

工學碩士學位論文

SBR을 이용한 염분함유 폐수의 처리시
염분농도의 변화가 오염물질 제거와 생물학적
floc의 형태특성에 미치는 영향에 관한 연구

2001年 12月

昌原大學 敎大學院
環境工學科 環境工學專攻
金 尙 洙

工學碩士學位論文

SBR을 이용한 염분함유 폐수의 처리시
염분농도의 변화가 오염물질 제거와 생물학적
floc의 형태특성에 미치는 영향에 관한 연구

Effects of Salt Concentration on the Pollutant removal and
Characteristics of Biological Floc Structure

指導教授 文炳現

이 論文을 工學碩士學位論文으로 提出함

2001年 12月 日

昌原大學 敎大學院
環境工學科 環境工學專攻
金 尙 洙

金尙洙의 碩士學位 論文을 認准함

審査委員長 서 규 태 ①

審査委員 문 병 현 ①

審査委員 이 택 순 ①

2002年 1月 日

昌原大學校 大學院

目 次

List of Captions for Figures	iii
List of Captions for Tables	v
제 I 장 서론	1
1.1 연구배경	1
1.2 연구목적	4
제 II 장 이론적 고찰	5
2.1 생물학적 질소제거	5
2.1.1 질산화	5
2.1.2 탈질화	7
2.2 생물학적 인 제거	8
2.3 활성슬러지 floc의 특성과 침강성	10
2.3.1 Floc의 형성	11
2.3.2 Floc의 크기와 형태	13
2.4 Fractal dimension	14
2.4.1 기대되지 않는 현상 및 fractal 성질	15
2.4.2 자체 유사성	18
2.4.3 원주-길이, 넓이-길이와의 관계	20
2.5 Small Angle Laser Light Scattering(SALLS)	21
2.5.1 SALLS의 원리	21
2.5.2 Light Scattering from Fractals	23
2.6 슬러지 탈수성	25
제 III 장 실험재료 및 실험방법	28
3.1 실험재료	28
3.2 실험장치 및 운전조건	30
3.3 실험방법	32

3.3.1 수질분석	32
3.3.2 Floc의 크기 및 형태특성 분석	32
3.3.3 슬러지의 물리·화학적·생물학적 특성 분석	32
3.3.4 슬러지 탈수성 측정	36
제 IV 장 결과 및 고찰	39
4.1 오염물질 제거특성	39
4.1.1 유기 오염물질 제거특성	39
4.1.2 질소 제거특성	42
4.1.3 인 제거특성	52
4.2. 생물학적 floc의 형태특성 변화	56
4.3 슬러지 탈수성	70
제 V 장 결 론	73
제 VI 장 금후의 과제	75
참 고 문 헌	76
Abstract	82

List of Captions for Figures

Fig. 2.1	Sequence of generalized interaction as an explanation to the sludge settlement	10
Fig. 2.2	Type of Flocs as affected by filament level	12
Fig. 2.3	Three stages in the construction of a simple deterministic fractal model for particle aggregate	19
Fig. 2.4	Schematic diagram of Small Angle Laser Light Scattering	21
Fig. 2.5	The different structural features	24
Fig. 3.1	Schematic diagram of Sequencing Batch Reactor	31
Fig. 3.2	Operational mode of a laboratory SBR unit	31
Fig. 3.3	Typical activated sludge settling curve	34
Fig. 3.4	Experimental procedure for ExtraCellular Polymer extraction method	35
Fig. 3.5	Schematic diagram of Buchner funnel test apparatus	36
Fig. 3.6	Schematic diagram of CST measuring apparatus	38
Fig. 4.1	Variation of effluent COD _{Mn} concentration	39
Fig. 4.2	Variation of COD _{Mn} removal efficiency	40
Fig. 4.3	Variation of NH ₃ -N removal efficiency	43
Fig. 4.4	Variation of NH ₃ -N removals	43
Fig. 4.5	Variation of NH ₃ -N concentration for a cycle in C/N=2	45
Fig. 4.6	Variation of NH ₃ -N concentration for a cycle in C/N=4	45
Fig. 4.7	Variation of NO ₂ ⁻ -N concentration	46
Fig. 4.8	Variation of NO ₃ ⁻ -N concentration	46
Fig. 4.9	Variation of NO ₂ ⁻ -N concentration for a cycle in C/N=2	48
Fig. 4.10	Variation of NO ₂ ⁻ -N concentration for a cycle in C/N=4	48
Fig. 4.11	Variation of NO ₃ ⁻ -N concentration for a cycle in C/N=2	49
Fig. 4.12	Variation of NO ₃ ⁻ -N concentration for a cycle in C/N=4	49
Fig. 4.13	Variation of T-N removal efficiency	50

Fig. 4.14	Variation of T-N removals	51
Fig. 4.15	Variation of T-P removal efficiency	53
Fig. 4.16	Variation of T-P concentration for a cycle in C/N=2	55
Fig. 4.17	Variation of T-P concentration for a cycle in C/N=4	55
Fig. 4.18	Variation of floc size under each salt concentration in C/N=2, 4	57
Fig. 4.19	Variation of fractal dimension under each salt concentration in C/N=2, 4	57
Fig. 4.20	Variation of ExtraCellular Polymer(ECP) in saline concentration 6000, 8000, 10000mg/L	59
Fig. 4.21	Variation of Sludge Volume Index(SVI) under each salt concentration in C/N=2, 4	63
Fig. 4.22	Effect of saline concentration on characteristics of COD _{Mn} , floc size, fractal dimension	64
Fig. 4.23	Relationship between SVI and COD _{Mn} removal efficiency	65
Fig. 4.24	Relationship of floc size and SVI	66
Fig. 4.25	Relationship of fractal dimension and SVI	66
Fig. 4.26	Relationship of floc size and ZSV	67
Fig. 4.27	Relationship of fractal dimension and ZSV	67
Fig. 4.28	Relationship of floc size and fractal dimension	69
Fig. 4.29	Comparison of Capillary Suction Time(CST) in each salt concentration	70
Fig. 4.30	Variation of Initial Thickening Rate under each salt concentration in C/N=2, 4	71
Fig. 4.31	Variation of Capillary Suction Time(CST) and Initial Thickening Rate in NaCl 8000mg/L	72

List of Captions for Tables

Table. 2.1	Size-density Fractal dimensions of aggregates	17
Table. 3.1	Characteristics of seafood wastewater in Literature	28
Table. 3.2	Characteristics of seafood wastewater analyzed at the coast of Kyungsang namdo	29
Table. 3.3	Composition of synthetic seafood wastewater for experiments ·	30
Table. 4.1	Effect of C/N ratios on COD _{Mn} removal efficiency	41
Table. 4.2	Effect of C/N ratios on NH ₃ -N removal efficiency	44
Table. 4.3	Effect of C/N ratios on NO ₂ ⁻ -N, NO ₃ ⁻ -N concentration	47
Table. 4.4	Effect of C/N ratios on T-N removal efficiency	52
Table. 4.5	Effect of C/N ratios on T-P removal efficiency	53
Table. 4.6	Effect of saline concentration on characteristics of floc size, fractal dimension in C/N=2, 4	58
Table. 4.7	Effect of C/N ratios on COD _{Mn} removal efficiency	60
Table. 4.8	Effect of saline concentration on characteristics of floc size	61
Table. 4.9	Effect of saline concentration on characteristics of fractal dimension	61

제 I 장 서론

1.1. 연구배경

산업이 발달하고 식생활이 개선되어 염분을 함유한 하·폐수의 발생량이 증가되는 추세이다. 연안에 인접한 해안지역의 하수에는 평균적으로 염분의 농도가 2000mg/L를 상회하고 지역에 따라서는 10000mg/L 이상을 나타내며, 물이 부족한 지역에서는 해수를 용수로 사용함으로써 염분을 포함한 폐수처리에 관심이 높아지고 있는 실정이다.[1,2,3] 염분을 다량 함유하는 폐수를 발생시키는 수산물 가공공장의 경우 대부분 소규모이고 연안지역에 산재하며 계절별 원료물질이 매우 다양하고, 조업시간이 불규칙하여 부하율의 변동이 심하기 때문에 발생하는 수산물 가공폐수의 처리에 많은 어려움을 겪고 있다. 또한 미처리된 폐수가 연안해역의 부영양화를 촉진시킨다고 보고되고 있다.[4,5,6] 염분이 함유된 수산물 가공폐수의 처리는 대부분 생물학적 처리방법의 하나인 표준 활성슬러지 공법을 이용하고 있으나 수질변동 및 유기물 부하변동 등에 의해 안정적인 처리효율을 기대하기 힘들고, 특히 고액분리에 어려움이 있다. 또한 고농도의 유기물 성분과 영양염류인 질소 및 인 그리고 염분을 다량 함유하고 있으며 특히 질소와 인의 제거효율이 낮다.

최근 한 반응조에서 혐기, 호기, 무산소 조건을 변화시켜 유기물 및 질소, 인의 제거효율을 향상시키기 위한 연속 회분식 반응기(Sequencing Batch Reactor : SBR)를 활용하려는 연구가 계속 진행되고 있다. SBR의 운전형태는 유입(Fill), 반응(React), 침전(Settle), 배출(Withdraw) 및 정지(Idle)의 5가지 공정이 1 cycle로써 반복되는 공정으로 일반 활성슬러지법보다 반응조 용적을 감소시킬 수 있음은 물론 오염물질의 부하변동에 대처하기 위한 운전형태가 다양하고, 슬러지 팽화나 부상현상을 효과적으로 제어할 수 있는 것으로 알려져 있다.[3,6]

염분이 생물학적 폐수처리에 미치는 영향에 대한 연구는 활성슬러지법, 장기폭기법, 살수여상법, SBR 등에 대해 보고되고 있으며 대부분의 연구결과에 따르면 염분농도가 증가될 경우 활성슬러지 내의 생물학적 floc의 활성이 감소

되고 슬러지를 구성하는 floc이 해체되어 불량한 슬러지의 침강특성을 보이게 됨으로써 SS의 유출이 많아져 배출수 중 오염물질의 제거효율이 저하되었다. [4~12] 따라서 염분농도 변화에 따라 미생물의 대사활동이 저하되고 미생물로 구성된 생물학적 floc의 해체로 floc의 크기 분포 및 형태가 변화하며 그에 따라 오염물질의 제거효율이 변화할 뿐 아니라 염분농도 변화에 따른 미생물의 염분에 대한 적응기간이 필요함을 알 수 있다. 그러나 대부분의 연구들이 정상 상태에서 염분을 주입하였을 때의 오염물질의 제거에 미치는 영향을 검토하고 있어 실제 염분함유 폐수처리시설에서 유입되는 염분농도의 변화에 따른 미생물의 적응기간과 염분에 의한 생물학적 floc의 크기 분포변화 및 형태특성의 변화에 따른 고액분리의 영향에 대한 연구는 전무한 실정이다.

일반적인 폐수처리는 물 속에 함유된 부유성 및 용존성 오염물질을 제거하기 위하여 오염물질의 고액분리가 용이한 형태의 입자상 물질로 변환하기 위하여 화학적·생물학적 수처리 시스템을 구성하고 운전하여 목표수질을 달성하는데 그 목적이 있다. 생물학적 폐수처리 시스템은 이러한 목적을 위해 미생물을 시스템에 적용하여 오염물질을 대사과정에 이용하게 함으로써 고액분리가 용이한 생물학적 floc을 발생시키도록 운전조건을 유지시켜 주게 된다. 또한 발생하는 입자상 물질의 집합체인 슬러지를 감량하기 위하여 탈수를 수행하여 최종적으로 탈수 슬러지를 처리하게 된다.

상수 및 하·폐수의 처리 후에는 상당히 많은 양의 슬러지가 발생되게 되며 하수의 경우 슬러지 처리비용이 전체 처리비용의 25~50% 정도 소요되는 것으로 보고되고 있으며 장래 수처리 시설이 증가되고 또한 최근 매립지로의 반입비용의 상승과 슬러지의 높은 함수율 등으로 인한 매립장의 반입조건이 까다로움으로 인해 슬러지 처리과정 중에서도 탈수는 슬러지 감량화와 후처리를 위해서 매우 중요한 과정이라 할 수 있다. 그러나 국내의 상수 및 하·폐수의 처리에 대한 연구에 비해 슬러지 처리에 대한 연구는 아직 미진한 실정이다.

슬러지의 탈수성에 미치는 영향인자로는 슬러지의 pH, 입자의 전하, 결합수의 함량, 알칼리도, 입자의 기계적 강도, 공극율, 입자크기 및 분포, 유기물 함량, 압축계수, 슬러지의 종류, 슬러지 개량제의 종류 및 양, 탈수시의 운전조건 등이 보고되고 있다.[13] 슬러지의 탈수성에 관해 조사한 기존의 연구들을 살펴보면 floc의 크기분포가 슬러지의 탈수성에 미치는 영향에 대한 연구[14,15,16],

고분자 응집제 첨가가 슬러지의 탈수성에 미치는 영향에 관한 연구[17~22], 슬러지 탈수의 최적조건을 결정하기 위해 다양한 인자들의 변화를 통한 비교연구 [13,23], 슬러지의 수분분포와 고형물 함량 등이 탈수에 미치는 영향에 관한 연구[15,24] 등이 수행되었다. 최근에는 수처리의 운전조건 및 슬러지 개량조건에 따라 floc의 형태특성이 변화하고 따라서 슬러지의 탈수성이 변화하고 최적조건도 변화한다고 보고되고 있다.

그러나 floc의 형태특성을 정량화된 수치로 나타내지 못하였다. 다른 연구들에서도 슬러지를 구성하고 있는 floc의 형태특성이 탈수성과 밀접한 관계를 가지고 있다[16]고 최근 발표되고 있으나 floc의 불규칙한 형태와 불안정적인 특성으로 인해 측정이 어렵고 형태특성을 나타내는 적용이론이 확립되지 않아 정량화된 수치를 제공하지 못하여 floc의 형태와 분포특성이 슬러지 탈수에 대한 메카니즘을 이해하고 최적조건을 도출하기 위한 매우 중요한 연구과제임에도 불구하고 연구가 활발히 진행되지 못하였다.

1.2. 연구목적

본 연구는 염분이 함유된 수산물 가공폐수와 유사하게 제조된 합성폐수의 처리에 연속 회분식 반응기(Sequencing Batch Reactor, SBR)를 이용하였을 때 염분농도를 변화시키면서 각각의 염분농도 조건에서의 유기물 및 질소, 인 등의 오염물질 제거특성과 발생하는 생물학적 flocc의 크기 및 형태특성을 살펴보고 마지막으로 발생하는 슬러지의 침강특성과 탈수특성을 살펴보고자 한다.

I. 염분농도와 C/N비가 오염물질의 제거에 미치는 영향

염분이 함유된 수산물 가공폐수와 유사하게 제조된 합성폐수를 SBR을 이용하여 처리할 때 C/N비의 영향과 염분농도의 증가에 따른 정상상태와 비정상상태에서의 유기물 및 질소, 인의 제거효율의 변화와 제거특성을 비교하여 최적의 조건을 도출하고자 하였다.

II. 염분농도가 유기물 제거 및 생물학적 flocc의 형태특성에 미치는 영향

염분이 함유된 수산물 가공폐수와 유사하게 제조된 합성폐수를 SBR을 이용하여 처리할 때 염분의 농도변화에 따른 비정상상태 및 정상상태에서의 유기물 제거효율 특성을 살펴보고 슬러지의 물리적 특성인 침강성과 또한 화학적 특성인 체외고분자 물질(ExtraCellular Polymers, ECPs)를 측정하여 등 고액분리와 밀접한 관계를 가지는 flocc의 크기 및 형태특성을 fractal dimension을 사용하여 파악하고자 하였다.

III. 염분 및 C/N비가 flocc의 형태특성과 슬러지 농축에 미치는 영향

염분이 함유된 수산물 가공폐수와 유사하게 제조된 합성폐수를 SBR을 이용하여 처리할 때 발생하는 슬러지의 탈수특성을 파악하고자 하였다. 염분농도 및 C/N비가 발생하는 슬러지에 미치는 영향을 살펴보기 위하여 모세관흡입시간(Capillary Suction Time, CST)와 초기농축을 등을 조사하여 슬러지의 농축에 미치는 영향을 파악하고자 하였다.

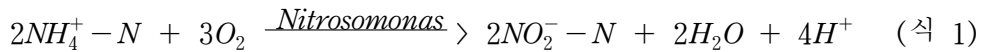
제 II 장 이론적 고찰

2.1. 생물학적 질소제거

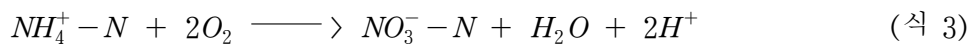
생물학적 질소제거는 크게 미생물 동화작용(assimilation)인 세포합성에 의한 제거와 질산화(nitrification)와 탈질화(denitrification) 과정의 반복으로 최종 물질인 질소가스(N₂)로 전환에 의한 제거로 구별할 수 있다.[25,26]

2.1.1. 질산화(Nitrification)

생물학적 질산화 공정이란 암모니아성 질소(NH₃-N)가 *Nitrosomonas*균에 의해 하이드록실 아민(NH₂OH)을 거쳐 아질산성 질소(NO₂⁻-N)로 산화되고, *Nitrobacter*균에 의해 질산성 질소(NO₃⁻-N)로 산화되는 과정을 말한다. 다음과 같은 식 (1)~(3)의 반응경로로 표현될 수 있다.[25]



[Overall reactor]



질산화 과정에 주로 영향을 미치는 인자는 다음과 같다.

1) 암모니아성 질소와 아질산성 질소의 농도

Nitrosomonas와 Nitrobacter균의 성장은 각각 $\text{NH}_3\text{-N}$ 와 $\text{NO}_2^-\text{-N}$ 의 농도에 의존하며 일반적으로 비증식 속도는 Monod식을 따른다.[25]

$$\mu = \mu_m \frac{S}{K_S + S} \quad (\text{식 4})$$

μ = 비성장율 (시간⁻¹)

μ_m = 최대 비성장율 (시간⁻¹)

S = 성장제한 기질의 농도 (질량/단위부피)

K_S = 반속도 상수, 최대성장율이 1/2일 때의 기질의 농도
(질량/단위부피)

2) DO와 온도

용존산소(DO) 농도는 호기조 내에 2.0mg/L이상 균일하게 분포되어야 질산화균도 잘 성장하고 이에 따른 질산화도 잘 진행된다.[26,27] 순수배양 실험결과 질산화 반응의 경계농도는 0.2mg/L 정도이다.[27] 1mg의 $\text{NH}_3\text{-N}$ 를 산화시키기 위해서는 이론적으로 4.6mg의 산소가 필요하다.[25]

질산화는 5~35°C에서 일어나는 것으로 알려져 있으나,[28] 일반적으로 15°C 이상에서 잘 일어나며, Nitrobacter균이 Nitrosomonas균보다 온도변화에 따른 활성이 더 민감하다.

3) pH와 알칼리도

질산화균의 최적 성장 pH는 연구자들에 따라 다소 다르게 제시되지만 일반적으로 pH는 7.5~9.0으로 제시하고 있고,[29,30] Villaverde 등[31]은 pH 8.2 이상에서는 질산화균의 활성이 저하됨을 보고하고 있다.

질산화 과정에서는 H^+ 의 생성으로 인하여 용액내 pH가 감소되는데, pH의 감소를 완충하기 위하여 알칼리도가 필요하다. 1mg의 $\text{NH}_3\text{-N}$ 을 산화시키는

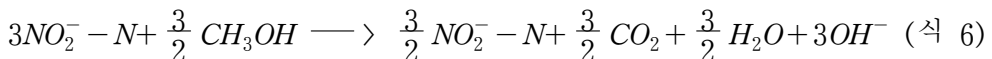
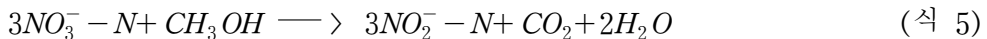
데 필요한 알칼리도는 이론적으로 7.14mgCaCO_3 이다.[25,26]

4) BOD/TKN 비율

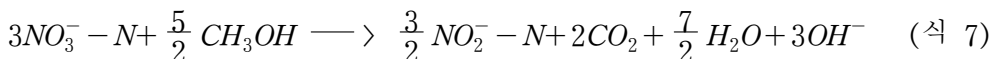
질산화균은 독립영양세균으로 거의 대부분이 호기성 처리공정 내에 존재하며, BOD/TKN의 비율에 따라 전체 미생물 중에 질산화 균수가 결정된다.[27]

2.1.2. 탈질화(Denitrification)

탈질화는 중속영양세균인 *Achromoacter*, *Aerobacter*, *Alcaligenes*, *Bacillus*, *Brevibacterium*, *Flavobacterium*, *Lactobacillus*, *Micrococcus*, *Proteus*, *Pseudomonas*, *Spiuillum* 등에 의해 질산성 질소(NO_3^- -N)나 아질산성 질소(NO_2^- -N)를 전자공여체인 유기물을 이용하여 최종적으로 질소가스(N_2)로 전환시키는 공정을 말하며, 메탄올(CH_3OH)을 전자공여체로 이용할 경우 탈질화 반응은 식 (5)~(7)으로 표현될 수 있다.[25,26]



[Overall reactor]



탈질화 과정에 주로 영향을 미치는 인자는 다음과 같다.

1) 유기물

탈질화를 위해 유기탄소원(organic carbon source)과 같은 전자공여체가 필요한데, 이러한 유기탄소원으로는 탄소공급원에 따라 내부탄소원(internal carbon source)과 외부탄소원(external carbon source)으로 구분하며, 내부탄소원은 원폐수, 미처리된 유기물, 슬러지의 내생호흡에 의한 유기물, 슬러지의 소

화상징액, 그리고 혐기성 반응조의 유출수 등 폐수처리 동안에 이용될 수 있는 유기물을 말하며, 외부탄소원은 초산, 구연산, 아세트, 그리고 메탄올 등과 같이 탈질 반응조내에 외부로부터 직접 공급되는 유기탄소원을 말한다.[32]

2) DO와 온도

탈질 공정은 주로 혐기상태에서 일어나므로 DO농도가 중요한 변수이며 0.2mg/L이상에서는 탈질화에 방해를 주는 것으로 알려져 있다.[33,34] 일반적으로 탈질은 5~30℃의 온도에서 이루어지며, 온도가 낮을수록 탈질이 저하되며 3℃ 이하에서는 탈질반응이 정지된다.[35]

3) pH와 알칼리도

탈질 과정에서 알칼리도의 생성으로 pH가 증가하기 때문에 알칼리도와 pH는 중요한 인자이다.[36] 일반적으로 탈질 pH는 6.5~7.5의 범위이나, 탈질에 관여하는 탈질균의 종류에 따라 최적의 pH는 다소 다르다.

Focht 등[29]은 pH 7.0에서 최적임을 제시하고 있다.

탈질 과정에서 NO_3^- -N 1mg 당 3.57mgCaCO₃의 알칼리도가 생성되게 된다.[25]

2.2. 생물학적 인 제거(Biological phosphorus removal)

인 제거 미생물은 혐기 조건하에서 세포내에 축적되어 있던 Poly-P를 분해할 때 발생하는 에너지를 이용하여 Acetate와 같은 유기산을 섭취한 후, PHB로 저장하고 유리된 Ortho-phosphate를 용액외로 방출시킨다. 혐기상태에서 호기성으로 바뀌면 인 제거 미생물은 저장해두었던 PHB를 분해하여 ATP를 합성하고 이를 이용하여 Ortho-phosphate를 섭취하여 Poly-P로 합성하여 세포내에 저장한다. 이 현상을 인의 과잉섭취(Phosphorus Luxury Uptake)라고 한다. 이와 같이 미생물의 신진대사에 요구되는 양 이상의 인을 호기성 상태에서 섭취하게 하여 그 슬러지를 폐기시킴으로써 인의 제거가 이루어진다.

생물학적 인 제거에서 총 제거량은 (식 7)을 이용하여 계산한 바와 같이, 순 미생물 생산량에 달려있다. 평균적으로 2차 처리시 슬러지 폐기에 의하여 제거

되는 인의 양은 유입수 내 인의 양의 10~30% 범위이다.[36]

$$P_x = Y_{obs} \cdot Q \cdot (S_o - S) \times 8.34 (\text{mg/L}) \quad (\text{식 8})$$

P_x = 휘발성 부유고형물(VSS)로 측정된 일일 순슬러지 생산량 (kg/d)

Y_{obs} = 실제 생산계수 (g/g)

Q = 유입폐수의 유량 (m^3/d)

S_o = 유입수의 BOD나 COD 농도(mg/L)

S = 유출수 내 BOD 또는 COD 농도(mg/L)

생물학적 인제거의 핵심은 미생물을 혐기성과 호기성 상태에 교대로 노출시키는 것이다. 교대로 노출시키게 되면 미생물에 긴장(stress)을 주어 이들의 인 흡수가 정상수준 이상이 된다.(여기서 stress란 미생물의 대사경로를 전환시키는 환경조건의 극한적인 변화를 말한다.) 인은 미생물의 유지, 합성, 그리고 에너지 전달에 사용될 뿐 아니라 미생물에 의하여 저장되어 추후 이용된다. 과량의 인을 포함한 슬러지는 폐기되거나 또는 잉여분을 방출하기 위하여 슬러지 흐름(sidestream)을 통하여 제거된다.

생물학적으로 인을 제거하는 데 미치는 영향인자로는 용존산소, pH, 온도, MCRT(Mean Cell Residence Time, 세포체류시간) 및 독성물질 등이 있다. 최적의 인 제거반응을 유도하기 위해서는 혐기와 호기상태를 연속적으로 잘 유지시켜 주는 것이 필요하고 유입수 내의 쉽게 분해가능한 물질이 혐기성 단계에 결정적인 영향을 미치므로 쉽게 분해가능한 물질이 많이 함유되어 유입수의 TBOD/TP의 비가 20~25 이상이어야 한다고 하였다.[37,38] $\text{NO}_3\text{-N}$ 의 농도가 높으면 간헐포기법과 같은 경우 반응조 내에서 혐기상태가 빨리 도달되지 못하므로 인 제거 미생물의 활성이 떨어진다.[38] 그러나 $\text{NO}_3\text{-N}$ 의 존재가 절대적인 것이 아니고 $\text{NO}_3\text{-N}$ 이 존재하더라도 이용할 수 있는 SCVFA(Short Chain Volatile Fatty Acids)가 충분히 존재한다면 인 처리는 효과적으로 이루어진다.

인의 과잉섭취를 위해서는 혐기조건이 선행되어야 한다. 혐기상태에서의

DO농도는 유기물의 양에 따라 달라지지만 대략 0.5mg/L 이하의 DO가 유지되어야 한다. 인의 원활한 흡수를 위해서는 2mg/L 이상의 DO가 필요하다. DO가 4mg/L 이상으로 증가해도 인의 흡수는 증가하지 않으며,[39] 온도는 15~20℃, pH는 6.5~7.0이 적당하다.

2.3. 활성슬러지 Floc의 특성과 침강성

슬러지의 침강은 활성슬러지 process 전 과정을 통하여 가장 중요함에도 불구하고 침강성에는 매우 많은 인자가 관여하므로 그 해석이 어렵다. 침강성의 영향인자를 정리하면 Figure 2.1과 같다.

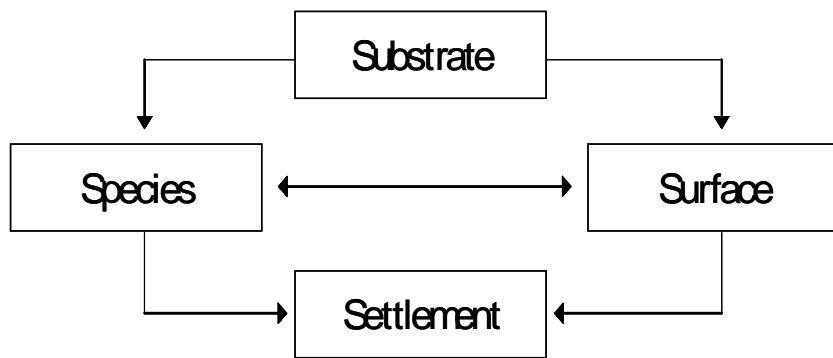


Figure 2.1. Sequence of generalized interaction as an explanation to the sludge settlement.

2.3.1. Floc의 형성

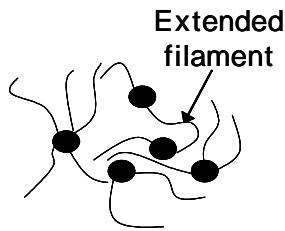
활성슬러지 Floc의 flocculation 현상은 침강성 연구에 있어서 매우 중요하며, 논의되어지고 있는 모델은 다음과 같다.

- (1) 폴리머 가교 모델(polymer bridging model)[40]
- (2) 사상체 골격 모델(filament backbone model)[41]

폴리머 가교 모델은 미생물 표면에서 발견되는 polysacharide와 같은 고분자량의 이온생산성 그룹을 가진 삼차원 구조물에 미생물이 정전기적으로 가교하여 강한 floc을 만들지만 어떤 수준 이상이 되면 분산효과(dispersing effect)를 가진다는 모델이다. 분산효과를 가지는 임계점은 5mg/L as ECPs (ExtraCellular Polymers)로 알려져 있다.[42,43]

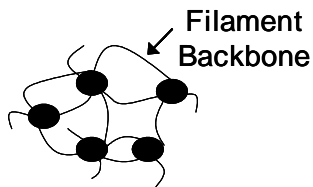
반면 사상체 골격 모델은 콜로이드성 물질과 다른 유기물이 붙어서 아교질 매트릭스를 형성하고 체외고분자물질을 생산하는 floc 형성 미생물(예를 들어 zooglea) 주위에 응집핵을 형성하는 사상성 박테리아가 floc에 강도를 주나 환경조건이 바뀌어 floc의 중앙에 사상성 박테리아가 과잉증식하면 슬러지 팽화(sludge bulking)의 원인이 된다는 모델이다.

CASE I . Filamentous Bulking



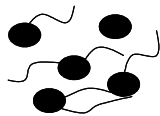
- 1.
2. floc
- 3.
4. SVI ()

CASE II . Nonbulking



1. floc
2. floc
- 3.
4. SVI ()

CASE III . Pin - Point Floc



- 1.
2. floc
- 3.
4. SVI ()

Figure 2.2. Type of Floccs as affected by filament level.

Figure 2.2는 사상체량에 따른 floc의 형태를 나타낸 것이다.

Case I 은 과도하게 성장한 사상성 미생물이 슬러지 팽화를 일으켜 침강성을 악화시키거나 미세한 floc의 부상을 방지하여 깨끗한 유출수를 생산해내는 floc의 형태를 보이고 있다.

Case II 는 사상성 미생물과 floc 형성 미생물인 zooglea종이 균형을 이루는 경우 생기는 단단하고 큰 floc은 깨끗한 상등수와 함께 양호한 침강성을 보이는 이상적인 미생물 floc의 형태이다.

Case III은 편플록 현상을 나타내고 있는 것으로 사상체가 없으면 flocc 형성 능력을 잃게 되고 1mm 미만의 작은 flocc이 분산하게 되어 높은 탁도를 갖는 상등수를 생산해내게 된다.

2.3.2. Flocc의 크기와 형태

슬러지 flocc의 크기는 하수의 배제방식, 폭기강도와 같은 운전조건, 방치시간, 측정방법 그리고 측정조건에 따라 변화하기 때문에 특성화하기 어렵다.

Flocc의 크기와 사상체의 길이는 침강성과 대단히 밀접한 관계가 있는 것으로 알려져 있다.[44] 사상성 미생물은 영양물질의 불균형, pH, 수온 등의 급격한 변동, 폭기조내 용존산소의 부족 등의 이유로 발생하는 것으로 슬러지 팽화의 원인이 된다. 그러나 적당량의 사상성 미생물은 flocc 형성시 골격의 역할을 하여 단단한 flocc의 형성을 돕는 것으로 알려져 있다.

사상체 길이는 SVI, 지역침강속도(Zone Settling Velocity) 등에 밀접한 관련이 있으나 $10^7 \mu\text{m}/\text{mg}$ MLSS에서는 독립적이며 $10^7 \mu\text{m}/\text{mg}$ MLSS은 슬러지 팽화의 좋은 구분점이 된다.[41] 山本 등은 활성슬러지 중 사상체량이 $10^7 \mu\text{m}/\text{mg}$ MLSS정도로 존재하는 것이 좋고 항상 사상성 미생물의 존재를 파악하는 것이 슬러지 팽화의 예측을 위해 중요하다고 보고한 바 있다.[45]

Flocc의 크기는 사상체 길이가 $10^7 \mu\text{m}/\text{mg}$ MLSS보다 작을때만 침강성에 영향을 미치며, $10^7 \mu\text{m}/\text{mg}$ MLSS 이상에서는 사상체의 길이가 증가함에 따라 미생물 flocc은 느슨하게 응집된다. 이때 사상체의 표면적은 flocc 총 표면적의 25% 정도가 되고 이것이 마찰저항을 유발하게 되어 사상체 길이가 침강성의 제한인자가 된다.[46]

한편 flocc의 형태는 폭기조의 운전상태에 따라 달라지는데 Erickson과 Hardin[47]에 의하면 대수성장기의 flocc은 불규칙하게 한쪽으로 치우친 형태를 하고 있으며, 정상상태의 flocc은 구형이며, SVI와 일정농도에서 저속교반을 하며 측정된 SSVI(Specific Sludge Volume Index)간의 차이는 flocc의 형태에 기인한다고 하였다.[48] 정등[49]은 화학적 플록 입자를 특성화하여 보고한 바 있으며, Li와 Ganczarczyk[50]는 살수여상 유출수 중의 입자를 프랙탈 이론(fractal theory)으로 특성화 하였다. 입자침강시 마찰력은 입자의 표면상태에

따르므로 입자의 형상은 침강성과 관계된다. Lerman[51]에 의하면 입자의 침강 속도에 대한 마찰력의 정도는 불규칙한 floc이 구형floc에 대해 2배이며 침강속도는 구형, 원통형, 바늘형, 원판형의 순으로 감소한다고 하였다.

슬러지 floc은 분해활동의 산물인 체외고분자물질에 의해 $-10\text{mV} \sim -20\text{mV}$ 의 표면전하를 띠며, SVI가 120 이하일때는 Glucuronic acid가 표면전하를 형성하는 인자가 된다.[52] 표면전하는 침강성과 관계가 있으며[50,52] 체외고분자물질과 관계가 있는 것으로 보고되고 있다.[42,43] 체외고분자물질에 의한 활성슬러지의 floc형성은 폭기조 안에서 부유하면서 입자를 이루고 있는 미생물들의 물리화학적 또는 생물학적인 작용에 의해서, 즉 미생물에 의해 분비된 체외고분자물질이 슬러지 floc 사이에 가교를 형성시킴으로써 floc 형성을 돕는 것으로 알려져 있고, 이외에 Bacillus, Escherichia, Paracolobacterium, Pseudomonas, Nocardia 등이 floc 형성에 관여하는 것으로 보고되어 있다.[53]

따라서 체외고분자물질은 그 농도에 따라 floc의 모양을 변화시키고 이것이 침강성에 관계된다는 가정을 가능하게 한다.

2.4. Fractal dimension

수처리 또는 폐수처리 공정에서 집합체들은 불규칙하고 무질서한 배열을 하고 있기 때문에 이들에 대한 기하학적 특징을 나타내는 데는 많은 어려움이 있다. Fractal의 문헌상의 정의는 라틴어의 fractus로 깨어짐으로 해석되고, 기하학적 관점에서는 뾰뾰하게 공간을 채워나가지 않는 불규칙적인 함수의 무작위의 부분적 배열, 즉 공간을 높은 밀도로 뾰뾰하게 채움을 뜻한다.

Mandelbrot(1983)은 수학적 관점에서 이런 불규칙적인 구조를 Fractal dimension(dF)으로 정의하였고, 자체유사성을 가진 이들의 자연적인 구조의 일부를 발견하였다.

질량단위의 fractal $M(R)$ 에서 fractal dimension(dF)는 집합체의 크기 R에 비례하고 dF의 지수승으로 나타낸다.[50]

$$M \propto R^{dF} \quad (\text{식 9})$$

이 때 $1 \leq dF \leq 3$ 이고, 3에 가까울수록 구형에 가까우며 단단한 구조를 지니며, 1에 가까울수록 선형에 가까우며 불규칙적으로 배열된 구조를 지닌다. Fractal dimension의 개념은 무한히 작은 길이에 대한 극한으로 정의된다. 하지만 실제 물체에서는 더 크거나 작게 존재한다. 집합체에서 작게 존재하는 계는 첫 번째 입자의 반경을 뜻하고, 크게 존재하는 계는 집합체의 회전반경을 뜻한다.

일반적인 fractal 이론에서는 불규칙함과 복잡함의 정도를 나타낸다.

Scale의 power-law에 따라 얻어지는 물체의 구성입자, 표면적, 다른 특징사이의 packing density, connectivity 등의 방법으로 정의되고, free-settling test에 의한 power-law, photo-sedimentation, small angle scattering(x-ray, neutron, light scattering), 광학적인 현미경을 사용한 floc 크기의 측정과 sucrose 용액의 buoyant density의 측정, laser diffraction을 사용한 volume fraction과 floc size의 측정 등의 많은 방법이 제시되었다.

2.4.1. 기대되지 않는 현상 및 fractal 성질

수처리 공정에서 존재하는 입자들 대부분은 일반적으로 제시되지 않는 기대되지 않는 현상이 일어난다. 활성슬러지와 같은 전형적인 free-settling test의 결과를 고려할 때 속도-크기 함수는 다음과 같이 나타낸다.[50]

$$V \propto R^C \quad (\text{식 10})$$

여기서 V 는 침전속도, R 은 특정 입자의 크기, C 는 지수의 상수값을 나타낸다.

Stokes 법칙에서 집합체의 기대되지 않는 현상의 특성은 밀도로 나타내고 다음과 같이 표현할 수 있다.

$$\rho \propto \frac{V}{R^2} = R^{C-2} \quad (\text{식 11})$$

여기서 ρ 는 집합체의 부력 또는 유효밀도를 나타낸다. log-log 함수로 도식화 하면 크기가 증가할수록 유효밀도는 감소한다는 것을 알 수 있다.

만일 공극이 집합체에 의해 메워진다면, 3차원으로 존재하고 다음과 같이 표현할 수 있다.

$$M \propto R^{C+1} \quad (D=C+1) \quad (\text{식 12})$$

만일 (식 9)에서 제시된 질량-크기의 관계식으로 나타내면 $D=C+1$ 이다.

또한 (식 9)과 stokes 법칙에서 집합체의 settling velocity는 (식 10)에서 $C < 2$ 로 표현되어진다. 만일 집합체에 채워진 공간이 fractal로 표현된다면, 밀도 계산은 집합체의 크기에 의존하지 않는다. 이러한 집합체의 종류는 등질의 fractal로 불려진다. Table 2.1은 settling test와 크기-밀도 관계의 fractal dimension의 기존 자료를 제시한다.

Table 2.1. Size-density Fractal dimensions of aggregates[50]

Type of aggregates	C or equiv	source of data	fractal dimension, dF
activated aggregates	0.55~1.0	Li and Ganczarczyk	1.45~2.0
ferric aggregates	0.19~0.39	Lagvankar and Gemmell	2.61~2.85
alum aggregates	0.676~0.668	Boadway	2.302~2.324
alum aggregates	1.03~1.41	Tambo and Watanabe	1.59~1.97
activated sludge flocs	1.6	Tambo and Watanabe	1.4
clay-iron flocs	1.08	Tambo and Watanabe	1.92
clay-magnesium flocs	1.09	Tambo and Watanabe	1.91
activated sludge flocs	1.51~1.56	Magara et al	1.44~1.49
activated sludge flocs	0.93~1.30	Mitani et al	1.70~2.07
particle in trickling filter effluent	1.27	Zahid	1.73

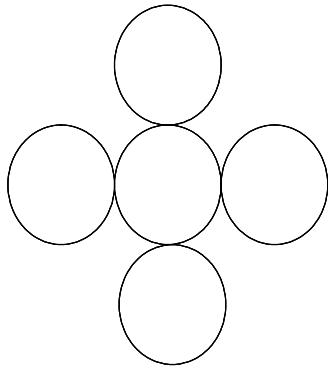
2.4.2. 자체 유사성

최근에 비 균일한 집합체 구조는 자체유사 fractal 기하학으로 나타낸다.[54] 자체유사 fractal dimension은 길이의 단위변화가 일정한 것이 특징이다. 그래서 이들은 다른 배율 속에서 같이 보인다. 자체유사 fractal이 자체의 복제된 N 과 증분된 요소의 L 로 나타낼 수 있을 때 다음과 같은 식으로 나타낸다.

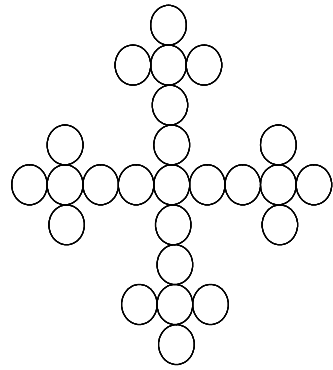
$$F = \frac{\log(N)}{\log(L)} \quad (\text{식 13})$$

여기서 N 은 자체의 복제된 입자수를, L 은 증분된 집합체의 최대크기를 나타낸다.

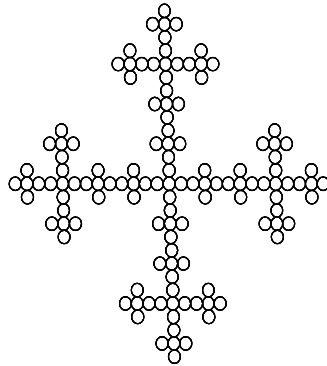
집합체의 fractal model을 결정하는 간단한 초벌그림을 Figure 2.3에서 제시하였다. 하지만 다음의 그림은 자연계에서는 대부분 적용할 수 없는 단점이 있다. 실제로는 개개의 콜로이드 집합체에 대한 자체유사성이 없는 것이고, 구조의 무작위성으로 실제로는 나타낼 수 없다. 이는 fractal 집합체의 구조가 불변하는 형태(power-law)의 구조로 된 상관성을 지니고 있는 것을 의미한다.



(1) 3 - diameters



(2) 9 - diameters



(3) 27 - diameters

Figure 2.3. Three stages in the construction of a simple deterministic fractal model for particle aggregate

(1)의 다섯 입자들은 교차된 형태로 연결되어 있다. 이들 교차점의 5개는 25개의 입자로 된 더 큰 교차점을 지니고, (2), (3)은 2차원 공간에서 일어나는 3번째의 형성을 뜻한다. 각각 질량은 5씩 증가하고, 집합체의 크기는 3씩 증가하였다.

이 때 fractal dimension은 $dF = \log(5) / \log(3) = 1.465$ 와 같이 나타낸다.

2.4.3. 원주-길이, 넓이-길이와의 관계

Fractal dimension은 집합체 n차원적인 집합체의 크기와 관련되어 있다. 여기서 n=1, 2, 3이고, D_n 은 n차원의 dimension이다. 예를 들면 집합체의 fractal dimension은 2차원적, 3차원적으로 다음과 같이 나타낸다.[55,56]

$$A \propto L^{D_2} \quad (\text{식 14})$$

$$N_P \propto L^{D_3} \quad (\text{식 15})$$

여기서 L은 집합체의 최대크기를 나타내고, A는 투영면적, N_P 는 집합체의 입자수를 나타낸다. n은 Euclidean 기하학으로 나타낼 때 집합체의 특정값을 나타낸다. 어떤 물체의 원주를 나타내는 fractal dimension은 box 눈금크기(λ)와 집합체 경계면의 box 눈금의 수(N_b)를 이용한 box method를 사용하고,[56,57] 다음과 같은 식으로 나타낸다.

$$N_b \propto \lambda^{-db} \quad (\text{식 16})$$

입자의 원주 크기는 길이 단위에 기초를 둔 물체의 원주를 구하는 자동적인 기술을 사용함으로써 분석된다.(컴퓨터로 처리된 화상분석법을 이용하는 방법) 그러므로 길이 단위의 변화를 측정하는 장치는 물체의 크기로 변화된다. 따라서 1차원적인 fractal dimension은 모든 입자에 대해 다음과 같은 식으로 계산된다.

$$P \propto L^{D_1} \quad (\text{식 17})$$

여기서 P는 집합체의 원주 크기를 나타낸다.

이 때 fractal dimension은 집합체가 크기에 따른 변화를 특성화할 수 있기 때문에 그들의 크기는 집합체의 형태론과 관련되어 있다. 예를 들면 D_1 의 불규칙적인 원주에 대한 집합체는 단일물질보다 크다. 이와 유사하게 2차원적, 3차원적 집합체의 fractal dimension은 일반적인 정수값보다 공극이 작게 나타난

다. 집합체의 특성은 공극률, 밀도, 침전속도와 같은 침전율에 영향을 끼칠 수 있다.

2.5. Small Angle Laser Light Scattering(SALLS)

2.5.1. SALLS의 원리

이 부분에서는 fractal dimension의 구조를 연구하는데 이용되는 Small Angle Laser Light Scattering의 기본적인 원리를 제시하고자 한다.

Figure 2.4는 SALLS의 개략도를 보여준다.

광원은 시료에서 beam과 fall의 형태로 되어 있다. 시료를 비추는 beam의 작은 인자는 들어오는 beam의 광선과 다르게 분산된다.

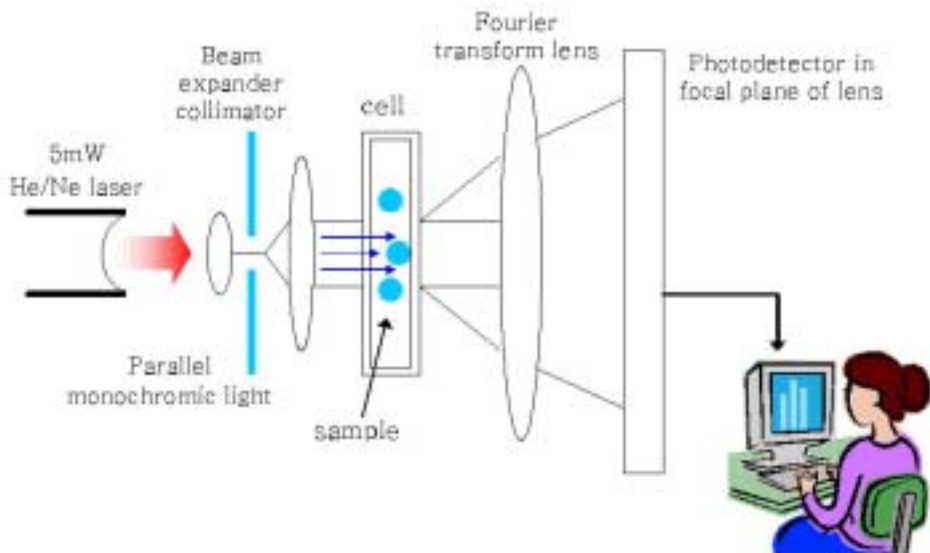


Figure 2.4. Schematic diagram of Small Angle Laser Light Scattering

시료의 구조는 산란된 광선(scattered beam)의 감도(intensity)를 결정하고, 이 광선의 감도는 각도 θ 에 얼마나 의존하는지를 나타낸다. 빛의 산란은 빛의

중심으로 전파된다. 빛의 광선은 콜로이드 상의 부유물질을 통해 측정될 때 빛의 일부는 흡수되고, 일부는 산란되고 나머지는 시료를 통과할 때 교란되지 않게 이동하게 된다. 이때 산란된 광선의 감도는 산란된 각도로 측정되게 되고, 산란과정에서의 각도는 시료에 관한 정보를 제공한다. 많은 연구자들이 fractal scattering 측정의 일반적인 원리와 해석을 토론하였다.[58]

X-ray와 neutron scattering 장치는 Rayleigh-Debye-Gans의 법칙이 만족될 때 빛의 산란의 분석자료로 이용되고, 다음과 같은 조건일 때 쓰인다.

$$(1) |m-1| \ll 1$$

$$(2) 2\pi k |m-1| \ll 1$$

여기서 m 은 입자의 굴절지수이고, $k=2\pi/\lambda$ 이다. X-ray, neutron 또는 visible-light scattering의 분석에서 중요한 원리(Rayleigh-Debye-Gans 법칙의 적용)는 특정한 크기 R_g 가 모멘트 요소 Q 와 R_g 의 $Q \cdot R_g$ 에 따라 좌우된다.

여기서 $Q = |Q|$ 는 산란벡터의 크기이다.

$$Q = \frac{4\pi n \sin(\frac{\theta}{2})}{\lambda} \quad (\text{식 18})$$

여기서 θ 는 산란각도, n 은 물의 굴절지수, λ 는 파장을 나타낸다.

거대한 구조는 Q 값이 작게 측정되고, 미세한 구조는 Q 값이 크게 측정된다.

모든 각도에서의 산란된 빛의 감도는 처음 빛의 파장, 산란된 입자의 크기와 모양, 산란된 입자의 광학적 특성, 관찰 각도에 좌우된다. 산란된 빛을 통한 이들의 관계를 적용시킴으로써 입자의 크기는 추론될 수 있다.

빛의 scattering의 실험에서 단색의 빛의 광선은 시료를 통해 통과되고, 전달된 광선에 대해 각도 θ 에서 검출기가 놓여져 산란될 것이다. 처음의 광선과 산란된 광선 사이의 교차를 volume, V 로 정의하고 scattering volume이라고 부른다. scattering volume에서 입자가 처음의 전기장에 놓여있을 때, 그들의 구성변화는 인력으로 변해서 속도가 빨라진다. 전형적인 전기장의 이론에 의하면

빠른 속도의 전하는 빛을 산란시킨다. 이 때 산란된 입자는 열적 상호작용의 결과로 끊임없이 변형하고 회전하고 진동하면서 일정하게 변하고, 산란된 전기장이 시간에 따라 검출기가 불안정하게 나타난다. 산란된 감도의 불안정화는 동력학적인 빛의 산란으로써 알려진 기술을 통해 평균 크기와 크기분포가 제시된다.

2.5.2. Light Scattering from Fractals

빛의 산란은 실제 시간에 의해 좌우된다. 이러한 사실이 알려짐에 따라 scattered Intensity $I(Q)$ 는 산란된 파동벡터의 함수로 $Q = k_i - k_s$ 로 나타내고, 여기서 k_i 와 k_s 는 방출의 처음과 scattered된 파동벡터이다.

등방선의 중간을 포함하는 입자로부터 small angle scattering 실험에서는 $|k_i| = |k_s| = 2\pi n/\lambda$ 인 반발력과 이와 유사한 반발력을 이용한 산란법으로 측정한다. 즉 산란된 광선은 (식 18)에서 Q 의 운동량 전이에 의해 특정화된다.

단일 fractal 집합체로부터 산란된 Intensity $I(Q)$ 는 집합체의 구조를 나타내는 두가지 요소와 연관지을 수 있다.

$$I(Q) \sim \phi \cdot P(Q) \cdot S(Q) \quad (\text{식 19})$$

여기서 $P(Q)$ 는 형태요소이고, $S(Q)$ 는 구조요소, 그리고 ϕ 는 상수이다. 단량체는 빛의 파장보다 직경이 더 작기 때문에 형태요소는 실질적으로 일정하고 산란된 빛의 감도는 구조요소와 일치해야 한다. 큰 Q 값에서의 power-law의 작용은 물체의 실질적인 fractal dimension과 일치하는 멱지수로 특성화된다.

특징적인 산란의 유형은 Figure 2.5에 제시된 바와 같이 상대적인 길이로 구조적 특징을 나타낸다. Power-law scattering의 뚜렷한 영역은 double logarithmic 표현으로 제시된다.

작은 Q 값에서 scattered Intensity는 일정하다. 왜냐하면 큰 길이단위와 상응

하는 것은 시료의 비동질성의 분석이 허용되지 않기 때문이다.

중간물의 의존성은 집합체의 자체-유사적인 형태의 일부분을 고려할 때 fractal로 설명된다. 감도(Intensity)는 다음과 같이 나타낼 수 있다.[59]

$$I(Q) \propto Q^{-dF} \quad (\text{식 } 20)$$

멱급수는 입자와 cluster가 단일분산임을 가정한다면 cluster의 (mass)fractal dimension으로 나타낸다. cluster 크기분포의 경우 power-law 멱급수와 fractal dimension 사이의 관계가 단지 cluster 크기분포가 power-law 방식을 따른다면 주어질 수 있다.

Scattering 곡선을 해석하기 위해 물체와 면의 산란현상을 비교하는 것이 필요하다. 뚜렷한 면이 없는 계에서 fractal dimension, dF 는 mass, M 과 집합체의 반경인 R 과 관련이 있다. (식 9)을 따르는 물체는 질량 또는 부피 fractal이라 부르고, 대체로 제한된 집합체의 확산을 포함한다.

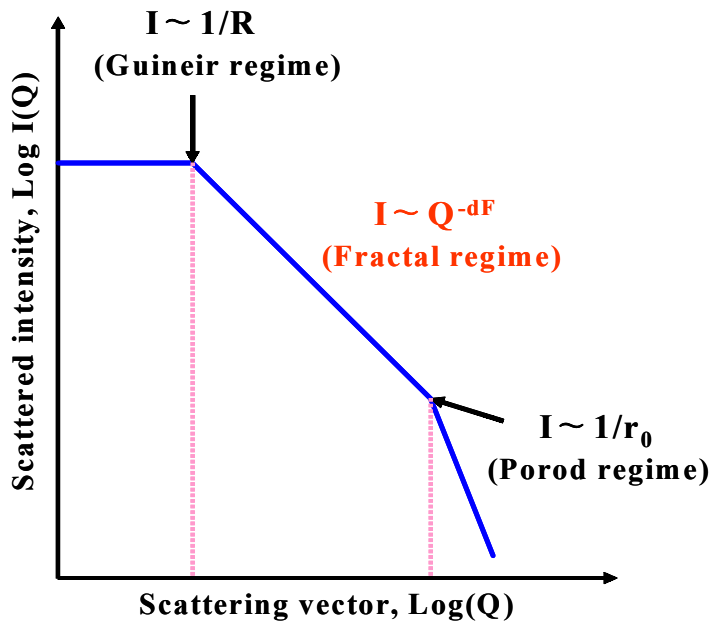


Figure 2.5. The different structural features

2.6. 슬러지 탈수성

슬러지의 탈수성은 슬러지와 물이 혼합된 액체상으로부터 고체입자를 여과하는 현상에 대한 이론식으로부터 유도된 비저항값(specific residence)으로써 표현될 수 있다.[60,61]

비저항값은 슬러지의 여과성을 측정하는 지표로써 다음의 식으로 구할 수 있다.

$$r = \frac{2PA^2b}{\mu c} \quad (\text{식 21})$$

r = 비저항값 (sec^2/g)

P = 진공압력 (g/cm^2)

A = 여과시험시 여과지의 면적 (cm^2)

b = 여과시간(time)/V에 대한 관계직선의 기울기 (sec/cm^6)

μ = 여액의 점도 (poise, $\text{g}/\text{cm} \cdot \text{sec}$)

c = 여액의 단위부피당 고형물의 농도 (g/ml)

여액의 단위부피당 고형물의 농도를 나타내는 c 값은 물질수지에 기초하여 구할 수 있으나 그 절차가 불편하고 고형물 건조에 다른 오차발생의 가능성이 있어 Christensen과 Dick이 제시한 방법에 따라 다음의 식에 기초하여 적용하여 구하였다.[62]

$$C = \frac{(\text{Total solids of sample}) \cdot V_s}{V_f} \quad (\text{식 22})$$

V_s = 슬러지의 시료량 (ml)

V_f = 탈수시험시 V와 t/V 의 그래프상에서 케익여과의 포물선 거동이 깨어지는 점에서의 여액량 (ml)

슬러지의 탈수특성을 측정하기 위해서는 비저항 실험, CST(Capillary

Suction Time) test 등이 주로 사용된다.

Cake filtration의 평균 비저항값(average specific resistance, α_{av})을 결정하는 방법으로는 간단한 실험실적 정압 여과장치(Buchner funnel test)가 약 100년간 사용되어 왔다. 이 방법은 평균 비저항값이 정확하게 측정된다고 인정되어 널리 사용되어 왔다. 그러나 이것은 cake의 평균 비저항값이 $10^{11} \sim 10^{12} \text{m/kg}$ 인 물질에 대하여 개발된 방법으로 평균 비저항값이 더 큰 물질의 경우 실험에 걸리는 시간이 평균 비저항값에 비례하여 증가한다. 또한 여과도중 침전이 일어나는 경우 실험결과에서 정확한 평균 비저항값을 계산할 수 없다. 이 실험은 매우 정밀하게 수행된 경우에만 결과를 얻을 수 있어 숙련된 실험자가 실험이 진행되는 동안 계속 여액의 부피와 여과시간을 측정해야 한다.[63]

Buchner funnel test의 시간과 노동력 그리고 감압에 필요한 장치를 줄이고 현장에서 대략적인 여과속도를 미리 알기 위하여 개발된 실험이 Capillary Suction Time(CST) test이다. 이 방법은 10ml 정도의 적은 양의 시료로 수십에서 백여초의 짧은 시간에 여과성(filtrability)을 측정할 수 있다. 이 장치에서 여액흐름의 추진력은 수 cm 높이의 물의 압력과 두꺼운 여과지의 모세관 현상이다. 보통 사용되는 CST장치는 여액의 퍼지는 형태가 원형이어서 여액이 퍼짐에 따라 표면장력을 일으키는 여액의 끝부분(leading edge)이 점차 증가하여 실험기간동안 표면장력이 계속 증가하므로 물리적인 해석이 간단하지 않다.

CST값과 평균 비저항값의 관계를 실험적으로 얻으려는 시도가 있었으나 실험결과는 오히려 CST의 결과로 평균 비저항값을 예측하는 것은 최고 10배의 평균 비저항값의 오류를 범할 수 있음을 보였다. CST test는 직접 평균 비저항값을 예측하지 못한다는 단점 이외에도 같은 시료에 대한 재현성의 부족, 필연적으로 낮은 압력에 대한 실험만이 가능하다는 단점이 있다.[63]

그러나 이 모든 단점에도 불구하고 현재 CST test는 여과 현장에서 뿐만 아니라 연구목적으로도 사용되고 있으며 특히 flocculation에서 응집 최적교반 조건, 최적 응집제의 종류선정, 응집제의 양 결정 등에 많이 사용되고 있다.

이상 분석한 내용으로 보아 평균 비저항값을 얻기 위한 실험이 가져야 할 조건은 다음과 같다.

첫째, 여과속도가 상당히 느린 물질의 실험에서도 비교적 짧은 시간에 실험이 끝나야 한다.

둘째, 비교적 덜 훈련된 사람이 실험하여도 결과를 얻을 수 있어야 한다.

셋째, 가능한 한 인력이 절약되어야 한다.

넷째, 장치가 간단하여야 한다.

다섯째, 실험에 재현성이 있어야 한다.

여섯째, 어느정도 높은 압력에서도 실험이 가능해야 한다.

제 III 장 실험재료 및 실험방법

3.1. 실험재료

본 실험에 사용된 폐수는 문헌 조사한 결과[5,6]와 남해 연안 실제 수산물 가공공장의 원폐수를 조사·분석하여 대표적인 인근 D 수산물 가공공장에서 발생하는 원폐수의 분석치[4]를 대상으로 하여 유사하게 조제한 인공 합성폐수이다. 대부분의 수산물 가공폐수는 계절별로 원료물질의 변화가 있어 수질변화가 심하였으며, 가정하수에 비해 유기물의 농도가 높고 영양염류인 질소와 인이 고농도로 함유된 것으로 조사되었다. 본 실험에서는 수질 변동에 대한 영향을 최소화하고, 염분의 영향을 파악하기 위해 인공 합성폐수를 조제하여 사용하게 되었다. 그리고 실제 수산물 가공폐수와 유사한 성상을 갖추기 위해 유기물원으로 남해 연안 가두리 양식장에서 물고기 양식용 사료로 사용하고 있는 fish meal을 포함하여 합성폐수를 조제하였다.

Table 3.1. Characteristics of seafood wastewater in Literature.

	COD _{Cr} (mg/L)	BOD (mg/L)	T-N (mg/L)	T-P (mg/L)	NaCl (mg/L)
1	1930~2210	1050~1150	463~543	12~16	700~1100
2	-	2680~5060	-	-	3800~5900
3	194~1300	562~3370	-	-	16700~17978
4	109~3180	570~7630	37~252	-	-
5	246~1633	-	32~175	5~47	-

Table 3.1은 수산물 가공폐수의 처리에 관한 문헌조사한 내용중의 원수성상을 나타낸 것이며, Table 3.2는 실제 인근 수산물 가공공장의 폐수를 직접 조사·분석한 결과를 나타낸 것이다.

각 수산물 가공공장에서 사용하는 원료물질에 따라 배출되는 폐수의 수질의 조성에는 차이가 많았으며 일반적으로 COD_{Mn} 400~1360mg/L, BOD 850~

3600 mg/L, T-N 275~810mg/L, T-P 30~238mg/L, n-Hexane 470~1180mg/L의 비교적 고농도의 유기물을 함유한 폐수로 조사되었다. 또한 1700~7000mg/L의 NaCl을 함유하고 있다. 그리고 수산물 가공폐수의 BOD : T-N : T-P의 비율을 조사해본 바 평균 100 : 18.8 : 5.6으로 영양염류인 질소와 인 성분이 다량 함유된 것으로 조사된 바 유입원수의 경우 고농도의 유기물과 높은 질소성분의 효율적인 제거가 중요한 연구대상의 하나임을 알 수 있었다.

Table 3.2. Characteristics of seafood wastewater analyzed at the coast of Kyungsang namdo.

	COD _{Mn} (mg/L)	BOD (mg/L)	T-N (mg/L)	T-P (mg/L)	n-Hexane (mg/L)
A	1280	1150	555	200	470
B	1200	2680	810	238	1180
C	1360	3370	395	95	-
D	520	3600	275	77	590
E	399.5	849.6	308.5	30.7	-

* COD : T-N = 2.03 * BOD : T-N = 4.97

* COD : T-P = 7.43 * BOD : T-P = 18.18

Table 3.3은 실험에 사용된 인공 합성폐수의 성상을 나타낸 것으로, 실험에 사용된 원수는 COD_{Cr}이 1000~1200mg/L, COD_{Mn}이 500~600mg/L로 비교적 유기물 부하가 높고 처리시 C/N비가 미치는 영향에 대해 살펴보기 위하여 T-N이 한쪽 반응기에는 500mg/L, 또 다른 반응기에는 250mg/L로 주입하여 C/N비로써 COD_{Cr} : T-N의 비가 2와 4가 되게 조절하였으며 T-P는 20mg/L였다. 그리고 염분 농도의 변화에 대한 영향을 살펴보기 위하여 운전초기부터 NaCl을 3000, 5000, 6000, 8000, 10000mg/L로 단계적으로 증가시켜 주입하여 운전하였다. 폐수의 COD를 기준으로 하여 F/M비는 평균 0.34kgCOD_{Cr}/kg MLSS · day(0.17kgCOD_{Mn}/kgMLSS · day)로 운전되었다.

Table 3.3. Composition of synthetic seafood wastewater for experiments.

Ingredients	Concentration(g/L)	Remarks
Fishmeal	1	
Sucrose	0.4	
(NH ₄) ₂ SO ₄	2.4 / 1.2	COD _{Cr} = 1000~1200mg/l
K ₂ HPO ₄	0.084	COD _{Mn} = 500~600mg/l
NaHCO ₃	0.5	T-N= 500 / 250mg/l
MgSO ₄ · 7H ₂ O	0.1	T-P= 20mg/l
CaCl ₂	0.05	NaCl= 3000, 5000, 6000,
KCl	0.02	8000, 10000mg/L
FeSO ₄ · 7H ₂ O	0.001	
NaCl	3, 5, 6, 8, 10	

3.2. 실험장치 및 운전조건

본 실험에 이용된 연속 회분식 반응조를 Figure 3.1에 나타내었다.

전체용적 12L, 유효용적 10L인 직육면체 형태로 제작되었으며 paddle형 교반기를 반응기의 중앙에 장착하였다. 수조 안에 2기의 SBR을 설치하였으며 수조의 물을 순환시켜 수온을 20℃로 유지하였다. Figure 3.2는 본 실험에 적용된 SBR의 운전모드를 나타낸 그림이다. 운전 시간설정은 PLC를 이용하여 자동으로 제어하였으며, 원폐수의 유입은 정량펌프를 이용하여 수리학적 체류시간이 20시간이 되도록 하였다.

질소 및 인의 제거효율 특성을 살펴보기 위하여 폭기는 산기장치를 이용하여 폭기시 반응조내의 DO는 5mg/L로 유지하였고 비폭기시에는 슬러지의 교반만을 실시하여 각각 폭기/비폭기 시간비를 1/1로 운전하였다. 한 cycle을 12시간으로 하여 하루에 2 cycle이 반복되도록 운전하였다. 1 cycle의 구성을 살펴보면 유입 0.5시간, 교반 5.5시간, 폭기+교반 5.5시간, 침전 0.5시간, 배출(배출시

간은 5분이내에 이루어져 배출시간은 따로 고려하지 않았음)으로 이루어졌다. 매일 반응조내에서 일정량의 슬러지를 배출하는 형태로 SRT는 10일로 유지하였고, 반응조의 MLSS는 3000~4000mg/L로 유지하였다.

본 실험에 사용한 슬러지는 수산물 가공업체인 D 산업의 폐수처리장의 반송슬러지를 채취하여 인공 합성폐수에 3일간 순응시킨 후 약 400일 동안 운전하였다.

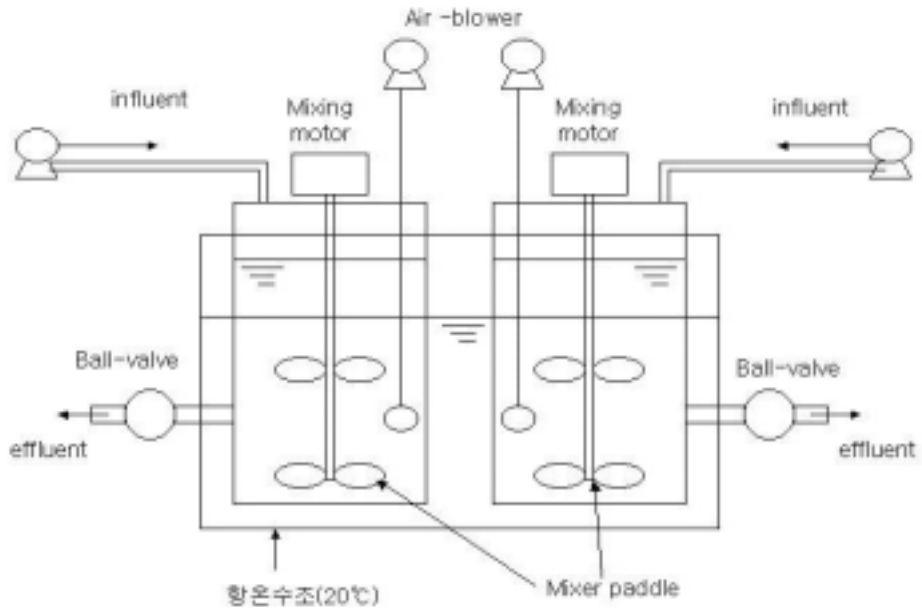


Figure 3.1. Schematic diagram of Sequencing Batch Reactor.

Fill (0.5hr)	Reaction (11hr)		Settling (0.5hr)	with draw
NA* (0.5hr)	NA (5.5hr)	A* (5.5hr)	NA (0.5hr)	
No Mixing (0.5hr)	Mixing (11hr)		No Mixing (0.5hr)	

* NA=Non Aeration, A=Aeration

Fig. 3.2. Operational mode of a laboratory SBR unit

3.3. 실험방법

3.3.1. 수질 분석

오염물질 제거효율 및 제거특성을 관찰하기 위해 수질오염 공정시험법에 따라 COD_{Mn}, T-N, NH₃-N, NO₂-N, NO₃-N, T-P의 항목을 분석하였으며 유기물 분석항목인 COD_{Mn} 분석시 AgSO₄를 사용하여 염분 농도에 의한 방해를 보정하였다.[64]

3.3.2. Floc의 크기 및 형태특성 분석

Floc의 크기 및 형태특성은 fractal dimension을 이용하여 나타내었다. Floc의 크기는 floc 크기 분석기(Model-Mastersizer E, Malvern Co.)를 이용하여 측정하였고 fractal dimension의 측정은 동일한 기기를 사용하여 Small Angle Laser Light Scattering(SALLS) 방법을 적용하여 분석하였다.

3.3.3. 슬러지의 물리화학적 · 생물학적 특성 분석

슬러지의 물리화학적 그리고 생물학적 특성으로써 SVI와 ZSV 그리고 체외 고분자물질(ExtraCellular Polymer, ECP)를 측정하였다.

(1) SVI (Sludge Volume Index)

반응조내 조건이 폭기조건일 때 혼합슬러지 1L를 분취한 후 이를 1L 메스실린더에 옮긴 후 침강실험을 행했을 경우 30분 후 계면하의 부피, SV₃₀을 반응조내 미생물량, MLSS로 나눈 값으로 사용하였으며 다음식으로 표현된다.

$$SVI (ml/g) = \frac{30분 침강후 슬러지 부피(ml/L)}{MLSS(mg/L)} \times 1000 \quad (\text{식 } 23)$$

통상 50~150일 때 침강성이 양호하며 200 이상이면 sludge bulking이 일어났다고 볼 수 있다. SVI는 사용상 편리성 때문에 많이 사용되고 있으나, 벽면효과(wall effect)와 침강과정 중의 침강성을 나타낼 수 없는 한계성을 가지고 있다. 벽면효과는 실린더와 슬러지베드(sludge bed)간의 가교작용으로 생기며

저속교반을 행해줌으로써 방지할 수 있다.[65]

(2) ZSV (Zone Settling Velocity)

시간에 따른 계면의 이동거리를 그래프화한 것이 Figure 3.3에 나타낸 것과 같은 침강곡선이다. 슬러지의 침강은 초기에는 상호 간섭없이 독립침강(discrete settling)하게 되고, 점차 침전되어 슬러지의 농도가 높아지게 되면 슬러지 입자 간격이 근접하게 되어 간섭침강(hindered settling)하게 되며, 이때 슬러지와 상등액간에는 명확한 고액경계면이 생겨서 지역침강(zone settling)이 된다. 이 때 입자군의 유효침강속도는 입자군의 위치와 대치되면서 생기는 상향유속 때문에 독립입자의 침강속도보다 작아진다. 이후 상층의 입자가 하층의 입자를 압축하는 상태인 압밀침전(compression)이 일어난다. Figure 3.3에서 볼 수 있듯이 침강곡선이 직선화 되는 일정속도 구간을 지역침강구간이라고 하며 이 구간의 기울기를 지역침강속도(Zone Settling Velocity, ZSV)라고 한다.

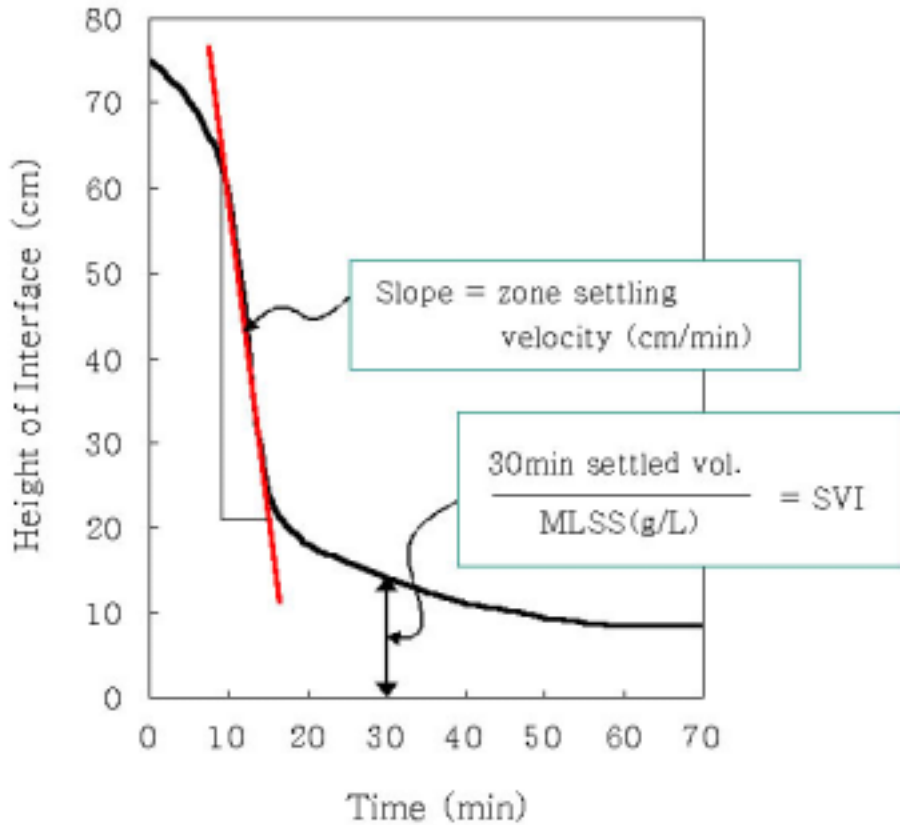


Figure 3.3. Typical activated sludge settling curve

(3) 체외고분자물질(ExtraCellular Polymer, ECP)

활성슬러지 flocc에서 ECP를 추출하는 방법은 다양하다. 여러 가지 방법들 중에서 미생물의 용혈이 적고 추출효율이 가장 양호한 방법은 열처리법이라고 Brown과 Lester는 보고하고 있다.[66] 따라서 본 연구에서는 열처리법을 사용하여 ECP를 추출하였다.

ECP 추출을 위하여 90분동안 농축된 시료 15ml를 원심분리기를 이용하여 3000rpm에서 5분간 원심분리하여 슬라임 물질을 제거하였다. 원래의 부피로 증류수를 가하여 pellet를 재현탁시킨 후 50ml 비이커에 시료를 옮겨 ultrasonicator를 사용하여 15초간 초음파를 가하고 10초간 방치한 후 다시 15초간

초음파를 가하였다. 그런다음 시료의 조건을 4℃로 하고 12000rpm에서 20분간 원심분리하여 100ml 비이커에 상등액을 취해서 시료부피의 2배로 에틸알콜을 첨가한 후 4℃에서 24시간 냉장보관하였다. 그런 후 GF/C로 여과하여 ECP를 정량하였다.

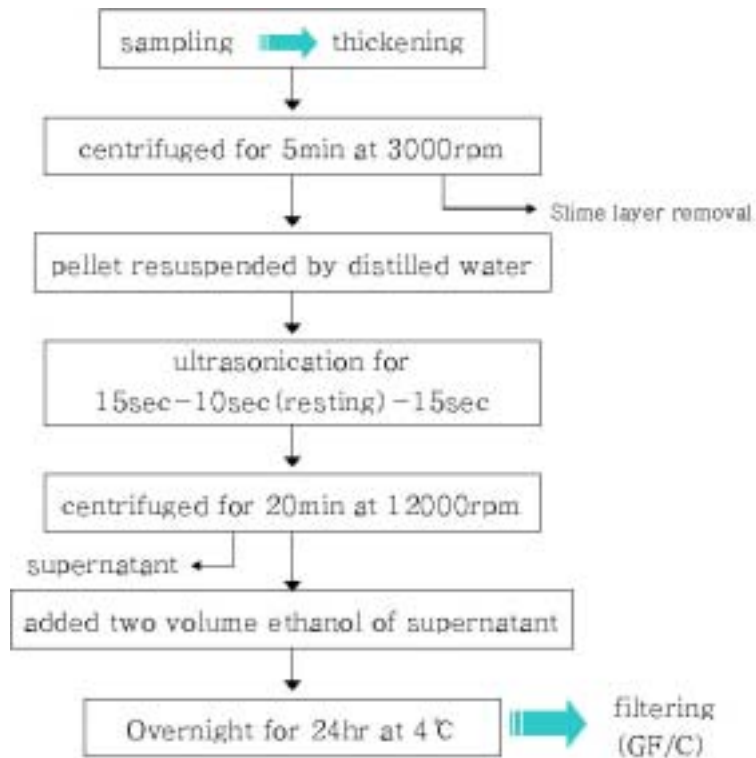


Figure 3.4. Experimental procedure for Extracellular Polymer extraction method

3.3.4. 슬러지 탈수성 측정

슬러지의 탈수특성은 비저항계수(SRF)와 초기농축율(Initial Thickening Rate) 그리고 모세관흡입시간(CST)를 측정하였다.

(1) 비저항계수(Specific Resistance Filtration, SRF)

슬러지의 탈수 정도를 나타내는 여과 비저항을 측정하기 위하여 사용된 장치는 진공 탈수성을 예측할 수 있는 buchner funnel 실험장치이다.

Figure 3.5에 buchner funnel 실험장치를 나타내었다. 이 장치는 압력계기, 진공펌프, 메스실린더 및 어댑터로 구성되어 있다. 모든 연결부분은 실리콘 튜브로 연결하였으며 whatman 여과지(5A)를 사용하였다.

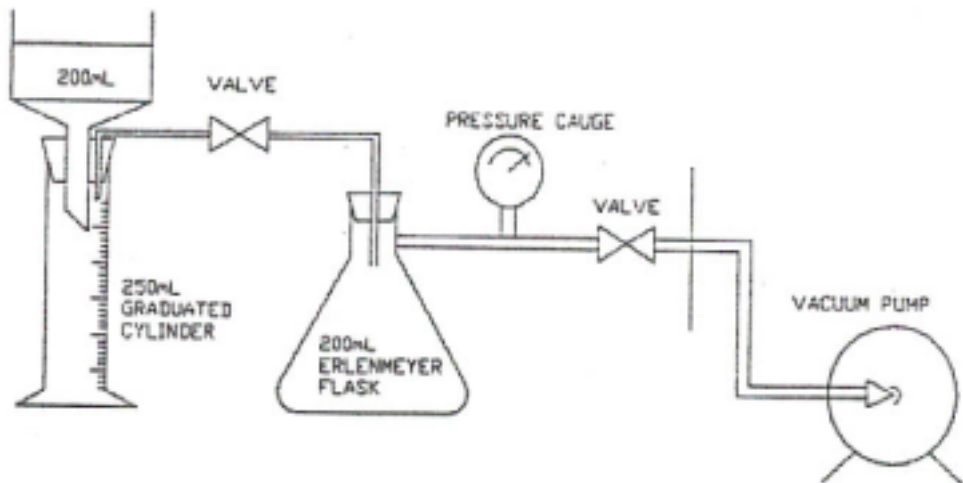


Figure 3.5. Schematic diagram of Buchner funnel test apparatus

Buchner 깔대기 위에 whatman 5A 여과지를 놓고 여과지가 봉입이 잘 되도록 한 다음 슬러지 200ml를 주입한다. 고농도의 고형물 및 슬러지를 시료로 하여 여과 비저항을 측정할 때 물이 더 이상 케이크를 통과하지 못하고 케이크 위에 축적되는 소위 연못효과를 방지하기 위해서 시료를 200ml로 제한하여 실험하였다.

슬러지가 중력에 의해 탈수가 되도록 충분한 시간을 둔다. 중력에 의한 탈수가 멈추어진 후에 메스실린더 내의 탈리액의 양을 기록한 다음 진공펌프를 작동하였다. 여과액이 분당 1.0ml까지 떨어지거나 슬러지 케이크에 균열이 생길 때까지 탈리액의 부피와 시간을 기록한다. 그리고 t/V 와 V 를 플롯하여 기울기(b)값을 구하여 비저항계수를 산출하였다.(식 21을 적용한다.)

(2) 초기농축율(Initial Thickening Rate)

초기농축율은 초기의 농축속도를 나타낸 값이다. 농축은 초기에 가장 잘 이루어지고 시간이 경과하면서 농축효과가 점차적으로 떨어지므로 농축율이 가장 큰 초기농축율을 이용해서 농축특성을 조사하였다.

초기농축율의 측정은 SRF와 동일한 방법을 이용하였으며 슬러지 농축 후 15분동안에 농축된 부피를 시간으로 나눈 값으로 정의하였다.

여기서 SRF와 초기농축율을 측정한 방법은 Standard method에 Time-To-Filter라는 방법으로 소개되어져 있다.

(3) 모세관흡입시간(Capillary Suction Time, CST)

CST 측정기구는 아크릴 수지로 제작되었고 모세관 현상에 의한 수분의 확산을 감지하고자 표시등과 경고음 발생장치를 설치하였다. CST의 측정에 사용된 여지는 Triton Electronics Ltd.(England)의 size 7cm×9cm의 CST paper를 이용하였다.

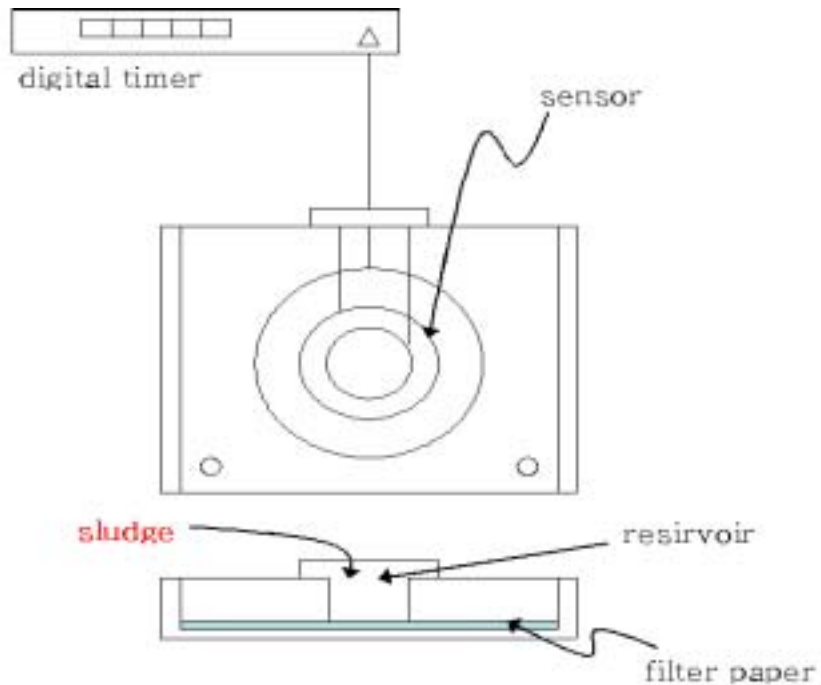


Figure 3.6. Schematic diagram CST measuring apparatus

본 실험에서는 stainless steel제의 직경 1.0cm의 cell을 reservoir로 사용하였고, 시간의 시작을 탐지하는 제 1 감지기(sensor 1)는 중심에서 1.5cm, 시간의 종료를 탐지하는 제 2 감지기(sensor 2)는 중심에서 2.5cm에 위치하였다.

Figure 3.6에서 보는 바와 같이 슬러지 주입관(reservoir)에 슬러지시료 6.67ml(또는 10ml)를 넣고 수분이 제 1 감지기 통과시부터 제 2 감지기에 도달하여 신호음이 울릴 때까지의 시간을 측정하였다. CST의 측정은 Standard method에 따라 수행하였다.

제 IV 장 결과 및 고찰

4.1. 오염물질 제거특성

4.1.1. 유기 오염물질 제거특성

SBR을 이용한 염분함유 폐수의 처리시 유기 오염물질의 제거효율을 COD_{Mn} 제거효율 변화로써 나타내었다. Figure 4.1과 4.2는 초기 염분조건 3000mg/L에서 10000mg/L까지 염분을 증가시켜 주입시키면서 SBR을 운전하였을때의 C/N비 2와 4에서의 COD_{Mn} 의 농도변화와 제거효율의 변화를 나타낸 그래프이다.

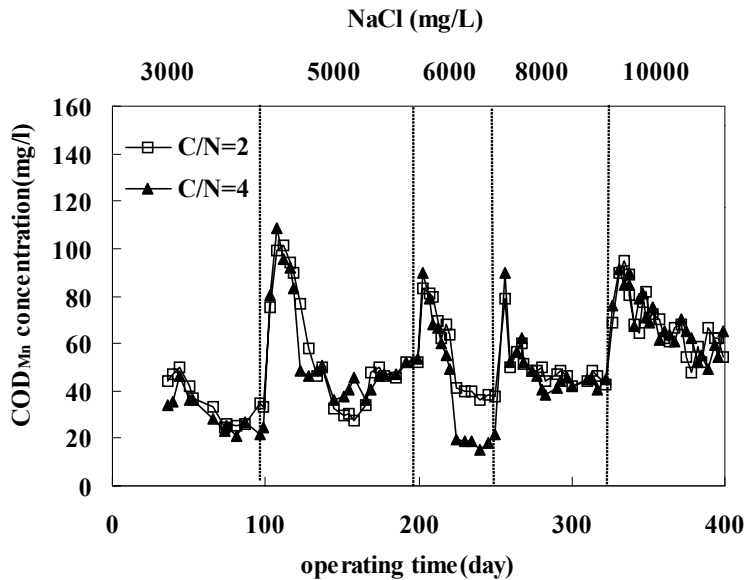


Figure 4.1. Variation of effluent COD_{Mn} concentration

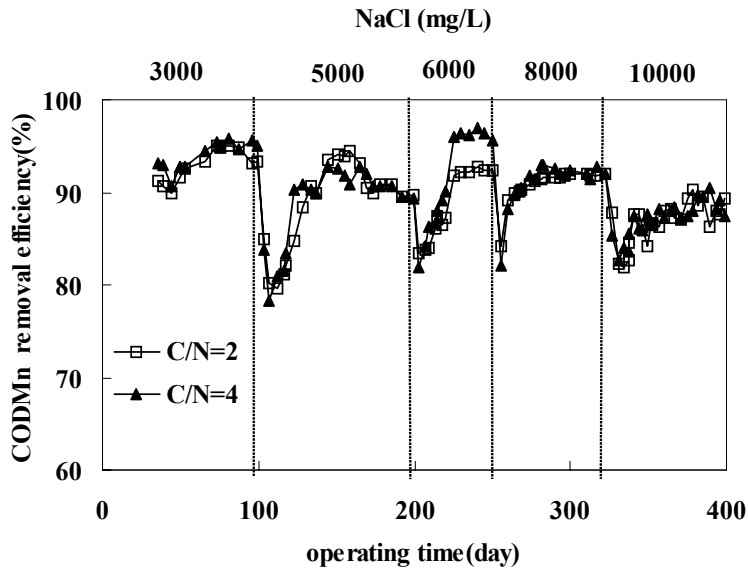


Figure 4.2. Variation of COD_{Mn} removal efficiency

초기 염분농도 조건 3000mg/L에서 운전되기 시작한 반응기는 염분농도를 5000mg/L, 6000mg/L, 8000mg/L, 10000mg/L로 증가하여 투입한 후, 제거효율이 투입초기에 급격하게 감소하다 점차 회복하여 정상상태로 되었다. 본 연구에서는 운전 초기 슬러지 순응기간의 영향과 염분농도 투입 직후의 수질변동의 영향을 비정상상태에서의 수질이라 정의하고, 정상상태의 평균제거효율을 SRT인 10일의 3배가 경과된 30일 이후의 제거효율의 산술평균값으로 설정하였다.

C/N비에 따른 유기물의 제거효율은 C/N비 2에서 90.9%, C/N비 4에서 92.0%로 C/N비 4가 약간 우수한 것으로 나타났다.

이는 동일한 유기물부하 일지라도 질소 부하가 낮은 조건에서 유기물의 제거효율이 증가된 것으로 사료된다. 유기물 제거효율은 염분농도가 증가될수록 감소하는 경향을 보였고, 염분농도 8000mg/L까지는 정상상태에서 염분농도의 영향이 미미하여 제거효율 91.0% 이상을 유지하고 있으나 염분농도 10000 mg/L에서는 정상상태에서의 유기물 제거효율이 각각 87.9%와 87.6%로 비교적 크게 감소하였다.

C/N비 2와 4에서 염분농도 변화에 따른 유기물 제거효율의 실험결과를 Table 4.1에 정리하였다. 염분농도 5000mg/L에서 정상상태의 평균제거효율에

도달하는 데 필요한 기간은 C/N비 2의 경우 42일, C/N비 4의 경우 30일이 소요되었으며, NaCl 6000mg/L에서는 C/N비 2의 경우 26일, C/N비 4의 경우 22일, NaCl 8000mg/L 투입시 C/N비 2일 경우 18일, C/N비 4일 경우 15일의 안정화 기간이 소요되었다. 즉 염분농도가 8000mg/L까지는 유기물 처리에 관계되는 미생물종들이 염분에 적응되어 염분의 농도가 높아져도 정상상태의 평균 제거효율까지 회복하는데 걸리는 안정화기가 점점 단축되고 있음을 확인할 수 있었으며, C/N비가 높을수록 정상상태에 도달하는 회복기간이 비교적 짧게 요구됨을 알 수 있었다. 이는 염분에 적응될수록 염분의 충격부하를 받은 후 정상상태의 평균제거효율까지 회복하는데 걸리는 시간이 단축되며 C/N비가 높을수록 반응조 내의 미생물종의 구성 중 종속영양세균, 즉 유입기질 중의 유기물을 탄소원으로 이용하는 미생물 종이 차지하는 비가 높기 때문인 것으로 사료된다.

Table 4.1. Effect of C/N ratios on COD_{Mn} removal efficiency

saline concentration (mg/L)	COD _{Mn} removal efficiency(%)		removal reduced period(day)		removal recovery period(day)		total stabilized period(day)	
	C/N=2	C/N=4	C/N=2	C/N=4	C/N=2	C/N=4	C/N=2	C/N=4
3000→5000	91.6	91.0	12	7	30	23	42	30
5000→6000	92.3	96.3	5	4	21	18	26	22
6000→8000	91.9	92.2	3	3	15	12	18	15
8000→10000	87.9	87.6	12	9	30	36	42	45

한편 제거효율이 최저가 되는데 걸리는 기간은 NaCl 3000mg/L에서 5000mg/L로 증가투입시 C/N비 2일 경우 12일, C/N비 4일 경우는 7일, 그리고 6000mg/L로 증가된 경우에는 C/N비 2일 때 5일, C/N비 4일 때 4일, NaCl 8000mg/L로 증가된 경우는 3일로 제거효율의 최저점 도달기간도 C/N비가 높을수록 짧아져 폐수내의 C/N비가 높을수록 염분에 의한 충격부하를 비교적 빨리 받았다. 또한 염분의 농도에 적응될수록 8000mg/L까지는 정상상태에 도달

하는 시간이 짧아지는 것으로 미루어 염분에 적응하는 미생물이 증가하였거나 염분에 의하여 생물학적 flocc이 침강에 용이한 형태로 발생하였다는 것을 알 수 있다.[67] 이러한 결과는 염분에 순응된 미생물의 경우 적응·회복속도가 빨라지고 전해질의 농도가 증가할수록 미생물의 결합이 용이하였다는 연구 결과와 유사하였다.[2,67] 그러나 염분농도 10000mg/L에서는 평균 제거효율이 저하하고 평균 제거효율에 도달하는 안정화기간 또한 42일과 45일로 장기간이 소요되어 염분농도 10000mg/L이상에서는 유기물 제거에 대한 저해현상이 큼을 알 수 있다.

따라서 염분의 농도 변화시에 초기 유기물 제거효율은 감소되나 미생물이 염분에 적응함으로써 염분농도 8000mg/L까지는 정상상태의 제거효율은 유사하고 제거효율에 대한 회복기간도 단축되었으나 염분농도 10000 mg/L에서는 유기물 제거효율이 크게 감소하고 회복기간도 장기간 소요됨을 알 수 있었다.

4.1.2. 질소 제거특성

Figure 4.3과 4.4는 운전 전기간 동안의 염분농도에 따른 $\text{NH}_3\text{-N}$ 의 제거효율의 변화와 제거량의 변화를 나타낸 그림이다.

염분주입으로 인한 정상상태 및 비정상상태의 특성을 살펴보면 $\text{NH}_3\text{-N}$ 의 제거효율도 염분농도가 증가 투입된 후 초기에 처리효율의 급격한 저하를 보이거나 일정기간의 운전기간이 경과한 후에는 제거효율이 회복되어 안정되어 가는 경향을 볼 수 있었다. $\text{NH}_3\text{-N}$ 의 제거가 정상상태에 이르는 기간은 유기물 제거와 비교하여 볼 때 장시간 소요됨을 알 수 있다. 이는 염분농도의 증가로 인하여 질산화 미생물의 활성도가 저해되고 이후 질산화가 정상상태로 회복되는데 유기물 미생물에 비해 안정화기간이 더 많이 소요된다고 할 수 있다. C/N비에 따른 $\text{NH}_3\text{-N}$ 의 제거효율은 C/N비 2와 4일 때 54.0%와 59.6%로 C/N비가 4일 때가 2일때보다 양호한 질산화효율을 나타내었으나, 제거된 양을 비교하여 보면 C/N비 2일 때는 262.62mg/L이고, C/N비 4일 때는 126.91mg/L로 C/N비가 클 때, 즉 낮은 질소부하율에서 제거효율이 높으나 제거된 양은 질소부하율이 높은, C/N비가 낮을때가 더 컸다.

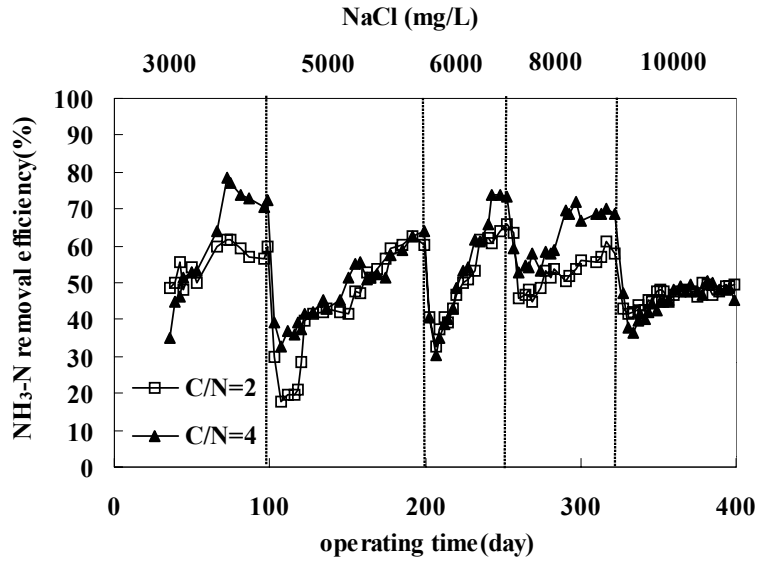


Figure 4.3. Variation of $\text{NH}_3\text{-N}$ removal efficiency

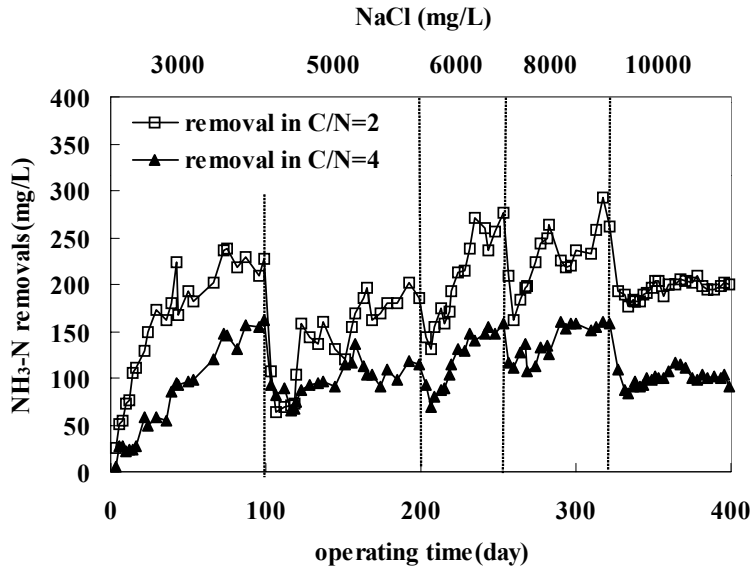


Figure 4.4. Variation of $\text{NH}_3\text{-N}$ removals

C/N비 2와 4에서 염분농도 변화에 따른 NH₃-N의 제거특성에 관한 실험결과를 Table 4.2에 정리하였다.

Table 4.2. Effect of C/N ratios on NH₃-N removal efficiency

saline concentration (mg/L)	NH ₃ -N removal efficiency(%)		removal reduced period(day)		removal recovery period(day)		total stabilized period(day)	
	C/N=2	C/N=4	C/N=2	C/N=4	C/N=2	C/N=4	C/N=2	C/N=4
3000→5000	51.47	53.22	7	7	60	52	67	59
5000→6000	61.26	68.34	6	5	34	42	40	47
6000→8000	55.31	68.64	5	4	43	47	48	51
8000→10000	47.94	48.09	11	9	64	55	75	64

Figure 4.5와 4.6은 C/N비를 각각 2와 4로 했을 때 각 염분농도에서 정상상태의 1 cycle에서 NH₃-N의 농도 변화를 나타낸 그림이다. 폐수주입 후 무산소 조건에서 염분의 농도에 따른 명확한 경향은 찾아볼 수 없으나 대체적으로 낮은 염분농도에서 NH₃-N의 농도가 증가되는 경향을 보이고 있는데 이는 합성폐수내의 fishmeal에 함유된 유기질소가 NH₃-N로 전환되거나 염분에 적응하지 못한 미생물들이 세포 용해를 통해 분해되면서 세포내 암모니아가 세포 밖으로 용출되는 등의 이유를 고려할 수 있으나 주로 전자에 기인한 것으로 사료된다. 그후 계속되는 호기상태에서 NH₃-N 농도의 감소는 주로 질산화와 세포합성에 의한 것으로 판단된다. 염분의 농도가 높을수록 NH₃-N의 제거속도가 낮은 것으로 나타나 염분이 질산화에 저해현상을 주고 있음을 알 수 있다.

이는 염분의 농도가 높아질수록 질산화를 저해한다는 연구결과[2,3,68]와 일치하였다.

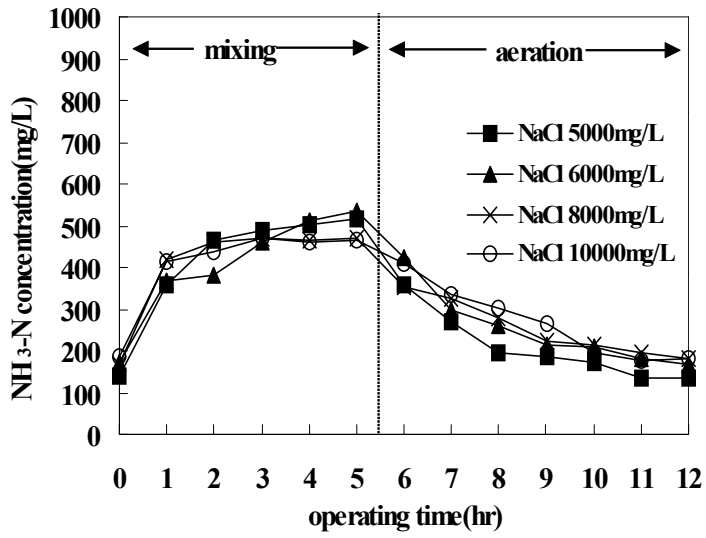


Figure 4.5. Variation of $\text{NH}_3\text{-N}$ concentration for a cycle in $\text{C/N}=2$

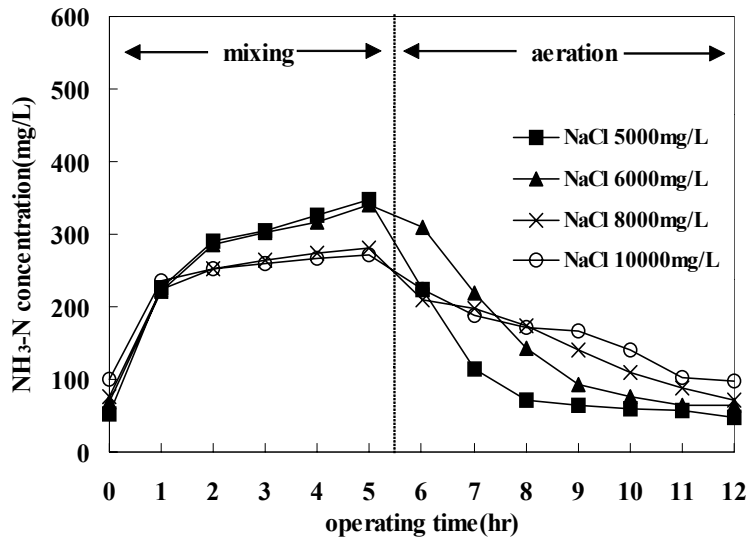


Figure 4.6. Variation of $\text{NH}_3\text{-N}$ concentration for a cycle in $\text{C/N}=4$

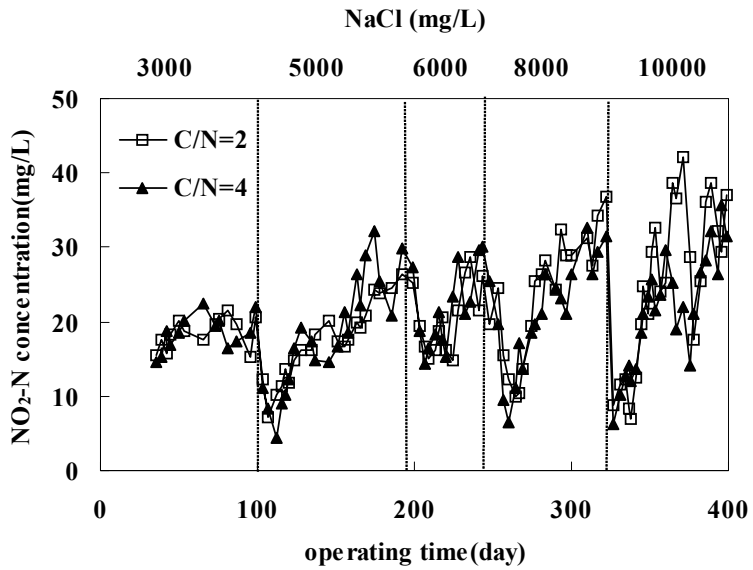


Figure 4.7. Variation of NO₂⁻-N concentration

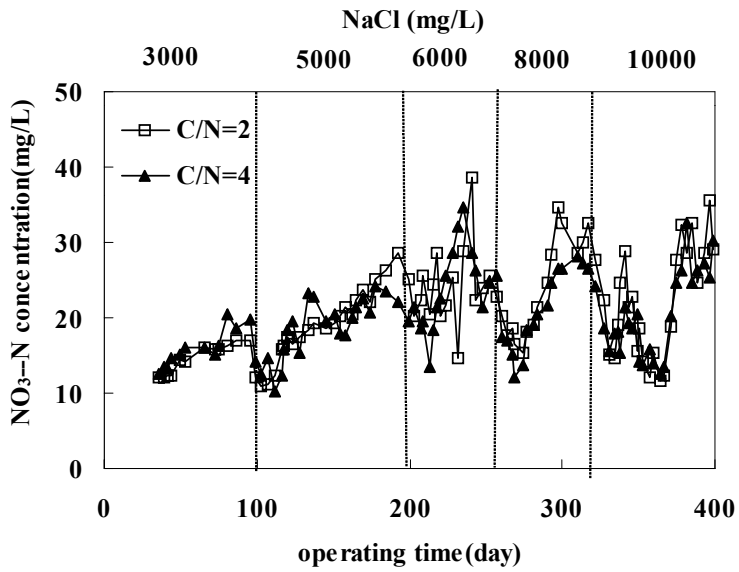


Figure 4.8. Variation of NO₃⁻-N concentration

Figure 4.7과 4.8은 운전기간 동안의 유출수의 NO_2^- -N과 NO_3^- -N의 농도변화를 나타낸 그림이다.

NO_3^- -N에 비해 NO_2^- -N의 농도가 약간 높게 검출되고 있으며 NO_2^- -N이 염분농도가 증가되어 주입될수록 높게 검출되고 있어 염분이 Nitrosomonas보다 Nitrobacter에 더 큰 저해작용을 하고있는 것으로 나타났다. 이는 염분이 질산화 미생물 중 Nitrobacter에 저해를 주었다는 다른 연구결과[68]와 일치하였다. 또한 C/N비가 낮을수록, 즉 질소부하가 높을수록 NO_2^- -N가 높게 검출되었다. 따라서 염분의 농도가 높을수록, C/N비가 낮을수록 질산화 미생물 중 Nitrosomonas에 의한 NO_2^- -N의 산화반응에 저해현상이 나타나고 있음을 알 수 있다.

C/N비 2와 4에서 염분농도 변화에 따른 NO_2^- -N과 NO_3^- -N의 농도변화에 관한 실험결과를 Table 4.3에 정리하였다.

Table 4.3. Effect of C/N ratios on NO_2^- -N, NO_3^- -N concentration

saline concentration (mg/L)	Avg. NO_2^- -N conc.(mg/L)		Avg. NO_3^- -N conc.(mg/L)	
	C/N=2	C/N=4	C/N=2	C/N=4
3000→5000	22.8	22.6	22.2	21.1
5000→6000	24.5	24.6	25.6	27.9
6000→8000	29.3	26.7	28.9	25.1
8000→10000	31.7	25.5	23.1	22.0

Figure 4.9에서 4.12는 C/N비가 4인 조건에서 각 염분농도 조건의 1 cycle에서 NO_2^- -N와 NO_3^- -N의 농도변화를 나타내었다. 무산소 조건 초기에서 대부분의 NO_2^- -N와 NO_3^- -N가 제거되어 탈질 미생물에 대한 염분의 영향이 비교적 크지 않다는 것을 알 수 있었는데 이는 다른 연구 결과와 유사하였다.[2,3]

그리고 호기상태에서 염분이 높을수록 NO_2^- -N의 농도가 높게 나타났으나 NO_3^- -N는 그다지 차이가 없어 염분이 Nitrobacter의 활성을 저해하고 있음이 1 cycle의 농도변화에서도 확인할 수 있었다.

그러므로 탈질반응과 질산화의 효율을 증대시키기 위해서는 염분농도가 증

가될수록 무산소시간을 줄이고 포기시간을 늘리는 것이 질소제거에 유리함을 알 수 있었다.

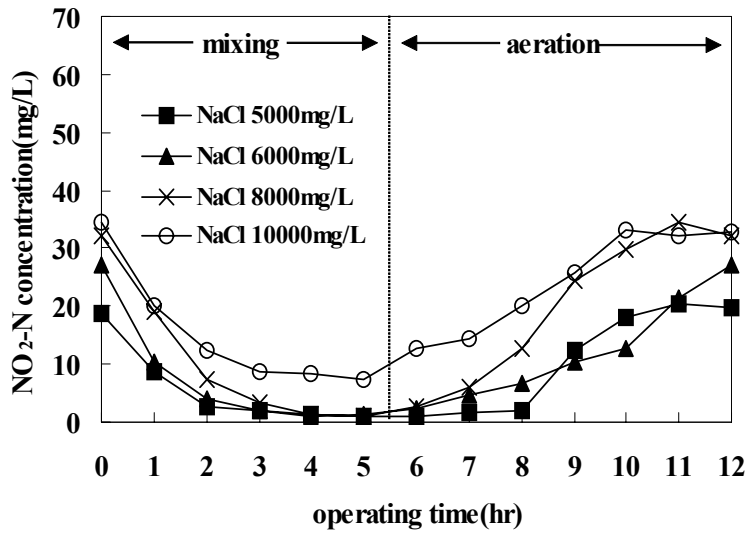


Figure 4.9. Variation of NO₂⁻-N concentration for a cycle in C/N=2

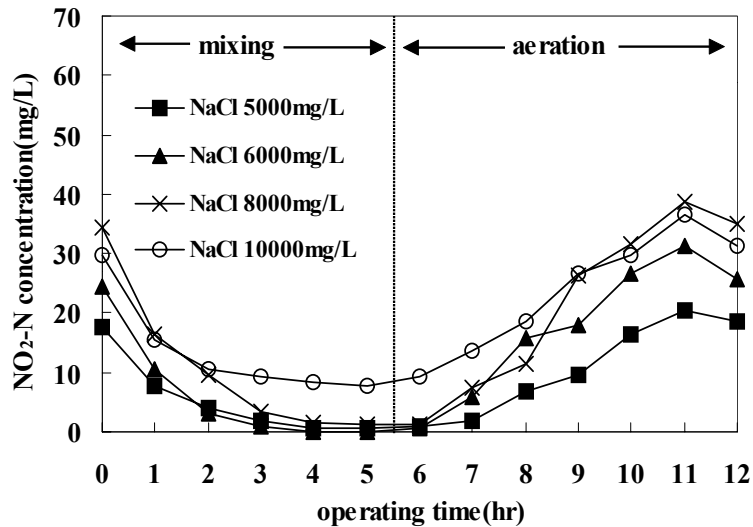


Figure 4.10. Variation of NO₂⁻-N concentration for a cycle in C/N=4

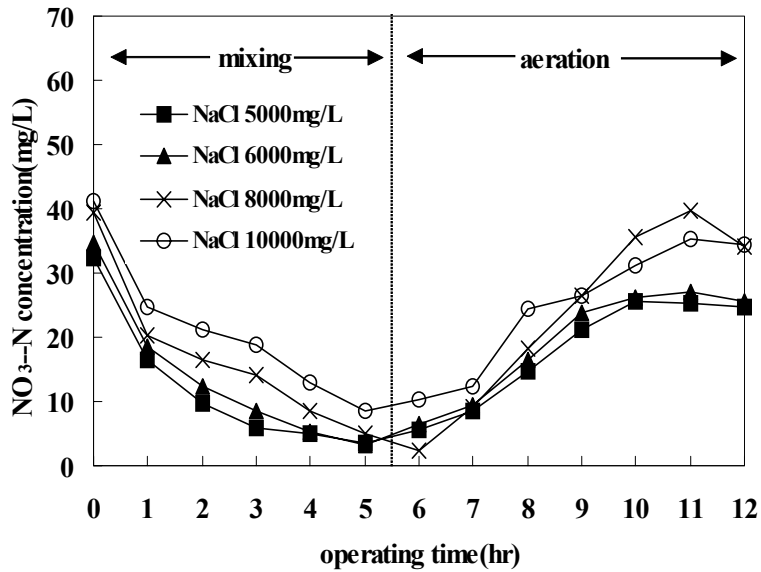


Figure 4.11. Variation of NO₃⁻-N concentration for a cycle in C/N=2

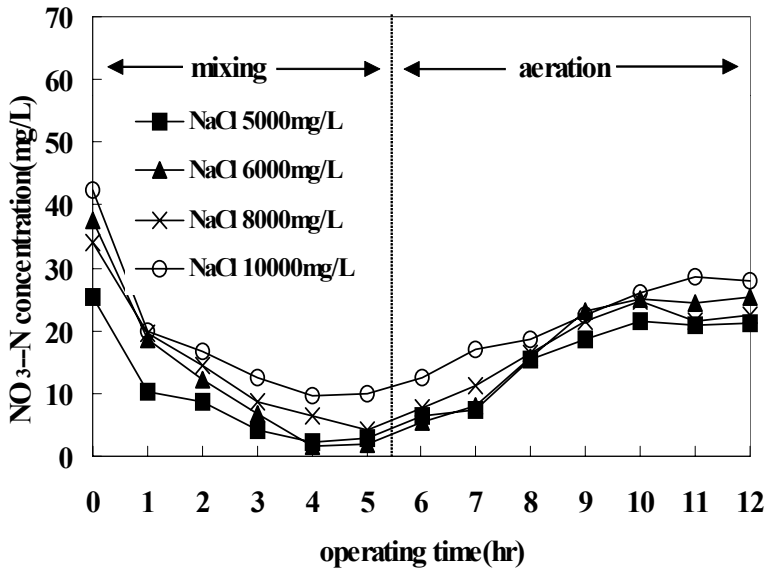


Figure 4.12. Variation of NO₃⁻-N concentration for a cycle in C/N=4

Figure 4.13에는 염분농도와 C/N비에 따른 T-N의 제거효율, Figure 4.14에는 T-N의 제거량 변화를 나타내었다. T-N 제거효율은 유기물 제거효율과 유사한 경향을 나타내었으며 염분농도 10000mg/L에서 감소폭이 가장 크게 나타났다. 정상상태에서도 60%이하의 비교적 낮은 제거효율을 나타내고 있는데 본 연구에서 운전한 순환비가 약 67%로써 다른 생물학적 고도처리의 순환비[69]에 비해 낮기 때문이라고 할 수 있으며 보다 질소의 제거효율을 증가시키기 위해서는 순환비를 증가시켜야 할 필요가 있음을 알 수 있다.

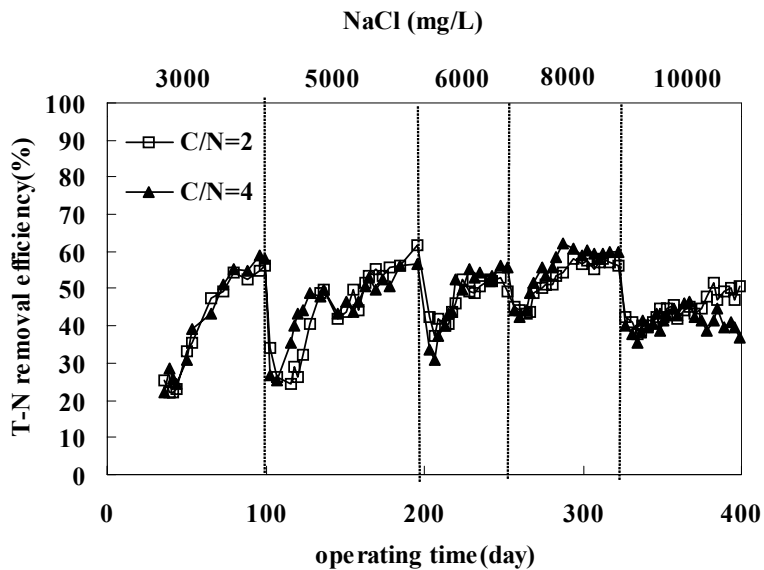


Figure 4.13. Variation of T-N removal efficiency

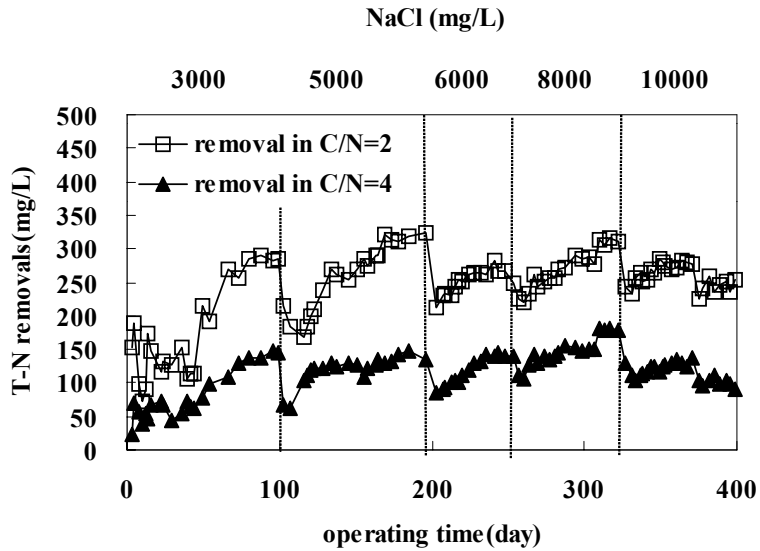


Figure 4.14. Variation of T-N removals

또한 질소제거의 경우 정상상태의 제거효율에 도달하는데 필요한 시간은 NaCl 5000mg/L로 증가투입시 C/N비 2일 때는 60일, C/N비 4일 때는 50일의 안정화기간이 요구되었다. NaCl 6000mg/L로 증가투입시에는 C/N비 2일 때 33일, C/N비 4일 때는 28일이 소요되었으며, NaCl 8000mg/L 증가되어 투입시에는 28일과 23일 후에 수질안정을 보이고 있다. 또한 NaCl 3000mg/L에서 NaCl 5000mg/L로 염분농도가 증가되어 투입될 때 가장 수질이 가장 악화된 시간을 살펴보면 C/N비 2에는 13일, C/N비 4에는 7일 후였다. 그리고 NaCl 5000mg/L에서 6000mg/L로 증가투입시는 C/N비 2에서 7일, 4일 경우 4일, 6000mg/L에서 8000mg/L로 증가투입시는 9일과 5일에 가장 낮은 제거효율을 보이고 있었다. 이와 같은 결과로 보아 염분의 영향이 유기물 제거의 경우보다 질소제거 미생물, 즉 질산화 혹은 탈질 미생물들에 대해 더 늦게 나타나고 있어 염분에 적응된 질소제거 미생물들이 유기물 제거 미생물에 비해 염분농도가 증가되어도 비교적 안정적이었다는 것을 암시하고 있으며 특히 탈질 미생물들이 염분농도에 비교적 안정적임을 나타내고 있다. 이는 NaCl 10000mg/L이하에서 수행한 다른 연구 결과와 유사하였다.[1,2,3] 그러나 염분에 의한 질소제거효율이 감소한 후 정상상태의 제거효율에 도달하는 회복기간은 유기물제거 미생

물에 비해 오랜 기간이 소요되었다. 이는 질산화 미생물의 성장속도가 종속영양미생물에 비해 느린데서 기인하는 것으로 염분농도의 영향이 질소제거효율에 미치는 영향은 비교적 늦게 나타나나 오랜 기간 영향을 미친다는 것을 알 수 있다.

Table 4.4. Effect of C/N ratios on T-N removal efficiency

saline concentration (mg/L)	T-N removal efficiency(%)		removal reduced period(day)		removal recovery period(day)		total stabilized period(day)	
	C/N=2	C/N=4	C/N=2	C/N=4	C/N=2	C/N=4	C/N=2	C/N=4
3000→5000	51.16	49.82	13	7	60	50	73	57
5000→6000	51.24	54.24	7	4	33	28	40	32
6000→8000	56.81	59.99	9	5	28	23	37	28
8000→10000	46.91	42.04	10	9	50	48	60	57

4.1.3. 인 제거특성

Figure 4.15에는 각각의 C/N비와 염분농도에서 T-P의 제거효율을 나타내었다.

T-P의 제거효율은 C/N비 2나 4일 때 거의 비슷한 제거를 보였으며, 유기물의 정상상태에서의 평균 제거효율을 설정하는 방법으로 평가한 바 염분농도가 3000mg/L에서 8000mg/L까지는 전반적으로 약간 감소하는 추세를 보이고 있으나 거의 유사하였다. 그러나 염분농도가 10000mg/L에서는 제거효율이 상당히 저하되었다. 염분농도의 증가투입 직후 제거효율이 급격한 감소를 보이다가 점차 회복되는 것으로 유기물 및 질소와 유사한 경향을 보이고 있으며, 염분농도가 증가함에도 회복이 빨라 미생물이 증가된 염분농도에 적응하고 있음을 알 수 있었다.

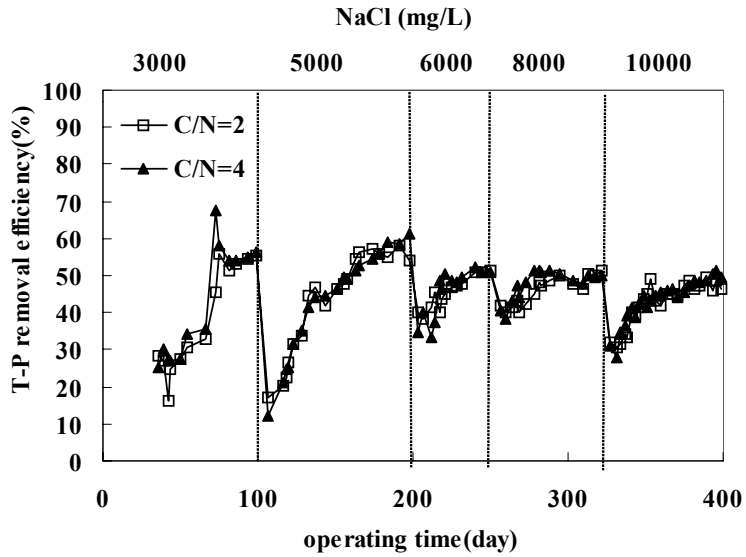


Figure 4.15. Variation of T-P removal efficiency

Table 4.5. Effect of C/N ratios on T-P removal efficiency

saline concentration (mg/L)	T-P removal efficiency(%)		removal reduced period(day)		removal recovery period(day)		total stabilized period(day)	
	C/N=2	C/N=4	C/N=2	C/N=4	C/N=2	C/N=4	C/N=2	C/N=4
3000→5000	51.32	51.35	7	7	63	57	70	64
5000→6000	49.59	50.50	7	12	35	30	42	42
6000→8000	48.97	49.80	5	5	35	28	40	33
8000→10000	46.15	47.39	6	6	48	53	54	59

Figure 4.16과 4.17에는 정상상태에서 각 염분농도에서의 1 cycle내에서 T-P의 변화를 나타내었다. 폐수유입 후 반응초기 염분의 농도가 낮을수록 인의 농도는 낮으나 무산소 반응이 진행될수록 방출이 높아지고 있음을 볼 수 있다. 앞의 질소제거에서 살펴본 바와 같이 무산소 조건에서 NO_3^- -N와 NO_2^- -N가 탈질반응에 의해 대부분 제거되어 미탈질된 NO_3^- -N와 NO_2^- -N에 의한 인

방출의 저해현상과 유기물 섭취의 경쟁은 미미한 것으로 사료된다. 그러나 염분의 농도가 높은 조건에서 인의 방출에 저해현상이 나타남을 알 수 있고 그후 호기조건에서 염분의 농도가 높아질수록 인 방출에 끼치는 영향에 비해서는 비교적 적으나 인의 농도가 높게 검출되어 염분의 농도가 높을수록 미생물의 인의 흡수율이 저하됨을 알 수 있다. 따라서 염분의 존재가 인의 방출에 저해작용을 하는 것을 알 수 있었다.

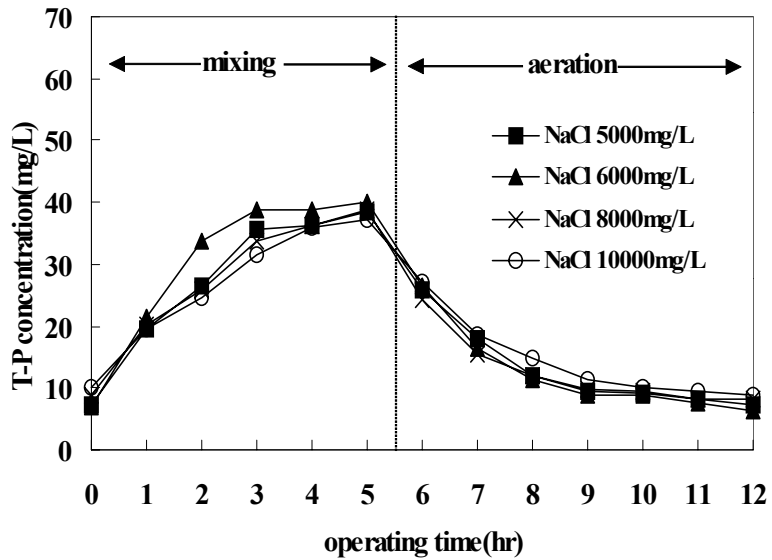


Figure 4.16. Variation of T-P concentration for a cycle in C/N=2

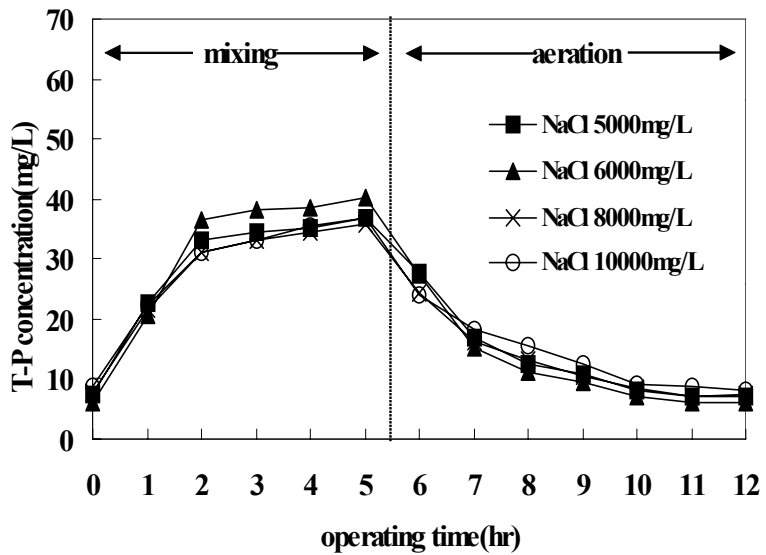


Figure 4.17. Variation of T-P concentration for a cycle in C/N=4

4.2. 생물학적 Floc의 형태특성변화

C/N비를 각각 2와 4로 고정하고 염분농도를 3000mg/L에서 10000mg/L까지 증가시키면서 운전하였을 때 운전 전기간 동안의 염분농도에 따른 floc의 크기 변화와 floc의 fractal dimension의 변화를 Figure 4.18과 4.19에 나타내었다. 염분농도를 증가시켜 주입시킨 초기에는 floc의 크기나 fractal dimension의 감소를 보였다. 이는 염분농도가 증가되어 유입됨으로 인하여 floc의 해체되어 floc의 크기가 급격히 감소됨을 알 수 있다. 또한 floc의 fractal dimension의 값도 감소하는 것으로 보아 염분농도가 증가되어 주입되면 floc이 해체되어 불규칙한 형태의 표면적이 넓은 형태의 floc이 발생하는 것을 알 수 있다. 즉 염분농도가 증가되어 유입되면 floc의 크기가 감소하고 표면적인 넓은 크기가 작은 사상균 형태의 floc이 발생하여 침강성이 불리한 floc이 발생하는 것을 알 수 있었다.

그러나 운전이 계속되는 동안 미생물들이 증가된 염분농도에 적응하면서 이러한 미생물들의 집합체인 floc의 크기가 커지고 fractal dimension도 증가하면서 크고 비표면적이 작은 침강에 유리한 형태의 floc으로 변환됨을 살펴볼 수 있었다.

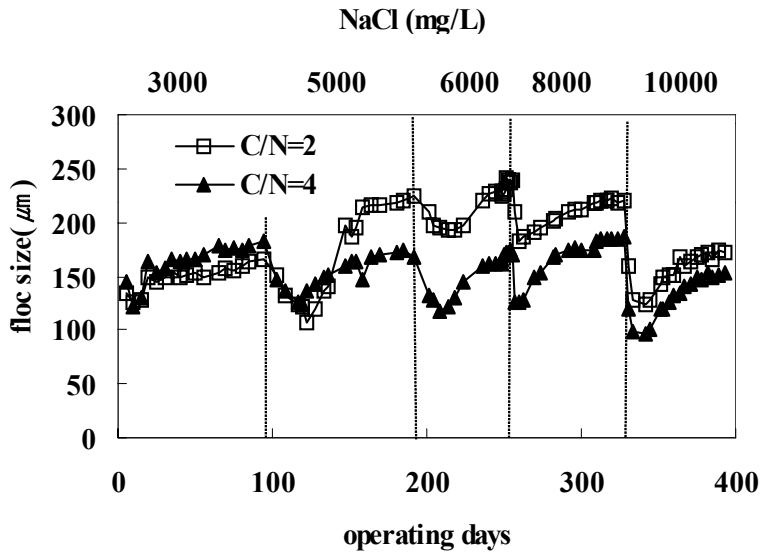


Figure 4.18. Variation of floc size under each salt concentration in C/N=2, 4

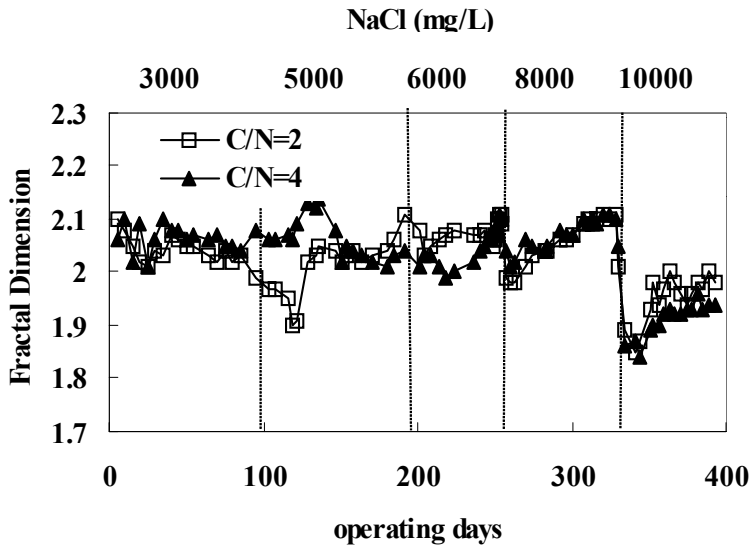


Figure 4.19. Variation of fractal dimension under each salt concentration in C/N=2, 4

각 염분농도 및 각각의 C/N비에서의 정상상태(본 실험에서는 운전조건인 SRT 10일의 3배, 즉 30일 이후의 결과의 산술평균값으로 설정)에서의 flocc의 평균크기 및 fractal dimension의 변화특성을 Table 4.6에 표로 나타내어 비교하였다. C/N비 2의 운전조건에서 염분농도 3000mg/L에서의 flocc의 크기는 155.4 μ m로 측정되었으며 5000mg/L에서는 196.8 μ m, 6000mg/L에서는 231.3 μ m로 최대값을 나타내었으며 8000mg/L에서는 216.0 μ m로 약간 감소되었으며 10,000mg/L에서는 164.9 μ m로 급속히 작아졌다. 반면에 C/N비 4에서는 C/N비 2에 비해 전체적으로 작은 크기의 flocc이 발생하는 것으로 나타났으며 염분농도 8000mg/L에서 179.0 μ m로 최대값을 나타내었으나 염분농도 10,000mg/L에서는 141.3 μ m로 최소크기의 flocc이 발생하였다.

Table 4.6. Effect of saline concentration on characteristics of flocc size, fractal dimension in C/N=2, 4

saline concentration (mg/L)	C/N=2		C/N=4	
	flocc size(μ m)	fractal dimension	flocc size(μ m)	fractal dimension
3000	155.4	2.04	172.2	2.07
5000	196.8	2.04	162.5	2.05
6000	231.3	2.08	161.4	2.04
8000	216.0	2.08	179.0	2.09
10000	164.9	1.97	141.3	1.93

동일한 염분농도에서 C/N비가 낮을수록 즉 동일한 유기물 농도에서 질소의 농도가 높을수록 큰 flocc이 발생하는 것으로 나타났다. 따라서 C/N비 2의 경우 C/N 비 4에 비해 질소비율이 높으므로 flocc을 구성하는 미생물의 종류 중 질산화 및 탈질균의 비율이 높고 이로 인하여 flocc의 크기가 커졌다고 사료된다. 또한 flocc의 형태를 나타내는 fractal dimension 값도 C/N비 2가 4에 비해 높게 나타나 질소비율이 높을수록 발생하는 flocc의 형태가 비교적 원형에 가까운 형태를 띠고 있음을 알 수 있다. C/N비 2에서는 염분농도 6000mg/L에서, C/N비 4에

서는 염분농도 8000mg/L에서 flocc의 크기가 최대값을 나타낸 것으로 보아 폐수에 함유된 염분의 농도가 flocc의 크기에 영향을 미치고 있음을 알 수 있다. 전해질의 농도에 따른 flocc의 형성에 대한 연구결과에 따르면 전해질의 농도가 0.185mole, 즉 7464mg/L까지는 미생물의 결합이 증가하며 0.1225mole (4942mg/L)에서 가장 안정된 미생물 flocc의 결합이 형성되었다고 보고하고 그 이유를 DLVO 이론을 이용하여 설명하였다.[67] 이는 본 연구에서의 결과와 유사한 결과를 나타내고 있다. 따라서 C/N비 2에서는 염분농도 6000mg/L에서 C/N비 4에서는 염분농도 8000mg/L에서 flocc이 가장 크게 형성되는 이유는 폐수에 함유된 NaCl을 포함한 전해질의 농도가 미생물 표면의 이온층을 압축하여 flocc 형성되기 가장 유리한 조건이 된 것으로 사료된다. C/N비 2에 비해 C/N비 4에서 높은 염분농도 인 8000mg/L에서 최대크기의 flocc이 발생하는 이유는 C/N비 4에 함유된 전해질의 농도가 C/N비 2에 비해 낮은데서 기인한 것으로 사료된다.

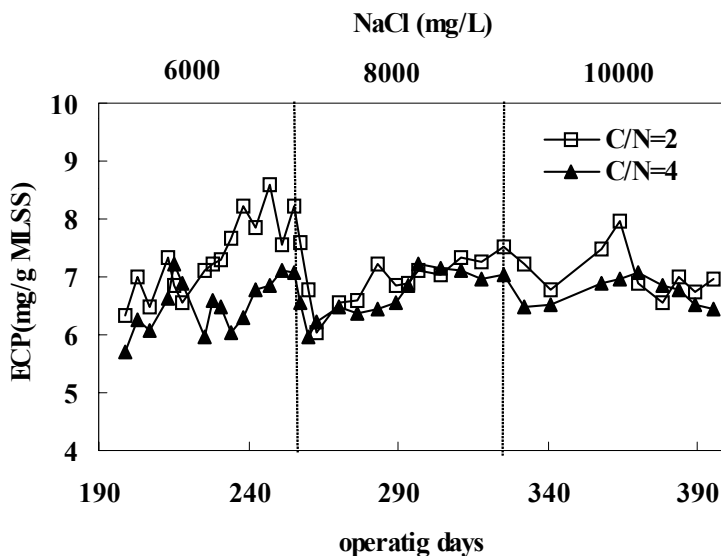


Figure 4.20. Variation of ExtraCellular Polymers(ECP) in saline concentration 6000, 8000, 10000mg/L

Figure 4.20에 각각의 C/N비와 각 염분농도에서의 flocc의 ECP를 측정된 결과를 나타내었다.

ECP의 변화특성도 flocc의 크기와 fractal dimension의 변화특성과 유사한 경향을 나타내고 있으며 염분이 증가되어 주입되면 ECP가 감소하나 운전이 계속되면서 미생물이 점차 증가된 염분농도에 적응되어 ECP가 증가되고 이로 인하여 flocc의 형성도 촉진됨을 알 수 있다. C/N비가 낮을수록 ECP의 농도가 높은 것으로 나타나 질소부하가 높을수록 ECP가 많이 발생됨을 알 수 있으며 따라서 ECP의 양이 많을수록 flocc의 크기가 증가됨을 알 수 있다. 따라서 보다 심도 있는 연구가 수행되어야 하나 C/N비가 낮을수록 즉 질산화균과 탈질균의 비율이 많을수록 ECP가 많이 생성된다는 것을 알 수 있다.

Table 4.7와 4.8 그리고 4.9에는 염분농도를 증가시켜 갈 때의 유기물의 제거특성 및 flocc의 크기와 fractal dimension의 각 염분농도에서의 평균값과 염분 충격에 의한 해체기, 그리고 flocc의 재형성으로 인한 안정화기를 나타내어 유기물 제거와 flocc의 형태특성의 변화를 비교하였다.

Table 4.7. Effect of C/N ratios on COD_{Mn} removal efficiency

saline concentration (mg/L)	COD _{Mn} removal efficiency(%)		removal reduced period(day)		removal recovery period(day)	
	C/N=2	C/N=4	C/N=2	C/N=4	C/N=2	C/N=4
3000→5000	91.6	91.0	12	7	30	23
5000→6000	92.3	96.3	5	4	21	18
6000→8000	91.9	92.2	3	3	15	12
8000→10000	87.9	87.6	12	9	30	36

Table 4.8. Effect of saline concentration on characteristics of floc size

saline concentration (mg/L)	floc size(μm)	period of deflocculation (days)	period of reflocculation (days)
3000	155.40	-	-
5000	196.78	18 일	28 일
6000	231.27	12 일	20 일
8000	216.00	7 일	35 일
10000	164.85	11 일	45 일

주. 1) SRT(=10day)의 3배를 기준으로 하여 평균제거율을 구하고 평균제거율을 기준으로 하여 그 염분농도에서의 안정화 값으로 판단하였음.

주. 2) Table의 값은 floc의 크기를 기준으로 하여 해체기-재형성기와 floc의 특성을 판단하였음.

Table 4.9. Effect of saline concentration on characteristics of fractal dimension

saline concentration (mg/L)	floc size(μm)	period of deflocculation (days)	period of reflocculation (days)
3000	2.04	-	-
5000	2.04	19 일	35 일
6000	2.08	6 일	24 일
8000	2.08	6 일	35 일
10000	1.97	15 일	45 일

주. 1) SRT(=10day)의 3배를 기준으로 하여 평균제거율을 구하고 평균제거율을 기준으로 하여 그 염분농도에서의 안정화 값으로 판단하였음.

주. 2) Table의 값은 fractal dimension의 크기를 기준으로 하여 해체기-재형성기와 floc의 특성을 판단하였음

염분농도를 증가시키게 되면 염분농도 8000mg/L까지는 염분농도의 증가투입에 따른 염분의 충격부하로 인한 제거율의 감소기간이 점점 짧아지고, 정상상태의 제거율에 도달하는 기간이 짧아져 미생물들의 염분에 대한 적응이 점점 빨리 일어나는 것을 살펴볼 수 있다. 이는 운전이 계속됨에 따라서 염분농도에 적응하는 미생물 종들의 구성비가 증가하였거나 슬러지를 구성하는 생물학적 floc이 침전에 유리한 응집이 잘되는 형태로 전환되었기 때문이라 사료된다. 그러나 염분농도가 8000mg/L에서 10000mg/L로 높아졌을 때 회복기간이 40일 이상으로 염분농도 8000mg/L이하 농도에서의 회복기간에 비해 장기간이 소요되며 평균 제거효율 또한 감소를 보이고 있어 염분농도가 10000mg/L이상인 폐수의 경우 유기물 제거에 관련되는 미생물과 floc을 형성하는 미생물 두 종 모두에 악영향을 미침을 알 수 있다.

다시 말해서 염분농도를 증가시켜 주입시킨 초기에는 유기물의 저하가 floc의 크기나 fractal dimension의 감소보다 먼저 나타나는 걸로 보아 폐수에 함유된 염분농도가 증가되어 주입될 때 미생물의 유기물 대사활성도가 먼저 감소하고 이후 미생물의 집합체인 생물학적 floc의 크기 및 형태변화에 영향을 미치는 것을 알 수 있다. 즉 염분부하에 의한 충격으로 미생물의 활성도가 감소되어 floc의 해체현상이 일어나 floc의 크기가 급격히 감소하게 되고, 해체된 floc의 fractal dimension의 값도 감소하는 것으로 나타나 염분부하의 충격으로 인하여 작고 불규칙한 형태의 floc이 발생하는 것으로 나타났다. 즉 염분농도가 증가 투입될 경우 floc을 구성하는 미생물 입자들이 해체되면서 크기가 작은 pin floc 과 불규칙한 형태 즉 표면적이 넓은 사상균 형태의 floc의 복합적인 형태특성을 나타내는 침강성이 불량한 floc이 발생되었다.

그러나 운전이 계속되는 동안 미생물들이 증가된 염분농도에 적응하면서 floc의 크기가 증가하고 fractal dimension도 증가하여 크고 비표면적이 작은 침강에 유리한 형태로 변환되는 것을 알 수 있다.

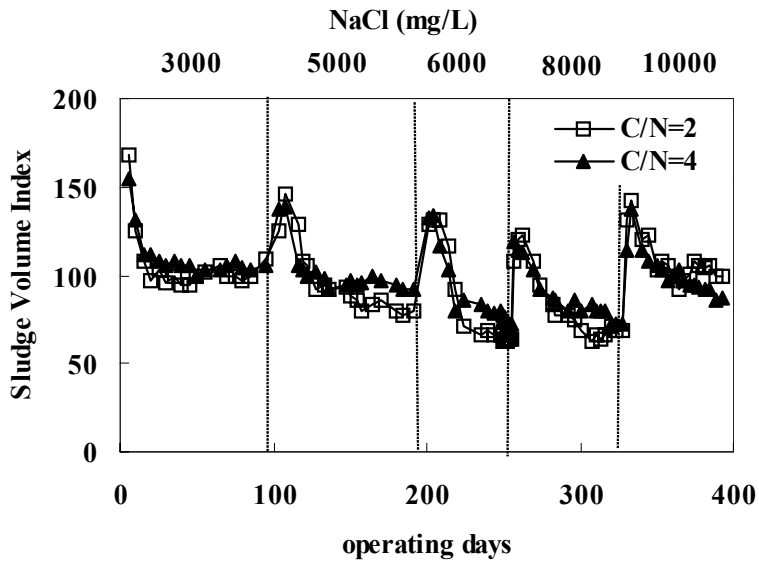


Figure 4.21. Variation of Sludge Volume Index (SVI) under each salt concentration in C/N=2, 4

Figure 4.21에는 염분농도와 C/N비에 따른 Sludge volume index(SVI)의 변화를 나타내었다. 염분 증가주입 초기에 flocc이 해체되어 작고 비표면적이 큰 flocc이 발생하여 침강성이 불량해지면서 SVI값이 커지게 되나, 운전이 계속됨에 따라 flocc의 크기가 커지고 fractal dimension값도 증가하여 비표면적이 작은 flocc의 형태가 형성되어 침강성이 양호해지는 것을 살펴볼 수 있다. 즉 C/N비 2에서 flocc의 크기가 C/N비 4에 비해 크고 따라서 SVI가 낮아짐을 알 수 있다. 전체적으로 염분농도가 8000mg/L 까지 증가될수록 SVI가 낮아지는 경향을 보이고 있으며 이는 미생물 세포내에 함유된 염분이 증가되고 또한 이로 인하여 flocc의 Fixed solid가 증가되고 따라서 MLSS가 증가 된데서 일부 기인한 것으로 사료된다. 그러나 염분농도 10000mg/L로 증가되면 SVI의 값이 비교적 증가함으로 이는 위에서 언급한 ECP의 감소와 flocc의 크기 및 형태특성이 침강에 불리한 형태로 발생하기 때문이다.

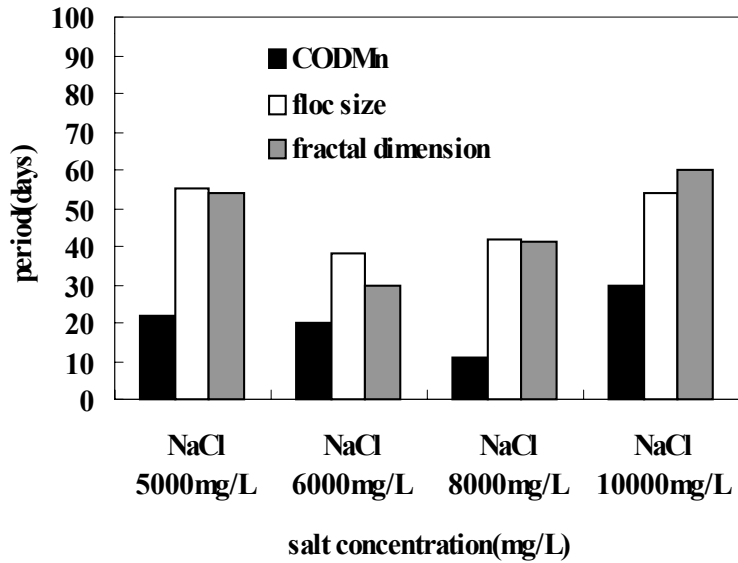


Figure 4.22. Effects of saline concentration on characteristics of COD_{Mn} , floc size, fractal dimension

Figure 4.22에는 COD_{Mn} , floc의 크기 및 fractal dimension이 각 염분농도에 서 필요한 총안정화 기간을 비교하였다. Floc의 형태 특성을 나타내는 floc의 크기 및 fractal dimension이 정상상태의 값에 도달하는 시간이 COD_{Mn} 의 정상 상태값에 도달하는 기간보다 길게 나타났다. 이는 염분의 농도가 증가하면 미생물의 활성도가 먼저 회복되며 미생물 floc의 크기 및 fractal dimension이 정상상태에 도달하기까지는 보다 긴 시간이 소요됨을 알 수 있다. 즉 폐수의 염분농도가 증가하면 먼저 미생물의 활성도가 저하되고 floc의 형태가 변화되며 이후 미생물의 활성도가 회복된 후 floc의 형태가 회복되나 정상상태로 도달하기까지는 보다 많은 시간이 소요됨을 알 수 있다. 염분농도 10000mg/L에서는 낮은 염분농도에서의 안정화기와 비교했을 때 더 장기간의 안정화기가 소요되고 있음을 살펴볼 수 있다. 즉 염분의 농도가 floc의 형태에 장기간 영향을 미치고 있음을 알 수 있다.

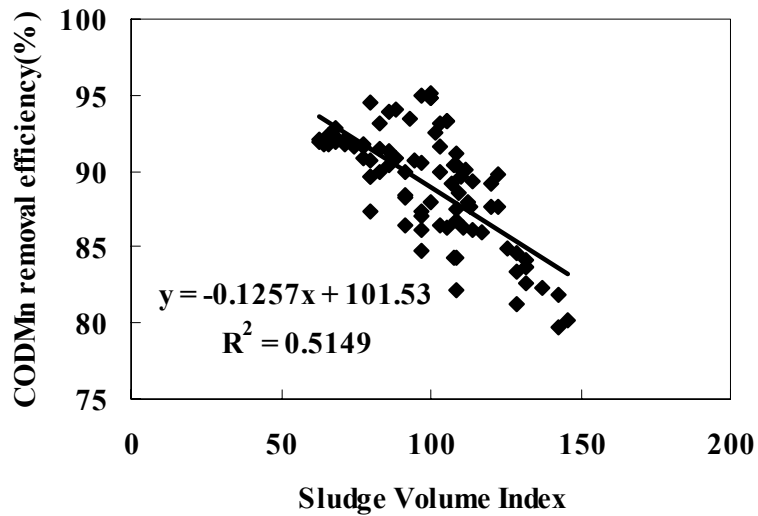


Figure 4.23. Relationship between SVI and COD_{Mn} removal efficiency

Figure 4.23에는 슬러지 침강성과 유기물 제거효율과의 상관관계를 그래프로 나타내었다. Figure 4.24과 4.25에는 SVI와 floc의 크기 및 fractal dimension과의 상관관계를 나타내었다. Floc의 크기 및 fractal dimension의 값이 증가하면 SVI이 감소하고, 즉 슬러지의 침강성이 좋아지고 이로 인해 유기물의 제거효율 또한 향상되게 된다는 것을 의미한다.

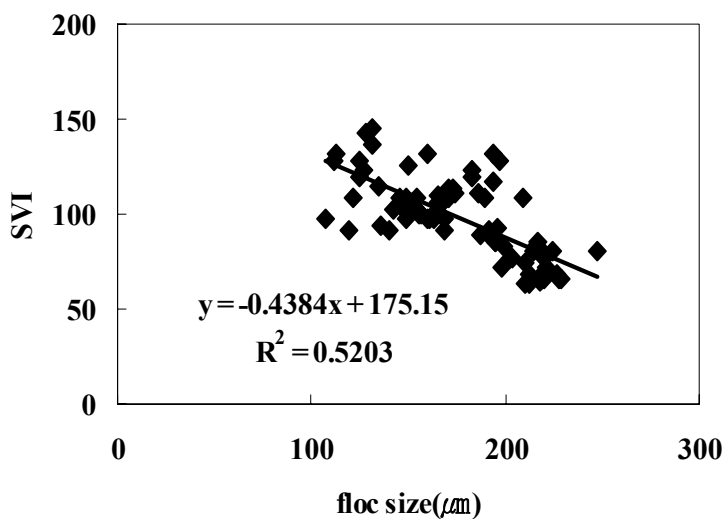


Figure 4.24. Relationship of floc size and SVI

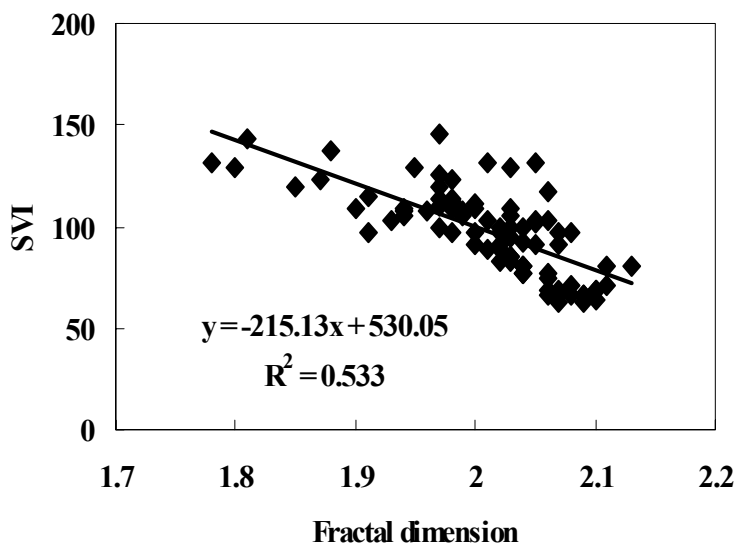


Figure 4.25. Relationship of fractal dimension and SVI

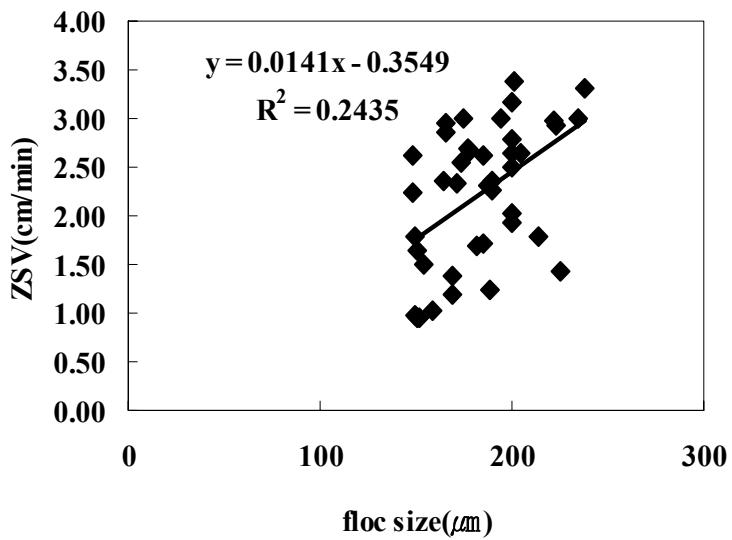


Figure 4.26. Relationship of floc size and ZSV

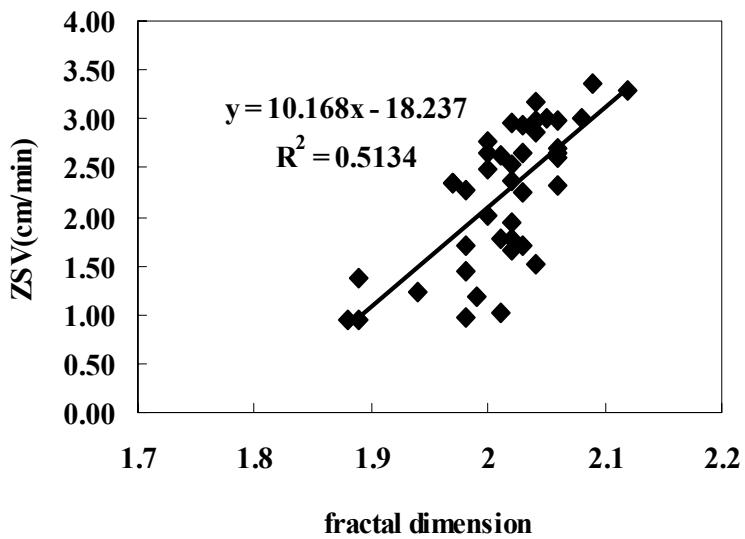


Figure 4.27. Relationship of fractal dimension and ZSV

또한 슬러지의 침강속도와 floc의 형태특성간의 관계를 알아보기 위해 지역 침강속도(Zone Settling Velocity, ZSV)와 floc size 및 fractal dimension 과의 상관관계를 Figure 4.26과 4.27에 나타내었다. Figure 4.27의 슬러지의 침강속도와 fractal dimension과의 상관관계가 높은 것으로 나타나 슬러지 침강속도는 floc의 크기에 비해 형태에 크게 영향을 받는다는 것을 알 수 있다. 즉 슬러지의 침강속도는 floc의 fractal dimension이 커질수록 마찰저항이 적은 비표면적이 적은 형태가 ZSV에 보다 많은 영향을 미친다고 할 수 있다.[65]

Figure 4.28에는 floc의 크기와 fractal dimension의 상관관계를 나타내었다. 크기가 큰 floc이 작은 floc보다 fractal dimension과 높은 상관성을 나타내었다. 즉 염분에 적응된 floc은 크기 및 fractal dimension의 값이 높게 나타나 침강에 유리한 형태를 나타내나 염분농도가 증가되어 초기에 발생하는 크기가 작은 floc의 경우에는 fractal dimension의 값이 보다 감소함을 알 수 있다. 즉 크기가 작은 floc이 보다 상관관계보다 작은 fractal dimension값을 나타내어 염분농도 증가 초기에 발생하는 작은 floc이 보다 표면적이 큰 침강성에 불리한 형태의 floc이 발생함을 알 수 있다.

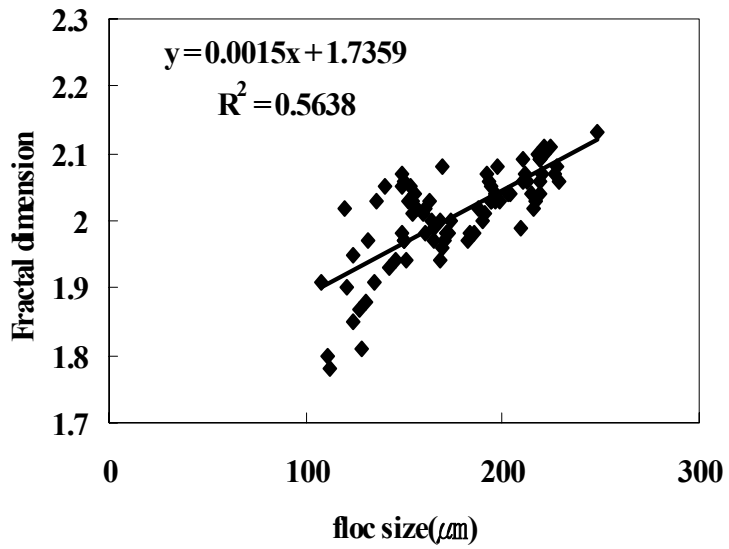


Figure 4.28. Relationship of floc size and fractal dimension

4.3. 슬러지 탈수성

Figure 4.29는 염분농도와 C/N비 변화시 발생하는 슬러지의 모세관흡인시간(Capillary Suction Time, CST)의 측정결과를 나타낸 것이다. 전체적으로 C/N비가 낮을수록 CST의 값이 작았으며 C/N비 2에서는 염분농도 6000mg/L에서 가장 낮은 CST값을 보이고 염분농도 10000mg/L에서 가장 높은 값을 나타내었다. 이러한 경향은 위에서 언급한 바와 연관시켜 살펴 보았을때 flocc의 크기와 fractal dimension이 증가되면 CST가 감소되는 것으로 나타났다. C/N비 4도 유사한 경향을 나타내고 있다.

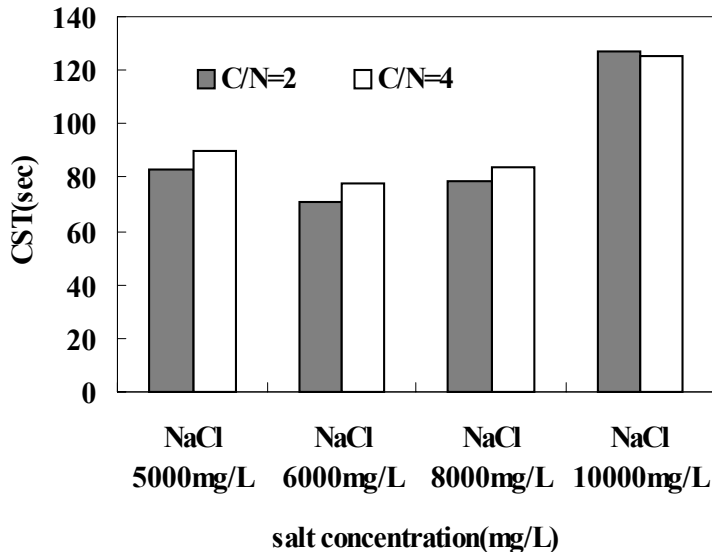


Figure 4.29. Comparison of Capillary Suction Time(CST) in each salt concentration

Figure 4.30은 슬러지 탈수성 평가를 위한 슬러지의 초기 농축율을 측정된 결과이다. 슬러지의 농축은 초기에 가장 잘 이루어지고 시간이 감소하면서 농축효과가 점차적으로 떨어지므로 시간이 경과하면서 농축율은 감소하게 된다.

그러므로 농축율이 가장 큰 초기의 농축율을 사용해서 염분농도 변화가 슬러지 농축 및 탈수에 미치는 영향을 비교하였다. 실험 결과 염분농도 6000

mg/L에서 초기 농축율이 가장 높게 나타났으며, 염분농도 10000mg/L에서 가장 낮게 나타났다. 그리고 C/N비 2에서의 초기 농축율이 C/N비 4일때에 비해 높게 나타났다.

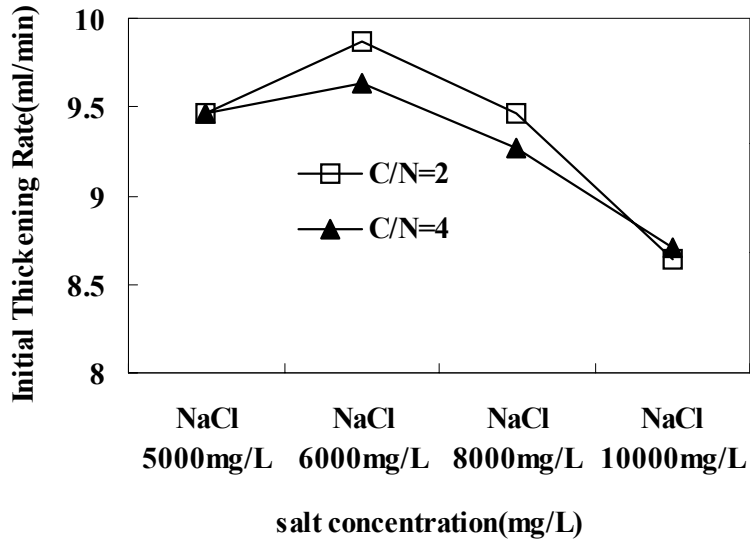


Figure 4.30. Variation of Initial Thickening Rate under each salt concentration in C/N=2, 4

Figure 4.31은 C/N비 조건 4에서 염분농도 8000mg/L일 때의 운전기간에 발생한 슬러지의 탈수특성을 파악하기 위하여 분석한 모세관흡인시간(Capillary Suction Time, CST)과 초기농축율(Initial Thickening Rate)을 나타낸 그림이다. 초기에 발생한 슬러지의 CST는 높은 값을 나타내고 있으며 운전이 계속되면서 낮아지면서 점차 일정한 CST의 값을 보이고 있음을 알 수 있다. 초기 농축율을 나타내는 TTF는 초기에 낮은 값을 나타내나 증가하여 일정한 값을 나타내는 경향을 보이고 있다. 따라서 초기에 발생한 슬러지는 탈수 및 농축에 불리한 형태의 floc으로 구성된 슬러지가 발생했으며 운전시간이 경과되어 적용될수록 슬러지 농축에 유리한 형태의 floc들이 발생됨을 알 수 있다.

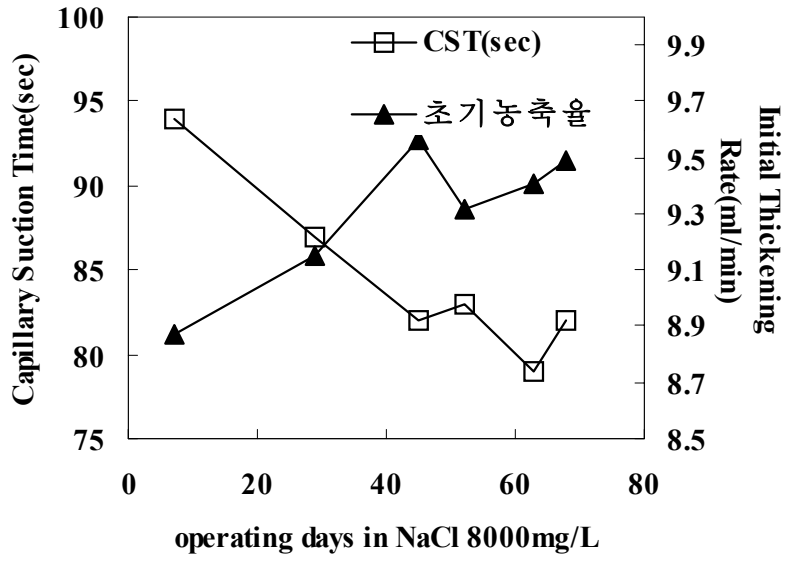


Figure 4.31. Variation of Capillary Suction Time and Initial Thickening Rate in NaCl 8000mg/L (C/N=4)

제 V 장 결론

연속 회분식 반응기를 이용하여 C/N비 2와 4에서의 염분을 함유한 인공 합성폐수의 처리한 결과 다음과 같은 결과를 얻을 수 있었다.

1. 염분농도가 3000, 5000, 6000, 8000, 10000mg/L로 증가함에 따라 유기물 및 질소·인의 제거효율은 농도변화 초기에 감소하였으나 운전기간이 경과되면서 미생물이 염분에 적응되어 안정된 수질을 나타내었다. 염분농도 8000mg/L까지는 정상상태의 오염물질의 제거효율에 염분이 미치는 영향은 비교적 적었으나 염분농도 10000mg/L에서는 오염물질의 제거효율이 비교적 크게 감소하였다.
2. 염분농도가 증가됨에 따라 미생물이 염분에 적응되어 염분농도 8000 mg/L까지는 정상상태의 제거율에 도달하는 회복기간이 단축되었으나 염분농도 10000mg/L에서는 회복기간이 장기간 소요되었다.
3. C/N비를 2와 4로 운전한 결과 C/N비가 낮을수록 COD_{Mn}의 제거효율이 약간 우수하였으며 회복기간도 적게 소요되었다.
4. 염분농도가 증가됨에 따라 질산화율이 감소하는 경향을 보였으며 특히 염분이 *Nitrobacter*에 더 큰 피해를 주고 있는 것으로 나타났다. 염분이 탈질에 미치는 영향은 비교적 미미한 것으로 나타났다.
5. 염분농도가 질소제거에 미치는 영향은 유기물 제거에 비해 비교적 늦게 나타난 반면 회복기간이 유기물 제거에 비해 비교적 장기간 소요되었다.
6. 염분농도의 변화는 인의 제거효율을 저해하는 경향을 보였으며 인의 흡수보다 방출에 보다 저해작용을 하였다.
7. 유기물 제거시 COD_{Mn}의 제거효율은 염분을 증가시켜 주입하였을 경우 초기에는 염분의 미생물에 대한 충격부하로 인해 급격한 수질의 악화를 보이게 되지만, 염분농도에 적응될수록 염분농도 8000mg/L까지는 정상상태의 제거효율에 도달하는 회복기간이 단축되었다.
그러나 염분농도 10,000mg/L에서는 회복에 더 장시간이 요구되었다.
8. Floc의 크기 및 fractal dimension의 변화와 COD_{Mn}의 제거효율은 유사

한 특성을 나타내었으며 초기 염분이 증가되어 투입되었을 때 flocc이 해체되어 크기가 감소되고 비표면적이 큰 형태로 변환되어 침강에 불리한 형태의 flocc이 발생하였다.

9. 염분증가시 유기물의 제거효율 저하가 flocc의 크기 및 fractal dimension의 감소보다 먼저 나타났는데, 이는 염분의 충격부하가 미생물의 유기물 대사 활성도에 먼저 영향을 주고 그후 flocc의 크기 및 형태가 변화되며 일정기간이 경과 한 후 미생물의 활성도가 회복된 후 flocc의 크기 및 형태가 회복되기 때문이었다.
10. 염분농도 6000mg/L에서 flocc의 크기가 231.27 μ m로 가장 크게 나타났으며 8000mg/L에서 216.00 μ m로 약간 감소하고, 10,000mg/L에서 크기 및 fractal dimension이 급격히 감소하여 크기가 작고 비표면적이 넓은 침강에 불리한 사상균 형태의 flocc이 형성되었다.
11. 슬러지의 침강지표인 SVI와 지역침강속도인 ZSV는 flocc크기보다 flocc의 형태특성을 나타내는 fractal dimension과 더 높은 상관관계를 나타내어 flocc의 형태가 슬러지의 침강의 중요한 인자 중의 하나임을 알 수 있었다.
12. 슬러지 탈수성 평가지표의 하나인 모세관흡입시간(CST)는 C/N비가 낮을수록 낮은 값을 나타내어 더 양호한 탈수효율을 보이고 있고, 염분농도 6000mg/L에서 가장 양호한 탈수효율을 보이고 있었다.
13. 슬러지의 초기농축율 역시 마찬가지로 C/N비가 낮을 때, 그리고 염분농도 6000mg/L에서 가장 높게 나타남으로써 탈수효율이 가장 좋음을 알 수 있다.
14. 염분농도를 증가투입 했을때의 모세관흡입시간(CST)와 초기농축율을 살펴본 결과 두 항목간의 역의 관계가 성립하면서 초기에는 탈수 및 농축이 불량하였으나 운전이 계속됨에 따라 점차 탈수 및 농축이 양호해짐을 알 수 있었다.

제 VI 장 금후의 과제

1. SBR을 이용한 염분함유폐수의 처리시 유기물 및 질소, 인의 가장 최적의 처리효율을 기대할 수 있는 시스템을 구성한다.
 - SBR의 운전시 폭기/비폭기 및 주입시간, SRT의 조절 등을 고려
2. 실제 반응기 내의 미생물 종에 대한 규명을 필요로 한다.
3. 인공 합성폐수가 아닌 부하변동이 큰 실제 수산물 가공폐수를 대상으로 그 관찰이 요구되며 향후 실제 수산물 가공공장의 폐수처리장에 full-scale의 반응기를 설치하여 현장적용 가능성을 검증한다.

참 고 문 헌

1. 송창수, “염분 농도에 따른 인 제거 효율 변화”, 한국물환경학회 · 대한상하수도학회 2001년 공동 추계학술발표회 논문집, 215~218(2001).
2. Panswad, T and Anan, C., “Impact of high chloride wastewater on an anaerobic/anoxic/aerobic process with and without inoculation of chloride acclimated seeds”, Water Research, 33(5), 1165-1172(1999).
3. Panswad, T and Anan, C., “Specific oxygen, ammonia, and nitrate uptake rates of a biological nutrient removal process treating elevated salinity wastewater”, Bioresource Technology, 70, 237-243(1999).
4. 허중수 외 3인, “수산물 가공폐수의 효율적 처리 및 슬러지 재활용기술개발”, 농림부 연구보고서(1998).
5. Intrasungkha, N., Keller, J., Blackall, L., “Biological Nutrient Removal Efficiency in Treatment of Saline Wastewater”, Wat. Sci. Tech., 39(6), 180-190(1999).
6. 백병천, 신항식등, “연속회분식 반응기를 이용한 수산물 가공폐수 처리”, 한국상하수도학회지, 8(1), 18-25(1994).
7. 김영석, 박철휘, 박태주, “수산물 가공폐수의 생물학적 처리”, 대한환경공학회지, Vol. 7, No. 2, pp. 59-66 (1985).
8. 유성환, “해산물 가공폐수처리를 위한 효율적인 생물학적 처리”, 관동대학교 논문집 (1988).
9. Tokuz, R. Y. and Eckenfelder, W. W., “The Effect of F/M on an Activated sludge system treating High Salinity Wastewater”, In proc. 33rd Purdue Industrial Waste Conf., pp. 200-203 (1978).
10. Woolard, C. R. and Irvine, R. L., “Treatment of Hypersaline Wastewater in the Sequencing Batch Reactor”, Wat. Res., Vol. 29, No. 4, pp. 1159-1168 (1995).
11. Kargi, F. and Dincer, A. R., “Biological Treatment of Saline Wastewater by fed-batch operation”, J. Chem. Tech. Biotechnol. Vol. 69, pp. 167-172

- (1997).
12. 김건홍, 이규방, “NaCl 농도변화에 의한 생물학적 폐수처리에 관한 연구”, 인하대학교 산업과학기술연구소 논문집, 제12권, pp. 231-235 (1984).
 13. 이광호, 신기호, “하수슬러지 탈수효율 증대를 위한 최적조건”, 한국폐기물학회지 Vol. 17, No. 2, pp. 177-185 (2000).
 14. O’Melia, C. R., Hahn, M. W., Cheng-Tyeng C., “Some effects of Particle size in Separation Processes involving Colloids”, Wat. Sci. Tech. Vol. 36, No. 4, pp.119-126 (1997).
 15. 유명진, 명규남, “휘발성 고형분 함량과 입자분포의 변화가 상수슬러지의 탈수특성에 미치는 영향”, 대한환경공학회지, Vol. 19, No. 2, pp. 255-268 (1997).
 16. Guan, J., Waite, T. D., Amal, R., “Rapid determination of fractal structure of bacterial assemblages in wastewater treatment : Implications to process optimisation”, Wat. Sci. Tech., Vol. 38, No. 2, pp. 9-15 (1998).
 17. Higgins, M. J., Novak, J. T., “Dewatering and settling of activated sludge : The case for using cation analysis”, Water Environment Research, Vol. 69, No. 2, pp. 225-232 (1997).
 18. 김승현, 문성용, “정수장 슬러지의 농축 및 탈수특성 향상에 관한 연구”, 대한환경공학회지, Vol. 19, No. 5, pp. 643-650 (1997).
 19. 김승현, 윤조희, 문성용, “유기폴리머를 이용한 정수슬러지의 농축 및 탈수특성 향상”, 한국물환경학회지, Vol. 16, No. 3, pp. 315-324 (2000).
 20. 최광희, 문용택, “2단계 폴리머 개량에 의한 정수장 슬러지 탈수특성”, 한국폐기물학회지, Vol. 17, No. 3, pp. 320-325 (2000).
 21. 서정원, 송태준, 박진원, 이태희, 이승무, “고분자 응집제 첨가에 따른 슬러지의 탈수성 및 점도특성”, 대한환경공학회지, Vol. 18, No. 12, pp. 1609-1618 (1996).
 22. 원성연, 박동규, 이재호, 이상일, “슬러지 개량시 슬러지 성상과 교반상태가 탈수특성에 미치는 영향”, 대한환경공학회 추계학술연구발표회 논문초록집, pp. 157-160 (1994).
 23. 윤태일, 김낙주, 김창균, “슬러지 탈수 전처리의 최적조건 결정을 위한 연

- 구”, 대한환경공학회지, Vol. 14, No. 4, pp. 309-316 (1992).
24. 구윤희, 명규남, 박성순, 이희자, 유명진, “상수슬러지 수분분포와 탈수성에 대한 영향인자”, 대한환경공학회지, Vol. 20, No. 12, pp. 1811-1822 (1998).
 25. Tchobanoglous, G. and Burton, F. L., "Wastewater Engineering : Treatment, Disposal and Reuse." 3rd edition, McGraw-Hill International Editions.
 26. Leslie, C. P., Digger, G. T. and Lim H. C., "Biological wastewater treatment." 2nd edition, Marcel Dekker, Inc.
 27. Gorska, J. S., Cichon, A. and Miksch, K., "Nitrogen removal from wastewater with high ammonia nitrogen concentration via shorter nitrification and denitrification.", Wat. Sci. Tech., Vol. 36, No. 10, pp.73~78 (1997).
 28. Wild, H. E., Sawyer, C. N. and McMahon, T. C., "Factors affecting nitrification kinetics.", JWPCF, Vol. 43, No. 9, pp. 1845 (1971).
 29. Focht D. D. and Chong, A. C., "Nitrification and denitrification process related to wastewater treatment.", Adv, Appl. Microbiol., Vol. 20, pp. 631 (1975).
 30. Sawyer, C. N., Wild, H. E., Jr. and McMahon, T. C., "Nitrification and denitrification facilities wastewater treatment.", Prepared for the EPA Technology Transfer Program, (1973).
 31. Villaverde, S., Garcia-Encina, P. A. and Fdz-Polanco, F., "Influence of pH over nitrifying biofilm activity.", Wat. Res., Vol. 31, No. 5, pp. 1180~1186 (1997).
 32. Nurse, G. R., "Denitrification with methanol : Microbiology and biochemistry.", Wat. Res., Vol. 14, pp. 531~537 (1980)
 33. Skerman, J. R. and Bhagat, S. K., "The influent of oxygen availability on the degree of nitrate reduction by pseudomonas denitrificans.", JWPCF, Vol. 54, No. 4, pp. 370~377 (1982).
 34. Terai, H. and Mori, T., "Studies on phosphorylation coupled with denitrification and aerobic respiration in pseudomonas denitrificans.", Bot.

- Mag., Vol. 38, pp. 231 (1975).
35. Dawson, R. N. and Murphy, K. L., "Factors affecting biological denitrification of wastewater.", *Advances in water pollution Research*, edited by Jenkins, S. H., Pergamon Press, pp. 671 (1973).
 36. Metcalf and Eddy, Inc., *Design of nitrification and denitrification facilities*, EPA Technology Transfer Seminar Publication (1973).
 37. 이원호, "다단 간헐폭기 활성슬러지 시스템에 의한 유기물, 질소, 인의 동시 처리.", 충북대학교 박사학위논문 (1997).
 38. 박은정, "간헐폭기 공법을 이용한 돈사폐수의 질소, 인의 제거.", 부산수산대학교 환경공학과 대학원 석사학위논문 (1995).
 39. 삼성기술연구소, "Zeolite를 이용한 질소, 인의 동시제거 공정 개발.", 환경부 (1995).
 40. Tenny, M. W. and Verhoff, F. W., "Chemical and autoflocculation of microorganisms in biological wastewater treatment.", *Biotech. Bioeng.*, Vol. 15, pp. 1045~1073 (1973).
 41. Palm et. al., "Relationship between organic loading, dissolved oxygen concentration and sludge settleability in the completely mixed activated sludges.", *WPCF*, Vol. 50, No. 2 (1978).
 42. Yasumoto, M. and Shoichin, N., "Biochemical and physical properties of an activated sludge on settling characteristics.", *Wat. Res.*, Vol. 10 (1976)
 43. 眞炳泰基 外, "活性汚泥の沈降性を支配する生物化學的因子に関する實驗的研究.", *下水道協會誌*, Vol. 17, pp. 126~132 (1974).
 44. Sadalgekar, V. V. et al., "Evaluation of sludge settleability by floc characteristics.", *WPCF*, Vol. 60, No. 10 (1988).
 45. 山本良子 外, "活性汚泥の濃縮性, フロック形成及び沈降性に及ぼす絲狀性細菌の増殖の影響." *下水道協會誌*, Vol. 25, pp. 292 (1988).
 46. Sezgin, M., "Variation of sludge volume index with activated sludge characteristics.", *Wat. Res.*, Vol. 16 (1982).
 47. Eriksson, L. and Hardin, A. M., "Settling properties of activated sludge relation to floc structure.", *Wat. Sci. Tech.*, Vol. 16, pp. 55~68 (1984).

48. Morgan, J. W. et. al., "A comparative study of the nature of biopolymers extracted from anaerobic and activated sludges.", *Wat. Res.*, Vol. 24, No. 6 (1990).
49. 정재기 외, "화학적 flocc입자의 특성에 관한 연구, 대한환경공학회지, Vol. 10, No. 1 (1988).
50. Li, D., and Ganczarczyk, J., "Fractal geometry of particle aggregates generated in water and wastewater treatment process.", *Envir. Sci. Tech.* Vol. 23, No. 11, pp. 1385~1389 (1989).
51. Lerman, A., *Geochemical processes : Water and sedimentation environment*, Wiley, New York (1979).
52. Foster, C. F. and Dallas-Newton, J., "Activated sludge settlement - some supposition and suggestions.", *Wat. Pollut. Control.*, Vol. 69, pp. 338~351 (1991).
53. 岡田和男, *下水汚泥の処理・處分*, 環境公害新聞社 (1983).
54. Meakin, P., and Family, F., "Phys. Rev. Lett. A36, pp. 5498 (1988).
55. Logan, B. E. and Killps, J. R., "Fractal dimension of aggregates formed in different fluid mechanical environment.", *Wat. Res.*, Vol. 29, No. 2, pp. 443~453 (1995).
56. Burrough, P. A., "Fractals and geometry. In the fractal approach to heterogeneous chemistry.", pp. 383~406, John Wiley, New York (1989).
57. Kaye, B. H., "Image analysis techniques for characterizing fractal structures. In the fractal approach to heterogeneous chemistry.", edited by Anir D. pp. 55~66, John Wiley, New York (1989).
58. Guinier, A. and Fournet, G., "Small Angle Scattering of X-rays.", Wiley, NY, pp. 25 (1955).
59. Teixeira, J., "On growth and form."(Stanly, H. E. and Ostrowsky, N. Eds.), Martinus Nijhoff, Dordrecht., pp. 145 (1986).
60. Adams, Jr. C., Ford, D. L. and Eckenfelder, W. W., "Development of design and operational criteria for wastewater treatment", *Enviro. Press Inc.*, Nachville, pp. 383~400 (1981).

61. Fayed, M. E. and Otten, L., "Handbook of powder science and technology", Van Nostrand Reinhold Company Inc., pp. 687~704 (1984).
62. Christensen, G. L. and Dick, R. I., "Specific resistance measurements : nonparabolic date", Journal of Environmental Engineering Division ASCE, 111(E3), pp. 243~257 (1985).
63. 임성삼, 정용대, "여과 평균 비저항값의 측정방법에 대한 연구.", 대한환경공학회지, Vol. 10, No. 3, pp. 61~70 (1988).
64. 최규철, 수질오염공정시험법, 동화기술 (1996).
65. 명규남, "슬러지의 물리적 특성이 침강성에 미치는 영향", 서울시립대학교 석사학위논문 (1991).
66. Brown, M. J. and Lester, J. N., "Comparison of bacterial extracellular polymer extraction method.", Applied and Environmental microbiology, Vol. 40 (1980).
67. Olosffson, A. C., Zita, A. and Hermansson, M., "Floc stability and adhesion of Green-Fluorescent-Protein-Marked bacteria to flocs in activated sludge.", J. Microbiology, Vol. 144, No. 2, pp. 519~528 (1998).
68. 김대영 외 3인, "고농도 염분 함유 폐수의 생물학적 질산화 특성.", 한국물환경학회 · 대한상하수도학회 2001년 공동 추계학술발표회 논문집, pp. 419~422 (2001)
69. EPA, "Manual nitrogen control.", EPA/625/R-93/010 (1993).
70. Jung, S.J. and Amal, R., "Monitoring effects of shearing on floc structure using small-angle light scattering", Powder Technology, Vol. 88, pp. 51-54 (1996).
71. Waite, T. D., "Measurement and implications of floc structure in water and wastewater treatment", Colloids and Surfaces A : Physicochem. Eng. Aspects, Vol. 151, pp. 27-41 (1999).

Abstract

Effects of Salt Concentration on the Pollutant removal and Characteristics of Biological Floc Structure

by Sang-Soo Kim

*Department of Environment Engineering
Graduate School, Changwon National University
Changwon, Republic of Korea*

Advisor : Byung-Hyun Moon, Ph. D.

Effects of salt concentration and C/N ratio on pollutants removal efficiencies and characteristics of biological floc were investigated in treating seafood wastewater by sequencing batch reactor (SBR). The synthetic seafood wastewater containing salt concentration of 3,000 to 10,000 mg/L NaCl and C/N ratio of 2 and 4 was prepared and treated by SBR under operating conditions of sludge residence time (SRT); 10 days, hydraulic retention time (HRT); 20 hours and F/M ratio; 0.34 kgCOD_{Cr}/kgMLSS · day. The salt effects on floc characteristics were evaluated by the fractal dimension and size of floc under unsteady and steady state conditions. For analyzing the fractal dimension of floc, small angle laser light scattering(SALLS) method was applied using Diffraction Particle Sizer.

Removal efficiencies of COD_{Mn}, T-N, and T-P were decreased with increasing salt concentration, but eventually reached a plateau. As systems adapted to salts concentration of 8000 mg/L, the time required to reach the pollutants removal efficiencies of the steady state was reduced. However, the removal efficiencies of pollutants sharply decreased and the time required to reach steady state was increased as salt concentration rose to 10,000 mg/L. Removal efficiencies of COD_{Mn} were higher for C/N ratio of 4 than for 2. As the salt concentration increased, the efficiencies of nitrification decreased due to the salt inhibition on *Nitrobacter*. Effects of salt concentration affected more severely on denitrification efficiencies than the nitrification. And effects of salt on the organic removal were appeared faster than the nitrogen removal and the organic removal more quickly reached at steady state. The removal efficiencies of phosphorus also were reduced as the salt concentration increased, which more inhibited the release of phosphorus than the uptake.

Fractal dimension and floc size decreased with increasing salt concentration, but eventually reached a plateau. Removal efficiencies of COD_{Mn} also showed similar trends with changing salt concentration. Main reasons of reduced removal efficiencies were the deteriorated biological activity and settling properties of floc. The biological activity was affected faster than the floc characteristics by increasing salt concentration. The deteriorated settling properties were explained by the decreased size and fractal dimension of floc due to increasing salt concentration. The settling properties of floc such as sludge volume index (SVI) and zone settling velocity (ZSV) were better related to the fractal dimension of floc than the size of floc.

Good result of Sludge dewatering can be obtained at lower C/N ratio and salt concentration 6000mg/L by Capillary Suction Time(CST) and Buchner funnel test (Initial Thickening Rate).

감사의 글

하고 싶은 일도 많고 아직 해야 할 일도 많은데 어느덧 대학원 생활의 막바지에 이르러 학위논문을 쓰게 되니 부끄러움과 아쉬운 마음이 앞섭니다. 지난 2년간의 대학원 생활을 돌아보면 힘들었던 날들과 보람찬 날들이 많았었고, 실험실에서 보고 배우고 느꼈던 모든 것들이 앞으로 제가 살아가는데 있어서 도움을 주리라는 생각이 듭니다. 이제 대학원을 졸업하면서 지난 2년간 저에게 알게 모르게 도움을 주신 분들에게 감사의 글을 남기고자 합니다.

먼저 학문적으로 뿐만 아니라 대학원에서의 생활과 저의 진로에 대해서 무엇보다도 인생의 선배로써 많은 격려와 조언을 주신 문병현 교수님께 진심으로 감사의 마음을 전하고 싶습니다. 힘이 들때나 따뜻한 말 한마디와 화기에애한 술자리로써 저희들의 마음을 풀어주시고, 헤이해질 때 채찍과 같은 충고로 저희 마음을 다잡아주신 교수님이 있기에 저희에게 이런 감사의 글을 쓸 수 있는 기회가 오지 않았나 싶습니다. 그리고 바쁘신 와중에도 물심양면으로 저희에게 힘을 주시고 도움을 주신 이택순 교수님, 서규태 교수님, 서정운 교수님, 배성근 교수님, 김태형 교수님께도 가슴깊이 감사의 말씀을 드립니다.

제가 이 연구를 하는데 있어 옆에서 지켜보며 도와주기도 많이하고 나이 어린 동기를 둔 죄로 이것저것 다 받아준다고 고생한 실험실 동기 태성형님과 제 모든 실험에 있어 군시렁거리긴 했지만 정말 믿음직스럽게 도와준 희근이, 그리고 이쁜척하며 옆에서 힘들 때 우리를 위로해주면서 같이 열심히 실험을 해준 선경이, 지금은 회사에서 열심히 일하고 있지만 대학원에서 같이 공부했던 봉희에게도 고마움을 전하고 싶습니다. 실험실에서 동고동락했던 재홍이, 유진이, 봉주, 세경이, 기우, 영수, 재정, 계수선배와 회경이, 영수, 병준이, 경호, 종근이, 지은이, 일우, 현동이, 호경이, 영미, 도형이 에게도 고마운 말을 전합니다. 그리고 앞으로 대학원 생활을 해 나가게 될 형일씨, 강호선배, 철회씨, 재호, 성렬이, 민수, 진호에게도 좋은 논문이 나오길 기대하며 보람찬 대학원 생활을 보내길 바랍니다. 그동안 제 옆에서 대학원 생활을 잘 이끌어 주신 진태형님, 그동안 티격태격하긴 했지만 연구 외 학과일에서 많은 도움을 주신 이광욱 조교선생님, 그리고 중해형님과 지영이에게도 새해에는 좋은 일만 계속되길 바랍니다.

제가 논문쓰는데 있어 조언을 주시고 많은 도움을 주신 경남대학교 윤조희 교수님과

경남대학교 화학공학과 대학원생 박승환, 정기홍, 김민수님, 토목공학과 문성용 선배님과 제 실험에 있어 바쁘신데도 불구하고 여러면에서 도와주신 C & G 장희재 사장님과 제이오정공 탁문성 선생님과 희곤이 선배, 보건환경연구원 최형섭 과장님, 심주섭 과장님, 공남식, 이인아, 이상희, 한치복, 강정기, 조인철, 변은숙, 박미애, 조광숙, 구자근, 임중근, 이방희 선생님과 노환옥 선생님과 울산에 계신 이종성 선생님께서도 감사의 마음을 전합니다. 그리고 대학원을 미리 졸업하신 후에도 저희를 항상 챙겨주시는 윤지선배, 정한선배, 향인선배, 현서선배도 하시는 일 잘 되시길 바랍니다.

마지막으로 무엇보다도 제가 하는일에 대해 모두 믿어주시고 뒤에서 밀어주신 부모님께 “정말 감사합니다!”라고 말씀드립니다. 지금 훈련소에서 열심히 훈련받고 있을 동생 민수에게도 새해엔 복 많이 받으라는 말을 전합니다. 아버지, 어머니 진심으로 감사드립니다.

지금 쓰는 이글이 끝이 아니라 또 하나의 시작이라는 걸 잘 알고 있기에 저를 도와주신 많은 분들에게 도움이 되는 사람이 되도록 노력하겠습니다. 저를 아끼시는 모든 분들께 부끄러운 사람이 되지 않도록, 자랑스런 한사람이 되기 위해 앞으로 부단히 노력하겠습니다.

정말 감사드립니다.