creative commons

COMMONS DEED

저작자표시-비영리-변경금지 2.0 대한민국

이용자는 아래의 조건을 따르는 경우에 한하여 자유롭게

- 이 저작물을 복제, 배포, 전송, 전시, 공연 및 방송할 수 있습니다.

다음과 같은 조건을 따라야 합니다:

저작자표시. 귀하는 원저작자를 표시하여야 합니다.

비영리. 귀하는 이 저작물을 영리 목적으로 이용할 수 없습니다.

변경금지. 귀하는 이 저작물을 개작, 변형 또는 가공할 수 없습니다.

- 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

dCollection

공학석사학위논문

응집제 사용이 디스포저 분쇄오수의 고형물 회수율 및 회수된 고형물의 자원화에 미치는 영향 연구

The effect of coagulants on solid recovery rate of disposer wastewater and resource recovery of recovered solid

2017년 2월

서울대학교 대학원

건설환경공학부

안 재 홍

응집제 사용이 디스포저 분쇄오수의 고형물 회수율 및 회수된 고형물의 자원화에 미치는 영향 연구

지도교수 김 재 영

이 논문을 공학석사 학위논문으로 제출함

2016년 12월

서울대학교 대학원

건설환경공학부

안 재 홍

안재홍의 공학석사 학위논문을 인준함

2016년 12월

위 원 장 _____ 한 무 영 _____ (인)

부위원장 _____ 김 재 영 _____ (인)

위 원 _____ 최 용 주 _____ (인)

국문초록

국내에서 음식물쓰레기 종량제 제도가 전국으로 확산('12년)되고 음식물류 폐기물의 해양배출이 금지('13년)됨에 따라 음식물쓰레기 저감 및 에너지화 관련 기술의 수요가 증가되고 있고, 정부는 음식물류 폐기물의 처리 및 자원화 정책을 추진하고 있다. 기존 음식물쓰레기 분리수거의 불편함을 해소하기 위해 가정용 음식물감량건조기가 등장하였는데, 사용시 전기소모량이 크고 악취가 발생하는 등의 문제가 대두되었다. 그 후, 새로운 음식물쓰레기 분리수거 자원화 시스템의 개발이 필요하게 됨에 따라 가정용 디스포저 사용에 대한 연구가 진행되고 있다.

디스포저(주방용 오물 분쇄기)는 주방 음식물쓰레기를 갈아서 하수관거를 통해 오수와 함께 공공하수도로 배출하는 기기를 의미한다. 우리나라는 1985년-1995년까지 11년간 전기용품 형식으로 승인을 받아 보급되었으나 배관폐색, 하수 자연유하 방해 및 유입 하수부하량 증가, 유기물 부패로 인한 악취 발생 등의 문제가 예상되어 디스포저 판매 및 사용이 중지되었다. 현재는 환경부 고시에 의거 디스포저 사용자가 음식물쓰레기 배출량을 임의로 조작할 수 없는 일체형 제품이면서, 음식물쓰레기가 고형물 무게 기준으로 80%(by dry wt.)이상 회수될 경우 디스포저의 사용이 가능한 상태이다. 디스포저를 사용함으로써 음식물쓰레기의 보관·배출·수거·운반 등이 용이해지고 퇴비화나 사료화 등의 자원화 공정을 보다 효율적으로 할 수 있기 때문에, 디스포저 분쇄오수의 고형물 회수율을 향상시키는 방안에 대해 연구할 필요가 있다.

본 연구에서는 디스포저 분쇄오수를 고액분리할 때 고형물 회수율을 향상시킬 수 있는 방법으로 응집 공정을 선택하였고, 응집에 의한 영향을 살펴보았다. 또한 환경부의 음식물류폐기물 전량 자원화 정책에 맞춰 회수된 고형물을 자원화할 때, 혐기 소화, 퇴비화 등의 과정에서 응집제의 사용이 미치는 영향에 대해서 연구하였다.

디스포저 분쇄오수의 여액을 응집하기 위한 응집 pH와 주입량은

Chitosan을 사용할 때 pH 6, 주입량 20 mg/L이고, PAC를 사용할 때 pH 7, 주입량 50 mg/L으로 나타났다. 여액 농도에 따른 응집 영향과 침전 시간 특성을 살펴본 결과, PAC를 사용할 때 근소하게 높은 탁도 제거율 값이 측정되었다. 하지만, 고형물 회수율 부분에서 Chitosan 응집제를 사용할 때, 체눈크기 1.0 mm 이하의 체를 사용한다면 고형물 회수율 80% (by dry wt.)을 달성할 수 있었다.

응집제의 사용이 혐기소화에 미치는 영향을 조사하기 위해서 BMP test를 수행하였다. 그 결과, 메탄 발생량, 메탄 분율, 생분해도, pH, 알칼리도 등 측정한 모든 요소에서 유사한 값이 나왔으며, *t*-tset의 결과 역시 응집제에 의한 영향은 없었던 것으로 확인되었다. 또한, 응집제의 사용이 퇴비화 과정에 미치는 영향을 조사하기 위해, 온도, 무게 감량률, 수분 함량, pH, VS 감량률 등의 모니터링 인자들의 변화 추이를 평가하였다. 그 결과, Control, Chitosan Treat, PAC Treat에서 유사한 경향이 관측되었고, 응집제 사용이 자원화에 미치는 영향은 미미한 것으로 나타났다. 또한 생성된 부산물에 대하여 품질 평가를 한 결과, C/N ratio, 염도, 수분, 유기물 함량, 중금속 함량 등에서 퇴비 품질 기준에 적합하였다.

결과적으로, 응집제가 고형물 회수 시스템에 활용될 때, 충분한 고형물 회수율을 달성할 수 있을 뿐만 아니라, 혐기 소화나 퇴비화 등의 자원화 과정에 미치는 영향이 미미하다는 것을 알 수 있다.

주요어 : 고형물 회수율, 디스포저, 응집제, 키토산, 퇴비화, 혐기소화
학 번 : 2015-21299

목 차

제 1 장 서론 ····· **1**
1.1 연구의 배경 ····· **1**
1.2 연구의 목적 ····· **4**
1.3 연구의 범위 ····· **5**

제 2 장 문헌 연구 ····· **6**
2.1 디스포저 ····· **6**
2.1.1 디스포저 도입 배경 ····· 6
2.1.2 디스포저 유형 ····· 10
2.1.3. 디스포저 오수 전처리 시스템 ····· 13
2.2 응집 ····· **14**
2.2.1. 콜로이드 ····· 14
2.2.2. 응집제 ····· 18
2.3 혐기 소화 ····· **23**
2.3.1. 혐기성 소화 기본 원리 ····· 23
2.3.1.1. 가수분해 단계 ····· 25
2.3.1.2. 산발효 단계 ····· 25
2.3.1.3. 메탄생성 단계 ····· 26
2.3.2. 혐기성 소화 영향 인자 ····· 27
2.3.2.1. 온도 ····· 27
2.3.2.2. 알칼리도와 pH ····· 28
2.3.2.3. 독성물질 ····· 29
2.4 퇴비화 ····· **31**

2.4.1. 호기성 퇴비화 ····· 31
2.4.1.1. 퇴비화 공정의 원리 ····· 31
2.4.1.2. 유기물 분해 과정 ····· 32
2.4.1.3. 퇴비화 단계별 특성 ····· 33
2.4.1.4. 퇴비화 영향 인자 ····· 34

제 3 장 실험재료 및 방법 ····· 38

3.1 실험 개요 ····· 38

3.2 응집 실험 ····· 40

3.2.1. 실험 재료 ····· 40
3.2.1.1. 디스포저 ····· 40
3.2.1.2. 표준음식물쓰레기 ····· 41
3.2.1.3. 체 ····· 43
3.2.1.4. 원심분리기 ····· 43
3.2.1.5. 응집제 ····· 44
3.2.1.6. Jar tester ····· 46
3.2.2. 원심분리능 ····· 48
3.2.3. 고형물회수율 ····· 48

3.3 혐기 소화 ····· 49

3.3.1. BMP test ····· 49

3.4 퇴비화 ····· 55

3.4.1. 실험 재료 및 장치 ····· 55

제 4 장 실험결과 및 분석 ····· 58

4.1 응집 실험 ····· 58

4.1.1. 최적 응집 pH 및 주입량 ····· 58
4.1.2. 여액 농도에 따른 응집 영향 ····· 59

4.1.3. 침전시간별 탁도 제거율 ····· 62
4.1.4. 고형물 회수율 ····· 63
4.2 혐기 소화 ····· 66
4.2.1. BMP test ····· 66
4.2.1.1. 메탄발생량 ····· 66
4.2.1.2. 메탄조성 ····· 67
4.2.1.3. pH 및 알칼리도 ····· 67
4.3 퇴비화 ····· 70
4.3.1. 영향인자 분석 ····· 70
4.3.1.1. 온도 ····· 70
4.3.1.2. 무게 ····· 72
4.3.1.3. 수분 함량 ····· 73
4.3.1.4. pH ····· 74
4.3.1.5. VS 감량률 ····· 75
4.3.2. 퇴비 품질 평가 ····· 80

제 5 장 결론 ····· 82

참고문헌 ····· 84
Abstract ····· 92

표 목 차

표 3-1 디스포저 종류 및 특성 ····· 41
표 3-2 표준음식물쓰레기 구성 요소 ····· 42
표 3-3 키토산의 물리 화학적 특성 ····· 45
표 3-4 Experimental conditions of coagulation test ····· 47
표 3-5 Experimental conditions of composting ····· 56
표 4-1 Experimental conditions for optimal pH and Dosage ····· 58
표 4-2 Experimental conditions for effects of concentration ····· 60
표 4-3 Results of *t*-test for turbidity removal rate ····· 61
표 4-4 Experimental conditions for settling time ····· 62
표 4-5 Results of ultimate analysis ····· 68
표 4-6 Results of final pH and alkalinity of BMP test ····· 68
표 4-7 VS (kg) loss rate (%) ····· 76
표 4-8 퇴비 품질 평가 기준 및 실험 결과 ····· 80

그 림 목 차

그림 2-1 서울시 시범사업 개념도 ····· 7
그림 2-2 서울시 시범사업 배수전처리시스템 적용 단지의 이송관 설계 개념도 ····· 8
그림 2-3 새로운 디스포저 활용 방안 개념도 ····· 9
그림 2-4 서울시 1차 시범사업 시 선정된 디스포저의 사진 및 구조도 ····· 10
그림 2-5 서울시 2차 시범사업 시 선정된 디스포저 사진 및 구조도 ····· 11
그림 2-6 디스포저의 설치단면도와 구조도 ····· 11
그림 2-7 해머식 디스포저의 분쇄개념 ····· 12
그림 2-8 디스포저 분쇄오수 전처리 및 자원화 시스템 ····· 13
그림 2-9 Colloid particle in negative electric charge ····· 16
그림 2-10 콜로이드의 안정성에 대한 물리적 모델 ····· 17
그림 2-11 혐기성 소화 단계 ····· 24
그림 3-1 Flow chart of experiments ····· 38
그림 3-2 조제된 표준음식물쓰레기 ····· 43
그림 3-3 디스포저 분쇄오수의 입경별 체거름 ····· 43
그림 3-4 원심분리기 RPM 조절 ····· 44
그림 3-5 Chitosan ····· 45
그림 3-6 PAC 17% (Samjoo, Korea) ····· 46
그림 3-7 Schematic diagram of Jar tester ····· 47
그림 3-8 Schematic BMP test ····· 50
그림 3-9 Schematic diagram of T-type valve system ····· 51
그림 3-10 Regression result by modified Gompertz equation ··· 53
그림 3-11 퇴비화 실험장치 모식도 ····· 56

그림 3-12 음식물쓰레기, 톱밥, 혼합시료, 반응조 모습 ····· 57
그림 4-1 The rate of turbidity removal at using chitosan and PAC ····· 58
그림 4-2 Turbidity removal rate by change of filtrate concentration ····· 61
그림 4-3 Removal of turbidity by change of settling time ····· 63
그림 4-4 TS recovery rate (%) after filtrate coagulation ····· 65
그림 4-5 TS recovery rate (%) after filtrate coagulation ····· 65
그림 4-6 Cumulative CH_4 production ····· 66
그림 4-7 CH_4 composition ····· 67
그림 4-8 Temperature (℃) by operating time ····· 71
그림 4-9 Weight (kg) by operating time ····· 72
그림 4-10 Moisture content (%) by operating time ····· 73
그림 4-11 pH by operating time ····· 74
그림 4-12 VS content (%) of sample ····· 76
그림 4-13 Weight change rate (%) of Control ····· 77
그림 4-14 Weight change rate (%) of chitosan Treat ····· 78
그림 4-15 Weight change rate (%) of PAC Treat ····· 79

제 1 장 서론

1.1 연구의 배경

인구 증가와 삶의 질 향상으로 인해 우리나라 음식물쓰레기의 발생량이 증가하여 2013년 기준 하루에 12,663톤이 발생하였고, 이는 전체 생활폐기물의 26%에 해당하는 양으로 단일 항목으로는 가장 높은 비율로 나타났다. 수분이 많고 생분해 가능한 성분이 많아 부패하기 쉬운 음식물쓰레기는 중요한 환경문제로서 인식되어 이의 관리 및 처리를 위해 국내외적으로 다방면에서 노력하고 있다. 또한, 과다한 음식물쓰레기의 발생은 귀중한 자원 낭비이며, 우리나라 음식문화 특성상 수분과 염분이 높아 단순히 매립이나 소각 처리할 경우, 2차 오염을 초래할 우려가 있다(수도권매립지관리공사, 2003; 김갑수, 2006, 2010).

현재 우리나라 가정에서 발생되는 음식물쓰레기는 집안에 별도 음식물쓰레기 운반통 및 종량제봉투에 모아 두었다가 집밖의 공동 음식물쓰레기 수거통에 배출하면 지자체에서 주기적으로 수거를 하고 있다. 이러한 음식물쓰레기 배출방법은 음식물쓰레기 처리장까지의 운반으로 인한 운반비 및 교통량 증가, 도로 주변 및 보관 장소에서의 부패 및 악취 발생, 음식물쓰레기 처리장 건설과 관련된 민원발생(이정임, 2010), 음식물쓰레기 처리폐수의 발생 등 많은 문제를 야기한다.

음식물쓰레기 발생 즉시 전처리할 수 있는 방법으로 열풍 건조방법의 음식물쓰레기 감량기기가 있으나, 발생된 음식물쓰레기의 수분함량을 낮추기 위한 건조 과정으로 작동 시간이 길고 소요전력량이 많아 에너지효율이 낮으며, 고온가열의 영향으로 악취가 발생되므로 악취제거 등을 목적으로 연속 또는 주기적으로 환기를 해주어야 한다는 단점이 있다.

지자체에서 수거한 음식물쓰레기는 주로 퇴비화와 사료화 등으로 재활용되고 있으나, 생산된 산물의 수요·유통이 원활하지 않아 또 다른

폐기물이 발생된다(문세흠 등, 2011). 또한 배출과정에서의 비닐 등 이물질이 혼입되어 처리설비의 고장을 일으키며(이선애, 2005), 양질의 자원화산물을 생산하기 어렵다(유기영, 2009). 이외에도 재활용 공정에서 다량의 음폐수가 발생되는데, 런던협약에 따른 해양환경관리법의 시행으로 기존 처리방법인 해양배출도 2013년부터 전면 금지되어 육상처리 하는데 많은 어려움을 겪고 있다(서울시, 2009; 환경부, 2007).

음식물쓰레기 수거 시스템의 대안으로 대두되었던 디스포저는 하수관거 폐색, 하수처리장의 오염부하량 증가 등의 사유로 1995년 이후 사용 및 유통이 금지되었다(김갑수, 2006; 최우석 등, 2010). 하지만 디스포저의 사용은 사용자의 편의성, 공공 위생성, 환경성, 경제성 등에서 다양한 이점이 있기 때문에 연구가 되고 있고, 디스포저 사용을 위한 선행조건으로 하수관거 정비, 자원화 관련 정책과 연관된 디스포저에 대한 인식 제고가 요구된다.

이에 따라 2001년 이후 지속적인 하수도 정비 사업을 실시하였고, 음식물쓰레기 처리시설에서 발생된 음폐수의 해양배출 금지(「해양환경관리법」 제23조, 2012년 7월 22일 시행), 고형물 무게 기준 80% (by dry wt.) 이상 회수 또는 20% 미만으로 배출되는 주방용 디스포저 장비의 사용허가(환경부 공고 제 2012-203호), 각 지자체별 음식물쓰레기 자원화 및 감량화 정책(서울시 조례 제 5261호 등) 등의 사회 제반 시설 및 정책의 변화를 가져오고 있다.

또한 2009년과 2010년에 서울시에서 1·2차 디스포저 시범사업을 실시하여 디스포저 사용의 편리성을 입증하였다. 디스포저의 사용은 단순히 음식물쓰레기의 수거 방식을 개선할 뿐만 아니라, 이물질 투입 저감, 염류저감, 수집시간 단축에 의해 퇴비나 사료 등의 자원화 공정을 보다 효율적으로 만들 수 있다. 하지만, 현재 상용화된 시스템으로 고형물을 80% (by dry wt.) 이상 회수하기에는 어려움이 발생한다. 특히, 디스포저 분쇄오수의 입경분포도를 조사해본 결과, 체눈 크기의 조절을 통해 고형물 회수율을 80% (by dry wt.) 이상 달성하기 위해서는 0.5 mm 미만의 체를 사용해야 한다. 하지만, 체눈 크기가 작을 경우 체가 자주 막

힐 수 있고, 정비 소요가 늘어나기 때문에 위험 부담이 없는 체 크기 수준에서 고형물 회수율을 향상시킬 수 있는 방법이 연구될 필요가 있다.

본 연구에서는 고형물 회수율을 향상시키기 위해 디스포저 분쇄오수를 화학적 응집 침전하여, 상징액은 하수관거로 보내고 응집 침전물은 자원화하는 방법을 연구하였다. 또한, 환경부의 음식물류폐기물 전량 자원화 정책에 발맞추어 회수된 고형물을 자원화할 때, 응집제의 사용이 자원화에 미치는 영향에 대해서 연구하였다.

1.2 연구의 목적

본 연구에서는 디스포저 사용 시 배출되는 분쇄오수 중 고형물의 회수율을 향상시키기 위한 방법으로 응집제를 사용하는 방안을 제시하고, 그에 따른 영향을 평가하고자 하였다. 이를 위한 세부 연구 목표는 다음과 같다.

1) 디스포저 분쇄오수의 응집 특성을 조사하고 응집을 통한 고형물 회수율 향상 정도를 평가한다.

2) BMP test를 통해 응집제가 회수된 고형물의 혐기 소화에 미치는 영향을 조사한다.

3) 회분식 호기성 퇴비화 실험을 통해 응집제가 회수된 고형물의 퇴비화에 미치는 영향을 조사한다.

1.3 연구의 범위

앞서 언급한 연구의 목적을 달성하기 위해, 대상 응집제는 chitosan과 PAC로 선정하였다. 또한, 응집제가 회수된 고형물의 자원화에 미치는 영향을 평가하기 위해 혐기 소화와 퇴비화 실험을 진행하였다. 본 연구의 내용은 다음과 같이 구성된다.

1) 응집을 통한 디스포저 분쇄오수의 고형물 회수율 평가

디스포저 분쇄오수의 최적 응집 pH와 주입량을 조사하기 위해 Jar test를 실시하였고, 탁도 제거율을 분석하였다. 디스포저 분쇄오수의 응집 특성을 살펴보기 위해 여액의 농도에 의한 응집 특성과 응집제별 침전 시간을 조사하였다. 이후, 각 응집제별 고형물 회수율 향상 정도를 평가하였다.

2) 응집제가 회수된 고형물의 혐기 소화에 미치는 영향 조사

응집제가 회수된 고형물의 혐기소화 과정에 미치는 영향을 조사하기 위해 BMP test를 수행하였고 메탄생산량, 메탄 조성, pH , 알칼리도 등을 측정하여 비교하였다.

3) 응집제가 회수된 고형물의 퇴비화에 미치는 영향 조사

응집제가 회수된 고형물의 퇴비화에 미치는 영향을 조사하기 위해 회분식 퇴비화 실험을 수행하였다. 퇴비화 공정 모니터링 요소는 온도, 무게감량률, 수분 함량, pH, VS 감량률, 유기물 함량, C/N ratio, 중금속 함량 등이다. 또한 비료 적합성 여부를 확인하기 위해 비료공정법에 고시되어 있는 품질 평가 요소에 따라 퇴비 품질을 평가하였다.

제 2 장 문헌 연구

2.1 디스포저

2.1.1 디스포저 도입 배경

주방용오물분쇄기인 디스포저는 1995년 국내에 처음 도입되었지만, 하수도시설에 미치는 영향을 우려하여 금지되었으며, 정부는 2000년대 들어서 본격적으로 음식물류폐기물 분리수거 및 재활용정책이 추진하였다. 국내 음식물류폐기물 분리수거 및 재활용정책은 전 세계적으로도 유래없는 정책 중에 하나로, 전국 평균 분리수거율이 90%이상이고, 분리수거된 음식물류폐기물은 대부분 재활용시설로 반입되어 퇴비나 사료를 생산해왔다.

이러한 재활용 정책의 집행결과가 바람직한 방향으로 가기 위해 필요한 두 가지 요소가 있는데, 하나는 주민의 분리수거 참여도이며, 또 다른 하나는 재활용 기술의 고도화로 인한 재활용제품의 수요이다. 주민의 분리수거 참여도는 재활용 정책의 시작점에 해당하는 것으로 재활용을 위한 폐기물의 순도를 높이는 데 반드시 필요하다. 하지만, 수분함량이 높은 음식물류폐기물을 별도로 분리하여 따로 취급하는 것은 주민들로 하여금 불쾌감을 주고 집안 또는 집하장에 보관할 때 비위생적인 환경을 조성하기도 한다. 주민들은 불편함을 감수하고 국가의 재활용정책에 적극적으로 참여하여 자연환경을 개선하는데 기여하고자 했다. 수집된 음식물류폐기물이 적절한 공정을 지닌 시설에서 고품질의 재활용제품으로 생산되어 시장에서 적정한 가격으로 판매가 되고, 그것이 퇴비나 사료로 인간의 먹거리 생산 혹은 자연환경 개선에 선순환 되어야 비로소 재활용 사이클이 완성이 된다고 볼 수 있다. 하지만, 재활용시설에서 발생되는 폐수, 즉 음폐수의 해양배출이 전면 금지되면서 육상처리로 방향을 전환

하였지만, 폐수처리비용이 많이 소요되어 어려움을 겪게 되었다. 정부에서는 음식물류폐기물을 재활용하는 과정에도 많은 비용과 많은 에너지가 소요됨을 인식하고 음식물류폐기물이 발생원에서부터 감소할 수 있도록 감량화 정책을 적극 추진하고 있으며, 동시에 음폐수 처리를 위한 혐기소화공법의 적용 등 여러 가지 대책을 추진하고 있다.

디스포저가 다시 등장하게 된 것은 위와 같은 상황에 기반하고 있다. 우선 주민들의 음식물류폐기물 배출에 대한 불편도 증가는 음식물감량건조기라는 새로운 가전기기의 등장을 가져왔는데, 수분을 전기로 말려 수분이 없는 상태로 배출하여 불쾌감을 줄이고 해충 발생 등을 줄이고자 했다. 하지만, 말린 음식물류폐기물은 다른 음식물류폐기물과 섞이면서 다시 수분을 함유하게 되고, 가정에서 사용하는 음식물감량건조기의 전기소모량이 크고 악취가 발생하는 등의 문제가 대두되면서 새로운 배출 및 수거 방식이 필요하게 되었다.

이러한 상황에서 서울시는 2009년과 2010년에 1, 2차 디스포저 시범사업을 실시한 바 있는데, 이에 대한 개념도를 그림 2-1에 나타내었다.

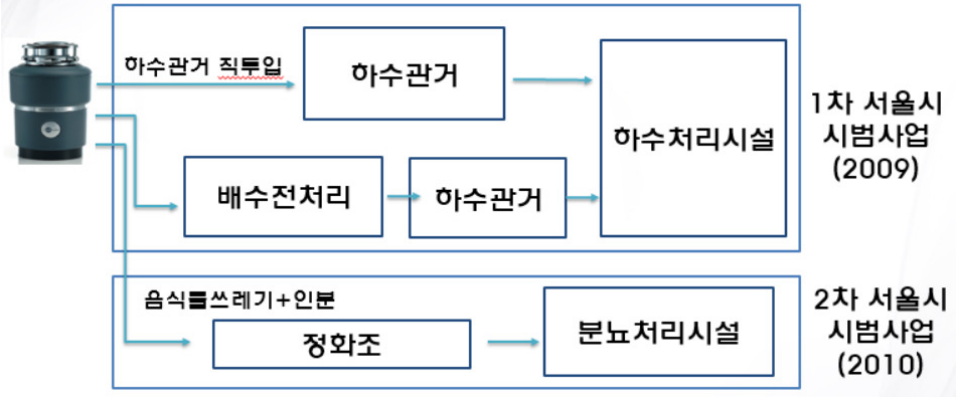


그림 2-1 서울시 시범사업 개념도

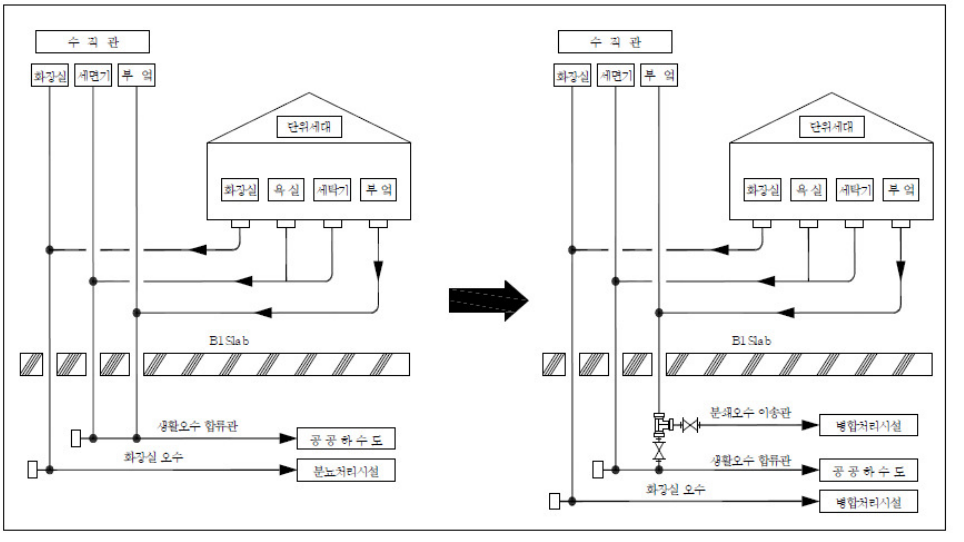


그림 2-2 서울시 시범사업 배수전처리시스템 적용 단지의 이송관 설계 개념도 (서울시, 2010)

2009년에 처음 도입된 디스포저 시스템은 두 가지 형태였는데, 하나는 공공하수관거로 직투입하여 하수처리시설로 이송하여 처리하는 시스템이고, 다른 하나는 옥내배관을 통해 수집된 분쇄오수를 단지 지하주차장에 만든 배수전처리설비에서 1차 처리하여 하수도시설에 영향이 없도록 하수관거로 내보내는 시스템이었다. 하수관거 직투입은 미국에서 많이 사용되는 방식이고, 배수전처리방식은 일본에서 많이 사용되는 방식으로 기존에 사용되는 방식을 그대로 적용해본 것이었다. 하수관거 직투입 시스템 적용 지역은 하수처리시설과의 거리가 멀지 않은 방화동의 S 아파트가 선정되었으며, 배수전처리시스템은 공릉동의 단독 동으로 이루어져 있는 D 아파트가 선정되어 진행되었다. 배수전처리시스템의 경우, 부엌오수와 기타오수(화장실 및 세탁오수)가 분리된 배관을 사용해야 하는데, D 아파트의 경우 분리배관 형태였으며, 부엌오수가 다른 오수와 합류되기 전에 새 배관을 설치하여 배수전처리설비로 투입되도록 공사를 진행하였다. 이러한 이송관 설계 개념도를 그림 2-2에 나타내었다.

2010년에는 또 다른 방식에 대한 시범사업이 진행되었는데, 지하에서

배수전처리공정을 넣는 대신에 고형물과 액만 분리하여 고형물을 정화조에서 같이 처리하는 방식이다. 하지만, 정화조의 형태나 용량 등에 따라 처리효율이 급격히 떨어지거나 악취가 발생하는 등의 부작용이 발생하기도 하였다. 2009년과 2010년에 걸쳐 진행된 서울시 디스포저 시범사업은 디스포저를 처음 도입해보고자 시도한 것에 고무적이나 분쇄된 고형물이 단순히 “수처리공정”을 통해 처리된다는 점에서 기존의 재활용 정책과는 모순점이 있음을 부정할 수 없다. 하지만, 2010년 실시된 시범사업에서 고액분리의 개념을 도입하면서, 재활용에 대한 가능성을 열어 두었다고 판단된다.

이후, 그림 2-3에 제시한 것과 같이 기본 시범사업 방식에 자원화 개념을 도입하여 고액분리한 유기물을 퇴비화 하여 단지 내에서 활용하는 것을 목적으로 하는 연구가 진행되고 있다. 기존에 해왔던 사업과 달리, 단순한 수거방식의 개선을 넘어 자원화 정책을 계승할 수 있다. 이와 같이, 디스포저는 재활용 정책과 배척해 있는 대상이라고 할 수 없으며, 단지 내에서 안정적으로 고효율로 고형물을 회수할 수 있다면, 새로운 재활용 방식의 한 형태로 바라볼 수 있기 때문에 지속적인 연구가 필요하다.

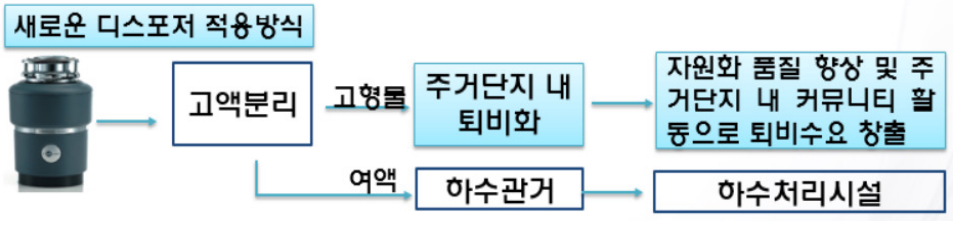


그림 2-3 새로운 디스포저 활용 방안 개념도

2.1.2 디스포저 유형

디스포저는 주방에서 발생한 음식물류폐기물을 기계적으로 분쇄하여 수도수로 씻어 배관을 통해 배출하는 장치이다. 일반적으로 원통형 스테인리스 재질로 이루어져있으며, 본체 내에 분쇄실이 있고, 분쇄실 바닥에 원형의 고정칼날과 회전식 해머가 부착된 회전원판(턴테이블) 등으로 구성되어 있다.

디스포저 종류는 작동 방식에 따라 회분식과 연속식으로 구분된다. 미국에서는 일반적으로 연속식을 사용하며, 일본에서는 회분식을 사용하고 있다. 연속식의 경우 운전 중에 분쇄실에 음식물쓰레기를 투입해야하는 심리적 불안감이 있기 때문에 보다 안전한 사용을 위해 회분식을 선호하는 경우가 있다(Sakaue, 2007). 연속식의 경우, 먼저 분당 6L의 유속으로 급수를 개시한 후, 디스포저 전원을 키고, 음식물을 순차적으로 투입하여 분쇄한다. 반면, 회분식의 경우 음식물쓰레기를 분쇄실 내에 보관할 수 있으며 한 번에 작동하여 분쇄하게 된다. 서울시 1차 시범사업 시 선정된 디스포저는 해머밀 방식의 회분식 디스포저였으며, 사진 및 구조는 그림 2-4와 같다.

그림 2-4 서울시 1차 시범사업 시 선정된 디스포저의 사진 및 구조도
(서울시, 2010)

서울시 2차 시범사업 시 선정된 디스포저는 해머밀 방식의 연속식 디스포저였으며, 사진/구조 및 상세도를 그림 2-5과 2-6에 각각 나타내었다.

그림 2-5 서울시 2차 시범사업 시 선정된 디스포저 사진 및 구조도 (서울시, 2010)

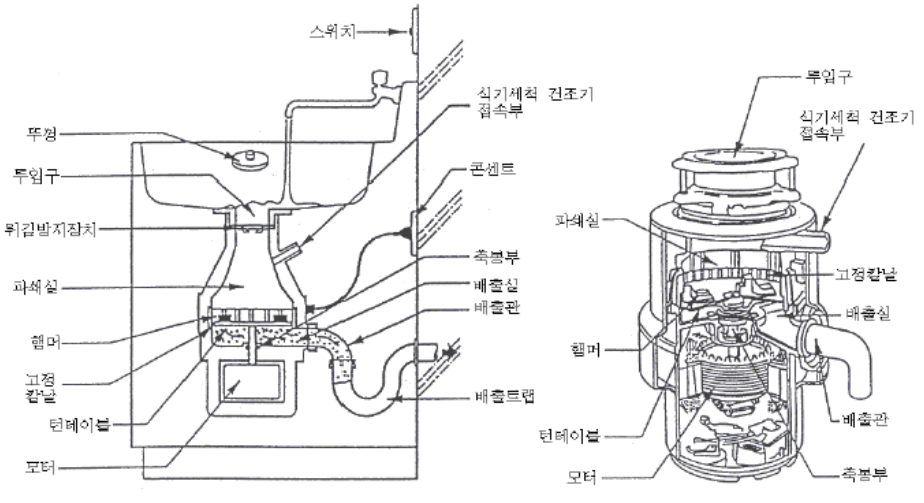
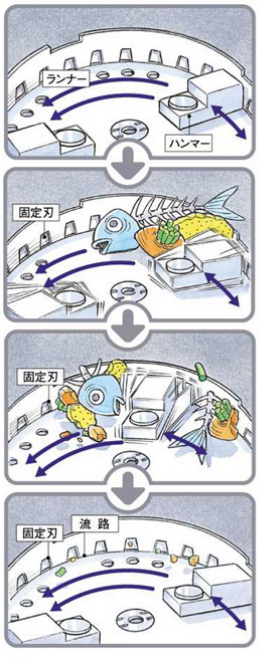


그림 2-6 디스포저의 단면도(왼)와 구조도(오) (서울시, 2010)

디스포저의 분쇄방식은 칼날과 해머를 사용하는 방법이 있는데, 믹서기와 같이 칼날을 이용하여 분쇄하는 경우, 섬유질이 강한 음식물을 쉽게 절단할 수 있는 장점이 있는 반면 단단한 물질을 분쇄할 경우 칼날이 마모되거나 손상을 입게 되어 분쇄 능력이 낮아지는 단점이 있다. 해머식의 경우, 강한 분쇄 능력을 보이는 반면 섬유질이 강한 음식물은 잘 분쇄하지 못하는 단점이 있다. 미국과 일본에서 일반적으로 사용되는 방식은 거의 해머식이며, 가운데 회전판이 돌면서 음식물이 고정날과 해머 사이에서 분쇄되는 방식인데, 이를 그림 2-7에 나타내었다. 해머식은 칼날방식에 비해 음식물이 튀어나오거나 칼날에 의한 사고발생이 없기 때문에 안전한 방식으로 알려져 있다.



①스위치를 켜면, 런너와 두개의 해머가 고속회전을 시작한다.

②투입된 음식물쓰레기는 해머의 원심력에 의해 고정날에 강하게 부딪힌다.

③회전하는 해머와 고정날에 의해 음식물쓰레기가 잘게 분쇄된다.

④분쇄된 음식물쓰레기는 고정날과 런너의 틈새에 있는 유로를 따라 물과 함께 흘러내려간다.

그림 2-7 해머식 디스포저의 분쇄개념 (Sakaue, 2007)

2.1.3 디스포저 오수 전처리 시스템

디스포저를 설치하는 경우 분쇄오수를 배수전처리시설에서 처리하여 일정 수준 이하의 배출수로 만들어 배수하도록 하고 있는데, 이는 하수관거의 폐색 문제와 하수처리장에서의 오염부하 증가 문제를 없애기 위해 고안된 시스템이다. 그림 2-8은 디스포저 오수 전처리 및 자원화 시스템의 예를 나타낸 것이다.

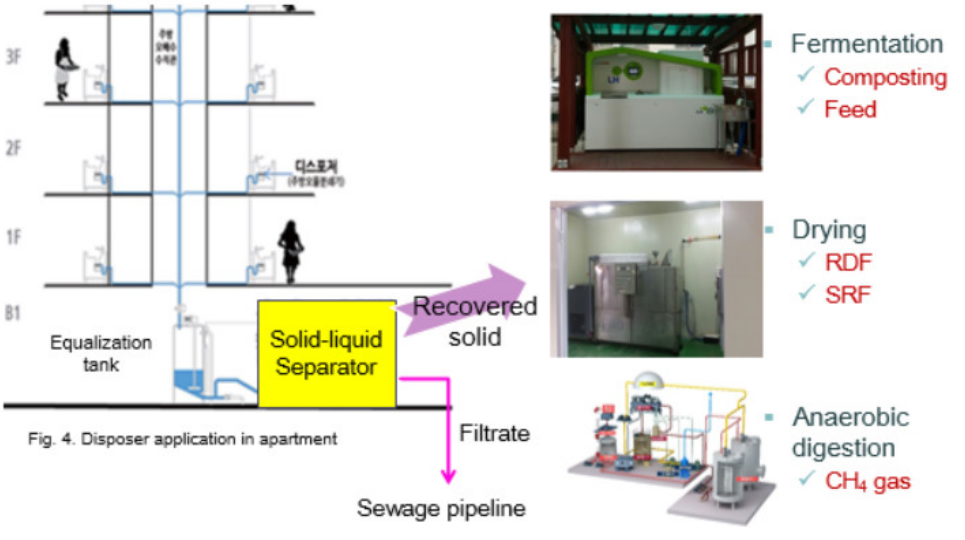


그림 2-8 디스포저 분쇄오수 전처리 및 자원화 시스템

각 가정에서 발생하는 음식물쓰레기를 디스포저를 통해 분쇄하여 싱크대와 연결된 배관으로 흘려보내면 세대횡지관, 수직관을 통해 아파트 지하에 위치한 유량조정조에 1차적으로 저장된다. 이후 고액분리 과정을 거쳐서 회수된 고형물은 자원화되고, 분리된 여액은 하수관거로 흘려보낸다. 특히, 회수된 고형물은 퇴비화, 건조, 혐기소화 등의 방법으로 자원화될 수 있다.

2.2 응집

2.2.1 콜로이드

모든 지표수에는 어느 정도의 탁도를 가지고 있으며, 그 중에 중력에 의한 제거가 어려운 콜로이드는 어떠한 특성으로 인해 쉽게 집합을 이루지 않고 안정성을 유지하고 있다. 이러한 콜로이드성 현탁질의 제거에 있어서 그 특성을 이해하는 것이 중요하다.

고체의 액중분산계에 있어서 분산물질의 크기에 따라 1 nm 이하의 분자상을 용액, 1nm - 1μm 의 분자상을 콜로이드 입자, 1μm - 10μm의 것을 세립현탁질이라고 한다. 자연수나 폐수 속에 부유입자나 콜로이드의 크기는 1μm - 100μm 까지 크기가 다양하다. 콜로이드는 중력 침강속도가 0.01 cm/s 이하로 물속에서 계속해서 부유 상태로 존재하게 된다.

콜로이드는 큰 표면적과 흡착력을 가지고 있지만 실제로 흡착은 선택적으로 일어나며 선택적 흡착작용은 대부분의 콜로이드 안정인자가 되는 전하를 띤 입자를 만들어 낸다. 콜로이드 입자들은 모두 전하를 띠고 있으며 콜로이드 물질의 특성에 따라 그 전하의 크기에 큰 차이가 있고 양전하 혹은 음전하를 띤다.

콜로이드의 표면전하 생성은 이온화, 이온의 선택적 흡착 등의 메커니즘에 의해서 생성되는 것으로 알려져 있다. 첫째, 이온화에 의한 생성은 이온생성기 (-OH, -COOH, $-NH_2$ 등) 와 관련이 있다. Silica나 alumina와 같은 산화물의 표면전화는 히드록실기 (-OH, ↔ -O, $-OH_2$)나 실라놀기 (≡SiOH ↔ ≡SiO, $≡SiOH_2$) 에 의해 생성되며 분산액의 pH에 따라 입자표면은 음전하나 양전하를 띠게 된다. 둘째, 이온이 물질의 결정격자 속에 흡착됨으로서 생성될 수 있다. 이는 AgI 졸(sol)을 가지고 묘사가 되는데 과잉의 Ag이온이 존재할 때는 Ag이온의 흡착으로 인하여

표면은 양으로 하전되며, I 이온이 과잉으로 존재하면 표면은 음으로 하전하게 된다. 이때 등전점은 pAg 8이 아니고 pAg 5.5(pI 10.5)로 옮기는데 이는 I^-이온보다 더 작고 더 움직이기 쉬운 Ag이온은 AgI의 결정격자 속에서 I^-이온보다 약하게 결합되어 있기 때문이다. 이와 같이 이온성 물질은 그들의 구성하고 있는 전하가 반대인 이온을 수가 같지 않게 용해하기 때문에 표면에 전하를 생성하게 된다.

콜로이드의 안정성은 DLVO (Derjaguim and Landau, Verwey and Overbeek의 약자) 이론으로 잘 설명될 수 있다. 그림 2-9는 고형입자의 전기이중층 모형을 보여주고 있다. 수중의 현탁질이나 콜로이드 입자 의 표면은 대개 음으로 하전되어 있어서 입자표면의 강한 정전기적인 인력으로 인하여 양이온의 흡착되어 전하밀도가 높은 고정층(Stern layer, fixed layer)을 형성한다. 고정층의 밖으로 양이온은 열운동에 의하여 확산하며 양이온의 농도(n)는 고정층으로부터 거리에 지수적으로 감소하게 되는데 이 층을 확산층과 모액의 경계면에서 양이온과 음이온의 농도는 같다. 고정층과 확산층을 합하여 전기이중층(electric double layer, EDL)이라고 한다.

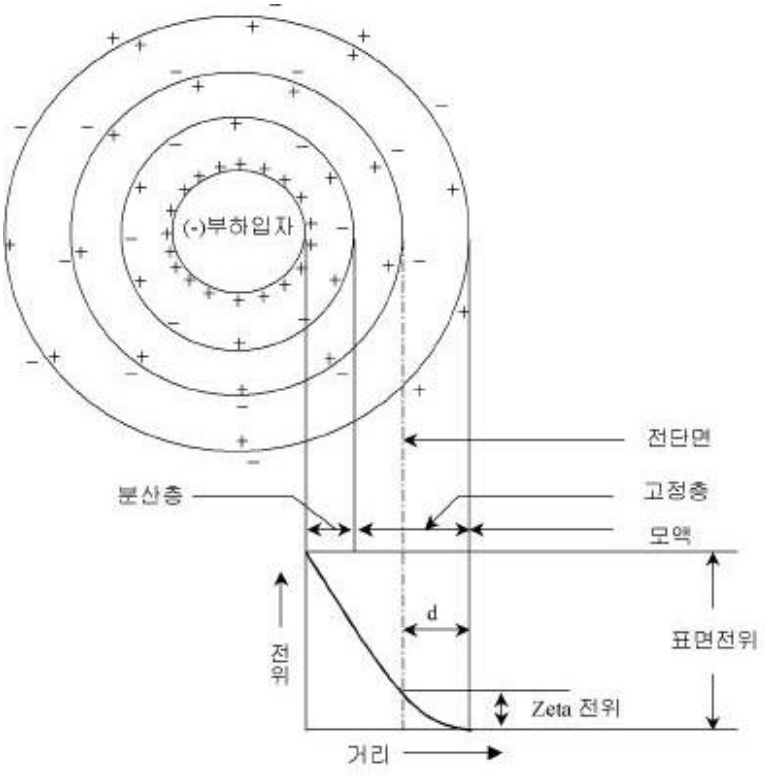


그림 2-9 Colloid particle in negative electric charge
(Ghernaout, 2015)

콜로이드의 전기이중층으로 인하여 입자의 상호작용 시 발생하는 반발력과 인력을 평가하기 위해 정량적으로 이론을 발전시켰는데 이것이 DLVO 이론이다. 이 이론은 콜로이드 화학에서 많은 경험적인 사실의 설명에 유용한 도구를 제공한다. 이 이론은 단지 조작인자로 Van Der Waals 인력(V_A)과 확산이중층 반발력(V_R)을 고려한다. 이것은 두 입자의 거리가 ∞에서 d까지 가져오는 것이 가역적 등온일(Gibbs free energy)로서 입자사이 거리함수로 상호작용에너지(V_T)를 계산할 수 있다. 물리적으로 그 필요성은 두 이중층의 상호작용 동안의 어떤 순간에 완전히 평형이 된다. 수학 상의 상호작용은 일정하게 하전 된 표면 상호작용

보다 일정한 전위의 표면 상호작용에 대해 더욱 특이하다. 콜로이드의 안정성에 대한 물리적 모델을 그림 2-10에 나타내었다.

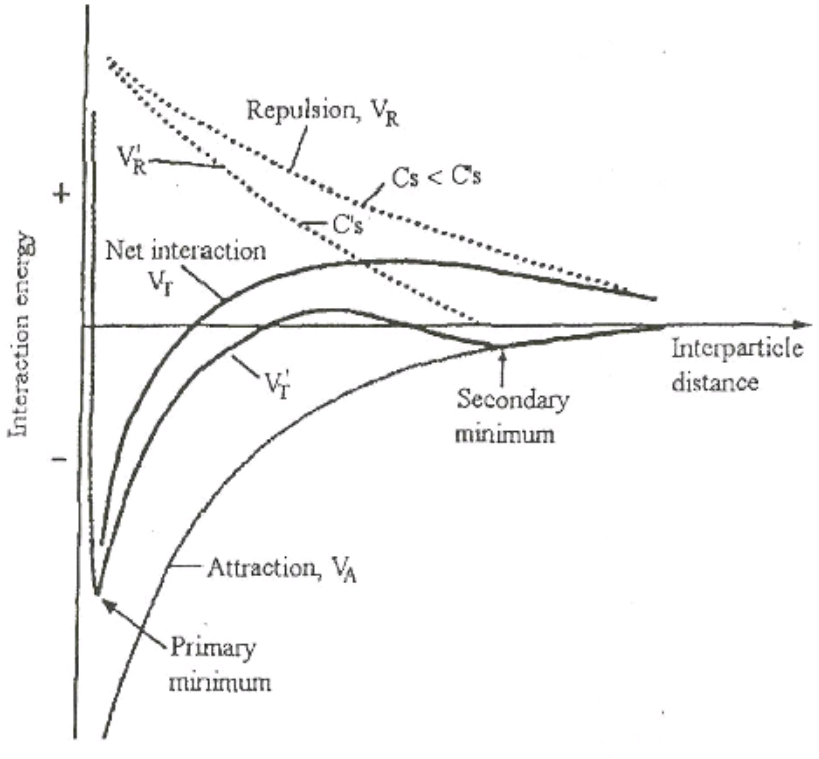


그림 2-10 콜로이드의 안정성에 대한 물리적 모델 (최효근, 2004)

그림 2-10에서 두 입자간 거리가 가까워지면 전기적 반발력(+y축)은 증가하고 van der Waals 인력(-y축)은 감소한다. 따라서 두 에너지의 합은 알짜 작용 에너지(net interaction energy)로 나타나며 반발 에너지가 더 커지면 넘어야 할 에너지벽(energy barrier)이 생기게 된다. 교반 또는 브라운 운동에 의한 충돌 입자간의 에너지가 에너지벽보다 큰 경우 두 부유입자는 응결(coagulation)하게 된다.

2.2.2 응집제

응집제의 사용은 약 2000년 전에 깨끗한 지표수가 적은 중국과 인도에서 백반을 사용한 것이 최초로 알려져 있다. 오늘날 응집처리에 가장 보편적으로 사용되는 응집제 역시 황산알루미늄(Alum, 황산반토)으로 주성분에서 백반과 동일하다. 최근에 고분자응집제의 이용으로 보다 급속한 처리효율을 얻을 수 있게 되었는데 이는 입자의 크기를 증가시키거나 비중을 크게 하여 입자의 침강속도를 크게 함으로써 분리 효율을 높이는 단순한 원리가 적용된다. 이를 위하여 응집제를 사용하게 되었다. 응집제의 종류로는 크게 무기 및 고분자응집제로 나눌 수 있다.

2.2.2.1 무기응집제

무기응집제는 구성하고 있는 기본 금속에 따라 황산알루미늄($Al_2(SO_4)_3 \cdot H_2O$), 염화알루미늄($AlCl_3$), PAC(Poly Aluminium Chloride), PASS(Poly Aluminium Sulfate), PACS(Poly Aluminium Chloride Silicate) 등의 알루미늄계 무기응집제와 염화철($FeCl_3$), 황산철 ($FeSO_4 \cdot H_2O$, $Fe_2(SO_4)_3$) 등의 철염계 무기응집제로 나눌 수 있다. 보통 철염계 무기응집제가 floc이 무거워서 침전성이 좋고, 비교적 넓은 pH영역에서 응집처리가 가능하지만 부식성이 매우 강해서 관과 반 응조 등의 부식문제로 인해 보통 상수처리에서는 알루미늄계 무기응집제가 많이 사용되고 있다.

무기응집제에 의한 응집 공정은 매우 복잡하며, 다음의 물리화학적 인자 즉, ①응집제 주입량, ②pH(Alkalinity), ③탁도(콜로이드 농도), ④용존 유기물의 농도(TOC & DOC), ⑤용액내의 음이온이나 양이온, ⑥혼합, ⑦전기전도도나 제타전위, ⑧온도 등에 의해 영향을 받는다.

2.2.2.2 고분자 응집제

고분자 응집제의 종류에는 크게 천연물과 합성물의 두 부류로 나눌 수 있다. 중요한 천연고분자 전해질은 생물 근원의 고분자와 녹말제품, 셀룰로오스 유도체, 알긴산염 등에서 만든 것이다. 합성고분자 전해질은 간단한 단량체(monomer)를 중합하여 분자량이 큰 물질로 만든 것이다. 이온성 고분자응집제는 모두 고분자 전해질이 되기 때문에 그 특성이 작용되어 응집침전제로서 유효하게 사용된다.

고분자 응집제는 응집제(primary coagulant)와 응집 보조제 (coagulant aid), 및 여과 보조제(filtration aid)로서 유효하게 사용되어질 수 있다. 그러나 고분자응집제의 효율은 분자량, 하전밀도, 투입량, 혼합조건 등에 영향을 받는다. 응집보조제로서 floc에 가교역할로 floc의 크기를 더욱 크게 함으로서 분리효율을 높이는데 사용된다.

일반적으로 양이온성 고분자응집제는 음으로 하전 된 점토입자에 대해 효과적이며, 고분자응집제가 정전기적 인력이나 이온교환에 의해 점토입자의 표면에 접촉함으로서 가교를 형성한다는 것이다. 음이온성 고분자응집제만으로는 음으로 하전된 점토입자에 대해 효과가 없음이 밝혀졌고 NaCl, $CaCl_2$와 같은 전해질이나 Alum과 같은 응집제와 함께 사용되었을 때 효과를 발휘하게 된다.

2.2.2.3. PAC (Poly Aluminum Chloride : $[Al_2(OH)_nCl_{6-n}]_m$)

수도용으로 사용되는 PAC는 다 염기성 염화알루미늄으로서 수용액에서는 아쿠오착이온$[Al(H_2O_6)]^{3+}$을 갖는 배위화합물이며 무색 내지 담황색의 투명한 액체이고 OH기를 가교하여 거대한 무기고분자 화합물을 형성한다. 산화알루미늄(Al_2O_3)의 농도가 10 - 11%인 제품이 일반적으로 사용되고 있으며 최근에는 17% 농도의 제품도 사용되고 있다. 염기도가 40 - 60%일 때 응집 효과가 가장 좋은 것으로 알려져 있으며 염기도가

증가하면 안정성이 증가하여 중합도가 커지고 교질성이 증가되어 응 집성도 좋아진다. pH 5 - 9 정도로 비교적 넓은 응집범위를 가지고 있으며 원수수질 변화에 대한 적용성이 좋기 때문에 정수처리용 응집제로 만이 사용되고 있고 물에 용해시키면 가수분해를 촉진하므로 원액을 그대로 사용하는 것이 좋다.

제 2세대의 응집제 PAC는 황산 반토의 뒤를 이어 현재 세계적으로 앞서가는 제품 중 하나이다. 이 응집제는 우리나라에서도 상당한 위치를 차지하고 있다. 서울 지역 정수장의 경우 독보적인 존재로 100% PAC를 사용하고 있다. 그러나 이 응집제의 단점은 안정성이 길지 않다는 것이다. 잘못 사용될 경우 6개월도 못가서 침전하고 관에 슬러지를 형성해 사용에 상당한 지장을 주게 된다. 또한, PAC는 오수처리 공정에서 다른 Alum 계 응집제보다 pH 에 대해 덜 민감하고, 응집력이 좋기 때문에 자주 사용된다.

2.2.2.4. 키토산

키토산은 게나 가재, 새우 껍데기에 들어 있는 키틴을 탈아세틸화하여 얻어낸 물질을 말한다. 1811년 프랑스의 자연사학자 브라코노가 버섯에 포함되어 있는 미지의 성분, 즉 키틴을 발견한 것이 시초이다. 그 후 1859년 화학자 루게가 키틴을 탈아세틸화하여 새로운 물질을 얻어냈으며, 1894년에 과학자 후페 자이라가 이를 키토산이라 명명하였다.

키토산의 특성은 노폐해진 세포를 활성화하여 노화를 억제하고 면역력을 강화해주며 질병을 예방해준다. 또한 생체의 자연적인 치유능력을 활성화하는 기능과 함께 생체 리듬을 조절해준다. 그러나 그 메커니즘은 아직 완전히 규명되지 못하였다. 병에 대한 효능은 첫째, 체내에 과잉된 유해 콜레스테롤을 흡착, 배설하는 역할 즉 탈 콜레스테롤 작용을 한다. 둘째, 암세포의 증식을 억제하는 항암 작용을 한다. 셋째, 혈압 상승의 원인이 되는 염화물 이온을 흡착, 장에서의 흡수를 억제한 뒤 체외로 배

출시킴으로써 혈압 상승 억제 작용 및 장내의 유효 세균을 증식시키고 세포를 활성화시킨다. 그밖에도 혈당 조절과 간 기능 개선 작용, 체내 중금속 및 오염 물질 배출 등의 효과가 있다. 인체에 가장 흡수되기 쉬운 키토산의 형태는 키토산 올리고당이며, 키토산 산성염의 경우 키토산의 아미노기 대신에 염이 들어가 있어 효능이 크게 저하되므로 주의가 요망된다.

키토산은 각종분야에서 이용가치가 크고, 활용도가 많은 환경 친화적인 고분자물질로서, 1980년대 초반 일본에서 본격적으로 연구개발에 착수한 Chitin/Chitosan은 온갖 독석 및 부작용 실험에서 그 안전성이 확인되어 오래전 일본의 천연 식품첨가물로 등재되어 사용되었고, 효과가 있다는 연구 논문 및 자료가 보고되어 있다.

키틴(Chitin) 및 키토산(Chitosan)의 화학적 구조식을 보면 식물에서 주요 에너지 저장 다당류인 녹말의 대표적인 물질인 아밀로오스(Amylose) 및 식물세포벽의 주성분이며 식물세포를 외각에서 둘러싸고 세포의 전체형태를 유지시켜 주는 역할을 하는 다당류 고분자 화합물인 셀롤로오스(Cellulose) 와 유사한 형태로 구성되어 있습니다. 다시 말하면 키틴은 셀롤로오스의 뼈대에 단백질의 특수성분인 N성분을 부가시킨 형태이다.

키틴 및 키토산은 무미/무취의 천연 고분자 다당체이며, 섭취후 약간의 떫은맛의 여운이 느껴진다. 키틴과 키토산 모두 천연 식품첨가물로 사용되고 있으나, 건강식품용도로 주로 사용되며, 키토산은 젖산, 구연산 등의 유기산에 용해되므로 이를 이용해 수용액(액체)을 만들 수 있다. 키토산은 음 전하(-)를 띠는 기존의 대부분의 식물섬유(식이섬유)와 달리 용해상태에서 양전하(+)를 띠는 지구상 유일의 천연 동물성 식이섬유라는 특이한 구조를 가지고 있다. 이와 같은 특이구조의 천연성분 때문에 생체에 대한 적합성이 뛰어나고, 기능성 식품으로서 구비할 모든 조건을 완벽히 갖추고 있을 뿐만 아니라 의약분야, 공업분야, 농업분야 등에 이용가치가 큰 다기능 물질로 평가되고 있다.

키토산은 섭취 시 체내에 존재하는 위산(pH 0.9 - 1.5), 라이소자임(Lysozyme), 장내세균, 키틴가수분해효소(Chitinase), 키토산가수분해효소(Chitosanase) 등에 의해 분해되어 흡수된다. 키틴, 키토산은 다당체이며 체내에서는 최종적으로 아세틸글루코사민, 글루코사민 또는 키토산올리고당 등으로 분자 고리가 절단되어 흡수된다. 참고로 키토산 올리고당이란 키토산의 긴 분자고리가 2 - 10개 내외로 절단되어 당분자의 수에 따라 2당, 6당, 8당 등이 혼합되어 존재하는 화합물을 칭한다.

키틴, 키토산은 그 가치가 대단히 커 광범위한 분야에서 이용이 가능한 것으로 밝혀졌고, 실용화가 가시화될 것으로 보인다. 이 때문에, 각 분야의 우수한 전문가들이 산학연계의 긴밀한 협조체제를 이루어 보다 효율적인 연구가 이루어져야 한다.

2.3 혐기성 소화

2.3.1 혐기성 소화 기본 원리

혐기성 소화는 유기물을 여러 미생물의 분해 작용에 의하여 메탄으로 전환하는 일련의 프로세스로서, 3단계의 과정으로 구분할 수 있다. 첫 번째 단계로는 고형상의 유기물을 가수분해하는 과정, acetic acid / propionic acid / butyric acid 등의 휘발성 지방산을 생성하는 산발효 과정, 그리고 이들을 이용하여 메탄을 생성하는 과정이다. 각각의 반응과정에 작용하는 미생물은 각각 활동에 최적화하기 위한 조건이 다르기 때문에 적절한 조건을 유지하는 것이 중요하다. 그림 2-11은 혐기성 소화 전체 단계를 나타낸 그림이다.

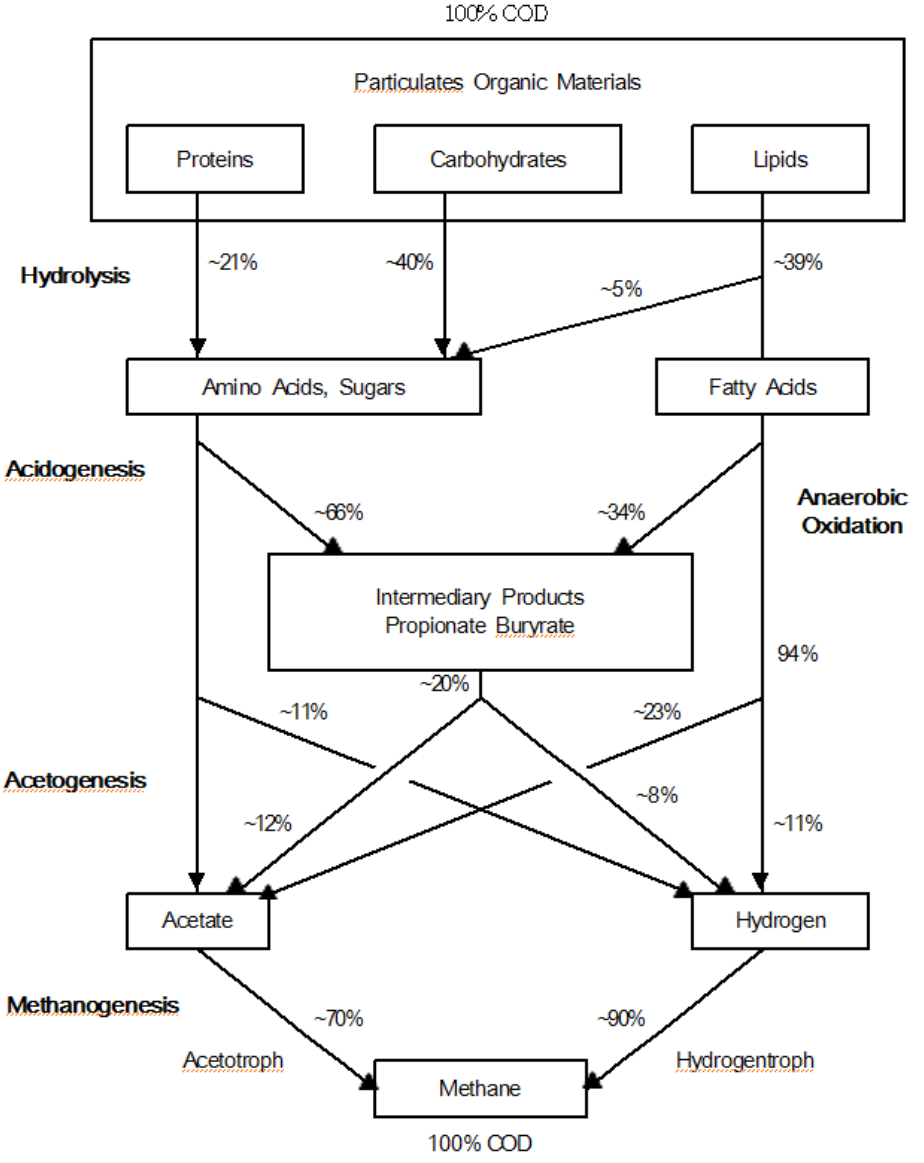


그림 2-11 혐기성 소화 단계 (Gujer & Zehnder, 1983)

2.3.1.1 가수분해 단계

지질(Fat)은 세포의 효소인 Lipase에 의해 가수분해 되는데, 단순지질의 경우 1몰의 중성지질로부터 1몰의 글리세롤과 3몰의 고급 지방산이 생성된다. 글리세롤은 알코올의 분해경로에 따라 더 분해되며, 고급 지방산은 저급 지방산으로 분해된 후 acetic acid와 수소로 분해된다.

Cellulose는 가수분해에 의하여 포도당으로 분해되며, 이렇게 분해된 저분자 물질은 세포에 의해 섭취된 후 포도당이나 기타의 단당류로 분해된 후 혐기성상태에서 다시 여러 지방산이나 알데히드, 알코올, 이산화탄소, 수소 등의 여러 가지 물질로 생성된다. 이 때, 생성물질의 분포 상태는 pH, 온도 등 조건에 따라 달라진다.

단백질은 Pseudomonas, Proteus, Bacteriaceae, Bacillaceae속 세균의 효소에 의하여 Proteoses, Peptones, Peptides를 거쳐 아미노산으로 분해된다. 아미노산은 세포에 섭취되어 암모니아, 이산화탄소, Formic acid, Acetic acid, Propionic acid 등으로 생성된다.

2.3.1.2 산발효 단계

산발효 과정은 아세트산 생성과 기타 산 생성으로 이루어지는데, 산 생성은 기질이 가수분해된 후부터 이산화탄소, 수소 및 Carboxylic acid으로 생성될 때까지의 과정이다. 여기에서 생성된 기질은 수소분합이 낮을 때 식 2.1과 같은 경로를 거치고, 높을 경우는 식 2.2와 같은 경우를 거치게 된다.

$$Substrate \rightarrow CO_2 + H_2 + Acetic\ acid \qquad (식\ 2.1)$$

$$Substrate \rightarrow \mathrm{P}ropionate + Butyrate + Ethanol \qquad (식\ 2.2)$$

아세트산 생성균(Acetogenic bacteria)은 혐기성 소화 과정에서 수소분압에 민감하며, 0.0001 이상일 경우 식 2.2와 같은 반응을 이루어 Acetic acid의 생성이 저해된다. 이러한 반응이 지속될 경우 지방산의 축적이 일어나며 특히 Propionic acid가 증가하는 것으로 알려져 있다.

2.3.1.2 메탄생성 단계

메탄은 대부분 Acetic acid, 이산화탄소 및 수소에서 생성이 되고, 몇몇 유기물에서도 생성이 된다. 모든 분해물들은 직접적 또는 간접적으로 메탄 생성균이 이용할 수 있는 형태로 변화되어야 한다. 분해 속도에 있어서 산생성 미생물과 메탄 생성 미생물의 속도가 비슷할 경우 메탄 생성 과정이 안정적으로 진행된다. 이 경우 아미노산의 분해와 함께 암모니아성 질소가 생성되어 알칼리도가 약간 생성된다.

2.3.2 혐기성 소화 영향 인자

2.3.2.1 온도

혐기성 소화조의 운전 시에 발생하는 문제 중 하나는 최적화된 반응조 온도와 그 유지에 관한 것이다. 아주 작은 온도의 변화도 메탄생성균을 포함한 미생물의 생장에 저해를 일으킬 수 있다. 적합한 혼합을 통해서 반응조 내의 미생물의 온도가 부분적으로 변화하는 것도 막을 수 있으며, 불필요한 미생물의 활동을 막을 수 있다.

메탄생성균이 가장 활발하게 활동할 수 있는 온도는 두 가지 범위로 알려져 있는데 30 - 35℃의 중온 범위와 50 - 60℃의 고온 범위이다. 메탄 생성은 넓은 범위의 온도에서 이루어진다. 그러나 음식물 폐기물의 중온 혐기성 소화에 있어서는 35℃가 가장 적합한 온도로 알려져 있다. 온도가 32℃ 아래로 떨어질 경우 지방산의 생성 속도에 비하여 메탄생성균의 활성은 떨어지게 된다. 지방산의 경우 21℃에서도 빠르게 생성이 된다고 알려져 있다. 그렇기 때문에 중온 혐기성 소화에 있어서의 최저 온도는 32℃ 이상이 되어야 한다.

메탄생성균의 존재 온도 범위는 여러 범위가 있으나 대부분의 메탄생성균은 중온 범위에 있다. 몇몇 메탄 생성균은 저온, 고온, 초고온에서도 활동이 가능하다.

고온 메탄생성 미생물은 다음과 같은 특징을 가지고 있다. ①미생물의 증식이 상대적으로 느리며, ②미생물군의 분포가 매우 협소하다. 또한 온도 변화에 더욱 민감하여, 중온 메탄생성균이 2 - 3℃의 온도 변화에도 견딜 수 있는 반면, 고온 메탄생성균의 경우는 1℃ 이상의 변화를 주지 않도록 해야한다.

온도의 경우 미생물의 활동에 큰 영향을 주는 인자 중의 하나이고, 특히 메탄생성균의 활동에 큰 영향을 미치게 되므로 운전 온도의 큰 변화

는 혐기성 소화의 안정성에 크게 영향을 미치게 된다.

2.3.2.2 알칼리도와 pH

충분한 알칼리도는 pH의 조절에 있어서 필수적인 부분으로서 효소 활동이나 소화조의 운전에 큰 영향을 미친다. 산생성균의 경우 pH 5.0 이상에서 활동을 하고, 메탄생성균의 경우 6.2 이상에서 활동이 가능하다. 메탄 생성균을 포함한 대부분의 혐기성 미생물은 7.0에서 8.5사이의 pH에서 가장 활발한 활동을 할 수 있다.

혐기성 소화조에서 pH는 지방산의 생성과 함께 감소하게 되는데 메탄생성균이 지방산을 소모함으로써 pH의 조절이 이루어지게 된다. 일반적으로 5일 이상의 수리학적 체류시간을 가지는 경우 메탄생성균이 지방산을 메탄으로 전환할 수 있다고 알려져 있다.

반응조의 안정성은 높은 알칼리도를 통하여 확보할 수 있게 되는데 알칼리도의 저하는 반응조의 실패를 가늠할 수 있는 척도가 된다. 알칼리도의 감소는 지방산의 축적으로 인한 메탄생성균의 저해, 급격한 유기산의 증가, 메탄생성균을 저해하는 성분을 포함한 기질로 인하여 일어날 수 있다.

투입 기질의 성분 구성은 직접적으로 알칼리도에 영향을 미치게 된다. 단백질 성분이 높은 기질이 투입될 경우 알칼리도는 증가하게 된다. 알칼리도는 단백질이 분해되면서 $-NH_2$ 등 아미노기 그룹의 방출과 암모니아의 발생으로 생성이 된다.

알칼리도는 대부분 bicarbonate 상태로 발생하는 바이오가스 중의 이산화탄소와 평형을 이루게 된다. 유기물이 분해될 때 이산화탄소가 생성되며, 아미노산과 단백질이 분해될 때 이산화탄소와 암모니아가 생성되게 된다. 방출된 이산화탄소는 carbonic acid 및 bicarbonate 알칼리도와 carbonate 알칼리도의 생성과 관련이 있다. 생성된 암모니아는 암모니아 이온 상태로도 존재하게 된다.

투입 기질이나 산/알칼리성 생성물에 따라 반응조 내의 알칼리도나 pH의 변화가 일어나게 되고, 알칼리도의 경우 아미노산이나 단백질 등 질소를 포함한 유기물의 분해에 의해서 변화가 일어나기도 한다. 아미노산이나 단백질이 분해될 경우 아미노기 그룹이 생성되고 알칼리도가 생성되는데 이 때 암모니아가 방출된다. 방출된 암모니아는 이산화탄소와 함께 물에 용해되어 Ammonium bicarbonate를 생성하게 된다.

그러나 유기물의 분해에 의한 유기산의 생성은 알칼리도를 감소시키게 되는데, 예를 들어 Glucose나 Acetate의 분해로 인하여 메탄이 생성되기 전까지는 알칼리도가 회복되지 않는다.

혐기성 반응조의 효율이 7.0에서 8.5의 pH 범위에서 가장 최적화된다고 할 수 있지만 조금 더 범위를 좁힐 경우는 7.5에서 8.0의 범위라고 할 수 있다. 6보다 낮거나 8보다 높은 경우는 매우 제한적이고, 메탄생성균에 특성을 가지고 있다고 알려져 있다. 알칼리도를 높게 유지하여야만 pH를 안정적으로 유지할 수 있다.

만약 투입 기질이 알칼리 성분이나 알칼리도 변화를 알 수 있는 물질을 포함하지 않을 경우는 알칼리도를 유지하고 pH를 조절하기 위하여 알칼리도를 유지할 수 있는 성분을 투입하여야 한다. 투입해야 하는 알칼리도의 양은 예상되는 유기산의 생성량을 바탕으로 해야 하고, 만약 예상보다 더 빠르게 생성이 된다면 더 많은 알칼리도의 투입이 필요하다. 빠른 유기산 생성 속도는 보통 혐기성 반응조의 start-up 기간, 충격 부하, 그리고 온도의 변화 등 저해 현상이 일어나는 시점에서 확인할 수 있다.

2.3.2.3 독성물질

혐기성 소화 시 분해과정에서 생성되는 중간 생성물에 의해 방해를 받을 수 있다. 이 물질들은 미생물의 최대 비중식 속도를 감소시켜서 SRT(Solids retention time)를 늘려 주어야 하는 운전상 문제점을 야기

하며, 방해 물질의 농도가 극도로 증가하게 되면 미생물에 독성을 일으켜 전체 소화 공정의 실패를 유발할 수 있다 (허남효, 2004).

혐기성 소화시 안정적인 운전을 방해하는 대표적인 기질로서 알칼리, 알칼리 토금속, 중금속, 암모니아성 질소, 황 그리고 다양한 유기 및 무기물화합물 등이 있다. 암모니아는 대개 단백질 분해 과정에서 탈아미노기반응에 의하여 생성된다. 암모니아성 질소는 pH에 따라 암모니아성 이온의 형태(NH_4^+) 또는 용존 암모니아 가스(NH_3)로 독성을 나타낸다. 이런 독성은 암모니아성 이온(NH_4^+)보다는 용존 암모니아 가스(NH_3)가 훨씬 더 독성이 있다.

황화물(sulfide)은 혐기성 소화시에 유입폐수 내 황 성분을 함유하는 유기물질이 분해되면서 생성되며, 황화물 농도가 200 mg/L 이상 존재시 강한 독성을 유발한다고 알려져 있으며, 황산염은 자체가 독성을 유발하지는 않으나 유기물 분해 시 전자수용체로 작용하여 메탄생성균과 황환원 박테리아의 경쟁을 유발하여 결국 메탄생성량을 감소시킨다.

VFA(Volatile Fatty Acid)는 고농도에서 메탄생성반응을 억제하는데 그것 자체에 독성이 있는지 또는 VFA 축적 때문에 pH가 저하되어 독성이 생기는지는 분명치 않다 (Kroeker et al, 1979). 그리고 Na, K, Ca, Mg 등의 양이온 물질들은 미생물 성장에 필요한 영양소로 미생물 성장을 촉진시켜 주기도 하나, 과잉으로 존재하면 오히려 성장에 방해를 일으키고 독성을 유발한다. 일반적으로 2가 양이온에 대하여 0.005M, 그리고 1가 양이온에 대해서는 0.01M 의 농도 값이 최적이라고 알려져 있다. 양이온에 대해서 혐기성 미생물은 상당한 정도까지 순응가능하며, 저해효과는 상쇄물질을 주입함으로써 감소시킬 수 있다.

2.4 퇴비화

2.4.1 호기성 퇴비화

2.4.1.1 퇴비화 공정의 원리

음식물류 폐기물을 포함한 유기성 폐기물의 생물학적 처리 중 가장 일반적인 방법은 호기성 미생물에 의한 생물학적 안정화 처리로서 호기성 퇴비화라 할 수 있다. 일반적으로 음식물류 폐기물 등을 호기성 퇴비화하는 경우 1차 호기성 분해반응이 대개 15일 이상이 소요되며, 이후 30일 이상의 부숙 과정을 거쳐 최종 부산물인 퇴비를 생산하게 된다 (장미향, 2009).

즉, 음식물류 폐기물은 일부 함유되어 있는 동물 및 어류의 뼈, 계란 껍질 등과 회분을 제외하고는 대부분 생물학적 분해가 쉬운 유기물로 구성되어 있으며 주요 성분은 단백질, 아미노산, 지방, 탄수화물, 셀룰로오스 등으로 구성되어 있다. 유기물질은 호기성 미생물에 의해 분해가 되고 미생물 활동이 끝난 후에 남아 있는 최종 부산물은 퇴비로 잘 알려진 부식물질이 된다.

퇴비화는 제한된 조건하에서 미생물에 의한 유기물의 호기적 또는 산소 요구성 분해를 의미한다. 기술적으로는 “조절된 환경 내에서 유기성 폐기물의 생물학적 분해”로 정의하고 있다 (Golueke, 1972).

바꾸어 말하면, 퇴비화는 인위적인 생태계인 농경지에 농작물의 수확과 더불어 빠져나간 영양소를 잡초와 쓰레기와 배설물을 썩혀서 부식토의 형태로 땅에 되돌려 주는 생태학적으로 자연스러운 영양소의 순환과정인 것이다. 퇴비화가 일어나는 동안 미생물은 유기물을 먹이로 이용하며, 동시에 산소를 소비한다. 쓰레기 내의 이러한 유기물질들은 탄수화물, 셀룰로오즈(cellulose), 헤미셀룰로즈(hemicellulose), 리그닌(lignin),

리그노셀룰로오즈(lignocellulose), 지질, 단백질 등으로 주로 C, H, O, N, S, P 등의 원소로 구성되어 있다. 이들 유기물질들은 종속 영양 미생물에 의하여 무기질인 부식토로 전환된다.

산소가 없을 경우 혐기성 분해를 하며, 대부분은 산소가 첨가되어 호기성 분해를 한다. 혐기성 분해 시에는 암모니아, 황화수소 등이 발생하여 악취가 나고 분해 속도가 느리기 때문에 대부분의 경우 호기성 분해를 선호한다.

호기성 퇴비화가 활발히 진행되는 동안에 다량의 열이 발생하고, 이산화탄소가 생기며 수증기는 대기로 방출된다. 또한 분해 후 최종 생성된 잔류물은 회분과 미네랄로서 완전히 부숙되어 퇴비로 이용할 수 있다 (Tam & Vrijmoed, 1993).

2.4.1.2 유기물 분해 과정

유기물질은 탄수화물(Carbohydrates), 지방(Lipids), 단백질(Protein)로 구분 된다. 이들이 호기성 미생물에 의해 분해되면, 최종 산물로 이산화탄소(CO_2), 암모니아(NH_3), 물(H_2O)을 생성하게 된다.

탄수화물은 일반적으로 $C_m(H_2O)_n$의 형태를 가지며, 호기성 상태에서 분해되면 최종적으로 이산화탄소와 물로 분해되고, 지방 및 단백질은 분해 분자량이 작은 물질이 되거나 이산화탄소, 물, 암모니아 등으로 최종 분해된다. 여기서 발생한 가스상의 암모니아(NH_3)는 수산화암모늄(NH_4OH)으로 되며, 반응물내의 pH를 상승시키게 된다. 다음 식은 탄수화물과 지방 및 단백질의 분해과정을 식으로 표현한 것이다.

$$C_m(H_2O)_n + mO_2 \rightarrow mCO_2 + nH_2O \qquad (식\ 2.4)$$

$$C_xH_yN_zO_p + aO_2 \rightarrow C_uH_yN_q + bCO_2 + dH_2O + eNH_3 \qquad (식\ 2.5)$$

호기성 미생물은 증식을 하는데 기질과 산소를 사용하며, 이때에도 이

산화탄소와 물이 생성된다(동화작용). 그러나 기질이 부족한 상태가 되면 생성된 미생물의 자기 분해가 일어나며(이화작용), 생물체의 합성과 분해과정을 간단히 식으로 나타내면 다음과 같다.

$$C_5H_7NO_2 + 5O_2 \rightarrow 5CO_2 + NH_3 + 2H_2O \qquad (식\ 2.6)$$

이상과 같이 각종 유기성 폐기물은 호기성 미생물에 의해 폐기물의 조성에 따라 동화 및 이화작용을 거치면서 최종적으로 이산화탄소나 암모니아의 가스상 대사산물이나 수분을 생성하는 반응으로 설명할 수 있다.

2.4.1.3 퇴비화 단계별 특성

퇴비화는 호기성 미생물에 의해 진행되는 부숙과정으로 중온성(Methanophiles) 균과 고온성(Thermophiles)균이 관여한다. 미생물에 의한 퇴비 부숙과정은 다음과 같이 3단계로 구분된다.

① 퇴비원료 중에 당류, 아미노산, 지방산 등 분해되기 쉬운 물질들이 분해되는 초기단계로서 부숙온도가 상승한다.

② 셀룰로오즈, 헤미셀룰로오즈, 펙틴 등 난해성 물질들이 분해되는 단계로서 고온성 미생물이 관여하며 수 주간 지속된다.

③ 퇴비더미의 온도가 떨어지며 분해속도도 지연되는 단계로서 숙성단계라고 하며 방선균을 중심으로 한 중온성 균들이 관여한다. 일반적으로 퇴비화는 이러한 3단계 과정을 거치게 된다 (농촌진흥청, 2002).

퇴비화 과정은 크게 두 단계로 구분된다. 초기단계는 미생물이 활발한 대사 작용으로 유기물질이 분해되면서 온도가 상승하는 단계이다. 두 번째 단계는 미생물의 대사 작용이 완만한 숙성단계이다. 이 단계에서 부식물질이 만들어지는 주반응은 리그닌의 분해 또는 미생물에 의하여 합성된 페놀 화합물이 단백질이나 단백질 분해 생성물과 고분자 중합체로 축합에 의하여 생성된다고 알려져 있다 (Witter & Lopez-Real,

1987).

퇴비화 과정을 공정단계 및 온도를 고려하여 보다 세분하면 전처리 단계, 중온성 단계, 고온성 단계, 감온 단계, 숙성 단계로 분류된다 (Atchley & Clark, 1979). 전처리 단계에서 공기주입과 수분조절을 위해 볏짚을 섞어 미생물 생존에 적합한 환경을 만든 후 중온성 단계로 바뀐다. 중온성 단계에서는 중온균이 활발해지면서 온도가 증가되고 유기산이 발생되면서 pH가 감소한다. 그러나 40℃ 이상의 고온성 단계에서는 중온균의 활성이 떨어지고, 고온성 미생물에 의한 분해가 활발히 일어나 pH는 다시 알칼리 상태로 되는데, 이때 과량의 질소가 발생할 경우 암모니아가 다량 생산되어 문제를 야기시킨다 (Gray et al., 1971).

온도가 60℃로 상승하면 균류가 사멸되고 고온균의 수가 급증한다. 이때에는 유기물 분해가 활발히 진행되도록 공기량 조절, 반응열 보온, 증발되는 수분의 적절한 배출, 내용물의 혼합 등의 조작이 필요하다. 고온 단계에서 퇴비 온도는 50~60℃로 유지되고, 때로는 60℃ 이상으로 증가한다 (Hoitink et al., 1991). 이때, 퇴비화 효율은 급격히 떨어진다 (Kuter et al., 1985; MaGregor et al., 1981).

감온 단계에서는 고온성 단계에서 일어나는 셀룰로오즈와 리그닌과 같은 성분의 분해 속도가 아주 느리게 진행되며 온도가 상온까지 감소한다. 숙성 단계는 고온 단계에서 분해되지 못한 난분해성 유기물이 안정화되는 기간으로 유기물이 분해되는 단계라기보다는 퇴비가 질적으로 안정화되는 단계라 할 수 있다. 분해 가능한 유기물이 대부분 분해되어 부식질로 바뀌기 때문에 리그닌 함량이 높고 이용 가능한 영양분의 함량이 낮아지며, 방선균의 수가 많아진다 (Gray et al., 1971).

2.4.1.4 퇴비화 영향 인자

퇴비화는 유기물질이 생물의 작용에 의해 분해되면서 안정화된 형태로 변형 되어 가는 과정으로 여러 가지 환경요인에 의해 영향을 받는다. 음

식물류 폐기물은 미생물에 의하여 분해되기 때문에 미생물들이 성장할 수 있는 조건인 온도, 공기공급, 교반, pH, 수분함량, C/N ratio, 숙성도 등으로 중요한 운전조건으로 작용하고 이들 운전조건은 상호 연관성이 있기 때문에 그 상황에 알맞은 조건의 설정이 중요하다.

1) 함수율

퇴비더미의 수분 조절은 퇴비화의 효율과 밀접한 관계가 있으며, 퇴비화 과정의 최적 수분함량은 60% 내외로 알려져 있다. 그러나 퇴비화 시작과정의 수분은 55 - 65% 범위가 적당한 것으로 알려져 있다 (Golueke, 1972; Zucconi & de Bertold, 1987).

퇴비의 적정 수분함량은 원료의 수분 보유력, 물리적 특성 및 퇴비화 시설에 따라 다소 달라질 수 있다. 그러나 퇴비더미의 수분이 40% 이하일 때 미생물의 활성 저하로 유기물의 분해속도가 감소되며, 60% 이상일 때는 산소의 부족에 의한 악취발생 및 식물독성 물질의 생성, 그리고 분해속도의 감소 등이 나타나는 것으로 알려져 있다 (Poincelot, 1974).

만약 함수율이 50% 이하로 떨어진다면 더미의 중심부에서 높은 온도가 발생 하게 된다. 미생물 등을 사멸시키게 되어 분해과정이 심각하게 줄어들게 된다. 30% 이하가 되면 미생물의 생물반응이 저하되며 20% 이하일 경우에는 반응이 불가능해진다 (Chung & Hoitnk, 1990).

2) 온도

퇴비화가 진행되면 미생물의 활동으로 발생되는 열에 의해 축적되는 열량으로 퇴비의 온도는 약 60 - 70℃까지 상승하게 된다. 그러나 퇴비화 물질의 내부에 함유된 수분이 온도의 상승으로 인하여 증발하면서 발생되는 열을 증발열로 방출시키게 되므로 퇴비의 온도는 더 이상 증가하지 않고 유기물이 활발히 분해되는 기간 동안에는 고온을 유지하다가 공급되는 유기물량이 감소하게 되면 미생물 증식속도가 감소하면서 발생열량 역시 감소한다. 이 과정을 통하여 유기물의 감량과 퇴비물질에 포

함된 수분의 함량이 크게 낮아지면서 중량 및 부피 감소가 발생한다. 따라서 퇴비물질의 중량 감소는 수분의 증발이 기여하는 바가 크다.

일반적으로 호기성 퇴비화의 적정 반응온도는 퇴비원료, 시스템에 따라 다양 하며 60℃ 이상의 경우 미생물의 다양성은 크게 감소되며 전체 미생물의 활성도는 60℃에서는 크게 떨어지므로 55 - 60℃가 반응속도를 최대로 하는 온도범 위로 알려져 있다 (Kuter, 1985; 허관, 1998).

3) pH

퇴비화 공정의 pH의 변화는 유기물의 분해과정을 통해 생성되는 물질 수분에 용해되면서 발생된다. 즉, 반응초기에 중온성 미생물의 증식이 시작되는 단계에서 미생물에 의한 유기물의 분해는 고분자의 유기물을 저분자화 시키는 과정을 통하여 유기산을 생성하는데, 미생물 스스로의 증식과 활동에 필요한 에너지로 빠르게 소비하여 이산화탄소와 물로 분해되지 않을 경우 초산과 같은 유기산이 퇴비화 물질에 축적되면서 pH의 감소를 유발시킨다.

만일 퇴비화 공정에 충분한 산소가 공급되지 못할 경우 혐기성 발효가 발생하게 되면 pH는 더욱 떨어져 4.5이하로 낮아지게 되며 반응속도 역시 크게 지연되는 결과를 나타낸다.

4) 공기공급

퇴비화 과정은 주로 유기물의 호기성 산화분해이므로 산소의 존재가 필수적 이며, 탄수화물이 CO_2, H_2O, 미생물 세포, 열 그리고 분해 뒤 부식질로 바꾸어진다. 통기성은 입자의 물리적 성질에 영향을 받기 때문에 입자가 적고 수분이 많은 재료인 수분조절제를 사용하여 통기성을 개량하여야한다.

공기공급이 너무 많이 유입 될 경우 퇴비와 과정을 방해할 수도 있으며 일반적으로 5 - 15%의 산소가 퇴비물질의 공극 내에 잔재하도록 해야 한다. 만약 공기가 충분히 공급되지 않을 경우에는 혐기성 상태가 되

어 혐기성 생물작용이 일어나 CO_2 외 H_2O, 유기산 등이 형성되고 퇴비화 중에 악취가 발생 된다. 또한 유기탄소의 분해가 불완전하게 이루어지고 에너지 발생의 감소에 따른 미생물 세포 생장감소와 이에 따른 유기물 분해의 감소가 이루어진다 (Paul et al., 1989).

5) C/N ratio

퇴비화 과정에서 C/N ratio는 가장 중요한 요소 중에 하나이다. C/N ratio가 미생물의 유기물질 분해과정에서 필요한 영양물질 균형을 맞추어 주며, 성장을 위한 에너지원으로서 탄소를 요구하고 단백질 합성을 위해 질소를 필요로 한다. 퇴비화 과정에서 유기 탄소는 분해 시 20 - 40%가 세포기질 합성에 이용되고, 나머지는 대부분 대사열과 가스로 소모되는 반면, 질소는 소량이 미생물 세포의 필수 구성원으로 이용되며, 대부분은 고정되기 보다는 산화되거나 퇴비화 과정 중에서 높은 온도와 pH 상태에서 암모니아 상태로 전환되어 대기 중으로 손실된다 (Ruskin, 1981; Wilson, 1977).

Golueke에 의하면 적정비율의 C/N ratio 범위는 26 - 35사이이다 (Golueke, 1972). C/N ratio가 35이상이면 질소 부족현상이 나타나기 시작하여 미생물 증식이 억제되어 퇴비화 속도가 늦어지는 동시에 탄소가 많아지므로 생성된 유기산 등이 퇴비의 pH를 낮추고 미생물의 성장과 활성도를 억제한다. 반대로 C/N ratio가 너무 낮으면 질소가 암모니아로 변하여 pH를 증가시키고 이로 인하여 암모니아 가스가 발생되어 퇴비화 과정 중 악취가 발생하게 된다 (Kissel & Harrison, 1992).

제 3 장 실험재료 및 방법

3.1 실험 개요

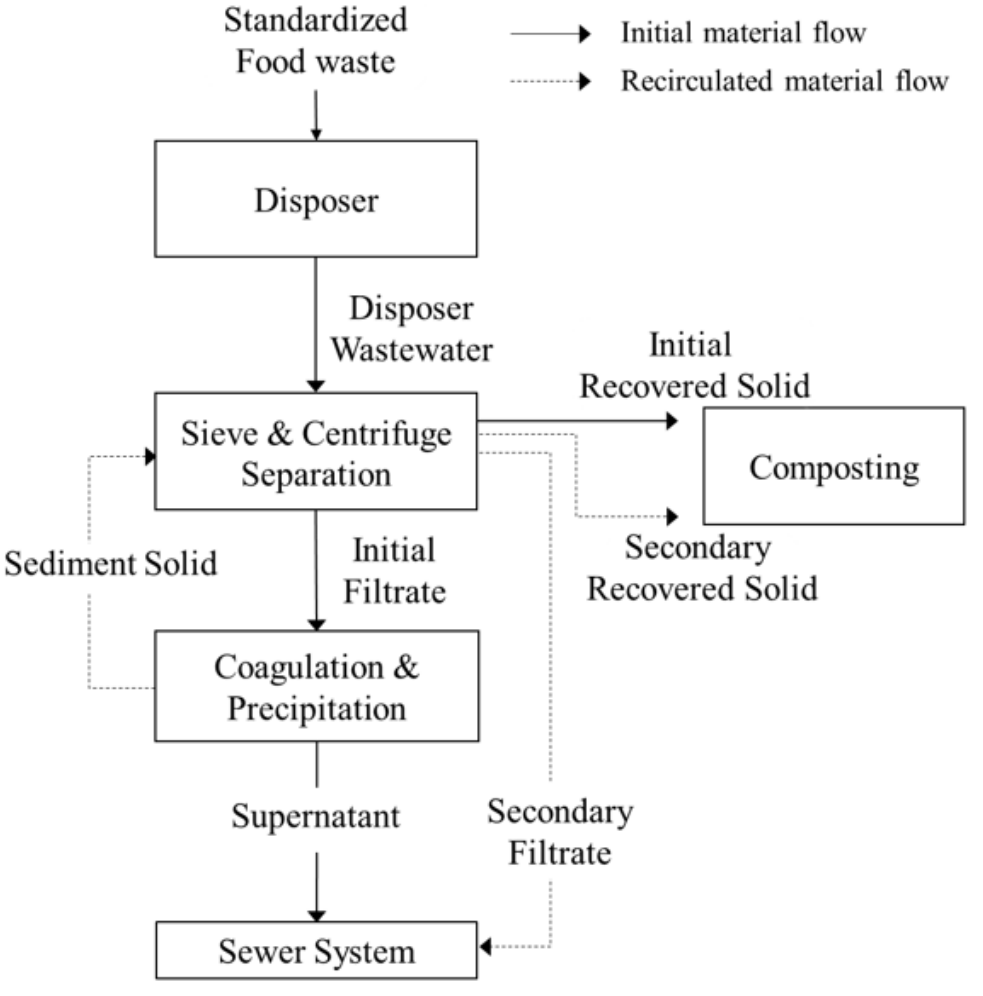


그림 3-1 Flow chart of experiments

그림 3-1은 전체 실험 과정의 흐름을 나타낸 그림이다. 디스포저에 표준음식물쓰레기를 투입하여 분쇄한 뒤, 체분리 및 원심분리에 의해 고액분리 과정을 거친다. 이후 1차 회수된 고형물은 자원화하게 되고, 초기 여액은 응집 침전 과정을 거쳐서 상징액은 하수관거 시스템으로 배출되고 침전물들은 2차 체분리 및 원심분리 과정을 거치게 된다. 2차로 회수된 고형물은 1차 고형물과 마찬가지로 자원화하게 된다. 이 때 자원화는 주로 퇴비화 및 혐기소화 방식으로 진행된다.

3.2 응집 실험

3.2.1 실험 재료

3.2.1.1 디스포저

실험에 사용한 디스포저 제품은 2개로, 작동 방식에 따라 연속식(Thinkmom, energy1, Korea)과 회분식(KD 132, National, Japan)이 사용되었다. 두 가지 모두 가운데 부분에 2개의 해머가 장착되어 있고 테두리에 칼날을 잇는 맷돌 / 칼날 혼합형 디스포저이다. 1회 작동 시간은 60초이고, 6 L/min 의 유속으로 급수하였다. 회분식 디스포저는 연속식에 비해 고농도 슬러리가 한 번에 배출되어 배관 폐색의 단점이 발생할 수 있지만 뚜껑을 닫고 운전하기 때문에 연속식보다 안전하다는 장점이 있다. 표 3-1은 실험에 사용된 디스포저의 종류 및 특성을 나타낸다.

표 3-1 디스포저 종류 및 특성

	Disposer 1	Disposer 2
제품명	Thinkmom	KD 132
작동방식	연속식	회분식
분쇄방식	멧돌+칼날 혼합 분쇄	멧돌+칼날 혼합 분쇄
정격전압	AC220V / 60Hz	AC220V / 60Hz
처리시간	25초 / 1회	25초 / 1회
소비전력	450 W/h	500 W/h
사 진		

3.2.1.2 표준음식물쓰레기

실험에서 사용된 표준음식물쓰레기는 환경부고시 제 2012-203호에서 제시한 방법으로 약 250g 씩 조제하여 4℃에서 냉장 보관하였다. 표준음식물쓰레기의 조성과 음식물 재료별 가공방법은 표 3-2와 같고, TS (%)는 20.5% 이다.

표 3-2 표준음식물쓰레기 구성 요소 (환경부 고시 제 2012-203호)

Compo-sition	Total (weight, g)	Food wastes[a)]	
		Components (weight, g)	Processing type
Grains	80±15	Rice (80)	-
Vegetables	250±30	Cabbage (40)	Less than 100 mm
		Potato (100)	Dice form with the size to 5 mm having the peel
		Onion (100)	Dice form with the size to 5 mm having the peel
		Radish (10)	After quartering, dice form with the size to 5 mm
Fruits	70±15	Apple (35)	The state of peel and core, including that halved lengthwise 8
		Tangerine /orange (35)	In the state with the shell that halved lengthwise 8
Meat and Fish[b)]	100±15	Meat (25)	3 cm in size without cooking
		Fish (75)	Quartered without cooking

a) All food wastes samples were controlled into average water content in the range of 80±5% by water addition, and then these samples were used within 24 hours.
b) Meat is pork meat, and fish as mackerel.

그림 3-2 조제된 표준음식물쓰레기

3.2.1.3 체

체 (Sieve) 는 디스포저에 의해 분쇄된 음식물쓰레기를 체선별하기 위해 사용되었다. 사용된 체는 큰 순서대로 5.6, 4.0, 2.0, 1.4, 1.0, 0.5, 0.4, 0.3, 0.2 mm 이고, 실험에서는 디스포저를 통과한 분쇄오수를 체 눈크기가 큰 순서대로 쌓아놓은 체에 통과시켜 선별하였다.

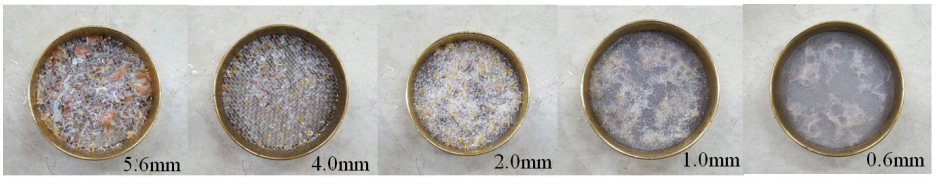


그림 3-3 디스포저 분쇄오수의 입경별 체거름

3.2.1.4 원심분리기

실험에 사용된 원심분리기는 실제 디스포저용 고액분리기 중 원심분리를 사용하고 있는 기기를 실험적으로 모사하기 위해 사용하였다. 일차적으로 체선별된 입자들을 튜브에 담은 후 원심분리기를 이용하여 고액분리하였다. 실험에서 상대원심력 (RCF) 값을 실제 기기의 값과 동일하게

맞추기 위해 원심분리기의 RPM 값을 식 3.1을 이용하여 산정하였다. 대상으로 한 디스포저용 고액분리기의 직경은 20 cm, 분당 회전수는 900 rpm 이고, 실험에 사용된 원심분리기의 직경은 14 cm 이기 때문에 같은 상대원심력 (906 (×g)) 값을 얻기 위해서 기본적으로 원심분리기의 분당 회전수는 1,213 rpm 으로 설정하였다.

$$RCF\,(\times g) = (RPM)^2 \times 1.118 \times 10^{-5} \times r\,(mm) \qquad \text{(식 3.1)}$$

여기서, RCF : 상대원심력 (× g)

RPM : 분당회전수 (r / min)

r : 직경 / 2 (cm)

그림 3-4 원심분리기 RPM 조절

3.2.1.5 응집제

천연고분자응집제로 사용된 키토산은 탈아세틸화도가 82.4%이고

수분은 9.8% 이다. 회분은 0.2%이고 점도는 1,200 - 1,500으로 분석되었다. 분말형의 chitosan 1 g을 증류수 98 mL 및 아세트산 1 mL과 혼합하여 1%의 키토산 용액을 제조하였다. 혼합된 키토산 용액은 150 rpm에서 2시간 동안 교반하였다. 그림 3-5는 사용된 키토산을 나타내고, 표 3-3은 chitosan의 물리 화학적 특성을 나타낸다.

그림 3-5 Chitosan (YBbio, Korea)

표 3-3 키토산의 물리 화학적 특성

Composition	Characteristic
Viscosity (CPS)	1,200 - 1,500
Deacetylation (%)	82.4
Color	Light ivory
Moisture content (%)	9.8
Ash (%)	0.2
Particle-size (mm)	3 - 4

고분자 무기응집제로는 Poly Aluminum Chloride (PAC) (Al_2O_3 17%, Samjoo) 제품을 사용하였다 (그림 3-6). PAC 원액을 메스실린더에 증류수와 혼합 제조하여 사용하였다.

그림 3-6 PAC 17% (Samjoo, Korea)

3.2.1.6 Jar tester

응집실험은 chitosan과 PAC를 사용하여 Jar tester 로 분석하였다. 여액을 시료료 하여 pH, 응집제 주입량, 여액 농도에 따른 응집제의 영향, 응집제 별 침전 시간 등을 측정 및 분석하였다. 교반은 응집제를 투여하고 Jar tester로 100 rpm 20 sec, 70 rpm으로 7 min, 45 rpm으로 7min, 25rpm으로 5min 등 급속교반과 완속교반을 병행하였다. 기본적으로 30분간 정치시킨 후 50 ml 주사기를 이용하여 비커 중앙의 수심 약 2 - 3 cm 깊이에서 서서히 실린더를 뽑아 20 ml를 취하였다. Jar tester의 모식도는 그림 3-7과 같으며, 세부 실험 조건은 표 3-4와 같다.

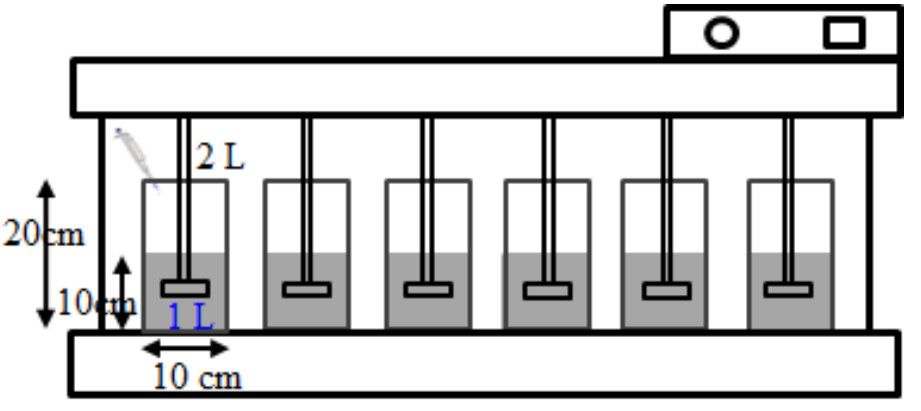


그림 3-7 Schematic diagram of Jar tester

표 3-4 Experimental conditions of coagulation test

	Coagulant	
	Chitosan	PAC
pH control	NaOH, HCL	
Sample	Filtrate	
Vol. (L)	1 L	
Coagulant Dosage (ppm)	10, 20, 30, 40, 50, 60, 70 ,80	
Sample Concentration Control	High (2 mm sieve) Medium (1 mm sieve) Low (0.6 mm sieve)	
Measurement	Turbidity Settling time	

3.2.2 원심분리능

총 고형물 회수율을 산정함에 있어서 디스포저 작동, 체선별, 원심분리, 고형물 무게 측정의 순서로 진행하였다. 이 과정에서 체선별된 음식물쓰레기를 원심분리하였을 때 회수되는 고형물의 함량 (%)을 원심분리능이라고 정하였다.

$$CSA(\%) = \frac{W_2(g) \times TS_2(\%)}{W_1(g) \times TS_1(\%)} \times 100 \qquad \text{(식 3.2)}$$

여기서,

CSA : 원심분리능 (%, Centrifugal Separation Ability)

W1 : 체선별 후 회수된 무게(g)

W2 : 원심분리 후 회수된 무게(g)

TS1 : 체선별 후 회수된 물질의 TS(%)

TS2 : 원심분리 후 회수된 물질의 TS(%)

3.2.3 고형물회수율

전체 고형물 회수율은 주입하는 음식물쓰레기의 고형물 대비 최종 회수된 고형물의 비율(%) 로 나타낸다.

$$TS\ Recovery\ rate(\%) = \frac{Seperated\ \ TS(g)}{FW\ \ TS(g)} \times 100 \qquad \text{(식 3.3)}$$

3.3 혐기 소화

3.3.1 BMP test

BMP test는 유기물이 혐기성 조건에서 분해 시 발생할 수 있는 잠재 메탄발생량을 간단한 회분식 메탄발효조를 통하여 실험적으로 결정하는 방법으로 Owen 등 (1979) 에 의해 개발된 이후 유기성폐기물의 잠재메탄발생량을 평가하기 위한 목적으로 국내외 많은 연구자들에 의해 사용되고 있다 (Owen et al., 1979; Cho & Park, 1995; Angelidaki et al., 2009). BMP test는 대상폐기물, 혐기성 미생물 그리고 미생물의 성장에 필요한 영양배지를 발효조에 주입한 후 혐기성 상태를 유지한 채 경과시간에 따른 폐기물로부터의 메탄 발생량을 측정하는 방법이다. 일반적으로 중온발효 조건인 35 ± 1℃ 온도조건에서 진행되며, 실험 목적에 따라 그리고 연구자들에 따라 사용된 발효조의 크기가 매우 다양하다 (0.1 - 수 L). 실험에 사용되는 혐기성 미생물은 일반적인 하·폐수 처리를 위한 소화시스템에서 채취한 소화슬러지가 사용되나 실험 목적에 따라 연구실에서 특정기질 및 환경조건에서 순수 배양된 미생물을 사용하는 경우도 있다.

BMP test방법은 최초 개발된 이후 보다 합리적으로 재현성 있는 결과를 얻기 위해 일부 연구자들에 의해 계속해서 수정되어 왔으며 현재 ASTM, ISO, US-EPA 등의 기관에서 국제 표준화된 BMP 실험방법을 제시하고 있다. 그 방법들은 최초 제안한 방법과 크게 다르지 않으나, 주입 기질과 미생물의 농도, 영양 배지의 조성, 헤드스페이스의 비율, 가스 발생량 측정 방법, 교반의 유무 등에서 차이를 보였다. 본 연구에서는 Owen 등 (1979) 이 제안하는 방법을 적용하였다. 실험에 사용되는 영양 배지에 있어서 Shelton과 Tiedge (1984) 의 연구에서 제시한 방법을 적용 하였다.

본 연구는 BMP test를 통해 응집제가 회수된 고형물의 생분해 과정에 영향을 미치는 지 살펴보고자 하였고, BMP test를 수행하기 위한 일반적인 실험 과정은 다음과 같이 간략하게 설명할 수 있다 (그림 3-8). BMP test에 사용될 대상 물질은 Triplicate로 준비하고 식종 미생물 자체가 분해될 때 발생할 수 있는 메탄의 양을 보정하기 위하여 시험 물질이 첨가되지 않은 공시체도 준비한다. 시험 물질이 들어있는 시험 용기에 준비된 배지와 일정 농도의 미생물을 주입하고 각각의 시험 용기를 고무마개와 알루미늄 캡으로 밀봉한 후 35℃에서 한 시간 정도 두어 주위 온도와 평형을 이루게 한다. 온도가 평형에 도달한 뒤 시험 용기 내 과잉의 가스를 방출시켜 주어 용기 내부와 외부의 압력이 동일하게 맞춰준 후 계속 배양하며 일정 간격으로 가스 발생량과 메탄 농도를 측정한다.

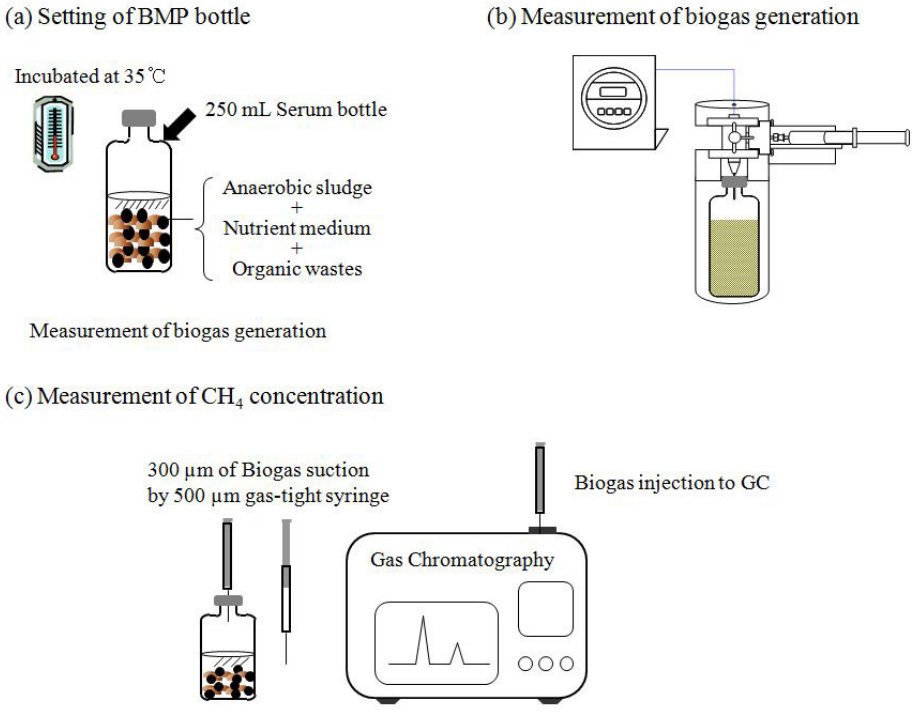


그림 3-8 Schematic BMP test

본 연구에서는 250 mL Serrum bottle을 이용하여 회수된 고형물 및 chitosan과 PAC에 의하여 응집 처리된 고형물을 대상으로 실험을 수행하였다. 식종 슬러지는 서울 소재 D-음식물쓰레기 처리시설에서 슬러지를 채취하여 실험실에서 순응시켜 사용하였다. 시료의 양은 5 g-VS/L, 슬러지의 양은 10 mL, 영양 배지의 양은 90 mL를 혼합하여 세팅하였다. 발생한 가스의 양은 t-type valve system (그림 3-9)과 유리 주사기를 사용하여 측정하였으며, 가스의 조성은 Thermal Conductivity Detector가 장착된 Gas Chromatograph (ACME6100, 영린기기, 한국)를 이용하여 측정하였다. 사용한 컬럼은 CTR-1 packed column으로 메탄, 이산화탄소, 질소 등의 측정이 가능하였다.

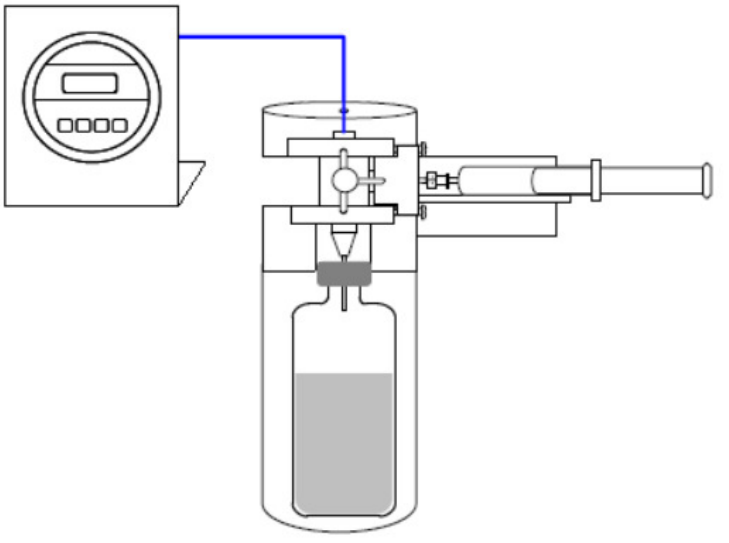


그림 3-9 Schematic diagram of T-type valve system

메탄 발생량은 가스 측정 장치로부터 측정한 가스 발생량과 시험 용기의 헤드스페이스 부피, 측정된 메탄 농도를 고려하여 계산하며, 계산된 값은 표준상태 (STP, 0℃, 1atm) 조건으로 환산하여 나타낸다.

혐기성 소화 과정에 있어서 가장 중요한 인자는 바이오가스 생성 속도와 대상 폐기물의 분해율이다. Modified Gempertz식을 이용한 kinetic 분석을 통해 각 시료로부터의 메탄 생성속도를 평가하였다. 미생물 성장과 그 물질대사에 기반을 둔 Modified Gompertz식은 미생물이 기질에 적응하고 메탄 발생이 시작되기까지 걸리는 시간인 지체기를 고려하여 식 3.4과 같이 표현된다. 이를 이용하여 누적 메탄 발생량을 평가한 그래프를 도식화하면 그림 3-10과 같다.

$$M = M_0 \cdot \exp\left\{-\exp\left[\frac{(R_m \cdot e}{M_0}(\lambda - t) + 1\right]\right\} \qquad \text{(식 3.4)}$$

여기서, M_0, M : 잠재 최대 메탄발생량, 실제 누적 메탄발생량

R_m : 최대 메탄 생성률

λ : 초기지체기

t : 경과 시간

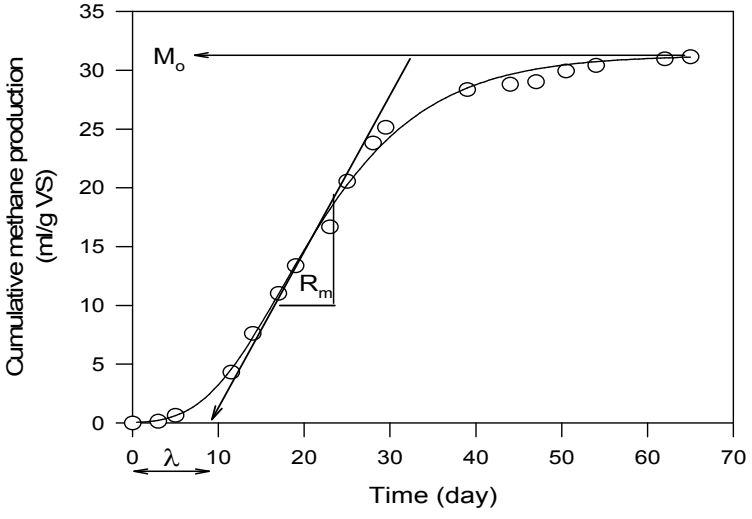


그림 3-10 Regression result by modified Gompertz equation (Lay, 1997)

대상 시료별 원소분석 결과와 식 3.5를 이용하여 이론적인 메탄발생량을 계산하였다. 화학양론식은 시료가 메탄, 이산화탄소, 암모니아로만 분해됨을 전제로 하였으며 세포 합성으로의 전환을 고려하지 않아 실제 메탄발생량은 이론적 메탄발생량보다 적게 발생한다.

$$C_aH_bO_cN_d + (\frac{4a-b-2c+3d}{4})H_2O \rightarrow (\frac{4a+b-2c-3d}{8})CH_4 + (\frac{4a-b+2c+3d}{8})CO_2 + dNH_3 \quad \text{(식 3.5)}$$

생분해도는 여러 가지로 정의될 수 있으나 (지식경제부, 2008) 본 연구에서는 생분해도를 화학양론에 근거한 이론적 메탄발생량과 실험적인 메탄발생량의 비로 정의한 사례를 따랐다 (신항식 등, 1993; Cho et al., 1995; 송재홍 등, 2010; Triolo et al., 2012). 생분해도 산출식은 식 3.6과 같이 표현할 수 있다.

$$Biodegradability\,(\%) = \frac{Methane\,yield\,of\,BMP\,test}{Theoretical\,methane\,yield} \times 100 \qquad \text{(식 3.6)}$$

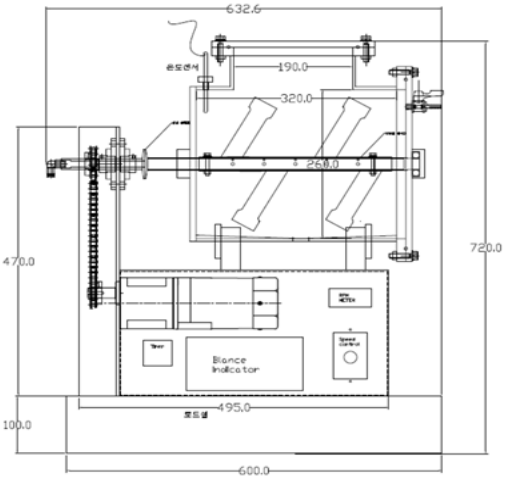
추가적으로 BMP test 종료 시점에서의 pH와 알칼리도를 측정하여 반응의 안정성을 측정하였다.

3.4 퇴비화

3.4.1 실험재료 및 장치

퇴비화 장치는 그림 3-11과 같이 Lab-scale 규모의 반응조를 제작하였으며 반응조는 아크릴로 제작하였다. 내부 반응조는 17 L (320 mm × 130 mm × 130 mm × π) 이며, 유효 용적은 10.4 L 로 제작하였다. 공기공급량은 0.4 L/min 로서, 에어펌프와 임펠러의 구멍들을 통해 공기를 공급할 수 있도록 하였으며, 유량계를 이용하여 유속을 조절하였다. 자주 교반을 하게 되면 퇴비단 내부의 열량이 외기로 배출되어 온도가 낮아지게 될 우려가 있으므로, 전동 모터를 설치하여 하루에 1-3 rpm의 속력으로 하루에 1시간씩 교반하였다. 온도는 온도 센서를 설치하여 1일 1회 측정하였고, 무게는 반응조 하단에 디지털 저울을 이용하여 측정하였다. pH, 수분, 유기물 함량 등은 1일 1회 채취하여 폐기물공정시험방법에 의해 측정하였다. C/N ratio는 원소분석을 통해 계산하였고, 중금속 함량은 ICP-OES를 통해 Ni, Cu, Zn, Cd, Pd, As, Cr 등을 측정하였다. 그림 3-11은 퇴비화 장치의 모식도를 나타낸 것이고, 표 3-5는 퇴비화 실험 조건과 모니터링 요소를 구체적으로 나타낸 것이다.

퇴비화 실험에서, 시료는 디스포저 분쇄오수로부터 회수된 고형물 및 chitosan과 PAC에 의하여 응집 처리된 고형물을 대상으로 실험을 수행하였다. 팽화제로는 톱밥을 사용하였다. 표준음식물쓰레기와 톱밥은 5 kg, 1.33kg을 혼합하였으며 그 부피는 각각 6.4 L, 4 L를 차지한다 (그림 3-12).



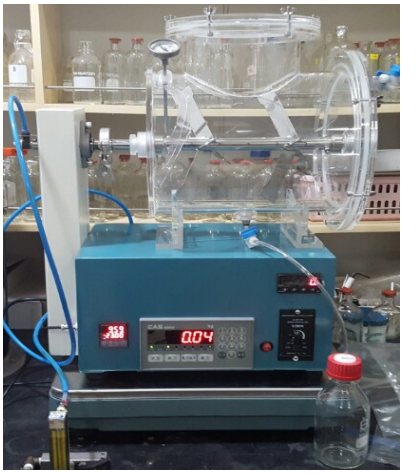


그림 3-11 퇴비화 실험장치 모식도

표 3-5 Experimental conditions of composting

		Control	Chitosan	PAC treat
Sample	응집 농도	0	20 mg/L	50 mg/L
	시료	표준음식물쓰레기 5 kg (6.4 L)		
	팽화제	톱밥 1.3 kg (4 L)		
Air		0.4 L/min · day		
Stir		1-3 rpm, 1 hour/day		
Monitoring Parameters		Temp (℃) Weight pH Moisture content (%) VS loss rate (%) Organic matter (%) C/N ratio Heavy metal		

그림 3-12 음식물쓰레기, 톱밥, 혼합시료, 반응조 모습

제 4 장 실험결과 및 분석

4.1 응집 실험

4.1.1 최적 응집 pH 및 주입량

각 응집제별로 pH와 응집제 주입량의 최적 조건을 찾기 위해 0.6 mm의 체로 체분리하고, NaOH 및 HCl을 첨가하여 pH의 경우 5, 6, 7, 8 의 범위를 설정하였고, 응집제 주입량의 경우 10에서 80 ppm 까지 10 ppm 단위별로 설정하였다. 최적 조건은 약 20분간 교반 후 정치시간 30분 후의 탁도제거율로 판단하였다. 표 3-6은 구체적인 실험 조건을 나타낸다.

표 4-1 Experimental conditions for optimal pH and Dosage

	①	②
Coagulant	Chitosan	PAC
Sample	Filtrate	
Vol. (L)	1 L	
Sieve (mm)	0.6	
pH	5, 6, 7, 8	
Coagulant Dosage (ppm)	10, 20, 30, 40, 50, 60, 70 ,80	
Measurement	Turbidity removal rate (%)	

실험 결과 Chitosan을 사용할 경우, pH 6.0, 주입량 20 ppm에서 탁도제거율이 97.5%로 최대값을 보였고, PAC를 사용할 경우에는 pH 7.0, 주입량 50 ppm에서 탁도제거율 97.2%로 최대값을 보였다 (그림 4-1). 이는 해당 pH와 주입량 조건에서 제타전위가 최소가 될 수 있음을 알 수 있고, 최적 조건임을 알 수 있다. 이후 실험에서는 응집제 주입량을 chitosan의 경우 20 ppm, PAC의 경우 50 ppm을 주입해야 됨을 알 수 있었다. 추가적으로, 여액의 pH 조절을 하지 않았을 때 pH 6.3 - 6.7의 값이 나오고, 최적 pH일 때의 탁도제거율 값과 유의미한 차이를 가지지 않기 때문에 이후 실험에서 pH 조절은 수행하지 않았다.

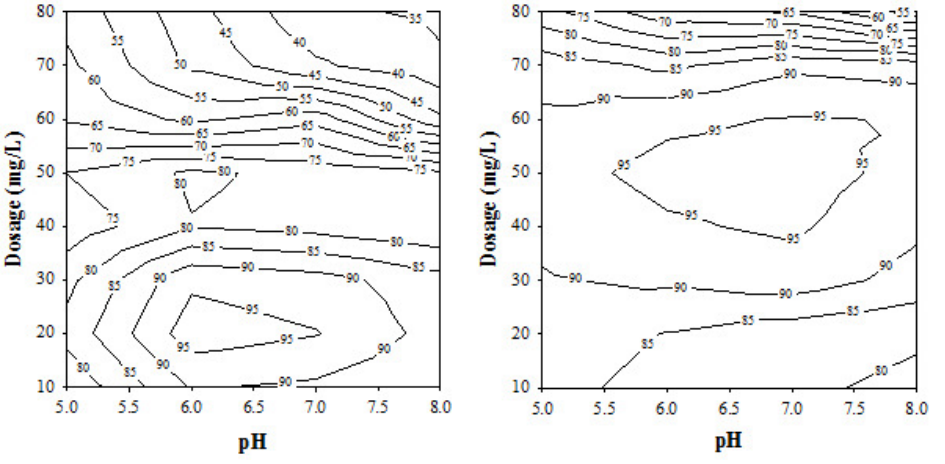


그림 4-1 The rate of turbidity removal at using chitosan (left) and PAC (right)

4.1.2 여액 농도에 따른 응집 영향

응집을 위한 최적 pH와 주입량을 찾는 과정에서 0.6 mm의 체를 사용하였다. 하지만, 환경에 따라 응집을 요구하는 여액의 농도가 달라질 수 있기 때문에 여액 농도에 따른 응집 영향을 살펴보았다. 2.0 mm, 1.0

mm, 0.6 mm의 체를 사용하여 고탁도, 중탁도, 저탁도의 여액을 제조하였고, 해당 여액에 대해 chitosan과 PAC를 사용하여 탁도제거율을 구하였다. 표 4-2는 실험의 구체적인 조건을 나타낸다.

표 4-2 Experimental conditions for effects of concentration

	①	②
Coagulant	Chitosan	PAC
Sample	Filtrate	
Vol. (L)	1 L	
Sample concentration control	High (2.0 mm sieve) Medium (1.0 mm sieve) Low (0.6 mm sieve)	
pH	6.5 ± 0.2	
Coagulant Dosage (ppm)	20	50
Measurement	Turbidity removal rate (%)	
Time (min)	30	

실험 결과 (표 4-3), 고탁도, 중탁도, 저탁도에서 chitosan의 경우 98.0 ± 0.5%, 97.2 ± 0.4%, 96.4 ± 0.5%의 탁도제거율이 나왔고, PAC의 경우 99.5 ± 0.2%, 99.0 ± 0.3%, 98.8 ± 0.3%의 탁도제거율이 나왔다. 전체적으로 PAC의 탁도제거율이 chitosan의 탁도제거율보다 높은 값이 측정되었다. 하지만, 여액 농도와 상관없이 두 응집제 모두 해당 조건에서 높은 탁도 제거율을 보였고, *t*-test 결과 탁도 제거율에

서 거의 차이가 없는 것으로 판단되었다 (표 4-3). 또한 PAC의 잠재적인 독성을 고려한다면 chitosan이 조금 작은 탁도 제거 능력을 가지고 있더라도 응집제로서 적절한 역할을 할 수 있을 것으로 판단된다.

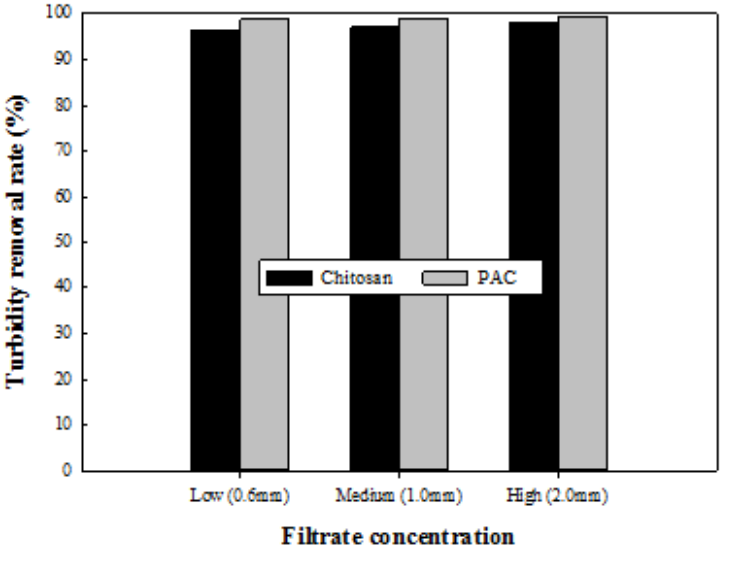


그림 4-2 Turbidity removal rate (%) by change of filtrate concentration in optimal condition
(chitosan: 20 mg/L; PAC: 50 mg/L, Settling time: 30 min)

표 4-3 Results of *t*-test for turbidity removal rate

	Low (0.6 mm)	Medium (1.0 mm)	High (2.0 mm)
Chitosan	98.0 ± 0.5%	97.2 ± 0.4%	96.4 ± 0.5%
PAC	99.5 ± 0.2%	99.0 ± 0.3%	98.8 ± 0.3%
p value	0.0014	0.0042	0.0024

4.1.3 침전시간별 탁도 제거율

응집에서 침전속도는 공정 효율과 비용에 큰 영향을 미치기 때문에 침전 속도 양상을 미리 조사하는 것은 중요하다. 이번 실험에서 침전이 되기까지 얼마의 시간이 걸리는지 측정하기 위해서 최적 조건에서 침전 시간을 살펴보았다. 표 4-4는 실험의 구체적인 조건을 나타낸다.

표 4-4 Experimental conditions for settling time

	①	②
Coagulant	Chitosan	PAC
Sample	Filtrate	
Vol. (L)	1 L	
Sieve (mm)	0.6 mm	
pH	6.5 ± 0.2	
Coagulant Dosage (ppm)	20	50
Measurement	Residual turbidity (NTU)	
Time (min)	0, 5, 10, 15, 20, 30, 40	

실험 결과 (그림 4-3), 두 응집제의 경우 모두 침전 초기 5분 만에 급격한 탁도 감소 현상을 보였다. PAC의 경우 침전 시간 10분 이후에는 잔류 탁도의 변화가 거의 없었다. 하지만, 키토산의 경우 침전 시간 20분까지 지속적으로 감소하면서 chitosan보다 조금 더 긴 침전 시간을 보였다. Chitosan의 경우 침전 시간 40분 지점에서 29.0 NTU의 잔류 탁

도가 측정되었고, 이 때의 탁도제거율은 97.4%이다. PAC의 경우 침전 시간 40분 지점에서 11.2 NTU의 잔류 탁도가 측정되었고, 이 때의 탁도제거율은 99.0%이다. 결과에 따르면 PAC를 사용할 때가 침전 시간이 조금 더 빨리 끝나지만, chitosan을 사용할 때도 침전 시간 30분 지점에서 95% 이상의 양호한 탁도제거율을 달성하였다. 응집제 사용 시 비용 측면에서는 PAC가 더 효율적임을 알 수 있다.

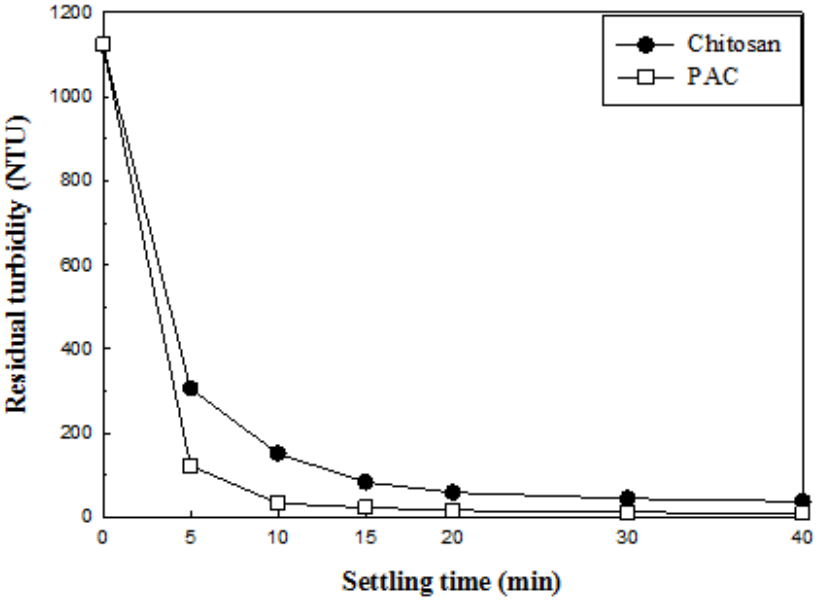


그림 4-3 Removal of turbidity by change of settling time
(chitosan: 20 mg/L; PAC: 50 mg/L)

4.1.4 고형물회수율

응집을 통한 고형물 회수율 향상 정도를 실험실 규모에서 살펴보았다. 체분리를 위해 2.0, 1.0, 0.6 mm의 체를 사용하였고, 원심분리기는 1,213 rpm의 조건에서 30분간 작동시켰다. 전체 실험 과정은 triplicate

로 진행되었다.

chitosan 응집제로 응집 처리를 하였을 때를 먼저 살펴보면, 응집 처리하기 전에는 2.0, 1.0, 0.6 mm에서 각각 55.7 ± 1.9%, 64.8 ± 2.1%, 68.7 ± 1.4% (by dry wt.) 로 측정되었다. 응집 처리 후에는 고형물 회수율이 증가하여 2.0, 1.0, 0.6 mm에서 각각 65.1 ± 2.5%, 81.1 ± 2.1%, 83.2 ± 1.6% (by dry wt.) 로 증가하였다 (그림 4-4).

PAC 응집제로 응집 처리를 하였을 때를 살펴보면, 응집 처리하기 전에는 2.0, 1.0, 0.6 mm에서 각각 55.8 ± 2.0%, 62.3 ± 2.2%, 68.2 ± 0.7% (by dry wt.) 로 측정되었다. 응집 처리 후에는 고형물 회수율이 증가하여 2.0, 1.0, 0.6 mm에서 각각 68.0 ± 2.0%, 74.4 ± 2.5%, 79.3 ± 1.4% (by dry wt.) 로 증가하였다 (그림 4-5).

실험결과에 따르면, 1.0, 0.6 mm의 체를 사용했을 때, 고형물 회수율은 chitosan을 사용할 때가 PAC를 사용할 때보다 높았고, 목표로 했던 80% (by dry wt.)을 달성하였다. 이전 실험 결과에서, 탁도 제거율은 PAC가 높았지만, 응결된 입자의 크기나 밀도 등의 이유로 전체 고형물 회수율에서 차이가 난 것으로 예상된다.

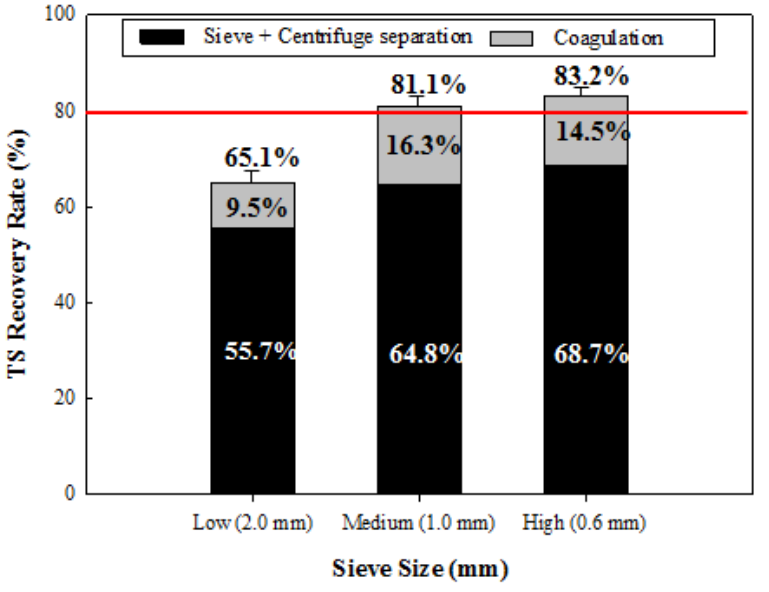


그림 4-4 TS recovery rate (%) after filtrate coagulation (chitosan 20 mg/L)

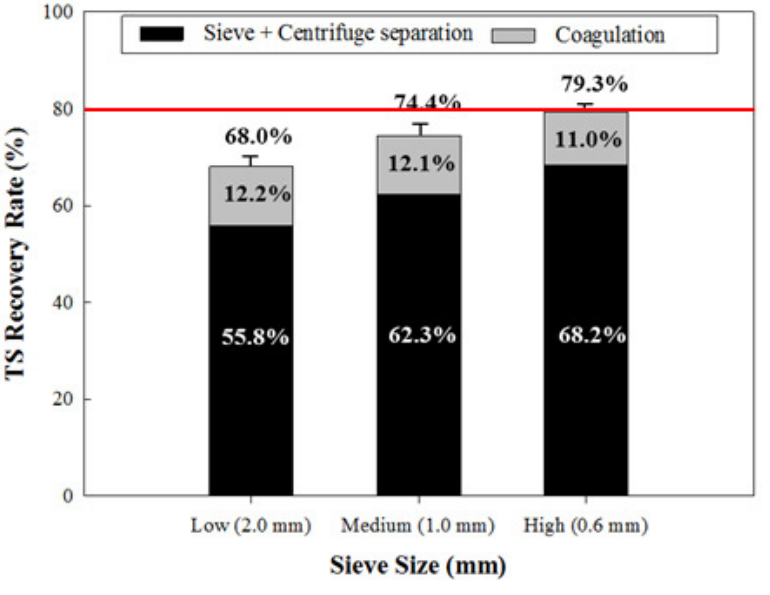


그림 4-5 TS recovery rate (%) after filtrate coagulation (PAC 50 mg/L)

4.2 혐기 소화

4.2.1 BMP test

4.2.1.1 메탄 발생량

BMP test는 각각의 시료에 대해서 50일 이상 진행되었다. 메탄 발생량의 결과는 그림 4-6에 나타내었으며 모든 시료에 대하여 시간에 따른 누적 메탄발생량의 추이는 공통적으로 유사한 형태를 보였다. 초기 10일 동안 지체기 과정을 거친 이후, 20일 동안 높은 발생속도를 유지하다가 세팅일로부터 30일 이후에 급격하게 감소하는 양상을 보였다.

그림 4-6과 같이, BMP test를 통해 발생한 Control, chitosan Treat, PAC Treat의 누적메탄발생량은 각각 247.6 ± 10.9, 256.6 ± 14.3, 243.6 ± 16.8 mL/g-VS로 나타났으며, 메탄 발생량에서 거의 차이가 나지 않았다.

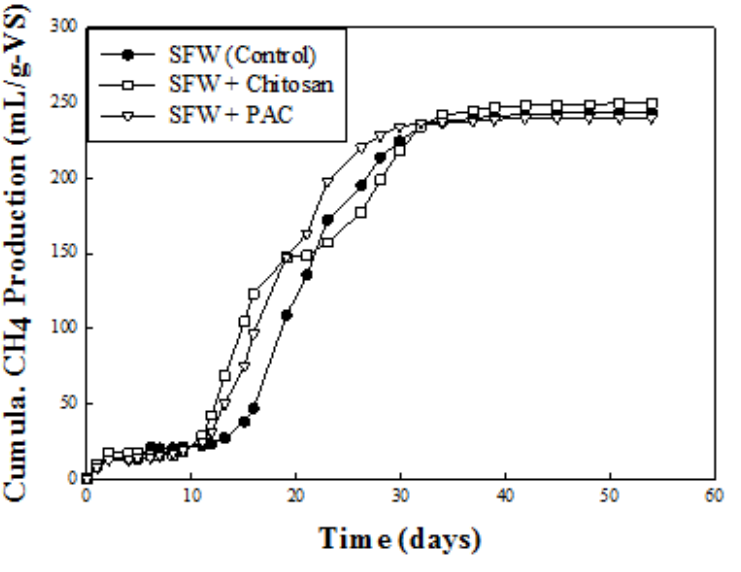


그림 4-6 Cumulative CH4 production

4.2.1.2 메탄 조성

BMP test 결과 메탄 조성 또한 BMP test의 진행 양상을 살펴볼 수 있는 모니터링 요소이다. 그림 4-7과 같이, Control, chitosan Treat, PAC Treat의 메탄 함량은 각각 50.5 ± 0.9, 51.5 ± 1.2, 53.3 ± 1.1%로 나타났으며, 메탄 발생량과 마찬가지로 메탄 함량에서도 거의 차이가 나지 않았다. 또한 높은 메탄 조성을 확인함으로써, serum bottle 내부는 여전히 혐기 상태가 유지되고 있음을 알 수 있다.

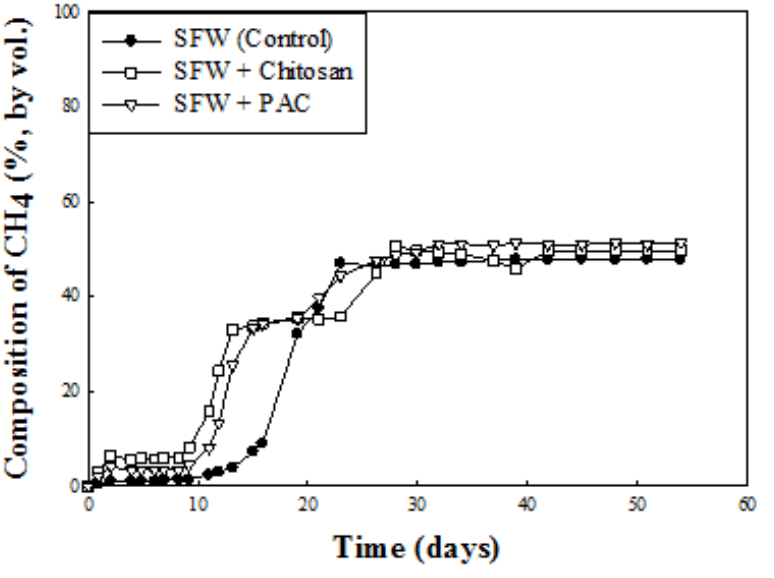


그림 4-7 CH_4 composition

4.2.1.3 pH, 알칼리도 및 생분해도

시료의 원소분석 결과 표 4-5과 같이 나왔고, 이론메탄발생량은 484.1 mL/g-VS 로 계산되었다. 이로 인해, 생분해도 값은 Control, chitosan Treat, PAC Treat에서 각각 51.1, 53.0, 50.3%로 나타났다. 높지 않은

생분해도 값이 나타난 이유는 기질을 최적 양보다 많이 주입하여 S/I ratio (Substrate / Inoculum ratio) 가 3.45로 높은 값을 가졌기 때문으로 판단된다. 음식물쓰레기의 경우 S/I ratio의 값은 0.5 - 1 사이의 값이 적절하다.

또한, 표 4-6에서 pH 및 알칼리도의 값이 공통적으로 약 7.5와 1,500 정도가 나왔는데 이를 통해 serum bottle 내부가 혐기 조건이 유지되고 있다는 것을 알 수 있다.

표 4-5 Results of ultimate analysis

	C	H	O	N	S
Content (%, by dry wt.)	47.3	6.8	37.9	4.9	0.4
MW	12	1	16	14	32
Mol_f	3.94	6.78	2.37	0.35	0.01

표 4-6 Results of final pH and alkalinity of BMP test

	Control	Chitosan Treat	PAC Treat
pH	7.46 ± 0.2%	7.64 ± 0.1%	7.58 ± 0.2%
Alkalinity (mg $CaCO_3$/L)	1,425 ± 264%	1,550 ± 186%	1,525 ± 280%
Biodegradability (%)	51.1	53.0	50.3

본 실험에서, 주입된 응집제는 영양배지에 의해 희석되었기 때문에, 실제보다 소량 투입하였을 때 회수된 고형물의 Biodegradation에 큰 영향이 없다는 것을 확인할 수 있다. 구체적으로, 응집 과정을 거친 음식물 쓰레기 이외에 다른 유기물을 함께 기질로 투입하여 응집제 농도가 낮아질 수 있는 중앙집중식 혐기소화조일 경우에 미치는 영향을 파악할 수 있었고, 그 결과 응집제에 의한 영향이 없을 것으로 판단된다.

4.3 퇴비화

4.3.1 영향인자 분석

4.3.1.1 온도

그림 4-8은 퇴비화 반응기간 동안 측정된 반응기내의 온도 변화를 나타낸 것이다. 퇴비의 온도는 3가지 시료에 대해서 비슷한 경향을 보였다. 급격한 온도의 상승은 퇴비화 반응에 참여하는 미생물의 증식과 활동이 빠르게 진행되고 있음을 의미한다.

공통적으로, 세팅 초기 21 - 22℃에서 급격히 증가하여 호기성 퇴비화 반응 3 - 4일차에 42 - 44℃에 도달하였다. 4일차 이후 반응열의 발생이 감소하였고, 반응 후반부에 외부 온도인 35℃에 도달하여 일정한 온도가 유지되었다. 반응 초기 지질, 당, 헤미셀룰로오스 등의 유기물의 분해로 인해 온도가 급격히 상승하였고, 유기물의 조기 분해가 끝난 후에는 반응이 종료되어 온도가 저하된 것으로 판단된다.

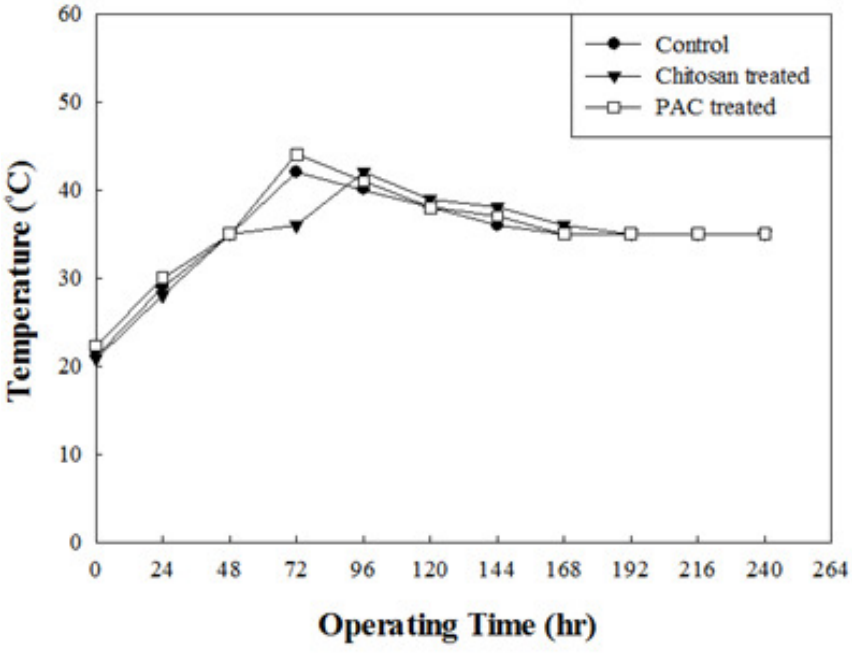


그림 4-8 Temperature (℃) by operating time

4.3.1.2 무게

그림 4-9는 퇴비화 반응기간 동안 측정된 무게 변화를 나타낸다. 유기물의 분해와 수분 증발 및 응축수 배출 등으로 무게 감량 현상이 발생하였다. 음식물쓰레기에 대하여 Control, chitosan Treat, PAC Treat 각각의 경우 34.2%, 28.6%, 27.2%의 무게감량률을 보였다. 퇴비의 감량 현상은 퇴비화 반응이 진행됨에 따라 온도 상승이 일어나는 시점에서 가장 크게 나타났으며, 온도가 저하되는 시점부터 전반적으로 감소하였다. 무게 감량률로 봤을 때, 미생물에 의한 반응은 96 hr 까지 활발하게 나타났으며 반응 후반부에는 수분이 무게 감소의 주요 원인으로 사료된다.

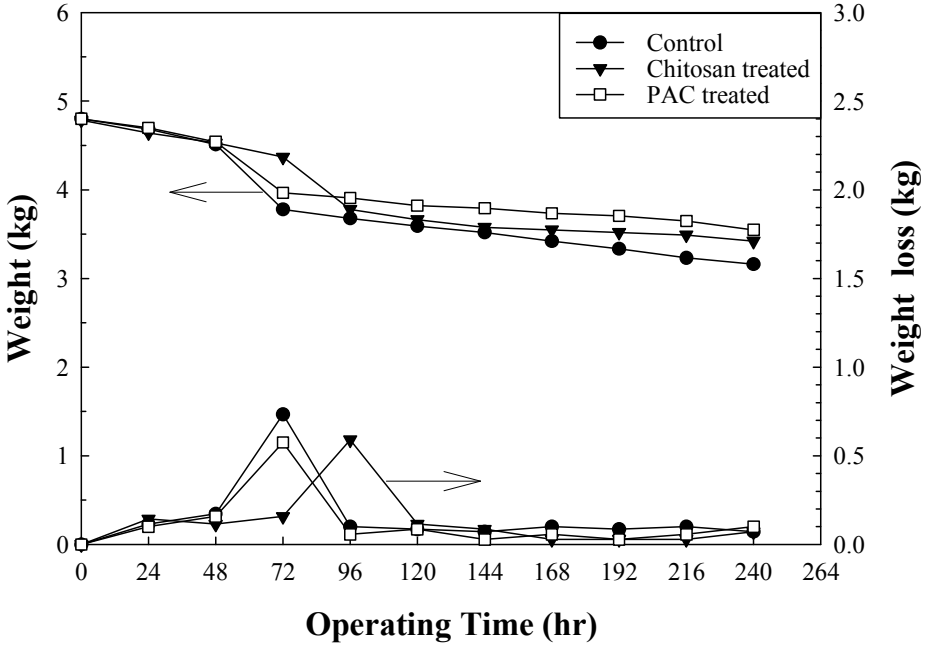


그림 4-9 Weight (kg) by operating time

4.3.1.3 수분 함량

퇴비화의 수분 함량은 처리 폐기물의 종류에 따라 공간부피, 공기공급량, 온도변화 등의 물리적 환경요인에 따라 다르며 수분함량은 미생물의 활동에 결정적인 영향을 미치는 환경요인이다.

그림 4-10은 퇴비화 반응기간 동안 측정된 반응기내의 퇴비의 수분 함량의 변화를 나타낸 것이다. 3가지 시료가 공통적으로 수분 함량이 65 - 68%에서 35 - 40%로 감소하였다. 이는 입자가 적절한 통기 공극을 갖게 되어 수분 감소와 유기물의 분해 현상이 크게 나타났고, 이로 인한 온도 상승으로 수분제거가 높게 나타난 것으로 사료된다. 또한 3가지 시료 공통적으로, 퇴비화 종결 후 수분 함량은 부숙 유기질 비료의 수분함량 55% 이하를 만족하였다 (농촌진흥청 고시 제 2014-13호)

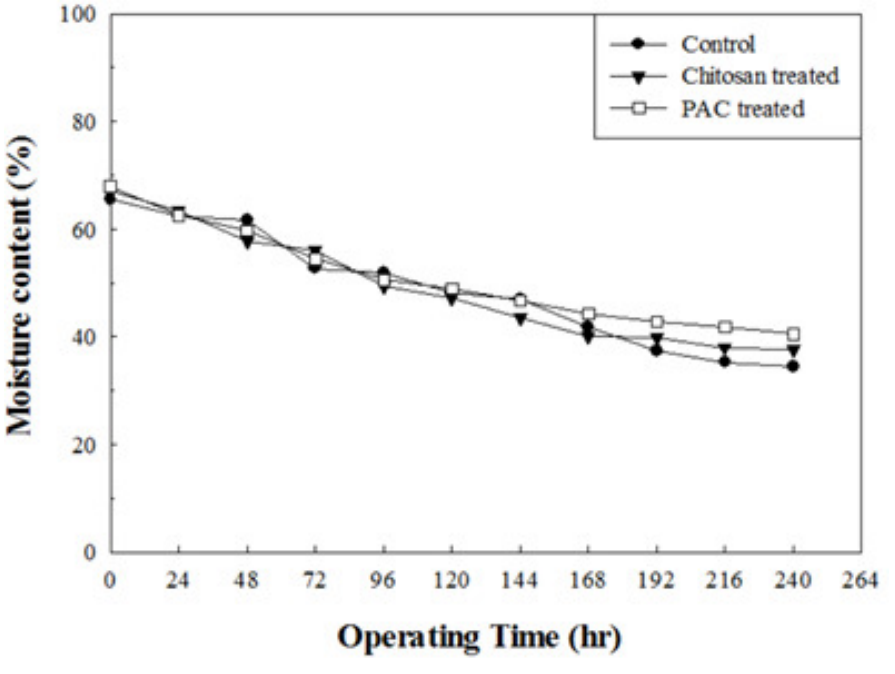


그림 4-10 Moisture content (%) by operating time

4.3.1.4 pH

그림 4-11은 반응기간 중 pH 변화를 나타낸 것으로 퇴비화가 진행되는 동안 초기 pH가 5.2 - 5.3 이었으나, 반응 시작 3일 동안 급격히 상승하여 pH가 중성 범위를 넘어 8.0 - 8.31로 증가하였다. 이는 단백질이 가수분해되고 아미노산으로부터 암모니아가 방출되면서 pH는 다시 상승된 것으로 사료된다. 그 이후에, 세균이 유기물을 분해하는 과정에서 생성된 유기산에 의해 7.5 - 7.7 정도로 pH가 감소되는 경향을 나타내었다 (De Bertoldi et al., 1985; Miller, 1993).

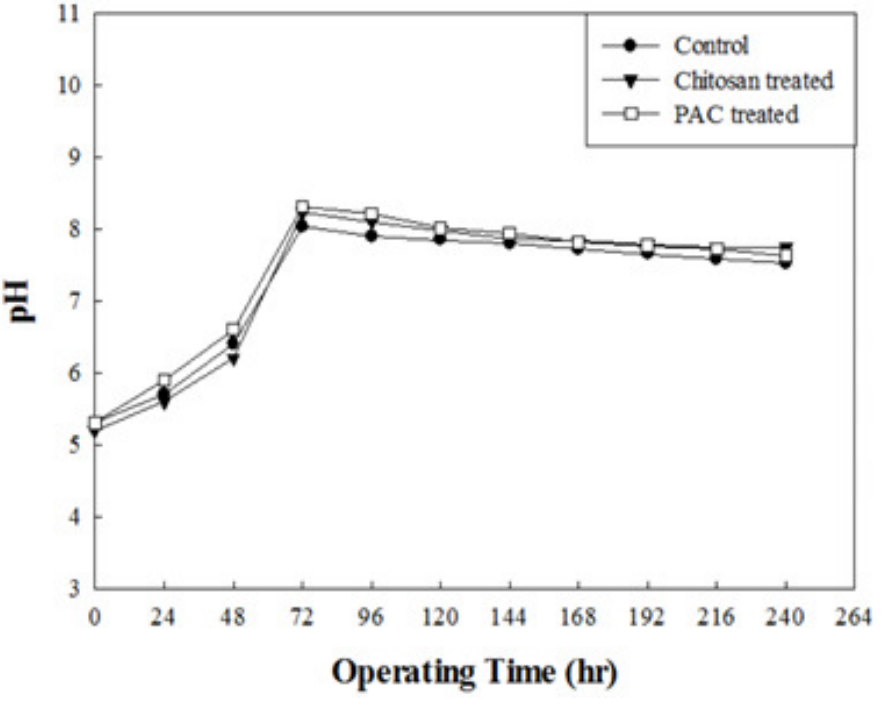


그림 4-11 pH by operating time

4.3.1.5 VS

단순 수분 증발에 의한 감량이 아닌 호기성 퇴비화의 진행 여부를 파악하기 위하여 퇴비화 반응 전과 후 퇴비의 VS 함량을 분석하였다. VS (%, by wet wt.) 는 Control의 경우 29.5% 에서 34.5% 로 증가, chitosan Treat의 경우 28.1% 에서 31.8% 로 증가, PAC Treat의 경우 28.6% 에서 30.9%로 증가하였다. 이것을 VS (kg) 로 살펴보면 Control의 경우 1.42 kg 에서 1.09 kg 로 감소, chitosan Treat의 경우 1.35 kg 에서 1.09 kg 로 감소, PAC Treat의 경우 1.37 kg 에서 1.10 kg (PAC Treat) 로 감소하였다.

표 4-7과 같이 VS 감소율을 계산한 결과 VS 감소율은 Control, chitosan Treat, PAC Treat 각각 23.0%, 19.2%, 20.1% 로 나타났으며, VS 총량은 줄어드나 VS 함량이 늘어나는 것은 퇴비 내 함수율의 증가로 일어나기 때문이다. 그림 4-12는 각 시료의 VS 함량을 나타낸 그림이다.

VS 함량의 변화는 미생물 반응이 활성화되는 3 - 5일차에 가장 크게 나타났으며, 반응 후반기에는 VS 함량의 변화가 거의 나타나지 않은 것을 확인하였다. 3가지 시료 공통적으로 반응 후반기에 VS 분해가 나타나지 않은 원인은 퇴비화가 완료되었거나, 수분 함량, C/N ratio 등이 호기성 퇴비화 환경에 적합하지 않고, 반응 초기 암모니아가 축적되면서 유기성 분해에 저해작용이 발생한 것으로 보인다.

표 4-7 VS (kg) loss rate (%)

구 분		Control	Chitosan Treat	PAC Treat
반응전	시료 무게 (kg)	4.80	4.79	4.80
	VS (%)	29.5	28.1	28.6
	VS (kg)	1.42	1.35	1.37
반응후	시료 무게 (kg)	3.16	3.42	3.55
	VS (%)	34.5	31.8	30.9
	VS (kg)	1.09	1.09	1.10
VS 감소치 (kg)		0.33	0.26	0.28
VS 감소율 (%)		23.0	19.2	20.1

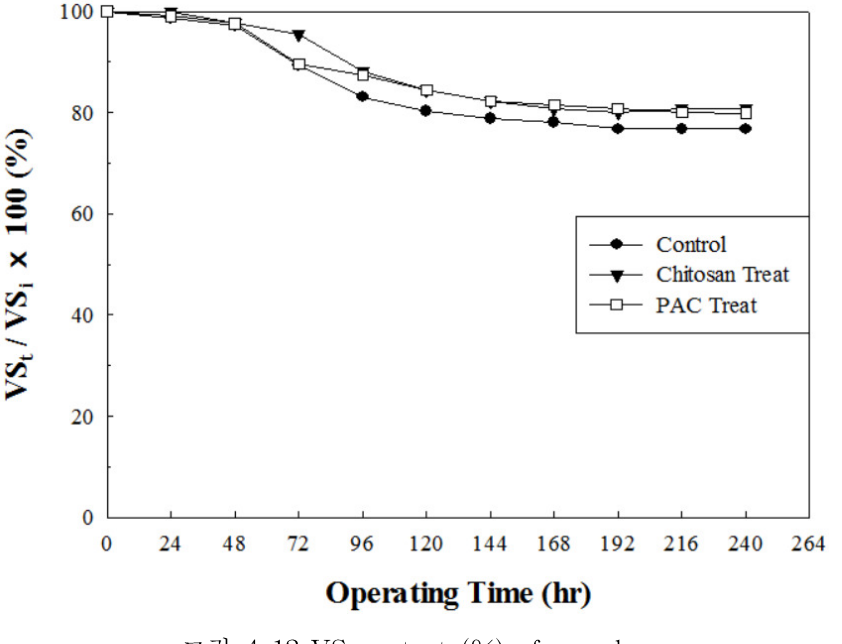


그림 4-12 VS content (%) of samples

그림 4-13, 4-14, 4-15는 각각의 시료에 대해 수분, VS, 전체의 무게 변화율을 나타낸 그림이다. 미생물 반응이 활성화되어 온도가 증가하는 3 - 5일차에 수분 무게감량률과 VS 무게감량률이 급격히 증가하며, 반응 후반기에는 수분 무게만 감소하고, VS 무게는 반응이 끝나서 일정하게 유지되었다. Control, chitosan Treat, PAC Treat의 무게 감량률을 살펴본 결과, 응집제 처리 여부에 상관없이 비슷한 경향을 보였다.

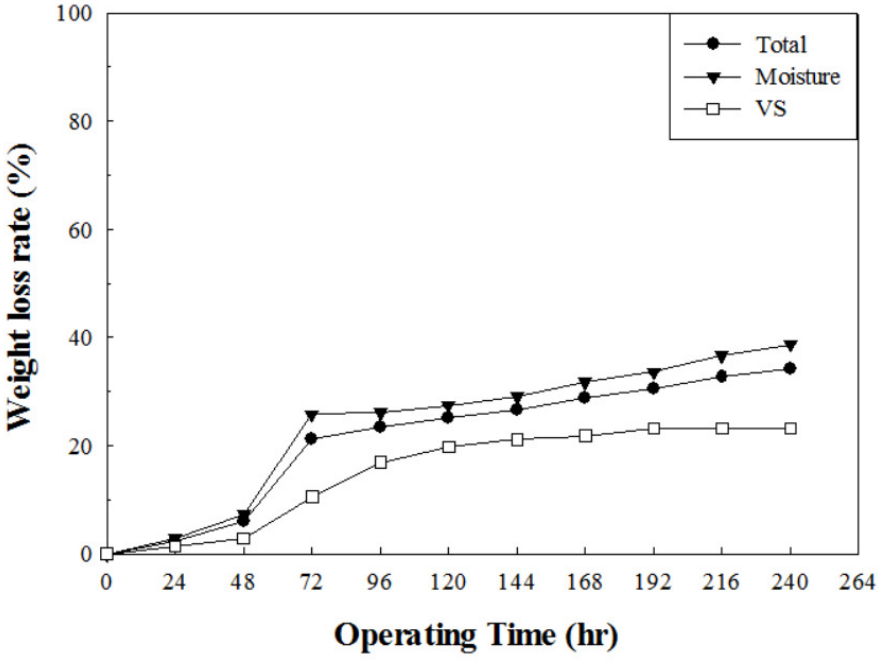


그림 4-13 Weight change rate (%) of Control

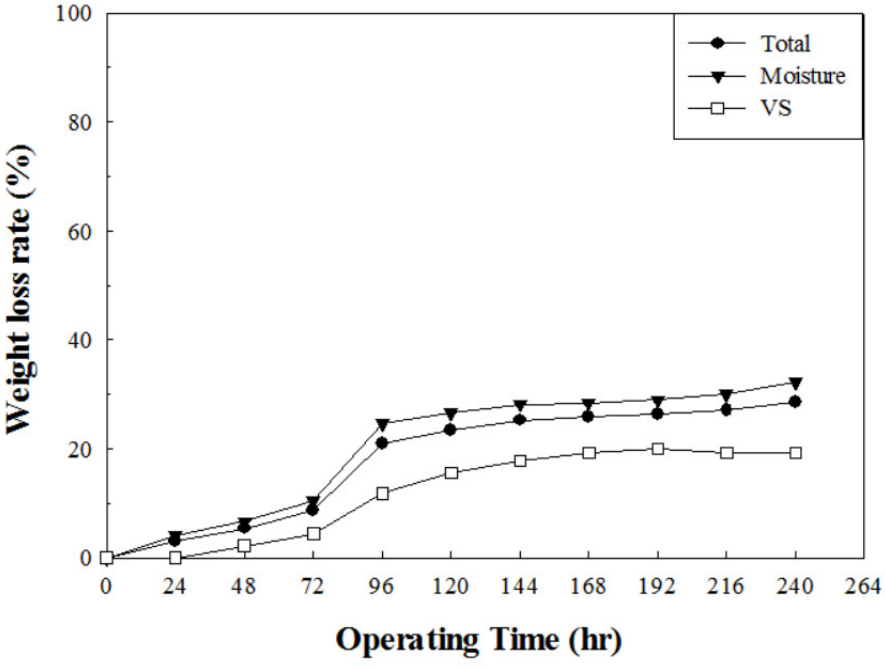


그림 4-14 Weight change rate (%) of chitosan Treat

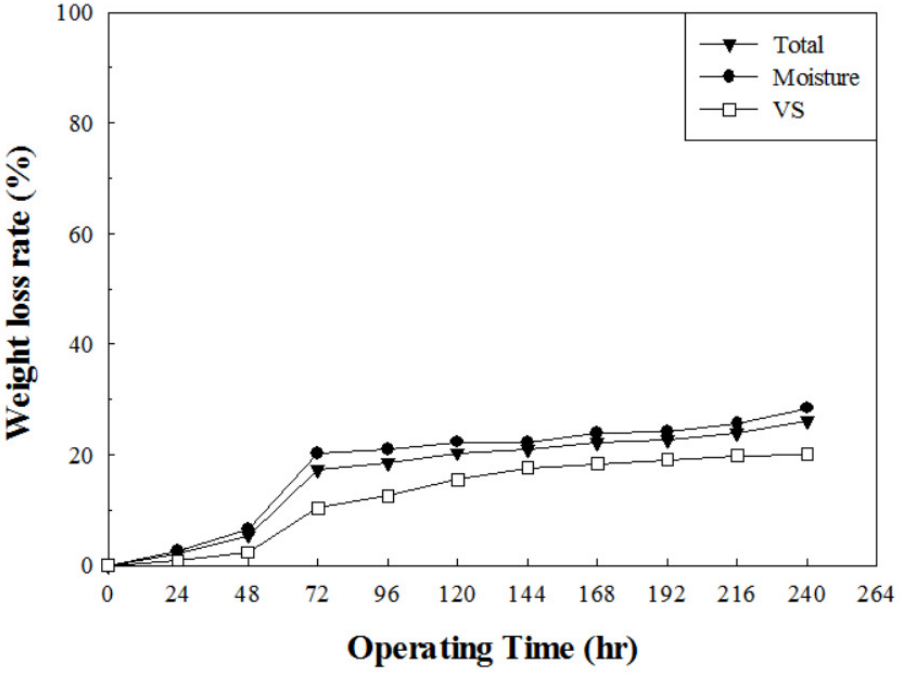


그림 4-15 Weight change rate (%) of PAC Treat

유기물 분해 반응이 종료되는 지점까지의 퇴비화 모니터링 요소들 (온도, 무게, 수분 함량, pH, VS 등) 을 분석한 결과, VS 분해율은 20% 전후로 다소 낮았지만, 응집제를 투여한 시료와 Control 시료의 값과 변화 추이가 비슷하였고, 이를 통해 이를 통해 응집제는 퇴비화 과정에서 크게 영향을 미치지 않았음을 알 수 있다.

4.3.2 퇴비 품질 평가

본 실험에서 생성된 부산물에 대하여 농촌진흥청에서 고시한 비료공정 규격 및 지정에 준하여 비료성분에 대하여 검토하였다 (표 4-8).

표 4-8 퇴비 품질 평가 기준 및 실험 결과 (RDA, 2014)

Analysis items (unit)		standard	Control	Chitosan treat	PAC treat
Standard	Organic matter (%) *	≥ 30	70.3	66.8	66.2
Hazard-ous ingredi-ents	As (mg/kg) *	≤ 45	0.030	0.025	0.028
	Cd (mg/kg) *	≤ 5	0.0090	0.0060	0.0063
	Hg (mg/kg) *	≤ 2	ND	ND	ND
	Pb (mg/kg) *	≤ 130	0.011	0.0093	ND
	Cr (mg/kg) *	≤ 200	0.0058	0.0078	0.0070
	Cu (mg/kg) *	≤ 360	0.048	0.030	0.035
	Ni (mg/kg) *	≤ 45	0.065	0.058	0.068
	Zn (mg/kg) *	≤ 900	0.83	0.75	0.88
ETC.	C/N ratio	≤ 45	27.9	31.2	29.7
	Salinity (%) *	≤ 2.0	1.75	1.69	1.78
	Moisture (%) **	≤ 55	34.5	37.6	40.5

*: dry weight ; **: wet weight

생성된 부산물에 대해 C/N ratio, 염도, 수분, 유기물 함량, 중금속 함량 등의 퇴비 품질 기준을 살펴본 결과, 응집제를 처리 여부와 상관없이 회수된 고형물의 호기성 퇴비화할 경우, 퇴비로 사용될 수 있음을 알 수 있다. 하지만, 실험 결과에 따르면 유기물의 분해는 20% 전후로, 향후 유기물의 생분해도를 높이기 위해 환경조건의 개선 및 부숙토 첨가 등이 연구될 필요가 있다.

제 5 장 결론

본 연구에서는 디스포저 분쇄오수를 고액분리할 때 고형물 회수율을 향상시킬 수 있는 방법으로 응집 공정을 선택하였고, 응집에 의한 영향을 살펴보았다. 또한 환경부의 음식물류폐기물 전량 자원화 정책에 발맞추어 회수된 고형물을 자원화할 때, 혐기 소화, 퇴비화 등의 과정에서 응집제의 사용이 미치는 영향에 대해서 연구하였다.

디스포저 분쇄오수의 여액을 응집하기 위한 응집 최적 조건은 chitosan을 사용할 때 pH 6, 주입량 20 mg/L이고, PAC를 사용할 때 pH 7, 주입량 50 mg/L 임을 확인하였다. 응집 특성을 살펴보기 위해, 여액 농도에 따른 응집 영향과 침전 시간 특성을 살펴본 결과, PAC를 사용하는 것이 조금 더 유리하였지만 chitosan을 사용할 때에도 높은 탁도제거율 값이 측정되었다. 무엇보다도, chitosan 응집제를 사용할 때, 체눈 크기 1.0 mm 이하의 체를 사용한다면, 목표로 했던 고형물 회수율 80% (by dry wt.)을 달성할 수 있었다.

응집제의 사용이 혐기소화에 미치는 영향을 조사하기 위해서 BMP test를 수행하였다. 그 결과, 메탄 발생량, 메탄 분율, 생분해도, pH, 알칼리도 등 측정한 모든 요소에서 유사한 값이 나왔으며, *t*-tset의 결과 역시 응집제에 의한 영향은 없었던 것으로 확인되었다.

또한, 응집제의 사용이 퇴비화 과정에 미치는 영향을 조사하기 위해, 온도, 무게 감량률, 수분 함량, pH, VS 감량률 등의 모니터링 인자들을 평가하였다. 그 결과, Control, chitosan Treat, PAC Treat 세 가지 모두 비슷한 경향이 관측되어, 응집제 사용에 의한 자원화의 영향은 없는 것으로 관측되었다. 또한 생성된 부산물에 대하여 품질 평가를 한 결과, C/N ratio, 염도, 수분, 유기물 함량, 중금속 함량 등에서 퇴비 품질 기준에 적합하였다. 향후 회수된 고형물의 적절한 호기성 퇴비화 조건을 찾기 위해 환경조건의 개선 및 부숙토 첨가 등이 연구될 필요가 있다.

결과적으로, 응집제가 고형물 회수 시스템에 활용되면 충분한 고형물 회수율을 달성할 수 있고, 혐기 소화나 퇴비화 등의 자원화 과정에서도 그로 인한 영향은 미미하다는 것을 알 수 있다.

참 고 문 헌

권성환 (2002) 음식물쓰레기 호기성 고온 퇴비화 공정분석 및 응축수질을 이용한 대체 운전지표 개발, 박사학위논문, 서울시립대학교

김갑수, 유기영 (2010) 음식물쓰레기와 디스포저, 광문각, pp. 13-28

김갑수, 2006, 음식물쓰레기 관리현황과 디스포저 도입방안, 첨단환경기술, 14(10): 5-21

김민지 (2007) BMP test에서 실험조건들이 글루코스의 메탄 발생이 미치는 영향, 석사학위논문, 서울대학교

김선영 (2015) 음식물류 폐기물 퇴비화 공정의 가로수 전지목 활용 연구, 석사학위논문, 한양대학교

농촌진흥청 고시 제 2014-13호, 비료 공정규격설정 및 지정

문용철 (2012) 음식물쓰레기 분쇄기 오수로부터 회수된 고형물의 2상 혐기성 소화, 석사학위논문, 서울대학교

박석환 (2003) 왕겨가 음식물쓰레기의 호기성 퇴비화에 미치는 영향, 한국환경위생학회지, 29(2): 56-61

박일우 (2005) 주방분쇄기 적용에 따른 음식폐기물의 특성변화에 따른 연구, 석사학위논문, 창원대학교

서울시 (2009) 주방용오물분쇄기 시범사업결과보고서

서울시 (2010) 주방용오물분쇄기 시범사업결과보고서

수도권냄립지관리공사 (2003) 음식물류 폐기물의 효율적인 처리방안에 대한 연구 보고서

신항식, 문민주, 송영채, 배영욱 (1993) 생분해도 실험에 의한 주방폐기물의 혐기성소화 타당성 연구, 한국폐기물자원순환학회지, 10(1): 35-42

이관형 (2010) 음식물쓰레기 분쇄기 도입 시 주방오수의 생물학적 처리 특성 연구, 석사학위논문, 고려대학교

이성림, 권성환, 이동훈 (2003) 음식물쓰레기의 호기성 고속 퇴비화 공정에서 휘발성 유기산류의 발생 영향 및 평가, 한국폐기물자원순환학회지, 20(1): 16-24

이정임 (2010) 음식물류폐기물 민간처리시설의 환경오염 개선방안, 경기개발연구원, 2010(3): 87-89

최우석 (2011) 체거름을 이용한 음식물쓰레기 분쇄기 오수의 고형물 회수와 회수된 고형물의 혐기성 소화, 석사학위논문, 서울대학교

최혜민 (2010) 배수전처리 시스템을 활용한 공동주택에서의 주방용오물분쇄기 도입 타당성 연구, 석사학위논문, 서울시립대학교

Abbasi T (2012) A brief history of anaerobic digestion and biogas, Biogas Energy, 2: 11-23

Ahn, J., Ju, M., Oh, J-I., Kim, J.Y. (2016) Analysis on Operation Conditions for Solid-Liquid Separation of Food Waste Disposer Wastewater. J korea soc waste manag, 33:200-206

Aja, O.O., Al-Kayiem, H.H. (2014) Review of municipal solid waste management options in Malaysia, with an emphasis on sustainable waste-to-energy options, Journal of Material Cycles and Waste Management, 16(4): 693-710.

Alvarez, J.A., Otero, L., Lema, J.M. (2010) A methodology for optimising feed composition for anaerobic do-degestion of agro-industrial wastes, Bioresource technology, 101(4): 1153-1158

Atchley, S.H., Clark, J.B. (1979) Variability of temperature, pH, and moisture in an aerobic composting process, Applied and Environmental Microbiology, 38(6): 1040-1044

Boisvert, J.P., To, T.C., Berrak, A., Jolicoeur, C. (1997) Phosphate adsorption in flocculation processes of aluminum sulphate and poly-aluminum-silicate-sulphate, Water Res 31:1939-1946

Bratby, J. (2007) Coagulation and flocculation in water and wastewater treatment, 2nd edition, IWA Publishing

Chen, Y., Cheng J.J., Creamer, K.S. (2008) Inhibition of an anaerobic digestion process: a review, Bioresour Technol, 99(10): 4044-4064

Cho, J.K., Park, S.C. (1995) BMP and anaerobic digestion of food wastes, Bioresource Technology, 52(3): 245-253

Christian, M., Dubendorf. (2007) Anaerobic digestion of biodegradable solid waste in low- and middle-income countries: overview over existing technologies and relevant case studies, Eawag Aquatic Research, Switzerland

Crini, G. (2005) Recent developments in polysaccharide-based materials used as adsorbents in wastewater treatment. Prog Polym. Sci, 30:38-70

Crini G (2005) Recent developments in polysaccharide-based materials used as adsorbents in wastewater treatment. Prog Polym. Sci 30:38-70

De Bertoldi, M., Vallini, G., Pera, A. (1983) The biology composting a review, Waste Management & Research, 1(1): 157-176

Dotto, G.L., Rosa, G.S., Moraes, M.A., Weska, R.F., Pinto, L.A.A. (2013) Treatment of chitin effluents by coagulation-flocculation with chitin and aluminum sulfate. J Environ Chem Eng 1:50-55

Finstein M.S., M.L. Morris. (1975) Microbiology of municipal solid waste composting, Advances in Applied Microbiology, 19(C): 113-151

Gavala, H.N., Angelidaki, I., Ahring, B.K. (2003) Kinetics and modeling of anaerobic digestion process, Advances in Biochemical

Engineering/Biotechnology, 81: 57-93

Hickey, R.F., Vanderwielen, J., Switzenbaum, M.S. (1989) The effect of heavy metals on methane production and hydrogen and carbon monoxide levels during batch anaerobic sludge digestion, Water Research, 23(2): 207-218

Hu, C., Liu, H., Qu, J., Wang, D., Ru, J. (2006) Coagulation behavior of aluminum salts in eutrophic water: Significance of Al13 species and pH control. Environ Sci. Technol, 40:325-331

Kim, J.K., Han, G.H., Oh, B.R., Chun, Y.N., Eom, C.Y., Kim, S.W. (2008) Volumetric scale-up of a three stage fermentation system for food waste treatment, Bioresource Technology, 99(10): 4394-4399

Kim, K.S., Lee, S.M. (2008) Management strategy for the prohibition of ocean dumping of sewage sludge in 2011, Seoul Metropolitan Study, 9: 3-21

Kissel, J.C., Henry, C.L. Harrison, R.B. (1992) Potential Emissions of Volatile and Odorous Organic compounds from Municipal Solid Waste composting Facilities, Biomass and Bioenergy, 3(3-4): 181-194

Kroeker, E.J., Schulte, D.D., Sparling, A.B., Lapp, H.M. (1979) Anaerobic treatment process stability, Water Pollution Control Federation, 51: 718-727

Kwon, S. W. (2006) A study on the reduction methods of food waste

generation, Master's thesis, Kwangwoon university, Korea

Lettinga, G. (1994) Anaerobic digestion and wastewater treatment systems, Antonie van Leeuwenhoek, 67: 3-28

Marashlian, N., El-Fadel, M. (2005) The effect of food waste disposers on municipal waste and wastewater management, Waste Management and Research, 23(1): 20-31

Ministry of Environment, Republic of Korea (2009) The research study on validity of food waste disposal systems introduction

Ministry of Environment, Republic of Korea (2012) Research on management policy direction and improvement plan of food waste

Ministry of Environment, Republic of Korea (2012) Republic of Korea, Notice of the Ministry of Environment 2012-203

Ministry of Environment, Republic of Korea (2013) The research on the effect of food waste disposer on public sewerage system through pilot project

Ministry of Environment, Republic of Korea (2014) The Status of Waste Generation and Treatment all over the Country in Korea

Nakasaki, K., Shoda, M., Kuboda, H. (1985) Effect of Temperature on Composting of Sewage Sludge, Applied and Environmental Microbology, 50(6): 1526-1530

Pan, J.R., Huang, C., Chen, S., Chung, Y.C. (1999) Evaluation of modified chitosan biopolymer for coagulation of colloidal particles, Colloid Surf A-Physicochem Eng Asp, 147: 359-364

Park, S.S., Na, J.S. (2007) Coagulation Behavior in Wastewater with Chitosan Solution using Embalmments,. J Chitin Chitosan Sci, 12: 21-25

Pereira, E.L., Campos, C.M.M., Motteran, F. (2013) Physicochemical study of pH, alkalinity and total acidity in a system composed of Anaerobic Baffled Reactor (ABR) in series with Upflow Anaerobic Sludge Blanket Reactor (UASB) in the treatment of pig farming wastewater, 35(3): 477-483

Rietema, K. (1957) On the efficiency in separating mixtures of two constituents, Chemical Engineering Science, 7(1): 89-96

Renault, F., Sancey, B., Badot, P.M., Crini, G. (2009) Chitosan for coagulation/flocculation processes - An eco-friendly approach, Eur Polym J, 45: 1337-1348

Sharma, B.R., Dhuldhoya, N.C., Merchant, U.C. (2006) Flocculants-an ecofriendly approach, J Polym Environ, 14: 195-202

Shelton, D.R., Teidje, J.M. (1984) General method for determining anaerobic biodegradation potential, Applied and Environmental Microbiology, 47(4): 850-857

Speece, R.E. (1996) Anaerobic biotechnology for industrial wastewaters, Archae Press, Nashville

Sterritt, R.M., Lester, J.N. (1980) Interaction of heavy metals with bacteria, Science of the Total Environment, 14(1): 5-17

Stessel, R, Peirce, J (1983) Pulsed-flow air classification for waste-to-energy, Journal of Energy Engineering, 109(2): 60-73

Wan, T.-J., Shen, S.-M., Siao, S.-H., Huang, C.-F., Cheng, C.-Y. (2011) Using magnetic seeds to improve the aggregation and precipitation of nanoparticles from backside grinding wastewater, Water Research, 45(19): 6301-6307

Yang, Z., Gao, B., Cao, B., Xu, W., Yue, Q. (2011) Effect of OH-/Al3+ ratio on the coagulation behavior and residual aluminum speciation of polyaluminum chloride (PAC) in surface water treatment, Sep Purif Technol, 80: 59-66

Zhang, R., El-Mashad, H., Hartmana, K., Wanga, F., Liua, G., Choateb, C., Gambleb, P. (2007) Characterization of food waste as feedstock for anaerobic digestion, Bioresource Technology, 98(4): 929-935

Abstract

The effect of coagulants on solid recovery rate of disposer wastewater and resource recovery of recovered solid

Ahn Jaehong

Department of Civil and Environmental Engineering

The Graduate School

Seoul National University

More than 12,000 tons of food waste, comprising 26% of total municipal solid wastes, are produced in Korea each day. Due to the Ban on Direct Landfill of Food Wastes since 2005 and the Ban on ocean dumping of food waste by the London Dumping Convention since 2012, food waste management has become a urgent issue to solve. The Korean government has strictly implemented the separated-collection and recycling policy for food wastes. However, there are not enough markets for the recycled products such as compost and animal feeds, and people have felt inconvenienced by having to separate food waste from other wastes. Because of these problems, introduction of more convenient means, such as food waste

disposers, has been considered.

A food waste disposer is an instrument which grinds food wastes and drains into sewer system. The machine has come into wide use since the 1950s, having a high supply rate of 44% in 1999 across the United States of America. The U.S. and Japan have already set the standards for plumbing systems and have required adherence to them. In Korea, the use of disposers has been prohibited since 1995 due to potential problems such as pipe clogging, malodor, and shock loading on sewage treatment plants. However, according to the results of several food waste disposer pilot projects, the Korean government approved the use of disposers in individual level on the conditions that the total solid (TS) recovery rate should be higher than 80% (by dry wt.) and the machine be an assembled product that consumers cannot tamper with. Food waste disposer brings many advantages, including convenient discharge of food waste and advanced sanitary management. It is important to improve the solid recovery rate of food wastes disposer wastewater because the use of a food waste disposer system can provide efficient waste recirculation by reducing salinity and decreasing collection time and impurities.

However, it is difficult to meet the TS recovery standard under the commercial technique being used. In order to improve the solid recovery rate, the sieve size could be reduced or the particle size of the shredded solids could be increased. However, reducing the sieve size of the solid-liquid separator is not technically feasible because it increase the mechanical load, and increasing the particle size of the shredded solid can result in pipe clogging. One possible method is recovering additional solids by filtrate coagulation and recirculation before draining filtrates into sewer system. In this experiments, the effect of coagulants on solid rate of disposer wastewater was

investigated. Also, the effect of coagulants on anaerobic digestion and composting of recovered solid was researched through BMP test and aerobic composting experiment.

According to the results for filtrate coagulation and recirculation, the optimal conditions for chitosan were pH 6 and dosage of 20 mg/L; the optimal conditions for PAC were pH 7 and dosage of 50 mg/L. The highest turbidity removal rates were 97.8% at pH 6 and 20 mg/L of chitosan, and 97.2% at pH 7 and 50 mg/L of PAC. Also, for chitosan, the TS recovery rate was improved from 64.8% to 81.1% (by dry wt.), and from 68.7% to 83.2% by using 1.0 and 0.6 mm sieves, respectively. Although there were no significant differences between chitosan and PAC in the effect of coagulation on the filtrate concentration or in settling time, the desired TS recovery rate was achieved at the level of 80.0% (by dry wt.) under using chitosan and a sieve less than 1.0 mm.

BMP test was conducted to investigate the effects of coagulants on anaerobic digestion. As a result, the values of methane generation, methane content, biodegradation, pH, and alkalinity were measured similar, and *t*-test results also showed no effect of coagulants. Also, in order to investigate the effect of coagulants on the composting process, the change of monitoring factors such as temperature (℃), weight loss rate (%), water content (%), pH, and VS loss rate were evaluated. According to the results, coagulants have not influenced significantly on the aerobic composting. Also, as a result of the quality evaluation of the final products, the values of monitoring factors such as C/N ratio, salinity, moisture content (%), organic matter content (%), and heavy metal content were satisfied with the compost quality standard.

Consequently, when the coagulants are used in solid-liquid

separation system, not only can a sufficient solids recovery rate be achieved, but it is also considered to have little effect on the resource recovery process in case of anaerobic digestion and composting.

keywords : Anaerobic digestion, Chitosan, Coagulant, Composting, Food waste disposer, Solid recovery rate

Student Number : 2015-21299