

공극개선재의 혼합비율에 따른 제지·하수슬러지의 퇴비화과정중 이화학적 변화

유 영 석, 장 기 운

충남대학교 농과대학 농화학과

Changes of Physicochemical Properties of Paper Mill Sludge and Sewage Sludge Mixed with Various Ratios of a Bulking Agent During Composting

Young-Suk Yu, Ki-Woon Chang

Department of Agricultural Chemistry, College of Agriculture,
Chungnam National University, Taejon, 305-764 Korea

ABSTRACT

The object of this experiment was to determine the optimum mixing ratio of paper mill sludge and sewage sludge with woodchips as a bulking agent. The bulking agent was mixed with the mixture of paper mill sludge and sewage sludge(2 : 1 by dried weight) at the rates of 0(W-0), 20(W-20), 33(W-33), and 50(W-50)% on volume basis, and then the mixtures were composted by forced aerated static pile. The changes of physicochemical properties of the mixtures were measured during the composting in order to evaluate the maturity of composts. The temperatures of W-30 and W-50 treatments increased rapidly as soon as the composting started, and reached 60°C in the fifth day of composting. Reduction of hot water soluble C/N ratio of W-33 and W-50 treatments showed faster than that of W-0 and W-20 treatments at early stage of composting. The contents of hot water soluble NO_3^- -N showed little change in the early stage of the composting in all treatments, but increased rapidly after 20 days of the composting, and the contents of W-0 among all treatments were lower than the others. The G. I. values of W-50 treatment were over 80 before 20 days after starting the composting, those of W-0 treatment were over 80 after 30 days.

As a result of evaluation of compost, W-33 and W-50 treatments were found very reasonable at

the mixing ratio of a bulking agent. But it is very difficult to aerate compost pile for W-50 treatment than W-33 treatment due to intensified fluctuation of temperature.

Considering cost, availability of a bulking agent, and productivity of compost, W-33 treatment is more efficient than W-50 treatment.

Key words : Bulking agent, Woodchips, Composting

초 록

이 실험의 목적은 혼합된 제지·하수슬러지에 최적의 공극개선재로서 woodchips의 혼합비율을 설정하기 위한 것이다. 공극개선재는 제지슬러지와 하수슬러지(건물중 2:1)혼합물에 0(W-0), 20(W-20), 33(W-33), 50(W-50)%의 부피비로 혼합되었고 강제송풍에 의한 정체식으로 퇴비화를 실시하였다. 퇴비의 부숙도를 평가하기 위하여 이화학성 변화를 조사하였다. W-33과 W-50 처리구에서 온도는 퇴비화가 시작하자마자 상승하여 5일째 60℃ 이상까지 이르렀다. 열수가용성 C/N율의 감소는 퇴비화 초기에 W-0과 W-20 처리구에 비해 W-33과 W-50 처리구에서 두드러졌다. 열수가용성 NO₃⁻-N은 퇴비화 초기에 거의 변화를 보이지 않다가 퇴비화 20일 이후에 빠르게 증가하였으며 W-0 처리구가 그 증가량이 가장 적었다. G.I.값은 W-50 처리구에서 20일째, W-0은 30일째 이후 80이상으로 높아졌다.

이상의 결과를 토대로 공극개선재의 혼합은 33%이상이 합리적이었으나, 특히 W-50 처리구는 송풍에 의한 온도조절이 어려웠으며, 공극개선재의 구입 및 단가 그리고 생산되는 퇴비량을 고려한다면 공극개선재를 33% 혼합하는 것이 가장 이상적이다.

핵심용어 : 공극개선재, 목편, 퇴비화

1. 서 론

공극개선재는 정체식 또는 교반식에 의한 퇴비화에서 원료 자체의 물리적인 성질을 개선하고 공기를 효율적으로 공급하기 위해 혼합된다(Nakasaki 등, 1986). 그리고 액상슬러지의 수분을 흡수하기 위해 matrix로서 제공된다(Mathews and Border, 1990). 또한 퇴비더미를 구조적으로 안정하게 지지해 줄뿐만 아니라 미세한 공극을 갖는 원료에 공극을 증대시켜 미생물의 활성에 도움을 주는 공기의 흐름을 원활하게 한다. 따라서 퇴비의 부숙이 보다 빠르게 이루어지는 효과

가 생긴다.

공극개선재로 이용될 수 있는 것은 톱밥, 반송퇴비, 페타이어, woodchips, bark 등이며, 현재 우리나라에서는 대부분 톱밥을 이용하고 있다. 그러나 톱밥은 공극개선재로 이용되기보다 수분조절제로서 용도가 크다. 또한 톱밥은 퇴비화에서 부재료로 이용될뿐만 아니라 타 용도로 많이 사용되고 있어 구입단가가 상승하고 있다. 더욱이 톱밥퇴비를 토양에 과다하게 연용할 경우, 난분해성 물질의 축적으로 토양 물리성 악화가 점점 우려되면서 문제점으로 제기되고 있다. 그러므로 톱밥 사용량을 줄이고 반송퇴비나 재활용이 가능한 woodchips의 사용

을 확대하는 것이 바람직할 것으로 판단된다. 페타 이어의 경우에는 페타이어에 함유되어 있는 유해물질이 퇴비화과정에서 용출될 수 있고 물리적인 작업에 의해 타이어 조각이 떨어져 나와 토양에 혼입될 경우 문제점이 생길 수도 있다.

본 연구에서는 통기성이 불량한 원료에 공극을 제공해 줄 목적으로 공극개선재로서 재활용이 가능하고 수분흡수의 기능을 가지는 woodchips을 사용하여 혼합된 제지·하수슬러지에 0, 20, 33 그리고 50% 비율로 혼합하였다. 강제송풍에 의한 정체식으로 퇴비화를 실시하였고, 퇴비화과정 중 처리구별로 이화학성 변화를 조사하여 최적 혼합비율을 선정하였다.

2. 실험재료 및 방법

2.1 원료

본 실험에 이용된 주원료는 대전광역시 환경사업 부로부터 배출된 도시하수슬러지와 H제지회사에서 나오는 건조제지슬러지(이하 제지슬러지)를 이용하였으며, P산업에서 생산되는 목편(woodchips)을 공극개선재로 이용하였다. 제지슬러지와 하수슬러

지의 화학적 성질은 표 1과 같다. 제지슬러지와 하수슬러지의 혼합은 수분과 C/N율을 보정하는데 매우 바람직하였다. 함수율 80%인 하수슬러지와 함수율 20%인 제지슬러지를 적정수준 60%로 수분을 조정하기 위해 혼합하였는데 혼합된 제지슬러지와 하수슬러지(혼합슬러지)의 생중량비는 1 : 2였으며, 이것을 건물중으로 환산하면 2 : 1이 된다. 혼합슬러지의 C/N율은 적정수준보다는 다소 낮은 18~19이었다.

혼합슬러지에 공극개선재는 부피비로 혼합되었으며, 각 원료의 혼합비는 표 2에 제시되었다.

최초에 생중량비로 계산되어 혼합된 제지슬러지와 하수슬러지를 부피비로 정리하면 1.2 : 1이었으며, 제지슬러지와 하수슬러지의 수치가 처리구별로 다른 것은 공극개선재의 혼합량이 처리구마다 달랐기 때문이다. 그리고 혼합슬러지와 woodchips의 입자 차이에서 생기는 공극 때문에 실제 부피는 처리구마다 차이를 보였다.

2.2 실험방법

원료혼합은 먼저 제지슬러지와 하수슬러지를 수작업으로 균일하게 혼합한 후, woodchips을 서로

Table 1. Chemical properties of paper mill sludge and sewage sludge

Materials	pH (1:5)	EC (dS/m)	T-N	T-C	C/N ratio	Ca	Mg	K	Na
			%			%			
Paper mill sludge	7.0	16	0.9	31.1	41.0	0.5	0.4	0.7	0.6
Sewage sludge	5.7	27	3.4	28.1	8.3	1.2	0.4	0.3	0.1
Mixture	5.8	20	1.6	30.1	18.8	0.7	0.4	0.6	0.4

Table 2. Mixing ratios of paper mill sludge, sewage sludge, and woodchips used in the experiment (Unit : v/v%)

Materials	Treatments			
	W*0	W-20	W-33	W-50
Dried paper mill sludge	54	43	36	27
Sewage sludge	46	37	31	23
Woodchips	0	20	33	50

* Woodchips

다른 4가지 비율로 처리하여 전 단계와 동일한 방법으로 혼합하였다. 퇴비화방식은 강제송풍정체식이었으며, 처리구의 용적은 1m^3 (높이 $1\text{m} \times$ 길이 $1\text{m} \times$ 너비 1m)이었다. 퇴비화기간은 5월 20일부터 7월 10일까지 52일이었다. 공기공급은 시간당 720m^3 의 송풍기를 이용하여 매일 5분씩 실시하였으며, 온도가 떨어지는 시점(W-0과 W-20 처리구는 퇴비화 30일째, W-33과 W-50 처리구는 20일째)부터 송풍에 의한 온도저하를 막기 위해 송풍을 더 이상 실시하지 않았다. 혼합물의 덩어리를 분쇄하고 원료의 균일성을 유지하기 위해 주 1회 뒤집기를 실시하였다.

시료채취는 퇴비화를 시작한 날을 1일로 간주하여 1, 3, 5, 8, 12, 15, 19, 26, 33, 42, 52일에 실시하였으며, 퇴비더미의 약 30~35cm 깊이에서 끌고 루 채취한 시료는 직사광선이 차단된 공간에서 풍건한 다음 woodchips을 수작업으로 제거하였으며, 2mm 체에 통과된 시료를 분석에 이용하였다.

2.3 분석 및 측정방법

온도측정은 퇴비화 초기에 퇴비더미의 온도분포를 살펴보기 위해 퇴비화 16일까지 퇴비더미를 상(5~15cm), 중(35~45cm), 하(60~70cm)로 나누었고, 다시 전면, 중앙, 후면으로 구분하여 전체 아홉 부분에서 90cm 크기의 온도측정계로 온도를 측정하였다. 그날 이후 온도측정은 퇴비화가 끝날 때까지 퇴비더미의 중앙에서 실시하였다. pH와 EC는 시료와 증류수를 1 : 5(w/v)로 혼합하여 EC meter(TOA CM-11P)와 pH meter로 측정하였다. 이 때 EC 값은 농촌진흥청(1995)분석법에 준하여 희석배수인 5를 곱하여 구하였다. 양이온치환 능력은 $1\text{N-NH}_4\text{OAc}$ 법에 의거하여 분석을 실시하였다. 무기원소는 25ml ternery($\text{HNO}_3 : \text{H}_2\text{SO}_4 : \text{HClO}_4$)분해용액으로 분해한 후 100ml로 정용하여 Inductively Coupled Plasma(ICP)/AES로 분석하였다. 열수가용성 Total organic carbon(TOC)

분석은 TOC analyzer(model : TOC-5000A; company : Shimadzu, JAPAN)로 측정하였고 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 및 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 분석은 Kjeldahl증류법에 의거하여 실시하였다. 식물독성실험은 풍건된 시료와 증류수를 1 : 20(w/v)으로 혼합한 후 환류냉각장치를 이용하여 70°C 에서 2시간 환류추출한 다음 여과된 여액을 이용하여 Germination index(G.I.)를 얻었다.

3. 결과 및 고찰

3.1 온도

온도변화는 퇴비화의 성공을 가늠할 수 있는 중요한 척도로 이용된다(Finstein 등, 1986). 온도변화는 분해되는 물질의 특성과 배합비, 수분함량, 통기조건 등과 같이 퇴비화에 영향을 미치는 조건들에 의해 크게 달라질 수 있다. 온도상승은 발열반응의 생물학적인 산화반응을 포함하는 미생물의 강한 물질대사 활동에 의해 일어나므로 미생물의 활동성과 밀접한 관계를 갖는다(Giovanni and Pera, 1988).

퇴비화를 시작한 후, 5일이 지나면서 W-33과 W-50 처리구의 온도는 60°C 이상의 고온으로 상승하였고, 그 온도에서 10일 정도 유지되었다. 그 이후에 온도는 급격히 하강하여 25일부터 서서히 안정화되었다. 온도가 하강하는 시기에 실시한 뒤집기는 온도상승에 영향을 미쳤지만, 안정화단계에서 실시한 뒤집기는 온도변화에 영향을 전혀 미치지 못하였다.

퇴비더미에서 발생된 열은 수분증발에 의해 제거된다(Coombs, 1991). 그러나 퇴비화 후기에 급격한 온도하강은 혼합슬러지의 분해에 따른 에너지원이나 기질의 감소 뿐만 아니라 뒤집기와 같은 물리적인 힘에 의한 입자의 분쇄나 과잉 공기공급이 원인으로 작용할 수 있다.

그러므로 온도가 하강하는 단계에서 강제 송풍에

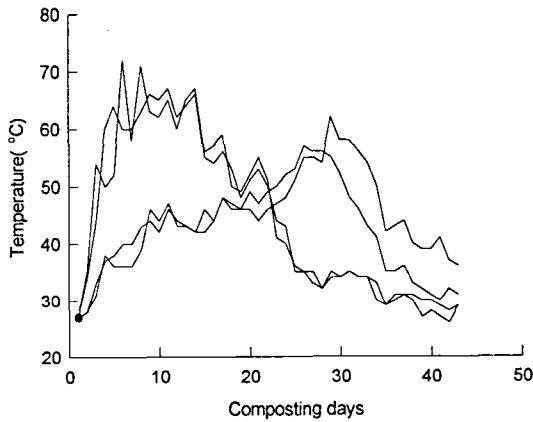


Figure 1. Changes of temperature of the compost during the period of composting.

의한 공기공급은 미생물의 대사작용으로 생긴 열을 발산시켜 퇴비더미가 쉽게 냉각되는 원인이 된다. 이러한 이유 때문에 20일 이후에는 송풍을 실시하지 않았다.

W-0과 W-20 처리구에서 온도는 퇴비화 초기에 급격한 상승이 이루어지지 않았으며, 퇴비화가 진행될수록 퇴비화 30일까지 계속적으로 상승하였다. 그러나 최고 온도는 60°C를 미치지 못하였다. 이와 같이 퇴비화 초기에 급격한 온도상승이 일어나지 않았던 것은 혼합슬러지 특성상 송풍을 실시하였음에도 불구하고 산소가 퇴비더미 내부로 수월하게 이동하지 못하였기 때문이고 두 처리구 사이에 큰 차이가 없는 것으로 보아, 혼합슬러지에 20% 이하의 공극개선재의 혼합으로 충분한 공극을 확보하기에 부족할 것으로 판단된다.

이와 같이 퇴비화과정 중 온도변화가 다른 것은 공극개선재의 혼합비율에 따라 산소의 공급이 크게 좌우되어 생긴 결과이며, 미생물의 활성에 필요한 산소공급은 공극개선재를 33% 이상 혼합하였을 경우 무리없이 이루어졌을 것으로 생각한다.

그림 2는 퇴비화 초기에 퇴비더미의 온도분포를 살펴보기 위해 퇴비더미를 아홉 부분으로 나누어 16일 동안 측정한 결과이다. W-0과 W-20 처리구

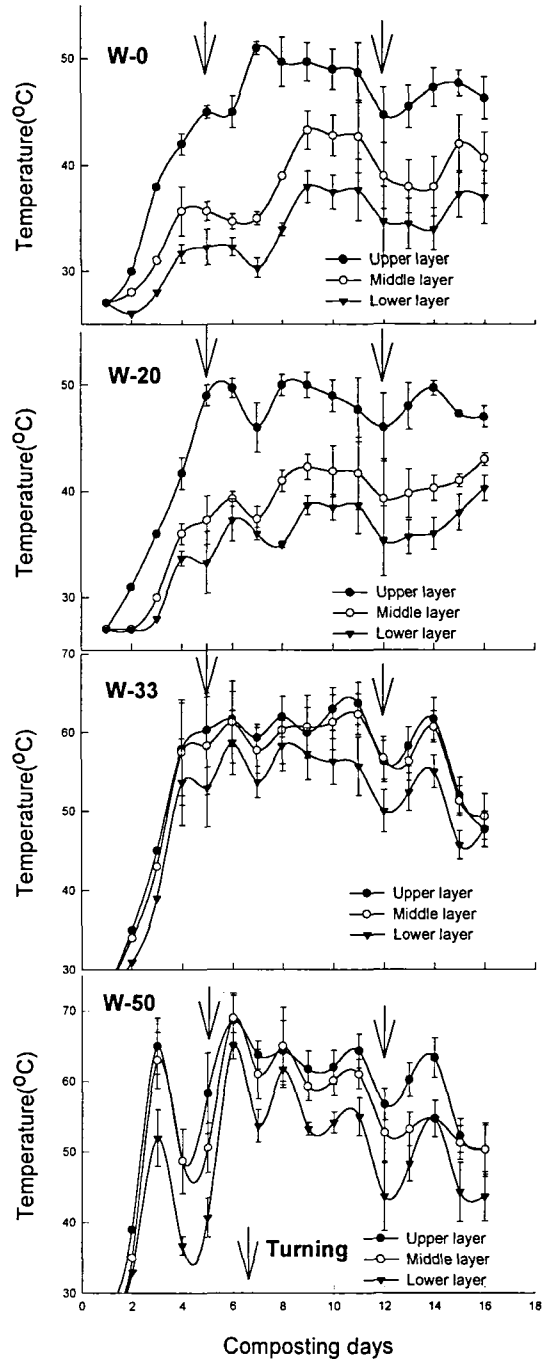


Figure 2. Changes of temperature at the upper, the middle, and the lower layers of W-0, W-20, W-33, and W-50 treatments during the period of composting.

의 온도변화에서 상층부는 5일부터 45℃ 이상의 고온이 유지되었다. 이것은 퇴비화 실험이 늦봄부터 초여름까지 계속되었고 개방된 비닐하우스에서 실시하였기 때문에 간헐적으로 측정된 자료는 제시되지 않았지만 대기온도가 27~32℃로 유지되어 계절적으로 겨울보다 긍정적인 영향을 주었던 것이며, 또한 상층부에 수월한 자연적인 산소공급이 이루어졌던 것으로 판단된다. 두 처리구의 상층부, 중층부, 하층부의 온도변화는 비슷한 형태를 보였다. 특히 W-0 처리구에서 상층부와 하층부의 온도는 크게 20℃ 이상 차이를 보인 때도 있었다. 뒤집기 후 온도가 어느 정도 상승했던 것으로 보아 뒤집기가 혼합슬러지에 부족한 산소를 공급하는데 효과적이었다.

W-0과 W-20 처리구에서 하층부의 온도는 40℃ 이상으로 상승하지 못하였는데, 이것은 하층부에 공기공급을 실시하였음에도 불구하고 공극의 부족으로 미생물의 생육에 필요한 산소공급이 어려웠던 것으로 판단된다.

W-33과 W-50 처리구의 온도는 W-0과 W-20 처리구의 것과 매우 다른 형태를 보이고 있을뿐만 아니라 상층부, 중층부, 하층부의 온도분포면에서도 그들과 매우 다른 경향을 보였다. 퇴비더미의 모든 부분에서 온도차이가 크지 않았던 것은 공극개선택재의 사용으로 공기가 원활하게 이동될 수 있는 공극이 확보되었기 때문에 온도가 균일하였던 것으로 생각된다. 장 등(1997)은 제지슬러지와 하수슬러지를 혼합한 퇴비화 연구에서, 퇴비화 초기에 온도상승이 완만하였으나 공극개선택재를 혼합한 이후로 온도가 급격히 상승하였다고 하였다.

W-33과 W-50 처리구에서 상층부와 중층부의 온도는 60℃ 전후로 거의 차이가 없었으나 하층부의 온도는 다소 낮았다. 그 이유는 송풍에 의한 하층부의 냉각이 주 원인이라고 생각된다. W-50 처리구에서 퇴비화 4일째 온도가 큰 폭으로 떨어진 것은 퇴비화 3일째 온

도가 급격히 상승하여 퇴비더미의 온도를 조절하기 위해 실시한 송풍의 결과였다. 그러므로 과다한 공기공급은 급격히 온도를 낮추었고 온도를 일정하게 유지시키기 어려웠지만, 공극개선택재의 혼합은 다른 한편으로 퇴비더미의 열을 제거하고 적당한 산소를 공급하는데 효과적이었다는 것을 알 수 있다.

W-33 처리구에서 일일 온도 변동이 크지 않았지만, W-50 처리구에서는 그것에 비해 온도변동이 상대적으로 심했던 것은 공극개선택재의 혼합으로 생긴 공극의 차이에 의한 결과로 인정된다. 그러므로 퇴비더미의 온도를 일정하게 유지시키기 위해 적절한 공기공급과 퇴비더미를 일정한 온도(보통 60℃) 이상 상승하지 못하도록 다양한 장치의 temperature feedback control (Coombs, 1991)의 사용도 바람직하다.

3.2 pH

원료 자체의 pH가 5.4~5.8이었음에도 불구하고 퇴비화 초기에 pH 5.4 이하로 낮아졌다가 시간이 경과함에 따라 pH가 높아져 7.2~7.3에서 안정화되었다. 퇴비화 초기에 pH가 낮아지는 이유는 산을 형성하는 중온성미생물이 복잡한 탄소질을 분해하여 중간생성물인 유기산을 생성하기 때문에 생기는 결과이다. 더욱이 이렇게 생성된 물질은 호기성 미생물의 기질로서 이용된다(Inbar 등, 1993).

한편, pH 상승은 단백질의 가수분해에 의한 암모니아 가스의 생성에 의한 것으로 보고되어 있다(Viel 등, 1986; Sikora and Sowers, 1983; de Bertoldi, 1982; Poincelot, 1975). Jeris 등(1973)은 최고의 고온성 퇴비화는 pH 7.5~8.5범위에서 잘 일어난다고 하였고, Inbar 등(1993)은 퇴비화 적정 pH는 5.5~8.0이라고 하였다.

퇴비화 8일째, W-33과 W-50 처리구의 pH는 W-0과 W-20 처리구보다 더 낮은 5.07, 5.14로 각각 낮아졌다가 다소 빠르게 pH가 높아졌으며, 25일 이후 중성에서 안정화되었다. 전반적으로 처리구간에 큰

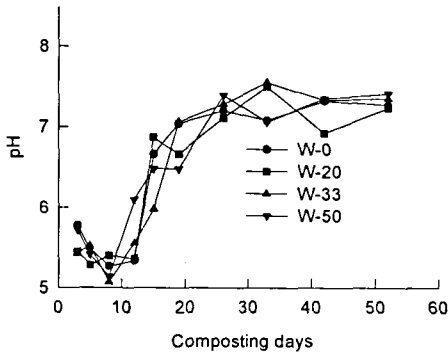


Figure 3. Changes of pH of the compost during the period of composting.

차이를 보이지 않았지만 W-33과 W-50 처리구의 pH가 W-0과 W-20 처리구의 것에 비해 변화가 심한 것은 미생물의 대사작용에 의한 영향으로 보인다.

3.3 Electrical Conductivity(EC)

퇴비화과정 중 EC 값은 유기물이 분해되면서 유리되는 이온들의 활성으로 증가된다. 이온들에 따라 EC 값에 미치는 정도가 다르지만, 처리구의 원료들이 동일하기 때문에 그것에 의해 미치는 영향은 크지 않을 것이다. Inbar 등(1993)은 우분을 이용한 퇴비화에서 EC 값의 증가에 영향을 미치는 이온들은 NO_3^- , Ca^{++} , Mg^{++} , 그리고 P 등이라고 하였다. 그러나 Levi-Minzi 등(1992)은 회분함량이 계속 증가함에도 불구하고 EC 값이 낮아진다고 하였으며, 이러한 결과는 퇴비화가 안정화되면서 무기물 부분에 nonconducting salts가 증가하는 반면에 conducting salts가 감소하기 때문이라고 설명하였다.

W-33과 W-50 처리구에서 EC 변화는 10일까지 급격히 높아졌다가 다시 26일까지 변화가 없거나 변화율이 근소하게 높아진 후 안정화되었다. 반면 W-0과 W-20 처리구에서는 12일까지 거의 변화가

없다가, 그 이후로 급격히 높아져 26일부터 안정화되었다. 퇴비화 20일 이전에 W-33과 W-50 처리구의 EC 값은 W-0과 W-20 처리구에 비해 높았으나, 그 날 이후에 반대로 낮은 값을 보였다. 그리고 공극개선재의 혼합비가 증가할수록 EC 값이 낮아진 것으로 보아 공극개선재의 혼합은 EC 값에 영향을 미친 것으로 판단되며, 전 처리구에서 거의 같은 시기에 안정화되었다.

3.4 열수가용성 Total organic carbon(TOC)

Chanyasak 등(1981)을 비롯한 연구자들은 퇴비의 물추출물을 이용하여 부숙도를 평가하는 방법을 많이 연구하였다(Garcia 등, 1991; Leita and Nobili, 1991). 열수가용성탄소는 고형물탄소보다 미생물에 쉽게 이용될 수 있기 때문에 그의 변화를 부숙도 평가에 적용하는 것이 보다 타당할 것으로 생각된다.

퇴비화과정 중 열수가용성 TOC는 퇴비화 10일까지 급격하게 증가하였다가 그 후 급격히 감소하였는데, 이것은 Garcia 등(1992)이 퇴비화과정 중 수용성탄소가 계속적으로 감소한다는 것과 약간 다른 형태를 보여주고 있다. 열수가용성 TOC가 퇴비화 초기에 급격히 증가되는 것은 이분해성물질이

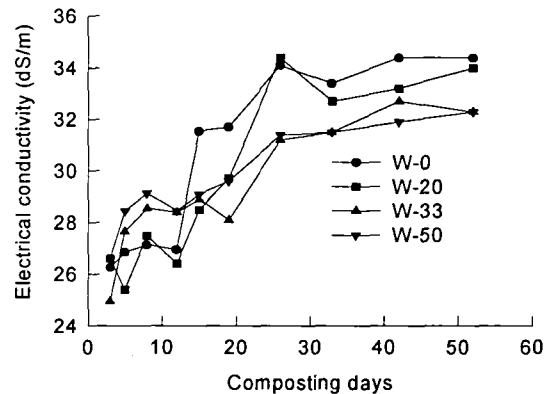


Figure 4. Changes of EC of the compost during the period of composting.

미생물의 분해작용에 의해 수용성물질(amino acids, low fatty acids, peptides 등)의 형태로 전환되어 생기는 결과이다. 그리고 가장 쉽게 분해되는 화합물은 수용성 탄수화물과 단백질이다 (Jakobsen, 1992). 또한 이들은 미생물의 에너지 원으로 이용되거나 CO₂나 H₂O로 분해된다.

퇴비화 5일째, W-50 처리구에서 22.3g/l로 다른 처리구보다 높은 함량을 보인 반면, W-0 처리구에서는 퇴비화 8일째 최대 함량을 보였으나, W-50 처리구보다 낮은 18.2g/l 이었고, 열수가용성 TOC 함량이 적은 만큼 빠른 감소를 보였다. 열수가용성 TOC는 모든 처리구에서 25일 이후에 거의 안정화되었다.

3.5 열수가용성 NH₄⁺-N과 NO₃⁻-N

퇴비화기간 중 NH₄⁺-N과 NO₃⁻-N의 조사는 부속도를 평가하는 항목으로 이들을 각각 또는 합한 값을 이용하였다(Raffaldi 등, 1986). 유기물의 암모니아성 작용(ammonification)에 의해 방출된 NH₄⁺-N은 암모니아가스로 휘산되거나 질산화작용(nitrification)에 의해 NO₂⁻-N이나 NO₃⁻-N으로 전환되기 때문에 그 양이 퇴비화 초기에 증가되다가 점차 감소된다(Bishop and Godfrey, 1983; Nodar 등, 1990). 그리고 단백질을 분해하고 암모니아 가스를 생성하는 세균도 퇴비화 초기에 크게 증가하였다가 매우 낮은 수준으로 감소한다(Raffaldi 등, 1986). 퇴비화과정 중 NH₄⁺-N의 함량은 W-33과 W-50 처리구에서 처음 함량의 2배 이상으로 퇴비화 15일까지 꾸준히 증가하였다가 급격히 감소하여 처음과 거의 같은 수준이었다. 이것은 Katayama 등(1987)에 의해 하수슬러지의 퇴비화과정 중 5일 동안 급격히 증가하였다가 감소한다는 설명과 같은 결과이다. 또 그들은 NH₄⁺-N과 Organic-N의 감소는 pH 7.5이상의 높은 pH에서 퇴비로부터의 암모니아가스의 방출과 밀접한 관계가 있다고 하였다. 그러나 W-0 처리구에서는 W-

33과 W-50 처리구에서의 증가량에 비해 50%밖에 증가하지 않았으며, 퇴비화과정 중 증가와 감소를 반복하는 다른 형태를 보였다. 그리고 W-20 처리구에서는 W-33과 W-50 처리구에서의 변화형태와 비슷하였지만, 함량의 변화는 다소 차이를 보였다. NO₃⁻-N은 퇴비화 초기에 적은 양이었으나 퇴비화가 진행될수록 계속적으로 증가하였다.

이와 같이 NO₃⁻-N 함량의 증가와 NH₄⁺-N 함량의 감소 사이에 밀접한 상관성이 있음을 알 수 있다. Alexander(1977)에 의하면 퇴비화 초기에 NO₃⁻-N과 NO₂⁻-N의 함량이 적은 이유는 높은 NH₄⁺-N의 함량과 pH에 의해 질산화작용(nitrification)이 저해되기 때문이라고 하였고, Coombs 등(1991)은 40℃ 이상의 온도에서 질산화작용이 저해된다고 하였다.

퇴비화과정 중 W-0 처리구에서는 26일, W-20 처리구에서는 20일, W-33과 W-50 처리구에서는 15일 이후에 NO₃⁻-N의 함량이 급격히 증가하는 비슷한 경향을 보였으나, W-0 처리구에서 NO₃⁻-N의 함량이 다른 처리구에 비해 낮은 함량을 보였다. 이것은 NH₄⁺-N의 함량이 다른 처리구에 비해 상대적으로 적어 NO₃⁻-N의 형태로 전환되는 양이 적었던 것으로 판단된다.

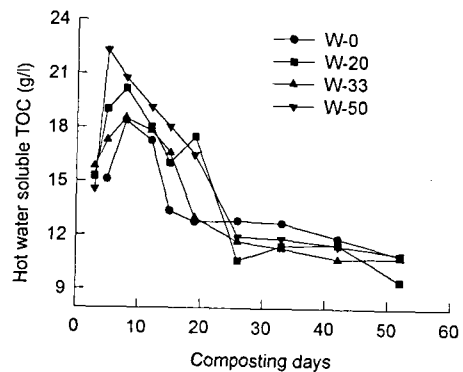


Figure 5. Changes of hot water soluble TOC of the compost during the period of composting.

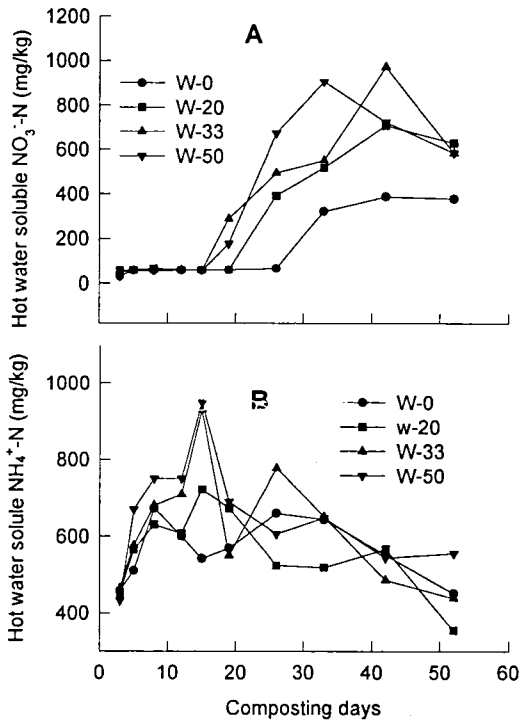


Figure 6. Changes of hot water soluble NO₃⁻-N(A) and NH₄⁺-N(B) of the compost during the period of composting.

3.6 열수가용성 C/N율

열수가용성물질은 화학적으로 어떠한 화합물인지 명백히 알 수 없지만 핵산, 단백질의 일부 일뿐만 아니라 유리 아미노산, 단당류, 기타 물질들의 혼합물이라고 하였다(Jenkinson, 1981). 혼합슬러지의 열수가용성 C/N율은 고형물 C/N율보다 퇴비화과정 중 변화율이 더 크기 때문에 퇴비의 부숙도 평가에서 고형물 C/N율 보다 합리적이다(Chanyasak and Kubota, 1981). 정 등(1996)은 물용출성분 분석에 의한 음식물찌꺼기 퇴비의 부숙도 평가에 관한 연구에서 물용출액의 Corg/Norg율이 5이하일 경우 완숙되었다고 하였다.

최초의 열수가용성 C/N율은 고형물 C/N율보다 높았으며, 퇴비화과정 중 안정화 될 때까지 계속해

서 감소하는 고형물 C/N율과 같은 경향을 보였고, 퇴비화 초기에 비교적 감소율이 두드러져 W-20, W-33 그리고 W-50 처리구에서는 25일, W-0 처리구에서는 32일 이후에 안정화되었다. 퇴비화 29일째의 열수가용성 C/N율의 감소를 살펴보면 W-0 처리구에서 30.3, W-20 처리구에서 34.3, W-33 처리구에서 49.5 그리고 W-50 처리구에서 47%의 감소를 보였다. W-33과 W-50 처리구의 C/N율 감소는 W-0과 W-20 처리구의 것보다 두드러졌고 W-20 처리구에서는 퇴비화 중반 이후에도 C/N율이 감소하여 W-33과 W-50 처리구와 같은 10 부근에서 안정화되었다.

3.7 양이온치환능력(CEC)

유기물의 양이온치환능력과 부숙도 사이에는 어느 정도 관련성이 있다(Harada and Akio, 1980a). 유기물 중의 양이온치환능력은 토양의 점토질 입자가 갖는 음하전에 비해 상당히 크지만, 유기물의 잔여물은 양이온치환능력이 거의 무시될 정도로 작다(Harada and Akio, 1980b). 퇴비의 양이온치환능력이 증가되는 과정은 리그닌과 같은 물질의 축적뿐만 아니라 유기물 중에 carboxyl groups와 phenolic hydroxyl groups의 증가에 의해 설명되며, 두 그룹에 의해 대부분의 양이온치환능력이 생긴다(Harada and Akio, 1976). 또한 그는 2가 양이온이 1가 양이온보다 높은 능력을 나타내며 비록 같은 결합가이드라도 다른 결과를 나타낼 수도 있다고 하였다. Inoke 등(1979)은 짚과 축분의 양이온치환능력은 분해가 진행됨에 따라 점차적으로 증가한다고 하였다

W-33과 W-50 처리구의 양이온치환능력은 퇴비화 20일까지 급격히 증가하여 30cmolc/kg로 높아졌다가, 이후에는 뚜렷한 변화 없이 안정화되었으며 두 처리구간의 차이는 거의 없었다.

W-0 처리구에서는 W-33과 W-50 처리구에 비해 초기에 급격한 증가는 보이지 않았지만, 27일 이

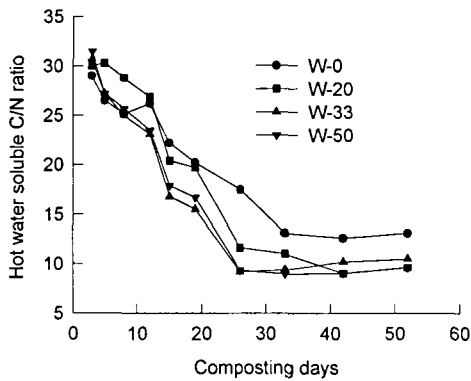


Figure 7. Changes of hot water soluble C/N ratios of the compost during the period of composting.

후에 안정화되었다. 반면 W-20 처리구에서는 퇴비화 기간내내 지속적으로 증가하여 40일 이후에 안정화되었다. 처리구간에 가장 큰 양이온치환능력의 차이를 보인 날은 퇴비화 20일 째이고, 처리구는 W-0과 W-50 처리구이며 그 값은 각각 27.4, 30.2cmolc/kg이었다.

3.8 식물독성실험

부숙도를 평가하기 위하여 여러 가지 항목들이 유용하게 사용되고 있지만, 유식물에 대한 식물독성실험은 마지막으로 점검할 수 있는 매우 유용한 방법 중의 하나로 인식된다. 일본의 경우에는 시판되는 퇴비의 부숙도를 평가하는데, 식물독성항목이 포함되어 있다.

식물독성은 중금속, 다른 무기원소, 수용성염류 그리고 유해성 유기화합물이나 휘발성물질로부터 기인된다. 그 중 유기화합물은 부족한 산소공급이나 과다한 수분 때문에 생기는 혐기적인 상태에서 많이 생기며, 그 때 생성되는 것은 acetic, propionic, n-butyric acids 등과 같은 저분자량의 휘발성 유기산류이다.

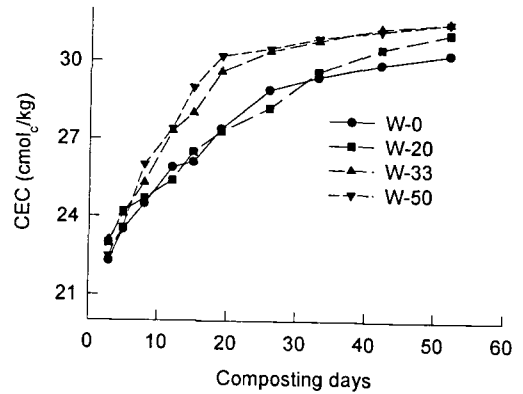


Figure 8. Changes of CEC of the compost during the period of composting.

본 실험의 결과는 퇴비화가 진행될수록 G.I. 값이 높아졌기 때문에 수용성염류에 의한 독성은 아니라고 판단된다. 왜냐하면 무기이온이나 수용성염류에 의한 식물독성은 퇴비화 전 기간에 걸쳐 비슷한 수준의 낮은 G.I. 값을 보이기 때문이다. 그러한 이유로 다른 요인에 의한 저해를 경시할 수 없지만, 장등(1995)의 연구 결과를 보면 유기산이 식물뿌리에 심한 장애를 일으키는 주 원인이라고 설명하고 있다. 퇴비 중의 식물독성화합물과 그것의 미부숙과의 상관관계를 Vallini 등(1989, 1993)은 잘 지적하였다.

독성실험에서는 배추와 열무를 선택하여 실시하였으며, 먼저 배추의 경우, 퇴비화 초기에 심한 저해를 받아 G.I. 값이 매우 낮았다. W-0 처리구에서는 30일, W-20 처리구에서는 25일, W-33과 W-50 처리구에서는 20일 이후에 G.I. 값이 80 이상이였다. 이러한 결과는 Zucconi 등 (1981)이 G.I. 값이 80이상이면 식물에 독성이 없다고 보고한 대로 식물에 장애를 일으킬 수준의 식물독성물질은 없는 것으로 판단된다. 열무의 경우에서도 배추의 결과와 마찬가지로 퇴비화 초기에 심한 저해를 받아 G.

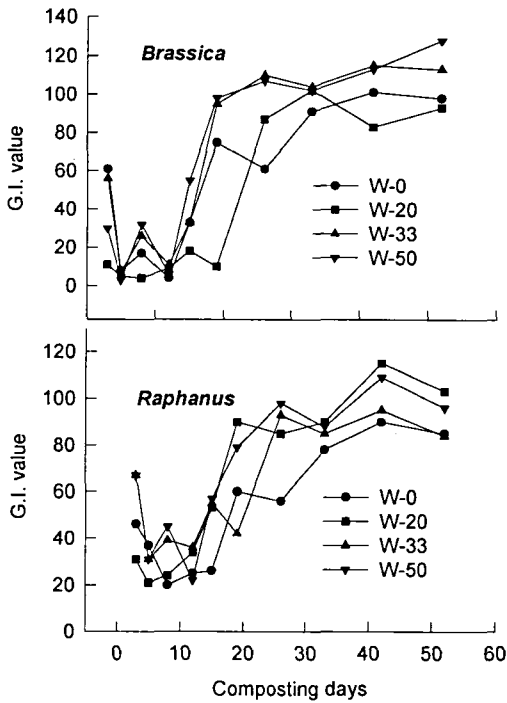


Figure 9. Changes of G.I. values of Brassica and Raphanus on water extracts of the compost during the period of composting.

I. 값이 매우 낮았고 G.I. 값이 80이상으로 높아진 시기가 W-0 처리구에서는 30일, W-20 처리구와 W-50 처리구에서는 20일, W-33 처리구에서는 25일 이후였으며 W-20 처리구와 W-33 처리구에서 배추와 다른 결과를 보였다.

4. 결 론

본 연구는 공극개선재의 최적의 혼합비율을 선정하기 위하여 퇴비화과정 중 이화학적 변화를 조사하여 부숙도를 평가하였다. 제지·하수혼합슬러지와 공극개선재의 혼합비율은 0(W-0), 20(W-20), 33(W-33) 그리고 50(W-50)%로 설정하였으며 강제송풍에 의한 정체식을 이용하여 퇴비화를 실시하였다.

1. W-33과 W-50 처리구의 온도가 퇴비화 초기에

급격히 상승하였고 W-0과 W-20 처리구에서는 퇴비화 초기에 온도가 증온대를 유지하다가 20일 이후에 고온대를 유지하였던 것으로 보아 33% 이상의 공극개선재의 혼합은 온도상승에 매우 효과적이었다. 그러나 W-50 처리구에서는 과도한 공기공급에 의해 온도의 변화가 심하였기 때문에 공기공급에 특별한 주의가 필요하였다.

2. 열수가용성 탄소와 C/N율의 감소는 공극개선재의 혼합량이 증가할수록 두드러졌으나(33%와 50%는 거의 차이가 없었음), pH의 변화에는 거의 영향을 미치지 않았다.

3. 공극개선재의 혼합량이 증가할수록 퇴비내의 산소공급이 원활해져 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 이 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 으로 전환하는 속도가 빨랐으며 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 함량에 따라 전환되는 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 함량은 비례하였다.

4. 퇴비화 초기에 양이온치환능력의 증가도 공극개선재의 혼합량에 비례하여 효과가 나타났으며, 식물독성실험의 결과도 그 효과가 인정되었다.

5. 혼합슬러지에 공극개선재의 혼합비율은 33% 이상일 경우 퇴비화가 보다 빠르게 이루어져 효과가 인정되었다. 그러나 50% 혼합할 경우 과도한 통기성으로 일정한 온도유지가 어려웠다. 또한 공극개선재의 구입 및 비용, 생산되는 퇴비량 등을 고려한다면 공극개선재의 혼합비율은 33%가 가장 합리적인 것으로 판단된다.

참 고 문 헌

장기운, 이인복, 임현택 (1997), "Aerated Static Pile을 이용한 제지 및 하수슬러지의 혼합 퇴비화". 한국폐기물학회. Vol. 14, No. 6, pp. 76~86.
 정준교, 황의영, 최정영, 남궁완 (1996), "물용출성분 분석에 의한 음식물쓰레기 퇴비의 숙성도 평가". 유기성폐기물자원화협의회지, Vol. 4, No. 1, pp. 43~51.
 Alexander, M. (1977), "Introduction to Soil

- Microbiology", Second edition, John Wiley and Sons, New York. pp. 223~304
- Bishop, P. L. and Godfrey, C. (1983), "Waste Management and reseach I". Biocycle July/August, pp. 34~39.
- Chanyasak, V. and Kubota, H. (1981), "Carbon Organic Nitrogen Ratio of Water Extract as a Measure of Composting Degradation". J. Fer. Tech., Vol. 59, pp. 215~219.
- Coombs, Y. R. A. and Frederick, R. (1992), "Biomass Wates and Nurients The Environmental Blance" de Bertoldi, M., G. Valini, A. Pera and F. Zucconi. (1982), "Comparison of Three Windrow Compost System". BioCycle, Vol. 3, No. 2, pp. 45~50.
- Garcia, C., hernandez, T., and Costa, F. (1992), "Comparison of Humic Acids Derived from City Refuse with More Developed Humic Acids". Soil Sci. Plant Nutr., Vol. 38, pp. 339~346.
- Garcia, C., Hernandez, T., and Cista, F. (1991), "Study on Water Extract of Sewage Sludge" Compost. Soil Sci. Plant. Nutr., Vol. 37, No. 3, pp. 399-408.
- Giovanni, V. and Pera, A. (1989), "Green Compost Production from Vegetable Waste Separately Collected in Metropolitan Garden-Produce Markets". Biological Wastes, Vol. 29, pp. 33-41.
- Harada, Y. and Akio, I. (1975), "Cation-Exchange Properties of Soil Organic Matter". Soil Sci. Plant Nutri., Vol. 21, No. 4, pp. 361-369.
- Harada, Y. and Akio, I. (1980a), "Relationship between Cation-Exchange Capcity and Degree of Maturity of City Refuse Composts". Soil Sci. Plant Nutri., Vol. 26, No. 3, pp. 353-362.
- Harada, Y. and Akio, I. (1980b), "The Measurement of the Cation-Exchange Capacity of Composts for The Estimation of the Degree of Maturity". Soil Sci. Plant Nutri., Vol. 26, No. 1, pp. 127-34.
- Inbar, Y., Hadar, Y., and Chen, Y. (1993), "Recycling of Cattle Manure: The Composting Process and Characterization of Maturity". J. Environ. Qual., Vol. 22, pp. 857-863.
- Jakobsen, S. T. (1992), "Chemical Reatains and Air Change during Decomposition of Organic Matters". Resources, Conservation and Rcycling, Vol. 6, pp. 259~266.
- Jenkinson, D. S. (1981), "The fate of Plant and Animal Residue in Soil. In: The Chemistry of Soil Processes". New York, Wiley and Sons.
- Jeris, J. S. (1995), "Treatment of Organic Wastes by Biological Decompsition, Composting-Possibilities and Experience".
- Katayama, A., Ker, K. C. Mitsuyo, H. S. Makoto and Hiroshi, K. (1987), "Stabilization Process of Sewage Sludge Compost in Soil". Soil Sci. Plant Nutr., Vol. 33, No. 1, pp. 123-135.
- Leita, L. and Nobili, M. D. (1991), "Water Soluble Fractions of Heavy Metals during Composting of Municipal Solid Waste". J. Environ. Qual. Vol. 20, pp. 73~78.
- Levi-Minzi, R., Saviozzi, A., and Riffaldi, R. (1992), "Ealuating Garbage Compost". BioCycle, March pp. 75-77.
- Mathews, P. J. and Border, D. J. (1990), "In

- Alternative Uses for Sewage Sludge". edited by JE hall.
- Nakasaki, M., Shoda, M. and Kubota, H. (1986), "Effects of a Bulking Agent on the Reaction Rate of Thermophilic Sewage Sludge Composting". *J. Ferment Technol.*, Vol. 64, No. 6, pp. 339-544.
- Poincelot, R. P. (1975), "The Biochemistry and Methodology of Composting". *Comm. Agr. Exp. Sta. Bull.* 754. pp 38.
- Riffaldi, R., Levi-Minzi, R. Pera, A., and de Bertoldi, M. (1986), "Evaluation of Compost Maturity by Means of Chemical and Microbial Analyses". *Waste Management & Research*, 4, pp. 387-396.
- Sikora, L. J. and Sowers, M. A. (1983), "Factors Affecting the Composting Process in Proceeding of the International Conference on Composting of Solids Wastes and Slurries". Leeds, U.K.
- Vallini, G. and Pera, A. (1989). "Green Compost Production from Vegetable Waste Separately Collected in Metropolitan Garden-Produce Markets". *Biological Wastes*, Vol. 29, pp. 33-41.
- Vallini, G., Cecchi, F., Pavan, P., Pera, A. Mata-Alvarez J. and Bassetti, A. (1993), "Recovery and Disposal of The Organic Fraction of Municipal Solid Wastes By Means of Combined Anaerobic and Aerobic Bio-Treatments". *Wat. Sci. Tech.*, Vol. 27, No. 2, pp. 121-132.
- Viel, M., Daniel, S., and Louis, A. (1986), "Optiumisation of Agriculture Industrial Wastes Management through In-vessel Composting. Compost": Production, Quality and use. Directorate-General Science, Research and Development. pp. 230~237
- Zucconi, F., Pera, A., Forte, M., and de Bertoldi, M. (1981), "Evaluating Toxicity of Immature Compost". *Biocycle*, pp. 54~57.