

역삼투법 해수담수화 전처리 여과공정의 최적조건

Determination of the optimum filtration conditions in pretreatment of seawater desalination by reverse osmosis

김승현^{1*} · 윤종섭¹ · 이석현²

Seung-Hyun Kim^{1*} · Jong-Sup Yoon¹ · Seockheon Lee²

1 경남대학교 토목공학과, 2 한국과학기술연구원

1 Civil Engineering Department, Kyungnam University, 2 Korea Institute of Science and Technology

(2009년 1월 22일 접수; 2009년 3월 17일 수정; 2009년 3월 30일 채택)

Abstract

This study examines the optimum filtration conditions in pretreatment of seawater desalination by reverse osmosis. For this purpose, Masan bay seawater is treated through a gravity filter column while FeCl₃ is added as coagulant. The conditions of coagulant dosage, media depth, filtration rate, and backwash time are evaluated. The study results show that the filtrate quality improved with increasing coagulant dosage, but head loss rapidly increased. After 4mg/L, the unit filter run volume reduced to less than 200m³/m². Considering the head loss development, 4mg/L is determined as the optimum dosage. The better filtrate qualities are obtained with depth of 100cm than that of 80cm. The two stage filtration, which outperformed the single stage filtration, is suggested for treatment of Masan bay. The filtration rate of 5m/h is decided as the optimum condition considering the head loss development. At 10m/h, the filtrate quality deteriorated even though the extent was minimal, and head loss increased rapidly. The backwash time of 10 min is decided appropriate.

Key words : seawater desalination, filtration, coagulant dosage, filtration rate, media depth, backwash time

주제어 : 해수담수화, 여과, 응집제 주입량, 여과속도, 여재층 높이, 역세척 시간

1. 서론

역삼투법 해수담수화 시설을 안정적으로 운전하기 위해서는 성공적인 전처리 공정이 필수적이다. 역삼투막 유입수의 수질이 불량하면 막오염으로 인해서 정상적인 운전이 어려워지기 때문이다. 막오염은 화학세정의 빈도를 증가시키며, 그로 인한 생산성 감소 및 처리수질의 악화로 운영비가 증가된다(Mitrouli 등, 2008). 역삼투막 유입수의 수질을 개선하기 위하여 전처리를 실시하며, 전처리 수질은 통상

SDI (Silt Density Index) 수치로 평가한다. 역삼투막 제조업자들은 SDI (15 분) 3~4 이하를 적합한 전처리 수질로 권장한다 (Wolf 등, 2005).

전처리로 가장 많이 사용되는 공정이 여과이다. 여과는 단일의 여재보다는 두 가지 이상의 여재를 포함하는 이중여과를 주로 사용한다. 이중여과의 여재는 수처리에서 통상적으로 사용하는 바와 같이 모래와 안쓰라사이트로 (anthracite) 구성된다. 여과지의 운전조건은 특별히 규정되어 있지는 않

* Corresponding author Tel:+82-55-249-2671, Fax:+82-55-249-2664, E-mail: shkim@kyungnam.ac.kr(Kim, S.H.)

고, 시설에 따라서 다른 조건을 사용하고 있다. 문헌에 나타난 조건을 요약해 보면, Tenzer 등은 (1999) 여과속도는 10 m/h, 여재 깊이는 1.2 m를 보고하였다. 카타르 도하지역의 해수를 원수로 사용한 Ebrahim 등은 (1995) 모래 1 m, 안쓰라사이트 0.7 m의 여과지를 10 m/h의 여과속도로 운전한 결과를 보고하였다. Shahalam 등은 (2002) 1 m 깊이의 여재를 보고하였다. 이보다 빠른 여과속도도 (11.7 m/h) 보고되었다 (Moch, 2002). Isaias는 (2001) 여재의 특성과 역세척 속도에 대하여 보고하였다. 이들에 의하면 여재의 균등계수는 1.3~1.5이며, 역세척은 원수를 사용하여 하루에 한 번 실시하였다. 역세척 속도는 모래여과는 (입경 0.425~0.6 mm) 0.38 m/min, 이중여과는 (안쓰라사이트 입경 1.2~2.4 mm, 모래입경 0.6~1.2 mm) 0.75 m/min으로 하였다.

이와 같이 해수처리에 사용되는 여과와 담수처리에 사용되는 여과의 운전조건이 다른 반면, 최적 조건을 도출하기 위한 연구는 없는 실정이다. 그러므로, 본 연구는 역삼투법 해수담수화 시설의 전처리로 사용되는 여과지의 최적 조건을 도출하기 위한 목적으로 실시되었다.

2. 실험

본 연구에 사용된 여과 컬럼의 모식도는 Fig. 1에 제시하였다 (내경 6 cm, 길이 2 m). 여과지는 이중여과로 안쓰라사이트와 Filtralite® 및 모래를 여재로 사용하였다. 체 분석을 통해 측정된 여재의 특성과 여과층의 높이를 Table 1에 제

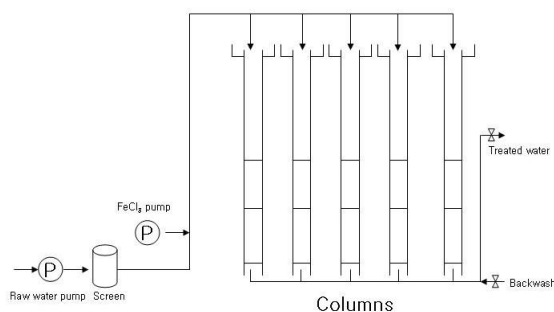


Fig. 1. Schematic diagram of the filter column

Table 1. Characteristics of filter media

Description	Effective Size (ES), mm	Uniformity Coefficient (UC)	Depth, mm
Anthracite	0.9	1.2	500
Sand	0.7	1.4	300/500
Filtralite®	1.2	1.4	500

시하였다. 본 연구에 사용된 원수는 마산만 해수이다. 마산만 해수의 특성 및 계절별 변화는 3.1에 나타내었다.

2.1 응집제 주입량

예비운전 결과 여과속도가 5 m/h를 초과하는 경우에는 손실수두가 너무 빠르게 증가하는 것으로 나타났으므로 여과 컬럼은 5 m/h의 여과속도로 운전하였다. 응집제는 FeCl₃를 사용하였으며, 최적 주입량을 찾기 위하여 FeCl₃주입량을 1, 2, 4, 8, 10 mg/L로 변화시켰다. 여과지는 하루에 1번 0.8 m/min의 속도로 역세척을 실시하였다. 실험은 조건에 따라서 1주일 정도 실시하였으며, 평균치를 결과의 분석에 사용하였다. 여과성능은 여과수질과 손실수두 증가율을 측정하여 평가하였다. 평가를 위하여 여과수질의 탁도, 입자수, COD 농도, chlorophyll-a 농도와 SDI 수치를 측정하였다. 탁도는 2100N Turbidimeter (Hach)를, 입자수는 PC 2400 PS (Chemtrac)을 이용하여 측정하였으며, COD와 chlorophyll-a 농도는 해양환경공정시험법에 (해양수산부, 2005) 준하여 측정하였다. SDI는 ASTM에 (ASTM, 1995) 준하여 측정하였다.

2.2 여재 깊이

최적 깊이를 결정하기 위해서 두 종류의 여재 깊이를 비교하였다 (80 cm, 100 cm). 여재는 안쓰라사이트와 모래를 사용하였다. 안쓰라사이트의 깊이는 50 cm로 고정하고 모래의 깊이는 한 지는 30 cm, 다른 지는 50 cm를 사용하였다. 해수는 응집실험과 마찬가지로 마산만 해수를 사용하였고, 여과지에 유입되기 전 FeCl₃를 4 mg/L 주입하였다. 여과지는 5 m/h의 여과속도로 운전되었으며, 24 시간 운전 후에는 0.8 m/min 속도로 역세를 실시하였다. 최적의 여재 깊이를 결정하고 난 후에는 2단여과의 효과를 조사하였다. 안쓰라사이트와 모래로 구성된 이중여과를 두 지 설치하여 1단 여과지를 거친 처리수를 2단 여과지에 유입하였다. 참고로 1단 여과지와 2단 여과지는 모두 100 cm 깊이의 여재층으로 갖는다. 응집제는 (FeCl₃, 4mg/L) 1단 여과지에만 주입되었으며, 2단 여과지에는 응집제를 주입하지 않았다. 여과지는 두 지 모두 5 m/h의 여과속도로 운전하였으며, 역세척은 매일 한 번 0.8 m/min 속도로 실시하였다. 최적의 여재 깊이를 결정하기 위하여 여과수질을 이용하여 평가하

었다. 여과수질은 응집제 주입량실험과 동일한 항목을 측정하였다.

2.3 여과속도

마산만 해수의 처리에 적합한 여과속도를 선정하기 위하여 두 가지 종류의 (5 m/h, 10 m/h) 여과속도를 평가하였다. 평가에는 모래와 Filtralite[®]를 사용하였다. Filtralite[®]는 안쓰라사이트 대신에 사용하였으며, 그 특성은 Table 1에 제시하였다. 응집제는 FeCl₃를 4 mg/L 주입하였으며, 여과수질과 (탁도, 입자 수, COD, SDI) 손실수두 증가율을 비교하여 여과속도를 평가하였다. 탁도, 입자 수, COD, 손실수두 증가율은 일주일 측정결과를 평균하였다. 역세척은 매일 한번 0.8 m/min 속도로 실시하였다.

2.4 역세척 시간

최적의 역세척 시간을 결정하기 위하여 역세척을 실시한 후 세척 배출수의 탁도를 시간 별로 채취하여 측정하였다. 안쓰라사이트와 모래로 구성된 이중여과를 5 m/h로 24 시간 운전한 후 0.8 m/min의 속도로 역세척을 실시하였다.

3. 결 과

3.1 원수특성 및 연간 수질변화

본 연구에서 원수로 사용한 마산만 해수의 연구기간 동안의 (2007년 12월~2008년 11월) 계절별 수질측정결과를 Table 2에 제시하였다. 측정된 전도도 수치는 41.6~51.8 mS/cm이었다. 마산만 해수의 전기 전도도를 다른 지역과 비교하면, 지중해나 중동지역보다는 낮은 반면 지브롤터 해역 및 아시아 지역과는 유사하였다. 문헌에 따르면 지중해와 홍해는 전기전도도가 각각 58.7 mS/cm, 60.0 mS/cm이었으며 (Glueckstern 등, 2000), 중동지역은 62.7 mS/cm

정도로 보고되었다 (Bonnelye 등, 2004). 반면, 지브롤터 해역 해수의 전도도는 48.7 mS/cm (Brehant 등, 2002), 중국 청도지역의 전기 전도도는 39.0~47.7 mS/cm로 보고되었다 (Xu 등, 2007). 만약 전도도와 TDS (Total dissolved solids)의 비율을 0.7로 가정하면 (Aziz 등, 2000), TDS 농도는 28~35 g/L로 마산만 해수의 이온농도는 표준해수보다 (34.5 g/L) 약간 낮은 편이었다.

Table 2에 의하면, 마산만 해수의 탁도는 0.7~13 NTU, 입자 수는 1,600~8,700/mL이었다. 마산만 해수의 탁도는 다른 지역과 비교해서 비교적 높은 편이었다. 문헌에 의하면, 지브롤터 해역 해수의 탁도는 0.7 NTU (Brehant 등, 2002), 홍해는 0.2~1.1 NTU (Glueckstern 등, 2002), 오만만은 0.12~0.56 NTU, 페르시아만은 0.48~1.13 NTU로 보고되었다 (Bonnelye 등, 2004). 한편 지중해는 1~10 NTU로 마산만 해수와 유사하였고 (Glueckstern 등, 2002), 베네수엘라 해수의 탁도는 5~20 NTU로 마산만 해수보다 높은 편이었다 (Hoof 등, 2001). 마산만 해수의 SDI는 측정되지 않았다. 해수원수에 주로 적용되는 SDI를 (3 분) 측정하였으나, 측정이 불가능하였다.

마산만 해수의 입자 수를 낙동강물의 입자 수와 비교한 결과를 나타낸 Fig. 2에 의하면, 낙동강물과 (5,500/mL) 마산만 해수는 (5,400/mL) 2 μm이상의 총 입자 수는 유사하였으나, 탁도는 상당한 차이가 있었다 (낙동강물 15 NTU, 마산만 2 NTU). 또한, 낙동강물과 마산만 해수는 입자의 구성에서도 달랐다. 마산만 해수는 대부분 작은 크기의 입자들로 구성되어 7 μm미만의 입자가 많은 반면, 낙동강물은 7 μm이상의 입자가 많았다. 입자들이 작을수록 여과나 침전에 의해서 제거가 어려워지므로, 마산만 해수는 낙동강

Table 2. Seasonal water qualities of Masanbayduringthestudyperiod

Parameters	Winter ('07.12~'08.2)	Spring ('08.3~'08.5)	Summer ('08.6~'08.8)	Fall ('08.9~'08.11)	Average
pH	7.7~8.4	7.5~8.4	7.6~8.0	7.4~8.4	7.8
Conductivity, mS/cm	-	43.6~51.8	41.6~49.3	41.8~48.6	47.7
Turbidity, NTU	0.7~2.3	1.0~2.9	0.9~7.7	0.6~13	2.3
Particle, 1000/mL	1.6~7.9	5.0~8.1	2.4~8.7	2.7~6.8	5.5
SS, mg/L	-	4~30	-	-	-
COD, mg/L	-	3.2~13.6	1.6~9.2	3.2~4.8	4.7
UV254, 1/m	5.5~9.5	1.0~6.7	1.0~6.4	1.6~6.6	2.9
Chlorophyll-a, mg/L	0.9~5.5	1.0~11.1	0.9~16.3	3.2	4.6

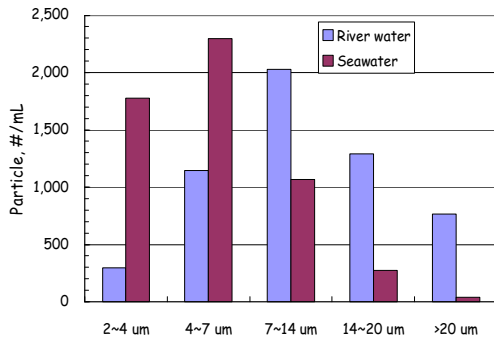


Fig. 2. Comparison of particle counts between seawater and river water

물보다 입자분리공정의 제거효율이 낮을 것으로 예상된다.

마산만은 적조오염으로 유명한 지역이다. 이전의 연구결과에 의하면, 조류의 농도 나타내는 chlorophyll-a 농도가 135 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ 까지 증가하였다 (Kim 등, 2006). 그러나, 이번 연구기간 중에는 적조오염이 관찰되지 않았으며, 그 결과 chlorophyll-a 농도도 16.3 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ 이상 올라가지 않았다. 계절별로는 겨울보다는 봄과 여름철에 chlorophyll-a 농도가 높았다. 연구기간 동안 마산만 해수의 pH는 7.4~8.4이었으며, 평균치는 7.8 이었다. 여름과 가을철보다는 봄철에 pH가 높았다. 봄철에 pH가 높은 이유는 조류 때문으로 추정된다.

마산만 해수의 가장 큰 특징은 유기물 오염이다. 연구기간 중 COD와 UV254 흡광도의 평균농도는 4.7 mg/L, 2.9m⁻¹ 이었다. 해역수질환경기준에 의하면, 공업용 냉각수 내지 선박의 정박이나 사용이 가능한 해역III 등급의 수질기준은 COD < 4 mg/L, T-N < 1.0 mg/L, T-P < 0.09 mg/L이다. 그러므로, 마산만 해수의 유기물 농도는 해역III 등급의 기준에도 미치지 못하였다. 연간 유기물의 변화 폭은 다른 항목보다 큰 편이었다. 계절별로는 여름철에는 COD 농도가 낮은 반면 UV254는 큰 변화가 없었다. 이 결과는 COD와 UV254의 상관관계가 크지 않은 것을 의미한다. 유기물은 역삼투막 막오염의 주요원인이 되므로 (Brehant 등, 2002), 마산만 해수를 원수로 사용해서 역삼투막 공정을 운전하는 경우에는 막오염이 빠르게 진행될 것으로 예상된다.

마산만 해수의 양이온농도를 Table 3에 제시하였다. 이 표에서 알 수 있듯이 마산만 해수는 표준해수와 비교해서 칼륨을 제외한 모든 양이온의 농도가 약간 낮았다.

3.2 응집제 주입량 결정

Table 3. Cationic composition of Masan bay seawater

Parameter	Concentration, ppm	
	Seawater*	Masan bay
B	4.45	4.03
Ca	411	355
K	392	412
Mg	1,290	1,075
Na	10,800	9,238
Si	2.9	0.48
Sr	8.1	6.3

*Typical seawater composition (3.5 % salinity)

응집은 여과지의 성능에 중요한 영향을 미쳐서, 적절한 전처리를 거치지 않은 경우에는 그 영향이 즉각적으로 여과지의 성능에 나타난다. 100여 년 전부터 연구자들은 성공적인 여과운영의 전제조건은 여과지에 유입되는 입자들의 완전한 응집이라고 주장했다 (Fuller, 1898). 여과에서 전처리의 필요성을 인식한 O'Melia는 (1985) 원수수질과 전처리가 여재보다 여과성능에 더 중요하다고 하였다. Cleasby 등은 (1989, 1992) 고속운전에서 양호한 수질의 여과수를 생산하는 여과지를 대상으로 여과지의 성능에 중요한 인자를 조사하였다. 그들의 연구결과에 의하면, 양호한 수질을 생산하기 위해서는 여과지 시설보다 전처리가 중요하였다. 여과 전 응집이 제대로 이루어지지 않은 경우에는 여과지 시설이 아무리 좋게 설계되었다 하더라도 원하는 수질목표를 달성할 수 없었다.

여과에서 응집의 중요성은 이론적으로도 잘 나타나있다. Yao (1968)와 Yao 등은 (1971), 단독입자 여과이론을 통해서 여과수질의 추정할 수 있는 계산식을 (식 1) 제시하였다. 만일 단독입자의 여재로의 운반효율, η 이 브라운 운동보다 침전에 의해서 좌우된다면, 식 1)은 식 2)와 같이 표시할 수 있다. 식 2)에 의하면, 입자직경, d_p 가 증가하면 여과수질이 개선된다. 여과지에 유입되는 입자의 크기는 응집제 주입량의 영향을 받아서, 주입량이 증가할수록 입자가 커진다 (Kim 등, 2006). 즉, 응집제 주입량이 증가할수록 입자 직경이 커지고 따라서 여과수질이 좋아진다. 반면, 응집제 주입량의 증가는 손실수두의 빠른 증가를 가져온다. 여과의 손실수두를 나타내는 Carman-Kozeny 식에 (식3) 의하면, 여재 사이의 공극이 작아질수록 손실수두가 증가한다 (Fair 등, 1968). 응집제 주입량이 증가할수록 여재에 역류되는 불순물이 많아지므로 여재 간의 공극이 감소하고, 이는 손실수두의 빠른 증가로 이어진다. 그러므로, 응집제의 최적 주입량은 여과수질과 손실수두를 함께 고려해서 선정되어

야 한다.

$$\ln \frac{N_{out}}{N_{in}} = -\frac{3}{2} \cdot \frac{(1-\varepsilon)\alpha\eta}{d_c} \cdot L \quad (1)$$

N_{in} : 유입입자 농도 (number concentration of influent particles)

N_{out} : 유출입자 농도 (number concentration of effluent particles)

e : 공극 (porosity)

α : 부착계수 (attachment efficiency factor)

η : 단독입자 운반효율 (single collector transport efficiency)

d_c : 여재 직경 (grain diameter)

L : 여재층 높이 (bed length)

$$\ln \frac{N_{out}}{N_{in}} = -\frac{3}{2} \cdot (1-\varepsilon)\alpha \cdot \frac{(\rho_p - \rho_w)gd_p^2}{18\mu V_o} \cdot \frac{L}{d_c} \quad (2)$$

g : 중력가속도 (gravity acceleration)

m : 물의 점성계수 (viscosity)

ρ_p : 입자밀도 (particle density)

ρ_w : 물 밀도 (water density)

V_o : 여과속도 (filtration velocity)

d_p : 입자직경 (particle diameter)

$$\frac{\Delta h}{L} = k \cdot \frac{\mu}{\rho_w g} \cdot \frac{(1-\varepsilon)^2}{\varepsilon^3} \cdot S_o^2 \cdot V_o \quad (3)$$

Δh : 손실수두 (head loss)

k : Carman-Kozeny 계수 (Carman-Kozeny coefficient)

S_o : 여재 비표면적 (surface area per unit volume of grain)

응집제 주입량을 결정하기 위한 실험결과를 Fig. 3과 Table 4에 요약하였다. 실험결과 위의 식에서 예상된 바와 같이 응집제 주입량이 증가될수록 오염물의 제거효율도 따라서 증가하였다. 오염물 별 제거효율은 다르게 나타나, 유기물보다는 탁도 및 입자 수의 제거효율이 더 높았다. Fig. 3에 의하면, COD의 최대 제거율은 34 %에 불과하였다. 반면, 탁도의 제거율은 두 배에 가까운 64%, 입자 수의 최고 제거율은 78 %까지 이르렀다. 탁도와 입자 수를 비교하면, 탁도 보다는 입자 수가 응집제 주입량의 변화에 민감하게 반응하였다. 응집제 주입량이 1 mg/L에서 10 mg/L까지 증가하는 동안 입자 수의 제거율은 31~78 %까지 개선된 반면 탁도 제거율은 43~64 %이어서, 탁도와 비교해서 입자수의 변화 폭이 훨씬 더 넓었다. 이는 여과에 의한 입자제거효율은 탁도보다 입자 수가 바람직할 수 있다는 것을 의미한다. 여과는 탁도와 입자 수 외에 조류농도를 나타내는 chlorophyll-a의 제거에도 상당히 효과적이었다. 응집제 주입량을 8 mg/L까지 증가시킴으로써, 89 %의 제거율을 얻을 수 있었다.

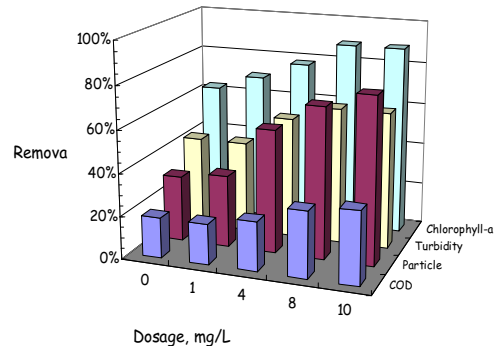


Fig. 3. Removal efficiencies of various contaminants according to coagulant dosages

Table 4. Summary of experimental results for optimum coagulant dosage

Dose mg/L	Turbidity, NTU	Particle ¹⁾ , 1,000/mL	COD, mg/L	Chlorophyll-a, g/L	SDI ²⁾	Δh ³⁾ cm/h
0	0.8~0.9(0.8)	2.5~5.5(4.1)	2.4~12(5.2)	0.5~1.7(1.0)	-	0.42
1	0.6~0.9(0.8)	2.4~5.4(3.9)	3.2~11(5.2)	0.4~1.2(0.8)	30.8/-	1.6
4	0.4~0.9(0.6)	0.9~2.9(2.5)	2.4~10(4.9)	0.3~1.0(0.6)	22.7/29.4	2.4
8	0.2~0.6(0.5)	0.7~2.6(1.7)	1.6~8.8(4.4)	0.3~0.3(0.3)	14.7/14.9	5.3
10	0.4~0.6(0.5)	0.6~1.9(1.3)	0.8~12(4.2)	0.3~0.4(0.3)	16.8/14.8	7.1

¹⁾Number of particles greater than 2 μ m

²⁾Measured twice

³⁾head loss development rate

위에서 언급한 바와 같이 마산만 해수는 SDI의 (3 분) 측정치를 얻을 수 없었다. 여과 후 수질이 개선되면서 SDI 수치가 낮아지기는 하였으나, 역삼투막 공급업체가 막에 유입될 수 있는 기준으로 통상적으로 인정하는 SDI (15 분) 3~4를 훨씬 초과하였다 (Wolf 등, 2005). 응집제 주입량이 4 mg/L인 경우에는 SDI (3 분) 수치가 20을 초과하였으나, 주입량이 8 mg/L에 이르면서 15 정도로 낮아졌다. 예상된 바와 같이 응집제 주입량이 증가하면서 손실수두가 빠르게 증가하였다. 응집제가 주입되지 않은 경우에는 손실수두가 시간 당 0.42 cm 증가하였으나, 응집제 주입량이 10 mg/L 까지 증가한 경우에는 손실수두 증가율이 7.1 cm/h에 이르렀다. 만일 여유수두를 100 cm로 가정하면, 10 mg/L 주입량에서는 14 시간 후 모든 수두가 소모되어 역세척을 실시하여야 된다. 이 경우 단위 여과량은 (unit filter run volume) 70 m³/m²에 불과하게 된다. 참고로 200 m³/m² 이상이 적절한 단위 여과량으로 추천되고 있다 (Kawamura, 1991).

본 연구에서는 수질개선과 손실수두 증가율을 고려하여 4 mg/L를 최적 주입량으로 선정하였다. 염화제이철을 8 mg/L 주입한 경우에는 최대의 오염물 제거를 얻을 수 있었으나, 손실수두 증가율이 너무 커서 24 시간 연속운전이 불가능하였다. 반면 주입량 4 mg/L에서는 상당량의 오염물 제거와 함께 24 시간 이상 여과지의 운전이 가능한 점을 고려해서 (단위 여과량 210 m³/m²) 최적 주입량으로는 4 mg/L를 채택하였다.

3.3 여재 깊이 결정

여과공정의 성능은 여과지에 유입되는 입자, 입자제거의 역할을 실제 수행하는 여재, 그리고 여과지 운전인자들에 의해서 영향을 받는다. 입자의 경우 크기, 농도, 밀도, 형상, 표면전하 및 표면화학이 중요하고, 여재는 크기, 밀도, 형상, 깊이가 중요하며, 운전인자에서는 유속이 중요하다. 이중 크

기, 밀도, 형상, 표면전하 및 표면화학 등의 입자인자는 여과의 전처리에 해당하는 응집에 의해서 결정된다.

최적의 응집제 주입량을 결정한 후, 여재의 최적 깊이를 결정하였다. 이를 위하여 두 가지 종류의 여재 깊이를 비교하였다. 100 cm 깊이의 여과지와 80 cm 깊이의 여과지의 오염물 제거효율을 비교한 결과를 Fig. 4에 제시하였다. 식 2는, 여과지의 오염물 제거효율은 여재의 깊이에 비례하여, 여재가 깊을수록 오염물 제거효율이 개선되는 것을 나타낸다. 실험결과 이론식에서 예상된 바와 같이, 여재가 깊은 여과지의 오염물 제거효율이 우수하였다. 식 2에 의하면, 유입 농도가 동일하다고 가정하면 100 cm 여과지의 잔류 오염물 농도는 80 cm 여과지의 71 %가 된다. 실제 농도의 측정결과도 이와 유사하여, 탁도는 88 %, 입자는 68 %, COD는 75 %이었다. 여재 깊이를 100 cm로 증가시키자 SDI 측정이 가능하였다. 그러나, 역삼투막 공급업체의 권장수치인 SDI (15 분) 3~4에는 미치지 못하여 SDI (3 분)은 14.6, SDI (5 분)은 10.5이었다. 실험결과에 따라서, 여재 깊이는 100 cm로 결정하였다.

여재 깊이를 결정한 후, 1단과 2단 여과지의 성능을 비교하였다. Fig. 5에 나타나 있듯이, 2단 여과지를 사용함으로써 수질개선 효과를 얻을 수 있었다. 탁도 제거율은 62 %에서 76 %로 향상되었으며, 입자 수 제거율도 이와 유사하게 65 %에서 74 %로 향상되었다. COD 제거율은 43 %에서 56 %로 향상되었다. 가장 큰 혜택은 chlorophyll-a 제거율로, 1단 여과지의 78 % 제거율이 2단 여과지를 거친 후에는 제거율이 99 %로 증가하여 chlorophyll-a 농도는 거의 검출되지 않았다. 이 결과는, 조류가 많이 발생하는 해수에는 2단 여과지의 설치가 절대적으로 필요하다는 것을 의미한다. 또한 SDI 측정이 어려운 정도의 수질인 마산만 해수에는 2단 여과지를 설치하는 것이 바람직하다는 것을 알 수 있었다.

3.4 여과속도 결정

여과속도는 여과수질과 손실수두에 영향을 미친다. 식 2와 3에 의하면, 여과속도가 증가할수록 여과수질이 악화되고, 손실수두가 증가한다. 5 m/h와 10 m/h 두 가지 여과속도에서의 여과수질을 비교한 결과를 Fig. 6에 요약하였다. 이 그림은 여과속도를 증가시키면 여과수질이 악화되는 것을 나타낸다. 그러나 이론과는 (식 2) 달리 그 차이가 그리 크지 않아, 약간의 차이만 있을 뿐이었다. 이 그림에는 나타나 있지 않은 SDI 비교결과도 유사하였다. SDI (15분) 수치는 여과속도가 5 m/h인 경우에는 6.3, 10 m/h인 경우에는

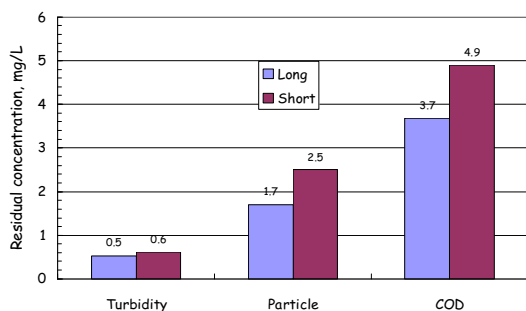


Fig. 4. Comparison of residual concentrations between filter with 80 cm depth and filter with 100 cm depth

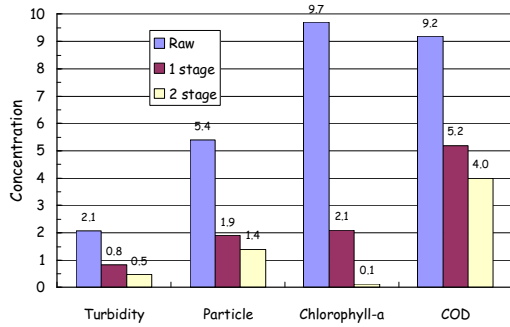


Fig. 5. Water quality improvement through 1st. stage and 2nd. stage filtration

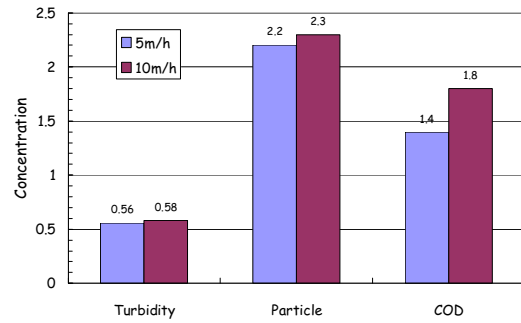


Fig. 6. Comparison of water qualities at two different filtration rates of 5 m/h and 10 m/h

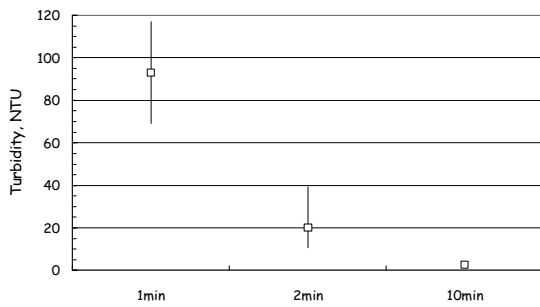


Fig. 7. Turbidity variation of backwash waste with time

6.5이었다. 여과수질과 달리 손실수두에는 상당한 차이가 나타났다. 여과속도가 5 m/h인 경우에는 1.76 cm/h이던 손실수두 증가율이 10 m/h에서 11.5 cm/h로 6 배 이상 증가하였다. 만일 여유수두를 1 m로 가정한다면, 여과속도 5 m/h에서는 단위 여과량이 280 m³/m²이 되며, 여과속도 10 m/h에서는 87 m³/m²이 되므로, 정상적 여과운영이 어려워진다. 그러므로, 손실수두를 고려하여 마산만 해수에 적합한 여과속도로는 5 m/h를 결정하였다.

3.5 역세척 시간 결정

상수도시설기준에 의하면 (2004), 세척효과의 판정은 세척 배출수의 최종 탁도로 하며, 10 NTU 미만을 목표로 한다. 그러므로, 역세척 후 시간 별로 세척 배출수의 탁도를 측정하여 결과를 Fig. 7에 제시하였다. 이 그림에서 알 수 있듯이 10 분 경과 후에는 탁도가 3 NTU 미만이 되었다. 이 결과에 따라서, 역세척 시간은 10 분이 적합한 것으로 결정하였다.

4. 결론

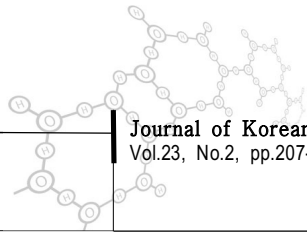
본 연구는 역삼투법 해수담수화 공정의 전처리로 사용된 중력여과의 최적 조건의 결정을 목적으로 하였다. 이를 위하여 마산만 해수를 원수로 철염인 FeCl₃를 응집제로 사용하여, 응집제 주입량, 여재의 깊이, 여과속도, 그리고 역세 시간을 조사하였다. 연구결과에 의하면, 마산만 해수의 경우 응집제 주입량은 4 mg/L가 적합하였다. 응집제 주입량이 증가할수록 여과수질은 개선되었으나, 대신 손실수두가 빠르게 증가하였다. 8 mg/L 이후에는 수질개선 효과가 크지 않았으므로, 손실수두 증가율을 고려하여 최적 주입량을 결정하였다. 주입량이 4 mg/L를 초과하면서는 단위 여과량 200 m³/m²을 얻을 수 없었다. 여재 깊이는 여과수질을 개선할 수 있는 100 cm가 적합하였다. 유사하게, 1단 여과와 비교해서 2단 여과에서 여과수질을 더욱 개선할 수 있었다. 마산만 해수의 경우 2단 여과가 적합한 것으로 판단된다. 여과속도는 5 m/h가 적합하였다. 여과속도를 10 m/h로 증가시키자 비록 큰 폭은 아니지만 여과수질이 악화되었으며, 손실수두가 빠르게 증가하였다. 역세척 시간은 세척 배출수의 탁도가 10 NTU 미만으로 줄어드는 10 분이 적합하였다.

사 사

본 연구는 건설교통부 플랜트 기술고도화 사업의 연구비 지원에 (과제번호: 07해수담수화B0102-03) 의해 수행되었습니다.

참고문헌

1. 해양수산부고시 제2005-61호 (2005) 해양환경공정시험방법개정고시(안).



2. 한국상하수도협회 (2004) 상수도시설기준 여과.
3. ASTM. (1995) A Standard Test Method for Silt Density Index (SDI) of water, D4189-95.
4. Aziz, P.K.A., Ibrahim A., Mohammad A., Green T.N., Dalvi, A.G., and Javeed M.A. (2000) Effects of environment on source water for desalination plants on the eastern coast of Saudi Arabia, *Desalination*, 132, pp.29-40.
5. Bonneye, V., Sanz, M.A., Durand J., Plasse L., Gueguen, F., and Mazouine, P. (2004) Reverse osmosis on open intake seawater: pretreatment strategy, *Desalination*, 167, pp.191-200.
6. Brehant, A., Bonneye, V., and Perez, M. (2002) Comparison of MF/UF pretreatment with conventional filtration prior to RO membranes for surface seawater desalination, *Desalination*, 144, pp.353-360.
7. Cleasby, J.L., Dharmarajah, A.H., Sindt, G.L., Baumann, E.R. (1989) *Design and Operation Guidelines for Optimization of the High-Rate Filtration Process: Plant Survey Results*, American Water Works Association Research Foundation, Co.
8. Cleasby, J.L., Dharmarajah, A.H., Sindt, G.L., Baumann, E.R. (1992) *Design and Operation Guidelines for Optimization of the High-Rate Filtration Process: Plant Demonstration Studies*, American Water Works Association Research Foundation, Co.
9. Ebrahim, S.H., Abdel-Jawad, M.M., Safar, M. (1995) Conventional pretreatment system for the Doha reverse osmosis plant: Technical and economic assessment, *Desalination*, 102, pp.179-187.
10. Fair, G.M., Geyer J.C., Okun D.A. (1968) *Water and Wastewater Engineering (Vol2)* New York, John Wiley & Sons, Inc.
11. Fuller, G.W. (1989) *The Purification of the Ohio River Water at Louisville, Kentucky*, New York: D. Van Nostrand C.
12. Glueckstern, P., Priel, M., and Wilf, M. (2002) Field evaluation of capillary UF technology as a pretreatment for large seawater RO systems, *Desalination*, 147, pp.55-62.
13. van Hoof, S.C.J.M., Minnery, J.G., and Mack, B. (2001) Dead-end ultrafiltration as alternative pre-treatment to reverse osmosis in seawater desalination: a case study, *Desalination*, 139, pp.161-168.
14. Isaias, N.P. (2001) Experience in reverse osmosis pretreatment, *Desalination*, 139, pp.57-64.
15. Kawamura, S. (1991) *Integrated Design of Water Treatment Facilities*, John Wiley & Sons, Inc, New York.
16. Kim, S.H., Yoon, J.S., and Yoon, C.H. (2006) Evaluation of MF system performance as pretreatment for RO seawater desalination through pilot plant operation, *Water Science & Technology: Water Supply*, 6(4), pp.163-169.
17. Kim, S.H., Kim, H.K., Moon, B.H., Seo, G.T., and Yoon, C.H. (2006) Effects of addition sequence and rapid mixing conditions on use of dual coagulants, *Water Science & Technology*, 53(7), pp.87-94.
18. Mitrouli, S.T., Yiantsios, S.G., Karabelas, A.J., Mitrakas, M., Follesdal, M., Kjolseth, P.A. (2008) Pretreatment for desalination of seawater from an open intake by dual-media filtration: pilot testing and comparison of two different media, *Desalination*, 222, pp.24-37.
19. Moch, I. (2002) *A 21st century study of global SWRO operating and capital costs*, IDA.
20. O'Melia, C.R. (1985) Practices, Pretreatment, and Filtration, *Journal of the Environment Engineering Division, ASCE*, 111(6), pp.874-884.
21. Xu, J., Ruan, G., Chu, X., Yao Y., Su, B., Gao, C. (2007) A pilot study of UF pretreatment without any chemicals for SWRO desalination in China, *Desalination*, 207, pp.216-226.
22. Shahalam, A.M., Al-Harthy, A., and Al-Zawhry, A. (2002) Feed water pretreatment in RO systems: Unit processes in the Middle East, *Desalination*, 150, pp.235-245.
23. Tenzer, B., Adin, A., and Priel, M. (1999) Seawater filtration for fouling prevention under stormy conditions, *Desalination*, 125, pp.77-88.
24. Wolf, P.H., Siverns, S., and Monti, S. (2005) UF membranes for RO desalination pretreatment, *Desalination*, 182, pp.293-300.
25. Yao, K.M. (1968) *Influence of Suspended Particle Size on the Transport Aspect of Water Filtration*, Ph.D. dissertation, Dept. of Environmental Sciences and Engineering, Univ. of North Carolina, Chaper Hill, N.C.
26. Yao, K.M., Habibian, M.T., and O'Melia, C.R. (1971) Water and Wastewater Filtration: Concepts and Application, *Environmental Science and Technology*, 5, pp.1105-1112.