

혐기성 연속회분식 공정을 이용한 분뇨처리시 소화슬러지의 침강 및 탈수특성

이준걸·장덕·허준무·손부순·장봉기·박종안
안동전문대학 환경관리과·건국대학교 환경공학과·순천향대학교 환경보건학과*
(1998년 3월 6일 접수)

Dewatering and Settling Characteristics of Digested Sludge from the Anaerobic Sequencing Batch Reactor for Treatment of Nightsoil

Joon-Geol Lee, Duk Chang, Joon-Moo Hur, Bu-Soon Son,
Bong-Ki Jang, and Jong-An Park

Dept. of Environment Management, Andong Junior College

Dept. of Environmental Engineering, Kon-Kuk University

Dept. of Environmental Health Science, Soonchunhyang University

(Manuscript received 6 March 1998)

Laboratory study was conducted to provide basic data for operating anaerobic sequencing batch reactor(ASBR) process for treatment of nightsoil. The experiments were concerned with digestion characteristics, settleability and dewaterability of digested sludge in ASBR system.

Completely-mixed daily-fed control reactor without solid-liquid separation step was also operated to evaluate the baseline performance since the nature of nightsoil was changed with time.

In all case, gas production from the ASBR shows 1.3 to 1.44 times higher than that from control, in spite of almost similar trend in organics removal. During thickening period, remarkable decrease in surface settling velocity was observed at the ASBRs compared with the control.

In case of the ASBR run, flotation of mixed digested sludge was not occurred. Also, ultimate thickened volume of ASBRs increased 1.2~1.5 times compared with control.

Dewaterability of digested sludge without conditioning decreased when the completely-mixed daily-fed reactor for ASBR run was converted to the ASBR. However, improvement of dewaterability of digested sludge from the ASBRs was observed as a result of addition of $FeCl_3$ to digested sludge for conditioning.

Key words : Dewatering, settling, digested sludge, anaerobic sequencing batch reactor(ASBR), nightsoil

1. 서론

호기성 처리공정의 대표적인 활성슬러지 공정은 유기물제거에 있어 안정성을 가지고 있어 유기성 폐수처리에 널리 이용되고 있으나, 처리의 필수 부산물인 잉여슬러지의 처리처분에 많은 어려움을 겪고 있는 실정이다.

과거에는 폐수처리공정에서 발생된 잉여슬러지를 단순매립, 건조상탈수 및 농작지에의 이용 등 자연적인 방법에 의해 처리처분 되어왔다. 그러나 인구집중 등에 의하여 처리장규모가 대형화되면서 이러한 자연적인 처리처분법의 이용이 불가능하게 되었고 인공적인 처리법에 의하여 해결하지 않으면 안되게 되었다.

한편, 여러 단계의 복잡한 생물학적 반응으로 이루어진 혐기성 소화공정(anaerobic digestion)은 초기운전의

어려움 및 환경조건에 매우 민감하고 느린 반응속도 때문에 대용량의 반응조를 필요로 하며 처리실패의 위험성이 높아 고농도 유기성 폐기물 및 폐수처리에 제한적으로 이용되어왔다.

호기성 처리공정과 마찬가지로 혐기성 소화공정의 소화슬러지(anaerobically digested sludge)는 최종처분에 앞서 부피감소를 위해 농축, 탈수공정을 거치는데 소화슬러지의 침강특성이 혐기성 소화공정의 경제성을 좌우하게 된다. 혐기성 소화공정은 고농도 유기물의 안정화, 슬러지 생산량의 감소 및 병원성미생물의 제거율 향상 등 많은 장점을 지니고 있으나 소화슬러지의 탈수성에 대해서는 아직 논란의 대상이 되고 있다.

Wilhelm(1978)과 Karr와 Keinath(1978)는 혐기성

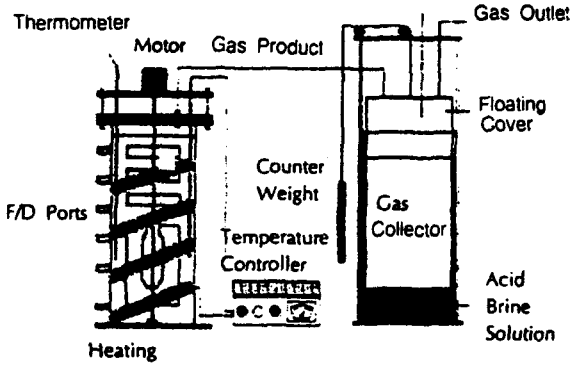


Fig. 1. Schematic diagram of anaerobic sequencing batch reactor system.

소화가 소화슬러지의 탈수성을 약화시킨다고 보고하였으나, Brooks(1970)와 Kini와 Nayak(1980) 및 정윤진(1982)은 혐기성 소화에 의해 소화슬러지의 탈수성이 향상되었다는 상반된 보고를 하였다. 또한, 온도에 따른 탈수특성에 대하여도 많은 연구가 진행되어 왔으나 (Fisher와 Green, 1945; Garber, 1982; 장덕과 정태학, 1986; Lin 등 1987; 이수구 등, 1990; 장덕, 1993), 이들 또한 서로 상반된 결과를 보고하는 등 계속적인 논란의 여지가 있으므로 혐기성 소화공정의 탈수성에 관하여 보다 객관적이고 체계적인 연구의 필요성이 있다고 하겠다.

한편, 최근에 이르러 기존의 혐기성 소화공정을 개량하여 시설의 소형화를 이루고 효율을 증대시켜 경제성을 확보하기 위하여 고효율 혐기성 공정이 개발 연구되고 있는데 그중 호기성 연속회분식공정(aerobic sequencing batch reactor; 이하 SBR)에 근원을 두고 연구되고 있는 혐기성 연속회분식공정(anaerobic sequencing batch reactor; 이하 ASBR)은 1990년에 이루어 부분적인 연구가 시작되었다(Ng, 1989; Suthaker 등, 1991; Kennedy와 Droste, 1991; Sung과 Dague, 1992; Herum과 Dague, 1993). 이러한 연구들은 대부분 소화효율 및 가스발생량에 관심을 갖고 진행되었기 때문에 ASBR소화공정의 관련시설 용량, 유

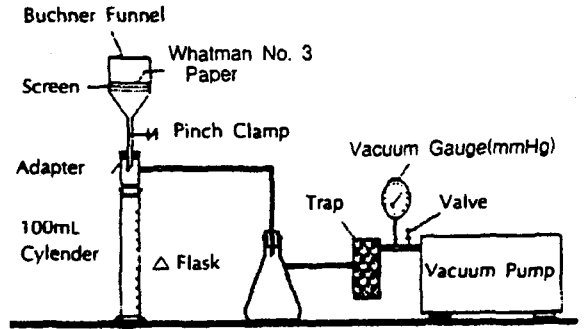


Fig. 2. Schematic diagram of Buchner funnel test system.

지관리비, 최종처분비용 등을 좌우할 수 있는 소화슬러지의 탈수특성 및 침강특성에 관한 자료는 거의 없는 실정이다.

따라서 본 연구에서는 분뇨를 대상으로 기존의 혐기성 소화공정과 혐기성 연속회분식공정의 소화슬러지를 대상으로 슬러지의 침강특성 및 탈수특성을 파악하여 설계의 기초자료를 제공함을 목적으로 수행하였다.

2. 실험재료 및 방법

2.1 실험장치

본 연구에 사용된 혐기성 소화조는 Figure 1에 표시되어 있다. 반응조는 유효용량 5 l의 아크릴제 원통으로 제작하였고, 외부와의 공기 유출입을 완전히 차단하였으며 날개가 부착된 기계식 혼합기를 이용하여 80rpm으로 소화조혼합액을 교반하였다. 한편, 시간에 따라 유입성상이 변하는 분뇨의 기본적 혐기성 소화특성을 파악하기 위하여 완전혼합-일일주입형 대조반응조를 운전하였는데 반응조의 형상은 혐기성 연속회분식 반응조 측면에 설치된 sampling port를 제외한 전 부분은 동일하게 제작하여 사용하였다. 소화조의 온도는 heating coil과 온도감지센서 그리고 비례제어식 온도조절기를 사용하여 항상 35±1℃를 유지하였다. 가스포집기는 발생된 소화가스의 용해를 방지하기 위하여 포화

Table 1. Typical characteristics of feed nightsoil

Parameters	Range	Average±standard deviation
pH	6.9~8.4	7.61±0.36
Alkalinity(gCaCO ₃ /L)	10.27~20.83	14.39±2.47
Volatile acids(gHAc/L)	1.84~14.82	9.34±4.90
CODcr(g/L)	22.33~38.75	32.14±3.87
TS(g/L)	26.81~46.8	36.69±3.52
VS(g/L)	15.06~36.4	25.35±3.27
SS(g/L)	24.7~30.8	27.27±1.68
VSS(g/L)	20.55~25.3	22.57±1.22
Total Kjeldahl Nitrogen(g/L)	7.12~8.85	7.76±0.71
Ammonia-Nitrogen(g/L)	2.24~7.50	4.65±1.19
Thickened volume(v/v%) ^a	22.0~89	42.21±14.9
Centrifuged volume(v/v%) ^b	13.0~22	17.33±2.66

^a Sludge volume after 1 day thickening in a 1 liter graduated cylinder.

^b Sludge volume after centrifugation at 3,000rpm for 5 minutes.

Table 2. Pseudo steady-state performance(average values)

Parameters	Control	ASBR React: settle ratio 1:1	ASBR React: settle ratio 3:1
pH	7.91	7.9	7.84
Volatile acids(gHAc/L)	2.140	1.660	1.530
Alkalinity(gCaCO ₃ /L)	15.800	16.510	15.950
<i>VS removal(%)</i>			
Digested sludge basis ^a	27.9	-	-
Clarified effluent basis ^b	59.9	59.1	52.1
<i>COD removal</i>			
Digested sludge basis ^a	33.3	-	-
Clarified effluent basis ^b	61.7	56.9	54.2
Gas production			
Gas production rate(mL/d)	998	1,435	1,270
Gas production rate(L/L/d)	0.2	0.287	0.254
Gas yield(L/gVS _{added})	0.218	0.314	0.278
Gas yield(L/gCOD _{added})	0.192	0.276	0.224
Methane content(v/v%)	75.6	71.7	71.7

^a Digested sludge taken from the draw step of the control reactor.

^b Based on the supernatant in a 100mL graduated cylinder for control.

Based on the supernatant in a reactor for ASBR.

식염수에 황산을 가하여 하부용기에 채웠으며, 부상식 상부의 무게를 보정하기 위하여 동일 무게의 counter weight를 설치하였다.

2.2 여과저항(specific resistance) 측정장치

여과저항을 측정하기 위하여 Figure 2와 같은 Buchner funnel시스템을 이용하였는데 여과기의 내경은 80mm, 여지는 Whatman No. 3(pore size 6 μ m)을 이용하였으며 여지 밑에 150×150mm의 screen을 설치하여 유효여과면적을 크게 하였다. 여과시 여과지와 슬러지 cake압력은 300±10mmHg를 유지하였고, 여액은 100ml 메스실린더를 이용하였다. 탈수시 사용된 슬러지 조정제는 FeCl₃를 이용하였다.

2.3 기 질

본 연구에 사용된 기질은 혐기성소화에 많이 적용되고 있는 분뇨를 이용하였다. 분뇨는 주기적으로 안동시에 소재한 분뇨처리장에 반입하는 재래식 수거분뇨를 수집하여, 완전혼합한 후 #20체로 거른 후 1.5 l 펌프병에 분취하여 사용하였다. 또한 조성변화를 최소화하기 위해 4℃로 보관하였고 유입직전에는 온도영향을 줄이기 위해 35℃부근까지 가온하여 주입하였다. 실험에 사용된 생분뇨의 대표적인 성상은 Table 1과 같다.

2.4 실험방법

혐기성 소화조는 35℃의 중온으로 운전하였으며, 수리학적 체류시간(hydraulic retention time; HRT)은 30일로 유지하였다. 운전초기에는 3조의 반응조를 모두 완전혼합-일일주입형(completely-mixed daily-fed)으로 운전하였으며, pH, 휘발산 농도, 알칼리도 및 소화가스 발생량 등 소화조의 운전결과가 3조의 반응조에서 동일하게 유지된다고 판단되었을 때, 3조의 반응조중 2조를

혐기성 연속회분식 형태의 운전모드로 전환시켰다. ASBR방식은 분뇨의 침강시간을 고려하여 침전시간은 1일로 고정시키고 반응시간을 조정하여 반응대 침전비율을 1:1 및 3:1로 각각 유지하였고 ASBR의 운전모드는 Figure 3에 제시하였다. 운전기간은 각 운전모드에서 100일씩 운전하였다. 반응조들의 처리효율을 평가하기 위하여 행해진 모든 분석은 American Public Health Association, American Water Works Association, Water Pollution Control Federation(1992)의 표준시험법에 따라 행하였다.

3. 실험결과 및 토론

3.1 정상상태의 처리효율

ASBR공정은 대조반응공정과 운전방식의 차이 및 인위적인 고형물 체류시간(solids retention time; SRT)을 인위적으로 조절하지 않는 준정상상태(pseudo steady-state)인 관계로 정상상태(steady-state) 효율비교가 사실상 불가능하지만, ASBR의 준정상상태를 정상상태로 가정하여 각 반응조의 반응특성을 분석하였다. 실험기간내 반응조의 유기물부하는 COD(chemical oxygen demand) 및 VS(volatile solids)부하율이 각각 1.13kg/m³/d, 0.91kg/m³/d로 운전하였으며, HRT 30일에서 정상상태에 도달한 후 각 항목에 대하여 분석하여 Table 2와 같은 결과를 얻었다.

Table 2에서 나타낸 바와 같이 반응조의 상태는 대조 반응조와 ASBR들에서 거의 유사한 소화상태를 나타냈으나, 휘발산 농도의 경우 거의 모든 반응조에서 상당히 높게 나타났다. 그러나 이렇게 높은 휘발산 농도는 유입 분뇨내 상당히 많이 포함된 단백질 성분인 탈아미노기 현상에 의한 알칼리도의 생성 및 유입분뇨자체의 충분한 알칼리도에 의하여 완충되어 소화조내 pH의 저하가 발생하지 않았고 휘발산 축적에 의한 소화의 저해도 없

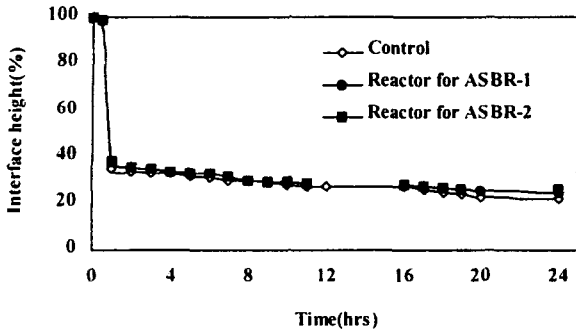


Fig. 3. Interface thickening curves of control and ASBR at initial operating condition.

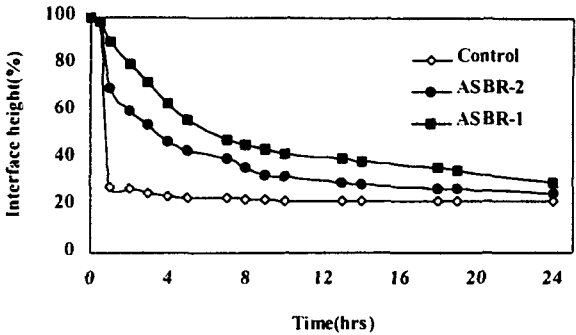


Fig. 4. Interface thickening curves of control and ASBR at pseudo steady-state condition.

었다. 유기물 제거율 측정시 대조반응조의 유출수를 100ml 실린더에 받아 1일간 침전시킨 후 채취한 상정수와 ASBR의 유출수를 비교하였는데, ASBR이 상대적으로 약간 높았다. 그 원인은 ASBR의 경우 운전 특성상 고형물의 배출없이 지속적인 축적이 진행되어 침전시 최종 계면농축용적이 증가하고 침강속도가 느려져 결국은 1일간의 침전시간동안 충분히 양호한 유출수질의 확보가 상대적으로 어렵고, 또한 소화조내에서 침강시키기 때문에 침강시 계속적으로 발생하는 소화가스에 의한 슬러지계면의 파괴현상, 슬러지 고형물의 부상현상 및 침전된 슬러지베드의 팽창에 의하여 처리수질이 악화되었기 때문이다. 소화가스발생량의 경우 대조반응조는 $0.218 \text{ m}^3 / \text{kg VS}_{\text{added}}$, $0.192 \text{ m}^3 / \text{g COD}_{\text{added}}$ 였고 ASBR의 경우는 $0.278 \sim 0.314 \text{ m}^3 / \text{kg VS}_{\text{added}}$, $0.224 \sim 0.276 \text{ m}^3 / \text{g COD}_{\text{added}}$ 로 ASBR이 대조반응조에 비하여 많이 발생하였다. 이는 ASBR에서 침전공정시 고액분리에 의하여 고형물이 지속적으로 축적됨과 동시에 축적된 고형물이 계속적으로 분해되었기 때문으로 판단된다. 한편, 완전혼합-일일주입형 반응조에서 ASBR로 전환시킨 초기에는 가스발생량이 감소하였는데 이는 초기 유기물부하 증가에 의한 충격으로 발생된 현상으로 주기가 진행되면서 빠른 속도로 회복되어 실험전기간에 걸쳐 ASBR의 가스발생량이 향상되었다.

3.2 소화슬러지의 침강특성

협기성 공정에서는 고형물의 농축에 관련된 문제가 일어날 수 있으나 특히 ASBR공정은 그 운전 특성상 인

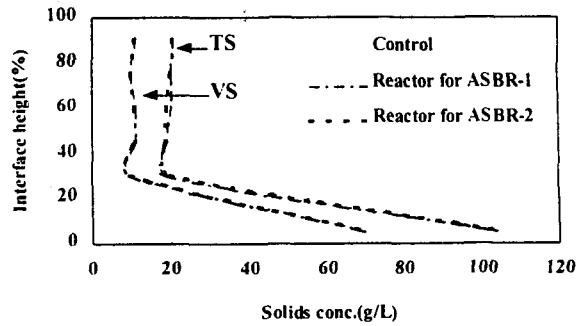


Fig. 5. Solids concentration profiles after 1 day thickening step before start-up of ASBR operation.

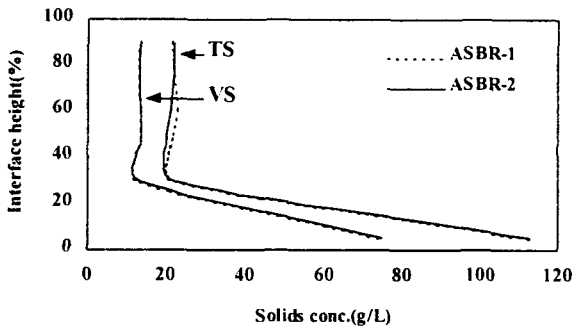


Fig. 6. Solids concentration profiles at the thickening step of the ASBRs.

위적인 고형물질의 배출이 없기 때문에 슬러지의 침강 특성을 파악하는 것은 상당히 중요하다. 운전초기 3기의 반응조를 완전혼합-일일주입형으로 운전한 경우의 침강특성은 Figure 3에서와 같이 거의 유사한 침강특성을 보였다. 침강초기 짧은 시간내에 지역침강에 의해 최종농축용적에 가깝게 침강되었으며 약 1시간 이후부터는 소화슬러지의 압축침전이 진행되었는데 운전형태를 전환한 후에는 Figure 4와 같은 형태로 변했으며 ASBR반응조들이 대조반응조에 비하여 침강특성이 우수한 것으로 나타났다. ASBR의 경우 침강시작 후 6시간 이후부터 압축침전이 진행되어 대조반응조에 비해서 지역침강속도가 현저히 감소하였는데 이는 ASBR에서 고형물의 축적인 진행되어 소화슬러지의 물리적 형상 변화가 형성됨과 동시에 고형물농도증가에 따라 지체적인 침강특성이 지역침전보다는 압축침전쪽으로 전환되었기 때문으로 여겨진다.

ASBR의 경우에서도 반응(react)대 침전(settle)비(이하 R/S비)에 따라 침강형태 및 1일간 침전후 생성되는 최종농축용적에 차이가 발생되었는데, R/S비가 3/1의 경우가 1/1의 경우보다 침강속도도 빨랐으며, 최종농축용적도 감소하였다. 이는 운전특성상 대조반응조에 비하여 농축용적의 증가가 불가피한 ASBR의 경우도 운전모드의 적절한 배분에 의하여 침강속도 및 농축용적을 최소화시킬 수 있다는 것을 보여준다.

ASBR과 대조반응조에서 상정액 기준으로 유기물 및 고형물 제거효율에서 약간의 차이가 발생하였는데, 이

Table 3. Specific resistance to filtration of digested sludges(unit: m/kg)

Reactor type	FeCl ₃ (%)	1%	2%	3%
Control				
Mixed liquor		7.60×10^{10}	2.1×10^{10}	5.7×10^9
Supernatant		4.6×10^{11}	3.21×10^{10}	1.03×10^{10}
ASBR(R/S=1/1)		2.94×10^{11}	3.75×10^{10}	7.5×10^9
ASBR(R/S=3/1)		2.8×10^{11}	3.06×10^{10}	7.03×10^9
Nightsoil		2.55×10^{10}	-	-

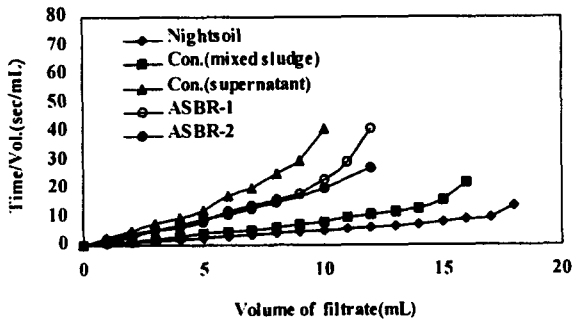


Fig. 7. Variation of t/V vs V during the specific resistance test at 1% addition of FeCl₃.

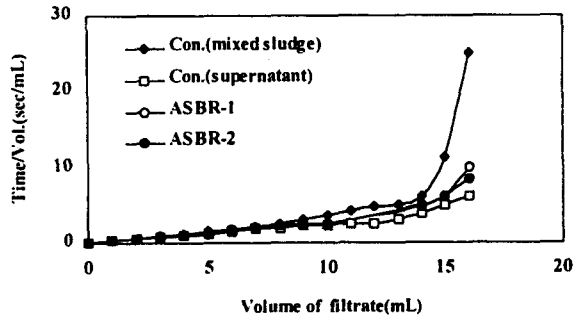


Fig. 8. Variation of t/V vs V during the specific resistance test at 2% addition of FeCl₃.

를 파악하기 위하여 슬러지의 침강이후 반응조내의 고형물의 농도분포를 파악하였다. 대조반응조는 유출수를 100ml 실린더 내에서 1일 침강시킨 후 각 높이별로 측정하였고, ASBR의 경우는 침강완료후 반응조 높이별로 설치된 시료채취점에서 시료를 채취하여 고형물의 분포 상황을 알아본 결과 Figure 5와 Figure 6과 같은 결과를 얻었다.

Figure 5는 3기의 반응조가 모두 대조반응조의 형태로 운전된 경우의 결과이며, Figure 6은 반응조 2기를 ASBR모드로 전환시킨 후 준정상상태에서의 침강후 고형물의 분포상황이다. 고형물 분포특성 그림에서 보듯이 ASBR로 전환 후 모든 측정점에서 대조반응조에 비하여 ASBR의 고형물 농도가 증가하였으며, 특히 최종 농축상태의 침강슬러지층과 상징수층 간의 계면에는 대조반응조에 비하여 상당한 양의 고형물이 축적된 것을 확인하였다. 따라서 ASBR공정의 경우 생물학적 과정에 의한 유기물의 분해뿐만 아니라 물리적 공정에 의한 유입유기물의 포획(retention)도 가능함을 알 수 있다. 도시하수슬러지를 대상으로 중온ASBR의 특성을 연구한 Chang 등(1994)의 연구에서는 침전시 부상에 의하여 반응조 상부의 고형물농도가 높았으나, 분뇨를 대상으로 한 본 연구에서는 침강시 부상에 의한 문제가 전혀 발생하지 않았다. 이는 기질자체의 특성에 의한 것으로 유입수내 고형물의 비중이 슬러지에 비하여 크기 때문에 판단되지만, ASBR공정에 있어서 기질에 따른 침강형태에 대한 체계적인 연구가 진행되어야 할 것이다.

3.3 소화슬러지의 탈수특성

현재 많은 처리장에서 처리부산물로 생성된 슬러지의 탈수에 어려움을 겪고 있다. 이러한 폐슬러지의 탈수시

운전 및 약품주입량을 결정하는 방법은 Filter leaf test, Capillary suction time, Specific resistance to filtration(SRF) 등이 있으나(Kavanagh, 1980; Vesilind, 1988), 이미 이론이 정립되어 대표적인 측정방법으로 평가되고 있는 여과비저항(SRF)을 측정함으로써 탈수에 소요되는 시간 및 비용을 절감할 수 있으며, 처리장의 운전효율을 높일 수 있을 것이다.

소화슬러지의 탈수특성을 파악하기 위하여 온도, pH, 탈수조정제 첨가량 등 변수조건을 여러 가지로 변화시킬 수 있지만, 본 연구에서는 일반 혐기성 공정과 혐기성 연속회분식 공정간의 소화슬러지 특성을 파악하기 위하여 목적으로 하였기에, 35℃의 중온조건에서 흔히 쓰이는 탈수조정제인 FeCl₃사용량을 일반적인 조정범위인 2~5%를 택하였다(Environment Protection Agency, 1979; MetCalf과 Eddy, 1991).

측정은 각 반응조가 정상상태에 도달한 후 소화슬러지의 비저항을 5회이상 측정하였으며, 여액의 점도는 통사의 실험에서 큰 오차없이 사용하는 같은 온도에서의 물의 점도로 대신하였다. Table 3은 준정상상태에서의 슬러지 여과비저항을 측정한 결과이다. Table 3에 나타난 바와 같이 분뇨는 혐기성소화를 거친 후에 탈수성이 악화되었으며, 모든 경우에 FeCl₃조정량을 증가시킬수록 여과비저항이 감소하였다. 이는 혐기성 소화과정중 가수분해와 산분해과정을 거치면서 유입분뇨내 포함된 고형물이 미세고형물로 전환되어 여과비저항 측정시 여과포의 공극을 막기 때문으로 판단되며 대부분의 경우에서와 마찬가지로 혐기성소화를 거친 후 탈수성을 악화되는 동일한 결과를 보였다. FeCl₃조정량이 일정한 경우에는 대조반응조가 ASBR의 경우보다 여과비저항이 약간 낮았으나 무시할 수 있는 정도라고 판단된다.

한편, $FeCl_3$ 조정량이 1%, 2%일 때의 탈수실험결과는 Figure 7과 Figure 8과 같다. 또한 $FeCl_3$ 조정량을 2~3%로 했을 경우에는 대조반응조와 ASBR의 경우에서 모두 비슷한 결과를 나타내었다. 처리장에서 일반조정범위로 슬러지를 조정할 경우, 반응조내에서 슬러지의 농축이 진행되는 ASBR 운전시에도 슬러지의 탈수성이 대조반응조에 비하여 크게 악화되지 않을 것이다. 그러나 ASBR의 경우는 대조반응조에 비하여 수리학적 체류시간을 30일 이하로 줄여서 운전하였을 경우에는 고형물의 축적도 더욱 심화될 것이기 때문에 이에 따른 탈수성에도 많은 변화가 있을 것이다.

4. 결 론

안동시 분뇨처리장으로 반입되는 재래식 수거분뇨를 대상으로 대조반응조 및 ASBR공정에 의한 소화시 소화특성과 침강성, 탈수특성을 중심으로 실험한 결과 다음과 같은 결론을 얻었다.

1) 완전혼합-일일주입형에서 ASBR로 전환한 후 반응조내 고형물의 축적이 발생하여 ASBR의 계면침강속도가 감소하였으며, 최종농축용적이 대조반응조에 비하여 1.2~1.5배로 증가하였다. 그러나 침강기간동안 슬러지의 부상현상은 발생하지 않았다.

2) 운전모드를 완전혼합형에서 ASBR로 전환하였을 때 반응조내 슬러지의 물리적 조성이 변화하여 대조반응조에 비해 ASBR의 탈수성이 악화되었다. 그러나 일반적인 슬러지 탈수조정제의 첨가범위인 2~3%의 $FeCl_3$ 의 첨가후 탈수성을 측정한 결과 탈수성이 거의 유사한 결과를 나타냈다.

3) 체류시간 30일에서 1.13kgCOD/ m^3 /d 및 0.91kgVS/ m^3 /d로 소화조를 운전한 결과 VS제거효율은 대조반응조에 비해서 상징액 기준 59.9%, ASBR에서 52.1~59.1%, 상징액 기준 COD제거효율은 대조반응조와 ASBR에서 각각 61.7%, 54.2~56.9%로 운전형태에 따른 큰 변화는 없었다.

4) ASBR과 대조반응조에서의 유기물제거 경향에는 큰 차이가 없었음에도 불구하고 가스발생률은 ASBR에서 큰 폭으로 증가하였는데 이는 반응조내 계속적인 고형물의 축적과 축적된 고형물의 연속적인 분해에 기인하는 것으로 판단된다. VS주입당 가스발생률이 대조반응조는 0.218이었으며, ASBR에서는 0.278~0.314로 나타났으며 1일 총가스발생량을 기준으로 할 때 ASBR이 대조반응조에 비하여 1.3~1.44배 증가하였다.

참 고 문 헌

이수구, 홍지형, 이승무, 1990, 돈사폐기물의 탈수에 관한 연구. 한국폐기물학회지, 7(2), 109.
 장 덕, 1993, 혐기성 소화슬러지의 침강 및 탈수특성에 미치는 소화온도의 영향. 대한상하수도학회지, 6(1), 8.
 장 덕, 정태학, 1986, 혐기성소화조의 고온에로의 전환. 대한토목학회논문집, 6(4), 21.
 정윤진, 1982, 하수슬러지의 혐기성 소화와 탈수성에 미치는 영향. 대한상하수도학회지, 1(1), 81.

American Public Health Association, American Water Works Association, Water Pollution Control Federation, 1992, Standard methods for the examination of water and wastewaters. 18th Edition.
 Brooks, R.B., 1970, Heat treatment of sewage sludge. Water Pollution Control, 69, 92.
 Chang, D., J.M. Hur and T.H. Chung, 1994, Digestion of municipal sludge by anaerobic sequencing batch reactor. Water Science & Technology, 30(12), 161-168.
 Environment Protection Agency, 1979, Design manual for sludge treatment and disposal; Conditioning. Environment Protection Agency, Washington, D.C. U.S.A.
 Fisher, A.J. and R.A. Green, 1945, Plant scale tests on thermophilic digestion. Sewage Works, 7, 718.
 Garber, W.F., 1982, Operating experience with thermophilic anaerobic digestion. Journal of Water Pollution Control Federation, 54(8), 170.
 Herum, B.A.H. and R.R. Dague, 1993, The effect of applied vacuum on the performance of the anaerobic sequencing batch reactor. Paper presented at 48th Annual Industrial Waste Conference, Purdue University, West Lafayette, U.S.A.
 Karr, P.R. and T.M. Keinath, 1978, Influence of particle size on sludge dewaterability. Journal of Water Pollution Control Federation, 50(4), 1911.
 Kavanagh, B.V., 1980, The dewaterability of activated sludge; Measurement of specific resistance to filtration and capillary suction time. Water Pollution Control, 52, 338.
 Kennedy, K.J. and R.L. Droste, 1991, Performance of anaerobic sludge blanket sequencing batch reactor. Journal of Water Pollution Control Federation, 63, 75-83.
 Kintl, A.D. and S.L. Nayak, 1980, Optimizing vacuum filtration of sewage sludge. Filtration and Separation, July/Aug., 313.
 Lin, C.Y., T. Noike, K. Sato and K. Matsumoto, 1987, Temperature characteristics of the methanogenesis process in anaerobic digestion. Water Science & Technology, 19, 718.
 MetCalf and Eddy, 1991, Wastewater engineering; Treatment, Disposal and Reuse. McGraw-Hill Book Company.
 Ng, Wun-Jern, 1989, A sequencing batch anaerobic reactor for treating piggery wastewater. Biological Wastes, 28, 39-51.

- Sung, S. and R.R. Dague, 1992, Laboratory studies and modeling of the anaerobic sequencing batch reactor process. Proceedings of 65th Annual Water Environment Federation Conference, New Orleans, U.S.A. 171-182pp.
- Suthaker, S., C. Polprasert and R.L. Droste, 1991, Sequencing batch anaerobic reactors for treatment of a high-strength organic wastewater. Water Science & Technology, 23, 1249-2157.
- Vesland, P.A., 1988, Capillary suction time as a fundamental measure of sludge dewaterability. Journal of Water Pollution Control Federation, 60(2), 215-223.
- Wihelm, J.H., 1978, The use of specific resistance data in sizing batch type pressure filters. Journal of Water Pollution Control Federation, 50(3), 471.