



저작자표시 2.0 대한민국

이용자는 아래의 조건을 따르는 경우에 한하여 자유롭게

- 이 저작물을 복제, 배포, 전송, 전시, 공연 및 방송할 수 있습니다.
- 이차적 저작물을 작성할 수 있습니다.
- 이 저작물을 영리 목적으로 이용할 수 있습니다.

다음과 같은 조건을 따라야 합니다:



저작자표시. 귀하는 원저작자를 표시하여야 합니다.

- 귀하는, 이 저작물의 재이용이나 배포의 경우, 이 저작물에 적용된 이용허락조건을 명확하게 나타내어야 합니다.
- 저작권자로부터 별도의 허가를 받으면 이러한 조건들은 적용되지 않습니다.

저작권법에 따른 이용자의 권리는 위의 내용에 의하여 영향을 받지 않습니다.

이것은 [이용허락규약\(Legal Code\)](#)을 이해하기 쉽게 요약한 것입니다.

[Disclaimer](#)

工學碩士 學位論文

하수처리수 재이용을 위한
직접모래여과와 UF 막 공정의 적용



2010年 2月

釜慶大學校 大學院

環 境 工 學 科

朴 相 珠

工學碩士 學位論文

하수처리수 재이용을 위한
직접모래여과와 UF 막 공정의 적용

指導教授 姜 壬 錫

이 論文을 工學碩士 學位論文으로 提出함

2010年 2月

釜慶大學校 大學院

環 境 工 學 科

朴 相 珠

朴相珠의 工學碩士 學位論文을
認准함

2010 年 2 月



主 審 工學博士 李 柄 憲



委 員 工學博士 金 上 旦



委 員 工學博士 姜 壬 錫



목 차

제 1 장 서 론	1
제 2 장 문헌연구	3
2.1 하수처리수의 재이용 배경 및 현황	3
2.1.1 하수처리수의 재이용 배경	3
2.1.2 국내외의 하수처리수의 재이용 현황	6
2.2 하수처리수의 재이용 기술	9
2.2.1 하수처리수 재이용 전처리 기술	9
(1) 응집 메커니즘	9
가 금속염 응집제의 가수분해	9
나 응집 메커니즘	12
2.2.2 여과공정	20
(1) 여과메커니즘	20
(2) 직접여과	25
(3) 하수처리수의 직접여과	27
2.2.3 막분리 공정	30
(1) 한외여과(UF) 공정	31
(2) Revers Osmosis 공정	36
제 3 장 실험장치 및 수질분석방법	38
3.1 응집 및 혼합실험 장치	38
3.2 여과 장치	40
3.3 막분리 장치	42
3.4 수질분석방법	43

제 4 장 결과 및 고찰.....	46
4.1 하수처리수의 수질특성 및 재이용 기준.....	46
4.2 직접모래여과를 이용한 재이용.....	50
4.2.1 여재의 특성에 따른 여과 특성.....	50
4.2.2 응집제 주입량에 의한 특성.....	52
4.2.3 완속혼합에 따른 여과 특성.....	55
4.2.4 급속혼화 장치 및 여과속도의 영향.....	61
4.3 UF 막을 이용한 재이용	65
4.3.1 응집제 주입량에 의한 특성.....	67
4.4 직접모래여과와 UF 막을 이용한 재이용.....	71
4.4.1 응집제 주입량에 의한 특성.....	71
4.5 RO 전처리로서의 SDI 특성.....	73
제 5 장 결 론.....	76
참 고 문 헌.....	79

<List of Table>

Table 2.1 The use of reused wastewater	8
Table 2.2 The use of reused wastewater of world	8
Table 2.3 Equilibrium constants of aluminum hydrolysis	11
Table 2.4 performance summary for the Dubin San Raman Sanitary Direct RO for the period from 4/1999 through 12/1999	37
Table 3.1 Experimental conditions of direct filtration	41
Table 3.2 Characteristics UF membrane and operating conditions of UF menbrane filtration	42
Table 3.3 Analytical method and instruments	43
Table 4.1. Characteristics of secondary effluent from Busan N sewage treatment plant	46
Table 4.2 Typical residual constituents found in treated wastewater effluent and their impacts	48
Table 4.3 advice of wastewater reuse qulity standard	49
Table 4.4. Result of direct filtration with different equipment	63

<List of Figure>

Fig. 2.1. Water stress of world	4
Fig. 2.2. Water Vision 2020	5
Fig. 2.3 Reuse process of wastewater treatment	5
Fig. 2.4 Consumption of water of one person	6
Fig. 2.5 Increase of reused wastewater	7
Fig. 2.6 The use of reused wastewater	8
Fig. 2.7 Deprotonation of the aquo aluminum ion Initial step in aluminum hydrolysis	10
Fig. 2.8. Alum coagulation diagram	12
Fig. 2.9 Structure of the electrical double layer	13
Fig. 2.10 Attractive and repulsive potential energy that result when two particle are brought together	14
Fig. 2.11 Reaction pathways that hydrolysis products may follow when an HMS coagulant is added to water with particles or NOM	15
Fig. 2.12 Modes of action of the basic transport mechanisms	20
Fig. 2.13 Removal of suspended particulate matter within a granular filter (a) by straining, (b) by sedimentation or inertial impaction, (c) by interception, (d) by adhesion, (e) by flocculation	24
Fig. 2.14 Removal ratio vs particle size for different filtration rates	29
Fig. 2.15 Size ranges of membrane processes and contaminants	30
Fig. 2.16 Excluded species by ultrafiltration	32

Fig. 2.17 Individual fiber filter flow pattern of dead-end flow and cross-flow filtration	33
Fig. 2.18 Schematic of RO system	38
Fig. 3.1 Schematic of direct filtration pilot plant	39
Fig. 3.2 Schematics of in-line mixer element	39
Fig. 3.3 The schematic of pilot plant instrument	40
Fig. 3.4 Schematic of UF membrane system	42
Fig. 4.1 Typical process flow diagram for wastewater treatment employing advanced treatment process	47
Fig. 4.2 Changes in turbidity as a function of filter run time Under various filter media depth	50
Fig. 4.3 Changes in turbidity as a function of filter run time Under dual and single media	51
Fig. 4.4 Jar-test of secondary effluent	52
Fig. 4.5 Changes in turbidity as a function of filter run time Under various alum dose	53
Fig. 4.6 Changes in head loss as a function of filter run time Under various alum dose	54
Fig. 4.7 Changes in UV_{254} removal percent as a function of filter run time Under various alum dose	55
Fig. 4.8 Changes in turbidity as a function of filter run time Under various flocculation time	56
Fig. 4.9 Changes in turbidity as a function of filter run time Under various flocculation time and slow mixing intensity	57
Fig. 4.10 Effect of flocculation at direct filtration effluent turbidity	58

Fig. 4.11 Changes in turbidity until break through as a function of filter run time Under various alum dose and flocculation	59
Fig. 4.12 Changes in head loss until break through as a function of filter run time Under various alum dose and flocculation	60
Fig. 4.13 Effect of rapid mixing equipment type and different filtration rate	61
Fig. 4.14 Effect of rapid mixing equipment type and time in directfiltration	62
Fig. 4.15 Effect of mixing on zeta potential.	63
Fig. 4.16 Effect of rapid mixing equipment type for particle count	64
Fig. 4.17 Flux decline of secondary effluent after prefiltering through 1.2 μ m and 0.2 μ m filter	66
Fig. 4.18 Flux decline of secondary effluent after UF membrane filtration with pretreatment	68
Fig. 4.19 Flux through UF membrane at various alum dose at 45rpm slow mixing intensity	69
Fig. 4.20 Flux through UF membrane at various slow mixing intensity at 20mg/l alum dose	69
Fig. 4.21 Particle count through UF membrane at various slow mixing intensity at 20mg/l alum dose	70
Fig. 4.22 Flux through sand + UF membrane at various alum dose at 45rpm slow mixing intensity	71
Fig. 4.23 comparison of flux UF only and sand + UF at slow mixing intensity 45 RPM	72
Fig. 4.24 Silt density index of direct filtration at various alum dose	73

Fig. 4.25 Silt density index of UF membrane at various alum dose ...	74
Fig. 4.26 Silt density index of direct filtration + UF membrane at various alum dose	75



Application of direct filtration and UF membrane process to secondary effluent treatment for reuse

Sang-Ju Park

*Department of environmental Engineering, Graduate school,
Pukyong National University*

Abstract

The object of this study was application of direct filtration and UF membrane process to secondary effluent treatment for reuse. The turbidity of secondary effluent is less than 10 NTU and constant, so direct filtration was used without sedimentation. Filter media was used sand(Effective Size : 0.44, Uniform Coefficient : 1.26) and anthracite(Effective Size : 1.02, Uniform Coefficient : 1.26). Filter bed was composed monomedia and dual media. Dual media was more effective than monomedia. Optimum coagulant dosage was 40mg/l(jar-test) and 60mg/l(direct sand filtration). At the optimum coagulant dosage in order to know the effect of slow mixing intensity to filtration slow mixing is performed at various mixing intensity. 30RPM slow mixing intensity has good filtered effluent. Low filtration rate(7m/h) was more effective than high filtration rate(10m/h).

Regenerated cellulose membrane was used for UF membrane. The coagulant dosage and slow mixing intensity was considered to affect membrane flux. 45RPM slow mixing was more effective than 30RPM. At the UF filtration, pretreatment using coagulation improved to flux. The optimum process was selected by considering direct filtration and UF membrane filtration. When these process was used for pretreatment of reverse osmosys, the SDI(silt density index) was estimated. For Reverse osmosis, pretreatment using UF membrane was necessary.



제 1 장 서 론

많은 전문가들이 21세기의 최대 자원은 물이 될 것이라고 예견하고 있다 (매일경제 : 2008.06.14일자, “물 머지않아 제2의 석유된다“, 분 피킨스). 21세기 인류 최대 자원이 물이 될 것이라는 것이다. 그것은 지구온난화의 영향 등으로 사막이 늘어나고, 호수가 없어지는 등 수원은 갈수록 줄어들고 있는 반면에 물소비는 인구증가와 산업발달로 인해 매년 증가하고 있기 때문이다. 수자원 부족은 인류의 생존과 직결되는 문제이며, 이러한 이유로 수자원 부족으로 인한 각 나라간의 분쟁이 매우 심각해 질 것이라고 전문가들은 우려하고 있다. 이러한 수자원 부족현상은 지구온난화에 의한 이상 기후 현상에 의해 더 심각해지고 있으며, 한반도 또한 예외가 아니다. 한반도에서는 연평균강우량의 30~50%에 해당하는 강우가 하루사이에 내리는 일이 매년 발생하는가 하면(하루 최대 강우량 : 870.5mm('08.08.31 강원도 강릉) ⇒연강수량의 62.2%에 해당, 기상청 2009/07), 가을에서 겨울철 사이에는 강수량이 적어 08년 강원도의 경우 급수가 중단되기도 하였다. 여름철의 강우를 저장하여 건기시에 사용할 수 없기 때문에 겨울철에는 가뭄으로 인한 수질 악화와 함께 취수량 부족현상이 매년 발생하고 있다.

이러한 수원의 부족을 해결하기 위한 방법으로는 해수담수화, 하수재이용 등(Wastewater reclamation and reuse, Volume 10)이 있고, 본 연구는 하수재이용에 관한 연구를 하였다. 이미 미국, 영국 등 선진국에는 몇 년 전 하수 재이용에 관한 가이드라인이 제시되었고(EPA, 1992; Asano et al., 1996), 한국에서는 우수 및 오수의 재이용의 필요성(서울시정개발연구원,1999)에 의해 하수재이용에 대한기준이 마련되었다(2007 하수도법 개정, 2009/10 환경부). 최근 국내의 환경부, 환경공단 등의 연구소에서는 하수

재이용에 관한 연구를 하고 있다. 그러나 국내 연구의 경우 이용 범위가 조경용수, 농업용수 등 산업, 가정의 중수도로서 제한적으로 이용 되고 있는 실정이고, 최근의 연구 분야 역시 공업용수, 하천조경수 등으로 활용 범위가 좁은 실정이다. 하수재이용량 또한 총 하수처리수의 5/100 정도로 적은 실정이다.

본 연구에서는 하수재이용 가이드라인에 제시되어 있는 모래여과 한외여과를 이용하였다. 실험 시 침전 과정을 생략한 직접 모래여과를 사용하였고, 박테리아, 바이러스 및 Giardia, Cryptosporidium과 같은 원생동물의 효과적인 제거가 가능(Jacangelo *et al.*, 1995)한 UF membrane을 사용하였다. UF 막 단독 사용시에는 하수처리수의 수중의 유기물에 의한 막오염의 증가로 인해 투과 flux가 빠르게 감소하며 저분자성 유기물들은 막을 통과하기 때문에 여과의 효율을 위해 적절한 전처리 공정이 요구된다(Laine *et al.*, 1993; Jacangelo *et al.*, 1995b; Mozia and Tomszewska, 2004). 이는 응집을 전처리로서 응집을 이용함으로써 개선을 하였다. 모래 및 UF 막 여과의 문제점을 고려하여, 무기 이온의 제거를 위하여 직접여과와 UF 막을 이용한 여과수의 RO 전처리로서의 적용 가능성에 관해서 연구하였다.

현재 하수처리장에서는 강화되는 방류수 수질 기준을 만족시키기 위하여 고도처리시설을 도입하고 있다. 본 연구에서는 하수재이용 가이드라인에 제시되어 있는 모래여과 한외여과를 이용하여 보다 강화되는 재이용 기준에 적용 가능성을 연구하였다.

본 연구의 실험 목적은 다음과 같다.

1. 응집+직접모래여과를 이용한 하수처리수 재이용 연구.
2. 응집+UF 막을 사용하여 하수처리수의 재이용 연구.
3. RO공정의 전처리로서 이용시 특성.

제 2 장 문헌연구

2.1 하수처리수의 재이용 배경 및 현황

2.1.1 하수처리수의 재이용의 배경

최근 지구 온난화의 영향으로 인한 기후변화가 심각한 수준에 있다. 2009년 8월 태풍 모란꽃의 영향으로 대만에는 일 3000mm라는 기록적인 강우가 발생하였고, 호주에서는 사상 최악의 가뭄이 들어 건조한 기후에 산불이 발생하여 막대한 인명, 재산피해를 입는 등 시간이 지날수록 자연재해의 강도와 빈도가 증가하는 추세이다. 이러한 자연 재해에 의한 영향의 한 부분으로 지구상의 호수가 사라지고 있고 사막의 면적은 빠르게 증가되는 등 심각한문제가 발생하고 있다(한겨레21 표지이야기, 2007/03/21). 세계경제포럼[‘09.1 스위스 다보스]는 2025년까지 물 부족에 따라 매년 농작물 생산량이 30%감소하고, 세계미래회의[‘08.7 미국 워싱턴]에서는 향후 10년안에 물 부족에 의한 국가간의 분쟁이 심각해 질 것이라고 하였고, OECD Environmental Outlook to 2030회의에서는 기후변화, 물 부족, 대기오염 문제등이 더욱 심화되고 극심한 물부족에 시달리는 인구는 2030년에 현재보다 10억명이 증가한 총 39억명 이상으로 전망하는 등 미래의 물 부족 현상에 대해 심각한 수준의 문제가 발생될 것이라고 경고하고 있다. Fig. 2.1에서 물 부족 국가에 대한 그림을 나타내었다. 우리나라 역시 높은 물 부족 국가로 분류되어 있다. 우리나라 역시 이러한 기후 변화에 의해서 강우가 여름철에 집중적으로 내리고 겨울철에는 가뭄이 발생하는 등 UN에서 물 부족국가로 분류하고 있다. 최근에는 연강수분포가 이전과는 다르게 여름철 국지성 호우로 집중적으로 발생 하는 경향이 있다. 7~8월 사이에 연평

균강우량의 1/3 ~ 1/2에 해당하는 강우가 하루사이에 내리는 일이 발생하
 는가하면(하루 최대 강우량 : 870.5mm['08.08.31 강원도 강릉] ⇒연년강수
 량의 62.2%에 해당), 가을 겨울철의 강수량 부족은 심각한 수준으로 강원
 도나 도서지방에서는 제한급수가 실시되는 등 심각한 가뭄현상으로 인해
 물 부족 현상이 더욱 심각해 질 것으로 생각된다. 이러한 문제점을 해결하
 기 위해서 안정적인 수원확보의 필요성 대두되고 있다

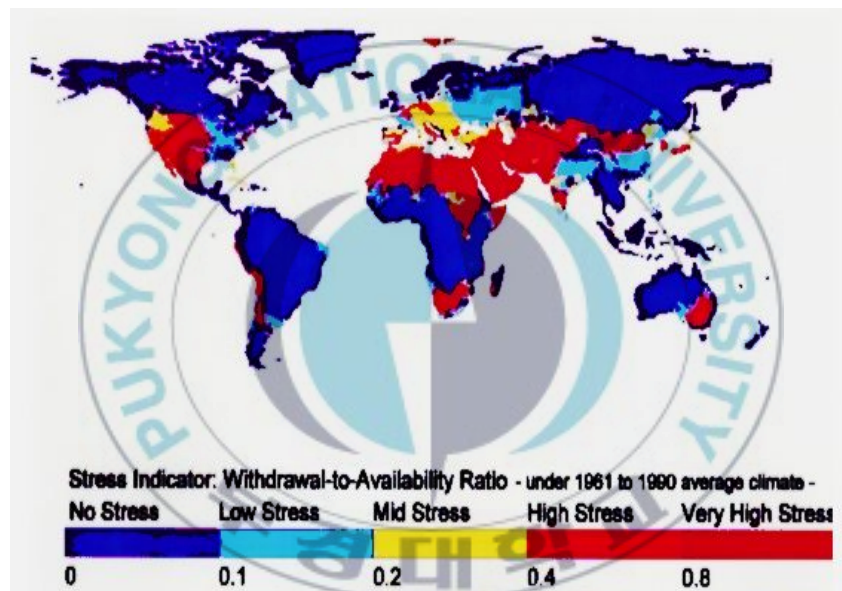


Fig. 2.1 Water stress of world(GAP 1.1 CESR Kassel
 - 10 August 1999).

. 안정적인 수자원 확보를 위한 좋은 방법은 댐을 건설하는 것이나 환경적
 인 문제를 야기하기 때문에 다른 대안으로 물의 재이용을 이용한 수자원
 재이용 연구가 많이 이루어지고 있다. 물을 재이용 하는 것이 기존의 수처
 리 공정보다 효율적일 수도 있다고 연구에서 드러난 바 있다(2008.10 한무
 영 ; 적극적인 빗물관리에 의한 기후변화의 적응방안). Fig. 2.2에서 우리나

라의 물 사용량 증가와 물 공급량 증가를 나타내었다. 물의 공급이 수요를 받쳐주지 못하는 것을 알 수 있다. Fig. 2.3에서는 물 재이용의 일환으로서 재이용의 처리 설비 방법을 간단히 나타낸 그림이다.

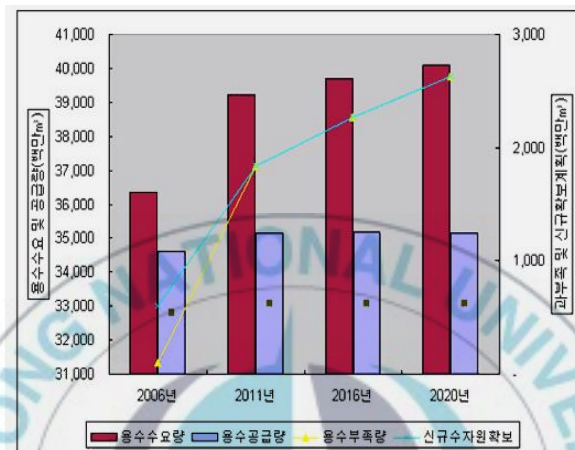


Fig. 2.2 Water Vision 2020(MLTM, 2001,7).



Fig. 2.3 Reuse process of wastewater treatment(Ministry of Environment republic of Korea, 2005).

2.1.2 국내외의 하수처리수의 재이용 현황

Fig. 2.4에서와 같이 국내의 물 사용량은 해마다 증가하는 추세이다(수자원 장기 종합계획, 2006). 이러한 물 사용량의 증가를 맞추려면 물 생산량을 늘려야 하는데, 최근 강수량은 증가하는 경향을 보이나 여름철 집중호우 형태로 내리고 겨울철에서 봄철까지의 강수량은 오히려 줄어들어 가뭄 발생빈도는 오히려 증가(08년 이후 전국 강수량은 615 mm로 평년 강수량 875 mm의 70% 수준)하고 있다. 이로 인한 문제로 인하여 댐 저수율, 지

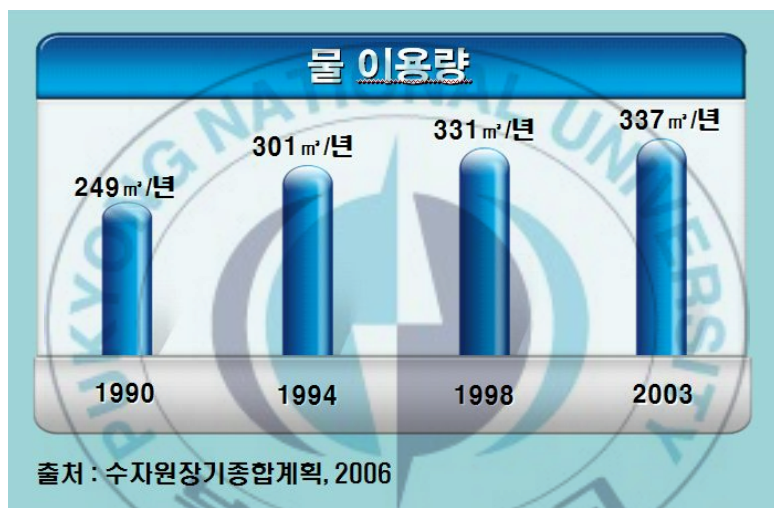


Fig. 2.4 Consumption of water of one person (MLTM, 2006).

하수위가 줄어드는 등 물의 공급량이 늘어나지 않는 문제가 발생하게 된다. 이는 곧 심각한 용수부족 문제를 가져와 향후 우리 생활 전반에 걸쳐 심각한 문제가 될 수도 있다. 이와 같은 문제를 해결하기 위해서 해수담수화(desalination), 하수재이용, 우수의 중수도 이용 등 다양한 방법이 연구되고 있는 실정이다.

현재 가장 많은 연구가 이루어지고 있는 분야는 해수담수화 공정이나, 하

수재이용 역시 연구가 활발히 이루어지고 있다. 또한 하수재이용 비율을 높이는 방향으로 정책이 이루어지고 있다. Fig. 2.5에서 하수 재이용 증가량을 설명하고 있다.

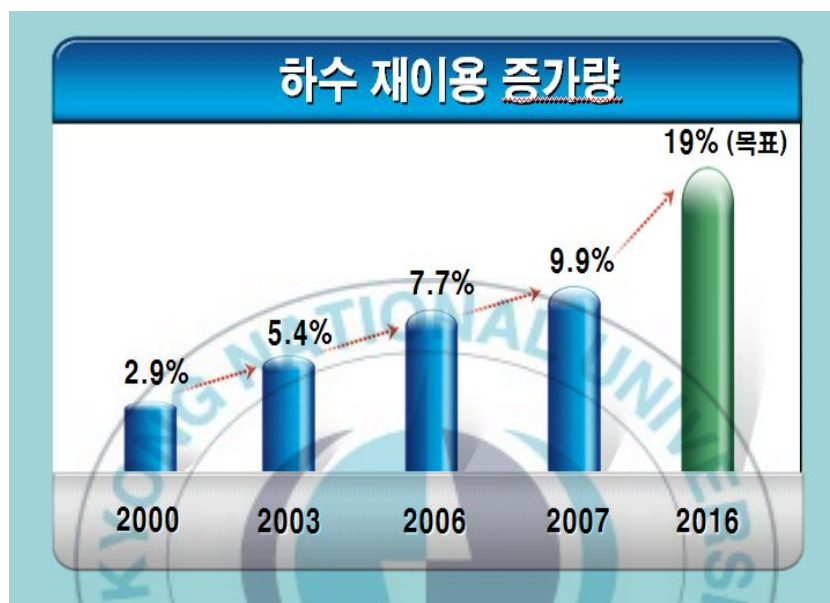


Fig. 2.5 Increase of reused wastewater(MLTM, 2006).

Fig. 2.6에서 우리나라의 하수재이용수 이용 부분을 조사한 내용이다. 먼저 우리나라의 하수 재이용 분야를 살펴보면 전체 재이용수중 주로 처리장(58%)과 하천유지용수(30.2%), 농업용수(6.3%)등으로 이용을 하고 있고, 공업용수 등 다른 부분으로의 이용은 적은 실정이다. 이 자료를 보면 하수 재이용수는 주로 요구 수질 기준이 낮은 부분에서 주로 이용됨을 알 수 있다. Table 2.1에서 국내의 하수처리량 중 재이용량을 나타내었다. Table 2.2에서 외국의 하수처리수 재이용 사례를 나타내었다. 국내에 비해서 공업용수로서의 이용량이 많은 것(싱가포르 80%등)으로 나타났다. 이로 미루어 보아 차후에 하수재이용 비율 중 고도처리를 통한 공업용수와 기타 이용분

야로의 처리수의 이용분야의 확대가 필요함을 알 수 있다.

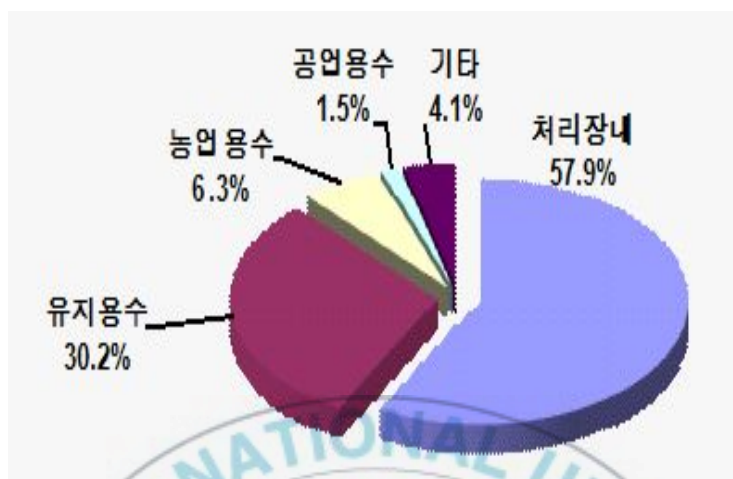


Fig. 2.6 The use of reused wastewater(BECO, 2007).

Table 2.1 The use of reused wastewater(BECO, 2007).

사업소	하수 처리량 (m ³ /일)	재이용량(m ³ /일)			재이용율(%)		
		계	장 내	장 외	계	장 내	장 외
계	1,280,411	80,576	65,422	15,145	6.29	5.11	1.18

Table 2.2 The use of reused wastewater of world(BECO, 2007).

구 분	주 요 용 도		
	조경용수(%)	농업용수(%)	공업용수(%)
미국(플로리다)	44	19	15
싱가포르	-	20	80
일 본	45	14	24

2.2 하수처리수의 재이용 기술

2.2.1 하수처리수 재이용 전처리 기술

화학적 응집은 침전, 여과의 전처리로서 이들 공정의 효율성을 증대시켜 운전시간이나 수질등의 개선을 위해서 사용되는 방법이다. 이번 연구에서는 직접여과의 성능을 개선하기 위해서 전처리로서 응집공정을 사용하였다. 다음에서 응집의 특성과 그 메커니즘에 대해서 설명하였다.

(1) 응집 메커니즘

일반적으로 수중의 용존성 물질은 음전하를 띤 콜로이드성 물질이다. 이러한 물질을 제거하기 위해서 화학적 처리 방법인 응집을 이용한다. 응집이란 콜로이드 및 수중의 부유물질들을 모아서 침전시키는 것을 말한다. 응집은 수중에 부유하고 있는 물질을 다른 물질의 표면에 부착하는 경향을 증가시키는 것으로 소수성 물질이 친수성 물질보다 응집이 더 잘 일어나는데 그것은 금속 가수분해 중들과의 결합성이 더 좋기 때문이다. 수중에서 $0.01 \sim 1\mu m$ 이하의 물질을 콜로이드라 하고, 이보다 큰 물질을 부유물질이라고 한다. 보통 용존상과 부유물을 나누는 기준은 $0.45\mu m$ 이다. NOM은 크기가 작은 콜로이드성 물질이므로 응집으로 제거가 어렵게 된다. NOM은 응집제에 의한 흡착에 의해 enmeshment 과정을 통해 floc을 형성하므로 하수처리에 있어서 이를 고려하여 처리하여야 한다.

가. 금속염 응집제의 가수분해

흔히 응집제로써 사용하는 금속염은 양전하를 띤다. 주로 Al과 Fe를 많이 사용한다. 다음 그림은 수중에서 Al의 가수분해 반응을 나타낸 것이다. 가수분해 생성물이 형성되는 조건은 수중의 pH에 의한 영향을 많이 받는다.

그중에서 특히 응집에 영향을 미치는 중(polymer)의 생성이 응집에 있어서 보다 중요하다.

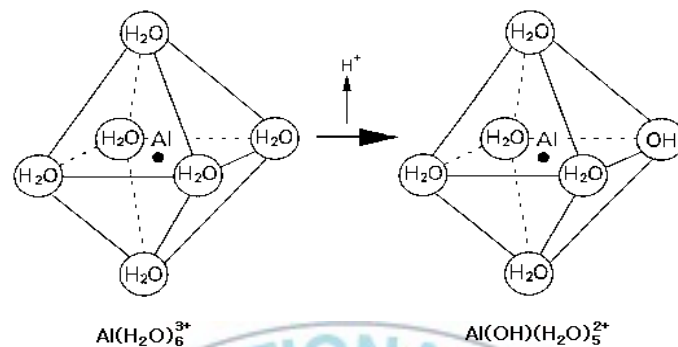


Fig. 2.7 Deprotonation of the aquo aluminum ion
Initial step in aluminum hydrolysis

Fig. 2.7과 같이 수용액에서 알루미늄은 여섯 개의 물분자로 둘러싸여 물분자의 산소와 강하게 결합된 상태로 존재한다. 그러나 수중에서는 이러한 물분자의 산소와 수소의 결합은 약해져서 수소분자가 용액상으로 해리되려는 경향을 갖는다. 이를 가수분해(hydrolysis)라하고 이때 생성된 물질을 가수분해산물(hydrolysis products)라 한다. 즉 가수분해는 산에서 물로 H^+ 가 전달되는 반응이라 정의할 수 있다. 이처럼 수용액에서 알루미늄은 가수분해하려는 강한 경향이 있으며, 가수분해의 산물로는 monomeric species, polymeric species, precipitate ($\text{Al(OH)}_{3(s)}$)가 있다. Monomeric species은 하나의 중심이온을 갖는 착화합물(ex, AlOH^{2+})이며, 하나 이상의 중심이온을 가질 경우 polymeric species(ex, $\text{Al}_3(\text{OH})_4^{5+}$)라 한다. Table 2.3은 각 알루미늄 가수분해 반응과 평형상수를 나타낸 것으로 Table 2.3의 상수들을 이용하여 알루미늄 수산화물의 용해도를 Fig. 2.8와 같이 나타내었다. Table 2.5에 나타낸 반응에서 금속 수산화 착화합물이 형성될 때 수소이온들이 유리됨을 알 수 있다. 따라서 용액의 pH에 따라 생성되는

가수분해 종들과 그에 따른 알루미늄의 용해도 관계를 알 수 있다.

Table 2.3 Equilibrium constants of aluminum hydrolysis.

Reaction	log K (25°C)
(1) $\text{Al}^{3+} + \text{H}_2\text{O} = \text{AlOH}^{2+} + \text{H}^+$	log $K_{11} = -4.97$
(2) $\text{Al}^{3+} + 2\text{H}_2\text{O} = \text{Al(OH)}_2^{2+} + 2\text{H}^+$	log $K_{12} = -9.3$
(3) $\text{Al}^{3+} + 3\text{H}_2\text{O} = \text{Al(OH)}_3^+ + 3\text{H}^+$	log $K_{13} = -15.0$
(4) $\text{Al}^{3+} + 4\text{H}_2\text{O} = \text{Al(OH)}_4^- + 4\text{H}^+$	log $K_{14} = -23.0$
(5) $2\text{Al}^{3+} + 2\text{H}_2\text{O} = \text{Al}_2(\text{OH})_2^{4+} + 2\text{H}^+$	log $K_{22} = -7.7$
(6) $3\text{Al}^{3+} + 4\text{H}_2\text{O} = \text{Al}_3(\text{OH})_4^{5+} + 4\text{H}^+$	log $K_{34} = -13.94$
(7) $13\text{Al}^{3+} + 28\text{H}_2\text{O} = \text{Al}_{13}\text{O}_4(\text{OH})_{24}^{7+} + 32\text{H}^+$	log $K_{13, 32} = -98.73$
(8) $\text{Al(OH)}_3(\text{am}) = \text{Al}^{3+} + 3\text{OH}^-$	log $K_{\text{am}} = -31.5^*$
(9) $\text{Al(OH)}_3(\text{s}) = \text{Al}^{3+} + 3\text{OH}^-$	log $K_{\text{so}} = -33.5^*$

* From Dempsey (1984) ; others from Mesmer and Baes(1976).

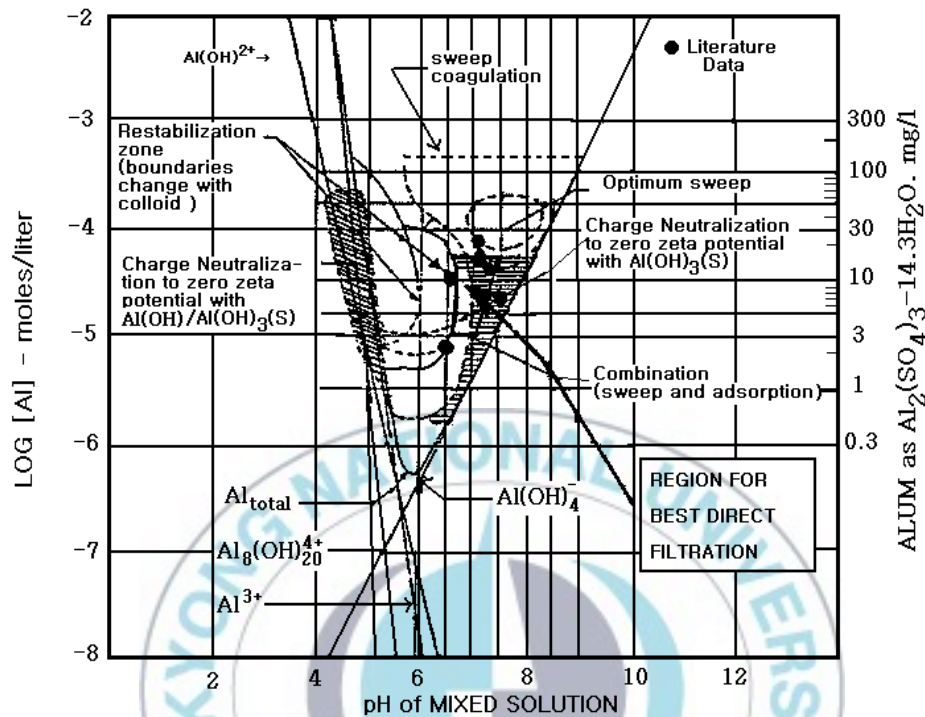


Fig. 2.8 Alum coagulation diagram(Amirtharajah and Mills, 1982).

나. 응집 메커니즘

응집이 일어나는 원리는 수중의 입자들이 음의 전하를 띠고 있다는 성질을 이용하여 양전하를 띤 응집제를 주입하여 입자의 전하를 중성을 띠게 하여 서로 뭉치게 만드는 것이다. 입자의 전하가 중성에 가까워 질수록 입자간의 반발력이 줄어들어 더 잘 뭉치게 된다. Fig. 2.9는 입자의 전기 이중층과 zeta potential을 나타낸 그림이다. 수중에 응집제가 들어가게 되면, 전기이중층의 압착이 이루어지게 되고, 이것은 곧 입자간의 반발력을 줄이는 결과를 가져와서 입자들의 응결이 일어나게 된다.

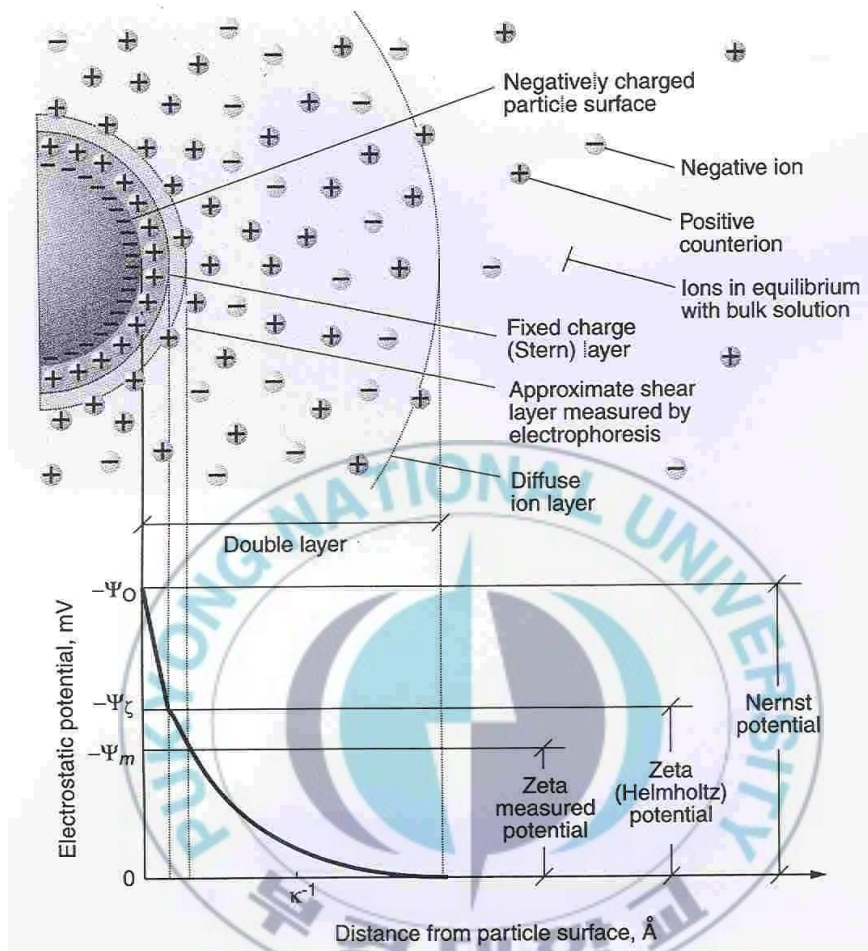


Fig. 2.9 Structure of the electrical double layer(It should be noted that potential measured at the shear plane is known as the Zeta potential, also that the shear plane typically occurs in diffuse layer)

Fig. 2.10에서는 zeta potential이 응집제가 주입됨에 따라 전하가 중성을 띠는 것을 나타낸 그림이다. 응집제를 주입하는 경우 전기 이중층이 줄어들게 된다. 이는 즉 zeta potential값 역시 줄어든다는 것을 의미한다. 이를

전기이중층 압착이라 한다.

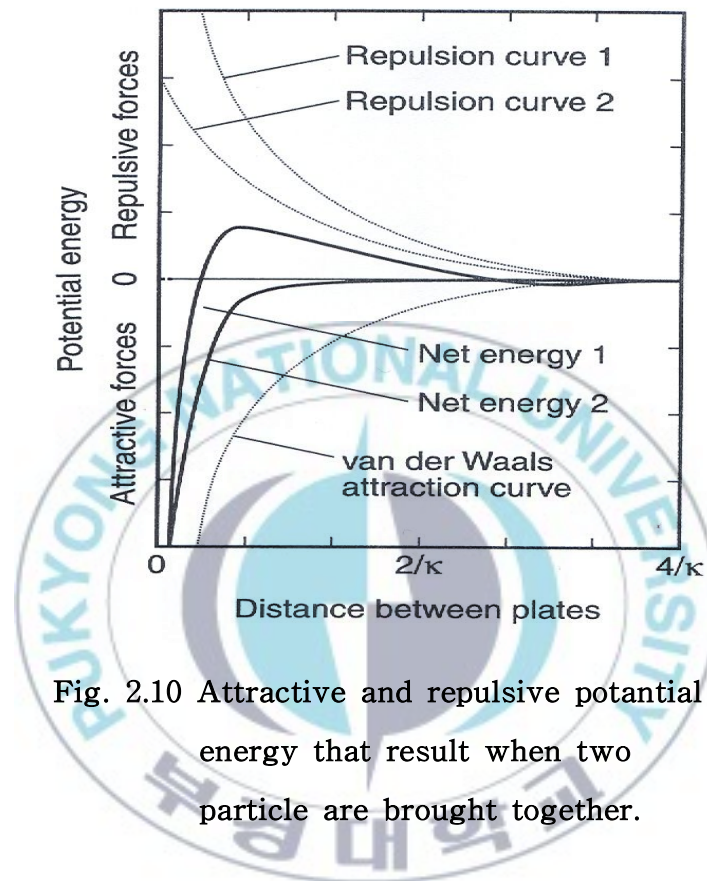


Fig. 2.10 Attractive and repulsive potential energy that result when two particle are brought together.

Fig. 2.11은 Hydrolyzing metal coagulants 반응을 나타낸 것이다. 작은 입자나 NOM이 함유된 물에 응집제를 첨가하여 Hydrolyzing metal coagulants가 생성되었을 때 일어나는 반응 경로를 그린 것이다. 만약 응집제 주입량이 충분하고 물리 화학적 반응성이 충분하다면, 가수분해 생성물은 집합(플록화)이 일어날 것이다. 각 반응들을 아래에 설명하였다.

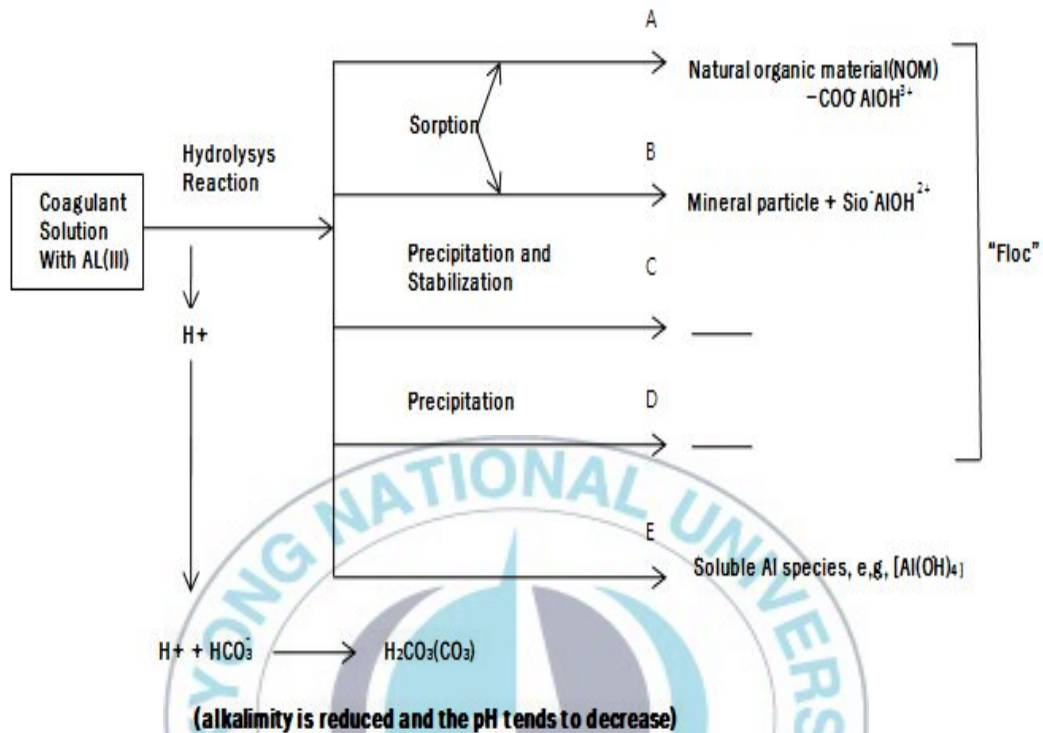


Fig. 2.11 Reaction pathways that hydrolysis products may follow when an HMS coagulant is added to water with particles or NOM.

A와 B과정은 오염입자 표면에서 'metal binding site'와 금속 가수분해 생성물의 반응을 묘사하고, '자연 유기물질'과 결합한 '용존성 가수분해 생성물질' 생성과정을 포함하고 있다. Dempsey, Bottero, Bersillon(1989)은 용존성 NOM과 결합하는 용존성 가수분해 생성물은 HMS응집제에 의한 NOM의 제거 과정에 상당한 영향을 미치는 과정은 아니라고 보았고, 모든 조건을 위한 침전입자위에 NOM의 흡착 과정이 모든 상태를 제어한다고 하였다.

만약 결합 기질이 가수분해 생성물의 농도에서 충분한 결합력을 가지고

있고 기질이 Al과 Fe가수분해 생성물에 친화력을 가지고 있다면, 모든 가수분해 생성물은 필연적으로 표면에서 분리되지 않는 반응(비가역반응)이 일어난다. 이 반응 과정에서 따라 생성되는 가수분해 생성물은 금속 수산화 침전물의 생성에 이용될 수 없다.

점토나 미생물같이 음전하를 띤 물질의 경우 양전하를 띤 금속 수산화 생성물과의 site-bond에 의해서 중화되고 그로 인해 입자나 부유물들은 불안정화 될 것이다. 왜냐하면 전하를 띤 용존성 물질들은 이미 전하로 인하여 서로 결합하여 있거나 반발력으로 인해 일정한 거리를 유지하고 있기 때문이다. 이것을 ‘전하중화에 의한 응집’이라고 한다.

예를 들면, 표면에 음전하를 띤 실리카입자의 가수분해 흡착 반응은 다음과 같이 될 것이다.



위 식에서 보듯이 양전하를 띤 알루미늄 가수분해 생성물과 결합한 실리카의 총 전하는 +1이다. 알루미늄염으로 처리한 이후의 실리카 입자는 $\equiv SiO^-$ 와 $\equiv SiO^- Al(OH)_2^+$ 는 같은 평형상수를 가질 것이다. site의 표면 전하는 0이 될 것이고, 앞서 언급된 콜로이드 안정에 관한 이론에 따르면, 부유물질내의 입자는 표면 전하가 중화됨으로 인해 불안정하게 된다.

플록안정화가 필요치 않거나 요구되지 않는 전형적인 직접 여과 공정시스템을 가진 몇몇 큰 정수처리 공정에서 응집제 첨가 방향은 ‘표면의 전기적 중화’에 초점을 둔다. 전기적 중화에 요구되는 양전하의 양은 부유물질의 총 표면적 농도와 입자 표면의 기질 밀도에 비례한다. 또한 용액의 pH농도와 가수분해 생성물을 생성하는 site-binding 음이온과 양이온 역시 그 반응 요소가 된다. 만약 회석 부유물과 함께 전기적 중화가 불안정화에 이

용되면, 플록형성 비율이 금속 산화 침전물이 형성되어 얻는 양보다 많이 감소하게 된다. 즉 응집시 바닥에 가라앉는 물질의 양이증가 된다.

C and D 반응은 금속 수산화 침전물과 용존성 금속 가수분해 생성물 A와 B 조건이 필수적으로 일어난 다음 형성이 일어나기 시작한다. Edawald와 VanBenschoten은 충분한 농도비에서 용액속의 surface site와 metal-binding의 가수분해 생성물의 친화적인 관계의 의존성 반응 경로를 논의했다. 결합 금속 가수분해 생성물의 양이 상대적으로 낮을 때, binding site의 반응과 bulk solution 안의 금속 수산화 침전물의 형성은 동시에 일어난다.

NOM속에 있는 금속 수산화물이 침전하기 시작할 때, 더 소수성이고 높은 분자량을 가진 NOM의 입자들은 경로 C에서 보듯이 흡착과 피복 형성이 일어난다. 이 과정은 흡착성 NOM을 가진 물에 대해 상당한 양의 응집제 주입량을 발생시킨다. 흡착된 NOM의 밀도가 높다면, 미세결정 입자들은 순수한 표면 음전하를 가질 것이고, 안정된 상태를 유지할 것이다.

HMS 주입량이 증가하게 되면 미세결정입자의 표면면적농도는 증가하고, 입자의 단위면적당 흡착되는 NOM의 양은 감소하게 된다. 마지막에는 높은 HMS 주입에서는 표면에서 양전하를 띤 입자를 안정시킬 수 있는 음전하를 띤 NOM이 충분하지 않게 되고, 부유물질은 불안정 하게 되고, 흡착된 NOM이나, 금속 수산화물 침전물로 인해 플록이 형성된다. 불안정화 되는 지점까지 요구되는 응집제 주입량은 수중의 NOM 초기 농도와 비례한다. 그 근거로 초기의 금속 수산화 침전물은 초기 양전하 이온에 비례하는 것이다. 초기 금속 수산화물의 표면 전하의 다른 점들은 주어진pH에서, 수산화철이 Alum보다 더 많은 응집제 주입량을 요구하는지에 대해 설명한다. 에드워드는 HMS 응집제를 사용하여 NOM을 제거하는데 염기성에서 NOM 흡착 메커니즘을 사용하였다.

응집제 주입 요구량에서 초과되는 응집제 주입은 눈에 보이는 플록을 빠르게 형성한다. 이과정을 sweep flocculation 혹은 enmeshment라고 한다. 대부분의 경우 부유물질의 침전 농도가 증가하면 플록형성 비율이 증가한다. enmeshment에 의한 플록형성은 금속 수산화침전물 입자의 상호작용과 오염물질 입자간의 충돌, 두 가지 경우에 의해 일어난다. 침전물과 반응하는 오염입자의 metal-binding site는 단순 가수분해 생성물과 NOM이 차지할 것이고, 가능하면 입자 표면에서 흡착을 할 것이다.

이로 인해 pH6.5 이하의 낮은 희석수에서도 미세결정 입자의 안정화와 높은 표면 양전하를 띤 입자의 확산이 가능하다. floc 분리 과정에 의해 콜로이드성 침전물 제거에 의해 전하 역전이 발생하면 이것은 불가능하게 된다. 너무 낮은 pH에서는 플록이 형성되지 않는다.

낮은 pH의 희석수에서의 수처리에서 전하 중성에 의한 불안정화는 상대적으로 낮은 응집제 주입량으로 처리 가능하다. 주입량이 증가하고 안정한 콜로이드성 입자가 형성되면 흡착된 가수분해 생성물의 양전하에 의해 재안정화된다. 안정화된 floc은 낮은 pH에서 형성되지 못한다. Dentel의 'HMS 응집제를 사용한 응집의 침전 전하 중화 모델'은 부유물의 불안정화는 금속 수산화물이 최고로 용해된 이후 포화상태에서 생성된다. 음전하를 띤 헥테로고리 화합물에 양전하를 띤 작은 입자들이 결합하여 중화가 된다. 이 이론은 침전물이 생성된 이후 입자 표면의 용존성있는 가수분해 종의 이해를 설명하지는 못하지만 그것이 일어나는 것을 알려 줄 수 있다.

경로 E는 HMS가 용존성 금속가수분해종을 생성하는 것을 묘사한다. 주어진 응집제 주입과 응집제 주입량 때문에 생성된 플록화 금속 가수분해 침전물의 양은 용액의 최종 pH에 달려 있다. 만약 최종 pH농도가 금속 수산화 침전물의 최소 용해가능성에 가깝다면, 침전량은 최대가 될 것이고, 수중에 존재하는 금속이온 잔류물은 최소화 될 것이다. pH의 최소 용존성

은 알루미늄 수산화물은 6이고 철수산화물은 8이다. 최종 pH는 물의 최초의 알칼리도와 응집 용액에 의해 시스템 내에 첨가되거나 생성된 수소이온 농도의 양에 의해 결정된다. 수소이온의 양은 응집제의 활성도에 의해 정해진다. 앞서 정의되었듯이 효과적인 산도는 응집제 주입량과 요액의 최종 pH에 의해 관련되어진다.

금속염 응집제는 수중에서 위와 같은 반응을 거치면서 수중의 콜로이드 혹은 입자상 물질에 직접 혹은 수화물과의 가교작용으로 floc을 형성하여 수중의 오염물질을 제거하는 역할을 하게 된다.



2.2.2 여과 공정

(1) 여과 메커니즘

급속여과에서의 입자제거 메커니즘은 여러 가지가 있다. 비교적 큰 입자들은 간단하게 거름작용(straining)에 의해서 제거되지만 미세 입자들은 transport mechanism이나 attachment mechanism에 의해 제거된다. Fig. 2.12에서 여과시 transport mechanism에 의한 입자제거 메커니즘을 나타낸 것이다. Fig. 2.12와 같이 수중의 입자는 중력이나 수류에 의해 이동하다가 여재에 포획되어 제거되어 지는데, 이러한 작용의 세부적인 내용은 거름작용(straining), 차단작용(interception), 브라운운동에 의한 확산작용(brownian diffusion), 유체역학의 방해(hydrodynamic retardation)이 있으며, 이러한 각각의 작용들에 의해 입자가 제거된다(Letterman, 1991).

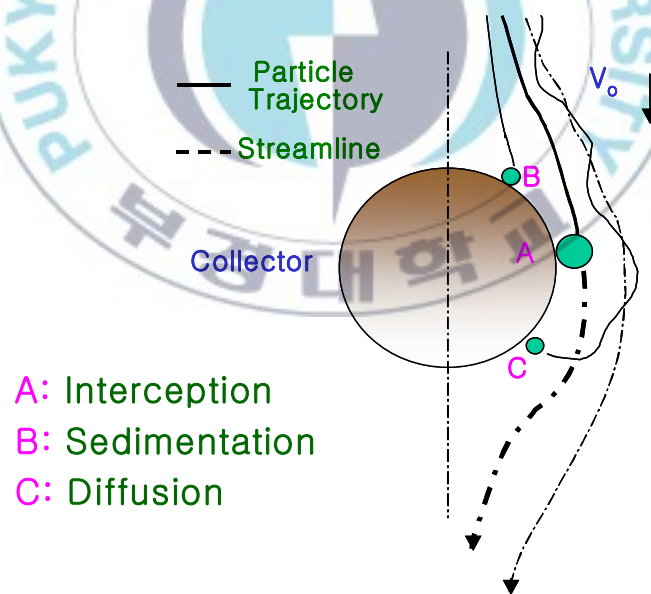


Fig. 2.12 Modes of action of the basic transport mechanism(Montgomery 1985).

이러한 transport mechanism의 세부적인 과정은 다음과 같이 발생되어진다(Letterman, 1991).

Straining

Straining 현상은 공극을 따라 흐르는 과정에서 유체중의 입자가 여재의 공극보다 클 경우 여재에 걸려서 제거되는 것으로 여재입자에 대한 부유입자의 입경비율이 0.2 이상일 때 발생된다(Herzig *et al.*, 1970).

Interception

차단(Interception)에 의한 입자의 제거는 입자가 유체의 흐름에 따라 이동하다가 여재의 표면에 도달하여 접촉함으로써 제거되어진다. 여재의 크기보다 제거되는 입자의 크기가 더 클 때 여재에 의한 차단이 더 많이 일어나는 경향이 있다.

Sedimentation

중력에 의한 결과로서 입자의 밀도가 액체보다 큰 경우 침전이 일어나게 되며, 침전속도는 입자의 크기, 형상, 질량에 따라 좌우된다. 입자의 침전속도가 유체의 간극속도보다 현저하게 클 경우 유체의 궤적을 가로질러 여재의 표면에 침적되게 된다. 작은 밀도를 가진 큰 입자들에 있어서 차단과 침전은 입자의 제거에 있어 모두 중요하며, 입자의 밀도가 증가할수록 침전이 지배적이게 된다.

Brownian diffusion

미세크기 입자(예, 바이러스)의 여재 표면으로 이동은 대개 브라운 운동에 의해 이루어진다. 브라운 운동은 콜로이드 입자가 유체의 분자와 충돌

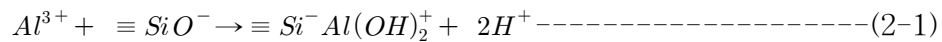
에 의해 발생하며 일정하고, 작은 규모로 무작위적인 운동으로 입자의 여재표면에 아무렇게 붙는 현상이다. 이 메커니즘에 의한 입자의 전달율은 액체의 온도가 증가할수록 입자의 크기가 작을수록 증가한다.

Hydrodynamic retardation

여재표면의 근처에 있는 입자에서, 입자와 여재사이로 유체는 흘러가게 된다. 이 유체의 운동은 입자들 사이로 천천히 접근하며, 입자의 회전을 유발시킨다. 이러한 현상을 유체역학적 방해(hydrodynamic retardation)라 하며, 이는 부유물질의 크기, 여재의 크기, 점성의 증가와 같은 인자에 따라 증가하게 된다.

또한 attachment mechanism은 입자의 표면-상호작용역이 지배적인데, 이는 앞서 응집이론과 마찬가지로 입자의 이중층 반발력과 Van der Waals force에 의한 상호작용으로 나타낼 수 있으며, 응집제 주입에 의한 입자의 반발력을 감소시킴으로서 여재의 표면에 입자가 부착되어 제거되는 현상이다. 이러한 이중층 압축 이론은 비슷한 전하를 띤 입자사이들 사이에서 정전기적 반발력에 기초를 둔 것으로, 반대 전하를 띤 이온이 입자사이를 둘러쌀 때 정전기적 반발력이 감소되어진다. 일정한 농도를 가진 이온에 의해 이중층은 이론적으로 인력으로 인해 입자들을 결합시킬 수 있는 정도까지 압축되어 질 수 있다. 즉, 수용액내의 전해질 농도가 높으면 입자를 둘러싸고 있는 분산층의 반대이온 농도가 높아지게 되어 정전기적인 중화를 유지하기 위하여 분산층의 두께가 감소하게 된다(Amirtharajah and O'Melia, 1990). 이러한 이유로 비슷한 크기의 콜로이드 입자사이에 존재하는 반발력의 범위는 감소하게 되고, 입자간 Van der Waals 인력이 강하게 작용하여 정전기적 안정화 상태가 사라지게 된다. 특히 이러한 입자의 전하중화는 응집과 여과에서 중요한 메커니즘으로 작용하는데, 예를 들면

음전하의 표면 영역을 가진 silica 입자($\equiv \text{SiO}^-$)에 대하여 가수분해-흡착 반응은 식 (2-1)과 같이 표현할 수가 있다.



식 (2-1)에서 양전하의 Al(III) 가수분해 생성물과 결합된 silica의 전체적인 전하는 +1이 된다. Al(III)염으로 처리한 후의 silica 입자는 전체 표면의 전하가 0이 되고, 현탁액에서의 입자들은 표면전하중화의 mechanism에 의해 불안정화되어 silica 표면에 쉽게 부착되어 질 것이다.

한편 Tchobanoglous와 Eliassen(1970)은 생물학적 처리를 마친 2차 처리수의 여과를 통한 부유물질의 주 제거 메커니즘은 straining이라고 하였으며, 이외도 비교적 적은 영향을 미치는 차단과 흡착 등의 메커니즘도 있다고 하였다. Fig. 2.13은 입상여재에서 여러 가지 작용에 따라 입자의 제거 메커니즘을 세부적으로 나타낸 그림이다. Fig. 2.13에서 폐수에 있는 작은 입자의 제거는 두 가지 단계를 포함하는데, 하나는 입자의 수송(transport)에 의해 또는 표면 근처에서 제거되며, 두 번째는 흡착 및 응결 등의 제거 메커니즘에 의해 제거된다.

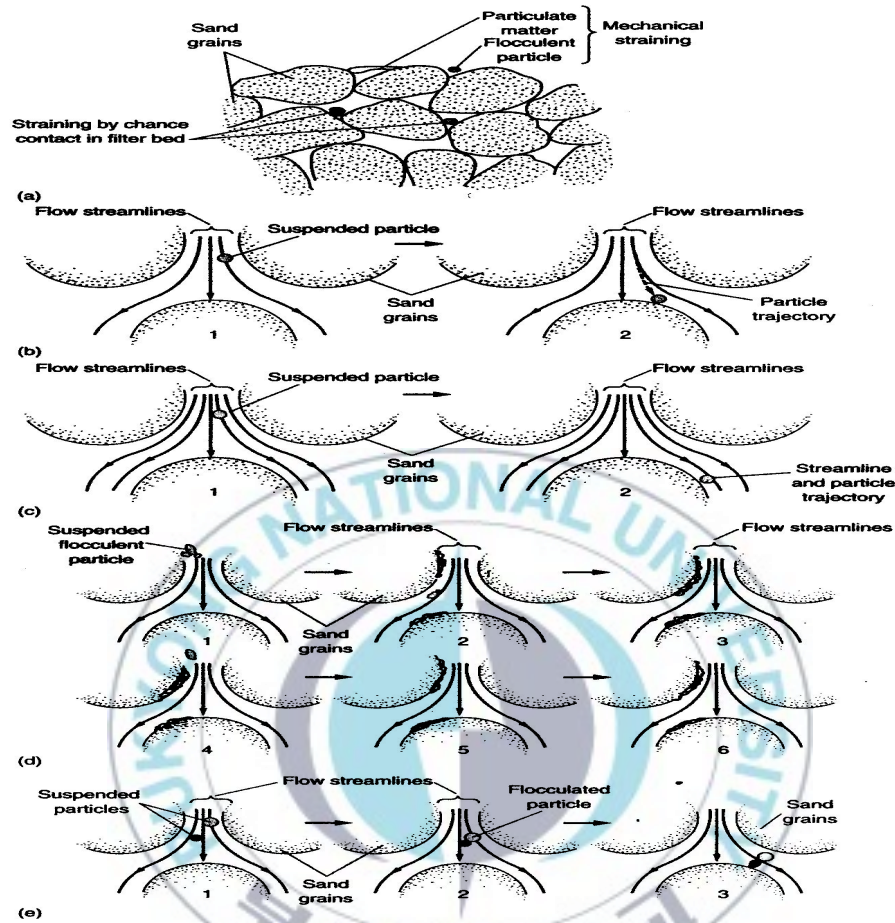


Fig. 2.13 Removal of suspended particulate matter within a granular filter (a) by straining, (b) by sedimentation or inertial impaction, (c) by interception, (d) by adhesion, (e) by flocculation (Tchobanoglous *et al.*, 2003).

(2) 직접여과

직접여과공정은 재래식 수처리 공정에서 침전지를 제외한 급속혼화, 완속혼화, 여과공정으로 이루어져 있다. 이러한 직접여과공정의 적용은 비교적 수질이 양호한 지하수나 지표수 처리에 이용되며, 한편 Cleasby *et al.*(1984)는 AWWA의 적용기준이 탁도를 제외하고는 너무 낮게 고려했다고 하였으며, 조류의 농도가 낮은 시기에는 alum 응집제 단독 적용시 탁도의 한계를 12NTU 까지 적용가능하다. 직접여과공정은 동일한 수질의 처리측면에서 재래식 방법에 의한 처리보다 이점이 많은데, 침전을 위한 플록 형성이 필요한 재래식 처리방법이 아닌 직접여과에서는 여과 가능한 작고 단단한 pinpoint 크기의 플록을 형성함으로써 목표하는 수질을 얻을 수 있다(Letterman, 1999).

따라서 직접여과공정을 적용하는 가장 큰 이유는 재래식 처리공정에 비해 침전지를 사용하지 않으므로 부지비용의 절감과 함께 적은 응집제 주입량으로 화학약품의 비용의 절감과 이로 인한 슬러지 발생이 적다는 점을 들 수 있다. 하지만 이러한 장점에 비해 몇 가지의 단점도 있다. 먼저 높은 탁도 또는 높은 색도의 원수가 갑자기 유입 시 이에 대응하는 운전조작이 어려운데, 이는 계절적인 요인으로 인하여 발생하는 갑작스런 원수의 수질의 변동에 대응 할 수 있는 시간이 짧기 때문이다. 또한 침전지를 거쳐 여과에 이르는 재래식 공정에 비하여 급격한 수두손실의 증가와 탁도 누출(breakthrough)이 빨리 일어나는 문제점도 지적되고 있다.

직접여과의 초기 단위공정은 급속혼화에서 응집제에 의한 콜로이드의 전하 불안정화를 이루는 것이다. 직접여과의 효율성은 급속혼화공정에서 결정된다고 많은 연구자들에 의해 보고되었다. 특히 Kawamura(1976)는 응집에서 가장 중요한 인자는 응집보조제를 사용하였을 때와 그렇지 않을 때에 따른 적절한 무기 응집제의 주입량이라고 보고하였다. 또한 그는 무기응집

제의 선택이 매우 중요하며, 특히 alum은 가장 효율적이고, 경제적이며 또한 조작이 간단한 응집제 중의 하나라고 보고하였다. Alum을 이용한 응집에 있어서 영향인자로써 alum의 농도와 혼화정도, 입자의 크기 및 특성과 수온, pH, 염의 농도가 있다. Alum을 이용하여 응집시, 응집제 주입량 증가에 따른 빠른 탁도파괴가 나타나는데, Kawamura(1976)는 응집보조제인 폴리머를 사용함에 따라 무기응집제의 사용량을 줄여 이러한 문제를 해결할 수 있다고 하였으며, 더불어 슬러지의 탈수성까지 개선시킬 수 있다고 보고하였다.

한편 직접여과공정에 있어서 완속교반, 즉 응결지의 필요성에 대한 의견이 많은데, Culp(1978)에 의하면 응결공정은 후속공정인 여과공정에 영향을 미치지 않으므로 설치하지 않는 것이 좋다고 보고한 바가 있다. 하지만 Treweek(1979)는 더 높은 수질의 처리수를 얻기 위해서는 응결지가 필요하다고 제시하였다. 직접여과를 위해 적합한 응결시간에 대해서도 다양한 연구가 진행되었다. Hutchison(1976)은 응결시간이 4-5분 이상일 때는 탁도의 파괴가 일어날 가능성이 크다고 보고하였으며, Sweeney와 Prendiville(1974)는 추운 날씨에는 30분, 더운 날씨에는 10분의 응결시간이 필요하다고 보고하였다. Hutchison(1976)과 Hutchison *et al.*(1974)는 여과 후 발생하는 after floc의 형성을 막기 위해서는 응결시간이 3.5분보다 커야 하며, 탁도의 파괴와 빠른 수두손실의 증가를 예방하기 위해서는 응결시간을 10분 이하로 하여한다고 보고하였다. 또한 그들은 3.3℃ 이하의 수온에서 after floc의 발생을 방지하기 위해서는 10분 이상의 응결시간이 필요하다고 하였다. Tate *et al.*(1977)는 13분에서 26분으로 응결시간을 증가하였지만 수질의 개선은 없었다고 보고하였으며, 이때 수온은 9℃로 유지하였다. 한편 직접여과공정을 위한 완속혼화조에 대한 적절한 설계인자는 설정되어 있는 바가 없다(AWWA, 1980). Cleasby(1990a)에 의하면 지표수의

직접여과를 위한 평균 완속혼화시간은 10분 이내, 혼화강도(Gt)는 10,000~25,000에서 가장 좋은 여과효율을 얻을 수 있다고 하였다. 하지만 여전히 완속혼화 공정에 대한 이론적인 이해의 불충분으로 설계에 따른 적용이 효과적으로 이루어지지 못하고 있는 실정이다. 예를 들어 최적의 혼합조건을 설정 하였다 하더라도 유입수의 부유물질 농도와 이때 사용되는 응집제와 응집보조제의 농도 및 종류에 따라 처리효율은 달라지기 때문이다. 이러한 이유로 Cleasby(1990b)는 직접여과를 위한 완속혼합지의 설계는 신중한 설계 계획에 따라 유연하게 혼합강도와 혼합시간을 설정하여야 한다고 하였다.

몇몇 연구자들에 따르면 여과조 내에서 부유성 입자들의 제거는 적어도 두 단계(transport step과 attachment step)와 관계가 있다. 입자의 transport는 기초적인 물리-수리학적 과정이며, 입자의 attachment는 크게 화학적 과정으로 볼 수 있다. Adin *et al.*(1979)는 4가지 물리적 메커니즘인 중력침강, 차단, 분산, 순환에 의해 여과 공극내에서 입자의 transport 메커니즘이 일어난다고 하였다.

(3) 하수처리수의 직접 여과

하수처리수의 재이용을 위한 여과에서 일반적으로 많이 적용되는 여과방식은 입상모래여과가 가장 많이 사용되고 있다. 이러한 입상모래여과는 대개 모래의 입자가 작을수록 부유물질의 제거율이 높지만, 심층여과나 빠른 여과속도에서는 수두손실이 빠르게 증가하게 된다(Adin and Rebhun, 1974; Ives, 1980). Fitzpatrick와 Swanson (1980)은 TSS 제거율과 여과속도는 역관계라 하였으며, Tchobanoglous와 Eliassen (1970)은 여과속도는 TSS 제거에 약간의 영향을 미쳤다고 하였다. 또한 Baumann과 Cleasby(1974)는 2차 처리수의 여과에서 여과수 수질은 여과속도와 유입되

는 부유물질의 농도가 다른 처리에 비해 덜 영향을 미쳤다고 보고하였다. TSS 제거에 따른 여재 입자의 크기는 비교적 적은 영향을 미치지만 수두 손실 증가에는 현저한 영향을 주었다는 연구결과도 있었다(Baumann and Huang, 1974a). 한편 Tebbutt(1971)는 1.0~2.5mm 크기의 여재 입자는 부유물질의 제거에 영향을 미치지 않았지만, 큰 여재의 경우 부유입자의 과과경향이 나타났다고 하였다. 또한 Adin과 Elimelech(1989)는 여재의 입경이 0.7~1.2mm 크기에서 입자의 제거효율이 개선되었다고 하였으며, Bench *et al.*(1981)은 0.45~0.55의 여재 크기에서는 실제로 표층에서만 여과가 이루어져 급격한 수두손실의 증가가 발생하고 결과적으로 비경제적인 운전이 된다고 하였다. 따라서 하수 2차 처리수의 여과에서는 여재의 입경이 적어도 1.2mm 정도의 크기가 요구되어진다. 또한 큰 입경의 여재를 이용할 경우 여층의 깊이가 길어져도 여과수 수질에 대한 개선은 나타나지 않는다(Baumann and Cleasby, 1974).

Fig. 2.14는 Adin과 Elimelech(1989)의 연구결과로 여과속도에 따른 입자의 크기별 제거율을 나타낸 것으로, 입자의 크기가 작을수록 제거율이 낮으며, 높은 여과속도에 비해 낮은 여과속도에서 더 높은 입자의 제거율이 나타나고 있음을 알 수 있다.

한편, 생물학적 처리를 거친 2차 처리수 중의 대부분의 입자들은 매우 부서지기 쉬운 생물학적 미세플록, 유기성 콜로이드와 세포의 파편들로 구성되어 있으며 (Asano, 1998), 이러한 입자들을 여과를 통해 더 많이 제거하기 위해서는 그들의 표면 특성을 화학적으로 변화시켜 줘야한다. 2차 처리수의 탁도가 5NTU보다 적을 경우, 입자의 농도는 대개 낮으며 이러한 물은 낮은 alum 으로 처리 가능하다. 이러한 응집제는 직접적으로 여과조 유입관이나 in-line mixer를 통해 주입이 가능하다. 과량의 alum 주입은 alum 플록으로 인하여 빠른 파과를 유발하여 유출수의 탁도를 증가시키는

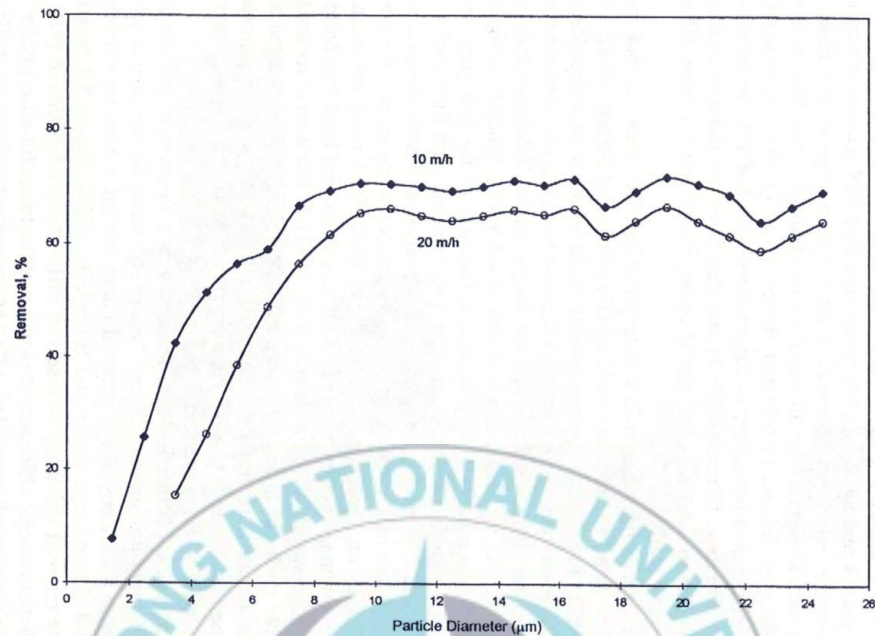


Fig. 2.14 Removal ratio vs particle size for different filtration rates(wastewater reservoir effluents, effective grain size=0.7mm, bed depth=150mm ; Adin and Elimelech, 1989).

결과를 초래할 뿐만 아니라 여과지를 통과한 유출수에서 후속침전물 (post-precipitation) 형성을 야기한다. 따라서 alum의 주입량은 여과지로 유입되는 입자의 표면전하의 중성화와 여재 표면에 이러한 입자가 부착할 정도의 양을 주입하는 것이 바람직하다할 수 있다(Asano, 1998).

2.2.3 막분리 공정

막공정은 입자성과 콜로이드성 물질뿐만 아니라 용존물질($0.0001 \sim 1 \mu m$)까지 여과를 하기 위한 공정이다. 분리막(membrane)은 선택적인 물질 이동이 이루어지도록 하는 상(phase)을 말하며, 막세공(membrane pore) 혹은 분획분자량(MWCO, Molecular Weight Cut Off)에 따라 정밀여과(MF, Microfiltration)막, 한외여과(UF, Ultrafiltration)막, 나노여과(NF, nanofiltration)막, 역삼투(RO, Reverse Osmosis)막으로 나눌 수 있으며, Fig. 2.15는 각 분리막의 막세공 및 분획분자량과 그 여과 대상이 되는 물질을 나타내었다.

particle size	atomic/ionic	low molecular range	high molecular range	micro particle range	macro particle range
micrometer		0.001	0.01	0.1	1.0 10.0
nanometer		1.0	10	100	1000 10,000
molecular weight	100 200	1000	100,000 500,000		
solutes	aqueous salt		colloidal silica		yeast cells
	metal ion		virus		bacteria
	sugar		proteins		
	microsolutes				
membrane separation process	electrodialysis				
	diffusion dialysis				
	reverse osmosis				
	nanofiltration				
	gas separation		ultrafiltration		
	pervaporation				microfiltration
	dialysis				

Fig. 2.15 Size ranges of membrane processes and contaminants.

(1) 한외여과(UF) 공정

UF는 압력 구동형 분리공정으로서 용액 속에 포함되어있는 구성물질이 특정 막에 의하여 제거되어진다. 이러한 물질들은 용존성 고분자물질, 에멀전상태의 액상, 콜로이드 물질을 포함한다. UF는 극히 미세의 공극($0.001\sim0.1\mu\text{m}$)을 가진 막을 이용한 여과공정으로 간주되어질 수 있으며, 이러한 UF막의 구성은 얇은 표면층($0.1\sim1\mu\text{m}$)에 다공성 구조의 하부지지층이 지지하고 있다. 분자들의 제거는 표면층에서 이루어지며 미세 다공성 지지층은 유체흐름에 수리학적 저항을 상대적으로 작게 하는 역할을 한다. UF막은 비대칭구조로서 일반적인 여과재와 차이가 있으며 이러한 막은 1cm^2 당 수백만개의 기공을 가지고 있다. 이러한 비대칭구조의 UF에서는 용질이 표면층을 통과하면 막을 투과한다고 할 수 있으며, 이는 공극의 부피를 일정하게 유지하여 flux를 높게 유지할 수 있다(Blatt *et al.*, 1970).

막의 크기는 분리층 공극 안쪽의 크기를 조정함으로써 다양한 MWCO(Molecular Weight Cut Off)를 지닌 UF막을 얻을 수가 있다. MWCO의 분류는 용해되어 있는 분자의 분자량이 특정 MWCO이상의 막에서 배제되는 것으로 특정 지을 수가 있다. 공극의 크기에 따라서 용존성 유기물이 배제되고 용매와 저분자 유기물질은 통과한다. UF 막분리공정은 정수공정 중에서 탁도나 미생물의 제거를 주된 목적으로 사용된다. 또한 MWCO $10,000\sim100,000$ dalton정도의 유기물에 대한 제거를 주목적으로 하므로 이온이나 미량유기물의 제거는 불가능하고 Fig. 2.16에 나타난 바와 같이 고분자물질이나 바이러스, 박테리아 등 모든 종류의 미생물, 무기입자들의 제거가 가능하다.

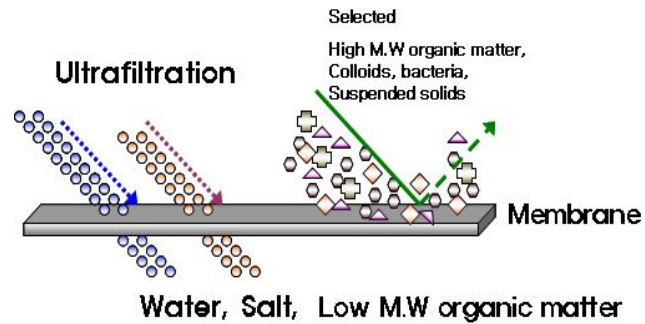


Fig. 2.16 Excluded species by ultrafiltration.

특히 UF 막은 체거름 메커니즘(sieving)에 의하여 $10^{-1} \sim 10^{-2} \mu\text{m}$ 의 크기 이상의 물질을 제거하는데 이용되어지며, 탁도는 0.1NTU 이하까지 제거 가능한 것으로 보고되고 있다(Laine *et al.*, 1989; Jacangelo *et al.*, 1989, 1991).

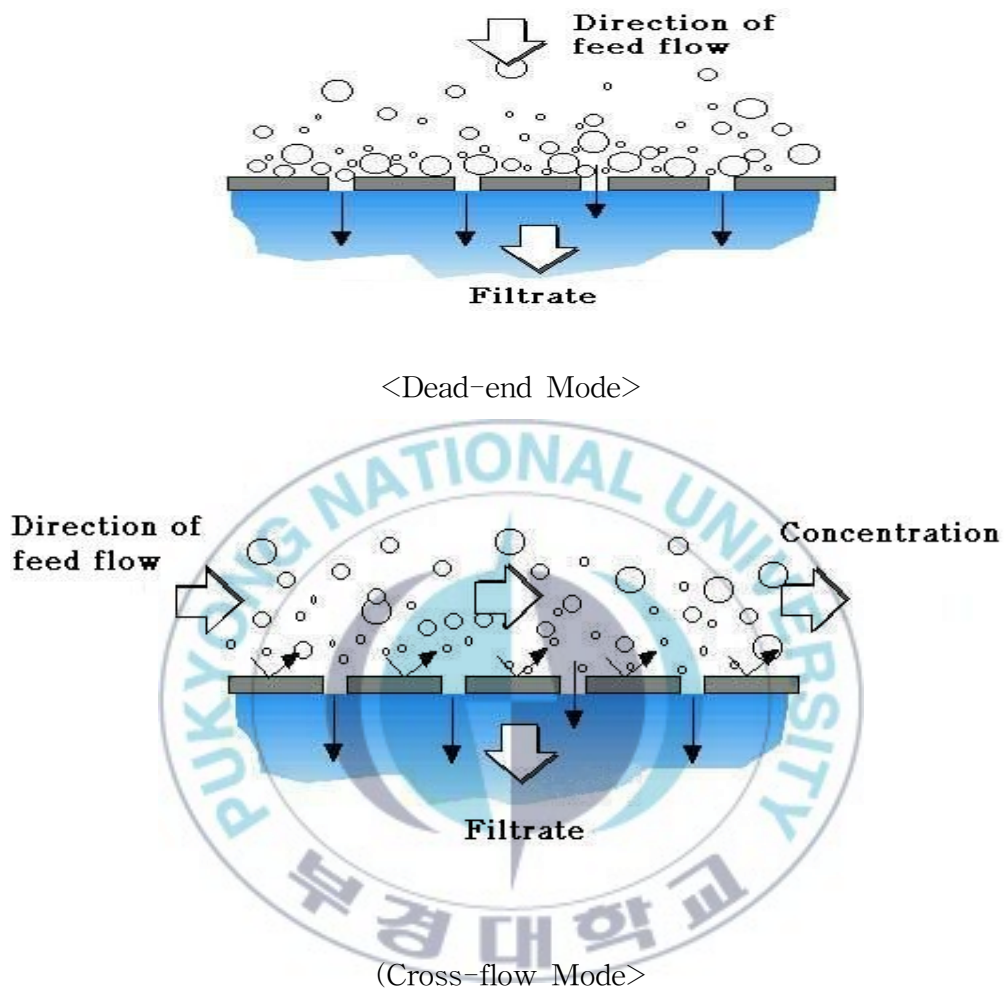


Fig. 2.17 Individual fiber filter flow pattern of dead-end flow and cross-flow filtration.

또한 UF 공정의 운전은 크게 막힘형(dead-end flow)과 십자형(cross-flow)의 2가지 형태로 나뉘어 질 수 있다. Fig. 2.17에 막힘형과 십자형 형태를 각각 나타내었다. 막힘형 형태는 유체의 흐름이 막의 표면에 수직으로 흐르며 막의 표면에서 모든 입자들이 제거되어 축적이 일어나게

된다. 이렇게 제거되어 축적된 입자들은 시간이 지남에 따라 케이크 층을 형성하게 되며 다른 입자들은 형성된 케이크층에서 제거되기도 한다. 그러나 막 분리공정에서는 막 자체에서 충분히 용질을 제거할 수 있다. 이에 따라 막에서 제거된 용질들에 의하여 여과저항을 증가시키고 막에 적용된 압력이 일정하게 유지될 경우 투과 flux 감소를 유발하게 되며, 투과 flux가 일정하게 유지될 경우 적용압력이 증가하게 된다. 그 결과로서 막힘형 형태로 운전할 경우 막에서 형성된 입자들을 제거하기 위해서 주기적으로 운전을 중지시켜야 하는 단점이 있다(Vigneswaran *et al.*, 1991). 이러한 문제를 극복하기 위해서 십자형 형태가 고안되었다. 십자형 흐름 형태는 막힘형 형태와 달리 유체의 흐름은 막의 표면에 수평으로 흐르면서 유체의 일부분이 막을 통과하게 된다. 또한 막의 표면에서 유체가 흐를 때 일정한 속도를 유지하므로 막에 의하여 제거된 물질들은 막의 표면에서 휩쓸려 나가게 되므로 상대적으로 얇은 케이크층이 형성되게 된다. 따라서 막의 표면에서 막힘형 흐름과 같이 제거된 물질의 축적이 크게 일어나지 않으며 보다 높은 flux를 유지할 수 있다. 이러한 십자형 형태는 막에 의하여 제거된 물질이 적용된 막의 전체에서 골고루 분포되어질 때 최대의 효과를 유지할 수 있다(Noble and Stern, 1995).

투과 flux는 용질이 막 근처, 막 표면 및 공극 안에 축적되면 공극을 막거나 막의 공극을 감소시키게 되어 막을 통과하는 투과 flux에 저항을 가해 감소하게 된다. 시간이 지남에 따라 투과 flux 감소는 현저해지고 결국 막 처리 능력은 감소하게 된다. 침적된 물질의 특성과 침적위치는 투과 flux의 거동과 막오염의 가역성을 평가하는데 중요하다. 투과 flux가 감소하게 되는 것은 일반적으로 겔층(gel layer)과 경계층(boundary layer)의 수리동력학적 저항에서 유발된다. 용질이 투과흐름에 의해 막으로 이류이송(convective transport)하면 bulk층으로 용질이 역이동되는 것은 확산에 의

해 일어나게 된다. 이러한 용질의 이동현상들은 결국 균형을 이루고 정상 상태에 도달하게 되는데 이 때 형성된 겔층에서 용질농도는 최대농도에 이르게 된다. 겔층에서 용질의 농도가 높을수록 막표면에서 용질이 서로 결합되는 경우가 더 많아지게 되는데 이로 인해 결국 막오염이 일어나게 된다. 겔층의 밀도가 높아지면 매우 높은 압력에서도 투과 flux 거동은 막에 적용되는 압력에 영향을 받지 않는다. 압력이 증가하면 겔층은 더욱 더 두꺼워지고 밀도는 높아지게 되는데 압력이 증가하면 초기 flux는 증가하나 시간이 지남에 따라 투과 flux는 다시 감소하게 된다. 이러한 투과 flux의 감소는 막오염(fouling)에 의해 유발되며, 지표수처리에 사용되는 막은 막오염에 의해 일반적으로 일주일에 한 번 또는 3달에 한 번씩 세척이 요구된다(Van Paassen *et al.*, 1998).

일반적으로 막오염을 유발하는 요소는 DOM(Dissolved Organic Matter)의 특성, bulk 용액, 막 표면 특성 등이 있다. DOM의 특성에 의해 흡착에 영향을 주는 인자로는 hydrophobicity, charge density, molecular weight가 있으며, bulk 용액에 의한 영향인자로는 pH, 이온강도, 칼슘과 같은 다른 용질이 있으며 막의 특성에 의한 영향인자로는 hydrophobicity, 전하, 막 표면의 형태 등이 있다. 지표수처리에서 막오염은 입자상물질에 의한 오염과 생물학적인 성장 및 유기물에 의한 오염이 있다. 입자상물질에 의한 오염은 물리적 방법인 역세척 또는 공기세정 뿐만 아니라 염산 또는 구연산의 주입에 의해 쉽게 제어된다. 생물학적 오염은 막의 표면에 미생물이 성장하여 얇은 미생물 슬라임층이 생겨 발생한다. 유기물에 의한 막오염은 막의 표면 또는 공극내부에 유기물이 흡착하여 발생하게 된다(Basu and Huck, 2004).

(2) Revers Osmosis 공정

역삼투(Revers Osmosis)는 현재 해수담수화 공정에 가장 많이 쓰이는 기술이다. 하수처리에서는 심층여과나 정밀여과로 고도처리를 거친 후 남아 있는 용존물질을 제거하는데 사용하고 있다. 이온처리를 위한 RO막의 처리를 위해서는 높은 압력이 필요하다. Fig. 2.18은 RO 처리의 개통을 나타낸 것이다.

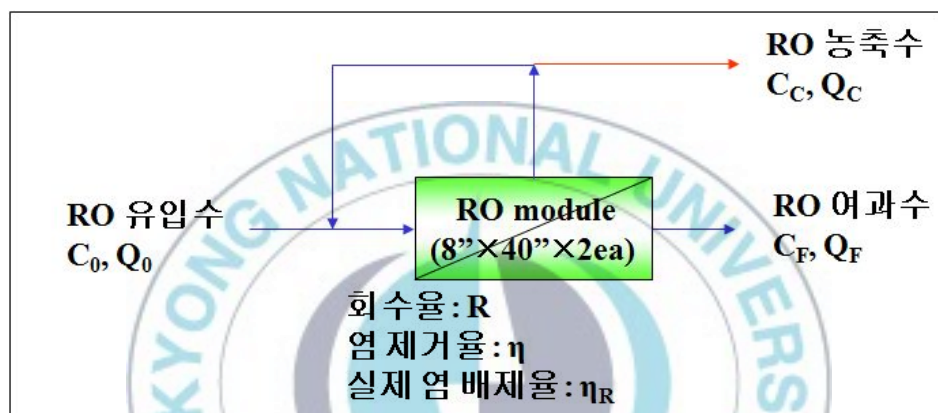


Fig. 2.18 Schematic of RO system.

Table 2.4에 구동압과 flux를 포함하여 하수에 적용되는 역삼투의 일반적인 운전 자료를 나타내었다. RO를 적용하기 위한 조건은 지역이나 처리수의 수질에 크게 영향을 받으므로 현지의 실정에 맞는 실험실 혹은 pilot plant 규모의 실험이 선행되어야 된다고 생각된다. 박테리아가 막에서 자라는 것을 막거나 최소화하기 위해서 보통 유입수를 소독을 하기도 한다.

Table 2.4 performance summary for the Dubin San Raman Sanitary Direct RO for the period from 4/1999 through 12/1999.

Constotuent	RO influent mg/l	RO effluent mg/l	Average reduction, %	reduction reported in litterature,%
TOC	9~16	<0.5	<94	85~95
BOD	<2~9.9	<2	>40	30~60
COD	16~53	<2	>91	85~95
TSS	<0.5	~0	>91	95~100
TDS	498~622	9~19	0	90~98
NH ₃ -N	20~35	1~3	96	90~98
NO ₃ -N	<1~5	0.08~3.2	96	65~85
PO ₄ ³⁻	6~8	0.1~1	~99	95~99
SO ₄ ²⁻	90~120	<0.5~0.7	99	95~99
Cl ⁻	93~115	0.9~5.0	97	90~98
TURBIDITY	0.03~0.08NTU	0.03NTU	50	40~84

^a From whitly Burchett & Associate(1999)

^b Typical flux during test was 348 L/m² • d

제3장 실험장치 및 수질분석방법

3.1 응집 및 혼합실험 장치

하수처리수 재이용을 위한 전처리 시험에 이용된 응집 실험에 있어서 실험에 사용된 응집제는 Fluka사의 Aluminum sulfate Hexadecahydrate, (Alum ; $Al_2O_3 \cdot 16H_2O$)을 이용하여 0.25M(as alum)의 stock solution을 제조한 후 실험 시 dosing solution(10g/l as alum)을 제조하여 실험하였고, Jar tester(Phipps & Bird사)의 paddle(two-blade) 크기는 $2.5^W \times 7.5^L$ cm이며, jar는 2L용량의 사각형 jar를 사용하였으며, 교반의 조건은 급속혼화 250rpm($G = 550 \text{ sec}^{-1}$), 완속혼화 30rpm($G = 22 \text{ sec}^{-1}$)이었으며, 교반 시간은 각각 1min, 30min으로 유지하였다.

Lab scale pilot 직접여과장치의 구조는 Fig. 3.1에 나타난 것처럼 원수 저장탱크-급속혼화조-완속혼화조-모래여과지로 구성되어 있으며, 일반적으로 정수장에서 사용되는 back-mixer type을 사용하였고, 급속혼화강도의 중요성이 강조됨에 따라 혼화능이 더 좋은 In-line mixer를 병행하여 사용하였다. 실험에 사용된 원수저장탱크 하수처리장의 2차 처리수를 20L 용기에 나누어 채수한 뒤 실험실의 저장탱크에 넣어 입자상 물질의 침전을 방지하기 위해 임펠러를 설치하여 교반함으로서 실험 중에 수질의 균등화를 이루도록 하였다. In-line mixer가 설치되는 관은 아크릴재질을 이용하였으며, element의 재질은 304 스테인레스 스틸로 제작하였다. In-line mixer 관의 내경은 0.91cm, 관의 길이는 10cm이었으며, Fig. 3.2에 element의 형상과 제원을 나타내었다. In-line mixer에서 응집제 주입은 정량 펌프(peristaltic)를 이용하여 관의 유입부 중앙에 주입되도록 하였다.

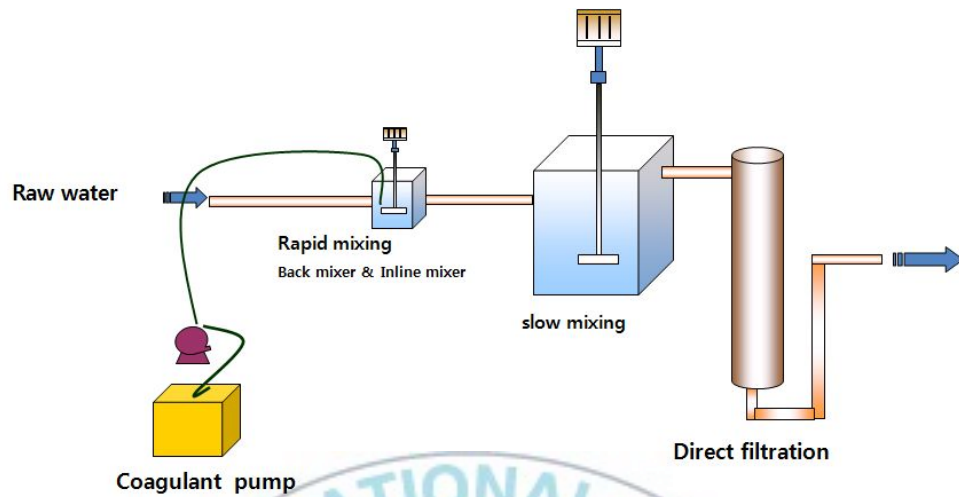


Fig. 3.1 Schematic of direct filtration pilot plant.

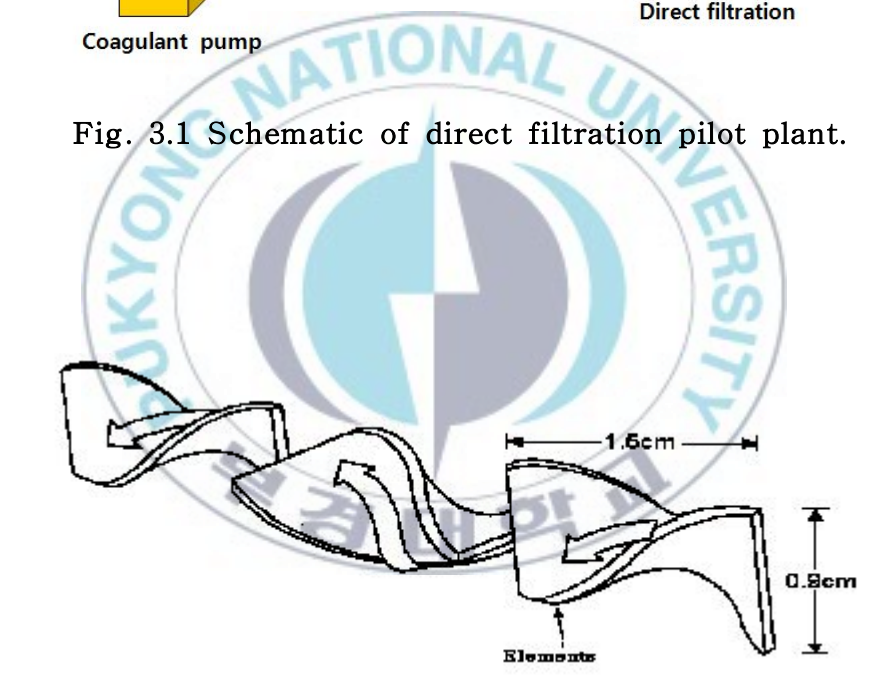


Fig. 3.2 Schematics of in-line mixer element.

3.2 여과 장치

여과장치는 Fig. 3.3과 같다. Table 3.1에 여재 및 여과조의 세부사항을 표시하였다. 여재는 sand와 anthracite를 충전하였다. 유효경과 균등계수는 Tchobanglous *et al.*(2003)에서 제시된 이층여과를 위한 모래와 안트라사이트의 조건 범위 내에서 결정하였다. 또한 여과실험의 각 조건에 따라 여재의 함량 비율과 유효경 및 균등계수를 조절하여 사용하였으며, 여과속도는 10m/h와 7m/h의 두 가지 조건을 적용하였다. 수두손실은 manometer를 이용하여 측정하였고, 역세척은 물을 이용하였으며, 여층의 팽창비는 25-35%로 하였다.

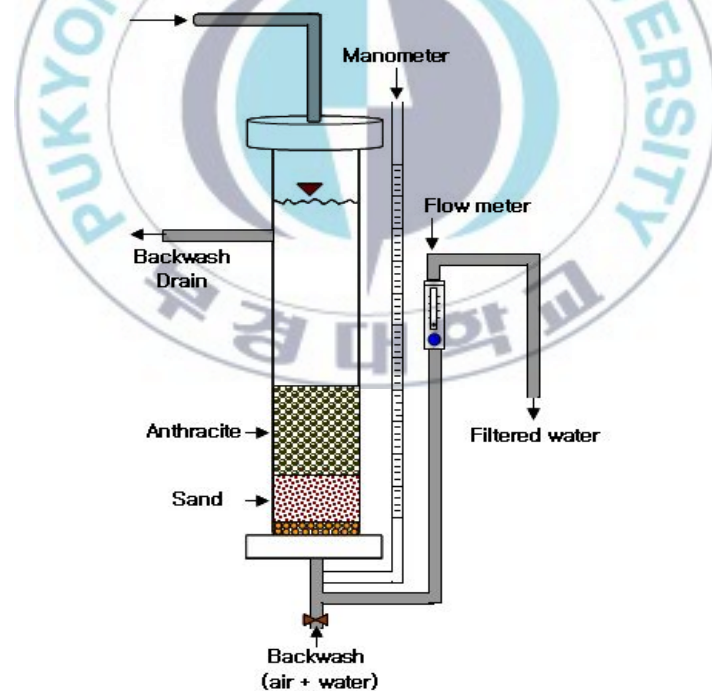


Fig. 3.3 The schematic of pilot plant instrument.

Table 3.1 Experimental conditions of direct filtration.

Parameters		Values	
Column height		450mm	
Column diameter(I.D.)		55mm	
Filtration rate		240m/day	150m/day
Effective size	anthracite	1.023mm	
	sand	0.436mm	
Uniformity coefficient	anthracite	1.26	
	sand	1.26	
Bed depth	anthracite	150mm	
	sand	100mm	



3.3 막 분리장치

다음 그림은 UF 막분리 장치를 이용한 그림이다. 실험에 사용된 batch type UF membrane 장치는 막힘형 형태로 Fig. 3.4와 같다. 사용된 막은 Table 3.2와 같이 Millipore사에서 제조된 Regenerated cellulose로서 평판 disc 형태의 막으로 지름은 76mm, 막 면적은 $4.54 \times 10^{-3} \text{ m}^2$ 이며 상층부의 두께는 $0.1 \sim 1.5 \mu\text{m}$ 이며 지지층의 두께는 $50 \sim 250 \mu\text{m}$ 이다. UF막은 100kDa의 친수성 재질의 막을 사용하여 실험을 실시하였으며 압력적용은 질소가스를 이용하여 일정하게 UF cell에 주입하였다. 투과 flux는 투과수를 전자저울을 이용하여 무게를 측정한 후 산정하였다.

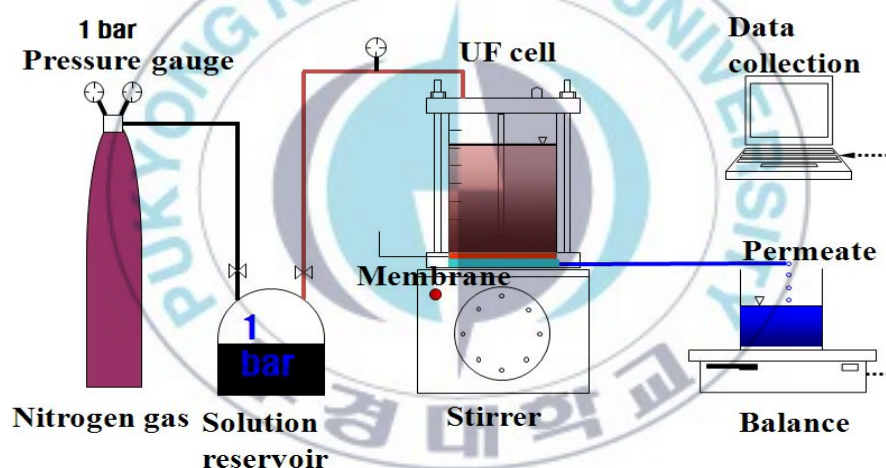


Fig. 3.4 Schematic of UF membrane system.

Table 3.2 Characteristics UF membrane and operating conditions of UF membrane filtration.

Operation pressure (bar)	Membrane type	MWCO
1	Regenerated cellulose	100 kDa

3.4 수질분석 방법

본 실험의 모든 분석은 Standard methods(APHA, AWWA, WPCF, 1998)에 따랐으며 분석에 사용되는 수질분석 항목 및 방법과 분석기기는 Table 3.3과 같다.

Table 3.3 Analytical method and instruments.

Item	Unit	Analytical method and instruments
Jar-test	-	Jar tester(Phipps & Bird, Model 7790-500)
pH	-	pH meter (METTLER DELTA 345)
Turbidity	NTU	Turbidimeter(HACH, 2100P)
TOC (DOC)	mg/l	Combustion/non-dispersive infrared gas analysis method (TOC Analyzer, Model TOC-5000, SHIMADZU)
UV ₂₅₄	cm ⁻¹	UV-Spectrophotometer(UV-1201, SHIMADZU)
T-N	mg/l	UV adsorption method or Integral futura, Alinace
T-P	mg/l	Ascorbic acid method or Integral futura, Alinace
Alkalinity	mg/l	Standard Method 20th(titration method)
Particle counter	-	Portable water particle counter(WQA, USFilter)
BOD	mg/l	Standard Method 20th(titration method)
COD	mg/l	Standard Method 20th(titration method)
DO	mg/l	Standard Method 20th(titration method)
Mn	mg/l	Standard Method 20th(calculation method)
SS	mg/l	Standard Method 20th(titration method)
Zn	mg/l	Standard Method 20th(Zincon method)
Cl ⁻	mg/l	Standard Method 20th(argentometric method)

1) DOC (Dissolved Organic Carbon)

수중에 존재하는 유기물의 농도를 정량화하기 위해 측정하였으며, 분석은 $\text{C}_8\text{H}_5\text{KO}_4$ (anhydrous potassium biphthalate)와 Na_2CO_3 (anhydrous sodium carbonate), NaHCO_3 (anhydrous sodium bicarbonate)을 표준용액으로 사용하여 각각 TC와 IC의 검량선을 적정범위로 작성한 후 분석을 실시하였다. 시료 분석은 즉시 실시하였으며 그렇지 못할 경우 빛과 대기에 노출되지 않도록 하여 4℃의 냉암소에서 보관하였다.

2) UV_{254} (UV 254nm absorbance, cm^{-1})

여러 유기탄소 화합물들이 수중에서 lignin, tannin, humic 물질 등의 형태로 존재한다. 이러한 유기탄소 화합물질은 200~400nm의 근자외선 영역에서 최대 흡광도를 나타낸다. 이러한 사실은 방향족 화합물질(aromatic substances), 불포화지방족 화합물질(unsaturated aliphatic compounds), 포화지방족 화합물(saturated aliphatic compounds)등 탄소 고리가 이중결합 이상을 하고 있는 물질들이 빛을 흡수하는 것에 근거한다. 이러한 이유 때문에 UV-254nm가 UV 흡광도치를 결정하는데 유기물질의 변화상태를 간접적으로 측정하는데 많이 이용되고 있다. 시료는 Type A/E Glass Fiber Filter(Gelman Science)를 사용하여 여과한 후 1cm 석영 cell을 사용하여 파장 254nm에서 spectrophotometer를 사용하여 측정하였다.

3) 탁도분석

HACH, 2100P 탁도계를 사용하여 0~4000 NTU의 표준용액으로 검량선을 작성하였고 2차 표준액으로 확인 후 탁도를 측정하였다. 탁도는 cell 내의 기포생성에 주의하며 cell을 흔들어 준 이후 탁도를 측정하였다.

4) SDI

SDI 자동 측정기(Auto SDI TEST KIT, GE Water Technology)를 사용하여 여과후의 처리된 물을 이용하여 SDI_{15} 를 측정하였다. SDI는 15분이 기준이나 수질이 좋지 않고, fouling이 심한 경우에는 측정 시간을 10분, 5분등으로 줄여서 측정을 하였다.



제4장 결과 및 고찰

4.1 하수처리수의 수질특성 및 재이용 기준

일반적으로 하수의 2차 처리 후에는 부유물질, 콜로이드물질, 용존물질 등이 남아있다. 용존물질에는 칼슘, 칼륨, 황산염(sulfate), 질산염(nitrate), 인산염(phosphate) 같은 무기이온들부터 최근 공업기술의 발달로 새로이 만들어지는 유기화합물들로 그 성분이 다양해져 가고 있다. 무기이온의 경우 생물학적 처리나 고도처리에 미치는 영향이 연구되어 있지만 그 외의 다른 유기화합물들은 하수 및 고도처리에 미치는 영향을 하나하나 파악하기란 현실적으로 힘이 든다. 그러므로 이러한 물질들을 보다 효율적으로 처리할 수 있는 방법으로 Fig. 4.1과 같은 방법들을 제안하고 있다. 본 연구에 사용한 처리수의 수질을 table 4.1에서 나타내었다. Table 4.2에서는 하수처리수의 특성을 나타내었고, Table 4.3에서는 하수재이용 수질기준을 나타내었다.

Table 4.1 Characteristics of secondary effluent from Busan N
sewage treatment plants.

pH	SS (mg/l)	BOD (mg/l)	COD (mg/l)	DO (mg/l)	탁도 (NTU)
6.7~7.2	1~1.2	3.4~7.7	8.4~12.1	4.8	1.2~3.0
Cl ⁻ (mg/l)	T-N(mg/l)	T-P(mg/l)	Mn(mg/l)	Zn(mg/l)	
1104.2	14.740	1.936	0.0738	0.0081	

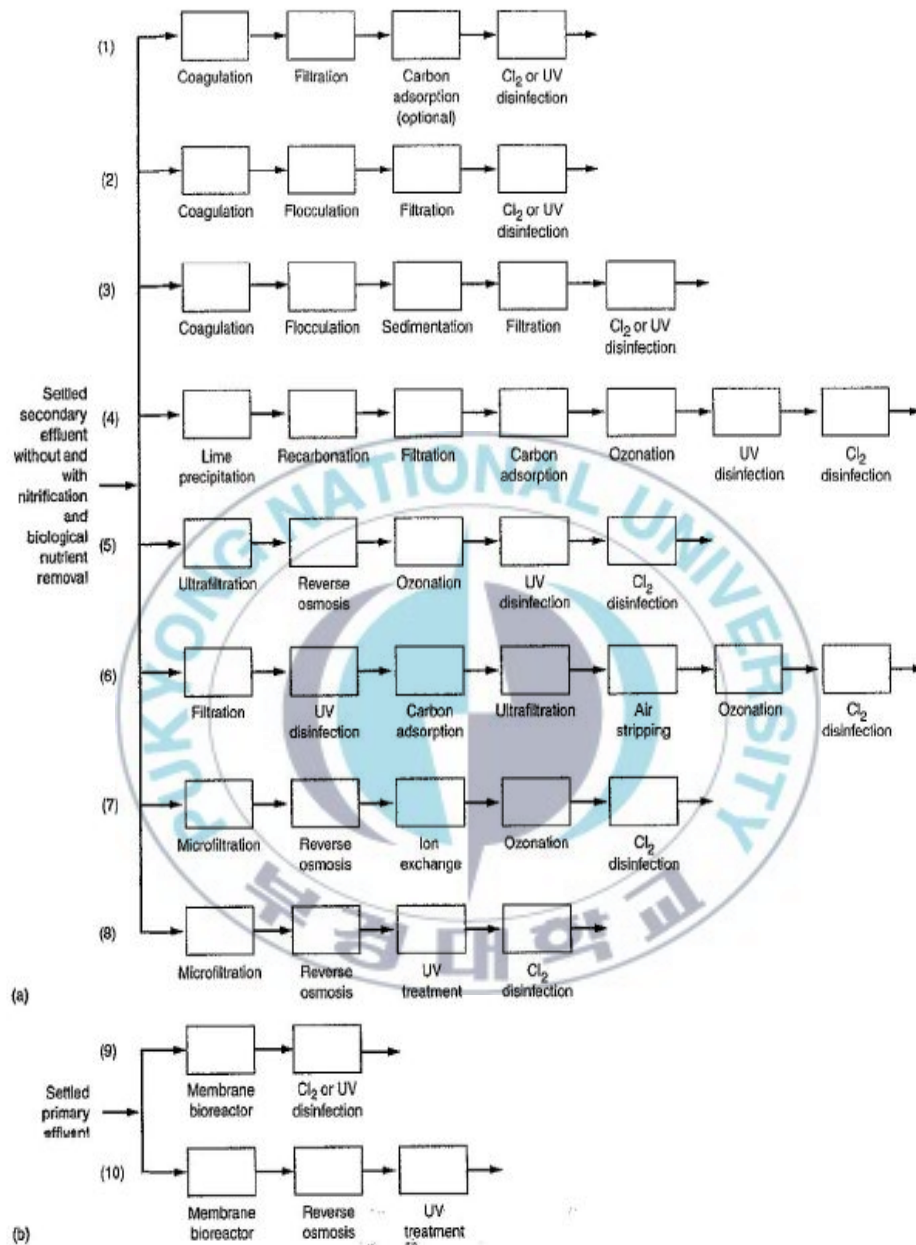


Fig. 4.1 Typical process flow diagram for wastewater treatment employing advanced treatment process (Wastewater engineering).

Table 4.2 Typical residual constituents found in treated wastewater effluent and their impacts(Wastewater engineering).

잔류물질	영향
무기 및 유기 콜로이드상 그리고 부유물질 부유물질	• 슬러지 침적물이 발생하거나 탁도발생 • 미생물을 보호하여 소독력을 저하
콜로이드 물질 유기물질(입자성)	• 방류수 탁도에 영향 미침 • 소독동안 미생물 보호하고, 산소를 고갈시킴
용존유기물	
총유기탄소	• 산소고갈
난분해성 유기물	• 인간에게 유해함 ; 발암물질
휘발성 유기화합물	• 인간에게 유해함 ; 발암물질 ; 광화학 산화물 생성
제약 화합물	• 수중생물에게 영향을 줌(내분비선 파괴, 성변이)
세척제	• 거품을 유발하고 응집저해
용존무기물	
암모니아	• 염소요구량을 증가시킴 • 질산염으로 전환될 수 있고 이과정에서 산소를 고갈시킬 수 있음 • 인과 함께 바람직하지 않은 수중생물의 성장을 촉진시킬 수 있음 • 물고기에 유해함
질산염	• 조류와 수중생물의 성장을 촉진 • 유아에게 청색증을 유발할 수 있음
인	• 조류와 수중생물의 성장을 촉진 • 응집저해
칼슘과 마그네슘	• 석회-소다 연수화를 저해
염소	• 경도와 총 용존고형물의 양을 증가
총 용존 고형물	• 짙은 맛 유발 • 농업과 산업 공정 방해
생물학적	
박테리아	• 질병유발
원생동물	• 질병유발
바이러스	• 질병유발

Table 4.3 advice of wastewater reuse quality standard.

수질항목	청소용수 ¹⁾	조경용수 ²⁾	유지용수 ³⁾	친수용수 ⁴⁾	농업용수 ⁵⁾	공업용수 ⁶⁾
pH	5.8~8.5	5.8~8.5	5.8~8.5	5.8~8.5	6.0~8.5	6.5~8.5
SS(mg/L)				6이하		10이하
BOD(mg/L)	10이하	10이하	10이하	3이하	8이하	6이하
COD(mg/L)	20이하	20이하				
DO(mg/L)			2이상	2이상	2이상	
탁도(NTU)	2이하	2이하				10이하
잔류염소(mg/L) ⁷⁾	0.2이상	-				
냄새	불쾌하지않음	불쾌하지않음	불쾌하지않음	불쾌하지않음		
색도(도)	20이하	20이하	40이하	10이하		
외관	불쾌하지않음	불쾌하지않음				
Cl ⁻ (mg/L)		250이하			250이하	
T-N(mg/L) ⁸⁾			10이하	10이하		
T-P(mg/L) ⁸⁾			1이하	1이하		
Al(mg/L)					5이하	
As(mg/L)					0.05이하	
B-total(mg/L)					0.75이하	
Cd(mg/L)					0.01이하	
Cr ⁺⁶ (mg/L)					0.05이하	
Co(mg/L)					0.05이하	
Cu(mg/L)					0.2이하	
Pb(mg/L)					0.1이하	
Li(mg/L)					2.5이하	
Mn(mg/L)					0.2이하	
Hg(mg/L)					0.001이하	
Ni(mg/L)					0.2이하	
Se(mg/L)					0.02이하	
Zn(mg/L)					2이하	
ABS(mg/L)			1.0	1.0	0.5이하	
CN(mg/L)					불검출	
PCB(mg/L)					불검출	
총대장균군 (개/100mL)	불검출	불검출	1,000이하	불검출	200이하	1,000이하

4.2 직접모래여과를 이용한 재이용

4.2.1 여재의 특성에 따른 여과 특성

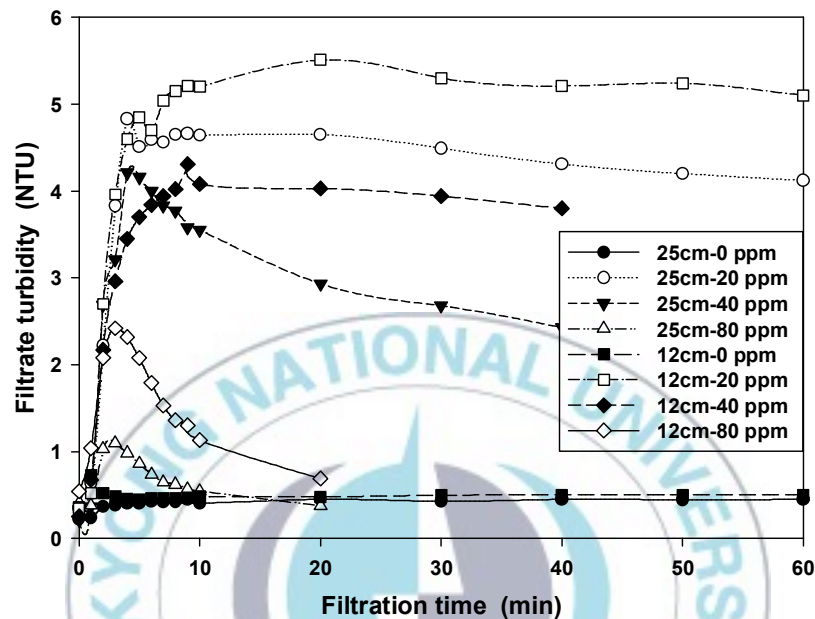


Fig. 4.2 Changes in turbidity as a function of filter run time Under various filter media depth(Initial turbidity: 1.05 ~ 1.31 NTU, filtration rate: 10 m/h).

Fig. 4.2는 여층의 높이 차이에 따른 여과 효율을 나타낸 그림이다. 실험 결과 여층의 높이가 높을 수록 여과 효율은 증대되는 경향을 보였다. 그러한 반면에 여과시간은 여층의 높이가 높을수록 짧은 것을 나타내었다. Fig. 4.3은 여층의 높이를 25cm로 실험을 한 경우에 있어서 모래를 단층으로 사용한 일단여과와 모래와 안스라사이트를 사용한 이단여과의 차이에 의한 여과 효율을 나타내었다. 실험결과 여과 효율은 일단여과와 이단여과 모두 비슷한 결과를 나타내었다. 이단여과의 경우 여과지속시간이 일단여과에

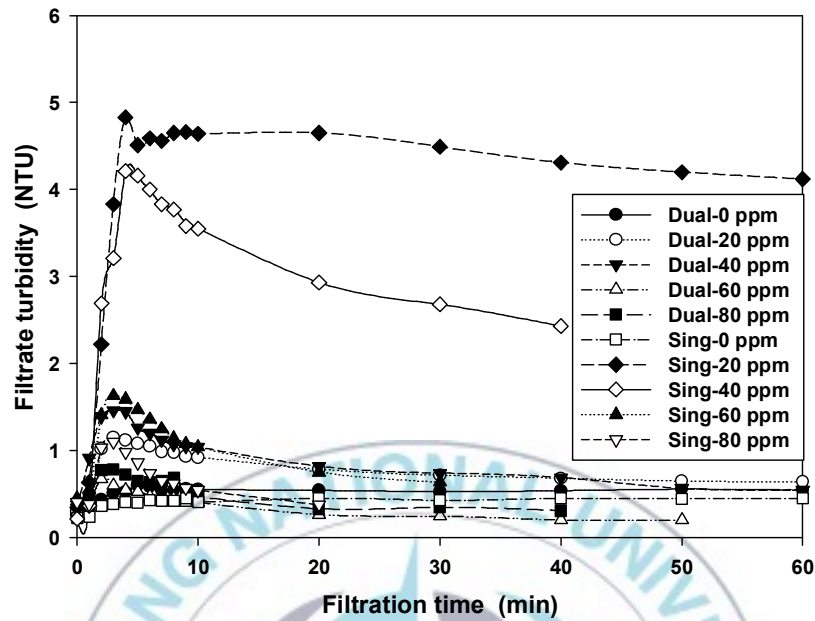


Fig. 4.3 Changes in turbidity as a function of filter run time Under dual and single media (Initial turbidity: 1.05 ~ 1.31 NTU, filtration rate: 10 m/h).

비해 길었고, 응집제 주입량 또한 일단여과에 비하여 적게 주입되는 경향을 보였다. 이 실험 결과를 바탕으로 일단여과를 이용하여 실험을 실행하였다.

4.2.2 응집제 주입량에 의한 특성

최적 응집제 주입량을 결정하기 위해서 Jar-test를 실시하였다. 그 결과 40ppm 부근에서 가장 낮은 탁도값을 나타내었다. 이것은 Ghosh et al(199

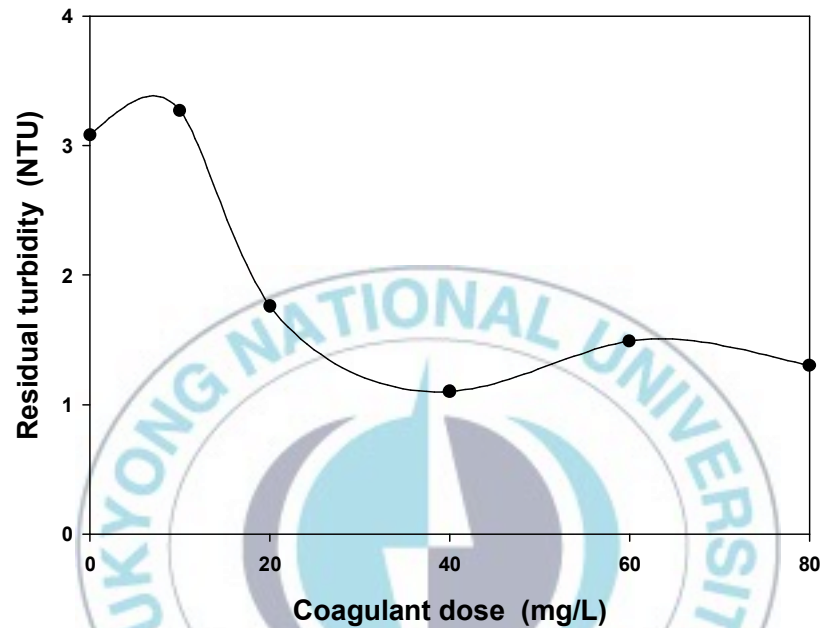


Fig. 4.4 Jar-test of secondary effluent(Initial turbidity: 1.72 NTU).

4)가 제시한 40~60 mg/l와 비슷한 값을 나타내었다. 이는 생물학적처리를 거친 하수처리수의 수질특성이 일정한 경향을 나타낸 것으로 보이는 것으로 생각된다. 본 연구에서는 하수처리수의 유출수 탁도가 낮아 침전 공정을 생략한 직접여과 공정을 선택하였다. 직접 pilot plant를 설계하여 응집제 주입량에 따른 유출수의 탁도를 측정하여 최적의 응집효과를 가지는 범위를 측정하였다. Fig. 4.5에서와 같이 응집 - 침전시의 최적의 탁도값 보다 여과를 하였을 경우 응집제 주입량이 증가 할수록 더 높은 주입량에서 탁도 제거율이 높게 나타났는데(Jar-test 40ppm vs Filter 60ppm), 이는 침

전작용으로 미처 침전하지 못한 입자들이 여과시 전하중화에 의한 제거 작용으로 제거되는 것으로 보여 진다. Fig. 4.6에서 보듯이 수중의 입자 및 콜로이드 물질의 제거율이 높음에 따라 수두손실이 크고, 파과가 일찍 일어나는 것을 보여준다.

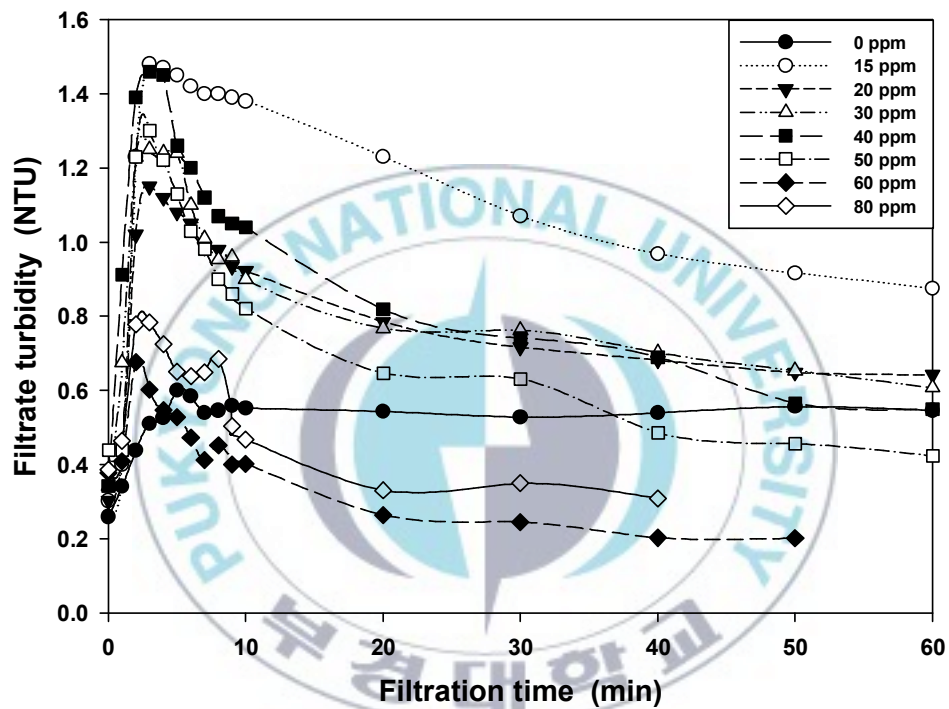


Fig. 4.5 Changes in turbidity as a function of filter run time Under various alum dose(Initial turbidity: 1.02 NTU, filtration rate: 10 m/h).

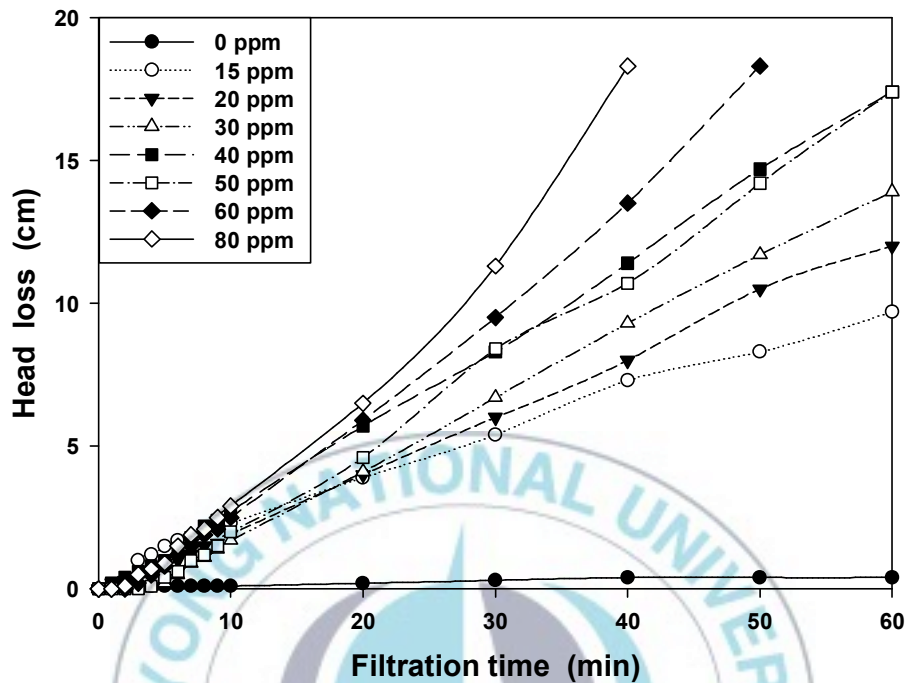


Fig. 4.6 Changes in head loss as a function of filter run time Under various alum dose (Initial turbidity: 1.02 NTU, filtration rate: 10 m/h).

Fig. 4.7은 응집제 주입량에 따른 UV_{254} 제거율을 나타낸 그림이다. 실험결과 응집제 주입량이 높을수록 유기물의 제거가 높게 나타나는 경향을 보였다. 그러나 유기물의 경우 응집을 통한 제거율은 50%가 넘지 않는 것으로 연구되어있다.

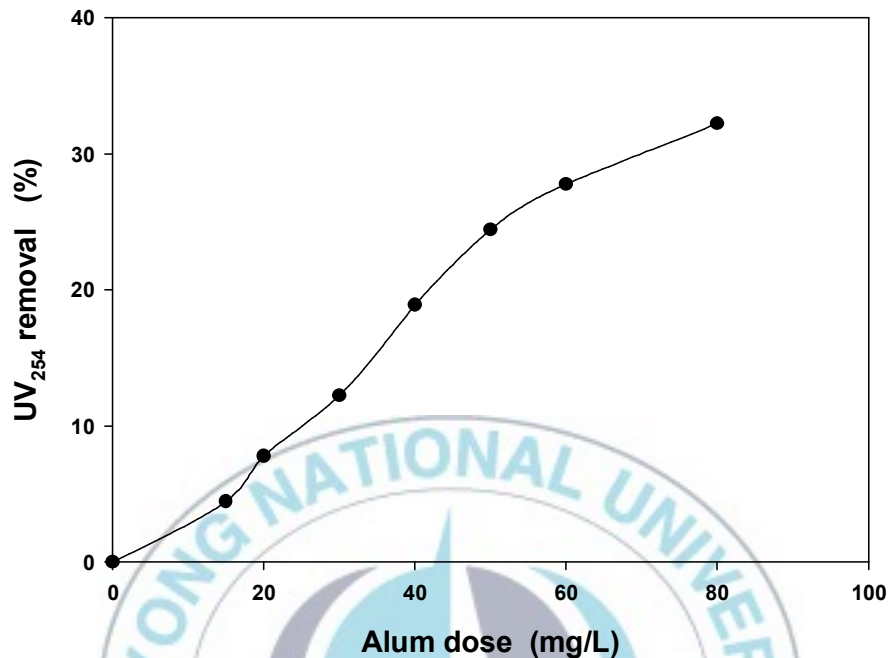


Fig. 4.7 Changes in UV₂₅₄ removal percent as a function of filter run time Under various alum dose (Initial turbidity: 1.02 NTU, filtration rate: 10 m/h).

4.2.3 완속혼합에 따른 여과 특성

Fig. 4.8은 혼합시간이 여과에 미치는 영향을 알아보기 위해서 한 실험 결과를 나타내었다. 실험 결과 혼합시간이 길수록 유출수의 탁도가 낮아지는 경향을 보였다. 이는 플록이 더 크게 형성되어 여과시 제거가 됨을 알 수 있었다. 그러나 이와는 반대로 Amitharajah *et al.*(1991c)은 높은 혼화강도에서 긴 시간동안 혼화가 이루어지면 생성된 aggregate의 표면의 물리·화학적 특성이 변하게 되어 침식되거나 파괴되기 쉬운 플록을 유발하여 후속 공정에 악영향을 미칠 수 있다고 하였다. 그래서 본 실험에서는 급속혼화와 완속혼합의 강도는 각각 550sec^{-1} , 100sec^{-1} 으로 하였고 완속혼합의 강

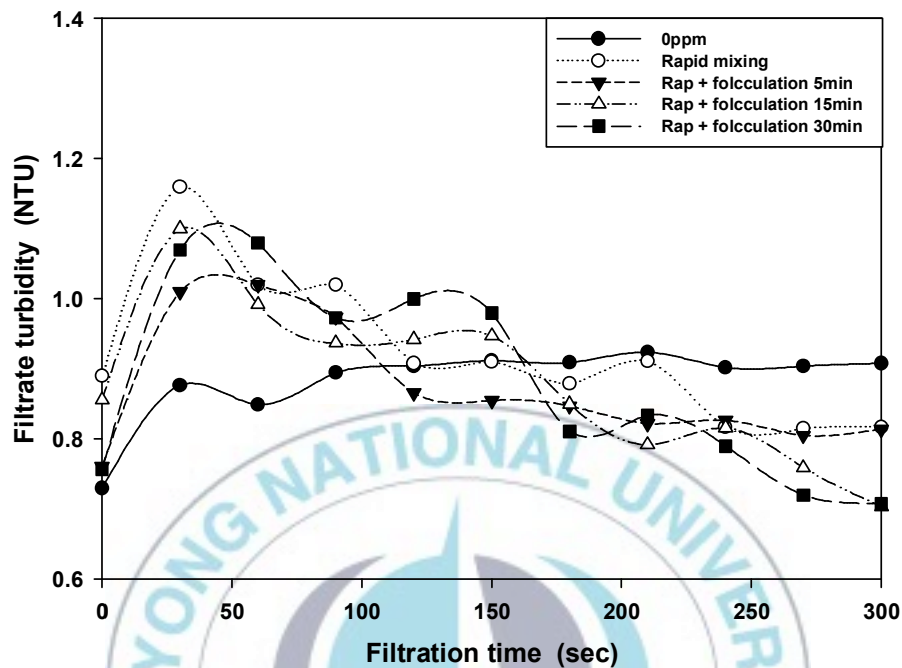


Fig. 4.8 Changes in turbidity as a function of filter run time Under various flocculation time (Initial turbidity: 1.10 NTU, filtration rate: 10 m/h, 20mg/l dose).

도를 결정하기 위하여 실험을 하였다. Fig. 4.9에서와 같이 실험 결과 높은 혼합강도에서는 플럭의 파파에 의해 여과수의 탁도가 높아짐을 확인 할 수 있었다.

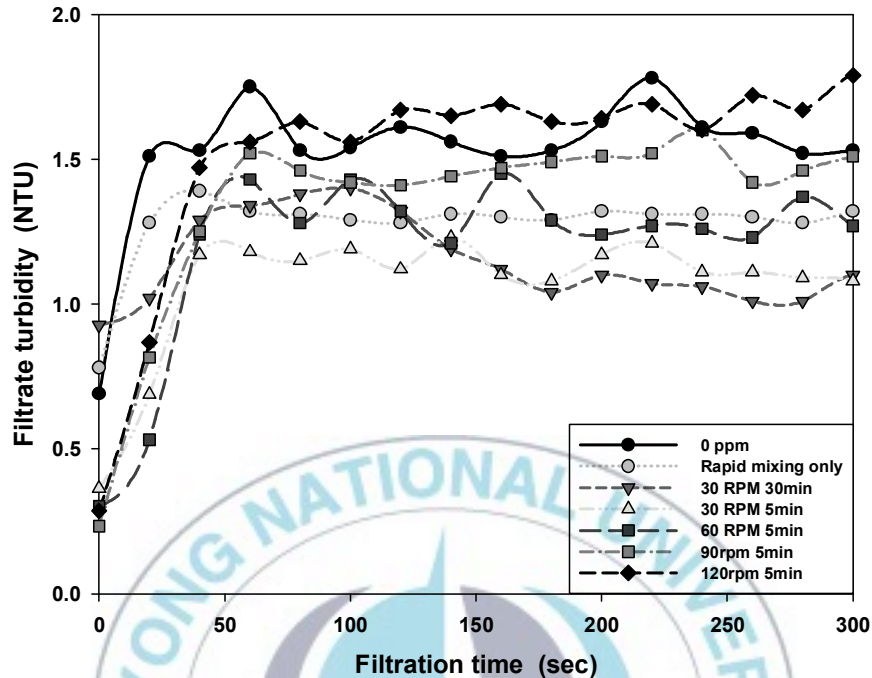


Fig. 4.9 Changes in turbidity as a function of filter run time Under various flocculation time and slow mixing intensity (Initial turbidity: 2.01NTU, filtration rate: 10 m/h, 20mg/l dose).

다음은 완속 혼합이 여과에 미치는 영향을 살펴보기 위한 실험을 하였다. 응집제 주입량은 최소한의 안정된 탁도 제거율과 낮은 제거율을 보인 20 mg/l와 최적의 제거율을 보인 60 mg/l를 주입 하였다. Fig. 4.10의 결과에서 보듯이 낮은 응집제 주입량에서는 완속 혼합여부가 여과수의 탁도에 크게 영향을 미치지 않았으나, 높은 응집제 주입량에서는 완속 혼합의 여부에 의하여 여과수의 탁도가 좋은 경향을 보이므로 실제 여과를 위한 전처리로서 응집을 고려하는 경우에 있어서 완속혼합의 여부가 중요하다고 생각 된다. 본 실험으로 볼 때 여과를 위한 최적의 응집제 주입량을 결정에

는 완속 혼합을 고려함으로서 처리수 수질과 혼합에 필요한 설계 및 운전 비용등을 고려하여 완속혼합의 적용 유무의 결정이 필요함을 알 수 있다.

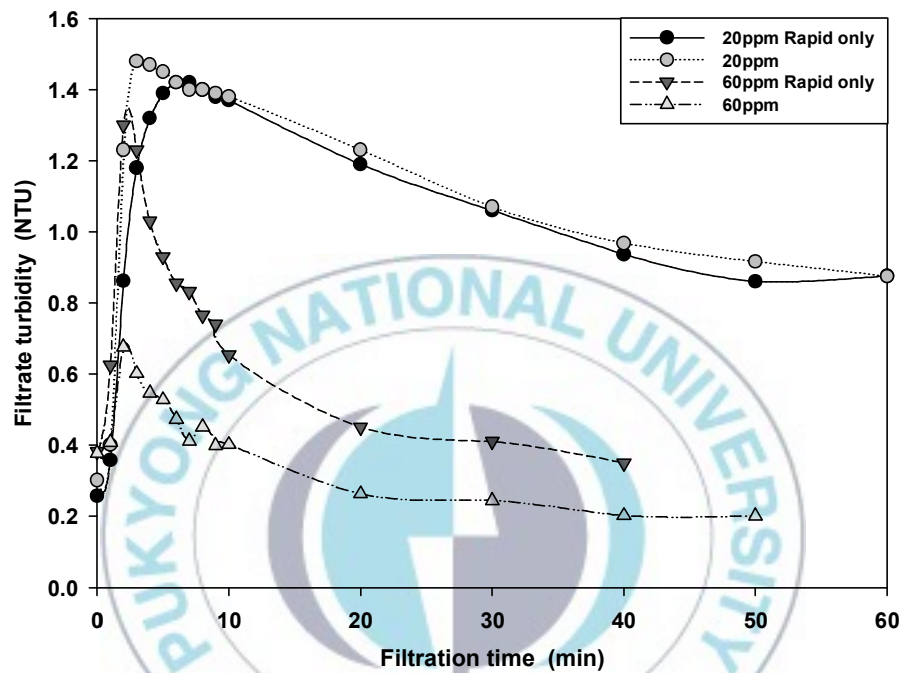


Fig. 4.10 Effect of flocculation at direct filtration effluent turbidity (Initial turbidity: 1.23 NTU, filtration rate: 10 m/h, Alum dose 20, 60mg/l dose).

Fig. 4.11, 4.12는 파과 시간을 고려하여 실험을 실시한 결과로서 응집제 주입량이 많을수록 운전시간이 줄어드는 것을 확인할 수 있었다.

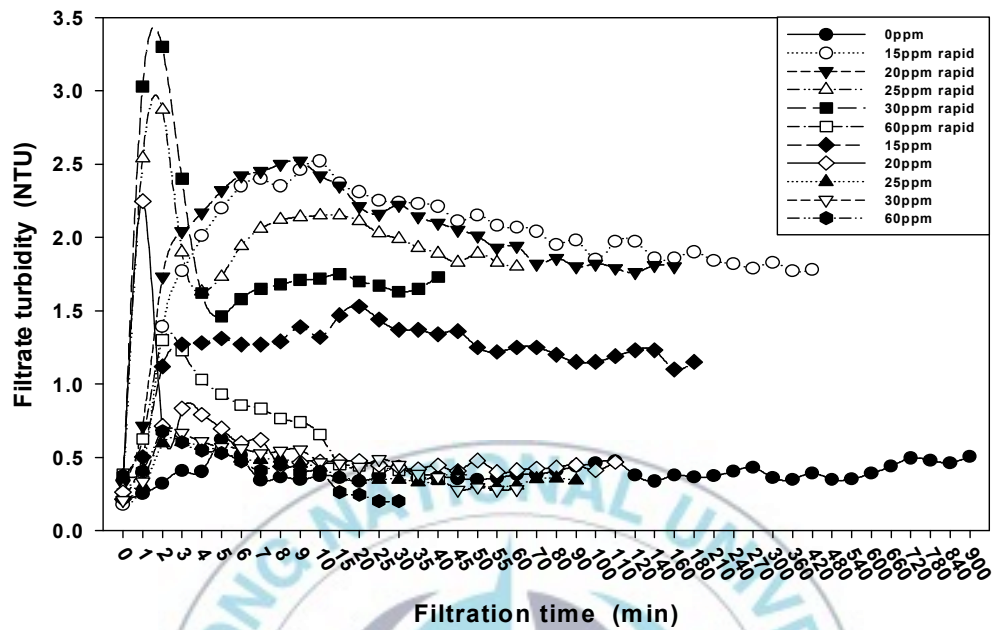


Fig. 4.11 Changes in turbidity until break through as a function of filter run time Under various alum dose and flocculation(Initial turbidity : 2..01 NTU, filtration rate : 10 m/h, 20 mg/1 dose).

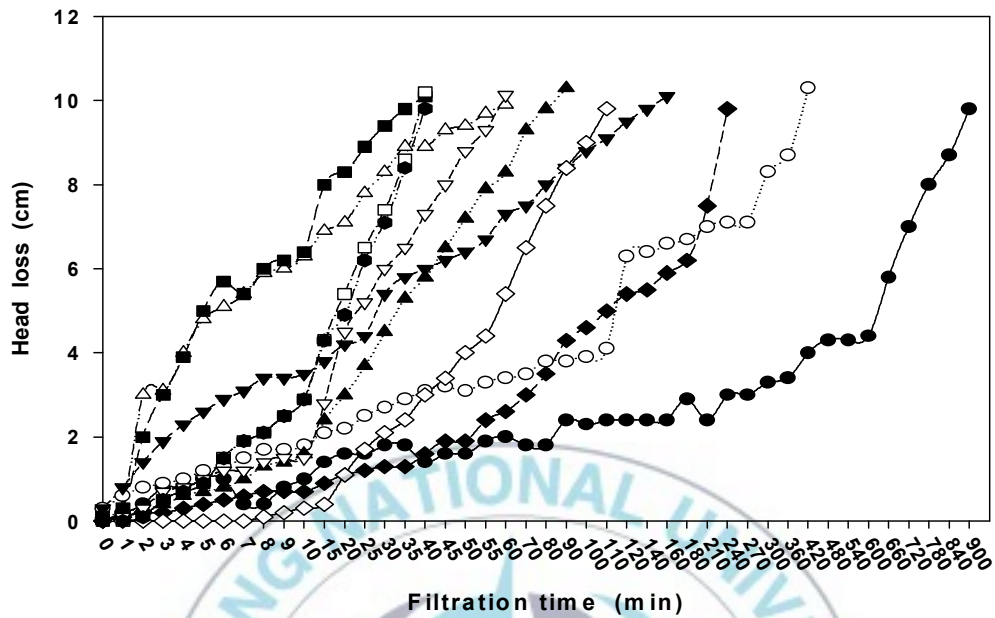


Fig. 4.12 Changes in head loss until break through as a function of filter run time Under various alum dose and flocculation (Initial turbidity: 2.01 NTU, filtration rate : 10 m/h, 20 mg/l dose).

4.2.4 급속혼화 장치 및 여과속도의 영향

여과시 여과속도와 급속혼화장치에 의한 영향을 판단하기 위하여 실험을 실시하였다. 여과는 유속이 적을수록 유출수의 탁도 제거율이 증가하는데, 이는 총생산량을 감소시키는 결과를 가져오게 된다. 그래서 여과속도를 최대한 높게 하여 여과성능의 최소한의 감소와 최대의 여과속도를 결정하

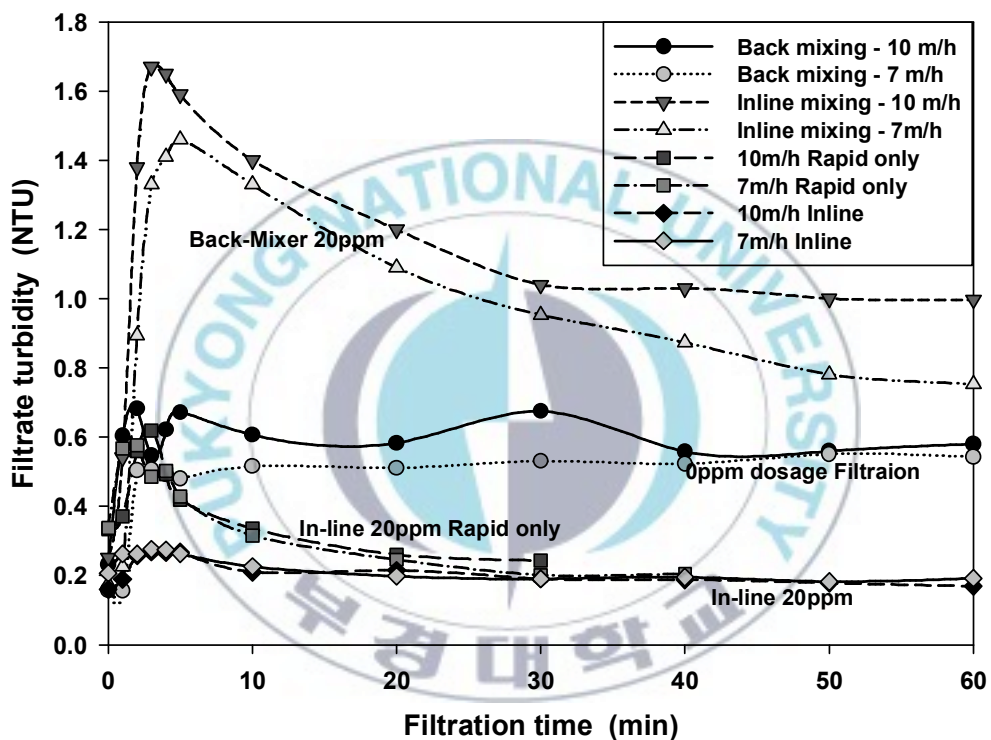


Fig. 4.13 Effect of rapid mixing equipment type and different filtration rate (Initial turbidity: 2..01 NTU, filtration rate: 7, 10 m/h, 20 mg/l dose).

기 위해서 실험을 하였다. 본 실험에서는 응집에서 많이 사용되는 Back-mixer type과 높은 혼화강도를 보이는 In-line mixer를 비교하였다. 실험 결과 Fig. 4.13 에서와 같이 여과 속도의 영향에 대해 살펴보면

Back-mixer type은 여과속도의 영향을 많이 받았다. 7m/h의 경우가 10m/h의 경우에서 보다 유출수의 탁도가 더 낮았는데 이는 일반적인 문헌 상에서 연구와 일치하는 경향을 보인다(waste water reclamation and reuse, volume 10). In-line mixer type의 경우에는 여과속도에 의한 차이를 발견하지 못하였다. 이것은 여과의 주 메커니즘인 전하중화에 의한 제거가 충분히 일어난 것으로 보인다. Ventresgue and Bablon(1988)은 프랑스의 한 정수장에서 G값이 400 sec^{-1} 인 back mixer와 in-line 응집제 분사기(ejector)에 의한 급속혼화를 비교한 결과 in-line 분사기에 의한 급속혼화의 경우가 잔류알루미늄과 잔류탁도의 농도가 훨씬 낮게 나타났다고 하였다. 그들은 이러한 원인을 back mixer와 in-line 분사기에 의한 혼화 후의 입자의 제타전위를 측정한 결과, 제타전위가 각각 -8.4 mV 와 -6.5 mV 로 나타나 in-line 분사기에 의한 전하중화 효과가 더 우수하다고 하였다. Fig. 4.14에 수두손실과 탁도를, Fig. 4.15에 제타전위의 실험결과를 나타내었다.

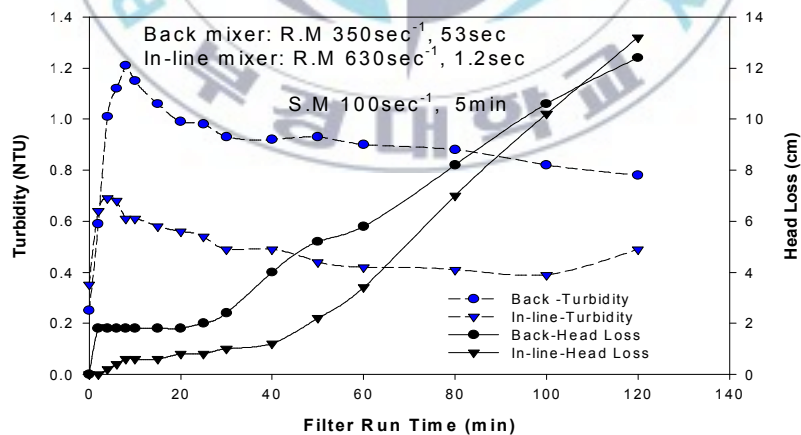


Fig. 4.14 Effect of rapid mixing equipment type and time in direct filtration(initial turbidity: 4.3NTU, alum dose: 50mg/l).

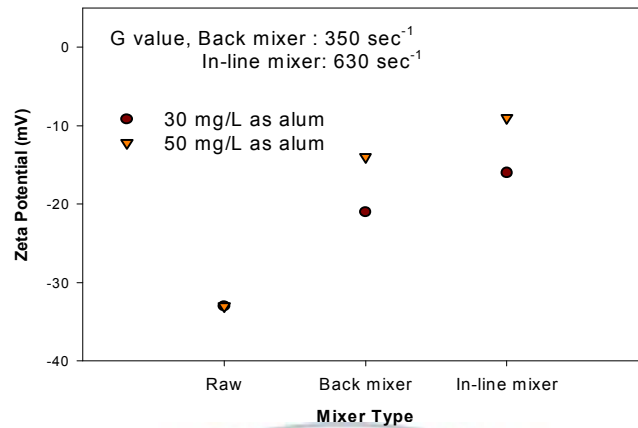


Fig. 4.15 Effect of mixing on zeta potential.

Table 4.4는 in-line mixer와 back mixer의 실험 결과를 나타내었다. 실험결과 하수중의 질소, 염소, DOC는 여과를 통한 제거가 거의 이루어지지 않았다. 그러나 인의 경우 상당한 제거가 이루어졌다. 또한 In-line mixer type의 경우에 Back-mixer type의 경우보다 더 많은 탁도 제거율을 보였다.

실험결과 인의 하수 재이용수 수질기준은 1mg/l는 20mg/l의 주입량으로도 그 수질기준을 만족하는 결과를 보였다. 그러므로 탁도, 인 외의 다른 이온들의 제거는 RO나 nanofiltration, 이온교환수지 등 다른 방법을 이용하여 제거를 하여야 할 것으로 생각된다.

Table 4.4 Result of direct filtration with different equipment.

	Raw water	without coagulant filtration	Back-mixing filtration (20 mg/l alum)	In-line mixing filtration (20 mg/l alum)
DOC (mg/l)	1.95	1.93	1.93	1.9
TN(mg/l)	15.00	14.89	14.88	14.87
TP(mg/l)	1.836	1.807	1.054	0.754
Cl ⁻ (mg/l)	1103.7	1104.2	1099.3	1098.3

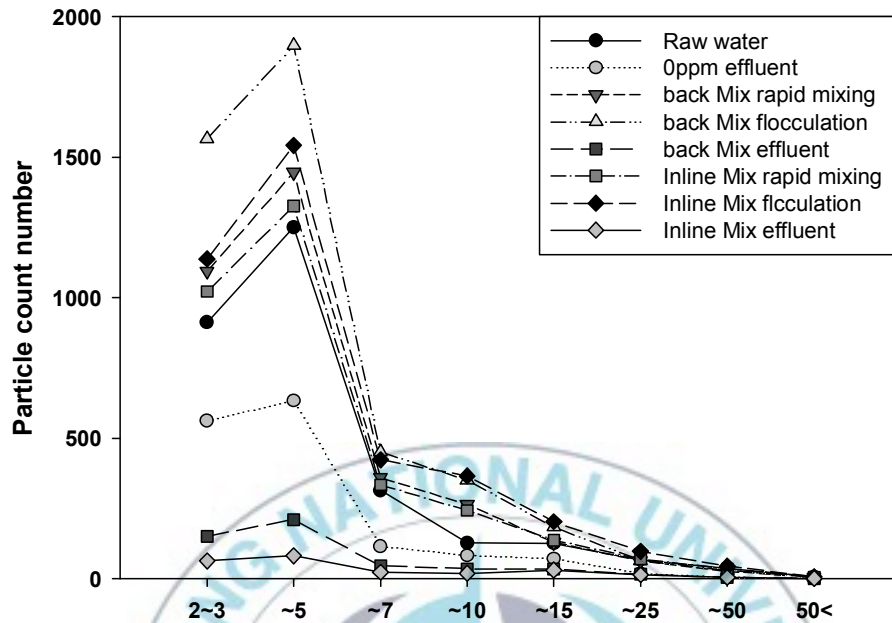


Fig. 4.16 Effect of rapid mixing equipment type for particle count(Initial turbidity: 2.01 NTU, filtration rate: 7, 10 m/h, 20 mg/l dose).

Fig. 4.16은 급속혼화와 완속혼합을 하였을 경우에 입자수를 비교하였다. 여과속도는 10m/h로 하였고 급속혼화직후 완속혼합 직후 유출수의 경우를 비교하였다. 실험결과 응집제를 주입하지 않은 경우에는 입제제거율이 낮은 경향을 보였다. 응집을 한 경우에 있어서는 back-mixer의 경우 2~7um 크기의 입자수가 많은 것을 보였는데 이는 급속혼화시 수중의 가수분해 생성물을 in-line mixer보다 수중의 입자와 결합을 하지 않고 남아 있는 것으로 판단된다.

4.3 UF 막을 이용한 재이용

응집-UF 막분리공정은 수중의 유기물을 제어하며, 막의 투과 flux 감소를 줄여 효율적인 운전을 가능하게 하여주지만 원수의 특성에 따른 적절한 응집제 주입량 및 조건이 충족되지 못할 경우 경제적인 운전이 어려워지게 된다. 따라서 본 연구에서는 하수 2차 처리수의 응집-UF 막분리 공정의 적용에 따른 막의 파울링을 최소화하기 위한 응집조건 산정하고자 하였다. 실험에 사용된 UF막의 MWCO는 100KDa이며, 재질은 regenerated cellulose인 평막으로 hydrophilic 특성을 가지고 있다.

하수 2차 처리수의 탁도 유발물질은 대부분 생물학적 처리를 거친 생물학적 미세플럭, 유기성 콜로이드와 세포의 파편들로 구성되어 있다(Asano, 1998). 따라서 이러한 유기성 플럭과 콜로이드가 막의 파울링에 미치는 영향을 알아보기 위해 하수 2차 처리수를 prefilter하여 이들 물질의 영향을 알아보았다. Fig. 4.17은 2차 처리수를 1.2 μ m와 0.2 μ m filter로 각각 여과한 후 투과플럭스를 측정한 결과이다. 먼저 실험에 사용된 2차 처리수의 탁도는 4.6NTU이며, 1.2 μ m GF/C 필터로 여과한 후에는 0.32NTU, 0.2 μ m mixed cellulose membrane으로 여과한 후에는 0.15NTU로 나타났다. Fig. 4.17에 나타난 결과에서 1.2 μ m로 여과한 경우와 여과하지 않은 경우에서 투과플럭스의 차이는 나타나지 않았는데, 이는 1.2 μ m 이상의 비교적 큰 입자상물질은 UF막에서 파울링을 유발하지 않는 것으로 판단된다. 일반적으로 막의 파울링을 유발하는 인자들 중에서 비중이 높은 것이 콜로이드 물질과 분자량이 큰 용존 유기물질이라고 알려져 있다 (Howe and Clark, 2002). 따라서 입자의 크기가 수에서 수백 μ m의 크기를 가지는 입자가 투과 플럭스에 미치는 영향은 아주 작다고 판단할 수 있다. 하지만 0.2 μ m 필터로 여과한 경우 다른 두 조건보다 투과 플럭스가 개선되어짐을 확인 할 수 있는데, 이는 Fig. 4.17의 결과와 같이 prefilter에 의한 유기성 콜로이드 물질의 제

거에 따른 영향으로 판단할 수 있다.

Lahoussine-Turcaud *et al.*(1990)은 $0.2\mu\text{m}$ 부근의 크기를 가지는 입자가 빠른 파울링을 유발 시킨다고 하였는데, 이는 이러한 물질이 브라운 확산에 의해 전달되어지기는 너무 크며, 전단력이나 회전력에 의해 표면으로부터 빠져 나오기는 너무 작은 크기 때문이라고 하였다. 또한 $3\mu\text{m}$ 보다 큰 입자들은 투과 flux에 미치는 영향이 적다고 하였다. Howe and Clark(2002)는 막의 오염을 유발하는 용존유기물의 비중이 얼마인지 알기 위해 Ohio river를 이용한 sequential filtration 실험을 실시한 결과, 막 오염물질은 용존물질의 5%보다 작은 부분이라고 하였다.

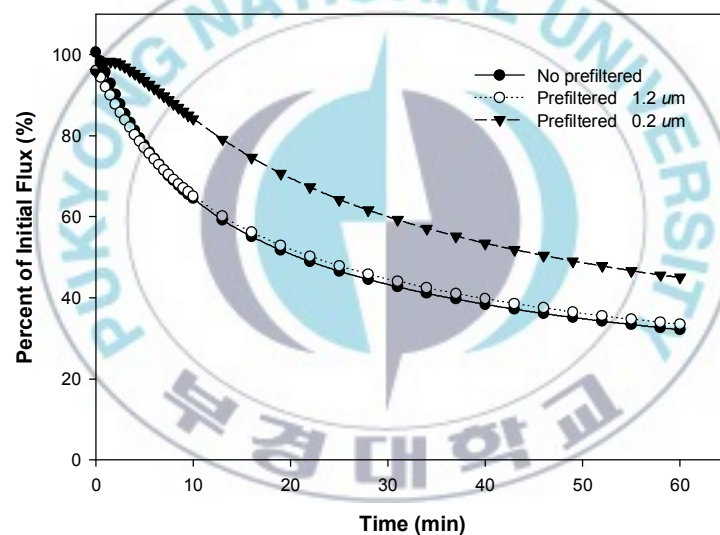


Fig. 4.17 Flux decline of secondary effluent after prefiltering through $1.2\mu\text{m}$ and $0.2\mu\text{m}$ filter.

4.3.1 응집제 주입량에 의한 특성

하수의 특성상 전처리를 통한 최적의 응집제 주입량을 결정하기 위해서 직접여과 실험을 참고로 하여 주입량이 낮은 농도에서 실험을 하였다. 이는 과다한 응집제 주입이 막에 미치는 영향을 최소화하기 위해서이다. 응집제 주입량은 15, 20, 25mg/l를 주입하였고 완속혼합 강도는 0, 30 45rpm으로 하였다. Fig. 4.18에 그 결과가 나타나 있다. 실험 결과 flux 감소율은 응집제를 넣지 않는 경우보다는 개선되었지만 여전히 flux 감소율은 크게 나타났다. 이를 개선하기 위해서 응집제 주입량과 완속혼합 강도를 달리하여 실험을 실시하였다. Fig. 4.19에서는 응집제 주입량을 20~60mg/l로 달리하여 실험을 실시하였고, fig. 4.20에서는 완속혼합 강도를 달리하여 실험을 실시 하였다. 실험결과 응집제 주입량은 일정량 이상 증가할수록 flux 감소율이 낮았고, 완속혼합 강도는 모래여과보다 강도가 더 증가함으로써 그 효과가 증대하였는데 이는 혼합강도의 증가로 인하여 floc의 크기가 작고 단단해져서 막의 fouling에 영향을 적게 미친 것으로 판단된다.

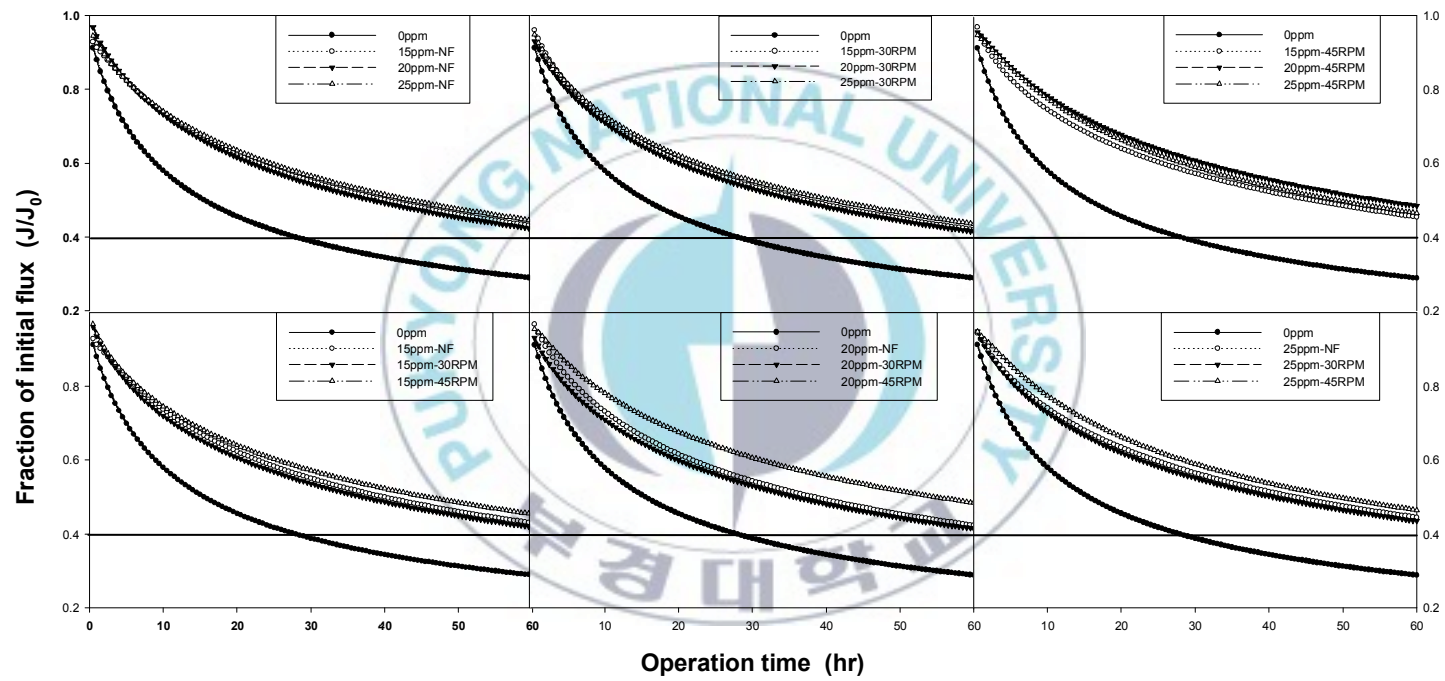


Fig. 4.18 Flux decline of secondary effluent after UF membrane filtration with pretreatment.

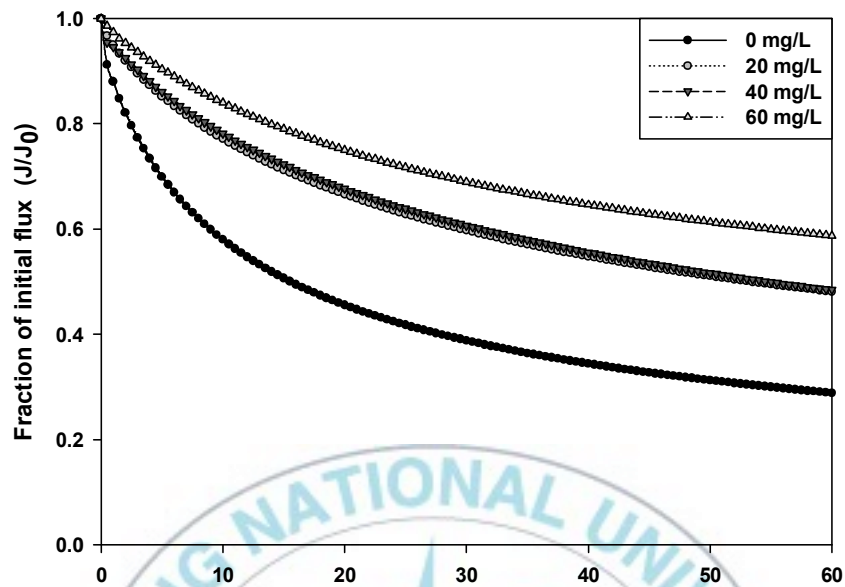


Fig. 4.19 Flux through UF membrane at various alum dose at 45rpm slow mixing intensity.

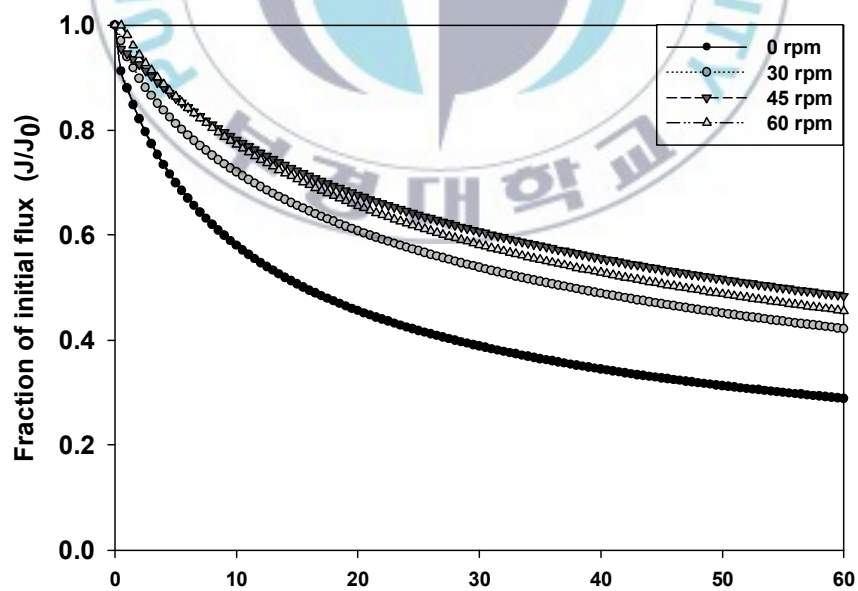


Fig. 4.20 Flux through UF membrane at various slow mixing intensity at 20mg/l alum dose.

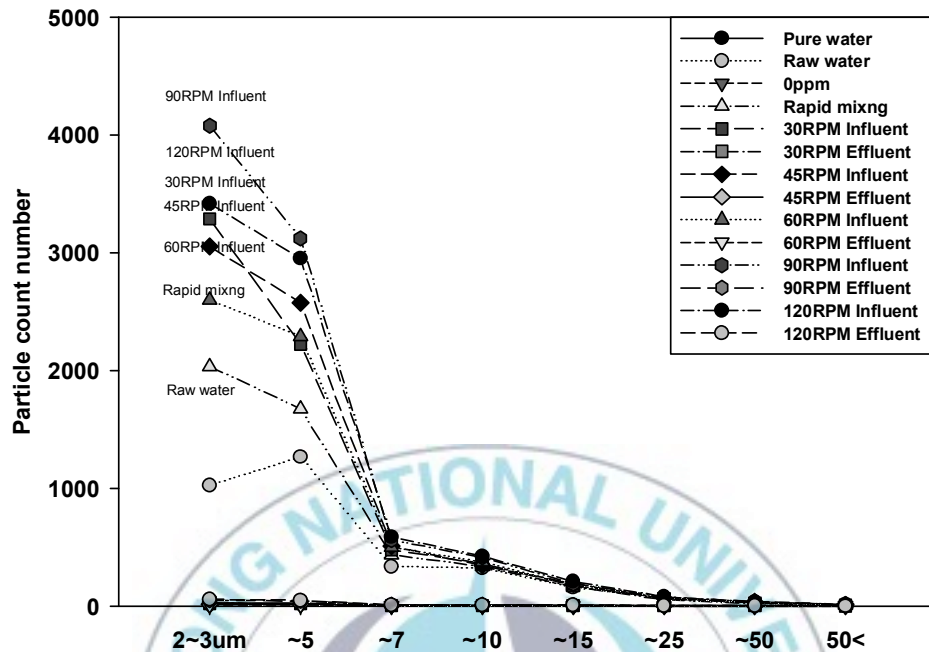


Fig. 4.21 Particle count through UF membrane at various slow mixing intensity at 20mg/lalum dose.

Fig. 4.21은 UF막의 particle count를 나타낸 그림이다. 위 실험에서 7um 이하의 입자크기가 변화가 큰 것을 알 수 있다. 입자 크기가 작을수록 응집의 영향을 많이 받는 것을 알 수 있다. 하수처리수에 비해서 응집제가 주입된 경우에는 입자수가 크게 증가하였다. 이는 응집제가 주입되어 가수분해 생성물이 생성되어 입자수가 증가하는 것을 알 수 있다. 이렇게 생성된 생성물의 경우 막에 의해서 제거되어 입자수가 거의 없어지는 것을 알 수 있다. UF 막을 이용하는 경우에 있어서 보다 효과적인 콜로이드 및 용존성 물질의 배제를 위한 전처리를 위해서 실험결과에서와 같이 응집을 이용한 재이용 전처리를 하는 것이 효율적이라 판단된다.

4.4 직접모래여과와 UF 막의 혼합여과

4.4.1 응집제 주입량에 의한 특성

본 실험은 모래여과와 UF 막을 병용하여 사용하였다. 이는 모래여과를 거치면서 제거된 입자부하에 의해서 후단의 막에 미치는 영향이 감소되어 flux 개선에 도움이 될 것이라는 판단하에 이루어 졌다. 실험은 응집제 주입량 20, 40, 60mg/l를 주입하여 모래여과를 한 후 그 여과수를 UF막을

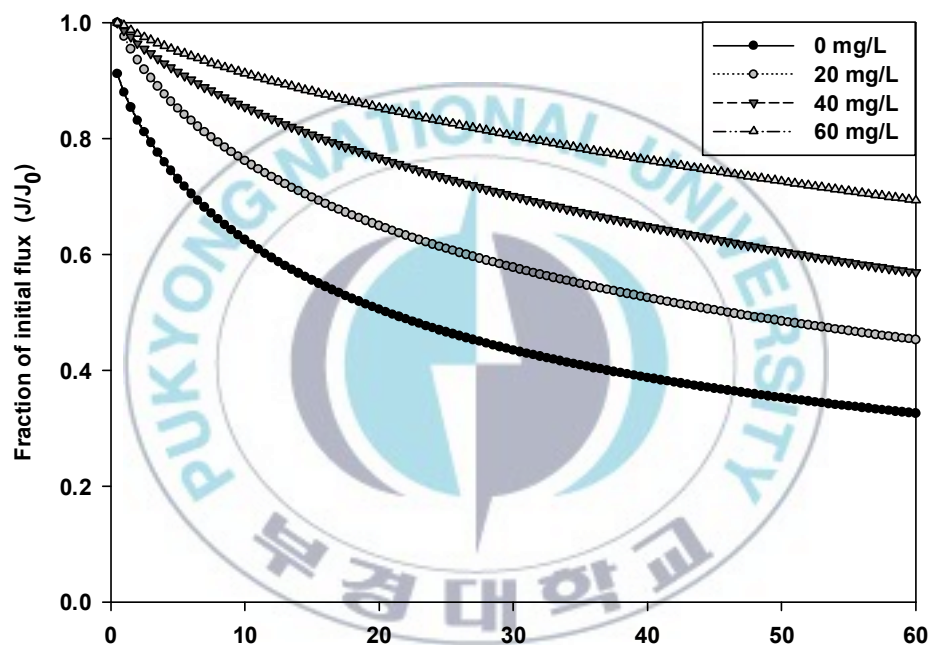


Fig. 4.22 Flux through sand + UF membrane at various alum dose at 45rpm slow mixing intensity.

사용하여 여과를 하였다. Fig.4.22는 응집제 주입량에 따른 flux 변화율을 나타낸 그림이다. UF막 단독으로 사용한 결과와 같이 응집제 주입량이 높을수록 flux 감소율이 줄어드는 것을 볼 수 있었다. 이것은 UF막을 단독으로 사용하였을 경우보다 좋은 것으로 나타났다. Fig.4.23에서 UF 단독사용

하는 경우와 혼합하여 사용하는 경우를 비교하였다. 막을 단독으로 사용하는 것 보다, 전처리로 모래여과를 하는 것이 더 좋은 flux 감소율을 보였는데 이것은 모래여과로 인해서 적은 입자들이 제거되어 막의 fouling에 미치는 영향이 감소한 것으로 보여진다.

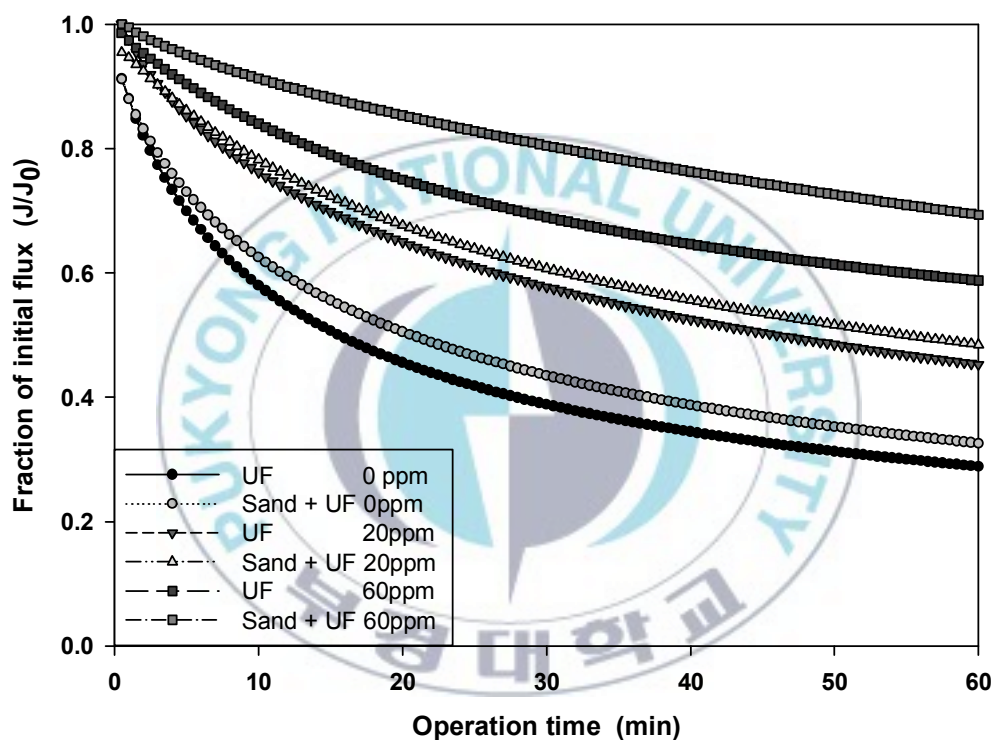


Fig. 4.23 comparison of flux UF only and sand + UF at slow mixing intensity with 45 RPM.

4.5 RO 전처리로서의 SDI 특성

역삼투압 공법은 주로 해수담수화 공정에 많이 쓰인다. 이를 하수에 적용하여 전처리로서의 특성을 알아보려고 SDI를 측정하였다. SDI는 15분을 표준으로 하나 파울링이 심할 경우에는 10분 5분으로 줄여서 측정을 하였다. SDI측정은 ASTM에 있는 측정법에 따라서 2bar의 일정한 압력하에 15분 동안 유량을 통과시킨 시간을 측정하였다. Fig. 4.24의 실험결과 모래여과시에는 SDI_{15} 측정이 한계값에 다다름을 알 수 있다. 그래서 모래여과 단독으로는 RO 전처리로서의 사용에 적합하지 않음을 알 수 있었다.

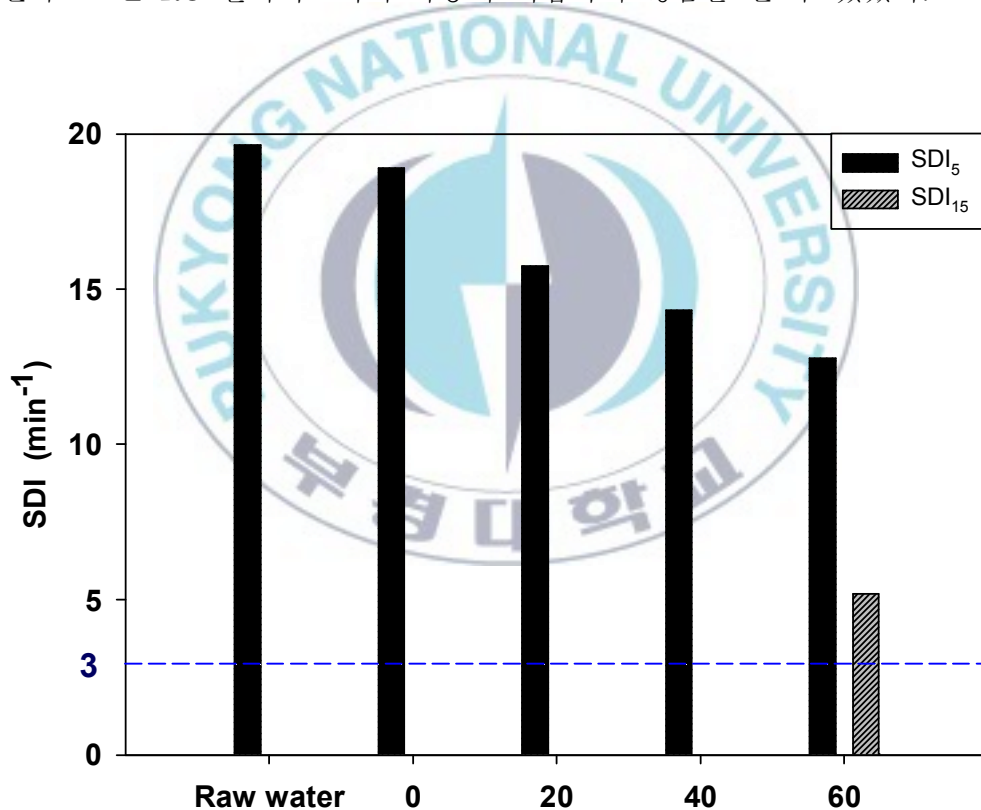


Fig. 4.24 Silt density index of sand direct filtration at various alum dose.

Fig. 4.25의 UF 막의 경우 그 결과 값이 일반적으로 RO 전처리로서 요구되는 3 이하의 값을 만족함을 알 수 있었다. 이는 응집제의 주입량의 여부에 큰 영향을 받지 않음을 알 수 있었다. Fig, 4.26의 모래여과와 UF 막을 같이 사용하는 경우에 있어서도 그 값이 작음을 알 수 있었다. 그러나 그 값이 UF 막의 단독사용보다 크게 차이가 없었다.

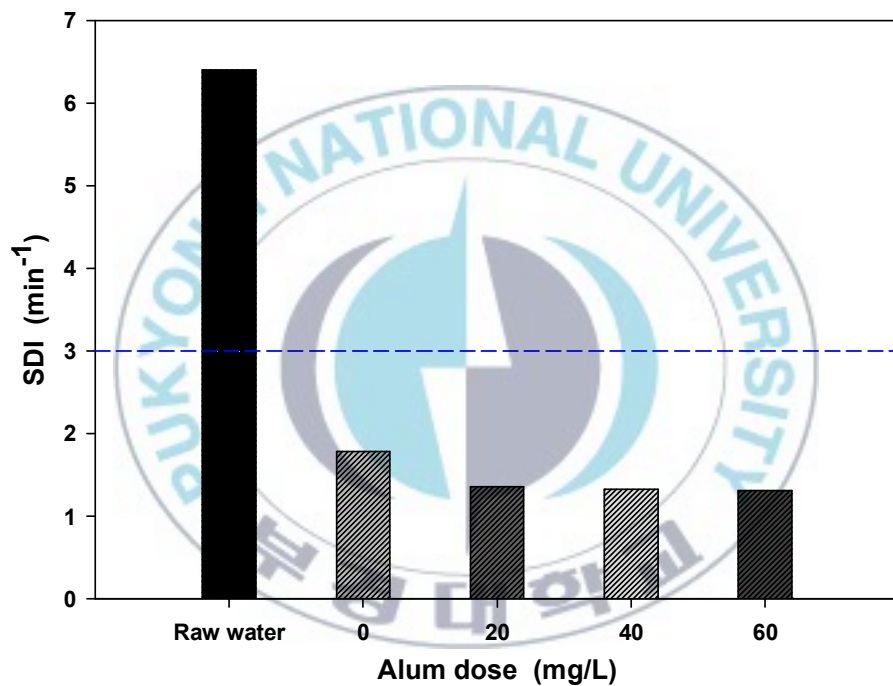


Fig. 4.25 Silt density index of UF membrane at various alum dose.

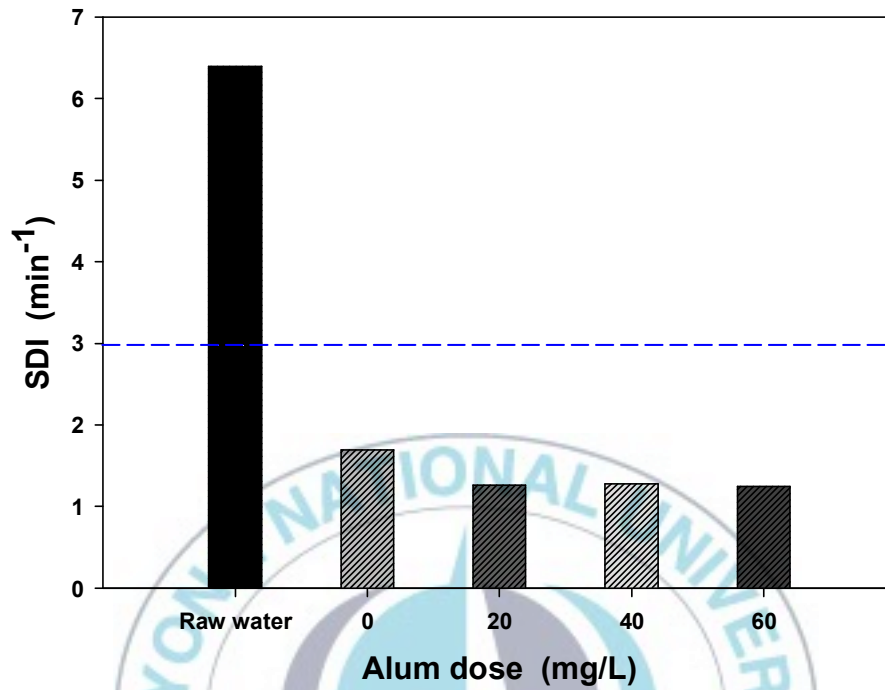


Fig. 4.26 Silt density index of direct filtration + UF membrane at various alum dose.

제 5장 결론

이번 연구에서는 지구온난화로 인한 이상기후 현상과 보다 친환경적인 녹색성장을 위한 연구가 활발해짐에 따라 나날이 심각해지는 수자원 부족해지는 문제를 해결하고 보다 안정적인 수자원 확보를 위해서 하수재이용에 관해서 연구를 하게 되었다.

1. 모래여과를 이용한 실험결과 응집 전처리를 하지 않는 경우에 있어서 40~60% 정도의 탁도 제거율을 보였으나, 처리수의 입자수를 분석한 결과 수중의 플럭의 제거율이 낮은 경향을 보였다.
2. 응집 전처리를 한 경우에 있어서는 80%정도의 탁도 제거율을 보였으며 유출수의 플럭 역시 대부분 감소되는 경향을 보였다. 이는 하수유출수의 플럭이 미생물들을 포함하고 있는 것을 고려할 때 응집 전처리가 필요하다고 판단된다.
3. 효율적인 응집 전처리를 위해서 Back-mixer와 In-line mixer를 사용하여 급속혼화를 한 실험결과 In-line mixer의 경우에 있어서 보다 효과적인 탁도 제거율을 보였다. 이는 In-line mixer의 경우가 Back-mixer보다 혼화 강도가 더 강하다는 측면에서 유리한 것으로 판단된다.
4. 직접모래여과의 경우 하천이나 호수에 직접방류 되었을 경우 수중에 불필요한 조류를 성장시킬 수 있는 질소, 인의 제거에 있어서 인의 경우 응집을 이용하여 90%이상 제거가 가능하다고 나타났지만 다른 질소, 염

소의 경우에는 보다 고도처리를 통한 제거가 필요함을 알 수 있었다.

5. 하수처리수의 고도처리로 UF막을 사용할 경우에 있어서 입자상 및 콜로이드성 물질의 경우에는 전처리를 하지 않는 경우에도 제거가 됨을 알 수 있었다. 그러나 효율적인 flux 감소를 위해서는 전처리로서 응집을 이용하는 것이 좋다고 판단된다.

6. 보다 효율적인 UF 막의 운전을 위해서 막의 전처리로서 모래여과 공정을 도입함으로써 막에 영향을 미치는 용존성 입자의 floc 형성을 이용한 제거가 가능하여 막의 운전에 도움을 준 것으로 판단 되었다.



5. 역삼투압 공정의 전처리로서의 효율을 실험한 결과 모래여과만으로는 불충분한 것으로 판단 되었고 UF 막을 이용하는 경우 전처리 조건에 따라 좋은 결과를 얻을 수 있는 것으로 생각 되었다.
6. 향후 RO를 이용하지 않고 UF 단독으로 처리를 할 경우에 있어서는 농업용수로서의 중금속 및 염소 질소의 제거를 위한 보다 효율적인 공정의 연구가 필요한 것으로 판단되었다.



참 고 문 헌

- Abdessemed, D., Nezzal, G. and Ben Aim, R., Treatment of wastewater by ultrafiltration, *Desalination*, 126, 1~5, (1999).
- Abdessemed, D. and Nezzal, G., Treatment of primary effluent by coagulation -adsorption-ultrafiltration for reuse, *Desalination*, 152, 367~373, (2002a).
- Abdessemed, D., Nezzal, G. and Ben Aim, R. Fractionation of secondary effluent with membrane separation, *Desalination*, 1462, 433~437, (2002b).
- Adham, S. S., Vernon, L. S., Mark, M. C. and Jean, L. B., Predicting and verifying organics removal by PAC in an ultrafiltration system, *J. AWWA*, 83(12), 81~91, (1991).
- Adin, A. Bauman, E. R. and Cleasby, J. L., The application of filtration theory to pilot plant design, *J. AWWA*, 71(1), 17, (1979).
- Adin, A. and Elimelech, M., Particle filtration in wastewater irrigation, *J. Irrigation and Drainage Eng. ASCE*, 115(3), 474~487, (1989).
- Adin, A. and Asano T., The role of physical-chemical treatment in wastewater reclamation and reuse, *Wat. Sci. Tech*, 37(10), 79~90, (1998).
- Ahn, K. H., Cha, J. H. Y., Song, K. G. and Yoo, H., Application of tubular ceramic membranes for building wastewater reuse, In Proc.,

- IAWQ 19th International Conference*, Vancouver, Canada, 136~143, (1998).
- Ahn, K. H. and Song, K. G., "Treatment of domestic wastewater using microfiltration for reuse of wastewater", *Desalination*, 126, 7~14, (1999).
- Amirtharajah, A., Fundamentals and theory of air scour, *J. Env. Eng. Div.*, ASCE, 110(3), 573~590, (1984).
- Amirtharajah, A. and O'Melia, C. R., Coagulation process : destabilization, mixing, and flocculation,. In *Water Quality and Treatment*, 4th Ed., McGraw-Hill, NY, (1990).
- Amirtharajah, A. and O'Melia, C. R., Coagulation process: destabilization, mixing, and flocculation, In *Water Quality and Treatment*, 4th ed., AWWA, pontius, F. W.(Tech. ed.), McGraw-Hill, (1991a).
- Amirtharajah, A., Clark, M. M. and Trussell, R. R., *Mixing in coagulation and flocculation*, AWWA Research Foundation, eds, Denver, 256~281, (1991c).
- Asano, T. and Levine, A. D., Wastewater reclamation, recycling and reuse: past, present, and future, *Wat. Sci. Tech.*, 33(10-11), 1~14, (1996).
- Asano. T., Wastewater reclamation and reuse, CRC press, USA: Technomic publishing company, (1998).

- AWWA Filtration Research Committee, The status of direct filtration, *J. AWWA*, 76, 405~411, (1980).
- Baumann, E. R. and Cleasby, J. L., Wastewater filtration: design considerations, technology transfer, series No. EPA-625/4-74-007a: US EPA, (1974a).
- Baumann, E. R. and Huang, J. Y. C., Granular filters for tertiary wastewater treatment, *J. Water Pollution Control Federation*, 46(8), 1958~1973, (1974b).
- Bench, B. I., Middlebrooks, E. J., George, D. B. and Reynolds, J. H., Evaluation of wastewater filtration, water quality series, No. UWRL/Q-81/01, Utah water research laboratory. (1981).b
- Blatt, W. F., Membrane Science and Technology. Plenum Press, New York, (1970).
- Bourgeois, K. N., Darby, J. L. and Tchobanoglous, G., Ultrafiltration of wastewater: effects of particles, mode of operation, and backwash effectiveness, *Wat. Res.*, 35(1), 77~90, (2001).
- Camp, T. R., Theory of water filtration, *J. Sanitary Eng. Div.*, Proc., ASCE 95: SA31, 399~422, (1969).
- Campos, C., Baudin, I. and Laine, J. M., Adsorption performance of powdered activated carbon ultrafiltration systems, Proc. of the conf. on membranes in drinking and Industrial water production, vol. 1, paris, france, 3-6, 189~195, (2000).

Carroll, T., King, S., Gray, S. R., Bolto, B. A. and Booker, N. A., The fouling of microfiltration membranes by NOM after coagulation treatment, *Wat. Res*, 34(11), 2861~2868, (2000).

Chuang, C. J. and Li, K. Y., Effect of coagulant dosage and grain size on the performance of direct filtration, *Separation and Purification Tech.*, 12, 229~241, (1997).

Cicek, N., Winnen, H., Suidan, T., Wrenn, B., Urbain, V. and Manem, J., Effectiveness of the membrane bioreactor in the biodegradation of high molecular weight compounds, *Wat. Res.*, 32(5), 1553~1562, (1998).

Cikurel, H., Rebhun, M., Amirtharajah, A. and Adin, A., Wastewater effluent reuse by in-line flocculation filtration process, *Wat. Sci. & Tech*, 33(10-11), 203~211, (1996).

Cleasby, J. L., Hilmo, D. J., Dimitracopoulos, C. J. and Diaz-Bossio, L. M., Effect filtration methods for small water supplies, Final report environmental protection agency cooperative agreement No. CR8088-37-01-0, NTIS No. PB84-187-905, (1984).

Cleasby, J. L., Filtration, in water quality and treatment, a handbook of community water supplies, ed. by F.W. pontius, AWWA, Denver, (1990a).

Cleasby, J. L., Direct filtration of surface water, in proceeding of the

- international conference on water and wastewater, July 11-15, 1989, Academic periodical press, Beijing, China, (1990b).
- Cote, P., Buisson, H. and Praderie, M., Immersed membranes activated sludge process applied to the treatment of municipal wastewater, In Proc., *IAWQ 19th International Conference*, Vancouver, Canada, 198~203, (1998).
- Cullen, T., Letterman, R. D., The effect of slow sand filter maintenance on water quality, *J. AWWA*, 77, 48~55, (1985).
- Culp, R. L., Wesner, G. M. and Culp, G. L., Handbook of advanced wastewater treatment(2rd), New York, Van Nostrand Reinhold, (1978).
- Dentel, S. K. and Gossett, J. M., Mechanism of coagulation with aluminum salts, *J. AWWA*. 80(4), 187~198, (1988).
- Dykes, G. M., and Conlon, W. J., Use of membrane technology in FLORIDA, *J. AWWA*, 81(11), 43~46, (1989).
- Edzwald, J. K., Becker, W. C. and Tambini, S. J., Organic, polymers and performance in direct filtration, *J. Env. Eng. Div.*, ASCE, 113, 167~185, (1987).
- Edzwald, J. K., Coagulation in drinking water treatment: particles, organics and coagulants, *Wat. Sci. & Tech.*, 27(11), 21~35, (1993).
- Edward, B. J., Removal of Natural Organic Matter in Biofilters, *J AWWA*, 87(12), 40-54, (1995).

EPA, "Manual-guideline for water reuse," EPA/625/R-92/004, U.S. environmental protection agency and U.S. agency for international development, washington, DC, (1992).

Fitzpatrick, J. A. and Swanson, R., Evaluation of full-scale tertiary wastewater filters, EPA/600/2-80-005: USEPA, (1980).

Frias, J., Ribas, F. and Lucena, F., A method for the measurement of biodegradable organic carbon in waters, *Wat. Res.*, 26, 255~258, (1992).

Ghosh, M., Amirtharajah, A. and Adin, A., Particle destabilization for tertiary treatment of municipal wastewater filtration, *Wat. Sci. & Tech.* 30(9), 209~218, (1994).

Graham, N. J. D., Brandao, C. C. S. and Luckham, P. F., Evaluating the removal of color from water using direct filtration and dual coagulants, *J. AWWA*, 84(5), 105~113, (1992).

Gregory, J., Fundamentals of Flocculation. Critical Reviews in *Environmental Control*. 19(3), 185~230, (1989).

Hamoda, M. F., Al-Ghusain, I. and Al-Mutairi, N. Z., Sand filtration of wastewater for tertiary treatment and water reuse, *Desalination*, 164, 203~211, (2004).

Herzig, J. P., Leclerc, D. M. and Le Goff, P., Flow of suspensions through porous media: application to deep filtration, *Ind. Eng. Chem.*, 62, 8~35, (1970).

- Howe, K. J. and Clark, M. M, "Coagulation pretreatment for membrane filtration," AWWA Research Foundation, Denver, AWWARF & AWWA, (2002).
- Huck, P. M., Measurement of biodegradable organic matter and bacterial growth potential in drinking water, *J. AWWA*, 82(7), 78-86, (1990).
- Hunter, R. J., and Liss, P. S., The surface charge of suspended particles in estuarine and coastal water, *Nature*, 282(82), 3, (1979).
- Hutchinson, W. R., High-rate direct filtration, *J. AWWA*, 68(6), 292~298, (1976).
- Hutchinson, W. and Foley, P. D., Operational and experimental results of direct filtration, *J. AWWA*, 66(2), 79, (1974).
- Iwasaki, T., Some notes on sand filtration, *J. AWWA*, 29, 1591~1602, (1937).
- Ives, K. J., Rapid filtration, *Wat. Res.*, 4(3), 201~223, (1970).
- Ives, K. J., A new concept of filtrability, *Prog. Water Thchnol.*, 10, 123, (1978).
- Ives, K. J., Deep bed filtration: Theory and Practice, *Filtration and Separation*, 17, 157~166, (1980).
- Jacangelo, J. G., DeMarco, J., Owen, D. M. and Randtke, S. J., Selecting processes for removing NOM, *J. AWWA*, 87(1). 64~77, (1995b).

- Jonsson. A. S. and Jonsson. B., The influence of nonionic and ionic surfactants on hydrophobic and hydrophilic ultrafiltration membranes. *J. memb. Sci.*, 56, 49~76, (1991).
- Kachalsky,, L. A. and Masterson, T., Membrane filtration of sewage treatment plant effluent, In *Proc. AWWA 1995 Memb. Tech. Conf.*, Aug. 13-16, Reno, NV, 517~563, (1995).
- Kaminski, I., Vescan, N. and Adin, A., Particle size distribution and wastewater filter performance, *Wat. Sci. & Tech.*, 36(4), 217~224, (1997).
- Kawamura, S., "Integrated design of water treatment facilities," John Wiley & Sons Inc, (1991).
- Kawamura, S., Considerations on improving flocculation, *J. AWWA*, 68(6), 328, (1976).
- Kim, J. S., Lee, S. J., Yoon, S. H. and Lee, C. H., Competitive adsorption of trace organics on membrane and powdered activated carbon in powdered activated carbon-ultrafiltration system. *Wat. Sci. & Tech.*, 34(9), 223~229, (1996).
- Kirkpatrick, W. R. and Asano, T., Evaluation of tertiary treatment systems for wastewater reclamation and reuse, *Wat. Sci. & Tech.*, 18(10), (1986).
- Laine, J. M., Hagstrom, J. P., Clark, M. M. and Mallevialle, J., Effects of Ultrafiltration Membrane Composition, *J. AWWA*, 81(11), 60~67,

(1989).

Lahoussine-Turcaud, V., Wiesner, M. R. and Bottero, J. Y., Fouling in tangential flow ultrafiltration: The effect of colloid size and coagulation pretreatment, *J. Membrane Science*, 51, 173~190, (1990).

Laine, J. M, Jacanjelo, J. G., Cummings, E. W, Carns, K. E. and Mallevialle, J., Influence of bromide on low-pressure membrane filtration for controlling DBPs in surface waters, *J. AWWA*, 85(6), 87~99, (1993).

Leslie, G. L., Dunivin, W. R., Gabiell, P., Conklin, S, R., mills, W. R. and Sudark, R. G., Pilot testing of microfiltration and ultrafiltration upstream of reverse osmosis during reclamation of minicipal wastewater, In *Proc. ADA 1996 Biennial Conf.* Monterey, CA, 29, (1996).

Letterman, R. D. and Logsdon, G. S., Survey of direct filtration practice- Preliminary report, *Proc. AWWA Ann., Conf.* New Orleans, (1976).

Letterman, R. D., "Filtration strategies to meet the surface water treatment rule," AWWA, Denver, pp. 113~118(1991).

Letterman, R. D., "Water quality and treatment," pp. 8.42~8.45, McGraw- Hill(14th), NY, (1999).

Mavrov, V., Chmiel, H., Kluth, J., Meier, J., Heinrich, F., Ames, P., Backes, K. and Usner, P., Comparative study of different MF and UF

- membranes for drinking water production, *Desalination*, 117(1~3), (1998).
- Mintz, D. M., Theoretical principles of water purification, Bldg, Construct, Publ., Moscow, USSR, (1964).
- Montgomery, J. M., "Water Treatment Principles and Design," Jhon Wiley & Sons, New York, (1985).
- Mozia, S. and Tomaszewska, M., Treatment of surface water using hybrid process-adsorption on PAC and ultrafiltration, *Desalination*, 162, 23~31, (2004).
- Nishijima, W., Fahmi, Mujaidani, T. and Okada, M., DOC removal by multi-stage ozonation-biological treatment, *War. Res.*, 37(1), 150~154, (2003).
- Noble, R. D. and Stern, S. A., Membrane Separation Technology, Principles and Applications. Elsevier, (1995).
- Norwood, D. L., Johnson, J. D., Christman, R. F. and Millington, D. S., In water chlorination: environmental impact and health effect, 4, ann arbor science publishers, (1983).
- O'Melia, C. R. In: Physicochemical processes for water quality control, Weber, W. J., Jr., Ed., New York: Jhon Wiley & Sons, Inc., (1972).
- Randtke, S. J., Organic contaminant removal by coagulation and related process combination, *J. AWWA*, 80(5), 40, (1988).

Rebhun, M. and Lurie, M., Control of organic matter by coagulation and floc separation, *Wat. Sci. & Tech.*, 27(11), (1993).

Rebhun, M., Furer, Z. and Adin, A., Contact flocculation-filtration of humic substances, *Wat. Res.*, 18(8), 963~970, (1984).

Schnitzer, M. and Khan, S. U., Humic substances in the environment, Marcel dekker, New York, (1972).

Stumm, W. and O'Melia, C. R., Stoichiometry of coagulation. *J. AWWA*, 60(5), 514~539, (1968).

Stumm, W. and Morgan, J. J., Aquatics Chemistry. 2nd eds. John Wiley and Sons, NY, (1981).

Tate, C. H, Lang, J. S. and Hutchinson, H. L., "Pilot plant tests of direct filtration," *J. AWWA*, 69(7), 379~384(1977).

Tchobanoglous, G. and Eliassen, R., Filtration of treated sewage effluent, *J. Sanitary Engineering Division*, ASCE, 96, SA2, Proc, Paper 7210, 243, (1970).

Tchobanoglous, G., Burton, F. L., "Wastewater engineering: treatment, disposal and reuse," 3rd ed., McGraw-Hill, New York, (1991).

Tchobanoglous, G., Burton, F. L. and David, S. H., "Wastewater engineering: treatment and reuse," 4th ed., Metcalf & Eddy Inc., Boston, McGraw-Hill, (2003).

- Tebbutt, H. Y., An investigation into tertiary treatment by rapid sand filtration, *Wat. Res.*, 5(3), 81~92, (1971).
- Viessman, W. and Hammer, M. J., Water supply and pollution control, sixTh ed., addision Wesley Longman, California 725~793, (1998).
- Wiesner, M. R., Clark, M. M. and Mallevialle, J., Membrane filtration of coagulated suspensions, *J. Env. Eng.*, ASCE, 115(1), 20~40, (1989).
- Yeh H. H. and Huang, W. J., The fate of dissolved organic in water purification processes treating polluted raw water. *Wat. Sci. & Tech.*, 27(11), 71~80, (1993).
- 김은주, 정철우, 최시환, 강임석, 정수공정시 급속혼화 조건이 응집 효율에 미치는 영향, 대한환경공학회지, 23(4), 631~640, (2001).
- 김수한, 박희경, 인라인 주입방식을 활용한 응집-정밀여과 공정의 효율향상, 대한환경공학회지, 26(1), 7~14, (2004).
- 안수경, 이철우, 정철우, 강임석, 응집-UF 정수공정을 위한 최적응집전처리 조건의 결정, 대한환경공학회 추계학술발표집, p. 925~930, (2003).
- 이태관, “직접여과법”, 한국환경정책·평가연구원(1993).
- 서울시정개발연구원, 하수처리수 재이용의 타당성 연구, (1999).
- 제주도광역수자원관리본부, 제주지역 하수처리장 방류수 재이용 방안 연구 보고서(1), (2003).
- 최시환, 정수공정 개선을 위한 급속혼화조건에 대한 연구, 부경대학교 환경

공학과 박사학위논문, (2003).

한국건설기술연구원, 합성세제가 상수처리 공정에 미치는 영향에 관한 연구, (1991).

한승우, 이철우, 강임석, 폴리아민과 PACl 혼합응집제를 이용한 정수처리 효율 개선, 한국화학공학회지, 41(3), 319-325, (2003).



감사의 글

실험실에 들어 온지 어느덧 2년이란 시간이 지나갔습니다. 처음 실험실을 들어와서 낯선 느낌을 애써 지우려 애쓰던 때부터, 어느새 학교가 집보다 더 편하게 느껴지는 지금에 이르기까지, 지난 시간들을 돌이켜 보면 참으로 많은 것을 배우고 느끼며, 내 자신이 한결 성장한 시간이었다고 느껴집니다. 무엇보다도 소중한 경험은 지난 시간동안에 느끼지 못했던 나 자신에 대한 부족한 점을 알 수 있었다는 것과, 주위 사람들이 누구보다 소중하다는 것을 알게 된 시간이었습니다. 지난 시간동안 함께 있으면서 늘 좋은 사람이 되라며 부족한 저에게 많은 것을 가르쳐 주셨던 강임석교수님과 모르는 것이 있으면 제가 알기 쉽게 설명해주신 한승우선배님, 실험실에서 못하는 실험이 있으면 언제든지 달려오라고 하시던 손희종선배님과 정철우선배님, 늘 함께 술한잔하며 격려해주신 배상대 박사님과 정말 많은 것을 가르쳐 준 선배이자 친구인 동민이 늘 소심해서 걱정이라며 용기를 가지고 자신있게 세상을 향해서 외치라고 하시던 이철우선배님, 나 때문에 일만 많이한다고 투덜거리던 인성이, 실험실에서 실험을 도와 주던 광훈이, 주희, 현웅이, 민경이와 여기에 언급하지 못해서 죄송스러운 많은 선후배님들. 이런 좋은 사람들이 있었기에 지금 제가 이렇게 감사의 글을 남길 수 있다고 생각합니다. 이렇게 늦은 나이까지 제 공부 뒷바라지를 해주신 제 아버지, 늘 자신과 비슷하기 때문에 많이 닮았다고 하시면서 한결같이 제 뒤에 계신것에 대해서 감사드립니다. 아침 일찍나가면 늘 밥먹고 가라고 말씀해주시는 어머니께 또 한번 감사의 말을 드립니다. 이제는 제가 은혜에 보답하는 아들이 되고자 합니다. 못난 자식 늘 걱정만 하시면서 효도 한번 해드리지 못해드린, 지금은 하늘에서 계실 고 윤정선 어머님께 이 글을 바칩니다. 그리고 사랑하는 나의 동생 효정이, 상준이에게 고맙다는 말을 남긴다. 지금 이렇게 글을 남기면서 또 한번 내 가슴에 소중한 사람들을 되뇌이게 됩니다. 이제는 제가 선후배님들에게 멋진 모습을 보이려고 합니다. 부족한 저이지만 많은 격려를 부탁드립니다. 이 글을 마칩니다.