박테리아의 활성을 위해 필요한 산소의 중요한 공급원이 된다. 따라서 빛의 이용률은 활성조류 공법의 성공에 중요한 열쇠가 된다. 일반적으로 빛의 이용률은 빛의 투과도에 영향을 받게 되고 빛의 투과도는 반응조내 미생물의 농도와 밀접한 관계가 있다. 미생물의 농도가 낮으면 빛의 투과도 및 이용률은 높아지나 미생물에 의한 하·폐수의 처리효율은 낮아지게 될 것이고 농도가 높으면 빛의 투과율이 줄어들게 되어 광합성을 통한 산소의 발생에 제한을 받게 되어 반응조의 혐기화 및 처리효율의 저조로 나타날 수 있다. 따라서, 적절한 미생물농도의 유지가 필요하다.

미생물의 농도와 더불어 미생물내의 조류와 박테리아의 비율 또한 활성조류공법의 성공에 중요한 열쇠가 될 수 있다. 조류의 농도가 높으면 광합성이 활발하게 진행되어 산소발생량을 높일 수 있으나 상대적으로 낮은 호기성 박테리아의 농도로 유기물의 산화에 의한 이산화탄소의 생성이 줄어들게 되어 광합성을 위해 필요한 탄소원이 부족하게 되어 결국에는 광합성 효율을 줄이게 된다. 또한, 호기성 박테리아의 농도가 높게 되면 유기물의 산화에 의한 이산화탄소의 발생량은 높일 수 있으나 적은 조류의 농도에 의해 광합성에 의한 산소발생량이 작게 되어 시스템을 혐기화시키게 되고 결국에는 호기성 박테리아의 활성을 떨어뜨리게 된다.

조류의 광합성 능력은 활성조류의 양과 관련지어 생각할 수 있다. 또한, 활성조류의

양은 고형물질 체류시간(Sludge retention time, SRT)에 영향을 받게 된다. 또한, 질산화박테리아의 경우에도 종속영양성 박테리아보다 성장속도가 낮아 고형물질 체류시간에 영향을 받는 것으로 알려져 있다.

유입수 중에 포함된 Ca^{2+}이온은 인과 결합하여 불용성 침전물을 형성할 수 있고 유출수 중의 인의 농도를 안정화시켜 줄 수 있어 인의 화학적 처리에 많이 쓰이고 있으며 이러한 화학적 침전은 산화지 등에서 인의 주된 제거기작이 되는 것으로 알려져 있다.

생물학적 처리시스템에서 유입수의 부하는 처리효율 등에 큰 영향을 미치는 인자 중 하나이다. 특히, 우리나라의 하수는 C/N비가 낮기 때문에 유입수의 부하 및 C/N비가 처리시스템의 국내 적용에 큰 쟁점이 될 수 있다.

지금까지의 활성조류공법의 연구는 자연환경에서의 빛 순환에 맞추어 명주기와 암주기를 적절한 시간 간격으로 주었을 때의 운전인자에 대한 연구가 진행되었다. 그러나, 24시간 연속 빛 조사하에서도 조류의 명주기와 암주기가 순차적으로 잘 진행될 수 있고 그 결과 처리효율의 증가하였다(공, 1977). 조류를 포함한 하·폐수 처리공법의 단점 중 하나가 긴 체류시간이므로 24시간 빛의 연속조사는 연구할 가치가 있다.

따라서, 본 연구에서는 낮에는 태양 빛을 이용하고 밤에는 인공조명을 이용한다는 가정하에 빛이 24시간 연속조사된 활성조류공법의 처리특성을 평가하고자 하였다. 활성조류공법에 큰 영향을 미칠 수 있는 운전인자 중 MLSS, 조류와 박테리아의 비, 고형물질 체류시간, Ca^{2+}이온의 영향, 유입수의 농도에 대한 실험을 통하여 활성조류를 이용한 SBR공법에 미치는 영향을 평가하고 모델을 개발하는데 기초자료로 제공하는 데 그 목적이 있다.

3.2. 실험장치 및 실험방법

3.2.1. 실험장치

활성조류를 이용한 SBR공법에서 MLSS, 조류/박테리아 비, 고형물질 체류시간, Ca^{2+} 이온의 첨가유무, 유입수의 농도변화에 따른 처리특성을 평가하기 위하여 이용된 실험장치는 Fig. 3.1 의 모식도와 같다.

2L유효용량의 투명 아크릴로 반응조를 제작하였으며, Jar Test기(Phipps & Bird, Model 7790-500)에 반응조를 설치하였다. 외부에 항온실을 만들어 실내의 온도를 25℃로 유지하였고 교반속도는 40rpm으로 하였다. 인공조명으로 40W 형광등을 이용하여 수표면 조도가 약 2000lux가 되도록 하여 24시간 연속조사 하였다.

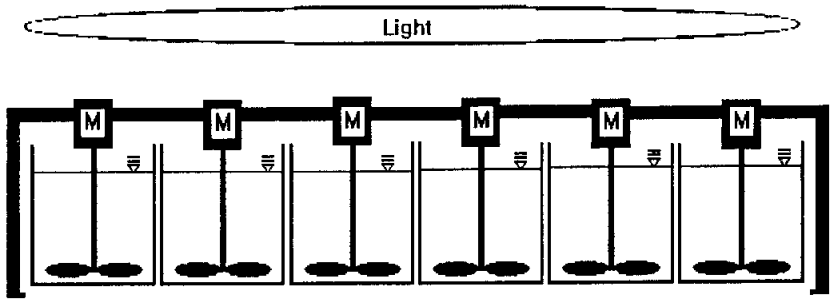

Fig. 3.1 Schematic diagram of experimental apparaus.

3.2.2. 실험방법

활성조류를 이용한 SBR공법에서 MLSS의 농도에 따른 처리특성과 조류/박테리아 비에 따른 처리특성에 대한 실험을 위해 부경대학교 부속 양어장 연못에서 서식하는 조류를 채취하여 실험실에서 24시간 농축하여 이용하였다. 이때 우점종은 *Scenedesmus* sp. 이며 녹조류가 대부분 이었다. 실험에 이용된 장치는 Fig. 3.1에 나타낸 실험장치를 이용하였다.

활성조류를 이용한 SBR공법에서 미생물의 농도에 따른 처리특성을 고찰하기 위한 실험은 연못에서 채취한 미생물을 350, 590, 990, 1450mg/L로 하였으며, 조류/박테리아 비에 따른 처리특성을 고찰하기 위한 실험에서는 박테리아는 실험실에서 1년간 생물학적 영양소 제거공정으로 운전 중인 활성슬러지를 이용하였으며 조류와 박테리아의 비율을 0.28~1.60이 되도록 하여 실험을 수행하였다.

유입수는 합성폐수로 COD_{cr} 150mg/L, NH_4^+-N 40~45mg/L, PO_4^{3-}-P 6~10mg/L, Alkalinity 300mg/L로 조제하여 주입하였다. 본 실험은 회분식 실험으로 분석을 위해 정해진 시간에 100ml씩 시료를 채취하였다. 실험종료 후의 반응조내 용량은 1.3L 이었다.

부경대학교 부속 양어장 연못에서 채취한 조류를 연속배양 실험하였을 때 *Scenedesmus* sp.를 비롯한 녹조류가 우점하다가 일정시간이 지난 후에는 사상성 조류인 *Oscillatoria* sp.가 우점하였다.

활성조류를 이용한 SBR공법에서 고형물질 체류시간에 따른 처리특성을 고찰하기 위한 실험에는 사상성 조류인 *Oscillatoria* sp.가 우점하는 조류가 이용되었다. 실험실에서 운전중인 생물학적 영양소 제거공정에서 호기조의 활성슬러지를 채취하여 초기 조류/박테리아 비를 1 : 1로 고정하였으며, 총 MLSS는 1000mg/L로 하였다. 반응조는 Fig. 3.1의 장치를 이용하였다.

수리학적 체류시간은 48시간으로 하였으며 오후 4시경 각 SRT(5일, 10일, 20일)에 맞게 슬러지를 폐기시킨 후 30분간 침전시키고 반응조에 1L의 용량만 남기고 유출시켰다. 그 후 1L의 새로운 유입수를 주입하였다.

활성조류를 이용한 SBR공법에서 Ca^{2+}의 첨가유무에 따른 처리특성을 고찰하기 위하여 $CaCl_2$를 이용하여 Ca^{2+}이온의 농도가 2000mg/L가 되도록 stock sol. 을 만들어 4℃ 냉장고에 보관하였다가 시료채취 후 유입수 주입과 함께 100mL를 주입하여 반응조내 농도가 100mg Ca^{2+}/L이 되도록 하였다. 수리학적 체류시간은 48시간으로 하였으며, 초기 MLSS 는 1000mg/L, 초기 조류/박테리아 비는 1.0으로 하였다. 고형물질 체류시간는 5, 10, 20일로 하였다. 오후 4시경 각 고형물질 체류시간(5일, 10일, 20일)에 맞게 슬러지를 폐기시킨 후 30분간 침전시키고 반응조에 1L의 용량만 남기고 유출시켰다. 그 후 1L의 새로운 유입수를 주입하였다.

고형물질 체류시간과 Ca^{2+}이온의 첨가유무에 대한 활성조류공법의 처리특성을 고찰하기 위한 실험에서 유입수는 합성폐수를 조제하여 주입하였는데 운전 9일까지는 저농도(Phase 1 : COD_{cr} 150mg/L, NH_4^+-N 20mg/L, PO_4^{3-}-P 6mg/L, Alkalinity 300mg/L)로 그 이후에는 고농도(Phase 2 : CODcr 300mg/L, NH_4^+-N 40mg/L, PO_4^{3-}-P 10mg/L, Alkalinity 600mg/L)로 주입하였다.

유입수의 농도 변화에 따른 활성조류공법의 처리특성을 고찰하기 위한 실험에서 반응조는 Fig. 3.1에 나타낸 반응조를 사용하였고 사상성 조류인 *Oscillatoria* sp.를 이용하여 초기 조류/박테리아 비를 1 : 1로 하고 MLSS를 1000mg/L로 하였다. 수리학적 체류시간은 48시간, 고형물질 체류시간는 20일로 고정한 후 유입수의 농도를 조건별로 달리하여 실험을 수행하였다.

유입수는 합성폐수로 Case1 은 COD_{cr} 300mg/L, NH_4^+-N 50mg/L, PO_4^{3-}-P 10mg/L, Alkalinity 300~600mg/L, Case2는 Case1과 같은 조건에서 NH_4^+-N 의 농도만 100mg/L로 높였으며, Case3는 COD_{cr} 600mg/L, NH_4^+-N 50mg/L, Case4는 COD_{cr} 600mg/L, NH_4^+-N 100mg/L로 구별하여 조제하고 PO_4^{3-}-P는 10mg/L, Alkalinity 30

0~600mg/L으로 조제하여 주입하였다.

Fig. 3.2와 3.3에는 실험에 이용된 조류를 ×400의 배율로 현미경 촬영한 것을 나타내었다. Fig. 3.2의 사진에서 붉은색의 원으로 표시한 조류의 종이 *Scenedesmus* sp.이다.

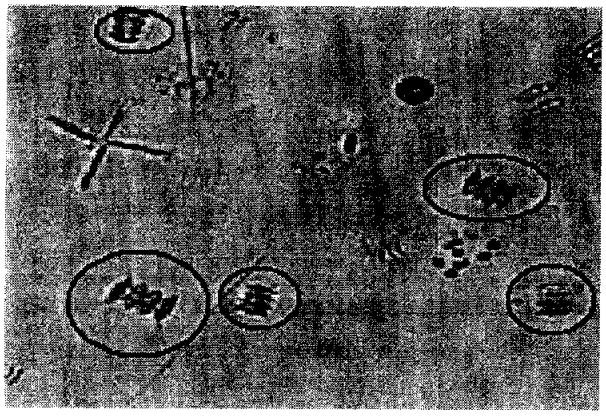

Fig. 3.2. Microscope photograph of *Scenedesmus* sp. (×400).

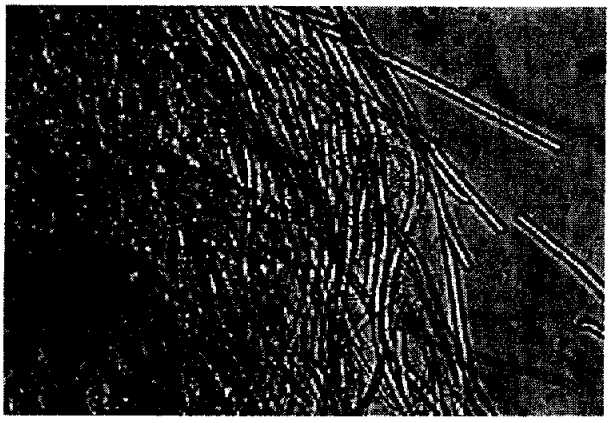

Fig. 3.3 Microscope photogrape of *Oscillatoria* sp. (×400).

MLSS농도의 영향과 조류/박테리아 비에 따른 처리특성을 고찰한 실험은 회분식 모드로 실험을 수행하였고, 고형물질 체류시간, Ca^{2+} 이온의 첨가유무, 유입수 농도 변화 실험에는 연속회분식 모드로 운전을 하였다. Table 3.1에는 연속회분식 모드의 운전주기를 나타내었다. 1 cycle은 24시간으로 구성되었으며, 유입은 10분이내에 빠르게 주입하였고 침전 30분과 유출 30분으로 구성되었고 그 시간을 제외한 23시간은 반응시간으로 주어졌다. 유입과 반응시간에는 40rpm으로 교반되었다. 빛은 24시간 연속 조사되었다. 시료채취를 위하여 오후 4시경 각 고형물질 체류시간에 맞게 슬러지를 폐기시킨 후 30분간 침전시키고 반응조에 1L의 용량만 남기고 유출시켰다. 그 후 1L의 새로운 유입수를 주입하였다.

Table 3.1 Time schedule during a cycle

Input	React	Settling	Output
10min	1380min	30min	30min

3.2.3. 분석방법

MLSS농도 및 조류/박테리아 비에 따른 활성조류공법의 처리효율 및 영양염류의 제거과정을 파악하기 위하여 시간별로 pH, DO, Temp.를 분석하고 시료 100mL를 채취하였다. 고형물체류시간, Ca^{2+}이온의 첨가유무, 유입수 농도변화에 따른 활성조류공법의 처리효율 실험에서는 시료채취 전 pH, DO, 온도, 빛의 세기를 분석하고 슬러지를 각 고형물체류시간에 맞게 폐기한 후 침전 30분시키고 반응조내의 잔류량이 1L가 되도록 상등수를 채취하였다. 분석은 COD_{cr}, NH_4-N, NO_2-N, NO_3-N, PO_4-P, T-N, T-P, SS, Chl-a를 Table 3.2에 나타낸 것과 같이 Standard Method (20th, 1998) 및 수질종합분석기(Integral Futura, France Alliance)를 이용하여 측정하였다.
반응조내의 생물상을 관찰하기 위하여 광학현미경(DONGWON VS-100)을 이용하였다.

Table 3.2 Analytical method and instruments

Item	Uint	Analytical method and instruments
pH	-	pH meter (Orion 290A)
DO	mg/L	DO meter (YSI 58)
Light intensity	lux	Digital Illumination meter (DX-200)
CODcr	mg/L	Potassium dichromate reflux method
NH_4^+-N	mg/L	Electrometeric method (Orion 720A)
T-N	mg/L	UV adsorption method or Integral Futura, France Alinance
T-P	mg/L	Ascorbic acid method or Integral Futura, France Alinance
T(V)SS	mg/L	Total solid dried at 103-105℃(550℃)
Chlorophyll-a	mg/m³	Trichromatic method
NO_2^--N, NO_3^--N, PO_4^{3-}-P	mg/L	Ion chromatography method (DX-100)

3.3. 결과 및 고찰

3.3.1. MLSS농도에 따른 처리특성 고찰

(1) pH, DO의 변화

MLSS별 폐수처리 효율을 고찰하기 위하여 농도를 350, 590, 990, 1450mg/L로 하여 회분식 실험을 수행하였다. pH의 변화를 Fig. 3.4 에 나타내었다. 연못 시스템에서의 pH는 조류의 광합성 작용에 의해 10이상 까지도 증가하는 것으로 알려져 있다(이, 1990). Fig. 3.4 에서도 pH가 7.7에서 9.0까지 시간에 따라 증가하는 것으로 나타났으나 9.0을 넘지 않았다. 그리고 pH에 대한 MLSS의 영향은 크게 나타나지 않았다.

반응조내에서 pH의 증가요인은 크게 조류의 광합성에 기인한 것과 미생물의 탈질작용에 의한 증가가 있으며, 감소요인으로는 조류 및 미생물의 유기물산화, 미생물의 질산화반응을 들 수 있다. 본 연구에서 COD_{cr} 및 NH_4-N의 감소가 거의 이루어진 후에는 큰 폭의 증가를 나타내고 있다. 즉, 감소요인이 사라진 후에 pH는 증가를 하였다. 그러나, 10이상의 결과를 나타내지 못한 것은 조도가 2000 lux정도로 낮았기 때문에 광차단 효과에 의한 광합성의 능력에 제한이 있었기 때문이다.

Fig. 3.5 에는 MLSS별 DO의 변화를 나타내었다. 실험초기에 MLSS의 농도가 990mg/L, 1450mg/L일 때 초기 DO는 4이하로 낮게 나타났는데 이는 MLSS를 농축하는 동안 DO의 감소가 컸던 것으로 여겨진다. 운전기간 약 3일째부터 초기 MLSS농도와 상관없이 DO가 8mg/L까지 증가하였다.

DO의 증가요인으로는 조류의 광합성에 의한 증가, 대기로부터의 흡수를 들 수 있으며, 감소요인으로는 조류와 미생물에 의한 유기물 산화, 미생물에 의한 질산화를 들 수 있다. DO는 pH와 마찬가지로 유기물의 산화와 질산화가 끝나는 시점부터 큰 폭으로 증가를 하였다. 초기 DO의 차이는 MLSS 농축과정에서 형성되었다.

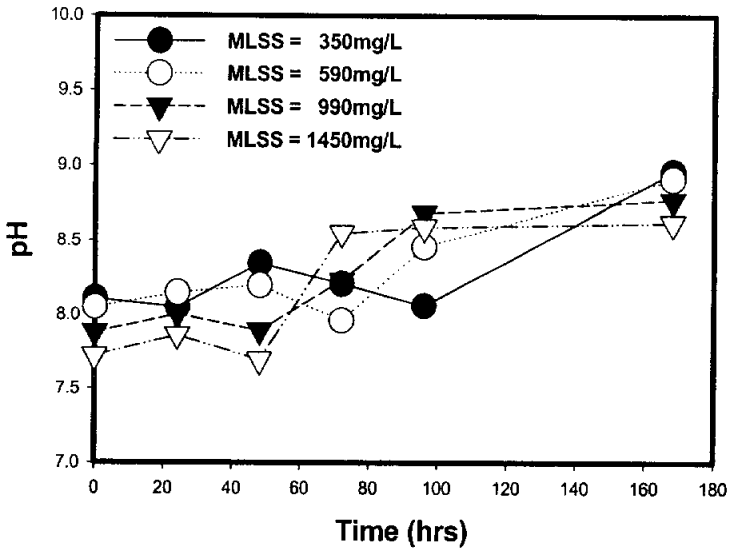

Fig. 3.4. Variations of pH at each MLSS.

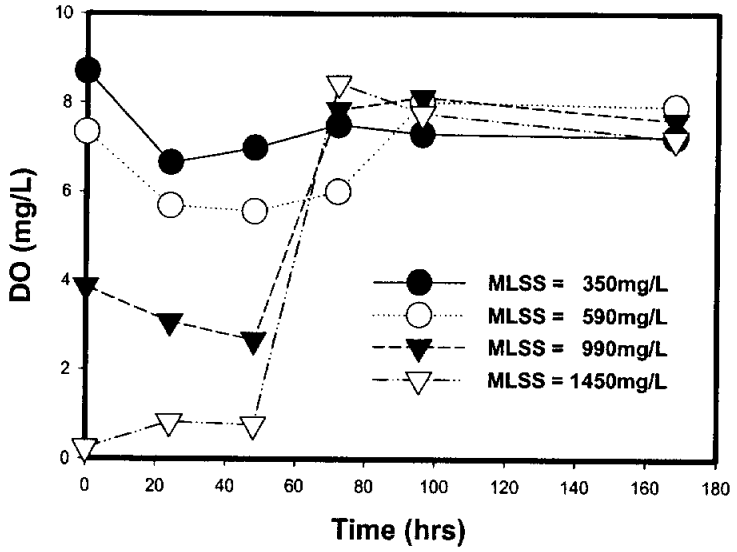

Fig. 3.5 Variations of DO at each MLSS.

(2) 유기물 제거특성

MLSS 농도별 유기물 제거효율을 고찰하기 위해 MLSS를 350, 590, 990, 1450mg/L로 하여 회분식 실험을 수행하였다. 그 결과는 Fig. 3.6 에 나타내었다.

각 조건에서 24시간내에 약 90% 정도의 제거효율을 나타내어 유출수의 수질이 30mg/L 이하로 나타났다. *Chlamydomonas humicola* 같은 조류는 빛이 있는 조건(mixotrophy)에서와 빛이 없는 조건(heterotrophy)에서 actate, glucose 같은 유기물을 탄소원으로 이용하는 것으로 알려져 있으며, *Chlorella* sp.도 유기물을 탄소원으로 이용하는 것으로 알려져 있다(Lau *et al.*, 1995). 그러나, *Scenedesmus* sp.는 유기물을 이용하지 않으며 혼합배양시 일반세균과 조류의 공생작용에 따라 조류가 생산하는 용존산소를 세균이 이용하여 유기물을 섭취하게 된다(이, 1990). 본 연구에서도 현미경 관찰결과 우점종이 *Scenedesmus* sp.이고 혼합배양이므로 반응조내에 공생하는 세균에 의한 영향인 것으로 판단하였다.

Fig. 3.7 에는 반응시간 24시간을 기준으로 했을 때의 유기물의 제거속도를 나타내었다. 유입수의 농도가 160mg/L에서 대부분의 유기물이 제거되었기 때문에 MLSS별 큰 차이는 나타나지 않았다. 다만, MLSS가 1450mg/L의 경우에는 118.5mg COD_{cr}/L/d로 350mg/L과 590mg/L에서 135.7mg COD_{cr}/L/d, 990mg/L에서 134.9mg COD_{cr}/L/d 보다 다소 낮게 나타났다. 이는 MLSS가 1450mg/L에서 빛의 이용률이 다른 조건보다 낮았음을 나타내는 것이다. SS 당 유기물질의 제거속도는 MLSS가 높을수록 0.776 kgCOD_{cr}/kgSS/d에서 0.163 kgCOD_{cr}/kgSS/d까지 제거속도가 낮은 것으로 나타났다. 이러한 결과는 수리학적 체류시간의 증가와 MLSS의 증가로 F/M 비가 낮아지기 때문이다.

본 실험의 결과는 Magram (1992)이 글루코스를 이용해서 75mg COD_{cr}/L/d, 0.059 kgCOD_{cr}/kgSS/d의 제거속도를 얻은 것과 공 (1997)의 호기성 고율안정화지의 실험에서 얻은 0.052 kgCOD_{cr}/kgSS/d[chl-a(㎎/㎥)×0.181=SS(㎎/L)로 환산]의 제거속도 보다 높은 결과이며, 김 등(2000)은 저농도의 유기물에서는 제거효과를 기대할 수 없었

고 오히려 증식된 조류의 사멸, 분해에 의해 유출수의 농도가 증가하는 경향도 있었다고 보고한 것과 비교할 때 유기물 제거에 효과적인 것으로 나타났다.

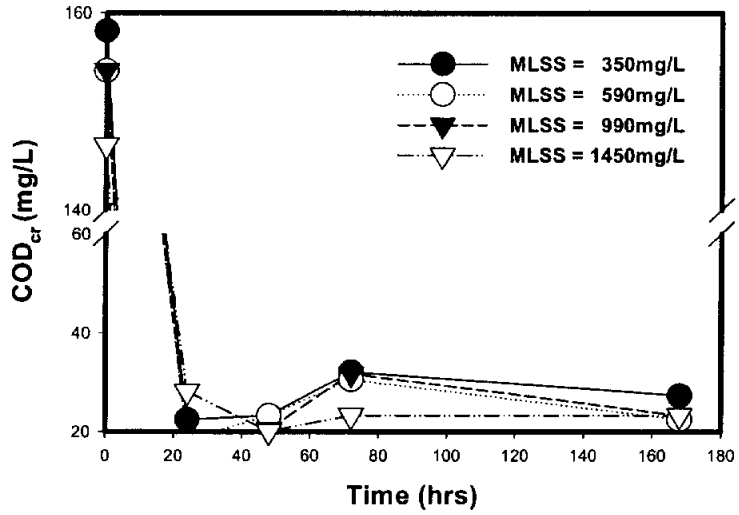

Fig. 3.6 Variations of COD_{cr} at each MLSS.

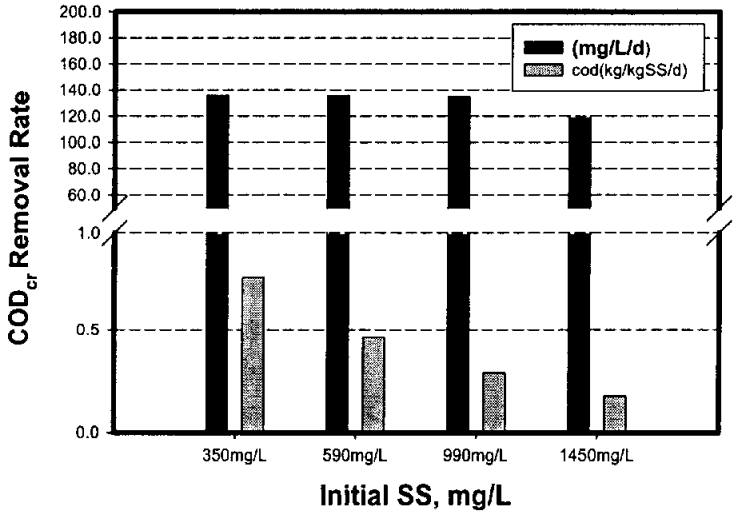

Fig. 3.7 The removal rate of COD_{cr} during 24 hours at each MLSS.

(3) 질소의 제거특성

MLSS농도에 따른 NH_4-N의 제거특성을 Fig. 3.8 에 나타내었다. 조류는 새로운 세포의 합성을 위한 질소원으로 NH_4-N을 흡수하므로 폐수내에서 제거할 수 있으며, 조류의 광합성에 기인한 pH의 증가는 암모니아 스트리핑 기작을 통하여 NH_4-N을 NH_3(g)로 전환시켜 대기중으로 방출할 수 있다. 그리고, 질산화 미생물은 NH_4-N를 NO_3-N으로 산화시키고 탈질미생물에 의해 N_2(g)로 전환되어 대기중으로 방출될 수 있다.

본 실험의 결과는 MLSS의 농도가 높을수록 NH_4-N는 빠르게 제거되었으며, 유입수의 NH_4-N의 농도가 약 50mg/L일때, MLSS 990mg/L 이상에서는 반응 72시간 후에 100% 제거 효율을 나타내었다. MLSS 590mg/L 이하에서는 암모니아의 효과적인 제거는 보다 긴 체류시간이 필요한 것으로 나타났다. 이러한 결과는 이희자(1999)의 연구결과 10일만에 90.2%의 제거효율을 얻은 것과 Lau 등(1995)의 8일 후 90%의 제거효율을 얻은 것보다 빠른 제거속도를 나타내었다.

Fig. 3.9 에 나타내었듯이 용적별 NH_4-N의 제거속도는 MLSS의 농도가 증가할수록 빠른 것으로 나타나 MLSS 350mg/L, 590mg/L, 990mg/L, 1450mg/L에서 각각 6.13, 9.06, 12.91, 16.15mg NH_4-N/L/d 이었고, SS부하에 따른 NH_4-N의 제거속도는 각각 35.02, 30.69, 26.08, 22.27g NH_4-N/kgSS/d로 나타났다. 즉, MLSS가 낮을수록 높은 제거속도를 보였다. 조류의 농도가 높으면 높을수록 성장이나 영양염류의 제거효율이 높아질 것으로 기대되나 높은 조류농도는 'self-shading', auto-inhibitors의 축적을 야기시킬 수 있고 광합성효율을 감소시킬 수 있다(Lau *et al.*, 1995). 또한, 긴 체류시간에서 MLSS가 높으면, F/M 비가 상대적으로 낮아져 제거속도가 감소할 수 있다.

Magram (1992)의 글루코스를 이용한 실험에서 얻은 9.1mg NH_4-N/L/d, 7.2g NH_4-N/kgSS/d와 공 (1997)의 실험에서 얻어진 2.1mg NH_4-N/L/d, 19.15g NH_4-N/kgSS/d 보다 높은 결과이며, 이 (1990)의 조류에 의한 2차 처리수 실험에서

얻어진 10.48mg NH_4-N/L/d, 74.38g NH_4-N/kgSS/d 와 비교시 비슷하거나 다소 낮게 나타났다.

T-N의 경우, NH_4-N과 같은 양상의 제거효율을 나타내다가 MLSS 1450mg/L의 경우는 48시간 이후부터, 990mg/L이하에서는 72시간부터 오히려 유출수의 T-N은 증가하기 시작하였다. 이것은 각각 48시간, 72시간 이후 유기물과 NH_4-N의 부족으로 세포의 자가분해가 이루어져 영양염류의 용출이 이루어졌으며 NH_4-N의 형태보다는 유기성 질소의 형태로 나타났다고 판단할 수 있다.

Fig. 3.10 에 나타낸 T-N 제거속도는 반응시간 48시간을 기준으로 했을 때, 350mg/L에서 3.815mg T-N/L/d, 590mg/L에서 11.345mg T-N/L/d, 990mg/L에서 10.92mg T-N/L/d, 1450mg/L에서 11.35mg T-N/L/d로 나타나 용적별 제거속도는 590mg/L이상에서는 MLSS농도의 영향이 크지 않게 나타났다. 그러나, SS부하별 제거속도는 각각 21.8g T-N/kgSS/d, 38.46g T-N/kgSS/d, 22.05g T-N/kgSS/d, 15.65g T-N/kgSS/d로 나타나 590mg/L에서 가장 효율적인 것으로 나타났다.

본 연구에서 질소의 제거기작은 조류의 동화작용과 미생물의 동화작용 그리고 질산화-탈질 작용에 의한 것으로 여겨질 수 있다. 특히, 조류 및 미생물의 동화작용이 주된 제거 메카니즘으로 판단할 수 있었다. Nurdogan 등(1995)에 의하면, pH 9에서 암모니아 스트리핑에 의해 제거되는 NH_4-N의 양은 20%정도이며, pH 10.5에서는 90%이상이었다고 하였다. 본 연구에서 pH는 9.0이하로 나타났기 때문에 암모니아 스트리핑에 의한 제거는 미미한 것으로 사료된다.

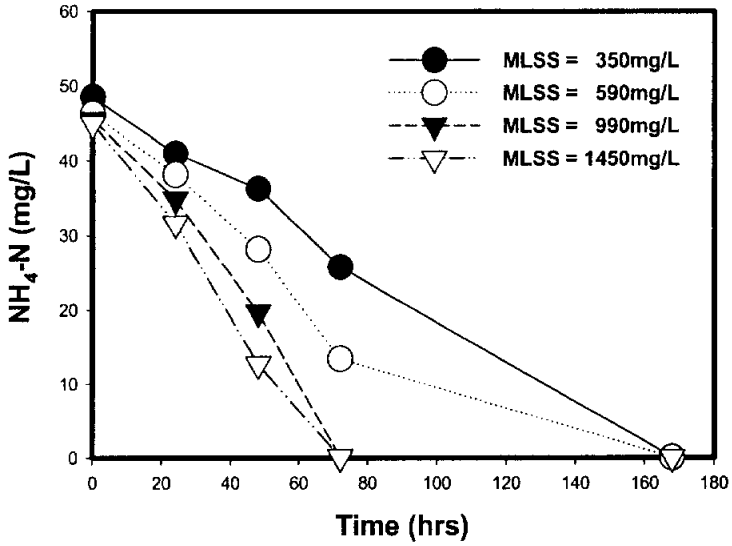

Fig. 3.8 Variations of NH_4-N at each MLSS.

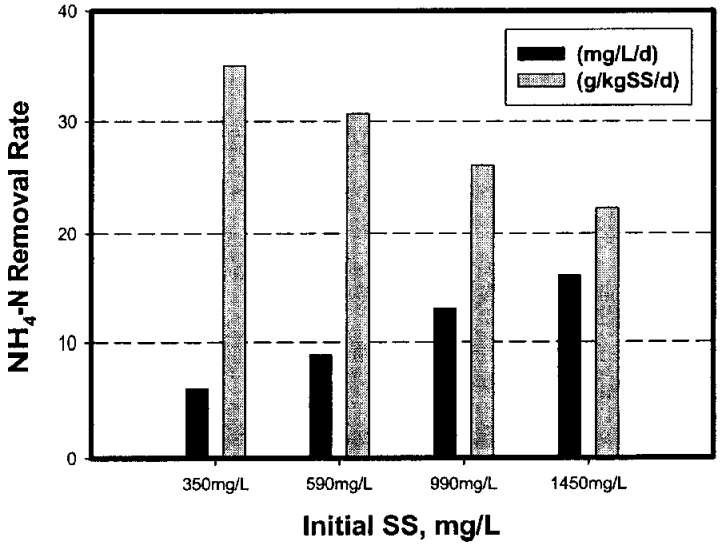

Fig. 3.9 The removal rate of NH_4-N during 48 hours at each MLSS.

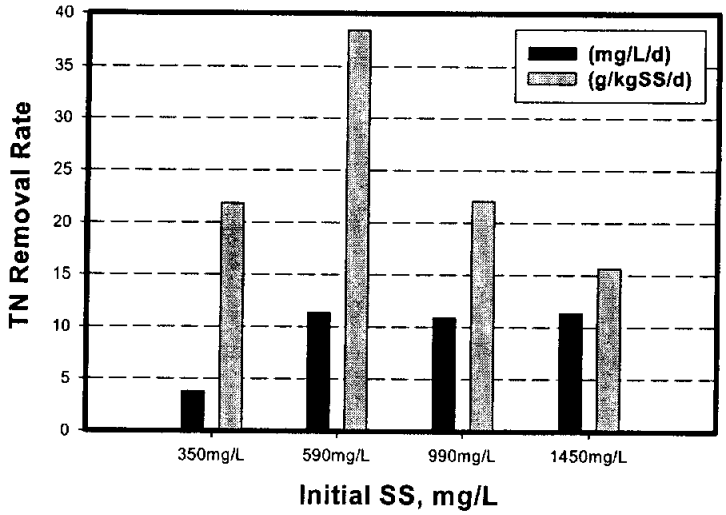

Fig. 3.10 The removal rate of T-N during 48 hours at each MLSS.

(4) 인의 제거특성

MLSS 농도가 폐수처리에 미치는 영향을 고찰하기 위한 실험에서 PO_4-P의 제거특성을 Fig. 3.11 에 나타내었다.

인의 제거는 조류세포의 동화작용과 광합성에 기인한 pH의 증가로 수중에 용존해 있는 Ca^{2+}같은 2가 양이온과 미생물에 의해 용출되는 Ca^{2+}같은 2가 양이온과의 화학적 결합에 의한 침전에 의해 제거된다. 또한, 미생물의 방출-과잉섭취 기작에 의해 제거될 수 있다.

본 실험의 결과는 10%정도로 미미한 제거효율을 나타내었다. 이처럼 처리효율이 낮은 것은 조류와 박테리아의 세포합성을 위한 인의 요구도가 극히 낮기 때문이다. Magram (1992)은 조류의 조성식이 $C_{106}H_{181}O_{45}N_{16}P$로 세포건조 중량의 2%만이 인이므로 조류의 동화작용만으로는 높은 인의 제거효율을 얻기 어렵다고 하였다. 반면에 pH를 9 이상으로 증가시키면 불용성 phosphate의 형성으로 90%의 인 제거효율을 얻을 수 있다고 하였다. Ip 등(1982)도 조류의 하수처리 시스템에서 인은 inorganic orthophosphate salts 의 침전이나 조류와 박테리아의 섭취에 의해 제거되며, 높은 pH (8.5이상)에서, 특히 칼슘이온의 존재하에 인의 대부분은 침전에 의해 제거된다고 하였다. Michael 등(1979)는 제거되는 인의 90%는 침전에 의해, 약 10%는 조류와 박테리아의 합성에 의해 제거되었다고 하였다. 본 연구에서는 pH가 9.0이하로 유지되었고 유입수 중 칼슘이온이 미미하였기 때문에 침전에 의한 인 제거 메카니즘은 거의 없었던 것으로 판단할 수 있다.

MLSS농도가 350mg/L에서는 0.31mg PO_4-P/L/d, 1.74g PO_4-P/kgSS/d, MLSS 농도가 590mg/L에서는 0.30mg PO_4-P/L/d, 1.00g PO_4-P/kgSS/d, MLSS 농도가 990mg/L에서는 0.29mg PO_4-P/L/d, 0.59g PO_4-P/kgSS/d, MLSS 농도가 1450mg/L에서 0.35mg PO_4-P/L/d, 0.48g PO_4-P/kgSS/d의 제거속도를 보였다.

본 실험에서 얻은 결과는 공 (1997)의 연구결과 나타난 0.53mg PO_4-P/L/d,

4.84gPO_4-P/kgSS/d 보다 비슷하거나 다소 낮았으며, Magram (1992)의 연구결과 나타난 7.4mg PO_4-P/L/d, 5.91g PO_4-P/kgSS/d 보다 크게 낮은 값이다. 이런 차이를 나타내는 것이 pH의 증가로 인한 침전기작이 본 실험에서 발생하지 않았음을 의미한다.

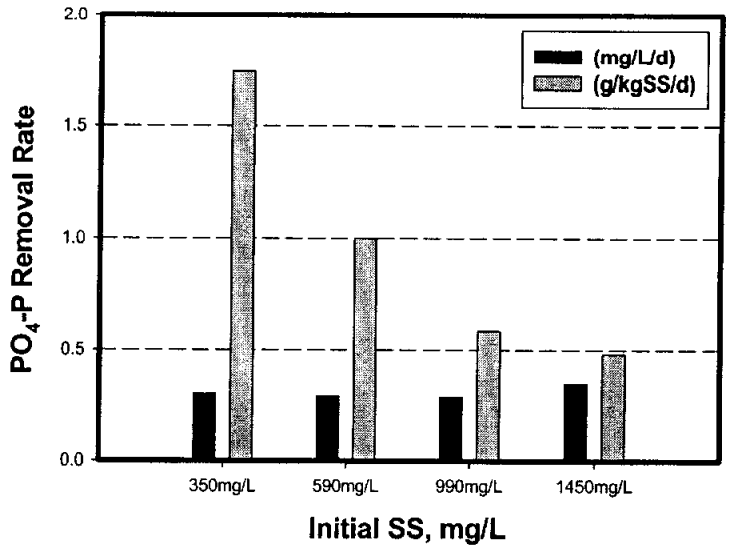

Fig. 3.11 The removal rate of PO_4-P during 48 hours at each MLSS.

(5) SS 및 조류 농도의 변화

MLSS농도에 의한 폐수처리 특성을 고찰하기 위한 실험에서 반응조내의 SS 농도와 Chlorophyll-a농도를 측정하여 0.181(Chlorophyll-a와 SS의 상관관계를 통해 구한 값)을 곱하여 계산한 조류농도의 변화를 Fig. 3.12 에 나타내었다.

MLSS 증가량은 초기 MLSS농도가 350mg/L에서는 7일후 500mg/L로 증가하여 42.8mg/d의 증가율을 보였고 590mg/L에서는 7일후 740mg/L로 증가하여 42.9mg/d의 증가율을, 990mg/L에서는 1200mg/L로 MLSS 농도가 증가하여 60mg/d의 증가율을 보였고, 1450mg/L에서는 1700mg/L로 증가하여 71mg/d의 증가율을 보였다.

MLSS농도는 유기물과 NH_4-N이 높을 때, 즉 반응시간 24시간 또는 48시간까지는 비교적 높게 증가하였지만, 유기물과 NH_4-N가 제거되는 속도에 따라 그 증가율도 감소하였다.

반면에, Chlorophyll-a의 측정을 통해 구한 조류의 농도는 유기물과 NH_4-N의 감소와는 큰 상관없이 계속 증가하는 경향을 나타내었다. 조류는 성장을 위해 이산화탄소가 필요하며, 하·폐수에서 성장할 때 조류는 이산화탄소를 1) 공기중에 함유된 0.03%의 이산화탄소, 2) 하·폐수에 포함된 biocarbonate 또는 carbonate의 해리에 의해 생성되는 이산화탄소, 3) 하·폐수에서 박테리아의 호흡에 의해 발생되는 이산화탄소 중 하나 또는 둘 이상의 방법을 통해 획득할 수 있다(Ip *et al.*, 1982). 조류는 성장에 필요한 탄소원을 무기탄소인 이산화탄소를 이용함으로 유기물의 농도가 낮은 조건에서도 비교적 잘 성장할 수 있다(Baumgarten *et al.*, 1999). 따라서, 유기물이 대부분 제거된 24시간 이후에도 계속 증가할 수 있었다.

24시간내에 COD_{cr}이 대부분 제거됨에 따라 종속영양성 박테리아의 농도는 증가율보다 사멸률이 커져 그 농도는 줄어들고 유기물이 분해될 때 발생한 CO_2를 이용하여 성장하는 조류의 농도는 증가한 것으로 나타났다.

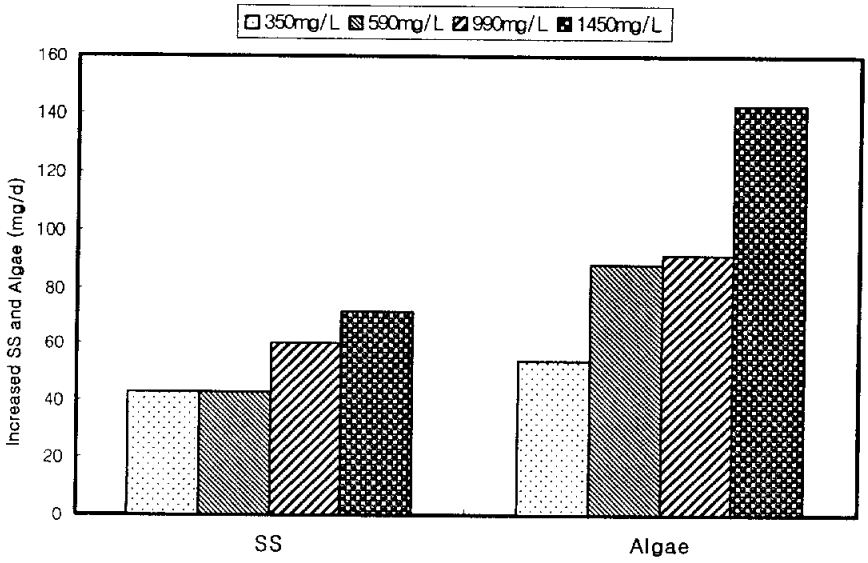

Fig. 3.12 Increased rate of SS and Chlorophyll-a at each MLSS.

3.3.2. 조류/박테리아 비에 따른 처리특성 고찰

(1) pH, DO의 변화

조류와 박테리아의 비율에 따른 폐수처리 특성을 고찰하기 위해서 조류농도를 400mg/L, 800mg/L로 하고 실험실에서 1년간 운전되는 생물학적 영양소 제거공정에서 활성슬러지를 600(or 500)mg/L, 800mg/L, 1400mg/L가 되도록 농축 및 희석하여 조류와 박테리아를 혼합하였다. 이 때 조류와 박테리아의 비는 각각 0.28, 0.50, 0.57, 0.67, 1.00, 1.60 이 되었다.

조류와 박테리아의 비율에 따른 폐수처리 특성 실험에서 반응시간 동안 pH와 DO의 변화를 각각 Fig. 3.13과 3.14 에 나타내었다.

운전시작 후 24시간 동안은 pH는 증가한 후 40시간까지 감소하였다가 다시 증가하는 경향을 나타내었다. 초기 pH가 증가하는 구간에서는 유기물의 감소와 NH_4-N의 감소, NO_3-N의 감소가 일어났었으며, pH 감소구간에서는 NH_4-N의 감소가 주된 반응이었다. 반응초기 pH의 증가는 반응조내의 휘발성 유기산의 감소와 탈기에 의한 용존 CO_2의 감소(유, 2002)와 광합성에 의한 CO_2의 감소로 인한 것으로 판단할 수 있다. 24시간 이후 pH의 감소는 질산화에 의한 영향이며, 후반의 증가는 역시 광합성의 영향으로 증가를 나타내었다. 그러나, 전체적으로 pH는 일반적인 연못 시스템의 높은 pH와는 달리 7.2~8.4의 범위를 나타내었다. 이것은 낮은 조도로 인한 낮은 빛의 이용률과 상대적으로 짧은 수리학적 체류시간에 따른 유입부하가 높았기 때문으로 여겨진다. 또한, 조류/박테리아의 비가 높을수록 앞에서 설명한 pH증가-감소-증가 경향은 뚜렷하게 나타났다.

DO의 경우에도 조류와 박테리아 비에 뚜렷한 차이를 나타내었다. 동일한 조류의 농도에서 조류와 박테리아 비가 높을수록 DO의 농도는 높았으며, MLSS가 높을수록 DO 증가율은 낮았다. 동일한 조류농도에서 조류/박테리아 비가 높을수록 DO가 더 빠르게 증가하는 것은 광합성에 의한 DO의 생산이 DO의 소비보다 상대적으로 높음을

나타낸다. MLSS가 높을수록 빛의 이용에 제한으로 DO의 증가가 다소 느렸다. 유기물과 NH_4-N를 포함한 DO 감소요인이 제거된 후 DO는 증가하여 약 8mg/L까지 증가하였다.

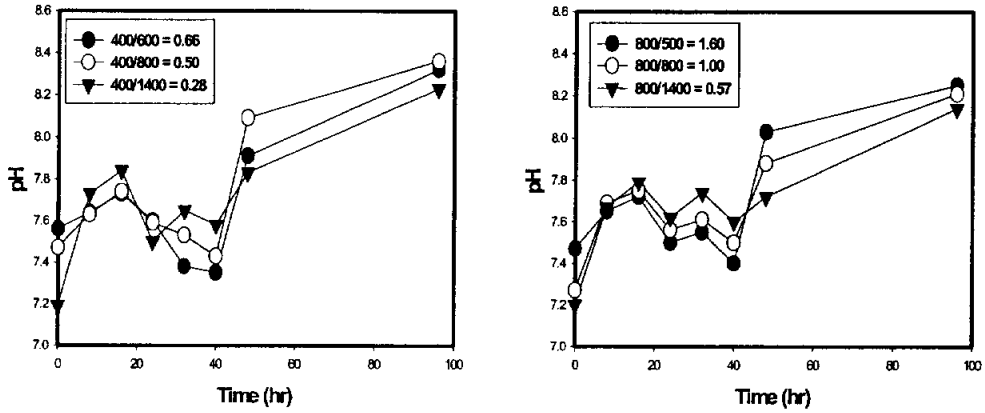

Fig. 3.13 Variations of pH at each Algae/Bacteria ratio.

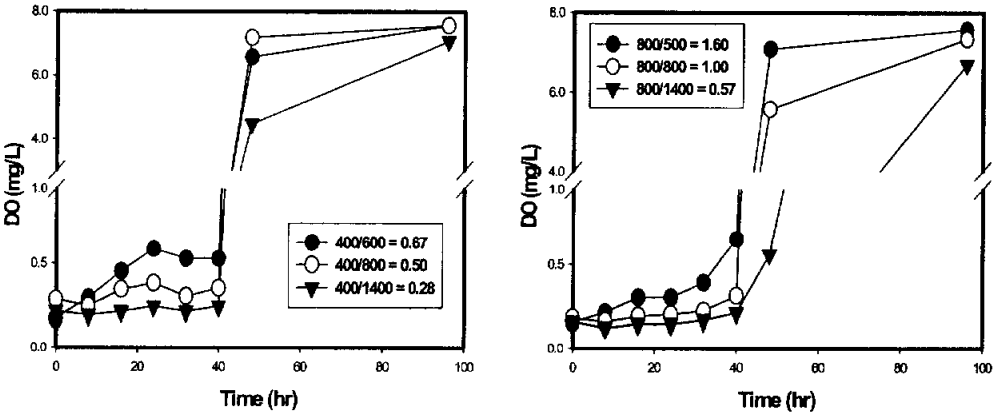

Fig. 3.14 Variations of DO at each Algae/Bacteria ratio.

(2) 유기물질 제거특성

조류와 박테리아의 비에 따른 유기물의 제거효율을 Fig. 3.15에 나타내었다.

각 조건에서 24시간내에 약 90%의 제거효율을 나타내었다. 시스템내의 유기물의 제거는 호기성 박테리아에 의한 유기물의 산화와 탈질미생물에 의한 에너지원으로의 이용, 탈인 미생물의 인 용출에 필요한 탄소원으로 공급되는 것과 박테리아와 조류의 세포합성에 이용됨으로 시스템내에서 제거된다.

일반적으로 조류는 광독립영양체로 유기탄소 대신 CO_2와 같은 무기탄소를 이용하지만, *Chlamydomonas humicola* 같은 조류는 빛이 있는 조건하에서 acetate, glucose와 같은 유기물을 탄소원으로 이용(mixotrophy)하기도 한다고 알려졌으며(Aloice *et al.*, 1994; Lau *et al.*, 1995; Martinez *et al.*, 1997), *Chlorella* sp. 의 경우도 유기물을 탄소원으로 이용할 수 있음이 알려져 있다(김 등, 2001). 본 연구에서도 현미경 관찰결과 *Scenedesmus* sp. 가 우점하였지만, *Chlorella* sp. 같은 종도 함께 존재하였으므로 이들에 의한 유기물의 제거도 있을 수 있으나, 조류에 의한 제거보다는 호기성 박테리아에 의한 유기물 제거가 주된 반응으로 판단하였다.

조류와 미생물을 혼합하여 유기물을 처리할 때 24시간내에 20mg/L 이하의 효율적인 처리효과를 얻을 수 있었다. 24시간을 기준으로 볼 때 조류와 박테리아의 비가 클수록 제거효율도 큰 것으로 나타났다. 이것은 조류에 의한 산소발생량이 많아 호기성 박테리아에 의한 유기물의 산화가 빠르게 나타난 것으로 판단된다.

Fig. 3.16 에는 24시간을 기준으로 할 때, 각 조류/박테리아 비에서 유기물질의 제거속도를 나타내었다. 조류(mg/L)/박테리아(mg/L) 농도 (비율)가 400/600 (0.67)일 때 135.1mg COD_{cr}/L/d 와 230.9g COD_{cr}/kgSS/d, 400/800 (0.50)일 때 134.7mg COD_{cr}/L/d 와 187.0g COD_{cr}/kgSS/d, 400/1400 (0.28)일 때 123.8mg COD_{cr}/L/d 와 116.8g COD_{cr}/kgSS/d, 800/500 (1.60)일 때 139.1mg COD_{cr}/L/d 와 190.5g COD_{cr}/kgSS/d, 800/800 (1.00)일 때 136.3mg COD_{cr}/L/d 와 148.1g COD_{cr}/kgSS/d,

800/1400 (0.57)일 때 131.9mg COD_{cr}/L/d 와 106.3g COD_{cr}/kgSS/d로 나타났다.

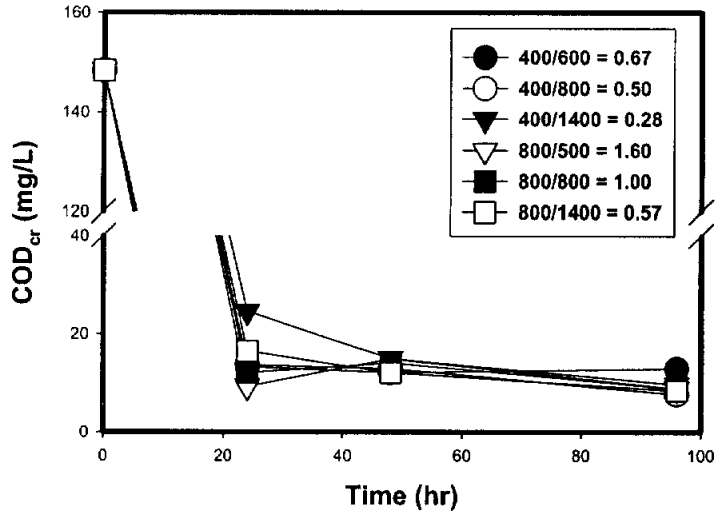

Fig. 3.15 Variations of COD_{cr} at each Algae/Bacteria ratio.

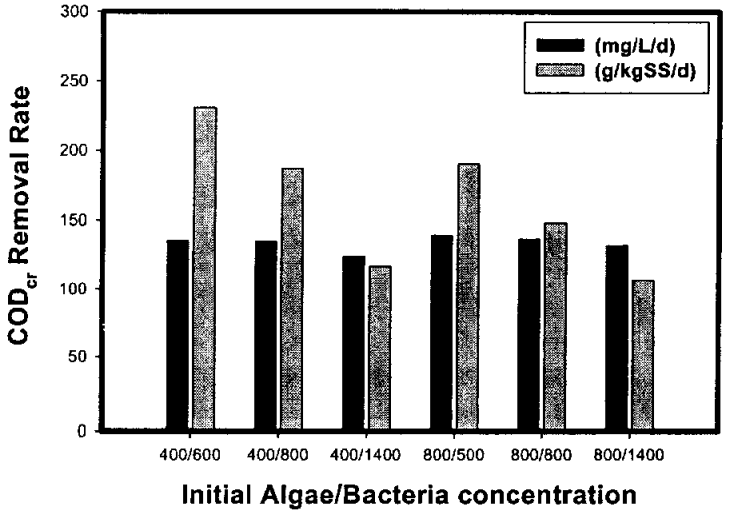

Fig. 3.16 The removal rate of COD_{cr} at each Algae/Bacteria ratio.

(3) 질소 제거특성

조류/박테리아의 비율에 따른 활성조류공법에서 NH_4-N의 제거특성을 Fig. 3.17~3.20에 나타내었다.

동일한 조류농도에서는 조류/박테리아 비가 높을수록 NH_4-N의 제거효율은 컸다. 이는 조류의 광합성에 의한 DO의 생산효율과 관계있으며 DO가 높은 경우에 NH_4-N의 제거도 빠르게 나타났다. 40mg/L의 NH_4-N가 100% 제거되기 위해서는 약 2일의 처리시간이 필요한 것으로 나타났다. 일정한 조도하에서는 MLSS가 높은 것은 광이용 효율면에서 불리하였다.

조류와 박테리아의 비에 따른 NH_4-N의 제거속도는 400/600 (0.67)일 때 19.9mg NH_4-N/L/d 와 34.1g NH_4-N/kgSS/d, 400/800 (0.50)일 때 20.0mg NH_4-N/L/d 와 27.7g NH_4-N/kgSS/d, 400/1400 (0.28)일 때 17.4mg NH_4-N/L/d 와 16.4g NH_4-N/kgSS/d, 800/500 (1.60)일 때 20.0mg NH_4-N/L/d 와 27.3g NH_4-N/kgSS/d, 800/800 (1.00)일 때 18.2mg NH_4-N/L/d 와 19.8g NH_4-N/kgSS/d, 800/1400 (0.57)일 때 16.2mg NH_4-N/L/d 와 13.1g NH_4-N/kgSS/d로 나타났다. 조류와 박테리아의 비가 클수록 제거속도는 빠르게 나타났으며, 이는 조류의 광합성에 의한 DO의 생산이 높았기 때문이다.

NO_3-N의 경우는 NH_4-N의 제거속도에 비례하여 증가하였다. 유기물이 풍부한 초기에 탈질에 의한 감소로 여겨지는 NO_3-N의 감소가 나타났지만 이후부터는 제거된 NH_4-N의 대부분이 질산화작용으로 NO_3-N의 증가로 나타났다. NH_4-N가 제거된 이후의 NO_3-N의 감소로 볼 때 조류의 질소원으로 NO_3-N이 이용된 것으로 판단할 수 있었다(Abe *et al.*, 2002).

총질소의 경우, 50%정도의 제거가 이루어졌으며, 조류/박테리아의 비에 큰 상관관계는 나타나지 않았다. 전체 미생물의 양이 증가할수록 제거효율이 큰 것으로 나타났다. 그러나, 전체 미생물의 양이 1300mg/L 이하에서는 초기 조류/박테리아 비가 0.5에서

보다 효과적이었고 1300mg/L 이상에서는 초기 조류/박테리아 비가 1.0에서 효과적이었다.

조류와 박테리아의 비율에 따른 총질소의 제거속도는 400/600 (0.67)일 때 3.4mg T-N/L/d 와 5.8g T-N/kgSS/d, 400/800 (0.50)일 때 10.5mg T-N/L/d 와 14.6g T-N/kgSS/d, 400/1400 (0.28)일 때 12.2mg T-N/L/d 와 11.5g T-N/kgSS/d, 800/500 (1.60)일 때 3.3mg T-N/L/d 와 4.5g T-N/kgSS/d, 800/800 (1.00)일 때 10.9mg T-N/L/d 와 19.8g T-N/kgSS/d, 800/1400 (0.57)일 때 8.0mg T-N/L/d 와 6.5g T-N/kgSS/d로 나타났다.

조류와 박테리아의 공생시스템에 의한 질소제거시 가능한 기작은 조류와 미생물의 합성에 이용되는 것과 질산화-탈질 미생물에 의해 NH_4-N이 NO_3-N으로 산화되었다가 $N_{2(g)}$로 대기중에 탈기되는 것, 광합성에 기인한 pH의 증가로 NH_4-N이 $NH_{3(g)}$로 전환되어 탈기되는 것이 있다.

본 연구에서는 세포합성과 질산화-탈질 작용에 의한 제거가 주된 반응이었다. 이것은 pH가 실험기간동안 8.4를 넘지 않았기 때문에 암모니아 스트리핑 등에 의한 제거는 거의 일어나지 않았을 것이기 때문이다.

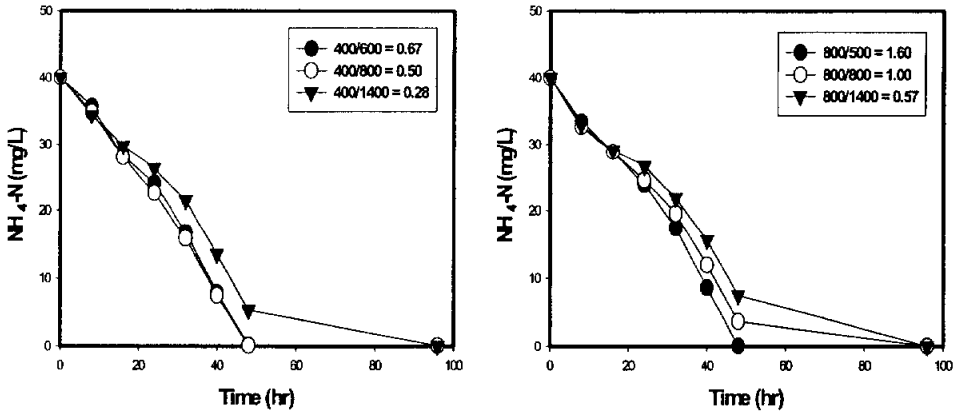

Fig. 3.17 Variations of NH_4-N at each Algae/Bacteria ratio.

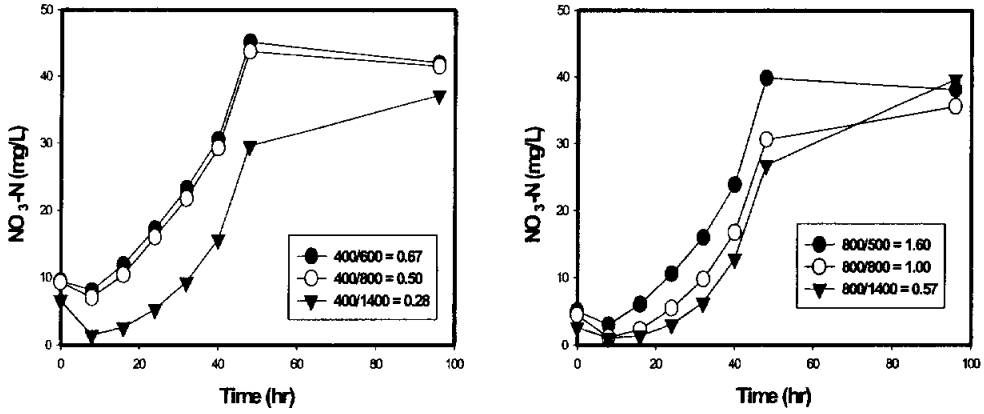

Fig. 3.18 Variations of NO_3-N at each Algae/Bacteria ratio.

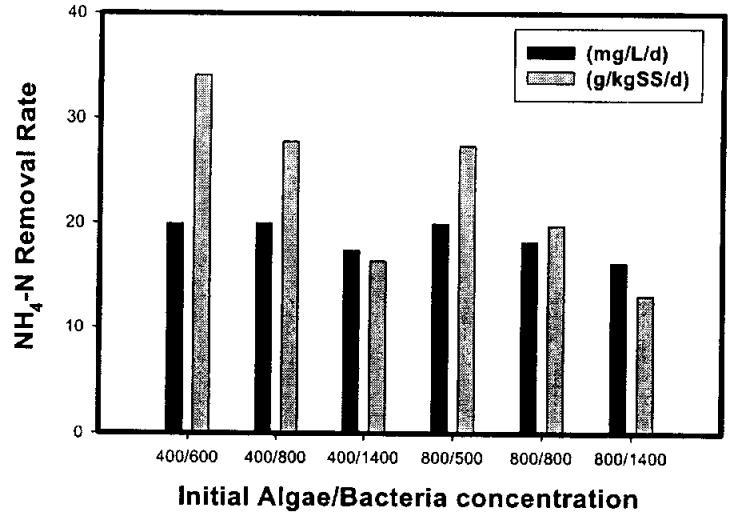

Fig. 3.19 The removal rate of NH_4-N at each Algae/Bacteria ratio.

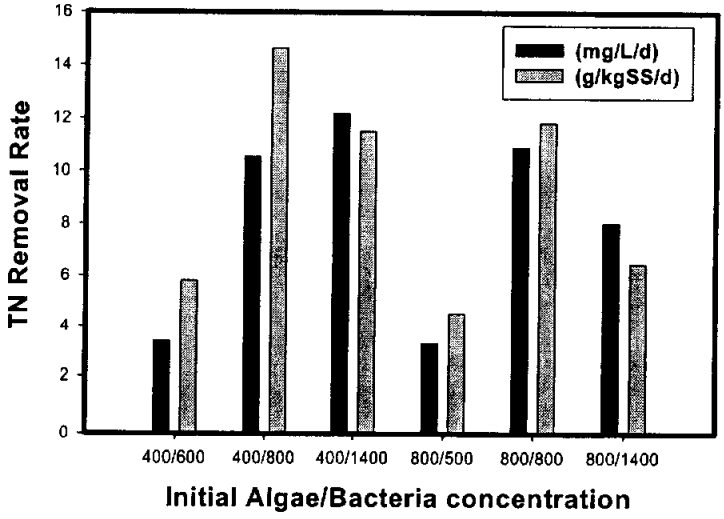

Fig. 3.20 The removal rate of T-N at each Algae/Bacteria ratio.

(4) 인 제거특성

인의 제거는 조류와 박테리아의 세포합성, 광합성에 기인한 pH증가로 수중에 존재하는 Ca^{2+}같은 2가 양이온과의 침전물을 형성하는 화학적 침전, 그리고 탈인 미생물의 방출-과잉섭취 기작에 의해서 일어날 수 있다.

조류와 박테리아 비율에 따른 인의 제거특성을 Fig. 3.21~3.24 에 나타내었다.

본 실험에서는 미생물의 양이 많을수록 제거효율이 증가하여 조류(mg/L)/박테리아(mg/L)의 농도가 400/1400과 800/1400에서는 18시간에서 100%의 제거가 이루어졌으며, 400/800에서는 40시간에 81%, 400/600에서는 63%의 제거효율을, 800/800에서는 24시간에 100%, 800/500에서는 40시간에 72%의 제거효율을 나타내었다. 그러나, 48시간 이후부터는 자가분해로 인한 용출이 있었던 것으로 판단할 수 있는 인의 증가현상이 나타났다.

본 실험에서 인의 제거기작은 세포의 합성과 미생물에 의한 과잉섭취를 생각할 수 있다. 실험기간 중 pH가 8.4 이하로 유지되었으며 운전시간이 길어질수록 pH가 증가하였는데 인의 제거는 초기에 이루어졌기 때문에 화학적 침전에 의한 기작은 일어나지 않았을 것으로 판단되며, 박테리아의 경우 SBR 반응조에서 채취하여 농축시키는 과정에서 혐기화가 이루어졌을 것이며, 이후 본 반응조에서 조류의 광합성에 의한 산소공급이 이루어짐으로 인해 인의 과잉섭취가 일어났을 것으로 생각할 수 있었다.

조류와 박테리아의 비율에 의한 PO_4-P의 제거속도는 48시간을 기준으로 했을 때, 조류(mg/L)/박테리아(mg/L)의 비율별로 400/600 (0.67)에서는 2.1mg PO_4-P/L/d 와 3.6g PO_4-P/kgSS/d, 400/800 (0.50)에서 2.8mg PO_4-P/L/d 와 3.9g PO_4-P/kgSS/d, 400/1400 (0.28)에서 4.0mg PO_4-P/L/d 와 3.8g PO_4-P/kgSS/d, 800/500 (1.60)에서 1.9mg PO_4-P/L/d 와 2.6g PO_4-P/kgSS/d, 800/800 (1.00)에서 3.0mg PO_4-P/L/d 와 3.2g PO_4-P/kgSS/d, 800/1400 (0.57)에서 3.0mg PO_4-P/L/d 와 2.4g PO_4-P/kgSS/d로 나타났다. 그러나, 400/1400과 800/800 그리고 800/1400에서는 24시간 후 PO_4-P가

100%제거되므로 24시간을 기준으로 할 때는 그 제거속도가 더 빠르게 나타날 수 있다.

조류와 박테리아의 비율에 의한 총인의 제거속도는 400/600 (0.67)일 때 2.2mg T-P/L/d 와 3.8g T-P/kgSS/d, 400/800 (0.50)일 때 3.1mg T-P/L/d 와 4.3g T-P/kgSS/d, 400/1400 (0.28)일 때 4.3mg T-P/L/d 와 4.0g T-P/kgSS/d, 800/500 (1.60)일 때 2.3mg T-P/L/d 와 3.2g T-P/kgSS/d, 800/800 (1.00)일 때 3.1mg T-P/L/d 와 3.4g T-P/kgSS/d, 800/1400 (0.57)일 때 3.5mg T-P/L/d 와 2.8g T-P/kgSS/d로 나타났다. T-P의 경우에도 24시간을 기준으로 해서 제거속도를 구하면, 400/1400, 800/800, 800/1400의 경우 24시간 후에 제거가 완료되기 때문에 제거속도는 더 빠르게 나타날 수 있다.

Table 3.3 Results of Phosphate and T-P removal rate at each Algae/Bacteria ratio

	PO_4-P removal rate		T-P removal rate	
	mg/L/d	g/kgSS/d	mg/L/d	g/kgSS/d
400/600 (0.67)	2.105	3.598	2.235	3.821
400/800 (0.50)	2.805	3.896	3.075	4.270
400/1400 (0.28)	4.000	3.444	4.265	4.024
800/500 (1.60)	1.880	2.580	2.315	3.170
800/800 (1.00)	2.969	3.205	3.085	3.353
400/1400 (0.57)	3.010	2.427	3.450	2.782

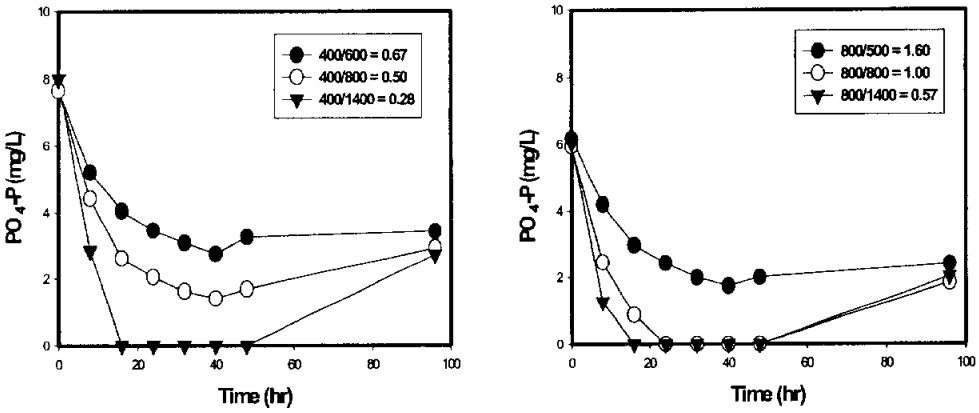

Fig. 3.21 Variations of PO_4-P at each Algae/Bacteria ratio.

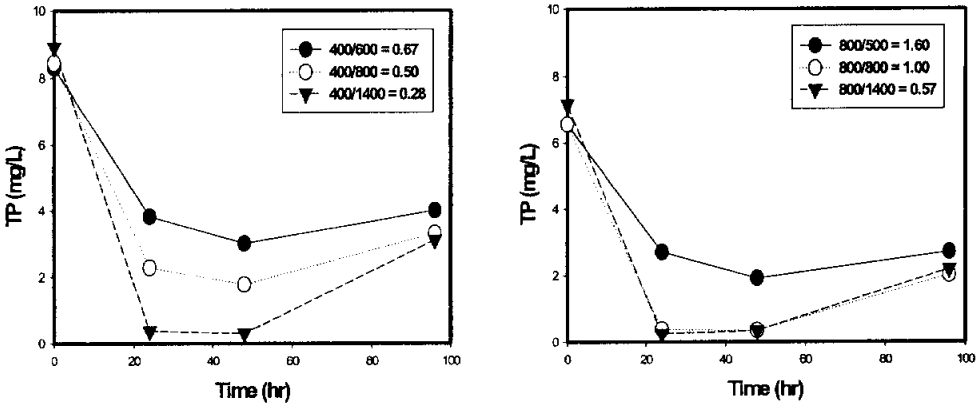

Fig. 3.22 Variations of T-P at each Algae/Bacteria ratio.

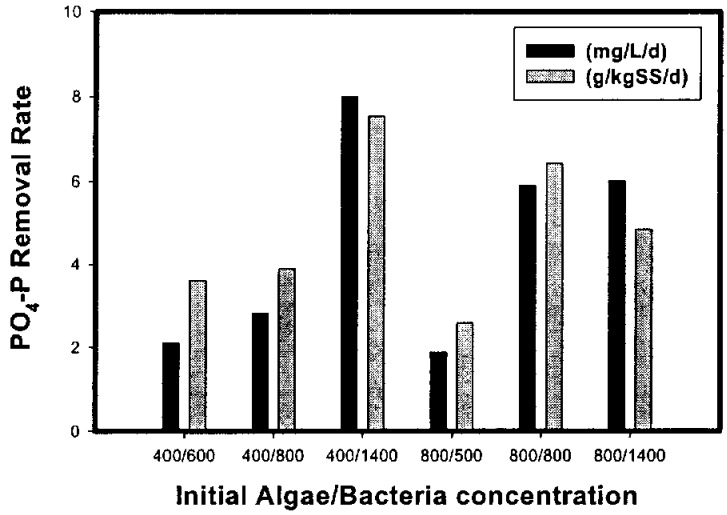

Fig. 3.23 The remvoal rate of PO_4-P at each Algae/Bacteria ratio.

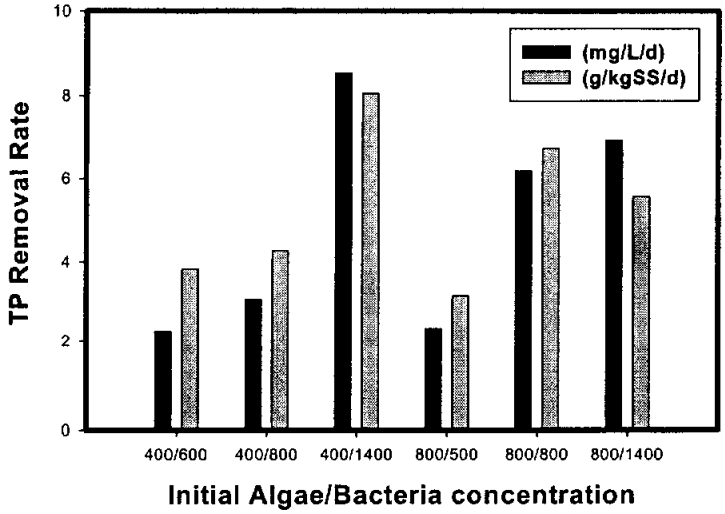

Fig. 3.24 The removal rate of T-P at each Algae/Bacteria ratio.

(5) SS 및 Chl-a 농도변화

조류와 박테리아의 비율에 따른 실험기간 동안 시스템내의 조류와 박테리아 농도의 증가량을 Fig. 3.25 에 나타내었다.

조류의 농도는 Chlorophyll-a의 농도를 측정한 후 그 값에 Chlorophyll-a와 SS의 상관관계를 구하여 얻은 값(0.181)를 곱하여 계산하였다. SS의 증가량은 조류(mg/L)/박테리아(mg/L)의 농도가 400/600에서 15mg/L/d, 400/800에서 30mg/L/d, 400/1400에서 40mg/L/d, 800/500에서 35mg/L/d, 800/800에서 35mg/L/d, 800/1400에서 30mg/L/d의 증가량을 나타내었다. 그리고 조류 농도 증가량은 각각 35.6mg/L/d, 30.5mg/L/d, 33.03mg/L/d, 22.08mg/L/d, 6.34mg/L/d, 3.62mg/L/d로 나타났다.

조류의 농도는 시간에 따라 서서히 증가되는 경향을 나타내었고 박테리아의 농도는 반응시간 48시간까지는 증가하다가 그 이후에 초기 농도가 높을수록 급격히 감소하는 경향을 보였다. 이는 유기물과 같은 영양염류의 부족으로 박테리아의 사멸률이 증가하였고 조류는 낮은 농도부하에서도 비교적 잘 성장을 할 수 있어 증가를 계속할 수 있었던 것으로 판단된다(Baumgarten *et al.*, 1999). 따라서, 전체적인 조류/박테리아 비는 수리학적 체류시간이 증가할수록 점진적으로 커지고 초기 비가 클수록 증가폭도 커지는 것으로 나타났다.

실험이 종료된 후 조류와 박테리아 비는 초기 0.67, 0.50, 0.28, 1.60, 1.00, 0.57에서 각각 0.68, 0.73, 0.39, 2.74, 1.67, 0.80으로 증가하였다.

Table 3.4 Results of increasing rate and Algae/Bacteria ratio

Algae(mg/L) / Bacteria(mg/L)	Increasing rate (mg/L/d) after 2day			A/B after finish operation
	Algae	Bacteria	SS	
400/600 (0.67)	35.60	-50.6	15	0.68
400/800 (0.50)	30.50	-0.5	30	0.73
400/1400 (0.28)	33.03	6.97	40	0.39
800/500 (1.60)	22.08	12.92	35	2.74
800/800 (1.00)	28.66	6.34	35	1.67
800/1400 (0.57)	26.38	3.62	30	0.80

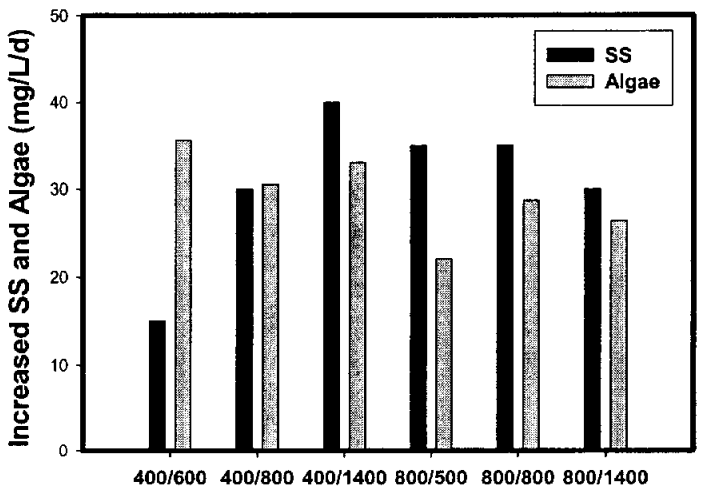

Fig. 3.25 Increased SS and Algae at each Algae/Bacteria ratio.

3.3.3. 고형물질 체류시간에 따른 처리특성 고찰

(1) pH와 DO의 변화

활성조류를 이용한 SBR공법에서 고형물질 체류시간에 따른 pH의 변화를 Fig. 3.26에 나타내었다.

pH의 변화는 광합성에 따른 CO_2의 소모와 탈질화에 의한 증가와 유기물의 산화에 따른 산화물의 생성과 질산화에 의한 감소로 이루어진다. 상대적으로 저농도의 유입수(COD_{cr} 150mg/L, NH_4^+-N 20mg/L, PO_4^{3-}-P 6mg/L, Alk. 300mg/L)가 들어간 Phase I (운전 9일까지)에서 pH는 8.5~9.9 까지 상승하였으며, 고형물질 체류시간 5일에서 10일, 20일 보다 다소 낮게 나타났다. 상대적으로 고농도의 유입수(COD_{cr} 300mg/L, NH_4^+-N 40mg/L, PO_4^{3-}-P 10mg/L, Alk. 600mg/L)가 들어간 Phase II(운전 9일 이후)에서는 유입수의 농도 증가에 의해 pH는 7.8~9.5로 나타나 Phase I 보다는 낮게 나타났다.

조류의 광합성 시스템을 이용한 폐수처리시 pH가 10이상 높게 나타나는 것으로 보고되고 있으나(Buhr and Miller, 1985), Magram (1992)은 본 실험과 HRT, 유입수농도 등 비슷한 조건에서 7.8~9.6의 pH 변화를 나타내어 본 결과와 유사하였다. Picot 등(1991)의 실험결과에서도 수리학적 체류시간 8일과 4일에서 각각 pH 9.3, 9.2로 나타났다. 그리고 Mayo 등(1994)은 유기물의 농도가 150, 300mg/L에서 조류를 배양했을 때 반응조내에 휘발산이 축적되어 pH가 4.6까지도 감소했다고 하였다. Carberry 등(1991)도 유기물 농도의 증가는 반응조내 휘발산의 축적을 야기시켜 pH의 감소를 나타낸다고 하였다.

고형물질 체류시간이 증가할수록 MLSS의 증가로 박테리아의 양과 조류의 양이 증가하여 광합성과 탈질 등 pH 증가요인이 커져 유입수의 증가에 따라 감소되었던 pH는 빠르게 회복되었다.

고형물질 체류시간에 따른 DO의 변화는 Fig. 3.27 에 나타내었다.

DO의 경우에도 광합성 등의 결과로 증가하고, 조류와 박테리아의 호흡, 질산화에 의해 감소한다. 운전기간 중 10이상 최대 13.06까지 상승하였다. Magram (1992)의 경우에도 본 실험과 유사한 조건에서 2.8~14.2까지 나타났고, Picot 등(1991)은 18.6, 22.5까지 증가하는 것으로 나타났다. 고형물질 체류시간이 작을수록 유입수의 농도증가에 빠르게 반응하였고 전체적으로 유입수의 농도가 증가했을 때 DO는 감소하였다가 서서히 증가하였다. 고형물질 체류시간 5일에서 유입수의 농도가 낮은 Phase Ⅰ의 경우에는 10정도까지 상승하였으나 유입수의 농도가 높은 Phase Ⅱ에서 유입수의 농도가 증가하였을 때 4까지 감소하였다.

유입수 농도 증가에 따른 DO의 감소도 고형물질 체류시간이 클수록 빠르게 회복되는 것으로 나타났다.

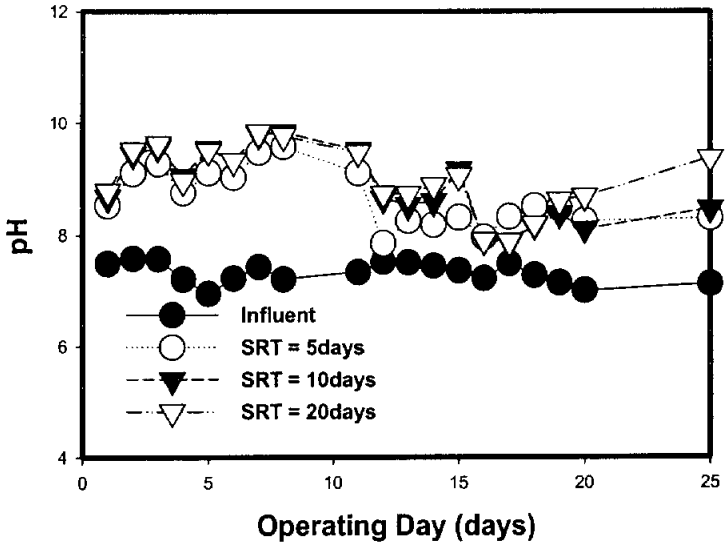

Fig. 3.26 Variations of pH at each SRT.

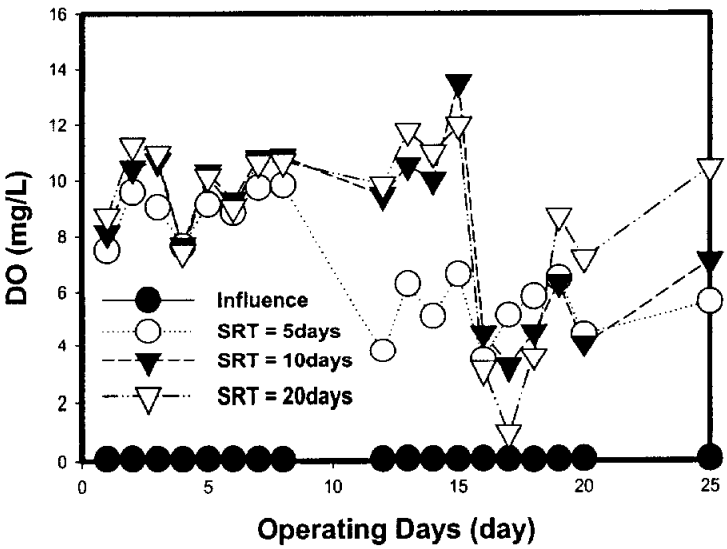

Fig. 3.27 Variations of DO at each SRT.

(2) 유기물질 제거특성

활성조류를 이용한 SBR공법에서 고형물질 체류시간에 따른 유기물의 제거효율을 Fig. 3.28 에 나타내었다.

고형물질 체류시간 10일과 20일의 경우 Phase Ⅰ, Ⅱ에서 평균 90% 이상의 제거효율을 보였으나, 고형물질 체류시간 5일의 경우는 박테리아의 농도가 고형물질 체류시간 10일과 20일 보다 낮아 COD_{cr}의 제거효율이 다소 낮았는데, 유입수의 농도가 높은 Phase Ⅱ에서 80% 정도까지 떨어졌다.

이러한 결과는 Magram (1992)의 연구결과와 비교할 때, 유입수의 농도가 350mg/L까지 높여도 50mg/L이하의 처리수를 나타내어 230mg/L의 유입수에서 60mg/L의 유출수를 나타낸 결과보다 효과적으로 운전되었다. 그리고 Picot 등(1991)의 결과와 비교시 수리학적 체류시간 2일에서 평균 80%이상의 제거효율을 나타낸 본 결과는 수리학적 체류시간 8일과 4일에서 각각 80%와 68%를 나타낸 것에 비해 효과적이었다.

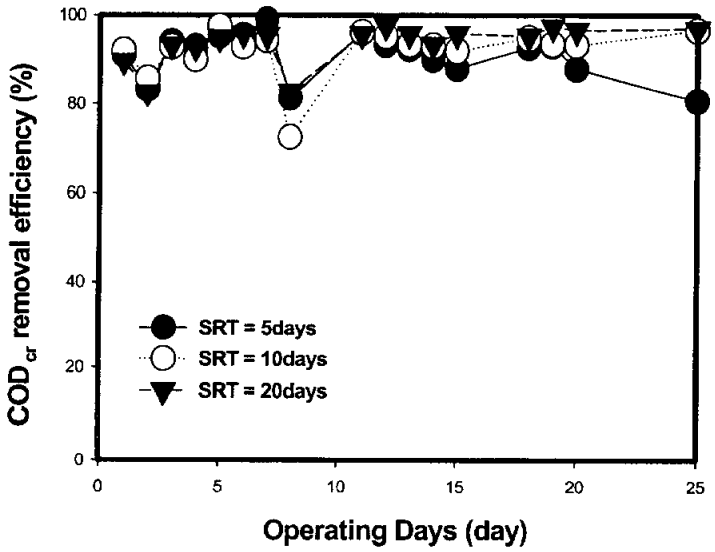

Fig. 3.28 The removal efficiency of COD_{cr} at each SRT.

(3) 질소의 제거특성

활성조류를 이용한 SBR공법에서 고형물질 체류시간에 따른 NH_4^+-N의 제거효율을 Fig. 3.29 에 나타내었다.

결과에서 나타났듯이 유입수의 농도가 20mg/L인 Phase Ⅰ에서는 각 고형물질 체류시간에서 99%이상으로 나타났다. 유입수의 농도가 40mg/L로 증가시킨 Phase Ⅱ에서는 고형물질 체류시간 10, 20일에서는 안정적인 제거효율을 나타내었으나, 고형물질 체류시간 5일의 경우에는 제거효율이 80%이하까지 감소하였다.

Magram (1992)은 슬러지 폐기없이 운전하여 MLVSS가 1200mg/L가 되었을 때, NH_4^+-N의 제거효율이 급격히 낮아졌으나 MLVSS가 약 500mg/L정도에서는 안정적인 제거효율을 얻을 수 있었다. 본 연구에서 고형물질 체류시간 20일, 10일의 경우에는 MLVSS가 500~1000mg/L정도 되어 Magram과 같은 처리효율을 나타내었고 고형물질 체류시간 5일에서는 MLVSS가 200~400mg/L로 낮은 농도를 나타내어 유입수의 농도가 40mg/L로 증가했을 때 질산화가 부족하였던 것으로 나타났다. 황 등(1997)도 고형물질 체류시간이 낮을 때 질산화박테리아의 성장이 부족하여 처리효율이 감소하였다고 보고하였다. Picot 등(1991)은 수리학적 체류시간 8일과 4일에서 각각 92%, 94%의 제거효율을 나타내어 수리학적 체류시간 2일로 운전된 본 결과는 NH_4^+-N의 제거에서 효과적으로 운전되었다.

고형물질 체류시간에 따른 총 질소의 제거효율은 Fig. 3.30 에 나타내었으며, 30~80% 정도의 제거효율을 나타내었다. 고형물질 체류시간별로는 20일에서 다소 높게 나타났으며, 5일에서 가장 낮았다. 유입수의 농도가 상대적으로 낮은 Phase Ⅰ보다는 고농도의 Phase Ⅱ에서 전체적으로 높은 제거효율을 보였다. 이것은 유기물 농도의 증가에 의한 MLVSS의 증가와 DO의 감소 등에 따른 탈질균의 활성화와 pH의 증가로 인한 암모니아 스트리핑의 결과로 판단될 수 있다.

Magram (1992)은 Kreft 등의 문헌을 인용하여 암모니아 스트리핑이 pH 8.0이상에서

관찰된다고 하여 본 실험에서도 충분히 일어날 수 있는 기작이지만, Phase I 이 Phase II보다 pH가 다소 높았다는 점 등을 볼 때 탈질에 의한 질소제거가 더 많은 영향을 미친 것으로 판단된다.

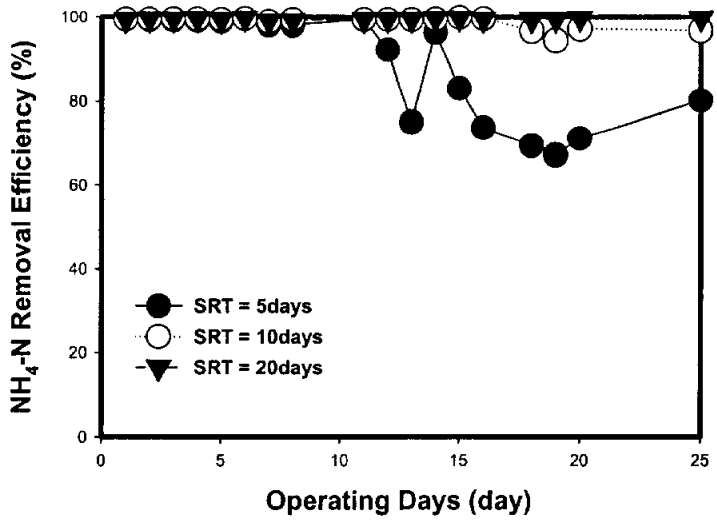

Fig. 3.29 The removal efficiency of NH_4^+-N at each SRT.

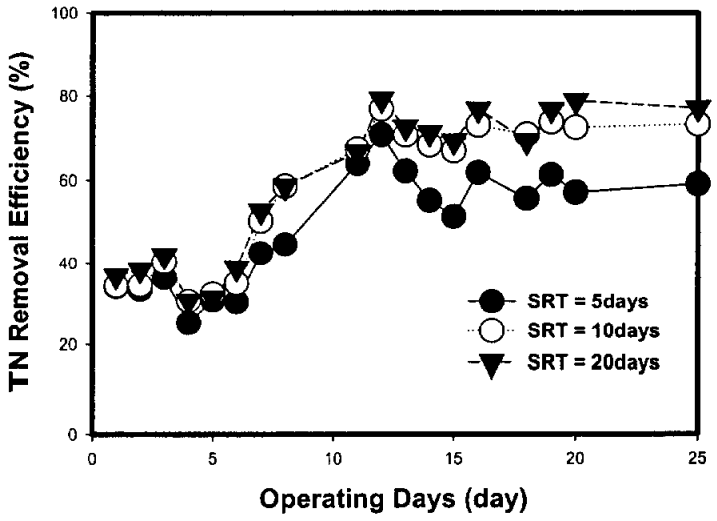

Fig. 3.30 The removal efficiency of T-N at each SRT.

(4) 인의 제거특성

활성조류를 이용한 SBR공법에서 고형물질 체류시간에 따른 총 인의 제거효율을 Fig. 3.31 에 나타내었다.

전체적인 처리효율은 10~40%정도로 비교적 낮은 제거효율을 보였으며, 고형물질 체류시간에 따른 차이는 크지 않았다. 활성조류를 이용한 SBR공법에서 하·폐수 중의 인제거는 화학적침전과 세포합성(동화작용) 그리고 박테리아에 의한 방출-과잉섭취 기작에 의한 과잉축적을 유도한 후 슬러지 폐기시키는 것으로 이루어질 수 있다. 본 실험과 같이 유입수중의 칼슘이온 등 인의 화학적 침전을 유도할 수 있는 물질이 없는 경우에는 세포합성과 과잉축적으로 인이 제거되어야 한다. 그러나, 조류와 박테리아의 합성과 과잉축적만으로는 높은 인의 제거효율을 기대하기 어렵다. 경험식에 의한 조류와 박테리아의 세포조성식에서 인은 단지 2%, 박테리아는 2~2.5% 정도만이 인이며, 과잉축적이 이루어졌을 때에도 5~6%만이 인이기 때문이다.

Michael 등(1979)은 총인 제거율 중 90%가 Ca^{2+}와 결합에 의한 침전으로 제거되었으며 약 10%정도만이 세포합성에 의해 제거되었다고 하였다. 다른 연구자들도 조류관련 시스템에서 인의 제거는 침전에 의한 것이 대부분이고 세포합성에 의한 부분은 미미한 것으로 보고하고 있다(Ip *et al.*, 1982; Picot *et al.*, 1991; Magram, 1992).

따라서, 총 인의 제거효율은 실제 폐수내에 존재하는 Ca^{2+}등의 영향으로 보다 높게 나타날 것으로 판단된다. 이 (1991)는 2차 처리수에 20~50mg/L의 Ca가 있다고 하였고 Picot 등(1991)은 124~138mg/L의 Ca가 있다고 하였다. Michael 등(1979)은 유입수중 100mg/L의 Ca가 함유되어 있다고 하였다. Picot 등(1991)은 높은 농도의 Ca가 있을 때 인의 제거효율이 높다고 하였으며 수리학적 체류시간 8일과 4일에서 각각 71%의 PO_4^{3-}-P의 제거효율을 얻을 수 있었다고 하였다.

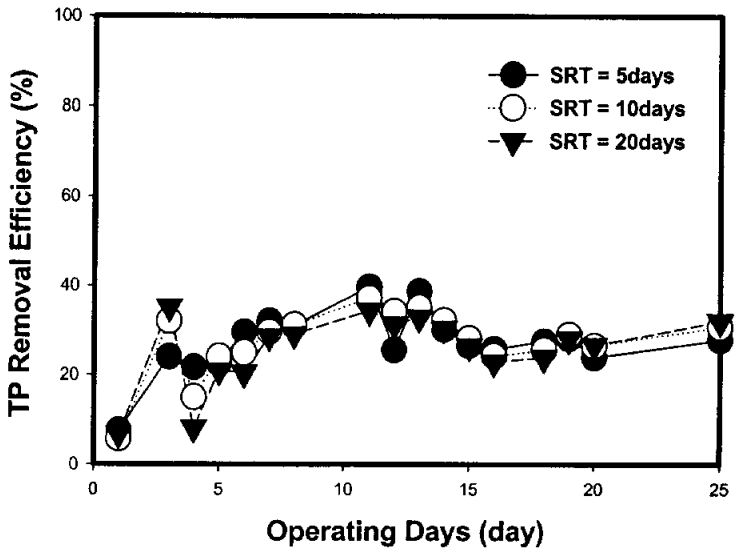

Fig. 3.31 The removal efficiency of T-P at each SRT.

(5) SS 및 조류의 농도변화

활성조류를 이용한 SBR공법에서 고형물질 체류시간에 따른 폐수처리특성을 고찰하기 위한 실험에서 조류와 박테리아의 비율의 변화를 Fig. 3.32 에 나타내었다.

본 연구에서 조류/박테리아의 비는 고형물질 체류시간에 큰 영향을 받은 것으로 나타났다. 고형물질 체류시간 5일에서는 초기 1.0 에서 평균 2.7으로 증가하였고, 고형물체류시간 10일에서는 평균 5.4 로, 고형물질 체류시간 20일에서는 평균 4.0으로 높아졌다. 특히, 유입수의 농도가 저농도인 Phase Ⅰ에서는 조류/박테리아 비가 크게 증가하였으며, 유입수의 농도가 높은 Phase Ⅱ에서는 박테리아의 성장이 높아 그 비가 일정하게 유지되거나 오히려 감소하는 경향을 나타내었다.

Maiti 등(1988)은 고형물질 체류시간에 관계없이 평균적으로 1.77의 조류/박테리아 비를 나타낸다고 하였고, Magram (1992)의 실험에서는 고형물질 체류시간과 수리학적 체류시간을 달리했을 때, 3~8의 조류/박테리아의 비를 나타내었다. 그리고 Oswald 등의 연구결과를 인용하여 수리학적 체류시간에 따라 조류/박테리아의 비가 달라지며, 특히 수리학적 체류시간이 4일 이상이면 유기물농도의 부족 등의 이유로 VSS의 대부분이 조류라고 보고하였다. 본 연구의 수리학적 체류시간은 2일로 Maiti 등 보다 컸기 때문에 조류와 박테리아의 비가 높게 나타난 이유 중의 하나로 여겨질 수 있다.

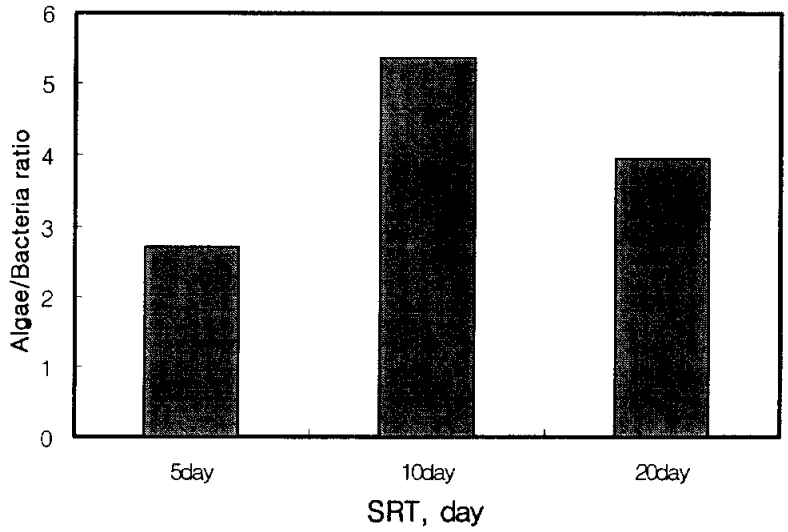

Fig. 3.32 Average of Algae/Bacteria ratio at each SRT.

3.3.4. Ca^{2+}이온에 의한 처리특성 고찰

(1) pH와 DO의 변화.

Ca^{2+}이온은 농도에 따라 미생물에게 상반된 영향을 미친다. 500mg/L이하에서는 일반적으로 마이너스 전하를 띄는 슬러지 플럭들과 결합해 플럭을 크게 하고, 탈질반응에 있어서는 표면전하를 감소시켜 음이온의 물질이동을 용이하게 하여 탈질효율을 증대시키기도 한다. 그리고 세포막의 투과성을 증진시키기도 한다. 800mg/L 이상에서는 오히려 물질이동을 방해하여 탈질효율의 저하를 유발한다(오 등, 2002).

활성조류를 이용한 SBR공법에서 Ca^{2+}이온의 영향을 고찰하기 위하여 고형물질 체류시간을 5일, 10일, 20일로 하고 반응조내 Ca^{2+}이온의 농도가 100ppm이 되도록 주입하였다. 각각의 pH의 변화는 Fig. 3.33 에 나타내었다. pH는 Ca^{2+}이온을 주입했을 때가 7.64~8.95 로 주입하지 않았을 때의 7.86~9.83보다 약간 낮게 나타났다.

본 실험에서 Ca^{2+}이온을 주입했을 때 pH가 낮아지는 것은 $CaCl_2$를 주입하였기 때문에 hydroxyapatite 침전 등의 화학적 반응($3HPO_4^{2-} + 5Ca^{2+} + 4OH \rightleftharpoons Ca_5(OH)(PO_4)_3 + 3H_2O$)을 통해 수중의 OH^-이온이 소모되므로 반응조내 pH가 낮아진 것으로 판단된다(Sukenik *et al.*, 1985; Nurdogan and Oswald, 1995). 그리고, 고형물질 체류시간이 5일 일때가 10일, 20일 보다 다소 높게 나타났다.

실험기간 동안의 DO의 변화는 Fig. 3.34 .에 나타내었다. Ca^{2+}이온을 주입했을 때 DO는 0.2 에서 10 까지 큰 폭의 변화를 나타내었으며, Ca^{2+}이온을 주입하지 않았을 때 13.06까지 나타낸 것보다 낮게 나타났다. 또한, 고형물질 체류시간이 클수록, 유입농도가 높을수록 DO는 낮게 나타났다. 이는 Ca^{2+}이온을 주입했을 때 조류와 박테리아의 플럭들이 Ca^{2+}이온과 결합하여 거대 플럭화가 이루어지고 결과적으로 조류의 생산성과 산소발생에 영향을 미쳐 광합성에 의한 산소의 생성보다는 호흡에 의한 산소의 소비가 더 컸기 때문으로 여겨진다(Nurdogan and Oswald, 1995).

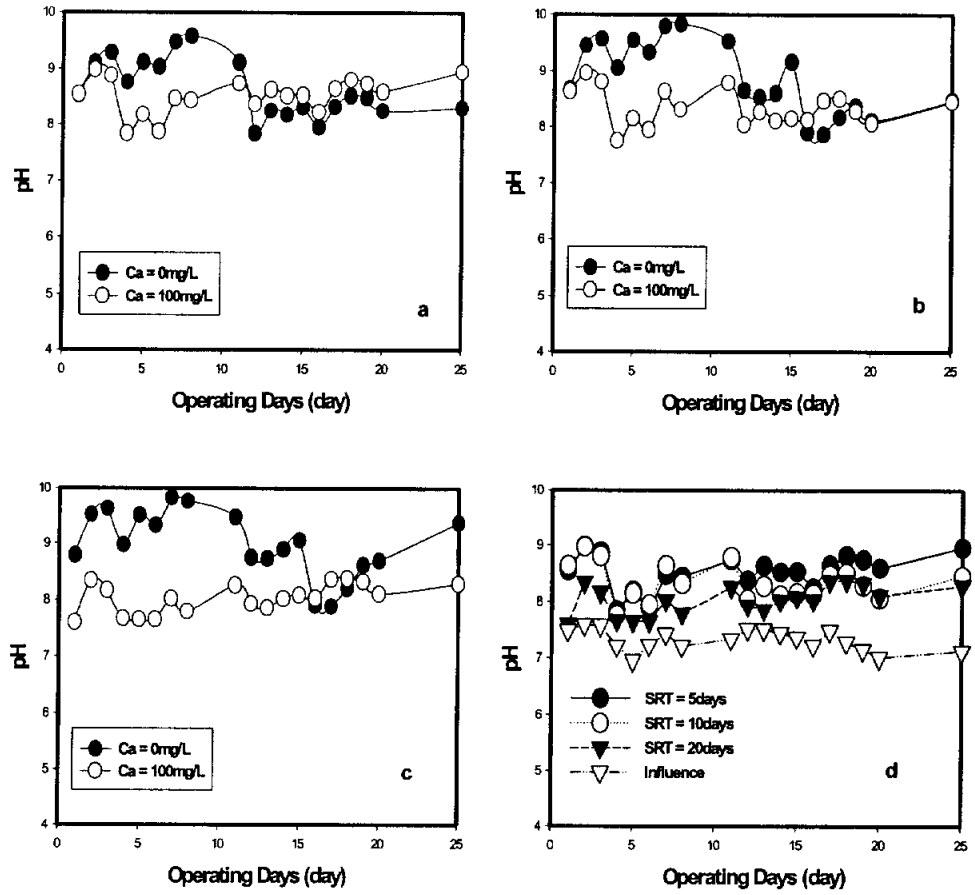

Fig. 3.33 Variations of pH at each SRT with/without adding Ca^{2+} .

(a : SRT 5d, b : SRT 10d, c : SRT 20d, d : Ca = 100mg/L).

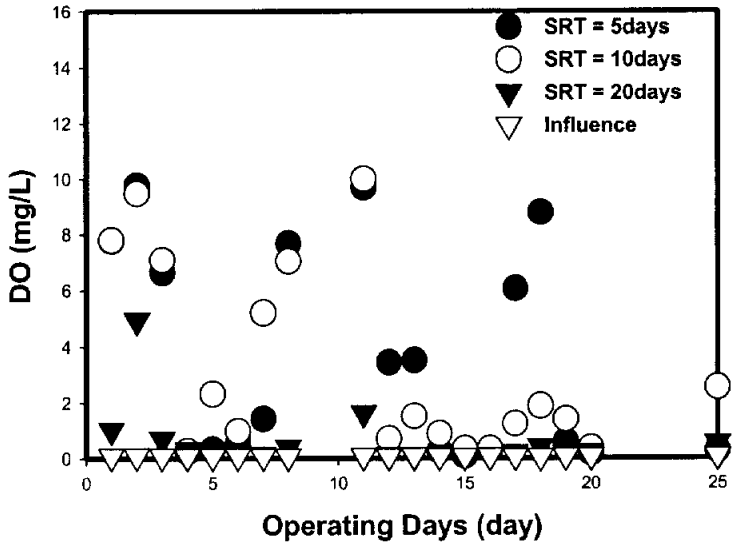

Fig. 3.34 Variations of DO at SRT 20d with adding Ca^{2+}.

(2) 유기물질 제거효율

활성조류를 이용한 SBR공법에서 Ca^{2+}이온을 주입했을 때와 주입하지 않았을 때 고형물질 체류시간별로 유기물질의 제거효율을 Fig. 3.35 에 나타내었다.

유기물질의 제거효율은 Ca^{2+}이온을 주입하지 않았을 때가 Ca^{2+}이온을 주입했을 때보다 상대적으로 높았으며, Ca^{2+}이온을 주입했을 때 고형물질 체류시간이 10일, 20일에서의 제거효율이 5일에서 보다 다소 높게 나타났다.

유입수의 COD_{cr} 농도가 110에서 350mg/L의 범위에서 Ca^{2+}이온을 주입하지 않았을 때는 고형물질 체류시간별로 각각 평균 91%, 92%, 94%로 높게 나타났으며, Ca^{2+}이온을 주입했을 때는 평균 74%, 84%, 80%로 나타났다. 특히, 고형물질 체류시간이 5일인 경우에는 Ca^{2+}이온의 주입으로 유출수의 COD_{cr}농도가 200mg/L까지 올라간 경우가 있어 영향이 큰 것으로 나타났다.

Ca^{2+}이온과 조류와 박테리아의 생물플럭이 거대화됨으로 인해 광합성에 의한 산소 생산량이 상대적으로 낮아 호기성 박테리아에 의한 유기물질의 제거효율이 다소 낮아진 것으로 판단된다. Ca^{2+}이온의 주입으로 낮아졌지만, Picot 등(1991)의 수리학적 체류시간 8일과 4일로 고율안정화지에서 얻은 80%와 68%, Nurdogan 등(1995)의 수리학적 체류시간 5일로 고율안정화지에서 얻은 80.2%에 비해 수리학적 체류시간 2일로 운전된 본 실험결과는 높은 효율을 나타내었다.

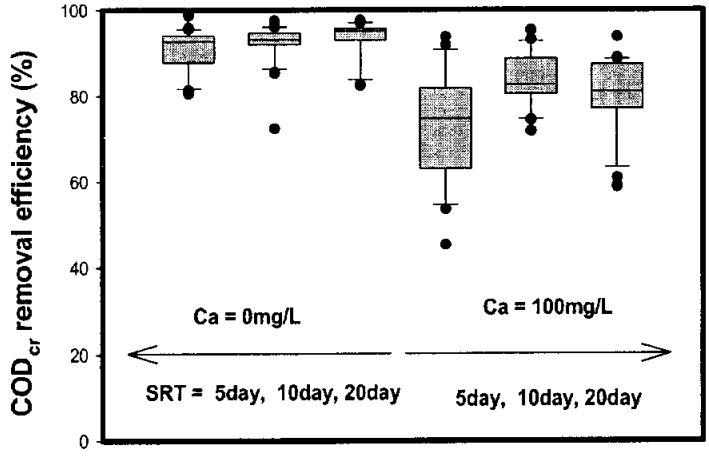

Fig. 3.35 The removal efficiency of COD_{cr} at each SRT with/without adding Ca^{2+}.

(3) 질소 제거효율

활성조류를 이용한 SBR공법에서 Ca^{2+} 이온의 주입에 따른 NH_4-N의 변화를 Fig. 3.36에 나타내었다.

Ca^{2+}이온 100mg/L를 주입했을 때 약 20mg/L의 NH_4-N는 대부분 제거가 일어났으며, 40mg/L의 NH_4-N가 유입되었을 때는 30mg/L의 NH_4-N가 제거되었다. Ca^{2+}의 주입을 멈추었을 때 제거율은 급격히 낮아져 유출수의 NH_4-N는 28mg/L까지 높아졌다. 다시 Ca^{2+}의 주입을 시작했을 때 유출수의 NH_4-N는 10mg/L이하로 빠르게 낮아졌다.
고형물질 체류시간이 10일에서 유출수의 농도가 가장 낮았고 Ca^{2+}주입 여부 대한 회복속도가 가장 빨랐다. 고형물질 체류시간 20일 보다는 5일에서 유출수의 농도는 다소 낮게 나타났다.

Fig. 3.37 에는 각 고형물질 체류시간별 Ca^{2+}주입했을 때와 주입하지 않았을 때의 NH_4-N 제거효율을 나타내었다. 전체적으로 Ca^{2+}주입하지 않았을 때 제거효율이 높은 것으로 나타났으며 이는 Ca^{2+}주입으로 인한 조류와 박테리아의 생물플럭의 거대화에 따라 광합성과 산소발생효율의 감소 때문으로 판단할 수 있었다. Ca^{2+}주입하지 않았을 때는 고형물질 체류시간이 길수록 제거효율이 높은 것으로 나타났으나, 100mg/L의 Ca^{2+}을 주입했을 때는 고형물질 체류시간 10일에서 가장 높은 제거효율을 나타내었으며, 고형물질 체류시간 5일이 고형물체류시간 20일보다 다소 높은 제거효율을 나타내었다.

총 질소의 경우, Fig. 3.38 에 나타난 것처럼 유입수의 농도가 25mg/L 정도에서는 각 고형물질 체류시간에서 95%이상의 제거효율을 나타내었고 유입수의 농도가 40mg/L 정도에서는 약 60%정도 제거되었다. Ca^{2+}이온을 주입하지 않았을 때 40%정도 까지 떨어졌다가 다시 주입하자 60%에서 90%까지 제거효율이 상승하였다.

Ca^{2+}이온을 주입하지 않았을 때와 비교하면, 주입하지 않았을 때는 NO_3-N이 15mg/L까지도 생성되는데 비해 주입시에는 2mg/L이하로 생성되고, DO가 1.0mg/L 이하로

유지되어 질산화 효율은 줄어들고 탈질이 많이 일어나는 것으로 나타났다.

Fig. 3.39 에 고형물질 체류시간 20일에서 총질소의 변화를 나타내었다. 운전 8일째까지 약 25mg/L의 총질소가 제거되었고 그 이후는 약 30mg/L정도의 총질소가 제거되었다. 이때 NO_3-N의 생성은 거의 없었다.

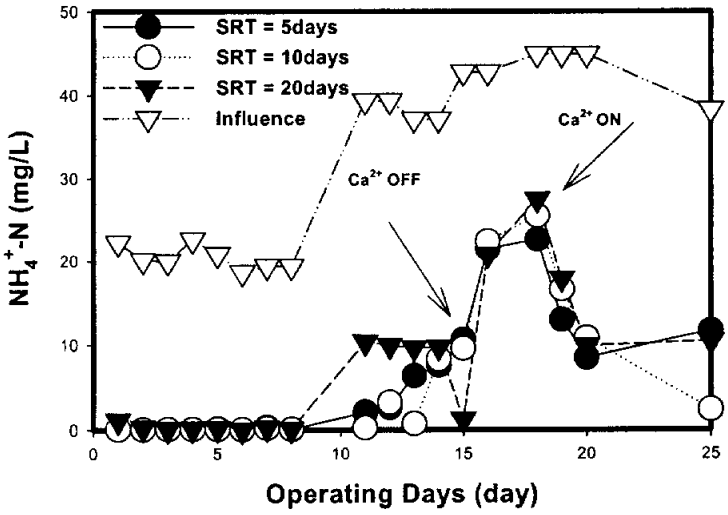

Fig. 3.36 Variations of NH_4-N at each SRT with adding Ca^{2+}

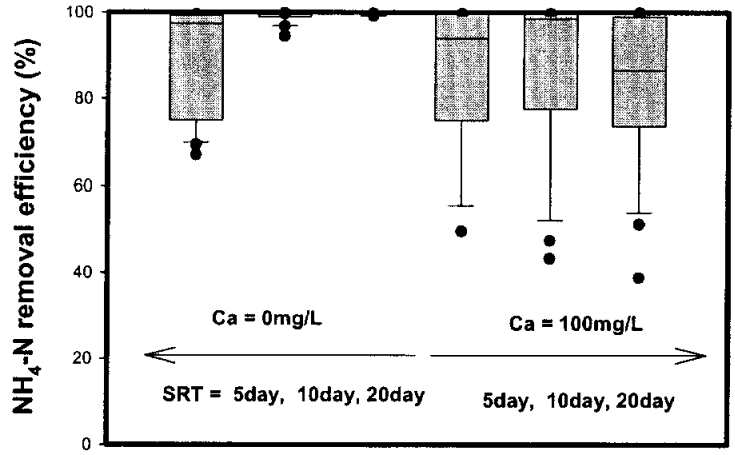

Fig. 3.37 The remvoal efficiency of NH_4-N at each SRT with/without adding Ca^{2+}.

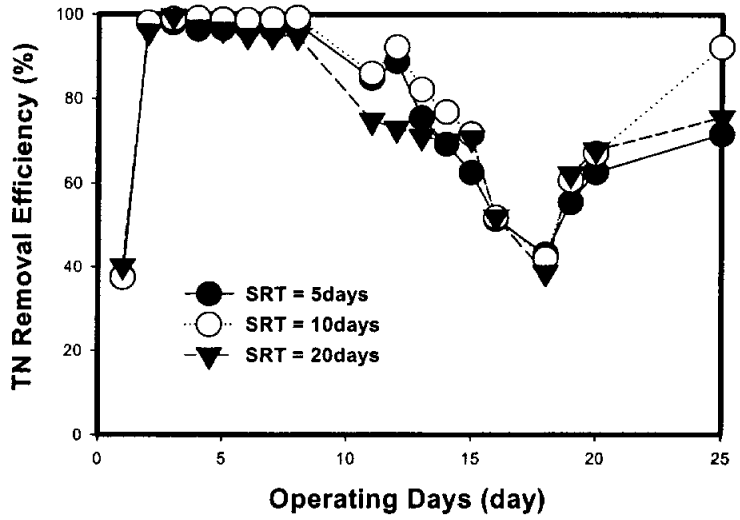

Fig. 3.38 The removal efficiency of T-N at each SRT with adding Ca^{2+}.

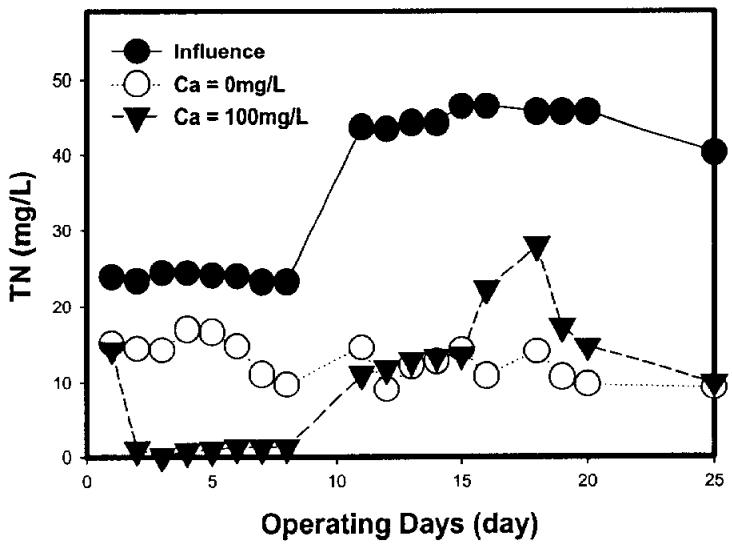

Fig. 3.39 Variations of T-N of SRT 20d with/without adding Ca^{2+}.

(4) 인의 제거효율

활성조류를 이용한 SBR공법에서 Ca^{2+} 이온의 주입에 따른 PO_4-P의 제거효율을 Fig. 3.40 에 나타내었다. 유입수의 농도가 4mg/L 정도에서는 고형물질 체류시간 10일의 경우 90%정도로 가장 높은 제거효율을 보였고 고형물질 체류시간 5일, 20일의 순으로 제거효율을 나타내었다.

PO_4-P의 제거는 세포합성에 의한 제거보다는 광합성에 의한 pH의 상승으로 Ca^{2+}이온과 같은 금속이온과의 결합에 의한 화학적 침전이 큰 부분을 차지한다. 고형물질 체류시간에 따라 제거효율에서 차이가 나는 것은 pH의 영향인 것으로 판단할 수 있다. 고형물질 체류시간 10일에서 pH가 8~9사이로 높았고, 고형물질 체류시간 20일에서는 7.5~8.2로 가장 낮았기 때문에 화학적 침전이 다른 고형물질 체류시간에 비해 작게 일어난 것으로 여겨졌다. 유입수의 농도를 9.5mg/L까지 올렸을 때, 유출수의 농도 역시 높아졌으며, Ca^{2+}이온을 주입하지 않자 유출수의 농도는 크게 증가하였다. 그러나, Ca^{2+}이온의 재주입시 유출수는 다시 낮아졌다.

Fig. 3.41 에는 Ca^{2+}이온을 주입하지 않았을 때와 주입했을 때의 제거효율을 나타내었다. 전체적으로 Ca^{2+}이온을 주입한 경우 평균 60%정도로 높은 제거효율을 나타내는 것을 알 수 있었고, 주입하지 않았을 때는 평균 20%정도로 낮은 제거효율을 보였다. 이는 PO_4-P의 화학적 침전에 의한 제거 영향이 큰 것을 나타내는 것이다.
Picot 등(1991)도 인의 제거효율은 식 (3.1)과 같이 pH, 잔류 Ca^{2+}이온의 농도와 상관관계가 매우 높다고 하였다. Ca^{2+}이온 높은 POND에서는 인의 침전에 의한 제거가 일어나고 반대의 경우에는 Ca^{2+}이온을 첨가해야 한다고 하였다. Michael 등(1979)도 Ca^{2+}이온이 첨가되었을 때, pH의 증가로 인의 제거효율을 증가시킬 수 있었으며, pH 10에서 95%의 제거효율을 얻을 수 있었다. 그리고 제거된 인의 90% 이상은 화학적 침전에 의해 제거되었다고 하였다.

$$PO_4\text{-P} = -3.415\ pH + 33.795\ (R^2 = 0.854) = 0.064\ Ca - 3.47\ (R^2 = 0.388) \quad (3.1)$$

총인의 제거에 있어서도 PO_4-P와 같은 경향을 보였다(Fig. 3.42). 6mg/L 정도의 총인에서는 Ca^{2+}을 100mg/L 주입했을 때 pH 8~9에서 60~95%까지 높은 제거효율을 보였으나, 9.5mg/L 정도에서는 50% 정도의 제거효율을 보였다.

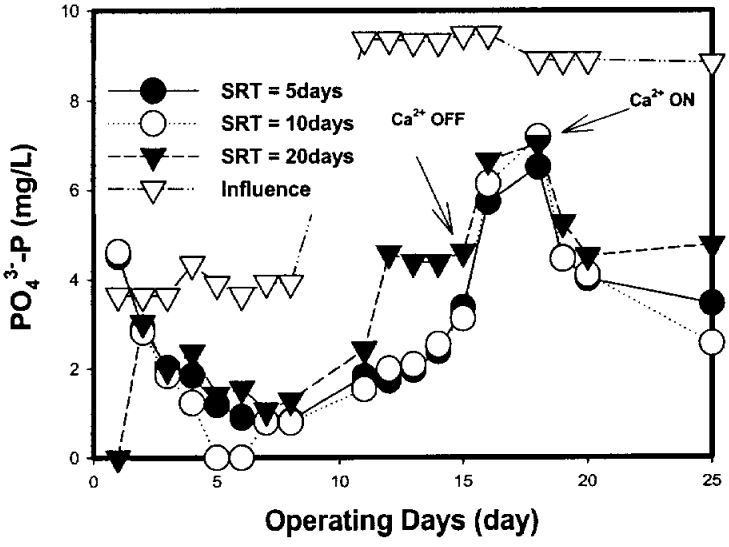

Fig. 3.40 The remvoal efficiency of PO_4-P at each SRT with adding Ca^{2+}.

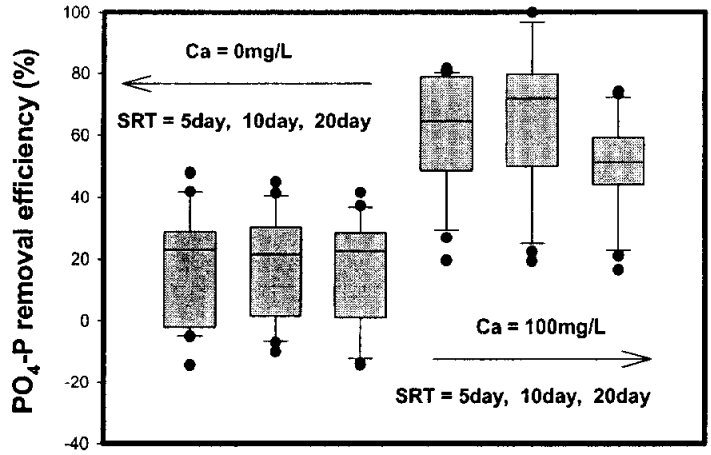

Fig. 3.41 The remvoal efficiency of PO_4-P at each SRT with/without adding Ca^{2+}.

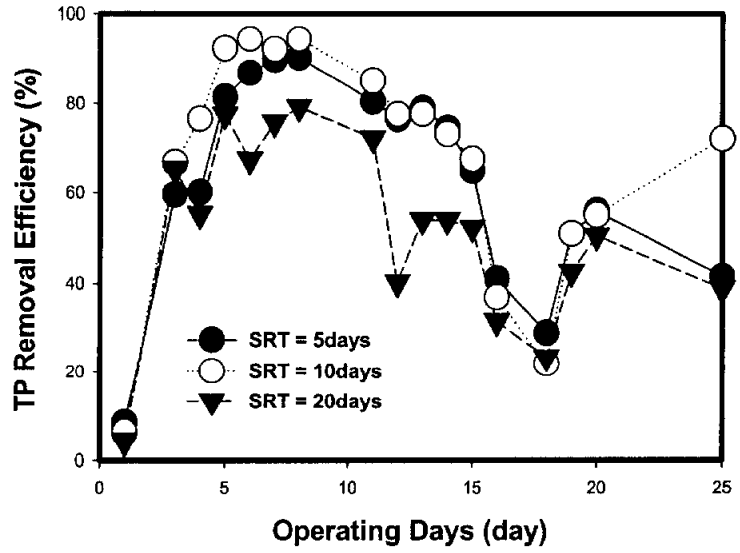

Fig. 3.42 The removal efficiency of T-P at each SRT with adding Ca^{2+}.

(5) SS 및 Chl-a의 변화

활성조류를 이용한 SBR공법에서 Ca^{2+}이온을 100mg/L를 주입했을 때, 반응조내의 VSS의 변화와 Chlorophyll-a의 변화 그리고 실험기간 동안의 평균 조류/박테리아 비를 Fig. 3.43~3.45에 나타내었다. 고형물체류시간 5일에서는 평균 600mg/L, 고형물체류시간 10일에서는 1100mg/L, 고형물체류시간 20일에서는 평균 1300mg/L의 VSS로 운전되었다. Ca^{2+}이온을 주입하지 않았을 때와 비교해하면, 상대적으로 높은 값으로 MLVSS가 유지되는 것으로 나타났다. 이것은 Ca^{2+}이온이 슬러지의 침전성을 향상시키기 때문에 유출되는 SS가 작았기 때문으로 판단된다(Lau *et al.*, 1995; Nurdogan *et al.*, 1995).

Chloropyll-a의 경우에도 고형물질 체류시간이 5일에서 20일로 길어질수록 증가하는 것으로 나타났다. Ca^{2+}이온을 주입하지 않았을 때와 비교해서 고형물질 체류시간 5일에서는 약 500mg/㎥, 10일에서는 1000mg/㎥, 20일에서는 2000mg/㎥정도 더 높게 나타났다.

조류/박테리아 비는 실험기간 동안 계속 증가하였으며, 초기 1.0에서 고형물질 체류시간에 따라 각각 5.14, 5.10, 6.82까지 증가하였다.

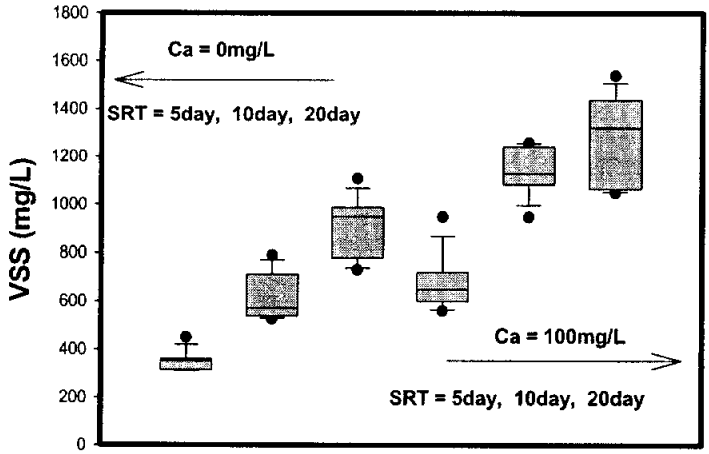

Fig. 3.43 Variations of VSS at each SRT with/without adding Ca^{2+}.

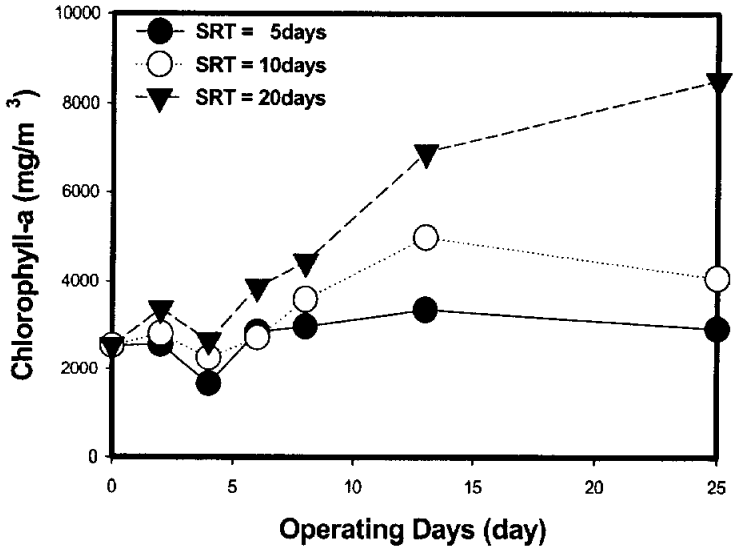

Fig. 3.44 Variations of Chlorophyll-a at each SRT with adding Ca^{2+}.

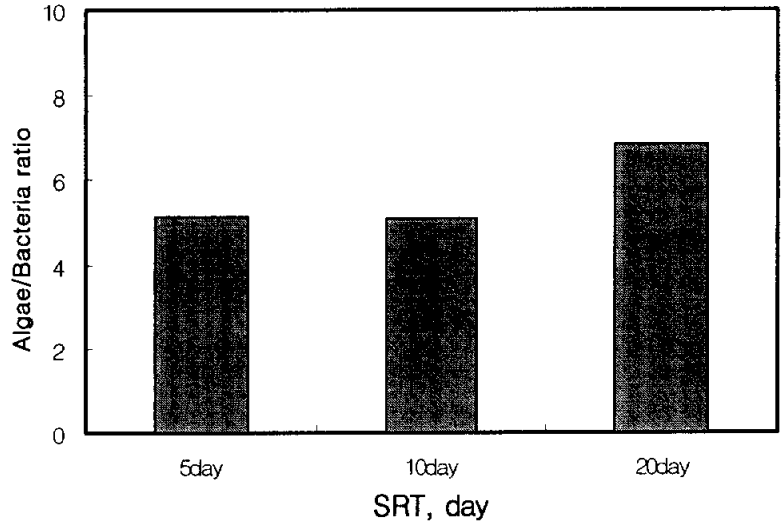

Fig. 3.45 Average of Alagae/Bacteria ratio at each SRT with adding Ca^{2+}.

3.3.5. 유입수 농도변화에 따른 처리특성 고찰

(1) pH와 DO

활성조류를 이용한 SBR공법에서 유입수의 농도변화에 따른 처리특성을 고찰하기 위하여 유입수의 농도를 COD_{cr}/NH_4-N/PO_4-P를 각각 300/50/10(Case1), 300/100/10(Case2), 600/50/10(Case3), 600/100/10(Case4)로 하여 실험을 수행하였다. 그 결과 나타난 pH와 DO를 Fig. 3.46 과 3.47 에 도시하였다.

COD_{cr} 300mg/L, NH_4-N 100mg/L, PO_4-P 9.5mg/L의 경우(Case2)에 pH가 6.4 까지 떨어지기도 하였으나, 다른 경우에는 pH가 8정도로 유지되었다. pH는 호기성 박테리아에 의한 유기물의 산화로 발생하는 CO_2의 영향과 질산화박테리아에 의한 NH_4-N의 질산화로 감소한다. 그리고 조류의 광합성에 의한 CO_2의 소모와 탈질박테리아에 의한 탈질화로 증가한다. Case2의 경우는 질산화는 70%정도 높게 일어났으나 유기물질의 부족으로 탈질율은 40~50%정도로 낮아 pH의 감소가 일어난 것으로 판단된다.

DO의 경우에는 유입수의 COD_{cr}과 NH_4-N의 농도가 높을수록 빠르게 감소하였다. Case1의 경우에만 DO가 2.0mg/L정도 유지되었고 다른 경우에는 0.3mg/L 정도로 유지되었다. 그리고 운전일수가 증가할수록 MLSS는 증가하였고 Case3, Case4에서는 조류/박테리아 비의 감소하였다. MLSS의 증가와 조류/박테리아 비의 감소는 self-shading현상과 광합성에 의한 산소의 생산량과 호흡에 의한 산소소비량에 있어서 감소요인이 많아 반응조내의 DO를 낮추었다.

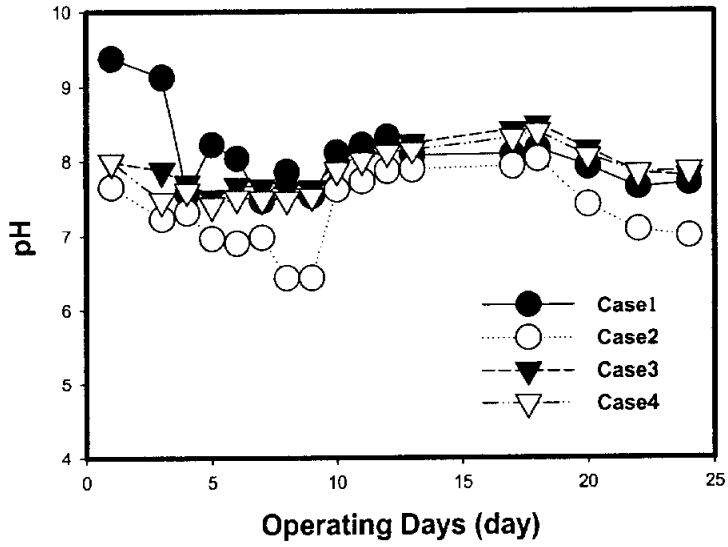

Fig. 3.46 Variations of pH at each Case.

(COD_{cr}/NH_4-N/PO_4-P, Case 1 : 300/50/10, Case 2 : 300/100/10, Case 3 : 600/50/10, Case 4 : 600/100/10)

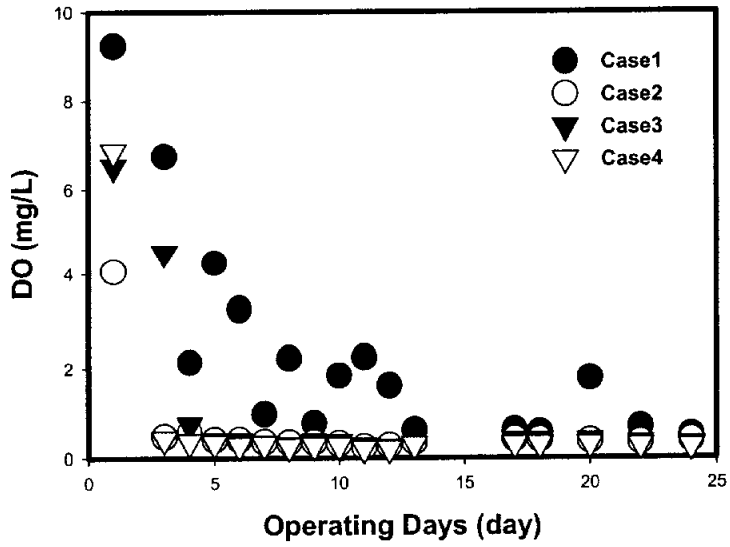

Fig. 3.47 Variations of DO at each Case.

(COD_{cr}/NH_4-N/PO_4-P, Case 1 : 300/50/10, Case 2 : 300/100/10, Case 3 : 600/50/10, Case 4 : 600/100/10)

(2) 유기물질의 제거특성

활성조류를 이용한 SBR공법에서 유입수의 농도를 달리 하였을 때 유기물질의 처리효율 결과를 Fig. 3.48 에 나타내었다.

COD_{cr}의 농도를 300mg/L, 600mg/L로 주입하였을 때, 각 Case의 경우 평균 90%이상의 제거효율을 나타내었다. 처리수의 농도는 40mg/L이하로 나타나 안정적인 결과를 얻을 수 있었다. 특히, 유입수의 COD_{cr} 600mg/L일때(Case3,4)가 300mg/L일때(Case1,2) 보다 처리효율은 다소 높게 나타났다. Nurdogan 등(1995)은 고율안정화지공법에서 평균 COD가 529mg/L의 하수를 처리할 때 수리학적 체류시간 5일에서 처리하여 평균 77.4%(대조군)~80.2%(CaO첨가)의 제거효율을 얻은 결과를 얻었다. 따라서, 활성조류를 이용한 SBR공법은 높은 유기물의 농도에도 안정적인 처리효율을 얻을 수 있는 공법이다.

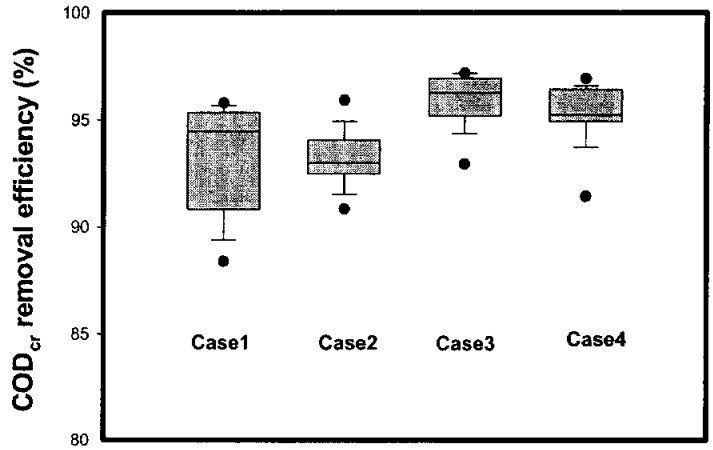

Fig. 3.48 The removal efficiency of COD_{cr} at each Case.

(COD_{cr}/NH_4-N/PO_4-P, Case 1 : 300/50/10, Case 2 : 300/100/10, Case 3 : 600/50/10, Case 4 : 600/100/10)

(3) 질소 제거특성

활성조류를 이용한 SBR공법에서 유입수의 농도변화에 따른 NH_4-N의 제거효율을 Fig. 3.49에 나타내었다. NH_4-N의 농도가 50mg/L(Case1,3)에서는 평균 90%이상 높은 제거효율을 나타내었으며, 100mg/L (Case2,4)에서는 평균 74%와 56%로 저농도의 경우보다 제거효율이 낮아졌으며, 유기물의 농도가 높은 Case4의 경우에는 제거효율이 가장 낮아졌다. NH_4-N의 제거효율은 유기물의 농도가 낮고, 유입수의 NH_4-N 농도가 낮은 경우에 제거효율이 높았다. 그러나, 제거량으로는 각 Case별로 24.54mg/L/d, 37.97mg/L/d, 23.33mg/L/d, 27.53mg/L/d로 나타나 유입수의 NH_4-N 농도가 높고 유기물의 농도가 낮을 때 더 많은 양이 제거되었다.

Fig. 3.50 에는 총질소의 제거효율을 나타내었다. Case1은 평균 70%, Case2에서는 평균 50%, Case3에서는 평균 85%, 그리고 Case4에서는 평균 61%의 제거효율을 나타내었다. 제거효율은 C/N비가 높을수록, 유입수의 NH_4-N 농도가 낮을수록 제거효율이 높게 나타났다. 그러나 총질소의 제거량으로는 각 Case별로 18.80mg/L/d, 26.71mg/L/d, 23.78mg/L/d, 30.26mg/L/d로 나타나 C/N비가 클수록, 유입수의 NH_4-N 농도가 높을수록 더 많은 양이 제거되었다. 본 실험의 결과에서 C/N비가 3인 경우(Case2)에서도 총질소의 제거효율은 평균 50%정도로 나타나 낮은 C/N비의 경우에도 질소제거에 높은 질소의 제거효율을 기대할 수 있었다.

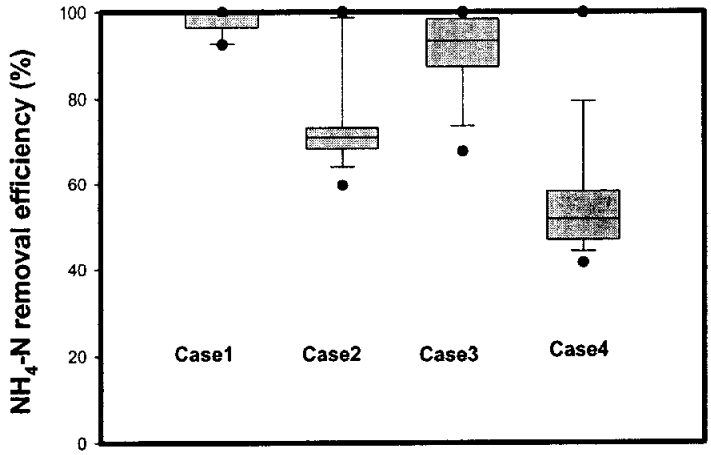

Fig. 3.49 The remvoal efficiency of NH_4-N at each Case.
(COD_{cr}/NH_4-N/PO_4-P, Case 1 : 300/50/10, Case 2 : 300/100/10, Case 3 : 600/50/10, Case 4 : 600/100/10)

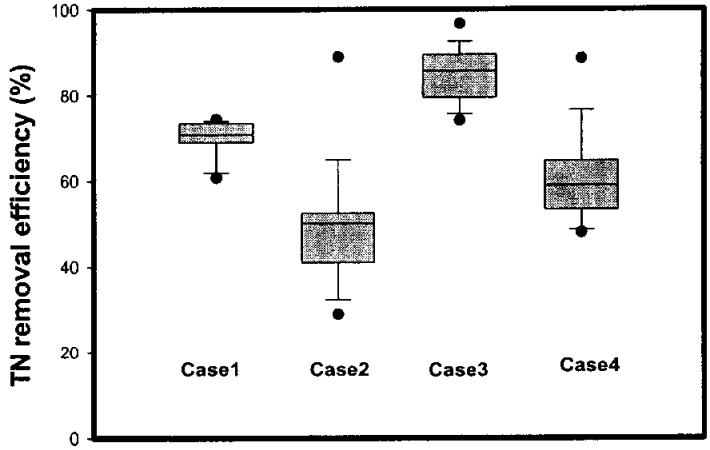

Fig. 3.50 The removal efficiency of T-N at each Case.
(COD_{cr}/NH_4-N/PO_4-P, Case 1 : 300/50/10, Case 2 : 300/100/10, Case 3 : 600/50/10, Case 4 : 600/100/10)

(4) 인의 제거특성

활성조류를 이용한 SBR공법에서 유입수의 농도에 따른 처리특성을 고찰하기 위한 실험에서 총인의 제거효율을 Fig. 3.51 에 나타내었다.

Case1에서는 평균 16%의 제거효율을 나타내었고 Case2에서는 평균 43%, Case3에서는 평균 67.5%, Case4에서는 평균 67%의 제거효율을 나타내었다. 유입수중의 COD_{cr}의 농도가 높을수록, 총질소의 농도가 높을수록 총인의 제거효율도 높은 것으로 나타났다. 총인의 제거량은 각 Case별로 0.76mg/L/d, 1.95mg/L/d, 3.23mg/L/d, 3.22mg/L/d로 나타나 유입수중의 COD_{cr}의 농도가 높을수록, 총질소의 농도가 높을수록 제거량도 높았다.

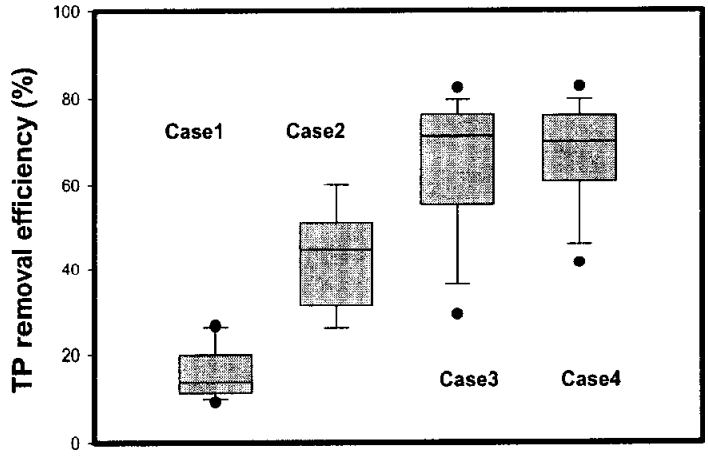

Fig. 3.51 The removal efficiency of T-P at each Case.
(COD_{cr}/NH_4-N/PO_4-P, Case 1 : 300/50/10, Case 2 : 300/100/10, Case 3 : 600/50/10, Case 4 : 600/100/10)

(5) SS 및 Chlorophyll-a의 변화

활성조류를 이용한 SBR공법에서 유입수 농도의 변화에 따른 MLVSS의 변화를 Fig. 3.52 에 나타내었다. 유입수의 COD_{cr}농도가 높을수록 MLVSS의 증가량은 높은 것으로 나타났다. 그리고 유기물의 농도가 낮은 Case1과 Case2에서는 NH_4-N의 농도가 높을수록 MLVSS가 높게 유지되었고, 유기물의 농도가 높은 Case3과 Case4에서는 탈질에 유기물의 소모가 적은 Case3에서 평균 MLVSS가 높은 것으로 나타났다. 즉, 유기물의 제거량이 많을수록, 탈질과 탈인 같은 기작에 의한 소비 보다는 종속영양 미생물의 세포합성에 많은 부분 이용될수록 MLVSS량은 높은 것으로 나타났다(Table 3.5).

Fig. 3.53 에는 조류와 박테리아의 비를 나타내었다. MLVSS의 변화와는 다른 경향을 나타내었다. 유기물의 농도가 낮은 Case1(평균 2.79)과 Case2(평균 2.18)는 Case3(평균 1.30)과 Case4(평균 0.98)보다는 상대적으로 조류의 성장률이 높고 종속영양 미생물의 증가율이 낮기 때문에 조류와 박테리아의 비는 높게 나타났다.

Table 3.5 The removal rates of organic matter and nutrients at each Case

Removal rate (mg/d)	Case 1	Case 2	Case 3	Case 4
COD_{cr}	242.97	231.9	573	545
T-N	37.57	53.42	47.57	60.51
T-P	1.52	3.89	6.46	6.45

(COD_{cr}/NH_4-N/PO_4-P, Case 1 : 300/50/10, Case 2 : 300/100/10, Case 3 : 600/50/10, Case 4 : 600/100/10)

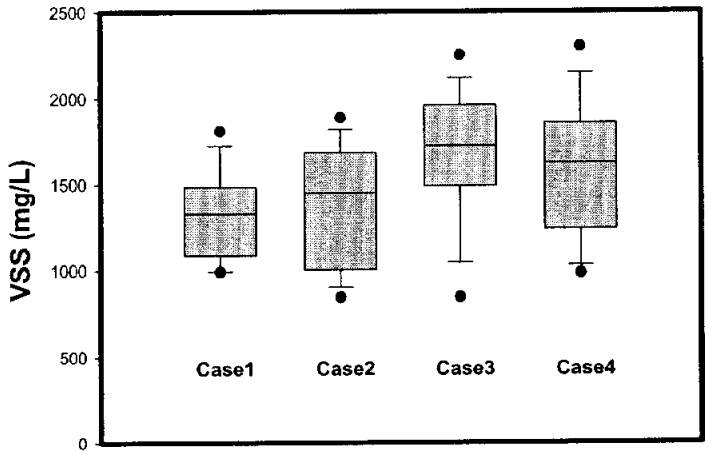

Fig. 3.52 Variations of VSS at each Case.

(COD_{cr}/NH_4-N/PO_4-P, Case 1 : 300/50/10, Case 2 : 300/100/10, Case 3 : 600/50/10, Case 4 : 600/100/10)

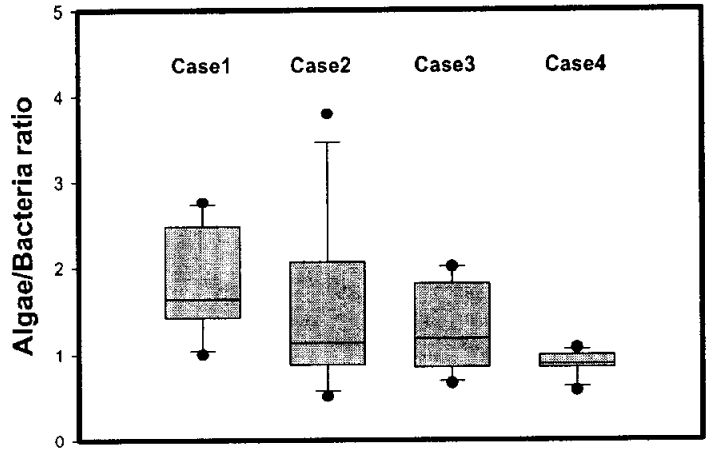

Fig. 3.53 Variations of A/B ratio at each Case.

(COD_{cr}/NH_4-N/PO_4-P, Case 1 : 300/50/10, Case 2 : 300/100/10, Case 3 : 600/50/10, Case 4 : 600/100/10)

3.3.6. 요약

활성조류를 이용한 SBR공법에서 하·폐수처리특성에 영향을 미칠 수 있는 인자들 중 MLSS 농도, 조류/박테리아 비, 고형물질 체류시간, Ca^{2+}이온의 첨가유무, 유입수 농도의 변화에 대한 실험결과를 요약하면 다음과 같다.

1) MLSS별 하·폐수처리특성은 2000 lux의 빛의 세기에서 전체적인 제거효율은 Fig. 3.54과 Table 3.6와 같았다. COD_{cr}은 MLSS에 상관없이 24시간내에 80%이상 제거되었고, NH_4-N, T-N, T-P의 제거효율은 48시간을 기준으로 MLSS가 증가할수록 증가하는 것으로 나타났다. 48시간 이후부터 MLSS농도별로 미생물의 사멸로 인한 용출현상이 나타났다. 미생물 당 제거량으로 볼때 MLSS의 증가는 F/M 비의 부족으로 나타나 MLSS의 증가에 따라 오히려 제거량이 감소하였다.

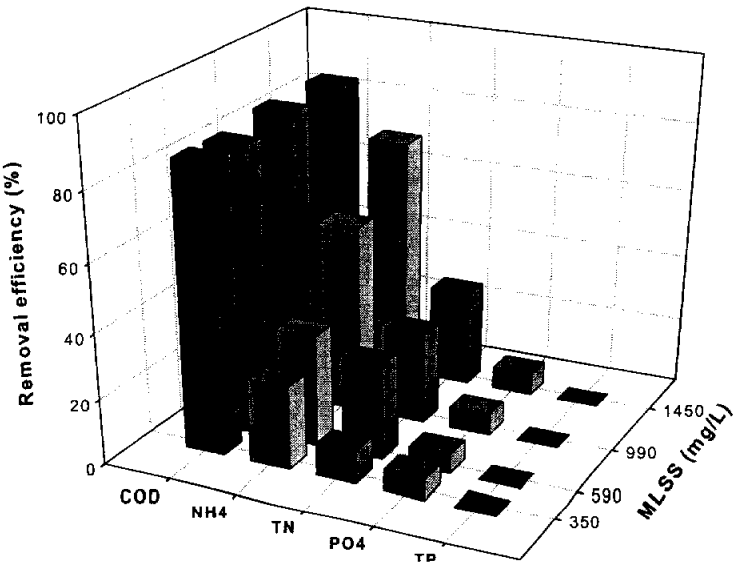

Fig. 3.54 Removal efficiency at each MLSS.

Table 3.6 The results of removal rate at each MLSS

MLSS (mg/L)	Item	Removal		
		%	mg/L/d	g/kgSS/d
350	COD_{cr}	85.79	135.74	776.0
	NH_4-N	25.25	6.13	35.03
	T-N	09.74	3.82	21.80
	PO_4-P	06.17	0.31	1.743
590	COD_{cr}	88.02	135.74	460.1
	NH_4-N	39.13	9.06	30.70
	T-N	29.20	11.35	38.46
	PO_4-P	05.90	0.30	1.000
990	COD_{cr}	87.50	134.93	272.6
	NH_4-N	56.70	12.91	26.08
	T-N	28.01	10.92	22.05
	PO_4-P	06.63	0.29	0.586
1450	COD_{cr}	80.82	118.48	163.4
	NH_4-N	71.78	16.15	22.27
	T-N	29.03	11.35	15.65
	PO_4-P	06.87	0.35	0.483

* COD_{cr}은 24시간기준, 다른 항은 48시간 기준.

2) 조류/박테리아 의 비에 따른 COD_{cr}, NH_4-N, T-N, T-P의 제거효율은 Fig. 3.55과 Table 3.7 과 같았다. 실험범위 내에서 조류와 박테리아 비와 유기물, 영양염류의 제거효율과는 큰 상관관계를 보이지 않았다. 반면, 총 미생물량에 영향을 받아 1300mg/L를 전후해서 적합한 초기 조류/박테리아 비가 달랐다.

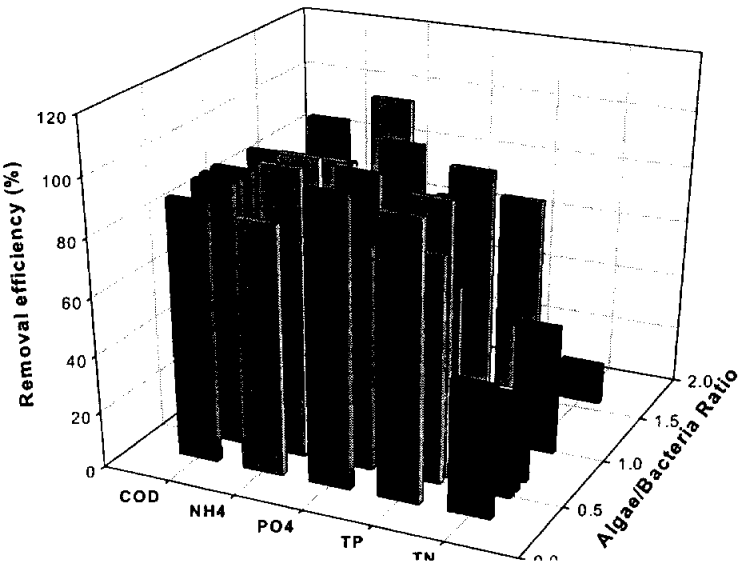

Fig. 3.55 Removal efficiency at each Algae/Bacteria ratio.

Table 3.7 The results of removal rate at each A/B ratio

A/B ratio	Item	Removal		
		%	mg/L/d	g/kgSS/d
0.28	COD_{cr}	83.47	123.89	116.81
	NH_4-N	86.78	17.36	16.37
	T-N	46.61	12.19	11.50
	T-P	96.52	8.53	8.05
0.50	COD_{cr}	90.78	134.67	187.04
	NH_4-N	99.85	19.97	27.74
	T-N	37.00	10.54	14.64
	T-P	78.91	3.08	4.27
0.57	COD_{cr}	88.89	131.86	106.34
	NH_4-N	81.18	16.24	13.09
	T-N	34.83	8.04	6.47
	T-P	95.11	6.90	5.56
0.67	COD_{cr}	91.05	135.07	230.89
	NH_4-N	99.6	19.92	34.05
	T-N	13.93	3.4	5.81
	T-P	63.74	2.24	3.82
1.00	COD_{cr}	91.87	136.28	148.13
	NH_4-N	90.85	18.17	19.75
	T-N	45.44	10.90	11.85
	T-P	94.66	6.17	6.71
1.60	COD_{cr}	93.76	139.09	190.53
	NH_4-N	99.78	19.96	27.34
	T-N	15.52	3.31	4.53
	T-P	70.69	2.32	3.17

* COD_{cr}은 24시간기준, 다른 항은 48시간 기준.

3) 고형물질 체류시간에 의한 제거효율은 COD_{cr}, NH_4-N, T-N에서 모두 고형물질 체류시간 5일에서 미생물의 농도가 적어 가장 낮은 제거효율을 나타내었고, T-P와 PO_4-P의 경우에는 고형물질 체류시간과 큰 상관관계가 없었다. 고형물질 체류시간 10일과 20일에서 제거효율은 비슷한 결과를 나타내었으나, 고형물질 체류시간은 슬러지의 폐기량과 관계 있으므로 폐슬러지의 이용목적에 따라 적정 고형물질 체류시간은 달라 질 수 있다. 전체적인 제거효율은 Fig. 3.56과 Table 3.8에 나타내었다.

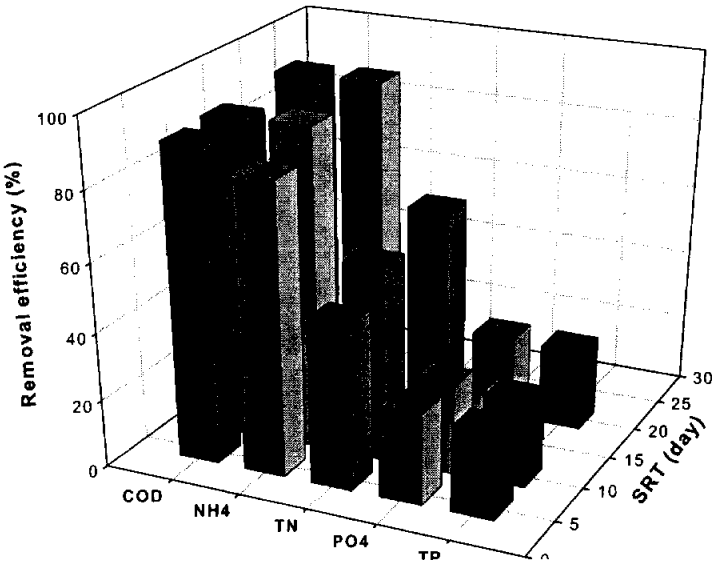

Fig. 3.56 Removal efficiency at each SRT.

4) Ca^{2+}이온을 100ppm 주입함에 따라 주입하지 않았을 때에 비해 Ca^{2+}이온이 조류와 박테리아의 생물플럭을 보다 거대화시켜 광합성에 의한 산소발생을 비효율적으로 하였기 때문에 COD_{cr}과 NH_4-N의 제거효율은 약간 낮아졌으나, Ca^{2+}이온이 VSS의 유출을 막아 반응조내의 VSS의 농도를 증가시켰고 인과의 화학적 침전의 결과로 T-N과 T-P의 제거효율은 크게 증가하였다. 전체적인 제거효율은 Fig. 3.57와 Table 3.8에 나타내었다.

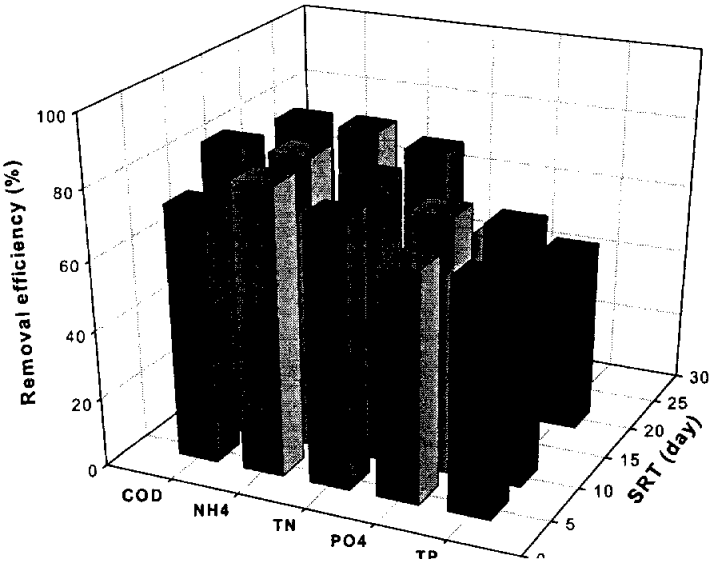

Fig 3.57 Removal efficiency at each SRT with adding Ca^{2+}.

Table 3.8 The results of removal rate at each SRT with/without adding Ca^{2+}

	SRT (day)	Item	Removal		
			%	mg/L/d	g/kgSS/d
Ca^{2+} = 0ppm	5	COD_{cr}	90.96	204.56	297.33
		NH_4-N	84.82	26.71	38.82
		T-N	48.64	17.69	25.71
		T-P	25.44	2.16	3.14
	10	COD_{cr}	92.12	210.04	168.30
		NH_4-N	93.25	30.23	24.22
		T-N	57.19	20.84	16.70
		T-P	25.60	2.18	1.75
	20	COD_{cr}	93.63	213.79	120.92
		NH_4-N	94.01	30.56	17.29
		T-N	59.26	21.57	12.20
		T-P	23.97	2.08	1.17
Ca^{2+}= 100ppm	5	COD_{cr}	76.52	178.14	134.05
		NH_4-N	93.47	27.59	21.00
		T-N	85.17	28.52	21.71
		T-P	74.44	5.77	4.39
	10	COD_{cr}	84.63	198.76	89.69
		NH_4-N	96.66	29.15	13.15
		T-N	89.15	30.36	13.70
		T-P	81.90	6.23	2.81
	20	COD_{cr}	78.63	185.61	75.76
		NH_4-N	89.13	25.54	10.43
		T-N	82.95	27.33	11.16
		T-P	61.69	4.81	1.96

Ca^{2+}=100ppm에서 Ca^{2+}이온을 주입하지 않은 결과는 제외. 48시간 기준.

5) 유입수의 농도변화에 따른 COD_{cr}의 제거효율은 유입수의 COD_{cr}농도가 300mg/L에서 600mg/L까지 증가해도 90%이상의 높은 제거효율을 나타내었다. NH_4-N의 제거효율은 유입수의 NH_4-N의 농도가 낮을수록 COD_{cr}의 농도가 낮을수록 제거효율이 높아졌다. T-N과 T-P의 제거효율은 유입수 COD_{cr}의 농도가 높을수록 제거효율은 높았다. 전체적인 제거효율은 Fig. 3.58과 Table 3.9와 같았다.

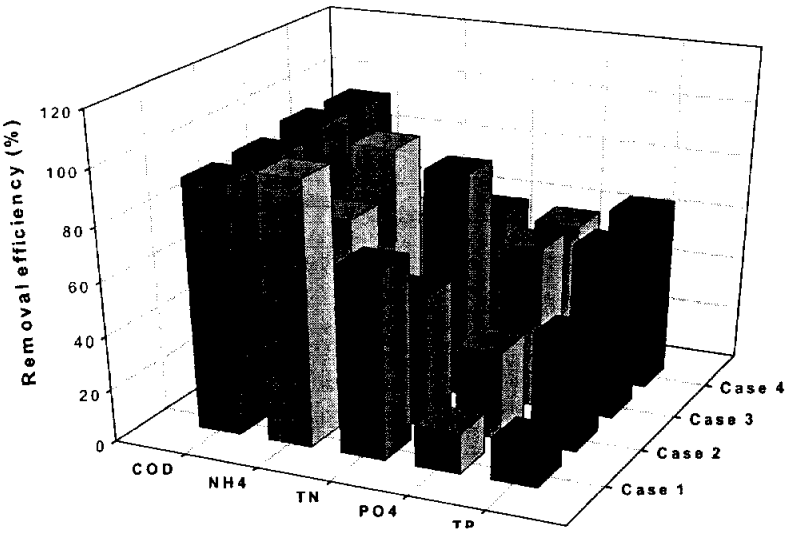

Fig. 3.58 Removal efficiency at each influent concentration.

Table 3.9 The results of removal rate at each influent concentration

Influent Concentration COD_{cr}/NH_4-N/PO_4-P	Item	Removal		
		%	mg/L/d	g/kgSS/d
300/50/10	COD_{cr}	92.47	243.32	83.10
	NH_4-N	98.22	49.08	16.76
	T-N	69.03	37.59	12.84
	T-P	14.47	1.52	0.52
300/100/10	COD_{cr}	92.82	231.86	77.29
	NH_4-N	75.01	75.94	25.31
	T-N	48.50	53.42	17.81
	T-P	42.47	3.89	1.30
600/50/10	COD_{cr}	95.87	573.07	158.05
	NH_4-N	90.75	46.57	12.87
	T-N	82.00	47.57	13.12
	T-P	64.27	6.46	1.78
600/100/10	COD_{cr}	95.19	545.66	155.46
	NH_4-N	59.11	60.51	15.60
	T-N	60.82	60.51	17.24
	T-P	69.84	6.45	1.84

제 4 장 활성조류를 이용한 SBR 공법의 수학적 해석 및 모델링

4.1. 활성조류를 이용한 SBR공법의 수학적 해석

4.1.1. 부유물질의 물질수지

3장의 실험결과를 이용하여 McKinney 공식에 적용할 때, 회분식 운전 방식으로 실험된 MLSS에 대한 실험결과와 조류/박테리아 비에 따른 실험결과는 적용하지 않고 연속 회분식으로 운전된 고형물질 체류시간과 칼슘이온의 영향과 유입수 농도변화에 따른 실험결과만을 이용하였다.

(1) 고형물질 체류시간별 부유물질의 농도변화

활성조류를 이용한 SBR공법에서 McKinney공식을 이용하여 도출된 고형물질 체류시간별 박테리아와 조류의 농도변화를 Fig. 4.1~4.3 에 나타내었다.

박테리아는 BCOD의 대사작용을 통해 그 양이 증가한다. 공식에 의해 계산된 총 박테리아의 농도는 고형물질 체류시간 5일에서 77mg/L, 10일에서 132mg/L, 20일에서 238mg/L 로 나타나 고형물질 체류시간이 클수록 높게 나타났다. 반면에 실측값은 각각 93mg/L, 98mg/L, 178mg/L로 나타나 계산값이 실측값에 비해 다소 높게 나타났다. 각 고형물질 체류시간에서 Ma_B의 농도는 큰 차이가 없고 Me_B의 농도는 체류시간이 클수록 높았다. Ma_B의 분율은 고형물질 체류시간 5일, 10일, 20일에서 각각 45.45%, 29.42%, 17.24%로 나타나 고형물질 체류시간이 길수록 활성을 갖는 박테리아의 분율이 작아졌다.

조류는 박테리아의 유기물 산화 등에 의해 발생된 CO_2를 이용하여 성장한다. 공식에 의해 계산된 총 조류의 농도는 고형물질 체류시간 5일, 10일, 20일에서 각각 267mg/L, 492mg/L, 646mg/L로 나타나 고형물질 체류시간이 클수록 시스템내에 높은 농도로 유지되었다. 반면에 실측값은 고형물질 체류시간에 따라 각각 251mg/L, 526mg/L, 706mg/L로 나타나 계산값보다 비교적 높았다. 고형물질 체류시간 5일 보다

10일과 20일에서 Ma_A의 양이 높게 나타났으며, 10일과 20일에서는 차이가 없었다. 반면, Me_A는 고형물질 체류시간이 클수록 그 양이 높아졌다. Ma_A의 분율은 각 고형물질 체류시간에서 77.64%, 63.45%, 46.47%로 나타나 고형물체류시간이 길수록 활성조류의 분율은 작아졌다.

McKinney공식에 의해 계산된 조류/박테리아 비는 초기의 1.0에서 5일에서는 3.46, 10일에서는 3.73, 20일에서는 2.71 으로 증가하였으나 실측된 조류/박테리아 비는 고형물질 체류시간에 따라 각각 2.7, 5.4, 4.0 으로 나타났다.

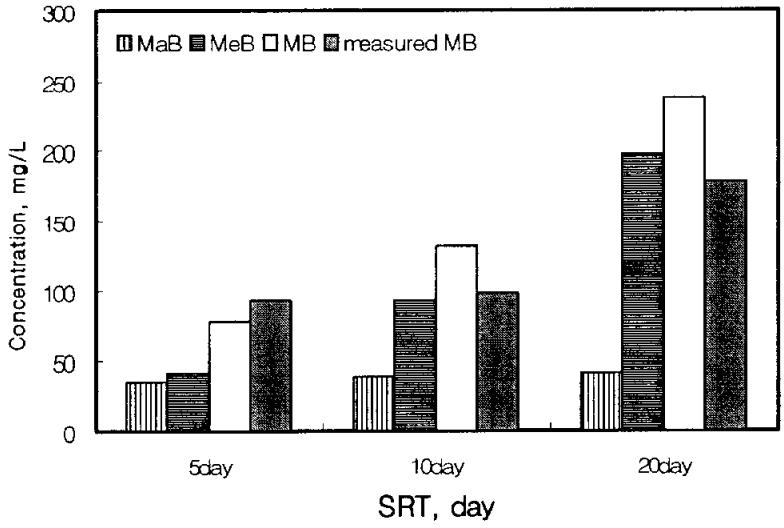

Fig. 4.1 Bacteria mass at each SRT.

(Ma_B : calculated active bacterial mass, Me_B : calcuated inert, organics bacterial mass, MB : Ma_B + Me_B, measured MB : measured average value)

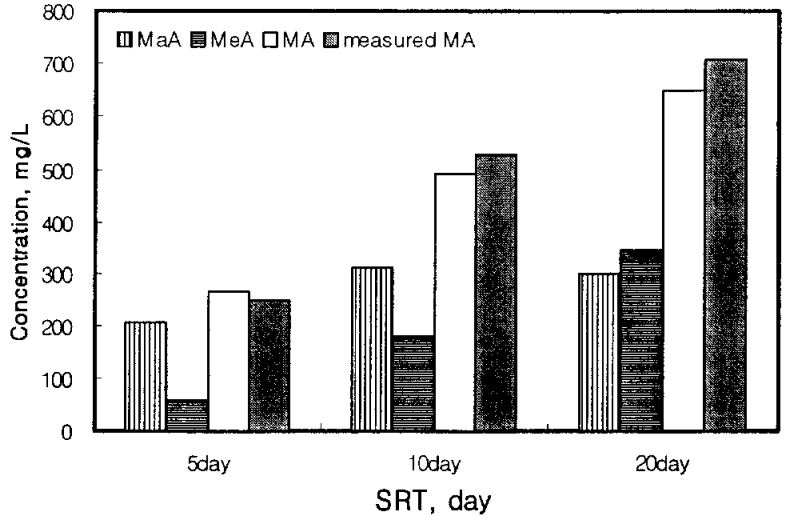

Fig. 4.2 Algae mass at each SRT.

(Ma_B : calculated active bacterial mass, Me_B : calcuated inert, organics bacterial mass, MB : Ma_B + Me_B, measured MB : measured average value)

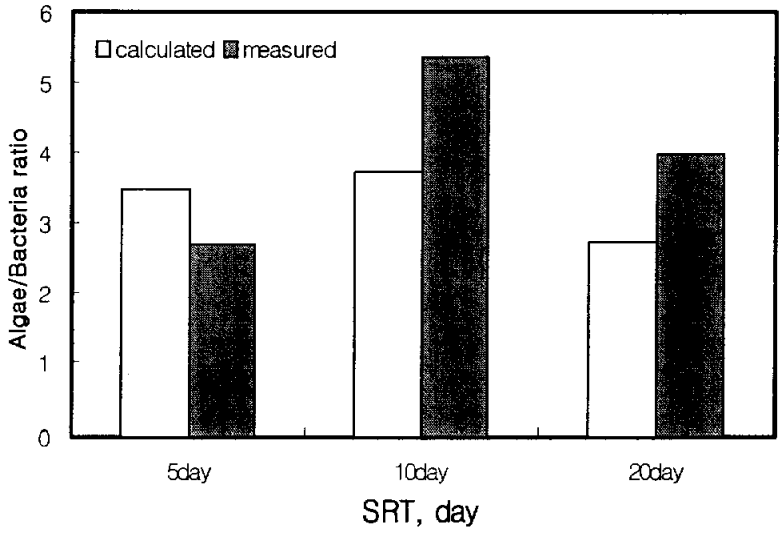

Fig. 4.3 Algae/Bacteria ration at each SRT.

(2) Ca^{2+}이온의 첨가유무에 따른 부유물질의 농도변화

활성조류를 이용한 SBR공법에서 McKinney공식을 이용하여 도출된 Ca^{2+}이온의 첨가와 고형물질 체류시간에 대한 박테리아와 조류의 농도변화를 Fig. 4.4~4.6 에 나타내었다.

공식에 의해 계산된 총 박테리아의 농도는 고형물질 체류시간 5일에서 66.4mg/L, 10일에서 124.8mg/L, 20일에서 206.7mg/L 로 나타나 고형물질 체류시간이 클수록 높게 나타났으며, 실측값은 고형물질 체류시간에 따라 각각 120mg/L, 202mg/L, 173mg/L로 나타나 계산값과는 다소 큰 차이를 나타내었다. 각 고형물질 체류시간에서 Ma_B의 농도는 큰 차이가 없고 Me_B의 농도는 체류시간이 클수록 높았고 Ma_B의 분율은 고형물질 체류시간 5일, 10일, 20일에서 각각 45.45%, 29.41%, 17.24%로 나타나 고형물질 체류시간이 길수록 활성을 갖는 박테리아의 분율이 작아졌다.

공식에 의해 계산된 총 조류의 농도는 고형물질 체류시간 5일, 10일, 20일에서 각각 590.6mg/L, 976.2mg/L, 1018.3mg/L로 나타나 고형물질 체류시간이 클수록 시스템내에 높은 농도로 유지되었으며, 고형물질 체류시간 5일과 20일 보다 10일에서 Ma_A의 양이 높게 나타났고, 5일과 20일에서는 차이가 없었다. 반면, Me_A는 고형물질 체류시간이 클수록 그 양이 높아졌다. 실측된 총 조류의 농도는 고형물질 체류시간에 따라 각각 617mg/L, 1031mg/L, 1180mg/L로 나타나 계산값 보다 높게 나타났다.
Ma_A의 분율은 각 고형물질 체류시간에서 77.64%, 63.45%, 46.47%로 나타나 고형물질 체류시간이 길수록 활성조류의 분율은 작아졌다.

Ca^{2+}이온을 100mg/L로 주입하였을 때 Ca^{2+}이온을 주입하지 않은 경우와 비교시 MLVSS의 농도가 약 2배 정도 높게 유지되었으며, 증가된 MLVSS의 농도는 조류가 대부분을 차지하였다. 이것은 Ca^{2+}이온이 조류의 성장 또는 반응초기에 조류와 Ca^{2+}이온이 침전물형성에 의한 부유성 조류 유출의 감소에 큰 영향을 미친 것으로 나타났다 (박, 1995; Sukenik *et al.*, 1985; Yakup *et al.*, 1995).

Ca^{2+}이온이 첨가되었을 때 고형물질 체류시간에 따른 계산된 조류/박테리아 비는 초기의 1.0에서 5일에서는 8.89, 10일에서는 7.82, 20일에서는 4.93으로 증가하였다. 반면, 실측값에 의한 조류/박테리아 비는 고형물질 체류시간 5일에서 5.14, 10일에서 5.10, 20일에서 6.82를 나타났다.

계산값과 실측값 모두 고형물질 체류시간이 길수록 조류/박테리아 비는 낮아지는 것으로 나타났다.

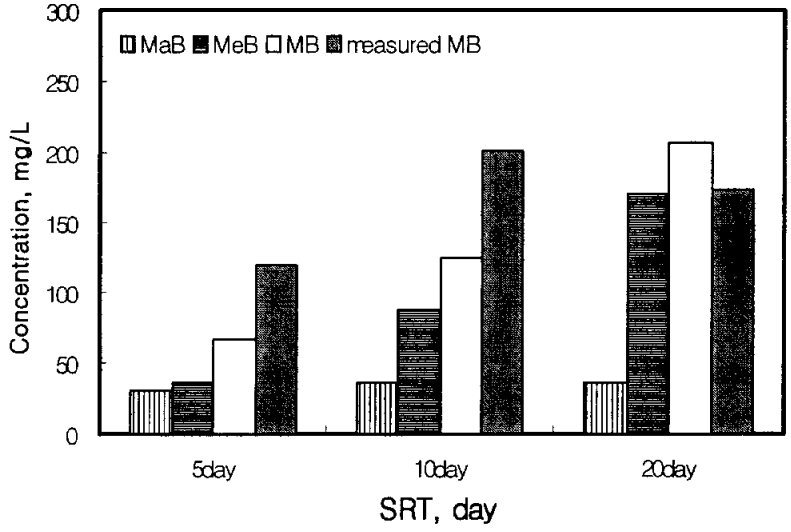

Fig. 4.4 Bacteria mass at each SRT with adding Ca^{2+}.

(Ma_B : calculated active bacterial mass, Me_B : calcuated inert, organics bacterial mass, MB : Ma_B + Me_B, measured MB : measured average value)

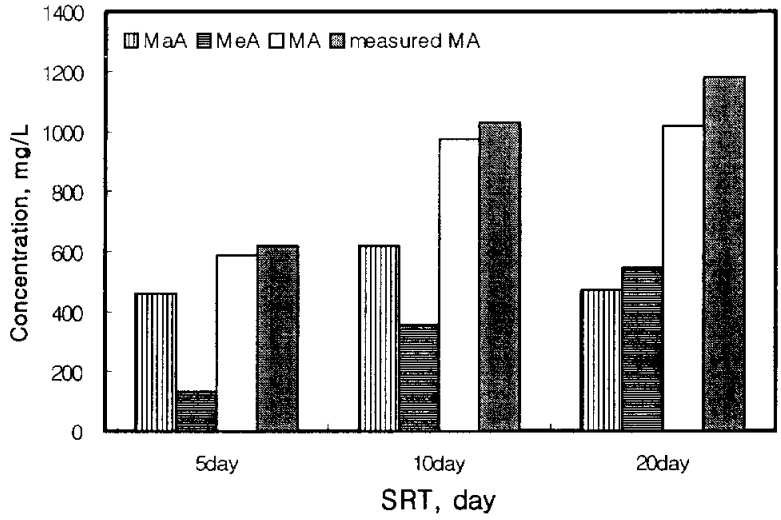

Fig. 4.5 Algae mass at each SRT with adding Ca^{2+}.

(Ma_B : calculated active bacterial mass, Me_B : calcuated inert, organics bacterial mass, MB : Ma_B + Me_B, measured MB : measured average value)

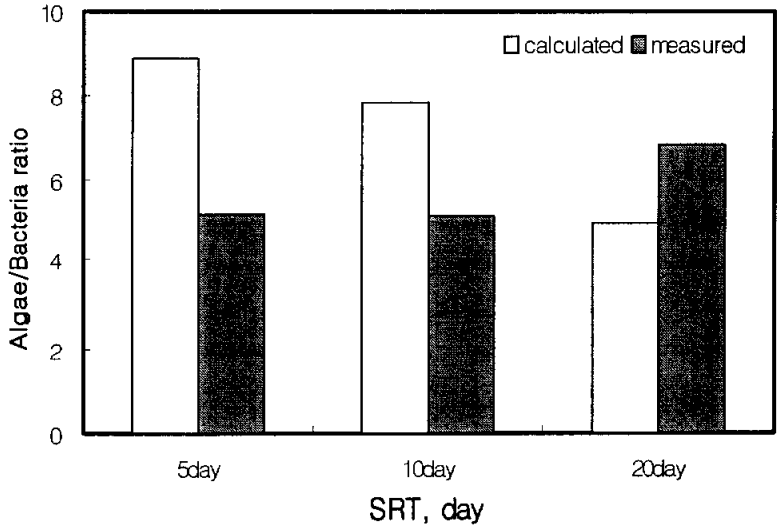

Fig. 4.6 Algae/Bacteria ratio at each SRT with adding Ca^{2+}.

(3) 유입수의 농도에 따른 VSS

활성조류를 이용한 SBR공법에서 McKinney공식을 이용하여 도출된 유입수의 농도변화에 대한 박테리아와 조류의 농도변화를 Fig. 4.7~4.9 에 나타내었다.

계산된 총 박테리아의 농도는 COD_{cr}/NH_4-N/PO_4-P의 농도가 300/50/10에서 271mg/L, 300/100/10에서 258mg/L, 600/50/10에서 638mg/L, 600/100/10에서 608mg/L 로 나타났으며, 실측값은 각각 356mg/L, 410mg/L, 684mg/L, 774mg/L로 나타나 계산값 보다 실측값이 다소 높게 나타났으나, 모두 유입수의 유기물 농도가 높을수록 박테리아의 농도는 증가하였다.

각 농도비에서 계산된 Ma_B의 농도는 유입수 농도에 영향을 받아 300/50/10에서는 47mg/L, 300/100/10에서는 45mg/L, 600/50/10에서는 110mg/L, 600/100/10에서는 105mg/L로 나타났다. 계산된 Me_B의 농도 역시 유기물의 농도에 영향을 받아 300/50/10에서는 224mg/L, 300/100/10에서는 214mg/L, 600/50/10에서는 528mg/L, 600/100/10에서는 503mg/L로 나타났다.

계산된 조류의 농도는 COD_{cr}/NH_4-N/PO_4-P의 농도가 300/50/10에서 1080mg/L, 300/100/10에서 1048mg/L, 600/50/10에서 934mg/L, 600/100/10에서 925mg/L 로 나타났으며, 실측값은 994mg/L, 895mg/L, 887mg/L, 757mg/L로 나타나 계산값 보다는 다소 낮았다. 유입수의 유기물 농도가 높을수록 조류의 농도는 약간 감소하였다.

각 농도비에서 계산된 Ma_A의 농도는 300/50/10에서는 502mg/L, 300/100/10에서는 487mg/L, 600/50/10에서는 434mg/L, 600/100/10에서는 430mg/L로 나타났다. 계산된 Me_B의 농도는 300/50/10에서는 578mg/L, 300/100/10에서는 561mg/L, 600/50/10에서는 500mg/L, 600/100/10에서는 495mg/L로 나타났다.

유입수의 농도 변화에 따라 계산된 조류/박테리아 비는 초기의 1.0에서 300/50/10에서는 3.99, 300/100/10에서는 4.06, 600/50/10에서는 1.46, 600/100/10에서는 1.42로 증가하였고 실측값은 각각 2.79, 2.18, 1.30, 0.98로 나타나 계산값 보다는 다소 낮았다. 유입수의 유기물의 농도가 높을 때 박테리아의 성장이 빠르게 나타나 시스템내의 조류/박테리아 비는 상대적으로 낮아졌다.

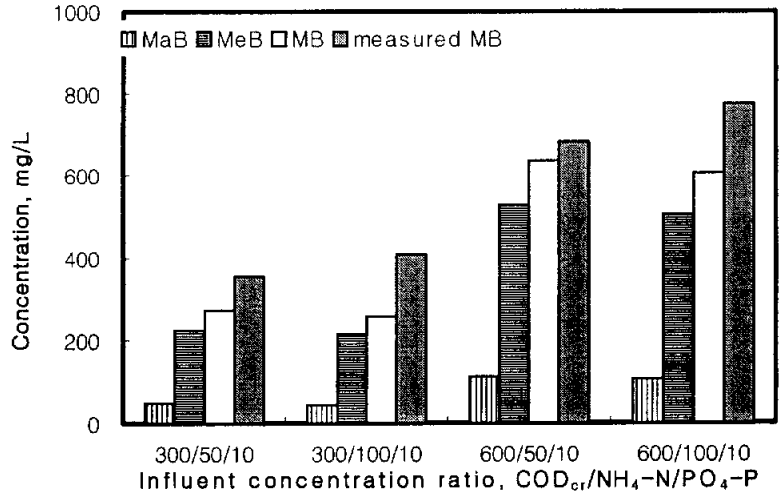

Fig. 4.7 Bacteria mass at each influent concentration.

(Ma_B : calculated active bacterial mass, Me_B : calcuated inert, organics bacterial mass, MB : Ma_B + Me_B, measured MB : measured average value)

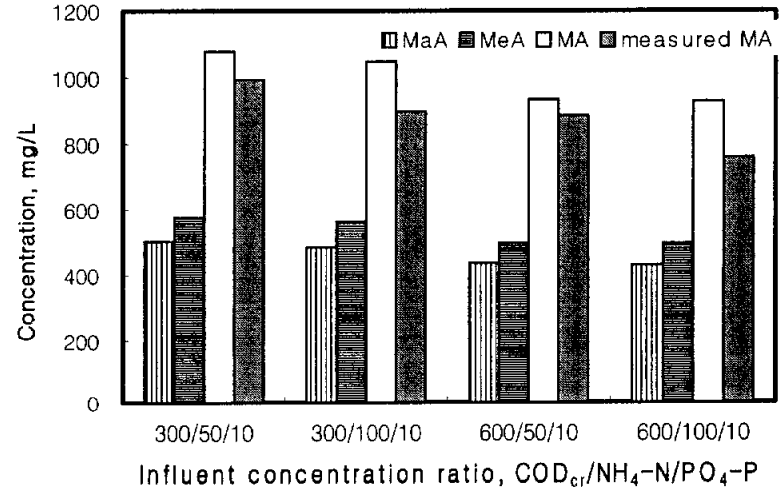

Fig. 4.8 Algae mass at each influent concentration.

(Ma_B : calculated active bacterial mass, Me_B : calcuated inert, organics bacterial mass, MB : Ma_B + Me_B, measured MB : measured average value)

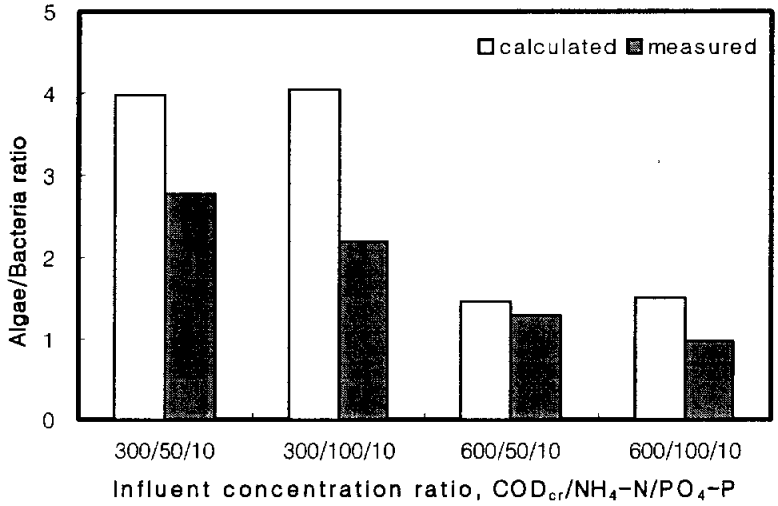

Fig. 4.9 Algae/Bacteria ration at each influent concentration.

4.1.2. 질소의 물질수지

활성조류를 이용한 SBR공법에서 McKinney공식을 이용하여 도출된 각 조건별 질소의 물질수지를 Fig. 4.10~4.12 와 Table 4.1 에 나타내었다.

고형물질 체류시간(5일, 10일, 20일), Ca^{2+}이온의 주입(고형물질 체류시간 5일, 10일, 20일), 유입수의 농도변화(COD_{cr}/NH_4-N/PO_4-P 농도가 300/50/10, 300/100/10, 600/50/10, 600/100/10)에 따른 실험결과 제거된 NH_4-N의 양은 각각 26.7mg/d, 30.2mg/d, 30.6mg/d, 27.6mg/d, 29.2mg/d, 25.5mg/d, 49.1mg/d, 75.9mg/d, 46.7mg/d, 54.8mg/d 였다.

고형물질 체류시간에 대한 결과, 총 제거된 암모니아성 질소 중 질산화에 의한 제거효율에서는 31.8%~33.5%로 고형물질 체류시간의 증가에 따라 미미한 증가가 나타났고 세포합성에 의해 제거된 질소는 18.7%~42.2%로 고형물질 체류시간이 증가할수록 오히려 감소하였다. 기타 탈질화나 암모니아 스트리핑에 의해 제거된 질소는 26%~47.8%로 고형물질 체류시간이 증가할수록 높게 나타났다.

Ca^{2+}이온의 첨가에 대한 결과, 총 제거된 암모니아성 질소 중 질산화에 의해 제거된 질소는 0%~4.9%로 고형물체류시간에 관계없이 미미하였다. 세포합성에 의한 질소감소율은 30%~76.1% 가장 큰 영향을 미쳤으며, 고형물체류시간이 짧을수록 제거효율은 큰 것으로 나타났다. 기타 다른 기작에 의한 질소제거율은 19.8%~70.2%로 세포합성 다음으로 큰 영향을 미치는 기작이었다. 고형물체류시간이 클수록 제거율은 높게 나타났다.

Ca^{2+}이온을 첨가하지 않은 실험결과와 비교시 Ca^{2+}이온을 첨가하지 않은 경우 질산화가 질소제거율에 큰 비중을 차지하는 반면, Ca^{2+}이온을 첨가했을때 세포합성과 기타 다른 기작에 의해 제거되는 암모니아성 질소가 많았다.

유입수 농도의 변화에 대한 결과, 총 제거된 암모니아성 질소 중 질산화에 의해 제거된 질소는 4.7%~40.7%로 나타났고 유기물의 농도가 낮을수록, 암모니아의 농도가 높을수록 질산화에 의해 제거되는 양은 많은 것으로 나타났다. 세포합성에 의해 제거되는 질소의 양은 10.9%~22.7%로 유입수의 농도변화에 큰 영향을 나타내지 않았고, 기타 다른 기작에 의해 제거되는 질소의 양은 48.4%~75%로 유입수 농도 변화에 따른

질소제거에서 가장 비중을 차지하는 것으로 나타났다. 유기물의 농도가 높을수록 제거량은 많았다.

고형물질 체류시간(5일, 10일, 20일), Ca^{2+}이온의 주입(고형물질 체류시간 5일, 10일, 20일), 유입수의 농도변화(COD_{cr}/NH_4-N/PO_4-P 농도가 300/50/10, 300/100/10, 600/50/10, 600/100/10)에 따른 실험결과 제거된 총질소의 양은 질산화에 의한 NH_4-N 제거량을 뺀 값으로 각각 18.21mg/d, 20.37mg/d, 20.34mg/d, 26.47mg/d, 27.73mg/d, 25.58mg/d, 36.06mg/d, 45.03mg/d, 44.46mg/d, 51.40mg/d로 나타나 고형물질 체류시간이 길수록, Ca^{2+}이온을 첨가했을 때, 유기물과 NH_4-N의 농도가 높을수록 제거량은 높게 나타났다.

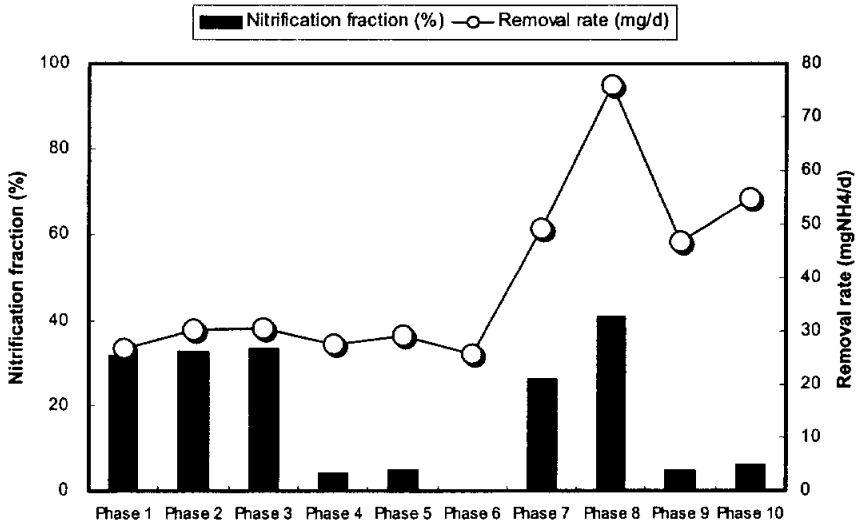

Fig. 4.10 Nitrification fraction of Nitrogen balance at each phase.

(Phase 1: SRT 5day, Phase 2: SRT 10day, Phase 3: SRT 20day without adding Ca^{2+}, Phase 4: SRT 5day, Phase 5: SRT 10day, Phase 6: SRT 20day with adding Ca^{2+}, Phase 7: 300/50/10, Phase 8: 300/100/10, Phase 9: 600/50/10, Phase 10: 600/100/10 at COD_{cr}/NH_4-N/PO_4-P)

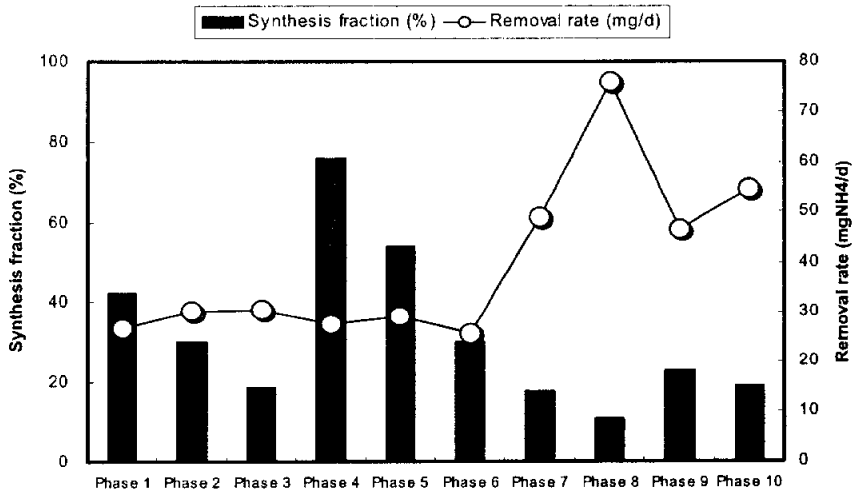

Fig. 4.11 Synthesis fraction of Nitrogen balance at each phase.

(Phase 1: SRT 5day, Phase 2: SRT 10day, Phase 3: SRT 20day without adding Ca^{2+}, Phase 4: SRT 5day, Phase 5: SRT 10day, Phase 6: SRT 20day with adding Ca^{2+}, Phase 7: 300/50/10, Phase 8: 300/100/10, Phase 9: 600/50/10, Phase 10: 600/100/10 at COD_{cr}/NH_4-N/PO_4-P)

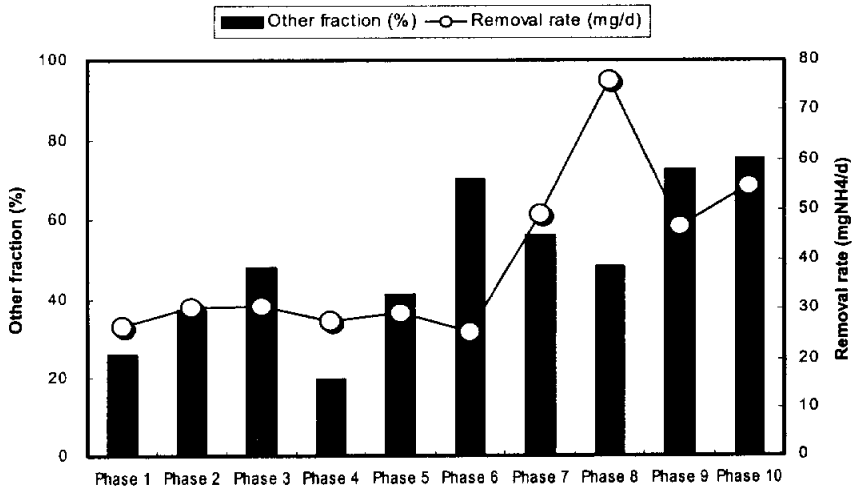

Fig. 4.12 Other fraction of Nitrogen balance at each phase.

(Phase 1: SRT 5day, Phase 2: SRT 10day, Phase 3: SRT 20day without adding Ca^{2+}, Phase 4: SRT 5day, Phase 5: SRT 10day, Phase 6: SRT 20day with adding Ca^{2+}, Phase 7: 300/50/10, Phase 8: 300/100/10, Phase 9: 600/50/10, Phase 10: 600/100/10 at COD_{cr}/NH_4-N/PO_4-P)

Table 4.1 Ammonia-Nitrogen Balance at each Phase

	제거량	질산화		세포합성		기타	
	(mg/d)	(%)	(mg/d)	(%)	(mg/d)	(%)	(mg/d)
Phase 1	26.7	31.8	8.5	42.2	11.3	26.0	6.9
Phase 2	30.2	32.6	9.9	30.1	9.1	37.3	11.3
Phase 3	30.6	33.5	10.2	18.7	5.7	47.9	14.6
Phase 4	27.6	4.1	1.1	76.1	21.0	19.8	5.5
Phase 5	29.2	4.9	1.4	53.9	15.7	41.2	12.0
Phase 6	25.5	0	0	30.0	7.7	70.2	17.9
Phase 7	49.1	26.5	13.0	17.4	8.5	56.1	27.6
Phase 8	75.9	40.7	30.9	10.9	8.2	48.4	36.8
Phase 9	46.7	4.7	2.2	22.7	10.6	72.6	33.9
Phase 10	54.8	6.2	3.4	18.8	10.3	75.1	41.1

(Phase 1: SRT 5day, Phase 2: SRT 10day, Phase 3: SRT 20day without adding Ca^{2+}, Phase 4: SRT 5day, Phase 5: SRT 10day, Phase 6: SRT 20day with adding Ca^{2+}, Phase 7: 300/50/10, Phase 8: 300/100/10, Phase 9: 600/50/10, Phase 10: 600/100/10 at COD_{cr}/NH_4-N/PO_4-P)

활성조류를 이용한 SBR공법에서 질소는 조류와 박테리아의 세포합성과 탈질 등을 통해 제거된다. 그 중 Table 4.2에는 조류와 박테리아의 세포합성에 의해 제거되는 질소의 양을 나타내었다. MiKinney공식에 의해 세포합성에 이용된 질소량은 ΔMa_B/일, ΔMe_B/일, ΔMa_A/일, ΔMe_A/일를 구한 후, 박테리아의 세포합성에 의한 질소제거량은 $0.123(\Delta Ma_B)+0.07(\Delta Me_B)$로 계산하고, 조류의 세포합성에 의한 질소제거량은 $0.092(\Delta Ma_A)+0.0307(\Delta Me_A)$로 계산하였다. 각각의 상수들은 각 상태의 미생물에 함유된 질소의 양이다(Magram, 1992).

모든 조건에서 조류에 의해 제거되는 질소의 양이 많았다. 고형물질 체류시간이 길수록 조류에 의해 제거되는 양은 작아지고 박테리아에 의해 제거되는 양은 증가하였다. 유기물의 농도가 높을수록 박테리아의 성장이 많아져 박테리아의 세포합성에 의해 제거되는 질소의 양도 증가하였다. 일반적으로 조류의 성장속도보다는 박테리아의 성장속도가 빠르다(Rier *et al.*, 2002; Mayo *et al.*, 1994). 그러나, 본 실험과 같이 체류시간이 길어질 경우나 조류/박테리아 비가 클 때, 유기물의 제한에 따른 박테리아의 사멸속도가 증가되고, 조류는 제한되지 않는 이산화탄소를 이용하여 정상적인 성장속도를 나타낼 때 조류에 의한 제거분율이 커진다.

Table 4.2 The removal rate of nitrogen by algae and bacteria synthesis

	Phase1	Phase2	Phase3	Phase4	Phase5	Phase6	Phase7	Phase8	Phase9	Phase10
합성에 의한 제거량 (mg/d)	11.3	9.1	5.7	21.0	15.7	7.7	8.5	8.2	10.6	10.3
조류 (mg/d)	8.4	6.9	3.8	18.5	13.6	6.0	6.4	6.2	5.5	5.5
박테리아 (mg/d)	2.9	2.3	1.9	2.5	2.1	1.6	2.1	2.0	5.0	4.8
조류 (%)	74.2	75.2	67.0	88.1	86.4	78.7	74.9	75.2	52.2	53.2
박테리아 (%)	25.8	24.8	33.0	11.9	13.6	21.3	25.1	24.8	47.8	46.8

(Phase 1: SRT 5day, Phase 2: SRT 10day, Phase 3: SRT 20day without adding Ca^{2+}, Phase 4: SRT 5day, Phase 5: SRT 10day, Phase 6: SRT 20day with adding Ca^{2+}, Phase 7: 300/50/10, Phase 8: 300/100/10, Phase 9: 600/50/10, Phase 10: 600/100/10 at COD_{cr}/NH_4-N/PO_4-P)

4.1.3. 인의 물질수지

활성조류를 이용한 SBR공법에서 McKinney공식을 이용하여 도출된 각 조건별 인의 물질수지를 Fig. 4.13~4.14와 Table 4.3에 나타내었다.

고형물질 체류시간(5일, 10일, 20일), Ca^{2+}이온의 주입(고형물질 체류시간 5일, 10일, 20일), 유입수의 농도변화(COD_{cr}/NH_4-N/PO_4-P 농도가 300/50/10, 300/100/10, 600/50/10, 600/100/10)에 따른 실험결과 제거된 PO_4-P의 양은 각각 1.59mg/d, 1.57mg/d, 1.44mg/d, 4.36mg/d, 4.59mg/d, 3.76mg/d, 1.53mg/d, 3.89mg/d, 6.46mg/d, 6.45mg/d 였다. 제거량으로 볼 때 고형물질 체류시간에는 미미하나 고형물질 체류시간이 짧을수록 제거량이 컸고, Ca^{2+}이온이 주입되었을 때 제거량은 주입하지 않았을 때에 비해 약 3배 정도 높았으며 유입수의 농도 중 유기물의 농도가 높고, NH_4-N농도가 높을수록 제거량은 높았다.

고형물질 체류시간에 대한 결과, 총 제거된 인 중 세포합성에 의해 제거된 인은 54.2%~100%로 고형물질 체류시간이 증가할수록 오히려 감소하였다. 침전에 의해 제거된 인은 0%~45.8%로 고형물질 체류시간이 증가할수록 높게 나타났다.

Ca^{2+}이온의 첨가에 대한 결과, 총 제거된 인 중 세포합성에 의한 인 감소율은 27.0%~68.3% 였으며, 고형물질 체류시간이 짧을수록 제거효율은 큰 것으로 나타났다. 침전에 의해 제거된 인은 31.7%~73.0%로 고형물질 체류시간이 클수록 제거율도 컸다.
Ca^{2+}이온을 첨가하지 않은 실험결과와 비교시 Ca^{2+}이온을 첨가하지 않은 경우 세포합성에 의해 대부분의 인이 제거되는 반면, Ca^{2+}이온을 첨가했을 때는 세포합성과 침전에 의한 비중이 비슷하였다.

유입수 농도의 변화에 대한 결과, 총 제거된 인 중 세포합성에 의해 제거되는 인은 22.6%~74.9%로 나타났으며, 유입수 COD_{cr}/NH_4-N/PO_4-P의 농도가 300/50/10의 경우에는 74.9% : 25.1%로 세포합성의 비중이 컸으나 다른 조건에서는 모두 침전에 의한 기작이 더 큰 비중을 차지하는 것으로 나타났다.

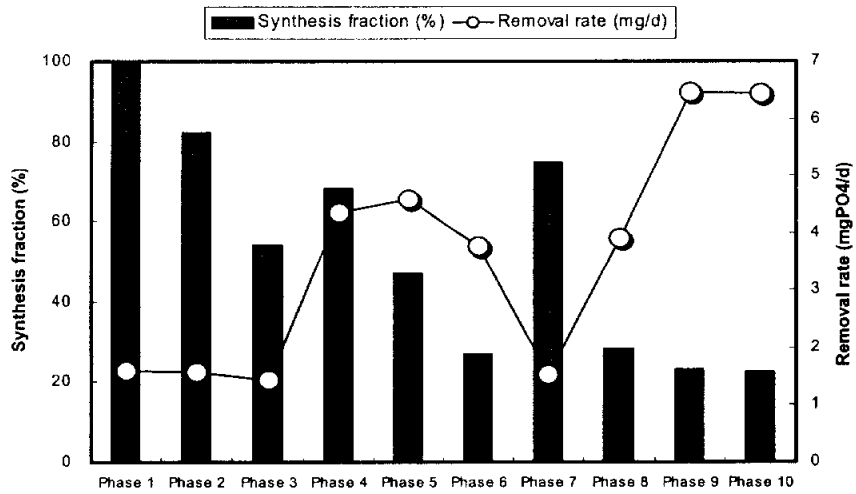

Fig. 4.13 Synthesis fraction of Phosphorous Balance at each Phase.

(Phase 1: SRT 5day, Phase 2: SRT 10day, Phase 3: SRT 20day without adding Ca^{2+}, Phase 4: SRT 5day, Phase 5: SRT 10day, Phase 6: SRT 20day with adding Ca^{2+}, Phase 7: 300/50/10, Phase 8: 300/100/10, Phase 9: 600/50/10, Phase 10: 600/100/10 at COD_{cr}/NH_4-N/PO_4-P)

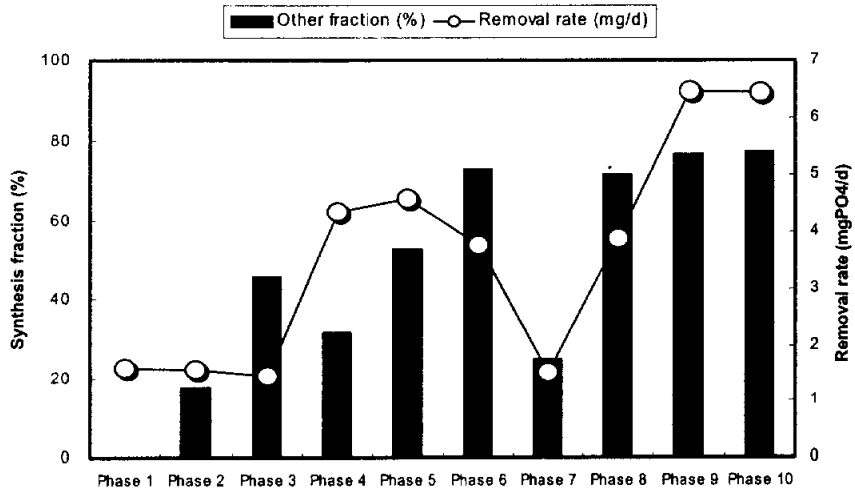

Fig. 4.14 Other fraction of Phosphorous Balance at each Phase.

(Phase 1: SRT 5day, Phase 2: SRT 10day, Phase 3: SRT 20day without adding Ca^{2+}, Phase 4: SRT 5day, Phase 5: SRT 10day, Phase 6: SRT 20day with adding Ca^{2+}, Phase 7: 300/50/10, Phase 8: 300/100/10, Phase 9: 600/50/10, Phase 10: 600/100/10 at COD_{cr}/NH_4-N/PO_4-P)

Table 4.3 Phosphorus Balance at each Phase

	제거량	세포합성		기타	
	(mg/d)	(%)	(mg/d)	(%)	(mg/d)
Phase 1	1.59	100	1.59	0	0
Phase 2	1.57	82.2	1.29	17.8	0.28
Phase 3	1.44	54.2	0.78	45.8	0.66
Phase 4	4.36	68.3	2.98	31.7	1.38
Phase 5	4.59	47.0	2.16	53.0	2.43
Phase 6	3.76	27.0	1.02	73.0	2.74
Phase 7	1.53	74.9	1.14	25.1	0.38
Phase 8	3.89	28.3	1.10	71.7	2.79
Phase 9	6.46	23.3	1.50	76.7	4.96
Phase 10	6.45	22.6	1.46	77.4	4.99

(Phase 1: SRT 5day, Phase 2: SRT 10day, Phase 3: SRT 20day without adding Ca^{2+}, Phase 4: SRT 5day, Phase 5: SRT 10day, Phase 6: SRT 20day with adding Ca^{2+}, Phase 7: 300/50/10, Phase 8: 300/100/10, Phase 9: 600/50/10, Phase 10: 600/100/10 at COD_{cr}/NH_4-N/PO_4-P)

활성조류를 이용한 SBR공법에서 인을 제거하는 생물은 조류와 박테리아이다. 조류와 박테리아의 세포합성을 통해 인을 제거한다. Table 4.4에는 조류와 박테리아의 세포합성에 의해 재거되는 인의 양을 나타내었다. MiKinney공식에 의해 세포합성에 이용된 인의 양은 ΔMa_B/일, ΔMe_B/일, ΔMa_A/일, ΔMe_A/일를 구한 후, 박테리아의 세포합성에 의한 인의 제거량은 $0.026(\Delta Ma_B)+0.01(\Delta Me_B)$로 계산하고, 조류의 세포합성에 의한 인의 제거량은 $0.013(\Delta Ma_A)+0.0025(\Delta Me_A)$로 계산하였다. 각각의 상수들은 각 상태의 미생물에 함유된 인의 양이다(Magram, 1992).

Phase 9, 10을 제외하고는 조류의 세포합성에 의해 제거되는 양이 상대적으로 많았으며, 고형물질 체류시간이 길수록 조류에 의해 제거되는 양은 작아지고 박테리아에 의해 제거되는 양은 증가하였다. 유기물의 농도가 높을수록 박테리아의 성장이 많아져 박테리아의 세포합성에 의해 제거되는 인의 양도 증가하였다.

Table 4.4 The removal rate of phosphorus by algae and bacteria synthesis

	Phase1	Phase2	Phase3	Phase4	Phase5	Phase6	Phase7	Phase8	Phase9	Phase10
합성에 의한 제거량 (mg/d)	1.6	1.3	0.8	3.0	2.2	1.0	1.1	1.1	1.5	1.5
조류 (mg/d)	1.1	0.9	0.5	2.5	1.8	0.8	0.8	0.8	0.7	0.7
박테리아 (mg/d)	0.5	0.4	0.3	0.5	0.4	0.2	0.3	0.3	0.8	0.8
조류 (%)	71.1	69.9	61.1	84.6	83.0	74.0	69.7	70.1	45.8	46.8
박테리아 (%)	28.9	30.1	38.9	15.4	17.0	26.0	30.3	29.9	54.2	53.2

(Phase 1: SRT 5day, Phase 2: SRT 10day, Phase 3: SRT 20day without adding Ca^{2+}, Phase 4: SRT 5day, Phase 5: SRT 10day, Phase 6: SRT 20day with adding Ca^{2+}, Phase 7: 300/50/10, Phase 8: 300/100/10, Phase 9: 600/50/10, Phase 10: 600/100/10 at COD_{cr}/NH_4-N/PO_4-P)

4.2. 활성조류를 이용한 SBR공법의 모델링

4.2.1. 모델검증

활성조류를 이용한 SBR공법의 모델링을 위한 모식도를 Fig. 4. 15 에 나타내었다. 본 모델링에서는 3장에서 실험한 운전인자들 중 Ca^{2+}이온의 영향에 대해서는 고려하지 않고 MLSS, 조류/박테리아 비, 고형물질 체류시간, 유입수의 농도와 수리학적 체류시간 등 생물학적 처리에 관련된 인자에 대해서만 고려하였다.

활성조류를 이용한 SBR공법의 반응특성을 평가하기 위해 만들어진 matrix는 Table 4.5과 같다. 호기성 박테리아의 성장과 사멸, 호기성 질산화 미생물의 성장과 사멸, 무산소조건의 탈질미생물의 성장과 사멸 그리고 인축적 미생물의 거동은 ASM 2d의 것을 이용하였으며 조류의 성장과 사멸의 항을 Matrix에 본 연구를 위하여 추가하였다.

본 모델의 특징은 첫째 ASM2d의 모델을 간략화 하여 가수분해 항을 생략하고 COD 성분을 Scod, Xi로 간략화 하였다. 둘째, 조류의 성장과 사멸 항을 추가함으로써 process가 2개 추가되었다. 셋째, 조류의 성장과 관련하여 탄소원으로 제공되어야 하는 CO_2의 항을 별도로 고려하지 않았다. 이는 폐수중에 공급되는 알칼리도, 박테리아에 의한 유기물의 분해로 생산되는 이산화탄소, 대기로부터 공급되는 이산화탄소로 인해 반응조내에 항상 충분하다는 가정하에 생략하였다.

조류가 관련된 수치모델에서 빛에 의한 함수는 중요하다. 자연환경에서 밤에는 빛이 제공되지 않기 때문에 조류의 성장식에 L(t)함수로 포함하는 경우가 대부분이다. 이 함수 값은 일출 즉시 1.0으로 제공되기도 하고 일출후 3시간 까지 선형적으로 0에서 1.0까지 증가시키기도 한다(Buhr and Miller, 1983). 그러나 본 연구에서 빛은 24시간 연속으로 공급되는 것으로 하였기 때문에 L(t)는 항상 1.0으로 제공되는 것으로 하였다. 주어진 반응속도식과 Matrix를 이용하여 Aquasim(ver 2.0)의 모델 툴을 사용하여 모델링을 실시하였다.

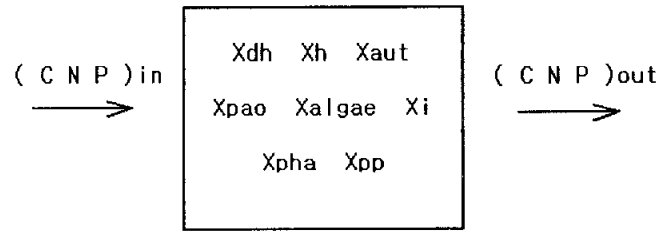

Fig. 4.15 Schematic of SBR activated algae system for modelling.

본 모델링에 사용된 물질수지식은 비정상상태의 물질수지식으로 하여 수립되었다.

① COD_{cr} 의 물질수지식

$$\frac{dCOD_{cr}}{dt} = \frac{Q_{in} \times COD_{in}}{V} - \frac{1}{Y_h} R01 - \frac{1}{Y_{dh}} R03 - R07 + R12$$

② NH_4-N 의 물질수지식

$$\frac{dNH_4 - N}{dt} = \frac{Q_{in} \times NH_4 - N_{in}}{V} - (ixn_B + \frac{1}{Y_{aut}}) R05 - ixn_B (R01 + R03 + R09) - ixn_A R13 + ixn_B (R02 + R04 + R06 + R10) + ixn_A R14$$

③ NO_3-N 의 물질수지식

$$\frac{dNO_3 - N}{dt} = \frac{Q_{in} \times NO_3 - N}{V} - \frac{1 - Y_{dh}}{2.86\, Y_{dh}} R03 + \frac{1}{Y_{aut}} R05$$

④ PO_4-P 의 물질수지식

$$\frac{dPO_4 - P}{dt} = \frac{Q_{in} \times PO_4 - P}{V} - ixp_B (R01 + R03 + R05 + R09) + Y_{po4} R07 - R08 + R11 - ixp_A R13 + ixp_A R14 + ixp_B (R02 + R04 + R06 + R10)$$

⑤ O_2 의 물질수지식

$$\frac{dO_2}{dt} = K_{La}(O_s - O_2) - \frac{1-Y_h}{Y_h}R01 - \frac{4.57-Y_{aut}}{Y_{aut}}R05 - Y_{pha}R08 - \frac{1-Y_{pao}}{Y_{pao}}R09 + Y_{O2}R13$$

⑥ Heterotrophs 의 물질수지식

$$\frac{dX_h}{dt} = R01 - R02$$

⑦ 탈질미생물의 물질수지식

$$\frac{dX_{dh}}{dt} = R03 - R04$$

⑧ 질산화 미생물의 물질수지식

$$\frac{dX_{aut}}{dt} = R05 - R06$$

⑨ 인축적 미생물의 물질수지식

$$\frac{dX_{pao}}{dt} = R09 - R10$$

⑩ Xpp 의 물질수지식

$$\frac{dX_{pp}}{dt} = R08 - Y_{PO4}R07 - R11$$

⑪ Xpha 의 물질수지식

$$\frac{dX_{pha}}{dt} = R07 - Y_{pha}R08 - \frac{1}{Y_{pao}}R09 - R12$$

⑫ 조류의 물질수지식

$$\frac{dX_{algae}}{dt} = R13 - R14$$

⑬ Xi 의 물질수지식

$$\frac{dX_i}{dt} = fi_B(R02 + R04 + R06 + R10) + fi_A(R14)$$

본 모델에 이용된 반응속도식은 다음과 같다.

① Aerobic growth of X_h

$$R01 = \mu_h \left(\frac{S_{O2}}{K_{O2} + S_{O2}}\right)\left(\frac{S_{COD}}{K_{COD} + S_{COD}}\right)\left(\frac{S_{NH4}}{K_{NH4} + S_{NH4}}\right)\left(\frac{S_{PO4}}{K_{PO4} + S_{PO4}}\right) X_h$$

② Lysis of X_h

$$R02 = b_h \times X_h$$

③ Anoxic growth of X_{dh}

$$R03 = \mu_{dh} \left(\frac{K_{O2}}{K_{O2} + S_{O2}}\right)\left(\frac{S_{COD}}{K_{COD} + S_{COD}}\right)\left(\frac{S_{NO3}}{K_{NO3} + S_{NO3}}\right)\left(\frac{S_{PO4}}{K_{PO4} + S_{PO4}}\right) X_{dh}$$

④ Lysis of X_{dh}

$$R04 = b_{dh} \times X_{dh}$$

⑤ Aerobic growth of X_{aut}

$$R05 = \mu_{aut} \left(\frac{S_{O2}}{K_{O2aut} + S_{O2}}\right)\left(\frac{S_{NH4}}{K_{NH4aut} + S_{NH4}}\right)\left(\frac{S_{PO4}}{K_{PO4aut} + S_{PO4}}\right) X_{aut}$$

⑥ Lysis of X_{aut}

$$R06 = b_{aut} \times X_{aut}$$

⑦ Anaerobic storage of PHA

$$R07 = q_{PHA} \left(\frac{S_{COD}}{K_{COD} + S_{COD}}\right)\left(\frac{\frac{X_{pp}}{X_{pao}}}{K_{pp} + \frac{X_{pp}}{X_{pao}}}\right) X_{pao}$$

⑧ Aerobic storage of PP

$$R08 = q_{pp} \left(\frac{S_{O2}}{K_{O2pao} + S_{O2}}\right)\left(\frac{S_{PO4}}{K_{PO4S} + S_{PO4}}\right)\left(\frac{\frac{X_{pp}}{X_{pao}}}{K_{pha} + \frac{X_{pha}}{X_{pao}}}\right)\left(\frac{K_{\max} - \frac{X_{pp}}{X_{pao}}}{K_{IPP} + K_{\max} - \frac{X_{pp}}{X_{pao}}}\right) X_{pao}$$

⑨ Aerobic growth of X_{pao}

$$R09 = \mu_{pao} \left(\frac{S_{O2}}{K_{O2pao} + S_{O2}}\right)\left(\frac{S_{NH4}}{K_{NH4pao} + S_{NH4}}\right)\left(\frac{S_{PO4}}{K_{PO4} + S_{PO4}}\right)\left(\frac{\frac{X_{pha}}{X_{pao}}}{K_{pha} + \frac{X_{pha}}{X_{pao}}}\right) X_{pao}$$

⑩ Lysis of X_{pao}

$$R10 = b_{pao} \times X_{pao}$$

⑪ Lysis of X_{pp}

$$R11 = b_{pp} \times X_{pp}$$

⑫ Lysis of X_{pha}

$$R12 = b_{pha} \times X_{pha}$$

⑬ Growth of X_{algae}

$$R13 = \mu_{algae}\left(\frac{S_{NH4}}{K_{NH4} + S_{NH4}}\right)\left(\frac{S_{PO4}}{K_{PO4} + S_{PO4}}\right) X_{algae}$$

⑭ Lysis of X_{algae}

$$R14 = b_{algae} \times X_{algae}$$

Table 4.5 The used matrix for modelling this study

	Scod	Snh4	Sno3	Spo4	So2	Xh	Xdh	Xaut	Xpao	Xpp	Xpha	Xalgae	Xinert
Heterotrophic Organism s : Xh													
① Growth on Xh	$-\frac{1}{Yh}$	-ixnB		-ixpB	$1-\frac{1}{Yh}$	+1							
② Lysis		ixnB		+ixpB		-1							fi
Denitrifier : Xdh													
③ Growth	$-\frac{1}{Ydh}$	-ixnB	$-\frac{1-Ydh}{2.86Ydh}$	-ixpB			+1						
④ Lysis		ixnB		+ixpB			-1						fi
Nitrifier : Xaut													
⑤ Growth		$-ixnB-\frac{1}{Yaut}$	$\frac{1}{Yaut}$	-ixpB	$-\frac{4.57-Yaut}{Yaut}$								
⑥ Lysis		ixnB		+ixpB									fi
Phosphorus Accummulating Organisms(PAO) : Xpao													
⑦ Storage of Xpha	-1			Ypo4						-Ypo4	+1		
⑧ Storage of Xpp				-1	-Ypha					+1	-Ypha		
⑨ Growth Xpao		-ixnB		-ixpB	$1-\frac{1}{Yh}$				+1		$-\frac{1}{Ypao}$		
⑩ Lysis of Xpao		ixnB		+ixpB					-1				fi
⑪ Lysis of Xpp				+1						-1			
⑫ Lysis of Xpha	+1										-1		
Algae : Xalgae													
⑬ Growth		-ixnA		-ixpA	Y_{02}							+1	
⑭ Lysis		ixnA		ixpA								-1	fi

MLSS에 대한 모델 결과는 Fig. 4. 16 ~ Fig. 4.19 에 나타내었고 사용된 상수 및 변수들은 Table 4.6 에 나타내었다. 모델에 의한 결과 값과 실험을 통해 얻어진 결과는 상당히 유사한 결과를 도출하였다.

이 때 이용된 상수 및 변수 값들에서 대부분은 문헌과 유사한 값을 나타내었으나 조류의 비성장계수(μ_{algae}) 값이 0.16/일로 문헌들의 값에 비해 다소 낮았으며, 내생계수(b_{algae})는 0.05/일로 문헌값과 일치하였다.

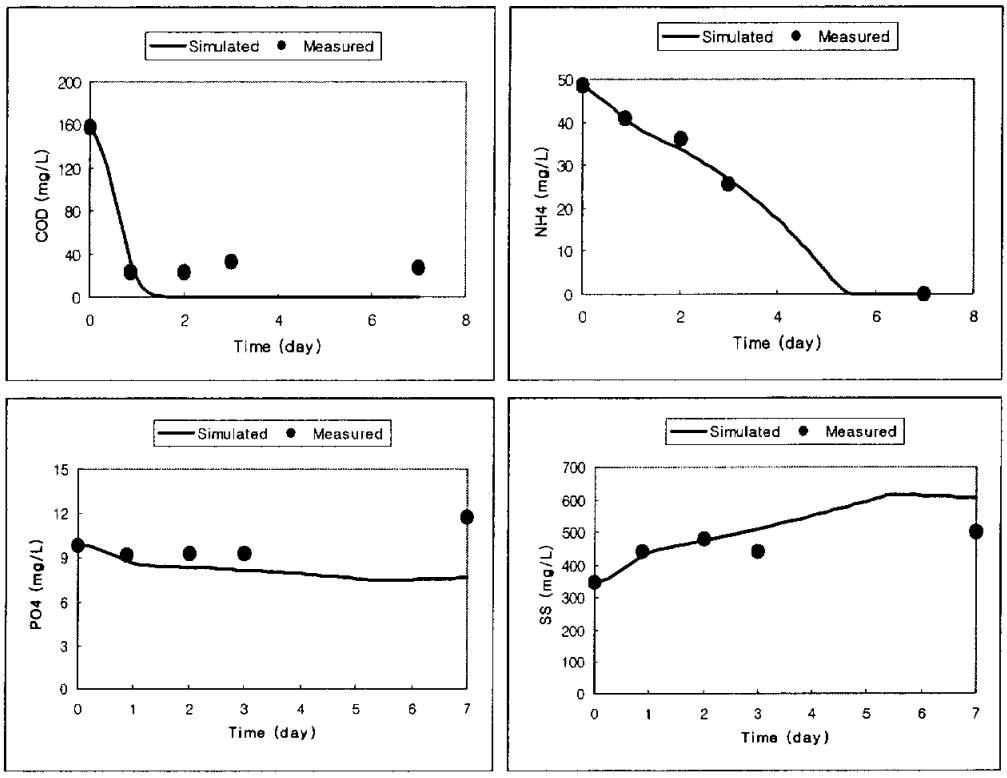

Fig. 4.16 The results of modelling for MLSS 350mg/L.

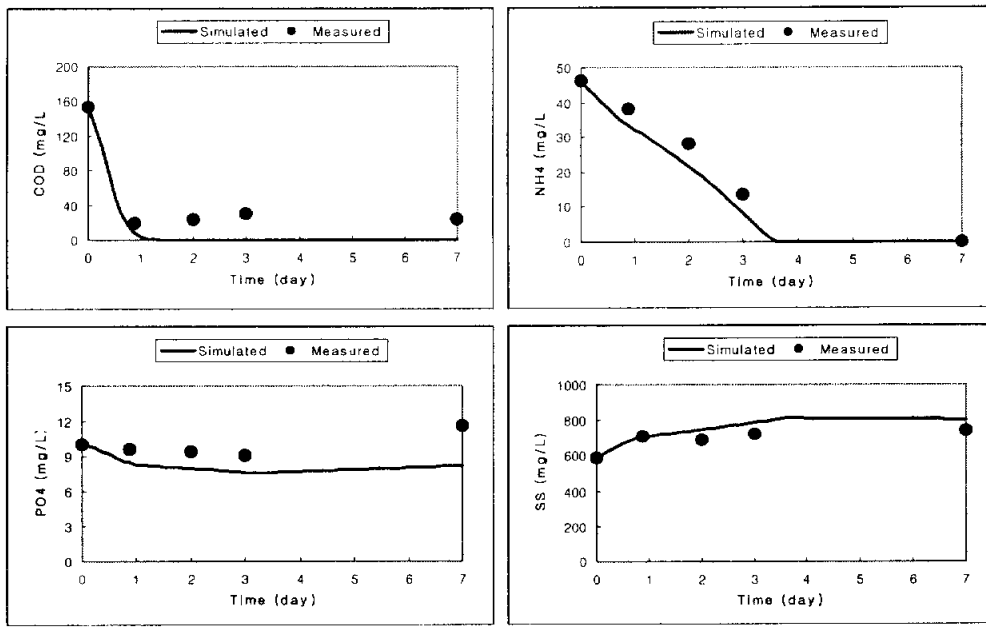

Fig. 4.17 The results of modelling for MLSS 590mg/L.

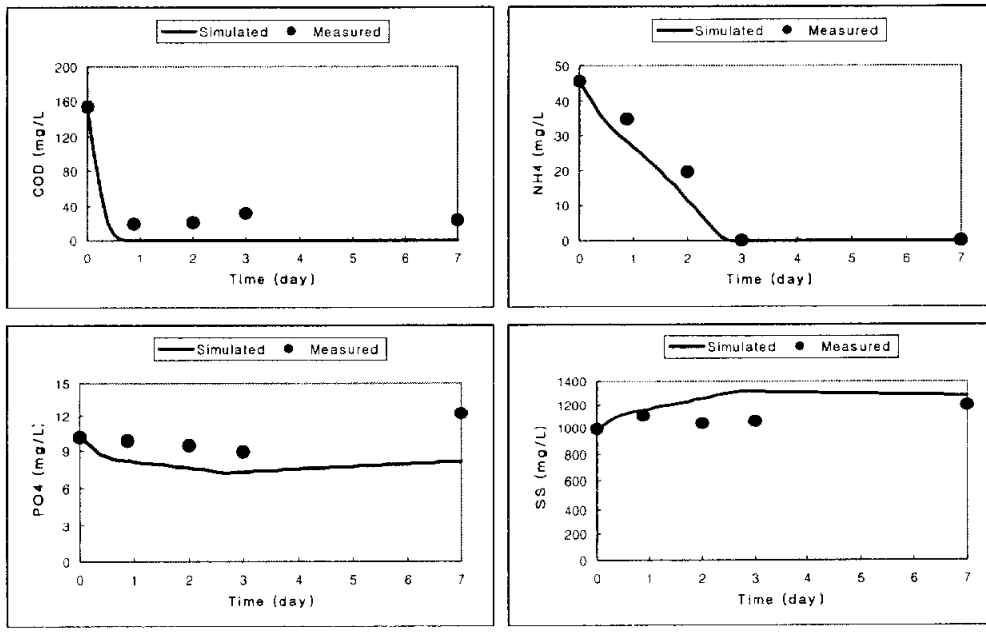

Fig. 4.18 The results of modelling for MLSS 990mg/L.

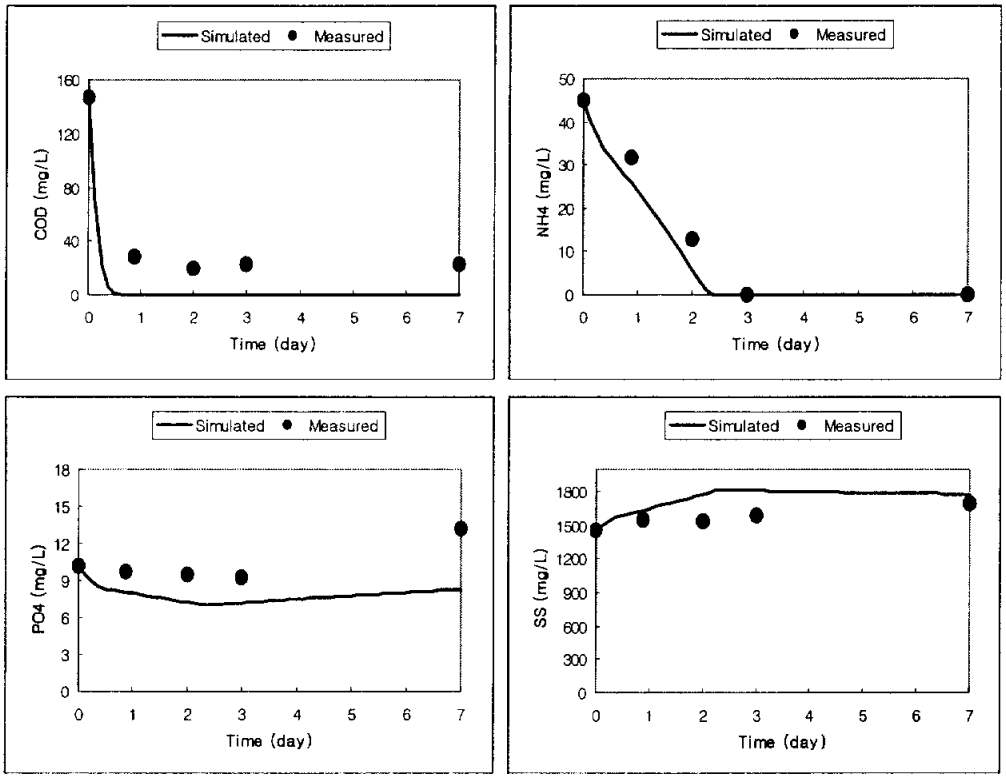

Fig. 4.19 The results of modelling for MLSS 1450mg/L.

Table 4.6 The value of parameters for modelling at each MLSS

Parameter		This study	QUAL2E	Carberry	Magram	ASM 2d
b_{algae}		0.05	0.05-0.5	0.0504	0.12	
b_{aut}		0.15				0.15
b_{dh}		0.1				0.4
b_h		0.1		1.008	0.48	0.4
b_{pao}		0.2				0.2
b_{pha}		0.2				0.2
b_{pp}	d^{-1}	0.2				0.2
q_{pha}		1.6				3
q_{pp}		0.8				1.5
μ_{algae}		0.16	1-3	12.48		
μ_{aut}		0.57				1
μ_{dh}		6.0				6
μ_h		6.0				6
μ_{pao}		1.0				1
Y_{algae}		0.74				
Y_{aut}		0.24				0.24
Y_{dh}		0.63				0.63
Y_h		0.63			0.48	0.63
Y_{o2}		1.6	1.6	1.2	1.6	
Y_{pao}		0.63				0.63
Y_{pha}		0.2				0.2
Y_{po4}		0.4				0.4
K_{cod}		150		150		
K_{ipp}		0.02				0.02
K_{max}		0.34				0.34
$K_{nh4algae}$		0.1	0.01-0.3			
K_{nh4aut}		1.0				1.0
$K_{nh4h,dh}$		0.05				0.05
K_{nh4pao}		0.05				0.05
K_{no3}		0.5				0.5
K_{o2aut}		0.5				0.5
$K_{o2dh,h}$		0.2		0.26		0.2
K_{o2pao}		0.2				0.2
K_{o2pha}		0.2				0.2
K_{o2pp}		0.2				0.2
K_{pha}		0.01				0.01
$K_{po4algae}$		0.05	0.001-0.05			
K_{po4aut}		0.01				0.01
$K_{po4h,dh}$		0.01				0.01
K_{pp}		0.01				0.01
K_{ppo4}		0.01				0.01
K_{spo4}		0.2				0.2

활성조류를 이용한 SBR공법에서 조류와 박테리아 비에 따른 영향을 고찰하기 위한 실험의 결과에 대해서 ASM 2d의 변형 모델로 평가한 결과 Table 4.6와 Fig. 4. 20~ Fig. 4.25 의 결과를 얻을 수 있었다. 각 조류와 박테리아 비에서 simulation 값과 실측값은 유사한 결과를 얻을 수 있었다. 조류의 비성장계수(μ_{algae})값이 0.16/일, 내생계수(b_{algae})값은 0.05/일로 나타났다.

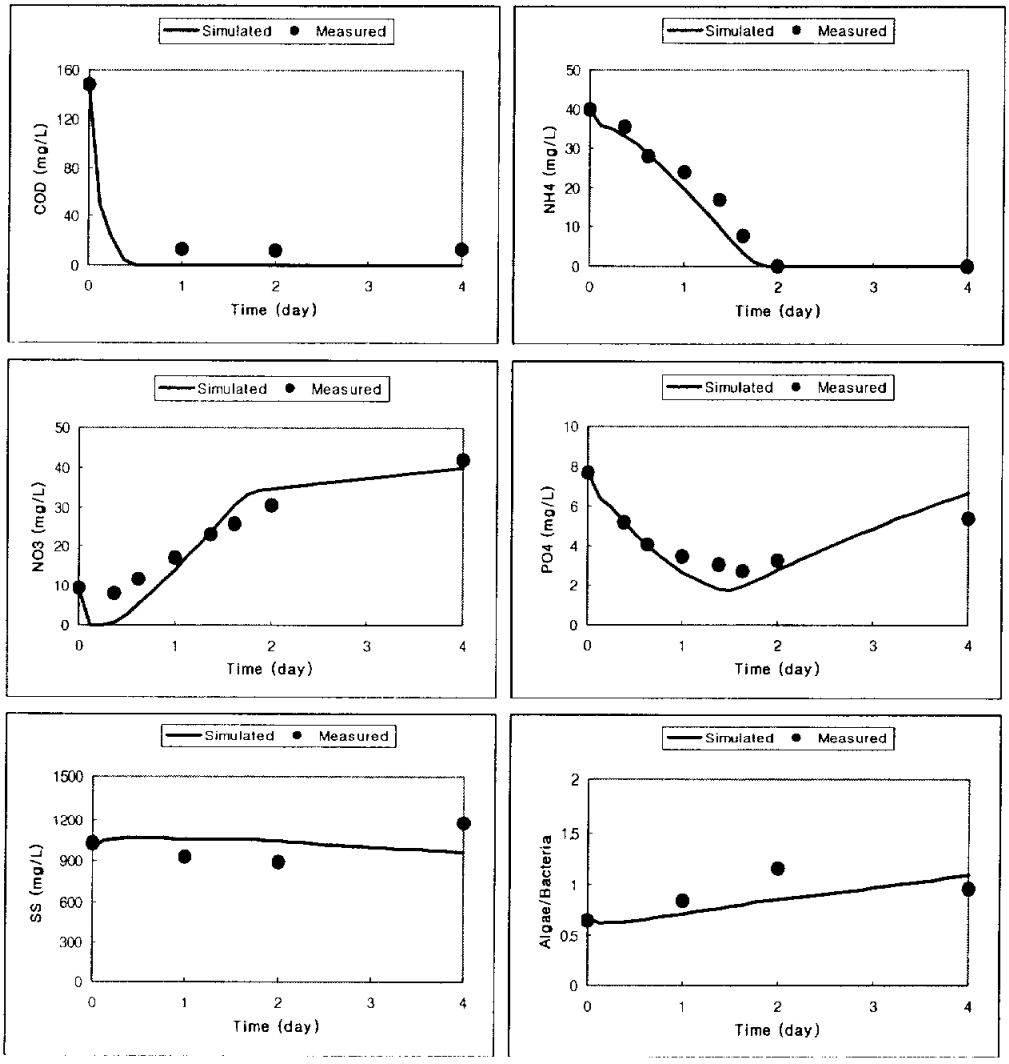

Fig. 4.20 The results of modelling for Algae/Bacteria ratio(400/600).

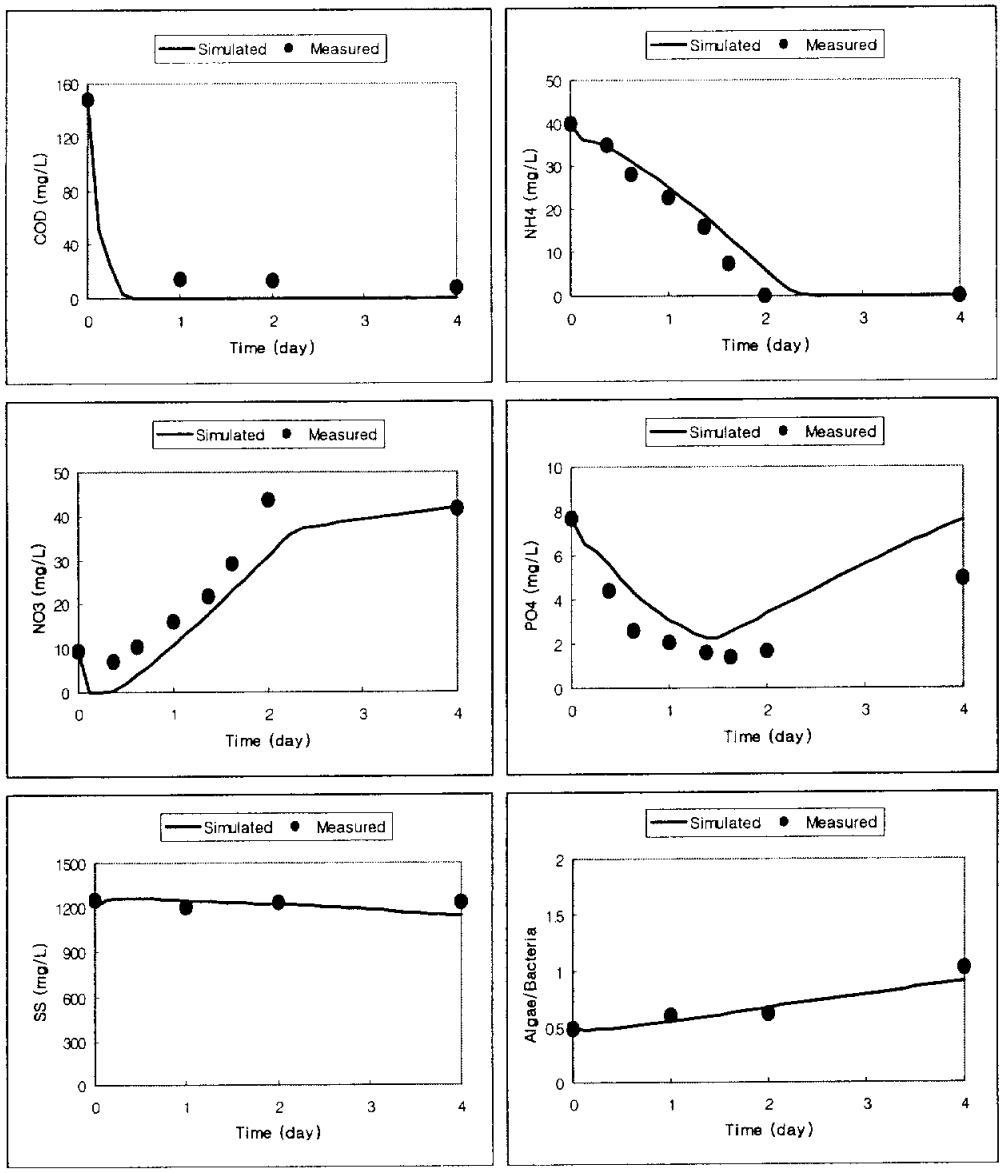

Fig. 4.21 The results of modelling for Algae/Bacteria ratio(400/800).

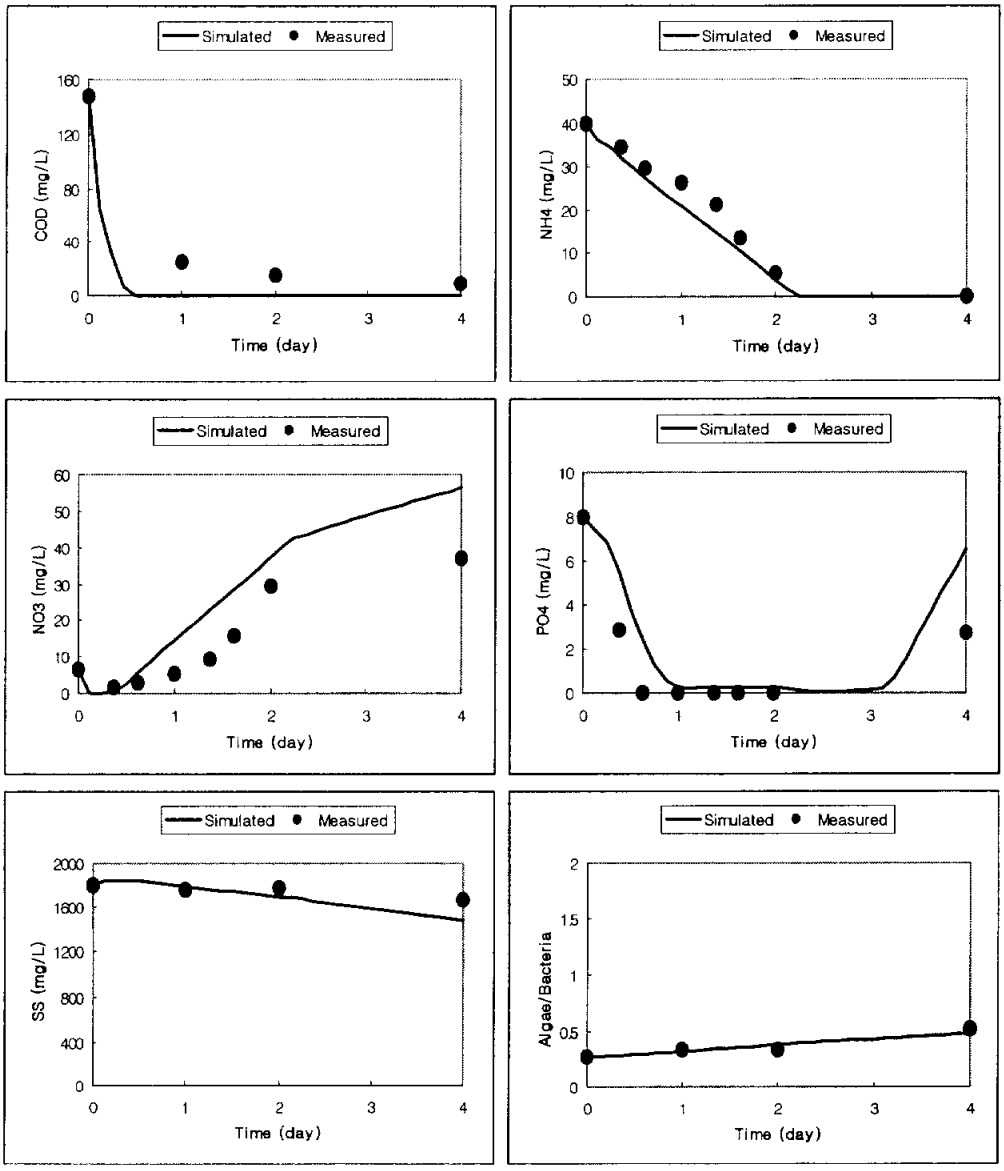

Fig. 4.22 The results of modelling for Algae/Bacteria ratio(400/1400).

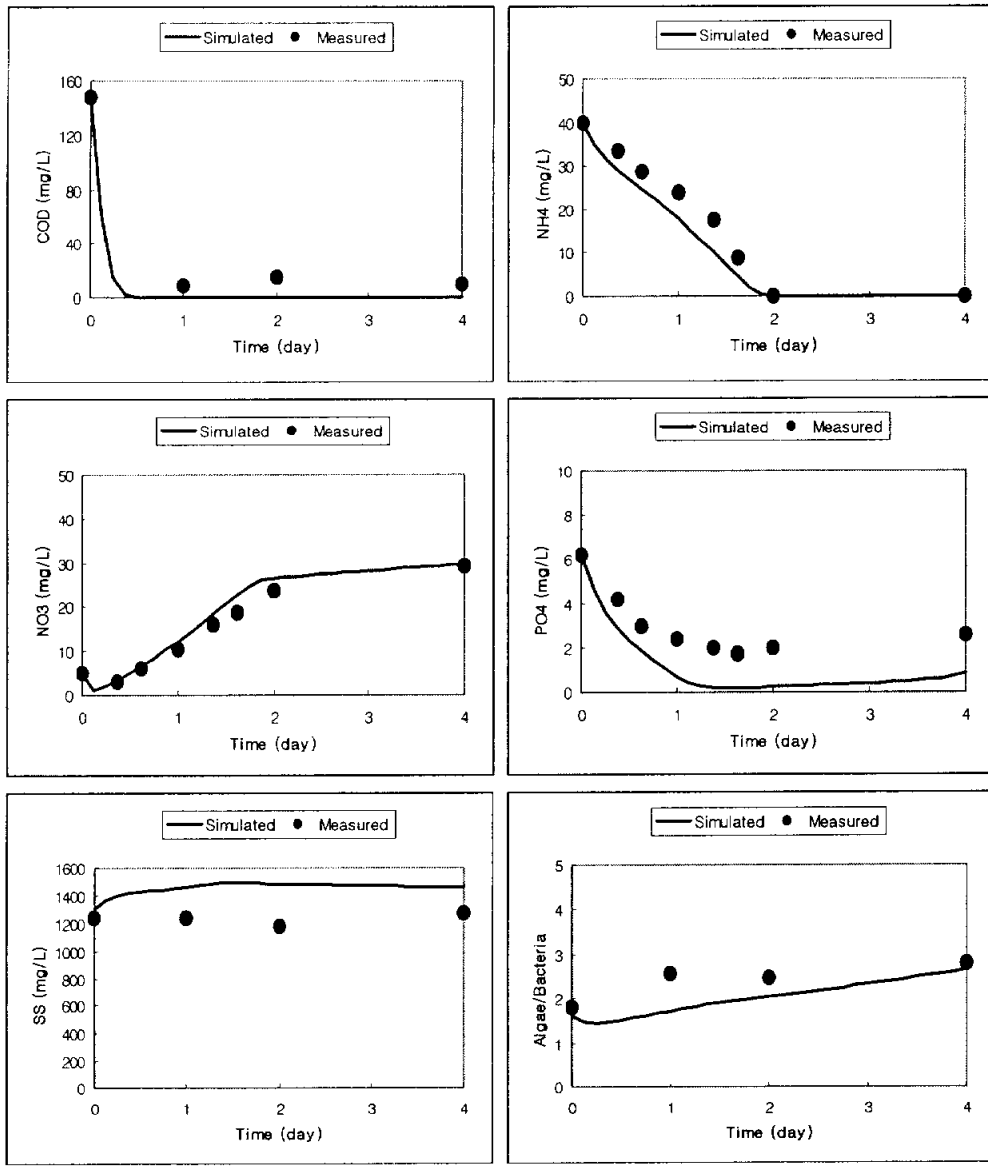

Fig. 4.23 The results of modelling for Algae/Bacteria ratio(800/500).

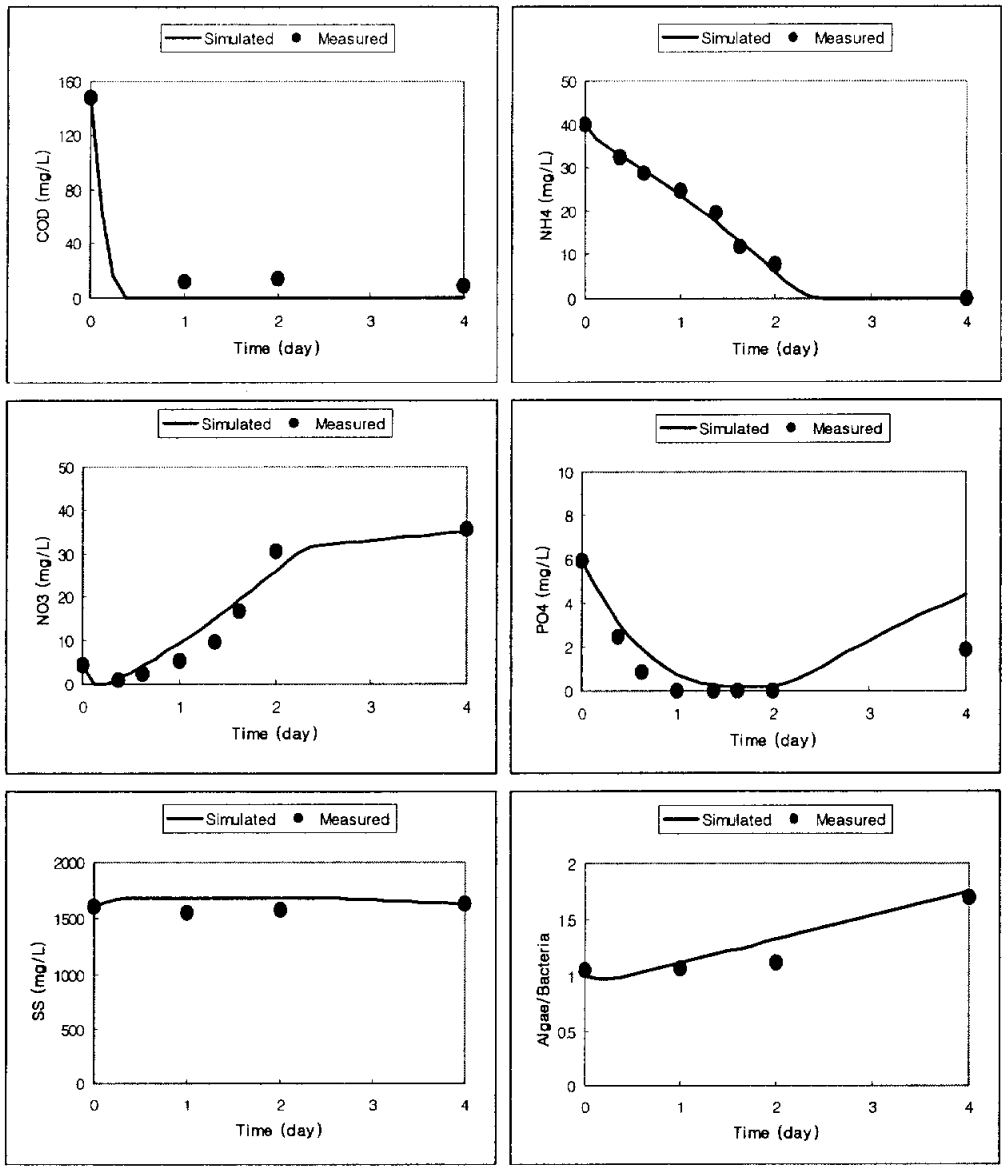

Fig. 4.24 The results of modelling for Algae/Bacteria ratio(800/800).

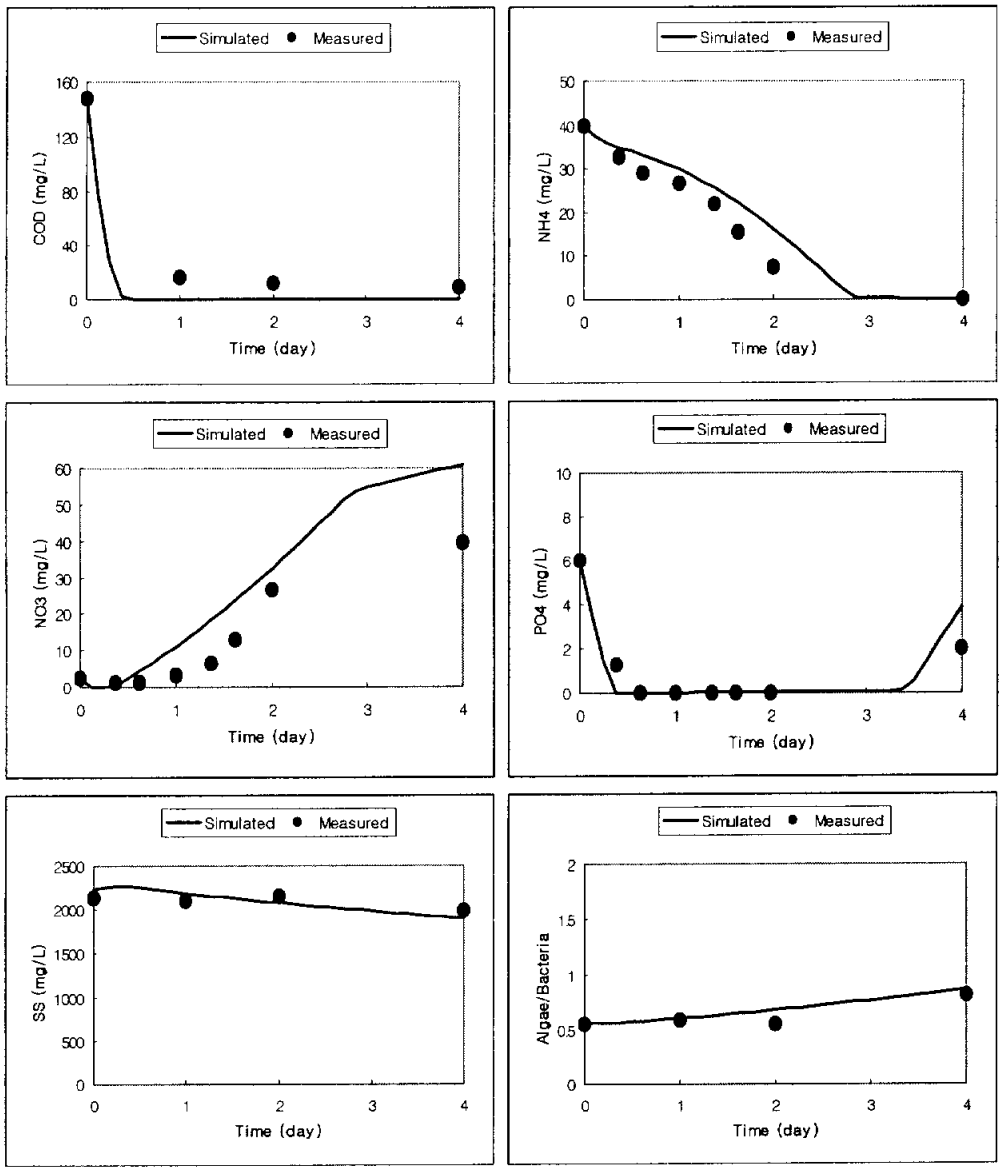

Fig. 4.25 The results of modelling for Algae/Bacteria ratio(800/1400).

활성조류를 이용한 SBR공법의 영향인자 중 고형물질 체류시간에 따른 처리특성에 관한 모델링 결과는 Fig. 4.26과 Fig. 4.27에 나타내었다. 모델링결과와 실험 데이타 사이에는 유사한 경향을 나타내었으며, 암모니아성 질소는 1mg/L 정도의 오차범위 내에서 유사성을 보였고, 질산성질소는 실측값이 모델링값 보다 약 2mg/L 정도 낮게 나타났고 인의 경우는 모델링값과 실측값이 0.2mg/L 정도의 오차범위를 나타내었다. 모델링에 사용된 parameters의 값은 Table 4.6에 나타내었다. 문헌에 인용된 값들과 같은 결과를 보였으며, 조류의 비성장계수(μ_{algae})값이 0.16/일, 내생계수(b_{algae})값은 0.05/일로 나타났다.

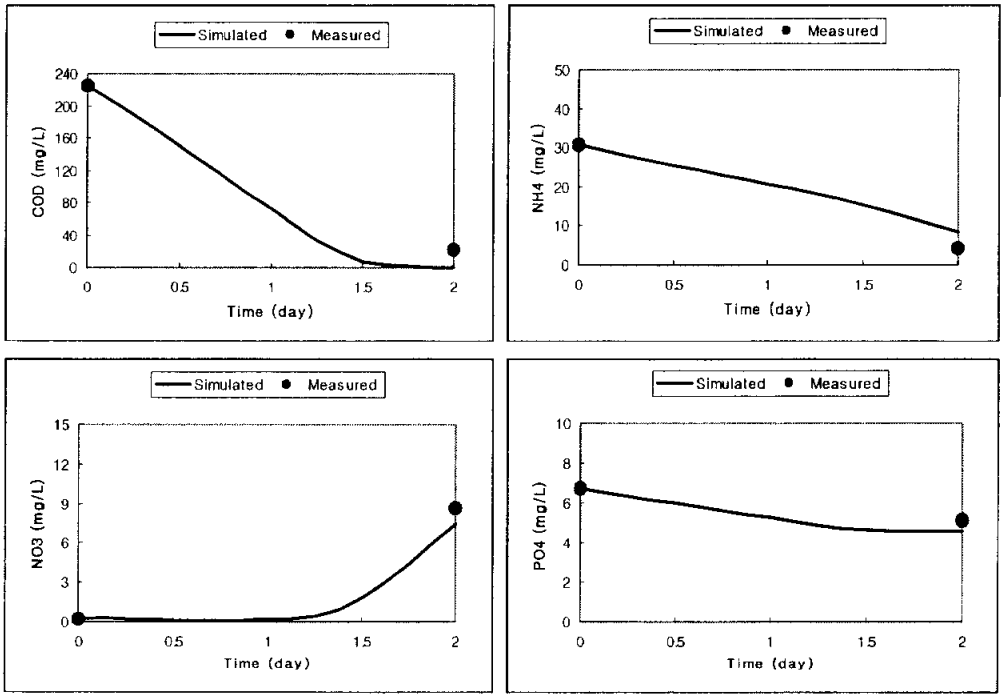

Fig. 4.26 The results of modelling for SRT 5day.

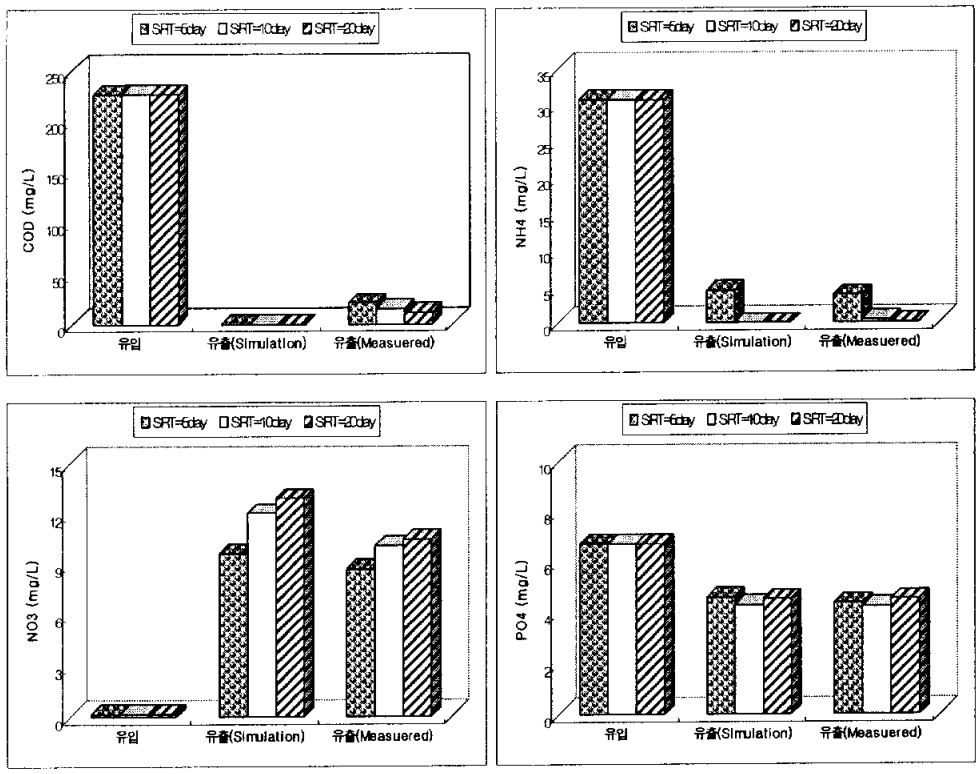

Fig. 4.27 Comparison of simulated and measured concentration at each SRT.

유입수의 농도변화에 따른 활성조류를 이용한 SBR공법의 처리특성을 모델링에 적용하였을 때 그 결과를 Fig. 4.28과 Fig. 4.29에 나타내었다. 사용된 상수 및 변수값들은 Table 4.6과 같으며, 모델링값과 실측값은 유사한 경향을 나타내었으나 모델링값이 실측값보다 다소 높았다.

각 Case에서 모델링값이 유기물의 농도에서는 17~28mg/L정도 높게 나타났다. NH_4-N의 경우는 모델링 값이 실측값과 7mg/L 정도 오차범위를 나타냈고, NO_3-N의 경우는 모델링값이 실측값보다 2mg/L~15mg/L정도 높게 나타났으며, PO_4-P의 경우에는 실측값과 모델링값이 최대 3.6mg/L 정도의 오차범위를 나타내었다.

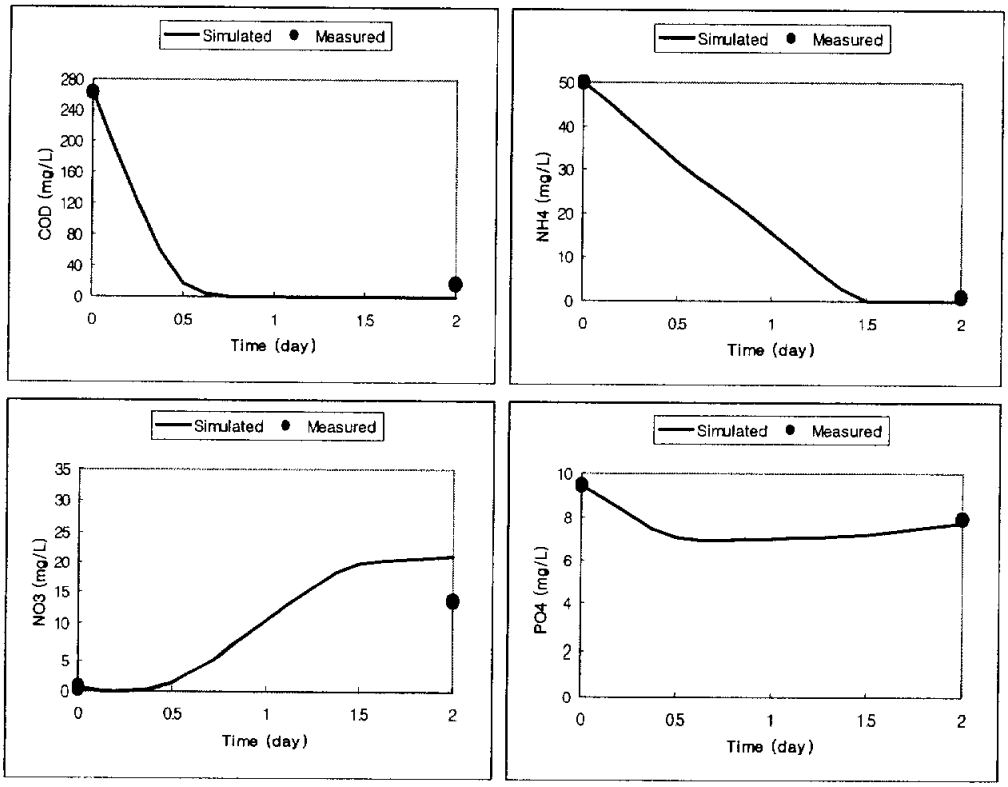

Fig. 4.28 The results of modelling for influent concentration Case1.

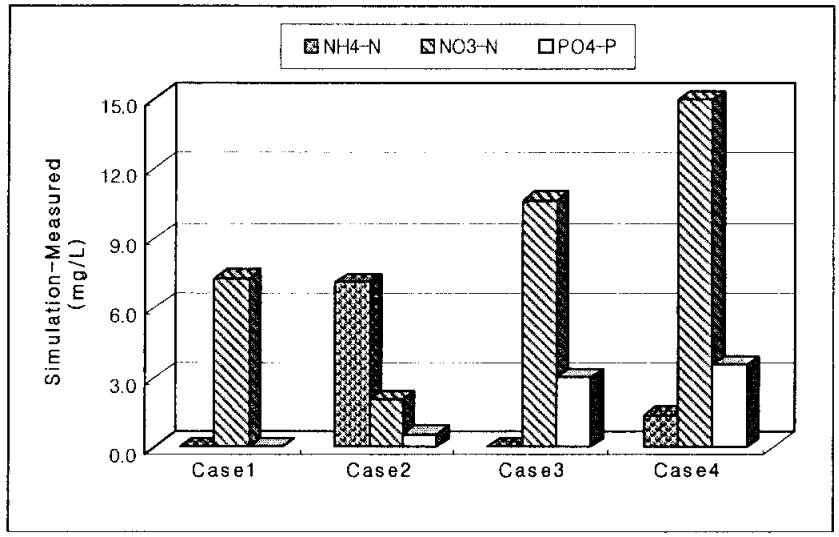

Fig. 4.29 Comparison of simulated and measured concentration at each Influent concentration.

4.2.2. 예측

활성조류를 이용한 SBR공법을 위해 개발된 모델의 검증결과 실측값과 유사한 경향을 나타내었다.

본 모델을 이용하여 유입수의 농도가 COD_{cr} 150mg/L, NH_4-N 40mg/L, NO_3-N 0.2mg/L, PO_4-P 5mg/L의 폐수를 처리하고자 할 때 조류/박테리아 비와 MLSS, 그리고 수리학적 체류시간에 따른 Simulation을 수행하여 Fig. 4.30~4.32와 같은 결과를 예측할 수 있었다.

여기서, 각 Case 에 대한 정의 및 초기 값들은 다음과 같다.

	A/B ratio	MLSS	HRT
Case 1	1	500	48
Case 2	1	500	24
Case 3	1	500	12
Case 4	1	1000	48
Case 5	1	1000	24
Case 6	1	1000	12
Case 7	1	2000	48
Case 8	1	2000	24
Case 9	1	2000	12
Case 10	2	500	48
Case 11	2	500	24
Case 12	2	500	12
Case 13	2	1000	48
Case 14	2	1000	24
Case 15	2	1000	12
Case 16	2	2000	48
Case 17	2	2000	24
Case 18	2	2000	12
Case 19	4	500	48
Case 20	4	500	24
Case 21	4	500	12
Case 22	4	1000	48
Case 23	4	1000	24
Case 24	4	1000	12
Case 25	4	2000	48
Case 26	4	2000	24
Case 27	4	2000	12

방류수 수질기준은 2004년 현재 특정지역은 COD 40mg/L, T-N 20mg/L, T-P 2mg/L로 규정하고 기타지역은 COD 40mg/L, T-N 60mg/L, T-P 8mg/L로 규제하고 있으나 2008년 1월 1일 이후 전 지역이 COD 40mg/L, T-N 20mg/L, T-P 2mg/L 이하로 강화된다. 따라서, 모델의 Simulation의 결과는 강화된 기준에 적합한 조건을 제시하는데 그 목적이 있다.

모델링 결과 MLSS 2006mg/L, 조류/박테리아 비 2.45 (Case 16)와 MLSS 1157mg/L, 조류/박테리아 비 4.3 (Case 22)으로 하여 수리학적 체류시간 48시간, 고형물질 체류시간 15일로 운전하면 방류수 수질기준에 만족할 수 있다. 그러나, 각 항목에 대하여 특히 COD, T-N, T-P에서 안전계수를 고려하여 COD 20mg/L, T-N 15mg/L, T-P 1.5mg/L 이하를 만족하는 결과는 Case 25가 모든 조건을 만족한다. 약 8일 정도 후에는 안정상태로 접어들었고 Case 25의 경우는 초기 조류와 박테리아 비가 4.0, MLSS는 2000mg/L에서 조류와 박테리아 비는 4.77, MLSS 는 2130mg/L으로 증가하였다. 결과적으로 수리학적 체류시간은 48시간, 고형물질 체류시간은 15일, 조류와 박테리아 비는 4.77, MLSS 는 2130mg/L으로 활성조류공법이 운전될 때 강화된 방류수수질기준을 충분히 만족시킬 수 있다는 결과를 얻었다.

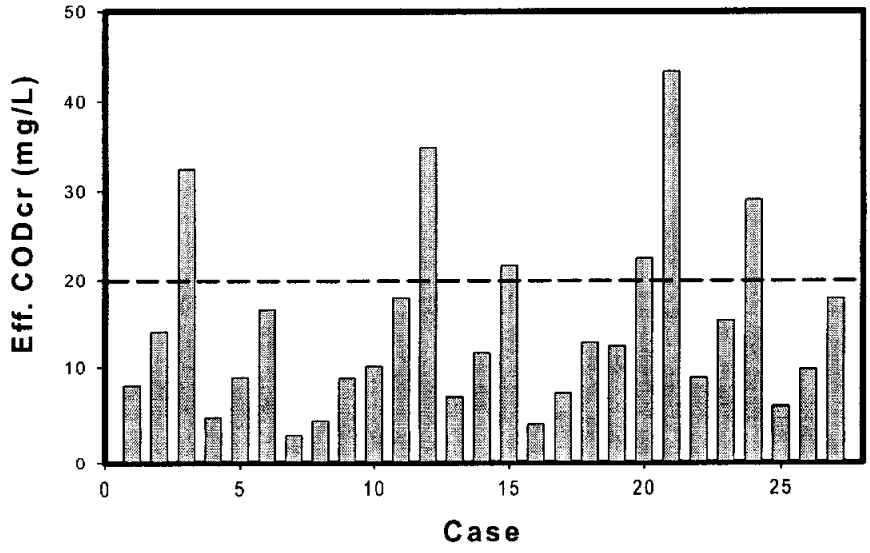

Fig. 4.30 Results of Simulation for COD_{cr} at each Case.

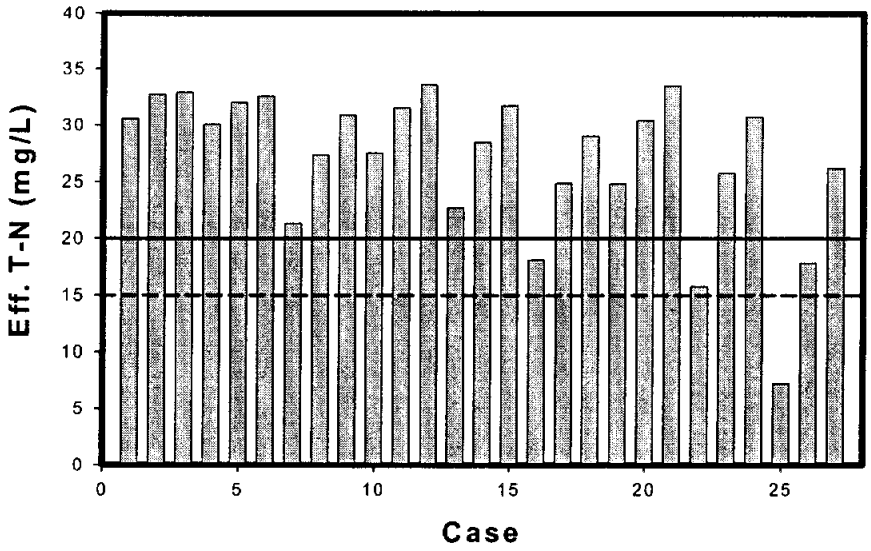

Fig. 4.31 Results of Simulation for T-N at each Case.

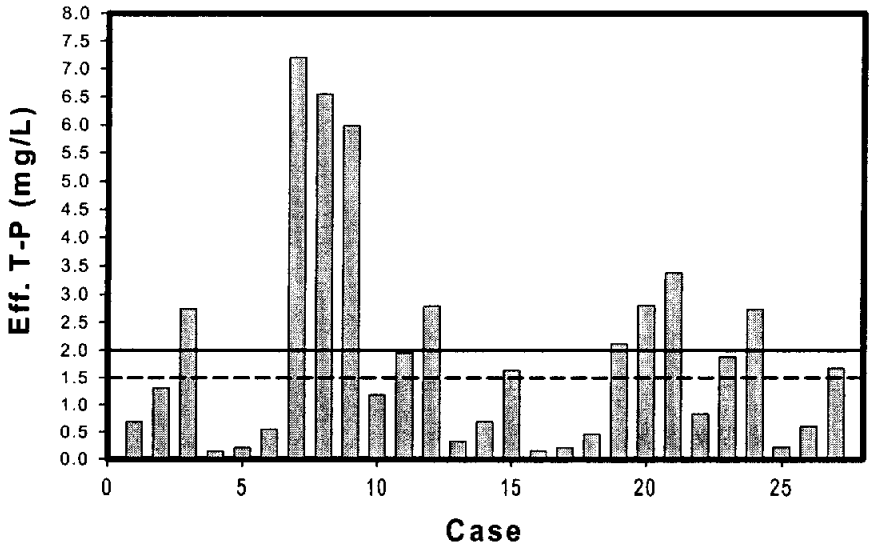

Fig. 4.32 Results of Simulation for T-P at each Case.

4.3. 요약

McKinney 공식을 이용한 활성조류를 이용한 SBR공법의 처리특성 평가를 통해 다음과 같은 결과들을 얻을 수 있었다.

1) 고형물질 체류시간이 증가할수록 박테리아와 조류의 활성을 갖는 Ma_B, Ma_A의 분율은 작아져 5일, 10일, 20일에서 박테리아의 경우는 각각 62.28%, 46.36%, 30.28%로 작아졌고, 조류의 경우는 77.64%, 63.45%, 46.47%로 줄어들었다.
초기 1.0 의 조류/박테리아 비로 시작된 비율은 각각 3.46, 3.73, 2.71 로 증가하였다.

2) Ca^{2+}이온의 첨가유무에 대한 평가에서 Ca^{2+}이온을 100mg/L로 첨가했을 때 박테리아의 농도에는 영향이 없는 것으로 나타났으나 조류의 양은 첨가하지 않은 것과 비교시 2배 정도 크게 증가하였다. 초기 1.0 의 조류/박테리아 비로 시작된 비율은 각각 8.89, 7.82, 4.93 로 증가하였다.

3) 유입수의 농도변화에 따른 처리특성 평가에서 유입수의 유기물농도가 높을 때 박테리아의 성장이 커져 반응조내의 조류/박테리아 비는 상대적으로 낮아졌다. 초기 1.0으로 시작된 조류/박테리아 비가 COD_{cr}/NH_4-N/PO_4-P 비가 300/50/10에서는 3.99로, 300/100/10에서는 4.06, 600/50/10에서는 1.46, 600/100/10에서는 1.52으로 증가하였다.

4) 질소의 물질수지식을 이용하여 암모니아성 질소의 제거 기작을 평가했을 때 고형물질 체류시간이 짧을수록 세포합성에 의한 제거기작이 42.2%~76.1%로 우세하였고 고형물질 체류시간이 길수록 탈질과 스트리핑과 같은 기작에 의해 제거되는 분율이 47.8%~70.0%로 높게 나타났다.

5) Ca^{2+}이온을 첨가하지 않았을 때는 질산화에 의한 암모니아성 질소의 제거기작이 30%이상으로 주된 기작이 되었으나 Ca^{2+}이온을 첨가했을 때는 세포합성(30~76%)

과 기타 제거기작(20~70%)에 의해 제거되는 암모니아성 질소의 제거분율이 높았다.

6) 유입수에서 유기물의 농도가 낮을수록, 암모니아의 농도가 높을수록 질산화에 의해 제거되는 기작이 우세하였으며, 실험에 이용된 농도범위에서는 세포합성에 의한 기작(10.9~22.7%)은 유입수의 농도에 큰 영향이 없었으며, 대부분의 암모니아성 질소는 탈질과 스트리핑 같은 기작(48.4~75%)에 의해 제거되었다.

7) 고형물질 체류시간(5일, 10일, 20일), Ca^{2+}이온의 주입(고형물질 체류시간 5일, 10일, 20일), 유입수의 농도변화(COD_{cr}/NH_4-N/PO_4-P 농도가 300/50/10, 300/100/10, 600/50/10, 600/100/10)에 따른 실험결과 제거된 총질소의 양은 질산화에 의한 NH_4-N 제거량을 뺀 값으로 각각 18.21mg/d, 20.37mg/d, 20.34mg/d, 26.47mg/d, 27.73mg/d, 25.58mg/d, 36.06mg/d, 45.03mg/d, 44.46mg/d, 51.40mg/d로 나타나 고형물질 체류시간이 길수록, Ca^{2+}이온을 첨가했을 때 그리고 유기물과 NH_4-N의 농도가 높을수록 제거량은 높게 나타났다.

8) 인의 물질수지식에서도 고형물질 체류시간이 짧을수록 세포합성에 의한 제거기작(69.3~100%)이 주된 기작이 되었으며, 고형물질 체류시간이 길수록 침전에 의한 인의 제거기작(45.8~73%)이 주된 인 제거기작이 되었다.

9) Ca^{2+}이온을 첨가하지 않았을 때 인의 제거기작은 세포합성(54.2~100%)이었으나 Ca^{2+}이온을 첨가했을 때는 세포합성(27~68%)과 침전(31~73%)에 의한 제거기작이 비슷한 분율로 이루어졌다.

10) 유입수 농도의 변화에 대한 결과, 총 제거된 인 중 세포합성에 의해 제거되는 인은 22.6%~74.9%로 나타났으며, 유입수 COD_{cr}/NH_4-N/PO_4-P의 농도가 300/50/10의 경우에는 74.9% : 25.1%로 세포합성의 비중이 컸으나 다른 조건에서는 모두 침전에 의한 기작이 더 큰 비중을 차지하는 것으로 나타났다.

11) 고형물질 체류시간(5일, 10일, 20일), Ca^{2+}이온의 주입(고형물질 체류시간 5일, 10일, 20일), 유입수의 농도변화(COD_{cr}/NH_4-N/PO_4-P 농도가 300/50/10, 300/100/10, 600/50/10, 600/100/10)에 따른 실험결과 제거된 PO_4-P의 양은 각각 1.59mg/d, 1.57mg/d, 1.44mg/d, 4.36mg/d, 4.59mg/d, 3.76mg/d, 1.53mg/d, 3.89mg/d, 6.46mg/d, 6.45mg/d 였다. 제거량으로 볼 때 고형물질 체류시간에는 미미하나 고형물질 체류시간이 짧을수록 제거량이 컸고, Ca^{2+}이온이 주입되었을 때 제거량은 주입하지 않았을 때에 비해 약 3배 정도 높았으며 유입수의 농도 중 유기물의 농도가 높고, NH_4-N농도가 높을수록 제거량은 높았다.

활성조류를 이용한 SBR공법은 조류와 박테리아의 공생관계에 의해 하·폐수를 처리할 수 있는 공법으로 기존의 활성슬러지 모델로는 반응의 특성을 이해하기 어렵다. 따라서, 조류의 성장과 사멸에 의한 영향을 기존의 모델 matrix에 첨가하여야 한다. ASM 2d 모델을 수정한 모델의 시뮬레이션을 통해 다음과 같은 결과를 얻을 수 있었다.

1) Aquasim (vsr. 2.0)을 이용한 모델링에서 변형된 matrix에 의해 MLSS, 조류/박테리아 비, 고형물질 체류시간, 유입수 농도변화에 대한 모델링을 수행했을 때 실험결과를 유사하게 재현할 수 있었으며, 이 때 조류의 성장계수 μ_{algae} 는 0.16/일, 조류의 사멸계수 b_{algae} 는 0.05/일로 나타났다

2) 유입수의 농도가 COD_{cr} 150mg/L, T-N 40.2mg/L, T-P 5mg/L 인 폐수의 경우에 본 모델을 적용했을 때 강화된 수질기준인 COD_{cr} 40mg/L, T-N 20mg/L, T-P 2mg/L에 안전계수를 고려하여 COD_{cr} 20mg/L, T-N 15mg/L, T-P 1.5mg/L를 만족시키는 조건은 MLSS 2130mg/L, 조류/박테리아 비 4.77, 수리학적 체류시간 48시간, 고형물질 체류시간 15일로 운전하여야 하는 것으로 나타났다.

제 5 장 결론

조류가 폐수처리에 이용될 때 가지는 장점을 살리고 단점을 보완하기 위해 개발된 활성조류를 이용한 SBR공법의 운전인자에 대한 평가와 모델링을 통해 다음과 같은 결론을 얻을 수 있었다.

1) 활성조류를 이용한 SBR공법에서 MLSS의 증가는 NH_4-N, T-N, T-P의 제거효율을 증가시켰다. MLSS의 농도 증가는 빛의 투과율에 영향을 미칠 수 있으나, 본 실험 범위내에서는 빛의 투과율감소 보다는 긴 체류시간으로 인한 높은 MLSS에서 F/M 비의 감소로 단위 미생물량 당 COD_{cr}, T-N 및 T-P의 제거량이 감소하였다.

2) 초기 조류/박테리아 비가 0.28~1.6으로 실험을 수행한 결과 조류/박테리아 비에 따른 유기물 및 영양염류의 처리효율은 큰 상관관계를 나타내지 못하였다. 반면 전체 미생물량 1300mg/L를 전후해서 처리효율이 큰 영향을 받는 것으로 나타났다. 2일 후 초기 조류/박테리아 비는 0.39~2.74로 증가하였다.

3) 고형물질 체류시간에서 10일과 20일에서 5일보다 높은 영양염류 처리효율을 나타내었다. 고형물질 체류시간은 슬러지 발생량과 관련 있으므로 조류와 박테리아 폐슬러지의 이용목적에 따라 적절한 고형물질 체류시간을 선택할 필요가 있는 것으로 나타났다.

4) 유입수중의 Ca^{2+}이온은 반응조내에 미생물의 농도를 높게 유지시켜 주어 세포합성에 의한 제거기작을 향상시켰으며 침전 등에 의한 제거기작도 향상시켜 영양염류의 제거효율을 향상시키는 것으로 나타났다. 특히, 인의 제거효율은 40%정도 향상시킬 수 있었다.

5) 활성조류를 이용한 SBR공법은 유입수의 농도변화에 안정적인 처리효율을 얻을 수 있었다. 유기물의 농도가 높을수록 COD_{cr}, T-N, T-P 처리효율이 높았으며 ,

박테리아의 성장이 높아 조류/박테리아 비는 낮아졌다.

6) 활성조류를 이용한 SBR공법은 폭기에 의한 산소의 공급 없이도 하·폐수 중의 유기물과 영양염류의 제거에 효과적이었고, 기존의 조류를 이용한 하·폐수 처리공정에서 나타나는 4일에서 10일이상의 긴 체류시간을 2일로 줄일 수 있었으며, 침전성 악화로 인한 유출수의 수질저하를 박테리아와 조류의 생물플럭을 통하여 침전성을 향상시킬 수 있었다.

7) ASM 2d를 간략화하고 조류의 성장과 사멸의 항을 포함한 개조된 Matrix에 의한 모델링은 활성조류를 이용한 SBR공법의 실험결과와 유사한 경향을 나타내었다. 이 때 조류의 성장계수 μ_{algae} 는 0.16/일, 조류의 사멸계수 b_{algae} 는 0.05/일이었다.

8) 유입수의 농도가 COD_{cr} 150mg/L, T-N 40.2mg/L, T-P 5mg/L 인 폐수의 경우에 본 모델을 적용했을 때 2008년부터 강화될 수질기준인 COD 40mg/L, T-N 20mg/L, T-P 2mg/L에 안전계수를 고려하여 COD_{cr} 20mg/L, T-N 15mg/L, T-P 1.5mg/L를 만족시키는 조건은 MLSS 2130mg/L, 조류/박테리아 비 4.77, 수리학적 체류시간 48시간, 고형물질 체류시간 15일로 운전하여야 하는 것으로 나타났다.

장래연구과제

본 연구를 수행하는 동안 도출된 장래의 연구과제는 다음과 같다.

1) 현장적용을 위해서는 깊이에 따른 빛의 투과율이 달라지므로 개발된 모델에 빛 투과율에 대한 함수를 첨가하기 위한 연구를 수행하여야 한다.
2) 조류와 박테리아의 공생관계에 의한 하·폐수 처리에서 암모니아 스트리핑과 인의 화학적 침전은 처리효율에 영향을 미칠 수 있는 기작이다. 따라서, 모델에 pH의 변화에 따른 암모니아 스트리핑과 인의 화학적 침전에 대한 함수를 첨가하기 위한 연구가 수행되어야 한다.
3) 활성조류를 이용한 SBR공법에서 유입수의 주입방법은 조류와 박테리아의 경쟁 및 공생관계에 영향을 미치므로 처리효율에 영향을 줄 수 있다. 따라서, 유입수의 주입방법에 대한 연구가 수행되어야 한다.
4) 활성조류를 이용한 SBR공법에서 실험조건에 따른 우점종의 변화와 슬러지의 재이용에 관한 연구의 수행 등이 필요할 것으로 나타났다.
5) 빛의 연속조사시 일몰후 이용될 조명 또는 기상상태에 따른 보조 조명 등을 위해서 이용되는 운전비용의 감소방안 등이 연구되어야 한다.

참고문헌

Abe Katsuya, Imamaki Atsue and Hirano Morio, (2002), "Removal of nitrate, nitrite, ammonium and phosphate ions from water by the aerial microalga *Trentepohlia aurea*", *Journal of Applied Phycology*, **14**, 129-134.

Aziz M.A., and W.J.Ng (1993), "Industrial wastewater treatment using an activated algae-reactor", *Water Science & Technology.*, **28**(7), 71-76.

Babel Sandhya, Takizawa Satoshi and Ozaki Hiroaki, (2002), "Factors affecting seasonal variation of membrane filtration resistance caused by *Chlorella* algae", *Water Research*, **36**, 1193-1202.

Baumgarten E., Nagel M., and Tischner R., (1999), "Reduction of the nitrogen and carbon content in swine waste with algae and bacteria", *Applied Microbiol Biotechnology*, **52**, 281-284.

Buhr H.O., and Miller S.B., (1983), "A dynamic model of the high-rate algal-bacterial wastewater treatment pond", *Water Research.*, **17**(29), 29~37.

Canizares-Villanueva R.O., Ramos A., Corona A.I., Monroy O., Torre M.de la, Gomez-Lojero C. and Travieso L., (1994), "Phormidium treatment of anaerobically treated swine wastewater", *Water Research*, **28**(9), 1891-1895.

Carberry J.B., and Brunner C.M., (1991), "Predictions of diurnal fluctuations in an algal bacterial clay wastewater treatment system", *Water Science & Technology.*, **23**, Kyoto, 1553-1561.

Craggs Rupert J., Mcauley Paul J. and Smith Valerie J., (1997), "Wastewater nutrient removal by marine microalgae grown on a corrugated raceway", *Water Research*, **31**(7), 1701-1707.

Curtis T.P., Mara D.D., Dixo N.G.H. and Silva S.A., (1994), "Light penetration in waste stabilization ponds", *Water Research*, **28**(5), 1031-1038.

Dilek F.B., Taplamacioglu H.M., and Tarlan E., (2004), "Colour and AOX removal frompulping effluents by algae", *Applied Microbiol Biotechnology*, **52**, 585-591.

Fikret Kargi and Ahmet Uygur (2002), "Nutrients removal perfomance of a sequencing batch reactor as a fun of the sludge age", *Enzyme and Microbial Technology*, **31**, 842-847.

Grobbelaar J.U., Soeder C.J., Groeneweg J., Stengel E., and Hartig P., (1988), "Rates of biogenic oxygen production in mass cultures of Microalgae, absorption of atmospheric oxygen and oxygen abailability for wastewater treatment", *Water Research*, **22**(11), 1459-1464.

Hammouda O., Gaber A. and Abdel-Raouf N., (1995), "Microalgae and wastewater treatment", *Ecotoxicology and Environmental safety*, **31**, 205-210.

Huang Xia, Gui Ping and Qian Yi, (2001), "Effect of sludge retention time on microbial behaviour in a submerged membrane bioreactor", *Process Biochemistry*, **36**, 1001-1006.

Ip S.Y., Bridger J.S., Chin C.T., Martin W.R.B. and Raper W.G.C., (1982), "Algal growth in primary settled sewage : the effects of five key variables", *Water Research*, **16**, 621-632.

Jansson Mats (1988), "Phosphate uptake and utilization by bacteria and algae", *Hydrobiologia*, **170**, 177-189.

Kayombo S., Mbwette T.S.A., Katima J.H.Y. and Jorgensen S.E., (2003), "Effects of substrate concentrations on the growth of heterotrophic bacteria and algae in secondary facultative ponds", *Water Research*, **37**, 2937-2943.

Kim, Ju-young (1999), "A study of a thin-film algae-bacteria wastewater treatment system", Ph.D. Thesis, University of Kansas, Lawrence, Kansas.

Korner S. and Vermaat J.E., (1998), "The relative importance of Lemna gibba L., bacteria and algae for the nitrogen and phosphorus removal in duckweed-covered domestic wastewater", *Water Research*, **32**(12), 3651-3661.

Kuwata Akira and Miyazaki Tatsuo, (2000), "Effects of ammonium supply rates on competition between *Microcystis novacekii*(Cyanobacteria) and *Scenedesmus quardricauda*(Chlorophyta):simulation study", *Ecological Modelling*, **135**, 81-87.

Lau P.S., Tam N.F.Y. and Wong Y.S., (1995), "Effect of algal density on nutrient removal from primary settled wastewater", *Environmental Pollution*, **89**, 59-66.

Lavoie A. and Noue J.De.La, (1985), "Hyperconcentrated cultures of *Scenedesmus obliquus* a new approach for wastewater biological tertiary treatment ?", *Water Research*, **19**(11), 1437-1442.

Lee Choul-Gyun (1999), "Calculation of Light Penetration Depth in Photobioreactors", *Biotechnology & Bioprocess Engineering*., **4**, 78-81.

Lee Choul-Gyun and Palsson Bernhard O., (1995), "Continuous medium perfusion leads to long-term cell viability an doxygen production in high-density photobioreactors", *Biotechnology Letters*, **17**(11), 1149-1154.

Lin Yen H., Leu Jyh Y., Lan Chi R., Lin P-Hsiu P. and Chang Fuh L., (2003), "Kinetics of inorganic carbon utilization by microalgal biofilm in a flat plate photoreactor", *Chemospere*, **53**, 779-787.

Lincoln E.P., Wilkie A.C., and French B.T. (1996), "Cyanobacterial process for renovating dairy wastewater", *Biomass and Bioenergy*, **10**(1), 63-68.

Magram, Saleh Faraj (1992), "Evaluation of activated algae operations and

preliminary model development", Ph.D. Thesis, University of Kansas, Lawrence, Kansas.

Martinez Ma.E., Camacho F., Jimenez J.M., and Espinola J.B., (1997), "Influence of light intensity on the kinetic and yield parameters of *Chlorella pyrenoidosa* mixotrophic growth", *Precess Biochemistry*, **32**(2), 93-98.

Mati S.K., Gupta S.K. and Joshi S.G., (1988), "Nutrients removal and conservation by activated algae in oxidation ditch", *Journal Weter Pollution Control Federation*, **60**(12), 2115-2119.

Mayo Aloice W. and Noike Tatsuya (1994), "Effect of glucose loading on the growth behavior of *Chlorella vulgaris* and heterotrophic bacteria in mixed culture", *Water Research.*, **18**(5), 1001-1008.

McGriff E.Corbin, JR. and McKinney Rose E. (1972), "The removal of nutrients and organics by activated algae" *Water Research Pergamon Press*, 1155-1164.

McKinney Ross E., McGriff E.C., Sherwood R.J., Wahbeh V.N. and Newport D.W., (1971), "Ahead:Activated algae?", *Water & Wastewater Engineering*, september, 51-53.

Michael D.Doran and William C.Boyle (1979), "Phosphorus removal by activated algae", *Water Research*, **13**, 805-812.

Nguyen Ngoc Bich, Mohammad Ismail Yaziz and Nordin Abdul Kadir Bakti (1999), "Combination of *Chlorella vulgaris* and *Eichhornia crassipes* for wastewater nitrogen removal", *Water Research*, **33**(10), 2357-2362.

Novak John T., and Brune David E., (1985), "Inorganic carbon limited growth kinetics of some freshwater algae", *Water Research.*, **19**(2), 215-225.

Nurdogan Yakup and Oswald Williams J., (1995), "Enhanced nutrient removal in

high-rate ponds", *Water Science & Technology*, **31**(12), 33-43.

Ogbonna James C., Toshihiko Soejima, Ugwu Charles U., and Hideo Tanaka (2001), "An integrated system of solar light, artificial light and organic carbon supply for cyclic photoautotrophic - heterotrophic cultivation of photosynthetic cells under day-night cycles", *Biotechnology Letters*, **23**, 1401-1406.

Picot B., Halouani, H. El., Casellas C., Moersidik S., and Bontoux J., (1991), "Nutrient removal by high rate pond system in mdeiterranean climate", *Water Science & Technology.*, **23**, 1535-1541.

Rier Steven T. and Stevenson R.Jan, (2002), "Effects of light, dissolved organic carbon, and inorganic nutrients on the relationship between algae and heterotropic bacteria in stream periphyton", *Hydrobiologia*, **489**, 179-184.

Robert Portielje and Lambertus Lijklema (1995), "The effect of reaeration and benthic algae on the oxygen balance of an artificial ditch", *Ecological Modelling*, **79**, 35-48.

Sukenik A., Schroder W., Lauer J., Shelef G. and Soeder C.J., (1985), "Coprecipitation of Microalgal biomass with calcium and phosphate ion" *Water Research*, **19**(1), 127-129.

Tam N.F.Y. and Wong Y.S., (2000), "Effect of immobilized microalgal bead concentration on wastewater nutrient removal", *Environmental Pollution*, 107, 145-151.

Tarlan E., Yetis U., and Dilek F.B., (2002), "Algal treatment of pulp and paper industry wastewaters in SBR system", *Water Science & Technology*, **45**(12), 151-158.

Travieso L., Benitez F., Weiland P., Sanchez E., Dupeyron R. and Dominguez A.R., (1996), "Experiments on immobilization of microalgae for nutrient removal in

wastewater treatments", *Biresource Technology*, **55**, 181-186.

Yamasaki Shigehisa and Yamaoka Hisashi, (2001), "Effect of dissolved inorganic carbon concentration on oxygen production of a unicellular alga *Nannochloropsis oculata*", *FISHERIES SCIENCE*, **67**, 533-534.

공석기. (1997), "호기성 고율안정화지의 영양염류 제거", 서울시립대학교 환경공학과 박사학위논문.

공석기. (1999), "고율 조류 생세포체 배양지에서 조사 조건으로 본 조류 배양 특성", *대한위생학회지*, **14**(3), 123-129.

공석기, 도시유끼 나까지마. (2001), "하천 생태계에서 유기탄소 기질 제거에 조류와 세균의 공생작용이 미치는 영향", *대한위생학회지*, **16**(3), 22-27.

김성빈, 이석준, 김치경, 권기석, 윤병대, 오희목. (1998), "축산폐수의 3차처리를 위한 미세조류의 선별 및 처리조건의 최적화", *Kor. J. Appl. Microbiol. Biotechnol.*, **26**(1), 76-82.

김완중, 김영철. (2000), "사상성 조류매트 공법을 이용한 농어촌 소하천수의 영양염류 제거특성에 관한 연구", *한국물환경학회지*, **16**(3), 335-344.

김용국, 은정식, 김상덕. (1998), "젖소폐기물에서 생산된 Algae Meal의 화학적조성 및 사료적가치", *폐기물자원화*, **6**(1), 75-85.

김태응, 임봉수, 김완중. (2001), "사상성 조류매트를 이용한 고속산화지의 기초설계요소에 관한 연구", *대한토목학회지*, **21**(2-B), 157-164.

김한욱 그리고 이철균 (2001), "미세조류를 이용한 질소제거에서 dark and light cycle 과 탄소원의 효과", *한국생물공학회 2001년도 춘계학술발표대회프로그램*, 307-310.

농림부. (2003), "수초 모래 자갈을 이용한 환경친화형 농촌 하수처리시스템 개발"

박경희, 이철균. (2001), "점멸광이 미세조류의 산소생산속도에 미치는 영향", *한국생물공학회 2001년도 춘계학술발표대회프로그램*, 102-105.

박미경, 이석준, 서현효, 김희식, 김영호, 윤병대, 오희목. (1998), "*Scenedesmus quadricauda*를 이용한 축산폐수의 고도처리", *Algae*, **13**(2), 227-233.

박현용, (1995), "Arabidopsis thaliana의 엽육세포 원형질체배양에 미치는 칼슘이온의 영향", *식물조직배양학회지*, **22**(5), 277~281.

안주희, 김성수, 김태호, 이준엽, 오상집, 이진하, 이현용. (1996), "축산폐수의 효율적 처리를 위한 광합성 미세조류인 *Spirulina platensis* 배양 공정의 최적화", *Kor. J. Appl. Microbiol. Biotechnol.*, **24**(4), 519-524.

안치용, 김희식, 윤병대, 오희목. (2002), "인제한에 따른 *Scenedesmus quadricauda*의 광합성 특성 및 질소, 인 함량변화", *Algae*, **17**(2), 83-87.

오재일, 하재인, 심효영, 윤석민, (2002), "고농도 질소 탈질반응에서 칼슘이온 및 이온강도의 영향", *대한환경공학회지*, **24**(3), 509~520.

원성연, 박승국, 이상일. (2000), "Struvite 결정화에 의한 질소 및 인의 제거", *대한환경공학회지*, **22**(4), 599-607.

이수형, 이영준. (2002), "조류를 이용한 인공하수의 재처리", *Korean J.Limnol.*, **35**(2), 133-140.

이유경, 이홍금. (2002), "조류(Algae)의 산업적 이용", *생물산업*, **15**(2), 19-24.

이희자. (1990), "조류배양을 이용한 2차 처리 유출수의 영양물질제거에 관한 연구", 서울시립대학교 환경공학과 석사학위논문.

이희자. (1999), "*Scenedesmus* sp.를 이용한 하수의 영양물질 제거에 관한 연구", *한국환경과학회지*, **8**(4), 443-449.

부록 1. McKinney 공식을 이용한 물질수지 계산 예 (SRT와 Ca^{2+}의 유무)

<SRT 10일의 경우>

MLTSS(measured) = 690mg/L

MLVSS(measured) = 624mg/L

MLNVSS = 16.3mg/L

HRT = 2day

Wasting rate = 0.2L/d

TSS in the system = (690mg/L)×(2L) = 1380.6mg

VSS in the system = (624mg/L)×(2L) = 1248mg

TSS WAS = (690mg/L)×(0.2L/d) = 138.06mg/d

VSS WAS = (624mg/L)×(0.2L/d) = 124.8mg/d

TSS lost in effluent(measured) = 0 mg/L

VSS lost in effluent(measured) = 0 mg/L

Total TSS removed = 138.06 + 0 = 138.06mg/d

Total VSS removed = 124.8 + 0 = 124.8mg/d

MLSS increase = 0 mg/d

MLVSS increase = 0 mg/d

Total MLSS change = 138.06 + 0 = 138.06mg/d

Total MLVSS change = 124.8 + 0 = 124.8mg/d

Total MLNVSS change = 138.06 - 124.8 = 13.26mg/d

Influent TSS(measured) = 0 mg/d

Influent VSS(measured) = 0 mg/d

Influent NVSS = 0 mg/d

Influent Mi = 0 mg/d

Δ(algae+bacteria) = 124.8 - 0 + 0 = 124.8mg/d

SRT = 1380.6/138.06 = 10days

Bacteria

Inf sol. COD(measured) = 225.9 mg/L

Eff. sol. COD(measured) = 15.55 mg/L

COD change

Δ COD = inf. sol. COD -eff. sol. COD

= (225.9mg/L)(1L/d) - (15.55mg/L)(1L/d) = 210.04 mg/d

$\Delta MaxM_B$ = 0.48 (COD metabolised) = 0.48(210.04) = 100.82 mg/d

$$\Delta Ma_B = \frac{\Delta MaxM_B}{1 + Ke_B t_s t_a}$$

Ke_B = 0.05/hr

t_a = 1

$$\Delta Ma_B = \frac{100.82}{1 + (0.05)(24)(10)(1)} = 7.76\, mg/d$$

$Ma_B = (\Delta Ma_B)(t_s/V) = (7.76)(10/2) = 38.78$ mg/L

f_{dB} = 0.8

$\Delta Me_B = (1-f_{dB})\ Ke_B\ t_s\ \Delta Ma_B\ t_a = (0.2)(0.05)(24)(10)(7.76)(1) = 18.61$ mg/d

$Me_B = (\Delta Me_B)(t_s/V) = (18.61)(10/2) = 93.06$ mg/L

ΔBacteria ($\Delta Ma_B + \Delta Me_B$) = 7.76 + 18.61 = 26.37 mg/d

Algae

ΔAlgae ($\Delta Ma_A + \Delta Me_A$) = 124.8 - 26.37 = 98.43 mg/d

Ke_A = 0.012/hr

$$\Delta Ma_A = \frac{\Delta Algae}{1 + 0.2 Ke_A t_s t_a}$$

$$\Delta Ma_A = \frac{98.43}{1 + 0.2(0.012)(24)(10)(1)} = 62.46\, mg/d$$

$Ma_A = (\Delta Ma_A)(t_s/V) = (62.46)(10/2) = 312.28$ mg/L

ΔMe_A = 98.43 - 62.46 = 35.97 mg/L

$Me_A = (\Delta Me_A)(t_s/V) = (35.97)(10/2) = 175.85$ mg/L

$\Delta MaxM_A = \Delta Ma_A + 5\ \Delta Me_A = 62.46 + 5(35.97) = 242.31$ mg/d

Nonvolatile Solids

$\Delta NVSS$ = 13.26 mg/d

NVSS in influent = Influent TSS - Influent VSS = 0 - 0 = 0 mg/d

Microbial NVSS = $0.1(\Delta Ma_B + \Delta Me_B + \Delta Ma_A + \Delta Me_A)$

= 0.1(7.76 + 18.61 + 62.46 + 35.98) = 12.48 mg/d

NVSS due to chemical precipitation

= $\Delta NVSS$ - NVSS in influent - Microbial NVSS

= 13.26 - 0 - 12.48 = 0.78 mg/d

Nitrogen

NH_4-N_{in} (measured) = 30.69 mg/L NH_4-N_{out} (measured) = 0.46 mg/L

NO_3-N_{in} (measured) = 0.2 mg/L NO_3-N_{out} (measured) = 10.06 mg/L

ΔNH_4-N (measured) = (30.69 mg/L)(1L/d) - (0.46 mg/L)(1L/d) = 30.23 mg/d

ΔN due to nitrification = ΔNO_3-N = (10.06mg/L)(1L/d)-(0.2mg/L)(1L/d) = 9.86mg/d

ΔN due to synthesis = $0.123(\Delta Ma_B)+0.07(\Delta Me_B)+0.092(\Delta Ma_A)+0.0307(\Delta Me_A)$

= 0.123(7.76)+0.07(18.61)+0.092(62.46)+0.0307(35.98)

= 9.11 mg/d

ΔN loss to atmosphere

= ΔNH_4-N (measured) - ΔN due to nitrification - ΔN due to synthesis

= 30.23 - 9.86 - 9.11 = 11.26 mg/d

Phosphate

PO_4-P_{in} (measured) = 6.71 mg/L PO_4-P_{out} (measured) = 5.14 mg/L

ΔPO_4-P = (6.71 mg/L)(1L/d) - (5.14 mg/L)(1L/d) = 1.57 mg/d

ΔPO_4-P due to synthesis = $0.026(\Delta Ma_B)+0.01(\Delta Me_B)+0.013(\Delta Ma_A)+0.0025(\Delta Me_A)$

= 0.026(7.76)+0.01(18.61)+0.013(62.46)+0.0025(35.98)

= 1.29 mg/d

ΔPO_4-P due to precipitation = ΔPO_4-P(measured) - ΔPO_4-P due to synthesis

= 1.57 - 1.29 = 0.28 mg/d

Oxygen

O_2 production = 1.6 ($\Delta MaxM_A$) = 1.6 (242.33) = 387.33 mg/d

O_2 demand

O_2 for oxidation of organic matter = 0.33 (COD metabolized)

= 0.33 (210.04) = 69.31 mg/d

O_2 for bacteria endogenous respiration = $b_B\ f_{dB}\ Ke_B\ Ma_B\ V\ t_a$

= $1.4(\Delta MaxM_B - (\Delta Ma_B - \Delta Me_B))$ = 1.4(100.82-(7.76-18.61)) = 156.35 mg/d

O_2 for algae endogenous respiration = $b_A\ f_{dA}\ Ke_A\ Ma_A\ V\ t_a$

= $1.6(\Delta MaxM_A - (\Delta Ma_A - \Delta Me_A))$ = 1.6(242.33-(62.46-35.98)) = 345.36 mg/d

O_2 for nitrification = $4.35(\Delta NO_3\text{-}N)$ = 4.35(9.86) = 42.40 mg/d

Total O_2 demand

= O_2 for oxidation of organic matter + O_2 for bacteria endogenous respiration + O_2 for algae endogenous respiration + O_2 for nitrification

= 69.31 + 156.35 + 345.36 + 42.40 = 616.38 mg/d

		Ca^{2+} = 0 mg/L			Ca^{2+} = 100 mg/L		
		5day	10day	20day	5day	10day	20day
MLTSS	mg/L	376.00	690.30	961.20	737.10	1223.00	1353.00
MLVSS	mg/L	344.00	624.00	884.00	657.00	1101.00	1225.00
MLNVSS	mg/L	32.00	66.30	77.20	80.10	122.00	128.00
HRT	day	2.00	2.00	2.00	2.00	2.00	2.00
Wasting rate	L/d	0.40	0.20	0.10	0.40	0.20	0.10
TSS in the system	mg	752.00	1380.60	1922.40	1474.20	2446.00	2706.00
VSS in the system	mg	688.00	1248.00	1768.00	1314.00	2202.00	2450.00
TSS WAS	mg/d	150.40	138.06	96.12	294.84	244.60	135.30
VSS WAS	mg/d	137.60	124.80	88.40	262.80	220.20	122.50
TSS lost in eff.	mg/d	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
VSS lost in eff.	mg/d	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
Total TSS removed	mg/d	150.40	138.06	96.12	294.84	244.60	135.30
Total VSS removed	mg/d	137.60	124.80	88.40	262.80	220.20	122.50
MLSS increase	mg/d	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
MLVSS increase	mg/d	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
Total MLSS change	mg/d	150.40	138.06	96.12	294.84	244.60	135.30
Total MLVSS change	mg/d	137.60	124.80	88.40	262.80	220.20	122.50
Total MLNVSS change	mg/d	12.80	13.26	7.72	32.04	24.40	12.80

Inf. TSS	mg/d	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
Inf. VSS	mg/d	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
Inf. NVSS	mg/d	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
Inf. Mi	mg/d	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
d(algae+bacteria)	mg/d	137.60	124.80	88.40	262.80	220.20	122.50
SRT	day	5.00	10.00	20.00	5.00	10.00	20.00
BACTERIA							
Inf. Total COD	mg/L	225.59	225.59	225.59	225.59	225.59	225.59
Inf. Sol. COD	mg/L	225.59	225.59	225.59	225.59	225.59	225.59
Eff. Sol. COD	mg/L	21.03	15.55	11.80	49.45	26.83	39.98
COD change	mg/d	204.56	210.04	213.79	176.14	198.76	185.61
dMax MB	mg/d	98.19	100.82	102.62	84.55	95.40	89.09
dMaB	mg/d	14.03	7.76	4.10	12.08	7.34	3.56
MaB	mg/L	35.07	38.78	41.05	30.20	36.69	35.64
dMeB	mg/d	16.83	18.61	19.70	14.49	17.61	17.11
MeB	mg/L	42.08	93.06	197.03	36.23	88.07	171.06
d Bacteria(dMaB+dMeB)	mg/d	30.86	26.37	23.81	26.57	24.95	20.67
ALGAE							
d Algae(dMaA+dMeA)	mg/d	106.74	98.43	64.59	236.23	195.25	101.83
d MaA	mg/d	82.87	62.46	30.02	183.41	123.89	47.32
MaA	mg/L	207.18	312.28	300.15	458.52	619.44	473.19
d MeA	mg/d	23.87	35.98	34.58	52.82	71.36	54.51
MeA	mg/L	59.67	179.88	345.77	132.05	356.80	545.12
d Max MA	mg/d	202.21	242.33	202.90	447.51	480.69	319.88
Nonvolatile solids							
d NVSS	mg/d	12.80	13.26	7.72	32.04	24.40	12.80
NVSS in inf.	mg/d	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
Microbial NVSS	mg/d	13.76	12.48	8.84	26.28	22.02	12.25
NVSS due to chemical precipitation	mg/d	-0.96	0.78	-1.12	5.76	2.38	0.55
Nitrogen							
NH4 inf.	mg/L	30.69	30.69	30.69	30.69	30.69	30.69
NH4 eff.	mg/L	3.98	0.46	0.13	3.10	1.54	5.15
NO3 inf.	mg/L	0.20	0.20	0.20	0.20	0.20	0.20
NO3 eff.	mg/L	8.70	10.06	10.42	1.32	1.62	0.16
d NH4	mg/d	26.71	30.23	30.56	27.59	29.15	25.54
d N due to nitrification	mg/d	8.50	9.86	10.22	1.12	1.42	-0.04
d N due to synthesis	mg/d	11.26	9.11	5.71	21.00	15.72	7.66
d N loss to atmosphere	mg/d	6.95	11.26	14.63	5.47	12.00	17.92
Phosphate							
PO4 inf.	mg/L	6.71	6.71	6.71	6.71	6.71	6.71
PO4 eff.	mg/L	5.13	5.14	5.27	2.36	2.13	2.96
d PO4	mg/d	1.59	1.57	1.44	4.36	4.59	3.76
d PO4 due to synthesis	mg/d	1.67	1.29	0.78	2.98	2.16	1.02
d PO4 due to precipitaion	mg/d	-0.08	0.28	0.66	1.38	2.43	2.74
Oxygen							
O2 production	mg/d	323.54	387.73	324.64	716.02	769.10	511.80
O2 for oxid. Of COD	mg/d	67.50	69.31	70.55	58.13	65.59	61.25
O2 for BAC. Endo respiration	mg/d	141.39	156.35	165.50	121.75	147.95	143.69

O2 for Alga. Endo respiration	mg/d	229.13	345.36	331.94	507.08	685.05	523.31
O2 for Nitrification	mg/d	36.54	42.40	43.96	4.83	6.12	-0.17
Total O2 demand	mg/d	474.57	613.42	611.96	691.79	904.71	728.08
Algae/Bacteria ratio							
Bacteria (MaB)	mg/L	35.07	38.78	41.05	30.20	36.69	35.64
Algae (MaA)	mg/L	207.18	312.28	300.15	458.52	619.44	473.19
total	mg/L	242.25	351.06	341.20	488.71	656.14	508.83
MeA	mg/L	59.67	179.88	345.77	132.05	356.80	545.12
MeB	mg/L	42.08	93.06	197.03	36.23	88.07	171.06
total(MeA+MeB)	mg/L	101.75	272.94	542.80	168.29	444.86	716.17
Total(algae+bacteria)	mg/L	344.00	624.00	884.00	657.00	1101.00	1225.00
total Algae	mg/L	266.85	492.16	645.92	590.57	976.24	1018.31
total Bacteria	mg/L	77.15	131.84	238.08	66.43	124.76	206.69
Algae/Bacteria ratio		3.46	3.73	2.71	8.89	7.82	4.93

부록 2. Nomenclature for used model

b_{algae}	1/d	Rate constant for lysis of Algae
b_{aut}	1/d	Rate constant for lysis of Nitrofiers
b_{dh}	1/d	Rate constant for lysis of Denitrifiers
b_h	1/d	Rate constant for lysis of Heterotrophic organisms
b_{pao}	1/d	Rate constant for lysis of Xpao
b_{pha}	1/d	Rate constant for lysis of Xpha
b_{pp}	1/d	Rate constant for lysis of Xpp
q_{pha}	gCOD/gPAO/d	Rate constant for storage of PHA
q_{pp}	gPP/gPAO/d	Rate constant for storage of PP
μ_{algae}	1/d	Maximum growth rate of Algae
μ_{aut}	1/d	Maximum growth rate of Nitrifiers
μ_{dh}	1/d	Maximum growth rate of Denitrifiers
μ_h	1/d	Maximum growth rate of Heterotrophic organisms
μ_{pao}	1/d	Maximum growth rate of Phosphorus accumulating organisms
Y_{algae}	gCOD/gCO_2	Yield coefficient of Algae
Y_{aut}	gCOD/gN	Yield coefficient of Nitrifiers
Y_{dh}	gCOD/gCOD	Yield coefficient of Denitrifiers
Y_h	gCOD/gCOD	Yield coefficient of Heterotrophic organisms
Y_{o2}	gO_2/gCOD	Oxygen production by algae growth
Y_{pao}	gCOD/gCOD	Yield coefficient (biomass/PHA)
Y_{pha}	gCOD/gCOD	PHA requirement for PP storage
Y_{po4}	gP/gCOD	PP requirement (Spo4 release) for PHA storage
K_{cod}	gCOD/m^3	Saturation coefficient for COD
K_{ipp}	gPP/gPAO	Inhibition coefficient for Xpp storage
K_{max}	gPP/gPAO	Maximum ration of Xpp/Xpao
$K_{nh4algae}$	gN/m^3	Saturation coefficient for NH_4-N of Algae
K_{nh4aut}	gN/m^3	Saturation coefficient for NH_4-N of Nitrifiers
$K_{nh4h,dh}$	gN/m^3	Saturation coefficient for NH_4-N of Denitri. and Heterotrophs
K_{nh4pao}	gN/m^3	Saturation coefficient for NH_4-N of Xpao
K_{no3}	gN/m^3	Saturation/inhibition coefficient for nitrate
K_{o2aut}	gO_2/m^3	Saturation coefficient for oxygen of Nitrifiers
fiA	gCOD/gCOD	Fraction of inert COD generated in algae lysis
fiB	gCOD/gCOD	Fraction of inert COD generated in bacteria lysis
Kla	1/d	Transfer rate of oxygen
t	d	Operation time
V	m^3	Volume of reactor

$K_{o2dh,h}$	gO_2/m^3	Saturation/inhibition coefficient for oxygen of Xdh and Xh
K_{o2pao}	gO_2/m^3	Saturation coefficient for oxygen of Xpao
K_{o2pha}	gO_2/m^3	Saturation coefficient for oxygen of Xpha
K_{o2pp}	gO_2/m^3	Saturation coefficient for oxygen of Xpp
K_{pha}	gPHA/gPAO	Saturation coefficient for PHA
$K_{po4algae}$	gP/m^3	Saturation coefficient for phosphorus of Algae
K_{po4aut}	gP/m^3	Saturation coefficient for phosphorus of Nitrifiers
$K_{po4h,dh}$	gP/m^3	Saturation coefficient for phosphorus of Xdh and Xh
K_{pp}	gPP/gPAO	Saturation coefficient for poly phosphate
K_{ppo4}	gP/m^3	Saturation coefficient for phosphorus in growth
K_{spo4}	gP/m^3	Saturation coefficient for phosphours in PP storage
X_{algae}	$gCOD/m^3$	Algae biomass
X_{aut}	$gCOD/m^3$	Nitrifiers biomass
X_h	$gCOD/m^3$	Heterotrophic organisms biomass
X_{dh}	$gCOD/m^3$	Denitrifiers biomass
X_{pao}	$gCOD/m^3$	Phosphorus accumulating organisms biomass
X_{pp}	gP/m^3	Stored poly-phosphate of PAO
X_{pha}	$gCOD/m^3$	Ogranic storage products of PAO
X_i	$gCOD/m^3$	Inert, non-biodegradable organics
ixnA	gN/gCOD	N content of Algae
ixnB	gN/gCOD	N content of Bacteria
ixpA	gP/gCOD	P content of Algae
ixpB	gP/gCOD	P content of Bacteria
$S_?$	$g?/m^3$	Dissolved components concentration

부록 3. The example of prediction of treat effluent using modified Modelling

```
**************************************************************************
AQUASIM Version 2.1 (win/mfc) - Listing of System Definition
**************************************************************************

**************************************************************************
Variables
**************************************************************************
balgae:      Description:      Decay coefficient for algae
Type:             Constant Variable
Unit:             1/min
Value:            3.4722e-005
Standard Deviation:  1
Minimum:          0
Maximum:          2
Sensitivity Analysis: inactive
Parameter Estimation: inactive
--------------------------------------------------------------
baut:        Description:      Decay coefficient for nitrifier
Type:             Constant Variable
Unit:             1/min
Value:            0.000104166
Standard Deviation:  1
Minimum:          0
Maximum:          2
Sensitivity Analysis: inactive
Parameter Estimation: inactive
--------------------------------------------------------------
bdh:         Description:      Decay coefficient for Denitrifier
Type:             Constant Variable
Unit:             1/min
Value:            6.94444e-005
Standard Deviation:  1
Minimum:          0
Maximum:          2
Sensitivity Analysis: inactive
Parameter Estimation: inactive
--------------------------------------------------------------
bh:          Description:      Decay coefficient for Heterotrophs
Type:             Constant Variable
Unit:             1/min
Value:            6.9444e-005
Standard Deviation:  1
Minimum:          0
Maximum:          2
Sensitivity Analysis: inactive
Parameter Estimation: inactive
--------------------------------------------------------------
bpao:        Description:      Decay coefficient for Xpao
```

Type: Constant Variable
Unit: 1/min
Value: 0.000138888
Standard Deviation: 1
Minimum: 0
Maximum: 2
Sensitivity Analysis: inactive
Parameter Estimation: inactive

---

bpha: Description: Decay coefficient for Xpha
Type: Constant Variable
Unit: 1/min
Value: 0.000138888
Standard Deviation: 1
Minimum: 0
Maximum: 2
Sensitivity Analysis: inactive
Parameter Estimation: inactive

---

bpp: Description: Decay coefficient for Xpp
Type: Constant Variable
Unit: 1/min
Value: 0.000138888
Standard Deviation: 1
Minimum: 0
Maximum: 2
Sensitivity Analysis: inactive
Parameter Estimation: inactive

COD: Description:
Type: Dyn. Volume State Var.
Unit: mg/L
Relative Accuracy: 1e-006
Absolute Accuracy: 1e-006

CODin: Description: inf COD
Type: Formula Variable
Unit: mg/L
Expression: 150

---

fiA: Description: Fraction of inert COD generated in algae lysis
Type: Constant Variable
Unit: mgCOD/mgCOD
Value: 0.1
Standard Deviation: 1
Minimum: 0
Maximum: 10
Sensitivity Analysis: inactive

Parameter Estimation: inactive

---

fiB: Description: Fraction of inert COD generated in bacteria lysis
Type: Constant Variable
Unit: mgCOD/mgCOD
Value: 0.1
Standard Deviation: 1
Minimum: 0
Maximum: 10
Sensitivity Analysis: inactive
Parameter Estimation: inactive

---

ixnA: Description: N content of Algae
Type: Constant Variable
Unit: mgN/mgCOD
Value: 0.08
Standard Deviation: 1
Minimum: 0
Maximum: 10
Sensitivity Analysis: inactive
Parameter Estimation: inactive

Type: Constant Variable
Unit: mgN/mgCOD
Value: 0.07
Standard Deviation: 1
Minimum: 0
Maximum: 10
Sensitivity Analysis: inactive
Parameter Estimation: inactive

---

ixpA: Description: P content of Algae
Type: Constant Variable
Unit: mgP/mgCOD
Value: 0.00775
Standard Deviation: 1
Minimum: 0
Maximum: 10
Sensitivity Analysis: inactive
Parameter Estimation: inactive

---

ixpB: Description: P content of Bacteria
Type: Constant Variable
Unit: mgP/mgCOD
Value: 0.018
Standard Deviation: 1
Minimum: 0
Maximum: 10
Sensitivity Analysis: inactive

Parameter Estimation: inactive

Kcod: Description: half-saturation coefficient for COD.
Type: Constant Variable
Unit: mgCOD/L
Value: 150
Standard Deviation: 5
Minimum: 0
Maximum: 500
Sensitivity Analysis: inactive
Parameter Estimation: inactive

Kipp: Description: half-saturation coefficient for ipp.
Type: Constant Variable
Unit: gPP/gPAO
Value: 0.02
Standard Deviation: 1
Minimum: 0
Maximum: 10
Sensitivity Analysis: inactive
Parameter Estimation: inactive

Kla: Description:
Type: Formula Variable
Unit: mg/L
Expression: 0.000694444

Kmax: Description: Maximum ratio of Xpp/Xpao
Type: Constant Variable
Unit: mgPP/mgPAO
Value: 0.34
Standard Deviation: 1
Minimum: 0
Maximum: 10
Sensitivity Analysis: inactive
Parameter Estimation: inactive

Knh4algae: Description: half-saturation coefficient for NH4. Xalgae
Type: Constant Variable
Unit: mgN/L
Value: 0.1
Standard Deviation: 1
Minimum: 0
Maximum: 10
Sensitivity Analysis: inactive
Parameter Estimation: inactive

Knh4aut: Description: half-saturation coefficient for NH4. Xaut
Type: Constant Variable

Unit: mgN/L
Value: 1
Standard Deviation: 1
Minimum: 0
Maximum: 10
Sensitivity Analysis: inactive
Parameter Estimation: inactive

Knh4dh: Description: half-saturation coefficient for NH4, Xdh
Type: Constant Variable
Unit: mgN/L
Value: 0.05
Standard Deviation: 1
Minimum: 0
Maximum: 10
Sensitivity Analysis: inactive
Parameter Estimation: inactive

Knh4h: Description: half-saturation coefficient for NH4, Xh
Type: Constant Variable
Unit: mgN/L
Value: 0.05
Standard Deviation: 1
Minimum: 0
Maximum: 10
Sensitivity Analysis: inactive
Parameter Estimation: inactive

Knh4pao: Description: half-saturation coefficient for NH4, Xpao
Type: Constant Variable
Unit: mgN/L
Value: 0.05
Standard Deviation: 1
Minimum: 0
Maximum: 10
Sensitivity Analysis: inactive
Parameter Estimation: inactive

Kno3: Description: half-saturation coefficient for NO3
Type: Constant Variable
Unit: mgN/L
Value: 0.5
Standard Deviation: 1
Minimum: 0
Maximum: 10
Sensitivity Analysis: inactive
Parameter Estimation: inactive

Ko2aut: Description: half-saturation coefficient for O2,Xaut

Type: Constant Variable
Unit: mgO2/L
Value: 0.5
Standard Deviation: 1
Minimum: 0
Maximum: 10
Sensitivity Analysis: inactive
Parameter Estimation: inactive

Ko2dh: Description: half-saturation coefficient for O2,Xdh
Type: Constant Variable
Unit: mgO2/L
Value: 0.2
Standard Deviation: 1
Minimum: 0
Maximum: 10
Sensitivity Analysis: inactive
Parameter Estimation: inactive

Ko2h: Description: half-saturation coefficient for O2,Xh
Type: Constant Variable
Unit: mgO2/L
Value: 0.2
Standard Deviation: 1
Minimum: 0
Maximum: 10
Sensitivity Analysis: inactive
Parameter Estimation: inactive

Ko2pao: Description: half-saturation coefficient for O2,Xpao
Type: Constant Variable
Unit: mgO2/L
Value: 0.2
Standard Deviation: 1
Minimum: 0
Maximum: 10
Sensitivity Analysis: inactive
Parameter Estimation: inactive

Ko2pha: Description: half-saturation coefficient for O2,Xpha
Type: Constant Variable
Unit: mgO2/L
Value: 0.2
Standard Deviation: 1
Minimum: 0
Maximum: 10
Sensitivity Analysis: inactive
Parameter Estimation: inactive

Ko2pp: Description: half-saturation coefficient for O2,Xpp
Type: Constant Variable
Unit: mgO2/L
Value: 0.2
Standard Deviation: 1
Minimum: 0
Maximum: 10
Sensitivity Analysis: inactive
Parameter Estimation: inactive

Kpha: Description: half-saturation coefficient for Xpha
Type: Constant Variable
Unit: mgPHA/mgPAO
Value: 0.01
Standard Deviation: 1
Minimum: 0
Maximum: 10
Sensitivity Analysis: inactive
Parameter Estimation: inactive

Kpo4algae: Description: half-saturation coefficient for PO4, Xalgae
Type: Constant Variable
Unit: mgP/L
Value: 0.05
Standard Deviation: 1
Minimum: 0
Maximum: 10
Sensitivity Analysis: inactive
Parameter Estimation: inactive

Kpo4aut: Description: half-saturation coefficient for PO4, Xaut
Type: Constant Variable
Unit: mgP/L
Value: 0.01
Standard Deviation: 1
Minimum: 0
Maximum: 10
Sensitivity Analysis: inactive
Parameter Estimation: inactive

Kpo4dh: Description: half-saturation coefficient for PO4, Xdh
Type: Constant Variable
Unit: mgP/L
Value: 0.01
Standard Deviation: 1
Minimum: 0
Maximum: 10
Sensitivity Analysis: inactive
Parameter Estimation: inactive

Kpo4h: Description: half-saturation coefficient for PO4. Xh
Type: Constant Variable
Unit: mgP/L
Value: 0.01
Standard Deviation: 1
Minimum: 0
Maximum: 10
Sensitivity Analysis: inactive
Parameter Estimation: inactive

Kpp: Description: half-saturation coefficient for Xpp
Type: Constant Variable
Unit: mgPP/mgPAO
Value: 0.01
Standard Deviation: 1
Minimum: 0
Maximum: 10
Sensitivity Analysis: inactive
Parameter Estimation: inactive

Kppo4: Description: half-saturation coefficient for PO4. Xpao
Type: Constant Variable
Unit: mgP/L
Value: 0.01
Standard Deviation: 1
Minimum: 0
Maximum: 10
Sensitivity Analysis: inactive
Parameter Estimation: inactive

Kspo4: Description: half-saturation coefficient for Xpp
Type: Constant Variable
Unit: mgP/L
Value: 0.2
Standard Deviation: 1
Minimum: 0
Maximum: 10
Sensitivity Analysis: inactive
Parameter Estimation: inactive

NH4: Description:
Type: Dyn. Volume State Var.
Unit: mg/L
Relative Accuracy: 1e-006
Absolute Accuracy: 1e-006

NH4in: Description: inf NH4
Type: Formula Variable

Unit: mg/L
Expression: 40

NO3: Description:
Type: Dyn. Volume State Var.
Unit: mg/L
Relative Accuracy: 1e-006
Absolute Accuracy: 1e-006

NO3in: Description: inf NO3
Type: Formula Variable
Unit: mg/L
Expression: 0.2

O2: Description:
Type: Dyn. Volume State Var.
Unit: mg/L
Relative Accuracy: 1e-006
Absolute Accuracy: 1e-006

O2in: Description: inf O2
Type: Formula Variable
Unit: mg/L
Expression: 0.5

Os: Description: Saturation concentration of Oxygen
Type: Formula Variable
Unit: mg/L
Expression: 7

PO4: Description:
Type: Dyn. Volume State Var.
Unit: mg/L
Relative Accuracy: 1e-006
Absolute Accuracy: 1e-006

PO4in: Description: inf PO4
Type: Formula Variable
Unit: mg/L
Expression: 5

Qeff: Description: Effluent flowrate
Type: Program Variable
Unit: L/min
Reference to: Discharge

Qin: Description: inf Q
Type: Formula Variable

Unit: L/min
Expression: 0.000694444

Qinreactor: Description: Qin+Qrs
Type: Formula Variable
Unit: L/min
Expression: 0

---

qpha: Description: Rate constant for storage of PHA
Type: Constant Variable
Unit: mgCOD/mgPAO/min
Value: 0.001083333
Standard Deviation: 1
Minimum: 0
Maximum: 10
Sensitivity Analysis: inactive
Parameter Estimation: inactive

---

qpp: Description: Rate constant for storage of PP
Type: Constant Variable
Unit: mgPP/mgPAO/min
Value: 0.000541666
Standard Deviation: 1
Minimum: 0
Maximum: 10
Sensitivity Analysis: inactive
Parameter Estimation: inactive

Qrs: Description: Sludge Recycle
Type: Formula Variable
Unit: L/min
Expression: 0.000694444

SRT: Description: Sludge age
Type: Formula Variable
Unit: min
Expression: 21600

---

t: Description: time
Type: Program Variable
Unit: min
Reference to: Time

---

ualgae: Description: Maximum specific growth rate for Xalgae
Type: Constant Variable
Unit: 1/min
Value: 0.000108333
Standard Deviation: 1
Minimum: 0

Maximum: 2
Sensitivity Analysis: inactive
Parameter Estimation: inactive

---

uaut: Description: Maximum specific growth rate for Xaut
Type: Constant Variable
Unit: 1/min
Value: 0.000395833
Standard Deviation: 1
Minimum: 0
Maximum: 2
Sensitivity Analysis: inactive
Parameter Estimation: inactive

---

udh: Description: Maximum specific growth rate for Xdh
Type: Constant Variable
Unit: 1/min
Value: 0.0041666
Standard Deviation: 1
Minimum: 0
Maximum: 2
Sensitivity Analysis: inactive
Parameter Estimation: inactive

---

uh: Description: Maximum specific growth rate for Xh
Type: Constant Variable
Unit: 1/min
Value: 0.00416666
Standard Deviation: 1
Minimum: 0
Maximum: 2
Sensitivity Analysis: inactive
Parameter Estimation: inactive

---

upao: Description: Maximum specific growth rate for Xpao
Type: Constant Variable
Unit: 1/min
Value: 6.94444e-005
Standard Deviation: 1
Minimum: 0
Maximum: 2
Sensitivity Analysis: inactive
Parameter Estimation: inactive

V: Description: Reactor volume
Type: Constant Variable
Unit: L
Value: 2
Standard Deviation: 1

Minimum: 0
Maximum: 10
Sensitivity Analysis: inactive
Parameter Estimation: inactive

Xalgae: Description:
Type: Dyn. Volume State Var.
Unit: mg/L
Relative Accuracy: 1e-010
Absolute Accuracy: 1e-010

Xalgaein: Description:
Type: Formula Variable
Unit: mg/L
Expression: 1600

Xaut: Description:
Type: Dyn. Volume State Var.
Unit: mg/L
Relative Accuracy: 1e-010
Absolute Accuracy: 1e-010

Xautin: Description: inf Xaut
Type: Formula Variable
Unit: mg/L
Expression: 4

Xdh: Description:
Type: Dyn. Volume State Var.
Unit: mg/L
Relative Accuracy: 1e-010
Absolute Accuracy: 1e-010

Xdhin: Description: inf Xdh
Type: Formula Variable
Unit: mg/L
Expression: 144

Xh: Description:
Type: Dyn. Volume State Var.
Unit: mg/L
Relative Accuracy: 1e-010
Absolute Accuracy: 1e-010

Xhin: Description: inf Xh
Type: Formula Variable
Unit: mg/L
Expression: 248

Xi: Description: inert organic matter
Type: Dyn. Volume State Var.
Unit: mg/L
Relative Accuracy: 1e-010
Absolute Accuracy: 1e-010

Xiin: Description: inf Xi
Type: Formula Variable
Unit: mg/L
Expression: 0

Xpao: Description:
Type: Dyn. Volume State Var.
Unit: mg/L
Relative Accuracy: 1e-010
Absolute Accuracy: 1e-010

Xpaoin: Description: inf Xpao
Type: Formula Variable
Unit: mg/L
Expression: 4

Xpha: Description:
Type: Dyn. Volume State Var.
Unit:
Relative Accuracy: 1e-006
Absolute Accuracy: 1e-006

Xphain: Description:
Type: Formula Variable
Unit: mg/L
Expression: 4

Xpp: Description:
Type: Dyn. Volume State Var.
Unit:
Relative Accuracy: 1e-006
Absolute Accuracy: 1e-006

Xppin: Description:
Type: Formula Variable
Unit: mg/L
Expression: 4

Yalgae: Description: Yield for Xalgae (mgVSS/mgCO2=1/1.92) * (VSS*1.42=COD)
Type: Constant Variable
Unit: gCOD/gCO2
Value: 0.74
Standard Deviation: 1

Minimum: 0
Maximum: 20
Sensitivity Analysis: inactive
Parameter Estimation: inactive

Yaut: Description: Yield for Xaut
Type: Constant Variable
Unit:
Value: 0.24
Standard Deviation: 1
Minimum: 0
Maximum: 10
Sensitivity Analysis: inactive
Parameter Estimation: inactive

Ydh: Description: Yield for Xdh
Type: Constant Variable
Unit:
Value: 0.63
Standard Deviation: 1
Minimum: 0
Maximum: 10
Sensitivity Analysis: inactive
Parameter Estimation: inactive

Yh: Description: Yield for Xh
Type: Constant Variable
Unit:
Value: 0.63
Standard Deviation: 1
Minimum: 0
Maximum: 10
Sensitivity Analysis: inactive
Parameter Estimation: inactive

Yo2: Description:
Type: Constant Variable
Unit: gO2/gAlgae
Value: 1.6
Standard Deviation: 1
Minimum: 0
Maximum: 10
Sensitivity Analysis: inactive
Parameter Estimation: inactive

Ypao: Description: Yield for Xpao
Type: Constant Variable
Unit:
Value: 0.63

Standard Deviation: 1
Minimum: 0
Maximum: 10
Sensitivity Analysis: inactive
Parameter Estimation: inactive

Ypha: Description: PHA requirement for PP storage
Type: Constant Variable
Unit:
Value: 0.2
Standard Deviation: 1
Minimum: 0
Maximum: 10
Sensitivity Analysis: inactive
Parameter Estimation: inactive

Ypo4: Description: PP requirement for PHA storage
Type: Constant Variable
Unit:
Value: 0.4
Standard Deviation: 1
Minimum: 0
Maximum: 10
Sensitivity Analysis: inactive
Parameter Estimation: inactive
****

****
Processes
****
R1: Description: Growth of Heterotrophs
Type: Dynamic Process
Rate: if Xh>0 then
uh*(O2/(O2+Ko2h))*(COD/(COD+Kcod))*(NH4/(NH4+Knh4h))*(PO4/(PO4+Kpo4h))*Xh else 0 endif
Stoichiometry:
Variable : Stoichiometric Coefficient
COD : -1/Yh O2 : 1-(1/Yh) NH4 : -ixnB Xh : 1 PO4 : -ixpB

R2: Description: Decay of Heterotrophs
Type: Dynamic Process
Rate: if Xh>0 then bh*Xh else 0 endif
Stoichiometry:
Variable : Stoichiometric Coefficient
Xi : fiB Xh : -1 NH4 : ixnB PO4 : ixpB

R3: Description: Growth of Denitifier
Type: Dynamic Process
Rate: if Xdh>0 then
udh*(Ko2dh/(O2+Ko2dh))*(COD/(COD+Kcod))*(NH4/(NH4+Knh4dh))*(NO3/(NO3+Kno3))*(PO4/(PO4+Kp
o4dh))*Xdh else 0 endif

Stoichiometry:
Variable : Stoichiometric Coefficient
COD : -1/Ydh NO3 : -(1-Ydh)/(2.86*Ydh) Xdh : 1
NH4 : -ixnB PO4 : -ixpB

R4: Description: Decay of Denitrifier
Type: Dynamic Process
Rate: if Xdh>0 then bdh*Xdh else 0 endif
Stoichiometry:
Variable : Stoichiometric Coefficient
Xdh : -1 NH4 : ixnB PO4 : ixpB Xi : fiB

R5: Description: Growth of Nitrifier
Type: Dynamic Process
Rate: if Xaut>0 then
uaut*(O2/(O2+Ko2aut))*(NH4/(NH4+Knh4aut))*(PO4/(PO4+Kpo4aut))*Xaut else 0 endif
Stoichiometry:
Variable : Stoichiometric Coefficient
NH4 : -ixnB-1/Yaut NO3 : 1/Yaut PO4 : -ixpB O2 : -(4.57-Yaut)/Yaut
Xaut : 1

R6: Description: Decay of Nitrifier
Type: Dynamic Process
Rate: if Xaut>0 then baut*Xaut else 0 endif
Stoichiometry:
Variable : Stoichiometric Coefficient
NH4 : ixnB PO4 : ixpB Xaut : -1 Xi : fiB

R7: Description: Storage of Xpha
Type: Dynamic Process
Rate: if Xpao>0 then qpha*(COD/(COD+Kcod))*((Xpp/Xpao)/(Xpp/(Xpao+Kpp)))*Xpao else 0 endif
Stoichiometry:
Variable : Stoichiometric Coefficient
COD : -1 PO4 : Ypo4 Xpp : -Ypo4 Xpha : 1

R8: Description: Storage of Xpp
Type: Dynamic Process
Rate: if Xpao>0 then
qpp*(O2/(O2+Ko2pp))*(PO4/(PO4+Kspo4))*((Xpha/Xpao)/(Xpha/Xpao+Kpha))*(Kmax-(Xpp/Xpao)/(Kipp
+Kmax-Xpp/Xpao))*Xpao else 0 endif
Stoichiometry:
Variable : Stoichiometric Coefficient
PO4 : -1 Xpp : 1 O2 : -Ypha Xpha : -Ypha

R9: Description: Growth of Xpao
Type: Dynamic Process
Rate: if Xpao>0 then
upao*(O2/(O2+Ko2pao))*(NH4/(NH4+Knh4pao))*(PO4/(PO4+Kppo4))*((Xpha/Xpao)/((Xpha/Xpao)+Kpha
))*Xpao else 0 endif

Stoichiometry:
Variable : Stoichiometric Coefficient
O2 : 1-(1/Ypao) PO4 : -ixpB NH4 : -ixnB Xpao : 1 Xpha : -1/Ypao
---
R10: Description: Lysis of Xpao
Type: Dynamic Process
Rate: if Xpao>0 then bpao*Xpao else 0 endif
Stoichiometry:
Variable : Stoichiometric Coefficient
Xpao : -1 NH4 : ixnB Xi : fiB PO4 : ixpB

R11: Description: Lysis of Xpp
Type: Dynamic Process
Rate: if Xpp>0 then bpp*Xpp else 0 endif
Stoichiometry:
Variable : Stoichiometric Coefficient
Xpp : -1 PO4 : 1

R12: Description: Lysis of Xpha
Type: Dynamic Process
Rate: if Xpha>0 then bpha*Xpha else 0 endif
Stoichiometry:
Variable : Stoichiometric Coefficient
Xpha : -1 COD : 1

R13: Description: Growth of Algae
Type: Dynamic Process
Rate: if Xalgae>0 then ualgae*(NH4/(NH4+Knh4algae))*(PO4/(PO4+Kpo4algae))*Xalgae else 0 endif
Stoichiometry:
Variable : Stoichiometric Coefficient
NH4 : -ixnA PO4 : -ixpA Xalgae : 1 O2 : Yo2

R14: Description: Lysis of Algae
Type: Dynamic Process
Rate: if Xalgae>0 then balgae*Xalgae else 0 endif
Stoichiometry:
Variable : Stoichiometric Coefficient
NH4 : ixnA PO4 : ixpA Xi : fiA Xalgae : -1

R15: Description: Kla
Type: Dynamic Process
Rate: Kla*(Os-O2)
Stoichiometry:
Variable : Stoichiometric Coefficient
O2 : 1

R16: Description: SludgeRemoval
Type: Dynamic Process
Rate: 1/SRT

Stoichiometry:
Variable : Stoichiometric Coefficient
Xalgae : -Xalgae Xaut : -Xaut Xdh : -Xdh Xh : -Xh
Xi : -Xi Xpao : -Xpao

****
Compartments
****
Reactor1: Description: KANG1
Type: Mixed Reactor Compartment
Compartment Index: 0
Active Variables: COD, NH4, NO3, Xh, PO4, O2, Xdh, Xaut, Xpao, Xpha, Xpp, Xalgae, Alk
Active Processes: R1, R2, R3, R4, R5, R6, R7, R8, R9, R10, R11, R12, R13, R14, R15,
Initial Conditions:
Variable(Zone) : Initial Condition
Xalgae(Bulk Volume) : Xalgaein Xaut(Bulk Volume) : Xaut Xdh(Bulk Volume) : Xdhin
Xh(Bulk Volume) : Xhin Xpao(Bulk Volume) : Xpaoin Xi(Bulk Volume) : Xiin
Xpha(Bulk Volume) : Xphain Xpp(Bulk Volume) : Xppin Alk(Bulk Volume) : Alkin
NH4(Bulk Volume) : NH4in PO4(Bulk Volume) : PO4in NO3(Bulk Volume) : NO3in
COD(Bulk Volume) : CODin
Inflow: Qrs+Qin
Loadings:
Variable : Loading
Alk : Qin*Alkin+Qrs*Alk COD : Qin*CODin+Qrs*COD NH4 : Qin*NH4in+Qrs*NH4
NO3 : Qin*NO3in+Qrs*NO3 O2 : Qin*O2+Qrs*O2
Xalgae : Qin*Xalgaein+Qrs*Xalgae PO4 : Qin*PO4in+Qrs*PO4
Xaut : Qin*Xautin+Qrs*Xaut Xdh : Qin*Xdhin+Qrs*Xdh
Xh : Qin*Xhin+Qrs*Xh Xpao : Qin*Xpaoin+Qrs*Xpao Xi : Qin*Xiin+Qrs*Xi
Xpha : Qin*Xphain+Qrs*Xpha Xpp : Qin*Xppin+Qrs*Xpp
Volume: 2
Accuracies:
Rel. Acc. Q: 0.001 Abs. Acc. Q: 0.001 Rel. Acc. V: 0.001
Abs. Acc. V: 0.001
---
zClarifier: Description:
Type: Mixed Reactor Compartment
Compartment Index: 0
Active Variables: COD, NH4, PO4, NO3
Active Processes:
Initial Conditions:
Inflow: 0
Loadings:
Volume: 0.1
Accuracies:
Rel. Acc. Q: 0.001 Abs. Acc. Q: 0.001 Rel. Acc. V: 0.001 Abs. Acc. V: 0.001

****
Links

```
*************************************************************************
link1:        Type:              Advective Link
Link Index:          0
Compartment In:      Reactor1
Connection In:       Outflow
Compartment Out:     zClarifier
Connection Out:      Inflow
Bifurcations:
Recycle:
Description:
Compartment Out:  Reactor1
Connection Out:   Inflow
Water Flow:       0.00064444
*************************************************************************

*************************************************************************
Definitions of Calculations
*************************************************************************
calc1:        Description:
Calculation Number:  0
Initial Time:        -50
Initial State:       given, made consistent
Step Size:           180
Num. Steps:          160
Status:              active for simulation
inactive for sensitivity analysis
*************************************************************************

*************************************************************************
Plot Definitions
*************************************************************************
plot1:        Description:
Abscissa:            Time
Title:
Abscissa Label:      time (min)
Ordinate Label:      Conc. (mg/L)
Curves:
Type : Variable [CalcNum,Comp.,Zone,Time/Space]
Value : COD [0,Reactor1,Bulk Volume,0]
Value : NH4 [0,Reactor1,Bulk Volume,0]
Value : NO3 [0,Reactor1,Bulk Volume,0]
Value : PO4 [0,Reactor1,Bulk Volume,0]
Value : O2 [0,Reactor1,Bulk Volume,0]
Value : Xalgae [0,Reactor1,Bulk Volume,0]
Value : Xaut [0,Reactor1,Bulk Volume,0]
Value : Xh [0,Reactor1,Bulk Volume,0]
Value : Xdh [0,Reactor1,Bulk Volume,0]
Value : Xpao [0,Reactor1,Bulk Volume,0]
Value : CO2 [0,Reactor1,Bulk Volume,0]
-------------------------------------------------------------------
```

plot3: Description:
Abscissa: Time
Title:
Abscissa Label:
Ordinate Label:
Curves:
Type : Variable [CalcNum,Comp.,Zone,Time/Space]
Value : Xalgae [0,Reactor1,Bulk Volume,0]
Value : Xaut [0,Reactor1,Bulk Volume,0]
Value : Xdh [0,Reactor1,Bulk Volume,0]
Value : Xh [0,Reactor1,Bulk Volume,0]
Value : Xpao [0,Reactor1,Bulk Volume,0]

---

plot4: Description:
Abscissa: Time
Title:
Abscissa Label:
Ordinate Label:
Curves:
Type : Variable [CalcNum,Comp.,Zone,Time/Space]
Value : COD [0,Reactor1,Bulk Volume,0]
Value : NH4 [0,Reactor1,Bulk Volume,0]
Value : NO3 [0,Reactor1,Bulk Volume,0]
Value : O2 [0,Reactor1,Bulk Volume,0]
Value : PO4 [0,Reactor1,Bulk Volume,0]
Value : CO2 [0,Reactor1,Bulk Volume,0]
Value : Alk [0,Reactor1,Bulk Volume,0]

****

****
Calculation Parameters
****
Numerical Parameters: Maximum Int. Step Size: 1
Maximum Integrat. Order: 5
Number of Codiagonals: 1000
Maximum Number of Steps: 1000

Fit Method: secant
Max. Number of Iterat.: 100
****

감사의 글

부족한 자의 입술의 간구를 이루어주신 하나님께 영광을 돌립니다.

본 논문이 나오기까지 정성과 관심으로 지도해 주시고 학문의 길로 이끌어 주신 이병헌 교수님의 은혜에 깊은 감사를 드립니다. 심사위원장으로 항상 자상함과 미소로 부족한 논문을 면밀히 검토해 주신 박청길 교수님, 그리고 심사를 위하여 바쁘신 중에서도 서울에서 부산까지 오가시며 위엄있는 모습으로 지도해주신 고려대학교 최의소 교수님, 논문은 자신의 얼굴이라고 최선을 다하라고 애정 어린 조언을 해주신 생물공학과 김종균 교수님, 가끔씩은 저희 실험실 선배님으로 애정 어린 따끔한 질책으로, 평상시는 교수님으로 조언을 해주신 강임석 교수님께 감사를 드립니다. 또한, 학위과정 등에서 지도해 주시고 격려해주신 여석주 교수님, 이제근 교수님, 이석모 교수님, 김일규 교수님, 정용현 교수님, 강대석 교수님과 모델링을 시도할 수 있도록 도와주신 부산대학교 고주현 박사님께도 감사를 드립니다.

항상 어머님같이 사랑과 걱정을 아끼지 않으신 고신대학교 장혜영 교수님, 처음으로 후배들 앞에서 강의를 할 수 있도록 해주시고, 왕성한 연구활동으로 본을 보이시는 고신대학교 이동규 교수님, 뵐 때마다 자상함으로 대해주시는 고신대학교 정병갑 교수님께도 감사를 드립니다.

저의 젊음의 시간 중 9년이라는 세월을 보낸 부경대학교 하수도 공학 및 폐기물처리 연구실은 참으로 소중하고 애환이 담긴 곳입니다. 많은 선배님들과 후배들을 만날 수 있어서 더욱 소중한 곳입니다. 9년의 시간을 항상 형같이 아껴주고 논문을 위해 도움을 주신 길대수 박사님, 여러모로 누나같이 도와주시고 격려해 주신 황은주 예비박사님, 후배들에 대한 걱정으로 잠 못 이루시는 이창근 박사님, 항상 환한 미소로 도움을 주시는 유평종 박사님, 수산과학원 이용화 박사님, 김천대학 이동석 교수님, 김정숙 교수님, 권동민 박사님, 박결서 선배님, 그리고 같이 실험실 생활을 할 때는 물론 졸업한 후에도 항상 관심과 격려를 더해주신 석형기 선배님, 정몽규 선배님, 임성일 박사님, 최혁 박사님, 박은정 박사님, 최해경 박사님, 정상구, 김필균, 하은정, 감성희, 류종수, 조윤식, 김정래, 이재성 조교선생님, 염혜경, 진은정, 이혜선, 송원철, 이광필, 빈정인, 이은숙, 김동인, 김봉수, 이동훈, 손규동, 이창원, 정민기, 한은진, 오상세, 최성훈, 김현정, 정숙희, 전귀영, 방면환, 이윤희, 이재성, 강현미, 이용민, 정용덕, 권영미, 박유경, 히로후미, 이강현, 배기원, 최아름, ...부족한 논문임에도 참 많은 분들의 도움이 있었군요. 모두 고맙고 소중한 분들임에도 이름만 적어 감사를 표현함이 송구합니다. 여러분들과의 추억은 제 기억속에 영원할 겁니다.

부족한 저와 저희가정을 위해 항상 기도와 도움을 주신 가나안 교회 윤상갑 목사님과 가나안 지체들과 해운대 동교회 이형재 목사님과 지체들께 감사를 드립니다.

끝으로, 37년을 눈물과 사랑으로 길러주시고, 못 난 자식을 위해 평생을 수고하신 어머님께 부족하지만 감사와 이 학위를 바칩니다. 동생을 위해 양보만 하시고, 항상 사랑으로 돌봐주신 누나와 매형께도 감사를 드립니다. 딸의 수고를 인내하시며 물질로 기도로 도와주신 장모님과 처가에도 감사를 드립니다. 남편대신 가장노릇까지 도맡아 해온 사랑하는 아내와 착하고 바르게 잘 자라는 지태와 현지에게도 고마움을 전합니다.

사랑과 공의에 하나님, 복에 복을 더하사 이들에게 축복하옵소서. 아멘.

2004년 7월 강 성 재