정책연구보고서 2014-25

농경지 토양오염 저감을 위한 오염원조사

정 환 도

대전발전연구원
DAEJEON DEVELOPMENT INSTITUTE

연구진

연구책임	• 정환도 / 도시기반연구실 책임연구위원

□ 요 약 문 □

1. 연구의 필요성 및 목적

○ 필요성

오늘날 국내의 음식물쓰레기는 90년대부터 실행돼왔던 사료화와 퇴비화 등의 자원화를 거쳐 매년 약 95%가 재활용되고 있으며, 이 중 퇴비화는 약 40%에 육박하는 비율로 생산되고 있다. 한편, 음식물퇴비는 과거 염류집적으로 인하여 농업에 악영향을 끼쳤으며, 그 결과 음식물퇴비 사용에 대한 선입견이 자리 잡고 있다.

과거 음식물퇴비에 관한 연구에서는 토양에 미치는 영향, 식물체의 생육 변화에 대한 연구가 진행되었다. 그러나 토양에 대한 염류집적 변화, 중금속 오염 등 토양오염 가능성에 관한 연구는 미비하다.

○ 목적

본 연구에서는 음식물퇴비를 사용하였을 때 발생할 수 있는 토양오염 가능성을 알아보기 위하여 토양의 이화학적 특성 변화에 대해서 분석하였다.

특히 토양의 물리적 특성에서는 토양의 토성을 분석하였다.

또한, 토양의 화학적 특성에서는 pH, EC, 유기물 함량, 총 질소, 유효인산, 염소이온, 양이온(Na, K, Ca, Mg)과 중금속(Al, As, Fe, Cd, Cr, Cu, Ni, Pb, Zn)을 비교 · 분석하였으며, 결과를 토대로 토양오염 가능성에 대해서 분석하였다.

2. 실험 설계

○ 실험 장소

본 연구에서 실험은 도시농업지로 이용되는 유성구 하기동 58-3의 밭을 이용하였다. 실험의 조건은 음식물퇴비를 시비한 실험구와 무처리의 대조구를 나누어 3개월 동안 식물체를 재배하였으며, 시료의 채집은 2주 간격으로 토양(표층 및 심층)을 채집하였다.

<표-1> 실험 진행 과정

5월 14일	5월 28일	6월 25일	7월 09일
음식물퇴비 시비	식물체 식재	토양 채집	토양 채집
7월 23일	8월 06일	8월 20일	9월 5일
토양 채집	토양 채집	토양 채집	토양 채집

○ 토양의 물리적 특성 분석

토양의 물리적 특성 분석에서는 토양의 토성에 대해서 분석하였다.

토양의 물리적 특성으로는 토성이 있으며, 입도분석법과 비중계법을 이용하여 토양의 조성을 분석하였다.

○ 토양의 화학적 특성 분석

토양의 화학적 특성 분석에서는 토양의 기본 화학특성을 분석하였다.

토양의 화학적 특성으로는 pH, EC, 유기물 함량, 총 질소, 유효인산, 염소이온, 양이온(Na, K, Ca, Mg), 중금속(As, Al, Cd, Cr, Cu, Fe, Ni, Pb, Zn)을 분석하였다.

<표-2> 시료 분석 항목

구분	토양	
	물리적 특성	화학적 특성
분석항목	• 토성	• pH • EC • 유기물 함량 • 총 질소 • 유효인산 • 염소이온 • 양이온 (Na, K, Ca, Mg) • 중금속 (As, Al, Cd, Cr, Cu, Fe, Ni, Pb, Zn)

3. 실험 결과

○ 토양의 물리적 특성 분석

토양의 물리적 특성 분석에서는 토양의 토성을 분석하였으며, 실험지역의 토양은 Silt와 Sand가 많은 토양으로, 사양토(Sandy loam)인 것으로 나타났다.

구체적으로 입도분석법에서는 실험지역의 토양은 Silt와 Sand가 섞인 입도가 양호한 자갈로 나타났다.

비중계법에서는 실험구역의 토양에서 표층과 심층 모두 Clay 함량이 10%이하인 것으로 나타나 토양의 수분보유력 및 양분보유력이 낮을 것으로 나타났으며, 음식물퇴비에 의한 염류직접의 가능성은 낮을 것으로 나타났다.

○ 토양의 화학적 특성 분석

토양의 화학적 특성에서는 pH, EC, 유기물 함량, 총 질소, 유효인산, 염소이온, 중금속 함량은 대조구와 실험구 모두 큰 차이를 보이지 않는 것으로 나타났다. 한편, 양이온은 식물체 재배가 끝나기 전까지 실험구가 대조구와 비교하

였을 때, 더 높은 것으로 나타났다.

구체적으로 pH는 대조구와 실험구 모두 비슷한 수준인 것으로 나타났으며, 실험구의 표층에서 약간 높은 것으로 나타났으나, 그 차이는 크지 않는 것으로 나타났다.

EC는 대조구와 실험구 모두 비슷한 수준인 것으로 나타났으며, 식물재배 초기 실험구의 표층에서 약간 높은 것으로 나타났으나, 그 차이는 크지 않고, 금방 비슷한 수준으로 변하는 것으로 나타났다.

유기물 함량은 대조구와 실험구 모두 함량이 비슷한 것으로 나타났으나, 실험구에서 미량 높은 것으로 나타났다. 이것은 음식물퇴비에 의한 유기물 함량 증가의 효과가 있을 것으로 판단된다.

총 질소는 대조구와 실험구 모두 비슷한 함량인 것으로 나타났으며, 음식물퇴비에 의한 영향은 크지 않는 것으로 나타났다.

유효인산은 대조구와 실험구 모두 비슷한 것으로 나타났으며, 실험구와 비교하였을 때, 대조구에서 유효인산의 함량이 생육초기 급격하게 낮아지는 것으로 나타났다. 한편, 유효인산도 음식물퇴비에 의한 영향은 적은 것으로 나타났다.

염소이온은 대조구와 실험구 모두 큰 차이를 보이지 않는 것으로 나타났으나, 식물재배 초기 실험구에서 약 0.2%높은 것으로 나타나 음식물퇴비에 의한 영향은 미비한 것으로 나타났다.

양이온은 표층에서 실험구가 대조구와 비교하였을 때, 식물 재배가 끝나기 전까지 항상 높은 것으로 나타났으며, 이것은 음식물퇴비에 의한 영향으로 판단된다. 그러나 식물재배가 끝난 후, 대조구와 비슷해진 것으로 나타나 염류집적의 위험은 낮은 것으로 나타났다. 또한, 양이온 함량을 이용해 산출한 SAR에서는 13이상 나타나지 않아 토양 염류화 가능성도 낮은 것으로 나타났다.

중금속은 대조구와 실험구 모두 비슷한 것으로 나타났으며, 토양환경보전법에서 공시하고 있는 수준보다 상당히 낮은 것으로 나타나 토양오염 가능성은 낮은 것으로 나타났다.

4. 결론 및 정책제언

본 연구는 음식물퇴비를 시용하였을 때 발생할 수 있는 토양오염의 가능성에 대해서 조사 · 분석하였다.

토양의 화학적 특성 변화에서는 음식물퇴비를 시용한 토양과 그렇지 않는 토양과의 차이가 크지 않은 것으로 나타나 토양오염 가능성은 적은 것으로 나타났다.

이것은 음식물퇴비가 비료공정규격에 적합할 경우 토양오염 가능성이 낮아지는 것으로 판단된다.

결과를 토대로 음식물퇴비는 농업에 있어서 양분공급의 용도로 활용이 가능할 것으로 판단되며, 사용 활성화를 위해서 음식물퇴비를 도시농업과 연계하여 무상 · 저렴한 가격에 지원을 해주는 지원적 조례가필요할 것으로 사료된다. 이 외에도 도시내 개인 텃밭, 가로수, 화단 등에 사용되는 상토 및 퇴비의 대체품으로 사용할 것을 권장한다. 또한, 음식물퇴비의 토양오염 가능성이 과거보다 적어졌다는 것을 홍보하여 시민들의 인식 전환을 할 필요가 있다.

5. 향후 연구방향

본 연구에 이어, 지속적으로 실행되어야 할 것은 음식물퇴비 사용 환경에 따른 적정 사용량, 사용 환경에 따른 토양오염 가능성, 재배 작물에 따른 생육장해 등과 관련한 연구가 필요하다.

- 목 차 -

제1장 연구의 개요 ····· 3
제1절 연구의 배경 및 목적 ····· 3
1. 연구의 배경 ····· 3
2. 연구의 목적 ····· 4
제2절 연구의 범위 및 방법 ····· 5
1. 연구의 범위 ····· 5
2. 연구의 방법 ····· 5

제2장 도시농업에서 음식물퇴비 사용에 대한 논의 ····· 9
제1절 도시농업과 음식물퇴비 개요 ····· 9
1. 도시농업 개요 ····· 9
2. 음식물퇴비 개요 ····· 20
제2절 음식물퇴비 사용의 문제점 ····· 30
1. 토양오염 가능성 ····· 30
2. 과거 선행 연구 ····· 36

제3장 음식물퇴비 사용 경작지의 토양오염 가능성 분석 ····· 45
제1절 실험의 설계 ····· 45
1. 실험의 조건 ····· 45
2. 실험의 방법 ····· 52
제2절 토양오염 가능성 분석 ····· 61
1. 토양의 물리적 특성 분석 ····· 61
2. 토양의 화학적 특성 변화 분석 ····· 65

제4장 결론 및 정책제언 ····· 93
제1절 결론 ····· 93
제2절 정책제언 ····· 94

참고문헌 ····· 95

- 그 림 목 차 -

<그림 1-1> 연구 수행절차 ····· 6
<그림 2-1> 다양한 형태의 도시농업 ····· 11
<그림 2-2> 주말농장형 도시농업 ····· 12
<그림 2-3> 상자텃밭을 이용한 도시농업 ····· 13
<그림 2-4> 토양 염류집적 과정 ····· 31
<그림 2-5> 토양 염류화로 인한 가뭄 ····· 32
<그림 2-6> 토양 염류화로 인한 식물체 고사와 뿌리 장해 ····· 32
<그림 2-7> 토양 단립구조 ····· 33
<그림 2-8> 토양 입단구조 ····· 34
<그림 2-9> 토양 입단구조 내 물질 분포 ····· 34
<그림 2-10> 토양 입단구조의 파괴 과정 ····· 35
<그림 3-1> 실험위치 ····· 45
<그림 3-2> 실험지역 ····· 46
<그림 3-3> 실험구역 설정 ····· 46
<그림 3-4> 실험구역 나누기 ····· 47
<그림 3-5> 실험구 시비 ····· 48
<그림 3-6> 음식물퇴비 시비 후 경운 ····· 48
<그림 3-7> 식물체 식재 ····· 49
<그림 3-8> 토양 표층토 채집 ····· 52
<그림 3-9> 토양 심층토 채집 ····· 52
<그림 3-10> 액성 한계 결과 그래프 ····· 62
<그림 3-11> 토양 삼각도를 이용한 토성분석 ····· 64
<그림 3-12> 토양 표층의 pH 변화 비교 ····· 66
<그림 3-13> 토양 심층의 pH 변화 비교 ····· 66
<그림 3-14> 토양 표층의 EC 변화 비교 ····· 68

<그림 3-15> 토양 심층의 EC 변화 비교 ····· 68
<그림 3-16> 토양 표층의 유기물 함량 변화 비교 ····· 70
<그림 3-17> 토양 심층의 유기물 함량 변화 비교 ····· 71
<그림 3-18> 토양 표층의 총 질소 함량 변화 비교 ····· 73
<그림 3-19> 토양 심층의 총 질소 함량 변화 비교 ····· 73
<그림 3-20> 토양 표층의 유효인산 함량 변화 비교 ····· 75
<그림 3-21> 토양 심층의 유효인산 함량 변화 비교 ····· 76
<그림 3-22> 토양 표층의 염소이온 함량 변화 비교 ····· 78
<그림 3-23> 토양 심층의 염소이온 함량 변화 비교 ····· 78
<그림 3-24> 토양 표층의 양이온 함량 변화 비교 ····· 82
<그림 3-25> 토양 심층의 양이온 함량 변화 비교 ····· 83
<그림 3-26> 토양 표층의 SAR 변화 비교 ····· 84
<그림 3-27> 토양 표층의 중금속 함량 변화 비교 ····· 88
<그림 3-28> 토양 심층의 중금속 함량 변화 비교 ····· 89

- 표 목 차 -

<표 2-1> 전국 도시농업 현황 ····· 14
<표 2-2> 2014년 서울특별시 도시텃밭 현황 ····· 15
<표 2-3> 서울특별시 관리대상 텃밭농원 ····· 15
<표 2-4> 2013년 부산광역시 옥상텃밭 운영성과 ····· 16
<표 2-5> 2014년 대구광역시 도시농업 주요 사업계획 ····· 17
<표 2-6> 대전광역시 도시농업 중점 추진방향 ····· 18
<표 2-7> 2013년 대전광역시 도시농업 유형별 현황 ····· 18
<표 2-8> 2013년 대전광역시 자치구별 도시농업 현황 ····· 19
<표 2-9> 광주광역시 도시농업 활성화 추진 계획 ····· 20
<표 2-10> 음식물쓰레기 종합대책 변화 ····· 21
<표 2-11> 음식물쓰레기 발생량 ····· 22
<표 2-12> 음식물 쓰레기 재활용 현황 ····· 22
<표 2-13> 연도별 음식물쓰레기 발생량 ····· 23
<표 2-14> 전국 음식물류 폐기물 자원화 시설 현황(공공, 민간 통합) ····· 25
<표 2-15> 유기질비료와 부숙유기질비료의 규격차이 ····· 26
<표 2-16> 비료공정규격 ····· 27
<표 2-17> 음식물류 폐기물 자원화의 저해 요인 ····· 29
<표 2-18> 음식물퇴비의 화학적 조성 ····· 37
<표 2-19> 기간별 음식물퇴비의 화학적 조성 ····· 37
<표 2-20> 음식물퇴비의 화학적 특성 ····· 38
<표 2-21> 음식물찌꺼기 퇴비와 토양의 화학적 특성 ····· 40
<표 2-22> 음식물찌꺼기 퇴비와 토양의 중금속 농도 ····· 40
<표 3-1> 금고동 매립지 음식물퇴비 화학 성분표 ····· 50
<표 3-2> 금고동 매립지 음식물퇴비 화학 조성 분석 비교 ····· 51
<표 3-3> 실험 진행 과정 ····· 52

<표 3-4> 시료 분석 항목 ····· 53
<표 3-5> 실험 토양의 입도분포 분석 ····· 61
<표 3-6> 실험 토양의 토성 분류 ····· 63
<표 3-7> 토양의 pH 변화 비교 ····· 65
<표 3-8> 토양의 EC 변화 비교 ····· 67
<표 3-9> 토양의 유기물 함량 변화 비교 ····· 69
<표 3-10> 토양의 총 질소 함량 변화 비교 ····· 72
<표 3-11> 토양의 유효인산 함량 변화 비교 ····· 74
<표 3-12> 토양의 염소이온 함량 변화 비교 ····· 77
<표 3-13> 토양의 양이온 함량 변화 비교 ····· 80
<표 3-14> 토양의 SAR 변화 비교 ····· 81
<표 3-15> 토양환경오염 우려기준 및 대책기준 ····· 85
<표 3-16> 토양의 중금속 함량 변화 비교 ····· 86

제 1 장

연구의 개요

제1절 연구의 배경 및 목적
제2절 연구의 범위 및 방법

제1장 연구의 개요

제1절 연구의 배경 및 목적

1. 연구의 배경

국내는 1994년 9월 대형 급식소 및 음식점의 의무적인 퇴비화 실시와 1995년 쓰레기 종량제 시행 등으로 인하여 음식물쓰레기의 발생량이 감소하고 있다. 또한, 1996년 12월 환경부에서 「음식물쓰레기 줄이기 종합대책」을 확정하여, 음식물쓰레기의 감량과 재활용 확대를 위해 음식물쓰레기 감량 의무화 사업장의 범위를 확대 강화하였다.

음식물쓰레기는 발열량이 낮고 수분함량이 높아 소각처리가 부적합하여 매립처리가 주를 이루었다. 그러나 2005년부터 음식물쓰레기 직매립 전면 금지로 인하여 자원으로의 재활용률을 높여야 했다.

그 결과 음식물쓰레기는 재활용 과정을 거쳐 퇴비와 사료로 만들어졌다. 이중 음식물퇴비의 초기 모습은 수분이 많아 충분한 부숙이 진행되지 않고, 염분이 높아 미생물이 사멸하는 문제 등 퇴비생산 과정에서부터 순탄치 않은 상황에 이르렀다.

또한, 과거 생산된 퇴비는 과염류 문제, 미부숙 문제 등으로 농업에 사용하였을 때, 토양염류집적, 입단화 파괴 등으로 농업에 이용할 수 없을 정도의 품질로 생산되어 공급되었다.

그러나 현재 지자체에서 직접 관리하는 음식물퇴비는 퇴비화 방법 연구, 음식물쓰레기 분리배출 등을 통하여 비료공정규격에 맞는 양질의 퇴비로서 생산되고 있다.

따라서 음식물퇴비의 사용처 확보와 도시농업의 양분 확보, 음식물쓰레기의 재활용 방안 등을 위하여 도시농업지에서의 사용이 적당할 것으로 판단된다.

한편, 국내의 도시농업은 시민들의 소득증가로 웰빙, 안전한 먹거리 등에 관심을 가지게 되면서 참여인구가 증가하고 있다. 또한, 참여인구의 증가와 함께 도시농업으로 이용되어 지는 면적도 크게 증가하고 있다. 이것은 참여인구와 농업면적이 증가함에 따라서 음식물퇴비를 공급했을 때 그 사용처 확보가 확실할 것으로 사료된다.

현재까지 음식물퇴비를 시용했을 때, 식물의 생육비교 및 수확량에 대한 연구는 많이 진행된 상태이다. 그러나 토양의 오염가능성에 대해서는 토양의 염류화 가능성에 대한 연구만이 진행된 상태이다.

2. 연구의 목적

음식물퇴비를 도시농업지에서 시용할 시에 발생할 수 있는 토양오염 가능성을 살펴 볼 필요가 있다.

본 연구에서는 도시농업지에서 음식물퇴비를 시용하여 경작을 했을 때 나타나는 토양의 이화학적 변화와 오염에 대해서 고찰한다. 특히 염류와 기타 중금속과 같이 토양오염을 불러일으키는 인자를 중점적으로 살펴본다.

제2절 연구의 범위 및 방법

1. 연구의 범위

본 연구에서는 도시농업에서의 음식물퇴비 시용 경작지 토양의 오염 가능성을 알아보기 위하여 토양의 이화학적 특성 변화를 살펴본다.

또한. 살펴본 이화학적 특성 변화를 토대로 토양의 오염 가능성을 평가한다.

2. 연구의 방법

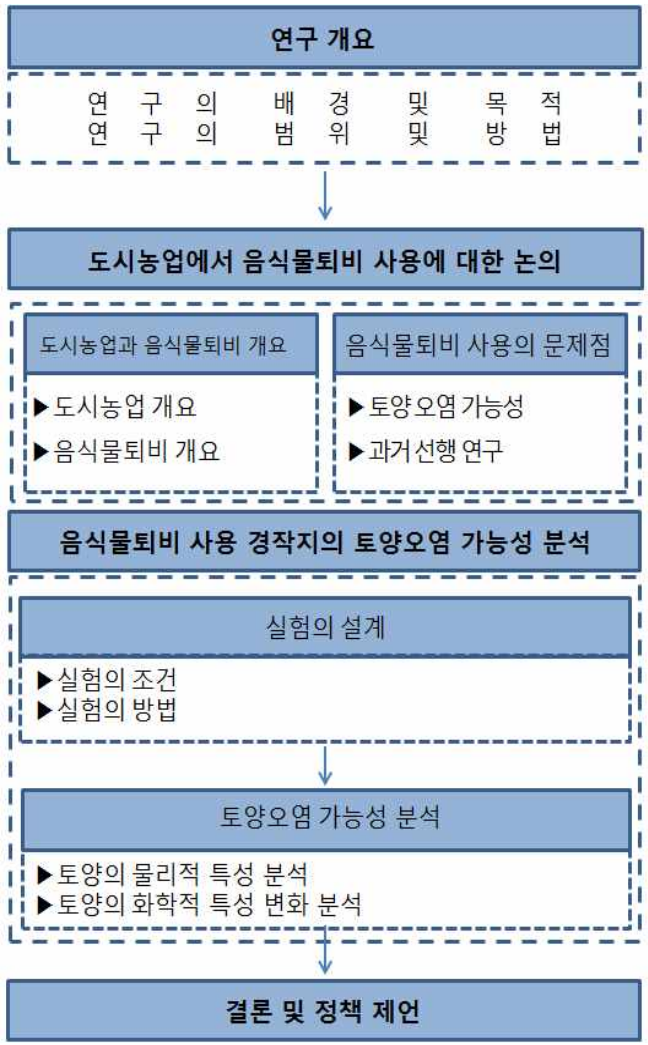
본 연구는 작물의 직접적인 재배를 통하여 음식물퇴비를 사용한 토양을 채집하여 이화학적 특성을 분석한다.

구체적으로 본 연구에서는 연구목적 달성을 위해, 음식물퇴비의 기본 화학적 특성에 대해서 분석한다.

다음으로 연구목적 달성을 위해 음식물퇴비를 시용한 토양에서의 이화학적 특성 변화를 조사한다.

마지막으로 음식물퇴비 시용시에 변화된 이화학적 특성의 변화를 토대로 음식물퇴비 시용에 대한 토양오염 가능성을 평가한다.

연구 흐름도는 <그림 1-1>과 같다.



<그림 1-1> 연구 수행절차

제 2 장

도시농업에서 음식물퇴비 사용에 대한 논의

제1절 도시농업과 음식물퇴비 개요
제2절 음식물퇴비 사용의 문제점

제2장 도시농업에서 음식물퇴비 사용에 대한 논의

제1절 도시농업과 음식물퇴비 개요

1. 도시농업 개요

1) 도시농업의 정의와 발달

○ 도시농업의 정의

도시농업이란 도시지역에 있는 토지, 건축물 또는 다양한 생활공간을 활용하여 농작물을 경작 또는 재배하는 행위를 의미한다. 이것은 「도시농업의 육성 및 지원에 관한 법률」(약칭 : 도시농업법) 제 2조 1항에 명시되어있다.

한편, 과거의 도시농업법이 제정되기 이전의 도시농업은 도시지역에서 행해지는 농업활동을 규정하는 것이었으며, 그 사례로는 도시지역의 개인 자투리 땅, 유휴지 등을 이용한 '취미농업'에 한정된 의미를 갖고 있었다.

구체적으로는 아파트 베란다, 옥상, 뒤뜰 등의 소규모 농업에 한정된 의미를 정희하기도 했다.

그러나 도시농업이 발전해 나가면서, 공동체 형성, 심신치유, 친환경 공간조성 등의 다원적 체계의 도시농업 형태의 역할을 강조하는 정의로 발전해가고 있다.

반면에, 일본에서는 도시농업의 정의를 도시화에 따라 발생하는 농업문제 및 토지감소의 문제를 도시용 농토로의 공급이라는 시각에서 시작되었다. 이것은 도시계획, 녹지 보전, 지역사회 형성, 교육 · 문화 보급 등 도시생활 문제와 연계하는 방향으로 확장해 나가고 있다.

이처럼 국내의 도시농업은 취미적인 형태에서부터 시작된 반면에, 일본에서는 감소해가는 농토의 보급에서 시작된 것으로 나타났다. 그러나 도시농업이 발전해 나가면서 다원적 체계, 환경문제 해결책, 교육 · 문화 보급 등의 형태로 발전해나가는 양상은 비슷한 것으로 나타났다.

○ 도시농업의 형태

도시농업의 형태는 「도시농업법」 제8조 1항부터 5항까지, 총 5가지 유형으로 구분하고 있다. 이것은 주택활용형, 근린생활권, 도심형, 농장형 · 공원형, 학교교육형으로 구분되어 있다.

첫째로 주택활용형은 주택 · 공동주택 등 건축물의 내 · 외부, 난간, 옥상 등을 활용하거나 주택 · 공동주택 등 건축물에 인접한 토지를 활용한 형태를 말한다. 이것의 예로는 주택텃밭, 상자텃밭, 베란다텃밭 등이 있다.

둘째로 근린생활권은 주택 · 공동주택 주변의 근린생활권에 위치한 토지 등을 활용한 형태를 말한다. 이것의 예로는 자투리텃밭, 테마정원 등이 있다.

셋째로 도심형은 도심에 있는 고층 건물의 내 · 외부, 옥상 등을 활용하거나 도심에 있는 고층 건물에 인접한 토지를 활용한 형태이다. 이것의 예로는 옥상텃밭, 식물공장, 도시녹화 등이 있다.

넷째로 농장형 · 공원형은 「도시농업법」 제14조의 공영도시농업농장이나 제 17조의 민영도시농업농장, 「도시공원 및 녹지 등에 관한 법률」제2조에 따른 도시공원을 활용한 형태이다. 이것의 예로는 주말농장, 도시공원농원 등이 있다.

다섯째로 학교교육형은 학생들의 학습과 체험을 목적으로 학교의 토지나 건축물 등을 활용한 도시농업이라 정의되어 있다. 이것의 예로는 스쿨 팜, 농촌교육농장 등이 있다.

이처럼 「도시농업법」에서는 도시농업의 형태를 행하는 위치, 목적, 수단 등에 따라 구분하고 있는 것으로 나타났다.

<그림 2-1> 다양한 형태의 도시농업

○ 도시농업의 발달

도시농업의 시작은 옛 우리 조상들이 집 근처 자투리땅을 이용하여 텃밭을 일구고 농작물을 직접 재배하여 자급했던 텃밭문화가 우리나라 도시농업의 시초라 생각할 수 있다.

근대에 들어서 1960년대 말에는 주말농장형 관광농원이 시작되었으며, 1992년에는 서울시 농촌지도소에서 주말농장을 시작, 이것을 기점으로 각종 홍보매체와 매스컴 등의 영향으로 그 수는 해마다 증가하게 되었다. 1994년에는 농협중앙회와 전국의 단위농협에서도 개서하기 시작한 것이 도시농업의 모태라 할 수 있다.

<그림 2-2> 주말농장형 도시농업

한편, 안철환 외(2013)에 따르면 국내의 도시농업은 2004년 안산의 귀농부부가 귀농자들이 적응할 수 있는 귀농실습교실을 운영한 것을 시초로 보았다. 이때 참여한, 한 환경단체에 의해서 2005년 도시농부학교라는 귀농학교를 설립하여 활성화되기 시작하였으며, 이때 시작된 도시농업의 형태는 '상자텃밭'을 이용한 형태로 보고 있다.

<그림 2-3> 상자텃밭을 이용한 도시농업

즉, 도시농업의 시초는 도시농업을 행하는 위치, 형태 등에 따라서 관점이 다른 것으로 나타났다. 그러나 이 모든 시초는 과거 옛 조상들의 자투리땅을 이용한 농업에서 기여한 것으로 판단된다.

한편, 현대의 도시농업은 시민들의 소득이 높아지고 각박한 도시생활에 지친 심신의 회복을 위한 귀농 · 귀촌의 바람과 웰빙, 건강한 먹거리 등의 인기로 인하여 그 관심이 증가하고 있다.

그 결과 국내 도시농업의 텃밭면적은 2012년에 2010년과 비교하여 약 5.4배 증가하였으며, 참여인구는 약 5배 증가한 것으로 나타났다. 또한 도시농업의 텃밭 수는 2012년에 2011년과 비교하여 약 3배 증가한 것으로 나타났다.

<표 2-1> 전국 도시농업 현황

구분	2010	2011	2012
텃밭 면적 (ha)	104	485	558
참여인구 (천명)	153	373	769
텃밭 수 (개소)	-	4,093	12,662

자료 : 대전광역시 도시농업(http://www.daejeon.go.kr/ufa/index.do).

이것은 도시농업에 대한 시민들의 관심이 높아졌음을 알 수 있다. 이러한 도시농업에 대한 관심의 증가는 안전한 먹거리 생산이란 기능이 매우 중요하게 작용되고 있다.

따라서 앞으로의 도시농업은 지속적으로 참여인구와 면적이 증가할 것으로 판단된다.

2) 국내 도시농업 사례조사

□ 대도시의 도시농업 현황

전국의 도시농업 현황은 지속적인 사람들의 참여율과 텃밭면적이 증가된 것으로 나타났다.

한편, 각각의 대도시의 농업형태와 현황에 대해서 어떠한 형태로 진행되고 있는지 살펴보도록 한다.

① 서울특별시

서울특별시의 텃밭농원은 매년 일정한 자격요건을 심사하여 일반시민에게 분양하고 있다. 이것은 참여 회원수가 2007년과 비교하여 2012년에 약 54%가 증가한 것으로 나타났다. 특히, 도시농업 육성 법률이 제정된 2011년에는 농장수가 급격하게 증가된 것으로 나타났다.

2014년 서울특별시의 농업기술센터에서 등록 · 관리 되고 있는 도시텃밭의 면적은 총 230,194㎡로 나타났으며, 총 13,635 명(가구)의 시민들을 수용할 수 있는 것으로 나타났다.

<표 2-2> 2014년 서울특별시 도시텃밭 현황

구분	전체면적 (㎡)	구획수 (개소)
서울시 총계	230,194	13,635

자료 : 서울특별시 농업기술센터(http://agro.seoul.go.kr/).

그러나 실제 텃밭농원에 참여하고자 하는 회원수에 비하여, 공급할 수 있는 농장의 텃밭 면적이 부족하여 매년 초과 수요가 발생하고 있는 것으로 나타났다.

<표 2-3> 서울특별시 관리대상 텃밭농원

구분	2007	2008	2009	2010	2011	2012
농장수 (개)	29	25	25	25	52	55
회원수 (명)	7,239	8,477	8,170	9,000	-	13,483

자료 : 박희석 외(2012), 서울시 도시농업 현황과 시사점.

한편, 서울특별시 도시농업의 또 다른 형태인 옥상농원은 2009년 서울시농업기술센터 옥상에 시범 설치되었으며, 2010년 서울시내 다중이용시설 25개소에 보급하였다. 현재는 유아원시설에 25개소, 복지관 21개소 기타단체 9개소 등 총 55개소에 설치되어 있다.

② 부산광역시

부산광역시의 도시농업은 2012년 13개의 공동체와 217가구가 참여하한 것으로 나타났으며, 총면적은 3,887㎡의 규모로 진행되었다. 이것은 소프트파워시책

으로 시작된 것으로, 옥상텃밭 시범사업이 부산광역시 도시농업의 시작이었다.

한편, 부산광역시는 우호적인 시민들의 반응과 2012년 도시농업 사업의 추진성과를 바탕으로 2013년 본격적인 사업을 실시하였다.

<표 2-4> 2013년 부산광역시 옥상텃밭 운영성과

구분	조성면적 (㎡)	옥상면적 (㎡)	조성장소 (개소)	참여인원 (명)
2013년	12,619	42,057	588	1,906

자료 : 부산광역시(http://www.busan.go.kr/).

옥상텃밭 추친 결과 작물생산, 온실가스 감소 등 먹거리생산과 동시에 도시녹화, 이산화탄소 절감 등 환경친화적인 기능의 효과를 보여주는 것으로 나타났다.

한편, 부산광역시는 2014년도에 옥상텃밭 뿐만이 아닌, 일반 시민들도 이용할 수 있는 시민텃밭을 보급하고, 영구임대아파트와 같은 생활취약계층 주거지역에도 도시농업을 보급할 것으로 나타났다.

③ 대구광역시

대구광역시는 2011년 12월 30일 도시농업에 관한 조례를 제정하여, 도시농업 활성화에 기초를 다졌다.

한편, 2014년 현재 대구광역시에서는 도시농업 프로그램으로 상자텃밭, 농업체험교실, 식물공장 등 총 35개소에서 다양한 프로그램 사업계획을 시범적으로 추진하고 있는 것으로 나타났다.

<표 2-5> 2014년 대구광역시 도시농업 주요 사업계획

사업명	개소수	시범요인
상자텃밭 시범	5개소	도심 유휴공간에 상자를 이용한 텃밭 조성으로 도시민이 직접 농작물을 재배할 수 있는 기회 제공
초등학교 원예활동 활성화 시범	2개소	식물과 원예활동을 이용한 초등학교 교과영역의 효과적 교육 실현
도시민 농심 체험교육	2과정	도시민에게 도·농간 화합의 장을 마련하고, 농업·농촌에 대한 이해 증진
도심 다랭이 논 조성	5개소	다랭이 논 조성을 통한 녹색거리 조성 및 에너지 절감과 정서함양 효과 증진
LED 식물공장 운영	1개소	LED 조명을 활용한 청정 식물재배시스템 운영으로 미래 농업 육성
도시농업 전문가 및 홍보 체험관 운영	10회	도시민에게 주말 농장 및 텃밭관리에 대한 기본지식 이해
교육기부 프로그램 운영	2과정	원예활동을 통하여 청소년들의 심리적, 정서적 안정 도모
도시농업 네트워크 육성 및 세미나	8회	인간·자연·전통이 함께하는 교육 및 행사 프로그램 운영으로 도시농업 활성화

자료 : 대구광역시(http://www.daegu.go.kr/).

이 외에도 대구광역시는 2017년까지 '도시농부 만들기' 프로젝트 사업을 계획 중에 있다. 이것은 총 41억 6천만 원을 투입하여 대구 인구의 10%에 해당하는 25만 명의 도시농부 육성계획을 세우고 있는 것으로 나타났다.

④ 대전광역시

대전광역시는 2011년 4월 8일 도시농업 육성 및 지원에 관한 조례를 제정한 것에서부터 도시농업의 발달이 활발해진 것으로 나타났다.

대전광역시는 도시농업 육성 목적 및 비전을 가치, 전략, 목표, 비전 4단계로 나누어 도시농업의 핵심 도시로서의 발전을 목표로 두고 있다.

현재는 도시텃밭 넓히기, 도시농부 키우기, 도시공동체 만들기 등 2번째 단

계인 전략 단계를 중점적으로 추진하고 있다.

<표 2-6> 대전광역시 도시농업 중점 추진방향

구분	내용
도시텃밭 넓히기	• 도시농업 활성화의 안정적 추진을 위한 제도 정비 • 빈 땅과 자투리 토지를 활용한 도시텃밭 조성 • 도심 주택·건물 유휴공간을 활용한 텃밭 조성
도시농부 키우기	• 도시농업인을 대상으로 농사기술 교육 • 현장 속으로 찾아가는 영농기술 상담 실시
도시공동체 만들기	• 정보제공 시스템 및 민·관 협력체계 구축 • 도시농업의 공익적 가치의 공감대 형성과 확산 • 베이비 붐 세대 등 도시민 귀농·귀촌 정착 지원

자료 : 대전광역시 도시농업(http://www.daejeon.go.kr/ufa/index.do).

대전광역시는 2013년 현재 도시텃밭 229개소, 면적 86,591㎡, 참여자 24,920명으로 나타났다. 특히 근린생활권 활용형이 가장 많은 부분을 차지하고 있었으며, 다음으로 학교 교육형, 도심형 순으로 많은 것으로 나타났다.

<표 2-7> 2013년 대전광역시 도시농업 유형별 현황

구분	합계	주택 활용형	근린생활권 활용형	도심형	농장형 공원형	학교 교육형	기타
텃밭 수 (개소)	229	29	18	82	2	97	1
텃밭면적 (㎡)	86,591	2,600	35,046	18,115	2,550	24,980	3,300

※ 이것은 개인 자투리땅, 개인유휴지 등 개인적인 공간에서의 농업형태 수는 책정되지 않은 것으로 실제적인 대전광역시의 도시농업 현황은 더 많을 것으로 판단된다.
자료 : 대전광역시 도시농업(http://www.daejeon.go.kr/ufa/index.do).

한편 ,대전광역시의 자치구별 도시농업의 현황으로는 유성구, 대덕구, 중구, 서구, 동구의 순으로 많은 것으로 나타났다.

특히, 유성구가 가장 많은 텃밭 면적을 이용하고 있는 것으로 나타났으며, 가장 적은 동구는 유성구와 비교하여 약 1/3의 면적만이 도시농업에 이용되어지고 있는 것으로 나타났다.

<표 2-8> 2013년 대전광역시 자치구별 도시농업 현황

구분	동구	중구	서구	유성구	대덕구	합계
텃밭 수 (개소)	41	36	31	35	86	229
면적 (㎡)	10,079	11,999	11,596	31,832	21,085	86,591

자료 : 대전광역시 도시농업(http://www.daejeon.go.kr/ufa/index.do).

⑤ 광주광역시

광주광역시는 여타 다른 광역시와는 다르게 도시농업의 큰 발달은 이루어지고 있지 않은 것으로 나타났다. 이것은 광주광역시의 시민들이 주변에 있는 농경지와 가족들에 의해서 농산물을 수급함으로서 나타난 현상이다.

이 때문에 광주광역시는 아직까지 시민들의 도시농업에 대한 수요나 욕구가 미비한 것으로 나타나, 도시농업을 위한 거버넌스 구축 미비와 커뮤니티 활성화, 일자리 창출 등의 사업과의 연계도 부족한 것으로 나타났다.

그럼에도 불구하고 광주광역시는 도시농업의 활성화를 위한 조례를 제정하고, 시민단체와 부족한 점을 논의하는 등의 대응방안을 마련하고 있다.

<표 2-9> 광주광역시 도시농업 활성화 추진 계획

추진 방향	내용
도시농업 확대	• 온실가스 흡수원 확대와 도심 열섬방지 • 로컬푸드 활성화 및 녹색 일자리 창출 • 1만 신규 일자리 창출 • 식량 자립률 30% 증대
지원체계	• 민관협력기구 설치 • 거버넌스 기구 구축 • 통계 D/B 구축
도시농업인 양성	• 광주시민 전체 인구의 20% 도시농업인 양성

자료 : 안철환 외(2013), 도시농업의 현황과 새로운 시도.

2. 음식물퇴비 개요

○ 음식물퇴비의 발달

국내의 음식물퇴비에 관련한 정책은 1996년 「음식물쓰레기 줄이기 종합대책」, 1998년에는 「음식물쓰레기 감량 및 자원화 기본 계획」, 2004년에는「음식물류 폐기물 종합대책」, 2006년에는 「음식문화 개선 및 음식물류 폐기물 종합대책」, 2010년에는 「음식물쓰레기 줄이기 종합대책」이 제정, 시행 되었다.

이 외에도 1994년 9월부터 집단급식소 · 대형음식점의 의무적인 퇴비화 시설 설치 실시와 2005년 1월부터 음식물쓰레기를 비롯한 모든 유기성폐기물의 직매립 금지, 2013년 음식물류폐기물 폐수 해양배출 금지 등의 정책 시행이 되었다.

그 결과 음식물쓰레기의 재활용 비율을 높여야 되었으며, 그와 관련된 퇴비화, 사료화 방법과 사용에 대한 연구가 많이 진행되었다.

<표 2-10> 음식물쓰레기 종합대책 변화

구분	음식물쓰레기 줄이기 종합대책	음식물쓰레기 감량 · 자원화 기본계획	음식물류 폐기물 종합대책	음식문화개선 및 음식물류 폐기물 종합대책	음식물쓰레기 줄이기 종합대책
기간	1996~2001	1998~2002	2004~2007	2006~2010	2010~2013
기본 방향	자원화	자원화	감량화	감량화	감량화
자원화 정책 목표	음식물류 폐기물 자원화 비율				-
	2001년까지 21% 자원화	2002년까지 50% 자원화	2007년까지 77% 자원화	2010년까지 83% 자원화	

자료 : 정승헌(2013), 음식물류 폐기물 자원화 과거, 현재 그리고 미래, 농촌살리기 대토론회 발표자료.

특이한 점은 2002까지의 음식물쓰레기 종합대책은 음식물쓰레기의 자원화에 기본쟁점으로 맞추었으나, 2004년부터는 자원화가 아닌 음식물쓰레기 본연의 발생을 감량시키는 것을 목표로 바꾸었다. 이것은 음식물쓰레기를 이용하여 재활용한 사료 및 퇴비의 사용처 확보의 문제와 활용성 등의 문제를 해결하기 이전에 발생되는 음식물쓰레기를 줄이자는 취지인 것으로 판단된다.

○ 음식물퇴비 현황

국내 음식물쓰레기의 발생량은 2005년부터 2008년까지 급격하게 증가한 것으로 나타났으며, 이 후 다시 감소하는 추세로 나타나 2012년 현재에는 일일 13,209톤으로 연평균 약 500만 톤의 음식물쓰레기가 발생하고 있다. 이것은 전국에서 발생하는 모든 폐기물 중 28% 이상을 차지하고 있는 것으로 나타났다.

<표 2-11> 음식물쓰레기 발생량 [단위 : 톤 일$^{-1}$]

구분	2005년	2007년	2008년	2009년	2010년	2011년	2012
발생량	12,977	14,452	15,142	14,118	13,671	13,537	13,209

자료 : 환경부(2007~2013), 전국 폐기물 발생 및 처리현황, 한국환경공단.

<표 2-12> 음식물 쓰레기 재활용 현황 [탄위 : 톤 일$^{-1}$]

재활용방법	재활용				매립	소각
	계	사료화	퇴비화	기타		
재활용 양	12,905	6,291	5,237	1,377	167	465
비율(%)	95.3	46.4	38.7	10.2	1.2	3.4

자료 : 이석길(2013), 음식물류 폐기물의 자원화 현황과 발전방향, 한국음식물류폐기물자원화협회.

이러한 가운데 음식물쓰레기 재활용률은 1995년 2.1%, 1997년 9.8%에서 2011년 95.3%로 급증하였으며, 사료화, 퇴비화 등으로 재활용되고 있는 것으로 나타났다. 이 중, 퇴비화는 38.7%의 비율을 차지하고 있는 것으로 나타났다.

<표 2-13> 연도별 음식물쓰레기 발생량 [단위 : 톤 일$^{-1}$]

구분	2006	2007	2008	2009	2010	2011	2012
서울	3,273.2	3,352.2	3,583.5	3,447.4	3,393.1	3,412	3,318.7
부산	855.6	841.1	997.4	814.2	775.1	774.3	777.7
대구	775.9	766.3	762.9	734.1	631.2	611	595.2
인천	644.1	738.4	720.9	711.4	690.9	684.8	692.8
광주	447.8	483.9	543.8	487.3	477.2	472.4	444.6
대전	397.6	507.1	567.6	509.7	492.7	509.9	437
울산	286.4	344.7	311.7	308.8	314.7	327.4	331.9
경기	2,994.3	3,175.1	3,238.1	3,106.9	3,007.9	2,929.2	2,937.9
강원	375.1	476.8	487.8	377.5	330	308.5	306.3
충북	385.7	373.8	403.4	349.9	434.8	356.7	328.9
충남	434.2	556.8	586.3	475.6	456.2	546.8	481.6
전북	561.6	594.8	662.9	612.5	592.2	599	527.3
전남	328.8	519.2	521.4	434.3	409.1	401.1	399.5
경북	562.2	622.1	653.9	642	611.1	578.9	570.9
경남	857.3	911.5	907.7	895.8	859.3	817.5	822.5
제주	172.4	188.2	192.8	210.9	195.8	207.8	212.5
총계	13,372.3	14,452	15,142.1	14,118.3	13,671.3	13,537.3	13,185.3

※ 본 표에서 2012년에 세종시의 음식물쓰레기 발생량이 있지만, 2012년에만 측정되어 제외하였으며, 그 값은 총계에서도 제외하였다.
자료 : 환경부(2007~2013), 전국 폐기물 발생 및 처리현황, 한국환경공단.

한편, 전국의 음식물쓰레기 발생량 중 대전광역시의 음식물쓰레기 발생량은 2012년 현재 437톤인 것으로 나타났다. 이것은 전국의 음식물쓰레기 발생량의 3.3%인 것으로 나타나났다. 또한 이것은, 전국 시 · 도에서 5번째로 적은 것으로 나타났다.

대전광역시의 음식물쓰레기는 2006년부터 2008년 까지 급격하게 증가한 것으로 나타났으나, 2009년부터 다시 감소하여 현재는 일일 500톤 안팎의 음식물쓰레기가 발생하는 것으로 나타났다.

○ 음식물류 폐기물 자원화 시설 현황

국내의 음식물류 폐기물 자원화 시설은 2011년 12월 31일 기준으로 총 공공부문에서 103개소, 민간 부문에서 157개소인 것으로 조사되었다.[1)]

특히, 자원화 시설 중에서는 사료화가 131곳, 퇴비화가 97곳, 기타 38곳으로 나타났다.[2)] 기타에는 음식물쓰레기를 이용하여 소각, 파쇄, 매립, 에너지 화 등 여러 방면에서 음식물쓰레기를 처리하고 있는 것으로 나타났다.

한편, 대전광역시는 퇴비화가 1곳, 사료화 2곳, 기타 2곳이 있는 것으로 나타났다. 이 중 대전광역시의 음식물류 폐기물의 퇴비화 시설은 유성구에 설치되어 있는 금고동 매립지의 유기성폐기물 자원화 시설인 것으로 나타났다.

금고동 매립지의 음식물류 폐기물 자원화 시설은 1일 100톤의 음식물쓰레기를 처리할 수 있는 용량인 것으로 나타났다.

그러나 이것은 음식물쓰레기 원료 중 뼈, 이물질, 기타 쓰레기 등 음식물쓰레기의 분리배출이 원활하게 이루어지지 않아 잦은 고장이 발생하여, 유지, 관리가 어려운 것으로 나타났다.

한편, 대전광역시의 음식물류 폐기물의 자원화 실태는 전국적으로 봤을 때, 시설의 용량으로는 퇴비화는 첫 번째, 사료화는 6번째, 기타는 7번째로 적은 것으로 나타났다.

1) 음식물류 폐기물 자원화 시설에는 퇴비화, 사료화, 소각, 매립, 파쇄, 바이오가스 등을 생산하는 것으로 나타났으며, 소각, 매립, 파쇄, 바이오가스 등은 기타 자원화 시설로 통합하여 집계하고 있다.
2) 이것은 음식물류 폐기물 자원화 시설의 기능 중, 퇴비화와 사료화가 동시에 진행되는 곳은 중복 측정한 것이다.

<표 2-14> 전국 음식물류 폐기물 자원화 시설 현황(공공, 민간 통합)[3)]

구분	퇴비화			사료화			기타		
	시설수 (개소)	시설용량 (톤/일)	처리량 (톤/일)	시설수 (개소)	시설용량 (톤/일)	처리량 (톤/일)	시설수 (개소)	시설용량 (톤/일)	처리량 (톤/일)
서울	0	0	0	3	840	545	1	98	83
부산	2	410	244	3	510	350	4	484	311
대구	0	0	0	2	110	95	1	200	194
인천	6	598	407	6	345	306	0	0	0
광주	0	0	0	2	400	451	0	0	0
대전	1	100	98	2	330	297	2	78	13
울산	4	240	142	0	0	0	2	220	177
경기	27	2,090	1,398	69	3,977	2,314	8	730	751
강원	10	230	147	3	140	104	1	20	24
충북	3	250	257	5	644	492	2	7	6
충남	9	383	295	9	838	600	1	3	3
전북	8	487	307	1	60	21	2	305	234
전남	10	608	369	2	198	143	3	16	10
경북	5	248	173	18	1,461	818	5	60	40
경남	9	546	425	6	455	388	6	222	135
제주	3	156	163	0	0	0	0	0	0
총계	97	6,346	4,425	131	10,308	6,924	38	2,443	1,981

자료 : 환경부(2011), 2011년말기준 음식물류폐기물 처리시설 운영현황.

3) 음식물류폐기물 시설을 나눌 때, 시설 종류를 기준으로 집계하였다. 이때 사료와 퇴비, 기타 등 2개 이상 동시에 생산되어지는 시설은 중복 집계하여 재구성 하였다. 또한, 에너지화는 기타에 포함하였다.

○ 음식물퇴비의 퇴비규격

퇴비는 기본적으로 국가에서 지정한 비료공정규격에 의하여 생산되어진다. 특히, 음식물쓰레기를 이용하여 생산되는 퇴비는 일반 비료가 아닌 부산물비료로 구분된다.

부산물비료의 원료는 농림축수산업 및 제조업에서 나오는 부산물, 인분뇨, 음식물류폐기물 등이 포함된다. 또한, 부산물비료는 유기질비료가 아닌 부숙유기질비료로 구분되어 규격에 차이를 두고 있다.

<표 2-15> 유기질비료와 부숙유기질비료의 규격차이

구분	유기질 비료	부숙유기질비료(퇴비)	
		퇴비	가축분퇴비
양분	공정규격상 N · P · K 합이 5~20% 이상	양분함량이 미미하여 공정규격 없음	
유기물	30~70%	30% 이상	30% 이상
수분	공정규격 없음 (보통 20% 미만)	55% 이하 (07.05.20부터 시행)	
OM/N	공정규격 없음	45% 이하	45%이하
유해성분	비소, 카드뮴, 수은, 납, 크롬, 구리, 니켈, 아연 등을 공정규격으로 규제	비소, 카드뮴, 수은, 납, 크롬, 구리, 니켈, 아연 등을 공정규격으로 규제	

자료 : 비료공정규격(2014. 07. 01), 농촌진흥청.

또한, 비료공정규격에 의한 퇴비의 규격은 주성분의 최소량 및 유해성분 최대량, 기타규격에서 탄질비, 염분함량, 수분함령, 부숙도, 염산불용해물을 지정하여 실시하고 있다.

<표 2-16> 비료공정규격

구분	퇴비
주성분 최소량	1. 유기물 : 30% 이상 (개정 13.02.14)
유해성분 최대량	1. 건물중에 대한 성분 최소량 비소 45 mg kg^{-1} 카드뮴 5 mg kg^{-1} 수은 2 mg kg^{-1} 납 130 mg kg^{-1} 크롬 200 mg kg^{-1} 구리 360 mg kg^{-1} 니켈 45 mg kg^{-1} 아연 900 mg kg^{-1} (개정 13.02.14) 2. 다음 병원성미생물 불검출 : 대장균 O157, 살모넬라
기타규격	1. 유기물대 질소의 비율 45이하 2. 건물중에 대하여 염분(NaCl) : 1.8% 이하 3. 수분(H2O) : 55% 이하 4. 부숙도 기계적측정방법 : 솔비타 4이상 또는 콤백 부숙완료 종자발아법 : 무 발아지수 70이상 5. 염산불용해물 25이하

자료 : 비료의 정의(2013. 11. 26), 농촌진흥청.

○ 음식물퇴비의 문제점

국내에서 생산된 음식물퇴비는 초기 활성화 단계에서 생산, 사용 등의 문제에서 많은 오류를 범하였다.

유영석(2001)에 따르면, 국내의 음식물쓰레기는 평균적으로 고형분 20%와 수분 80%의 비율인 것으로 나타났다. 이것은 부패, 악취, 오수발생, 미생물 증식 저해 등이 일어나는 것으로 나타났다.

한편, 국내의 음식물쓰레기는 음식문화 특성상 과량의 염분을 함유할 가능성이 매우 크며, 이것은 매립 시에 침출수로 인한 지하수 및 주변 환경 오염 가능성을 시사하고 있다.

이 외에도 권순익(2009)에 따르면, 과거 음식물쓰레기는 과량의 염문 문제를 가지고 있었다. 이것은 부산물퇴비 중 음식물쓰레기가 원료인 경우, 원료의 함량을 30% 미만으로 사용하도록 규정하였었다. 이것은 연구당시 비료공정규격에서 지정하고 있는 음식물류폐기물을 기본 원료로 한 퇴비의 경우 염분함량을 1.0% 이하로 고시하고 있었기 때문인 것으로 나타났다.

그러나 음식물쓰레기를 원료로하여 퇴비를 생산할 때, 생산과정 중 염분함량을 감량시킬 수 있는 연구와 음식물쓰레기 발생되는 지역과 식품에 따라서 달라질 수 있는 연구 결과가 나타났다.

그 결과 현재 2014년 7월 1일 개정된 비료공정규격에서는 음식물류폐기물을 원료로 한 퇴비의 염분함량은 2.0% 이하로 고시하고 있는 것으로 나타났다. 또한, 음식물쓰레기의 퇴비화에 따른 연구가 진행됨에 따라, 현재는 양질의 음식물퇴비가 생산되고 있는 것으로 나타났다.

한편, 이석길(2013)에 따르면, 음식물쓰레기의 자원화의 저해요인을 자원화율 저조, 통계수치 부정확, 관리주체 이원화, 자원화 방법의 제한, 순수 음식물 쓰레기의 분리배출 미흡 등으로 꼽았다.

<표 2-17> 음식물류 폐기물 자원화의 저해 요인

저해 요인	설명
실질적 자원화율 저조	- 수요처 연계부족으로 시장진입 한계 - 현황에 맞는 정책 부재 - 음폐수 해양배출 - 자방자치단체의 자원화개념 부재 - 지원정책 부재
통계수치 부정확으로 인한 정책 오류	- 음식물류 폐기물에 대한 통계 부정확 - 대량배출사업장에 대한 관리부재
관리주체의 이원화	- 음식물류폐기물 : 환경부(폐기물관리법) - 음식물퇴비, 음식물사료 : 농림축산식품부(사료관리법 비료관리법)
자원화 방법 제한	- 폐기물관리법 시행규칙에 따른 자원화 방법의 지정 및 규격 통제
순수 음식물 쓰레기의 분리배출 미흡	- 종량제 봉투 사용 - 이물질의 다량배출

자료 : 이석길(2013), 음식물류 폐기물의 자원화 현황과 발전방향, 한국음식물류폐기물자원화협회.

특히, 문제가 되는 것은 수요처 연계부족으로 인한 자원화 완료품의 소비 한계가 현재까지 지속되고 있다. 이것은 과거 음식물퇴비에 의한 염분집적 및 식물체 고사 등의 문제가 발생하여 농업인들 사이에 선입견이 남아 있기 때문이다.

따라서 음식물퇴비에 대한 사용처 확보를 위해, 음식물퇴비 사용에 대한 토양의 염류집적 등의 문제발생 가능성에 대한 연구가 필요할 것으로 판단된다.

제2절 음식물퇴비 사용의 문제점

1. 토양오염 가능성

1) 토양 염류화[4)]

토양 염류화의 사전적 의미는 토양에 염류가 유입되어 집적되든가, 심층의 염이 표층으로 상승하여 집적되는 현상을 의미한다.[5)]

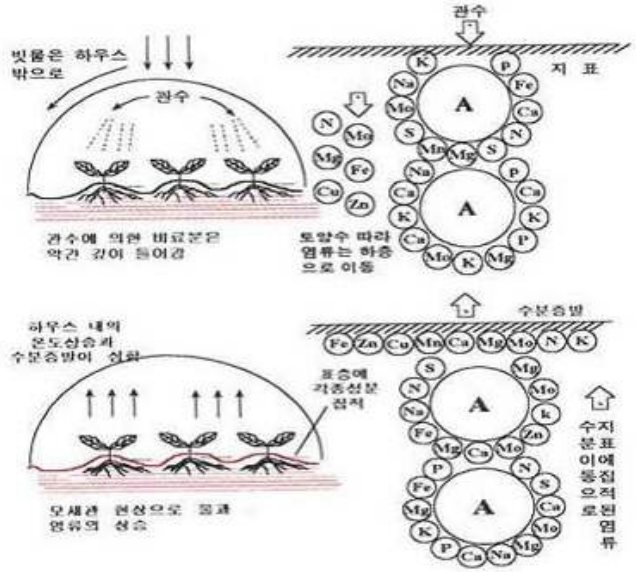
또한, 토양의 전기전도도가 4 dS m^{-1}이상이거나, 나트륨 흡착비(SAR)[6)]의 값이 13 이상이거나 교환성 나트륨 퍼센트(ESP)[7)]의 값이 15이상인 토양을 염류나트륨성토양, 즉 염류화 된 토양으로 구분하고 있다.

일반적으로 생각하는 염류는 염화나트륨(NaCl)을 생각할 수 있지만, 이 외에도 질산, 황산, 탄산 등의 음이온이 양이온과 결합하여 이룬 염을 의미한다.

특히, 토양 염류화는 시설재배지와 같이 제한된 강우, 비료의 과다 시비 등 염류가 바깥으로 배출되지 못하는 환경에서 과다한 염류를 투입함으로서 발생할 수 있다.

4) 신용습(2008), 참외의 연작장해 원인과 대책, 경상북도농업정보DB.
5) 농업용어사전(http://lib.rda.go.kr/newlib/dictN/dictSearch.asp).
6) SAR은 $SAR = \frac{Na}{\sqrt{\frac{Ca + Mg}{2}}}$에 의한 식으로 계산되며, 이것은 토양의 알칼리 정도를 나타낸다(이승원, 2011, 토양환경기사, 성안당).
7) ESP는 Na+/CEC(양이온 치환용량) × 100으로 계산하며, 이것은 토양에 흡착된 양이온 중 이온이 차지하는 비율을 나타낸다(이승원, 2011, 토양환경기사, 성안당).

한편, 고농도의 토양 염류화는 식물이 생육하는데 있어서 악영향을 미친다. 식물은 생육하는데 있어서 양분을 필요로 하지만, 그 양이 적거나 과도할 경우 생육에 장해가 생긴다.



하우스 토양의 염류집적과정

<그림 2-4> 토양 염류집적 과정

자료 : 신용습(2008), 참외의 연작장해 원인과 대책, 경상북도농업정보DB.

고농도로 염류화 된 토양에서의 식물은 수분 흡수 저해, 양분 흡수 저해 등으로 인한 생육 장해, 생육 장해로 인한 수량 감소 등이 발생하게 된다.

<그림 2-5> 토양 염류화로 인한 가뭄

또한, 고농도로 염류화 된 토양은 표층에서 염류가 집적되어 물이 토양내로 침투하지 못하게 되어 염류를 배출시키지 못하게 되어 토양 염류화를 심화시키게 된다. 이 외에도 표층에 하얗게 염류가 나타나거나, 곰팡이류가 발생하게 되어 식물재배를 못하는 경우에 까지 이른다.

<그림 2-6> 토양 염류화로 인한 식물체 고사와 뿌리 장해

2) 토양 물리성 감소

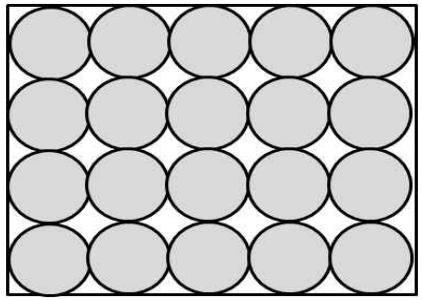
토양의 염류화가 진행되면 토양내 물리성에도 영향이 미친다.

토양의 물리성이란 토양의 구조, 밀도, 온도, 토색 등 다양한 인자들이 있다. 이 중 토양의 염류화에 의한 토양의 물리성 감소에는 토양의 구조 파괴, 배수성과 통기성 감소 등이 있다.

○ 토양 구조의 파괴

토양은 단립구조와 입단구조로 나뉜다.

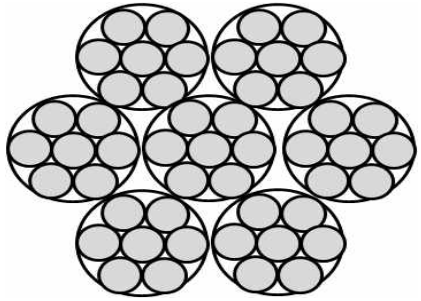
단립구조란 토양의 입자가 집합되어 있지 않고, 단일 입자로 존재하고 있는 것을 말한다.[8] 이것은 일반적으로 백사장의 모래와 같은 구조를 지니고 있다.



<그림 2-7> 토양 단립구조

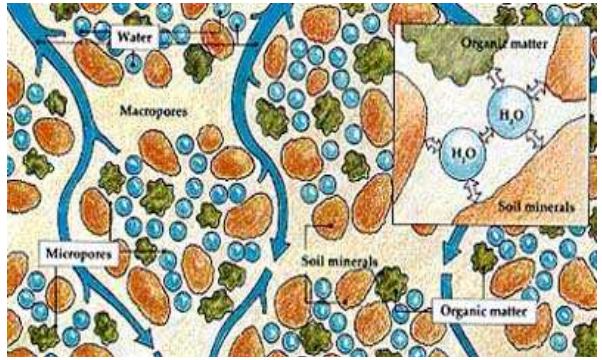
토양의 단립구조는 일반적으로 토양의 통기성과 투수성은 좋으나 수분과 비료를 함유하는 능력이 약하다. 이것은 식물생육에 있어서 양분의 공급능력이 저하되어 생산성이 감소하게 된다.

8) 강영희(2008), 생명과학대사전, 아카데미서적.



<그림 2-8> 토양 입단구조

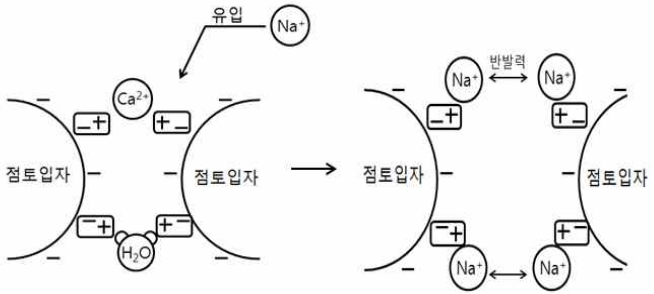
반면에, 토양의 입단구조는 작고 큰 공극이 존재하며, 토양내 통기성과 투수성이 양호하고, 양분과 수분 함유하는 능력이 강하다. 따라서 토양의 단립구조보다는 입단구조가 작물생육에 있어서 더 알맞은 토양의 구조이다.



<그림 2-9> 토양 입단구조 내 물질 분포

토양의 입단구조는 음전하를 띠고 있는 점토입자가 유기물, 2가 양이온, 물, 점액질 등과 결합하여 입단구조를 형성하게 된다.

그러나 이러한 입단구조는 1가 양이온, 특히 나트륨(Na)이온에 의해서 파괴된다. 그 이유는 Na이온이 다른 양이온보다 토양과의 반응성이 높아 잘 흡착되기 때문이다. 그 결과 점토입자와 결합되어 있는 물, 2가 양이온 등과 치환되어 결합하게 되며, 이것은 다른 Na이온과 결합되어 있는 점토입자와 반발력에 의해서 입단구조가 파괴되어진다.



<그림 2-10> 토양 입단구조의 파괴 과정

입단구조가 파괴되면, 입단구조를 이루고 있던 작은 입자들이 밀집되어 통기성, 배수성 등이 불량진다. 또한, 이것은 산소의 차단, 물의 배수불량 등으로 이어지며, 식물의 뿌리를 마르게 하여 식물생육에 장해를 불러일으킨다.

■ 소결

결과적으로 토양내 양분이 과다하거나, 염화나트륨(NaCl)의 농도가 높아지게 되면, 토양의 염류화, 입단구조 파괴 등이 발생하게 된다. 이것은 식물의 생육에 있어서 장해를 불러일으키는 원인이 될 수 있으며, 결과적으로는 열매 수

량의 감소를 초래하게 된다.

한편, 음식물퇴비는 과거 고농도의 염분, 과도한 양분 등으로 인하여 토양의 염류집적 문제가 발생한 사례가 있다. 이것은 현재 생산되어지고 있는 퇴비에서도 발생할 수 있는 가능성이 있다.

따라서 음식물퇴비를 토양에 시비하였을 때 발생할 수 있는 토양오염에 대한 연구사례들을 살펴볼 필요성이 있다고 판단된다.

2. 과거 선행 연구

앞서 음식물퇴비를 시용하였을 때, 일반적으로 발생할 수 있는 토양오염에 대해서 살펴보았다.

그러나 이것은 이론적인 측면에서 기초한 것으로, 실질적으로 다른 환경[9]에서 농업을 시행할 때, 모든 곳에서 발생할 수 있는 것은 아니다.

따라서 과거 음식물퇴비를 토양에 시비하였을 때 발생할 수 있는 토양의 화학적 특성 변화에 대한 연구 사례들을 살펴보았다.

○ 음식물 쓰레기 퇴비가 토양환경에 미치는 영향

임희영(2002)에 따르면, 두 달에 한 번씩 음식물퇴비를 채취하여 이화학적 성질을 분석하였다. 또한, 이것을 1kg의 토양에 각각 10, 20, 40g을 시비하였고, 온도 25 ℃, 유효수분함량 60%를 유지하면서 pH와 EC를 측정하였다.

이때 사용된 음식물퇴비의 화학적 특성은 <표 2-18>과 <표 2-19>와 같다.

9) 다른 환경이라 함은 토양의 토성, 재배환경(시설재배, 노지재배 등), 재배작물 등을 의미한다.

<표 2-18> 음식물퇴비의 화학적 조성

구분	수분함량	pH	EC	O.M	T-N	C/N
	%	1:5	mS cm^{-1}	%	%	
4월	26.72	7.43	21.40	73.07	3.71	11.44
6월	17.93	6.66	11.87	79.30	3.21	14.34
8월	16.40	6.80	14.40	78.80	3.79	12.10
비료공정규격[10]	-	-	-	25	-	50

자료 : 임희영 외(2002), 음식물 쓰레기 퇴비의 품질평가 및 토양환경에 미치는 영향.

<표 2-19> 기간별 음식물퇴비의 화학적 조성

구분	Av.P	CaO	MgO	Na_2O	K_2O	Cd	Cu	Pb	Zn
	%					mg kg^{-1}			
4월	2.96	5.59	0.32	1.33	1.07	4.42	91.97	24.97	362.01
6월	2.16	5.42	0.25	1.07	0.64	4.16	100.65	27.01	353.69
8월	2.83	7.27	0.35	1.88	1.52	3.61	94.30	25.80	203.50
비료공정규격	-	-	-	-	-	5	500	150	900

자료 : 임희영 외(2002), 음식물 쓰레기 퇴비의 품질평가 및 토양환경에 미치는 영향.

결과를 살펴봤을 때, 채집된 음식물퇴비는 비료공정규격을 모두 만족하는 것으로 나타났으며, 월별 품질의 차이도 크지 않은 것으로 나타났다.

한편, 음식물퇴비는 사양토와 양토 두 가지의 토성을 분류하여 실험을 실시하였다. 그 결과 두 토양 모두에서 pH는 증가하는 양상을 보였다.

반면에, EC의 경우에는 시용량이 낮은 처리구에서의 변화가 적었으며, 시용량이 높은 처리구에서도 시간이 지남에 따라서 점점 감소하는 경향으로 나타났다.

또한, 사양토에서는 시간이 지날수록 처리농도간의 차이가 감소하는 것으로 나타났

10) 본 논문에서의 비료공정규격은 2014년 7월 1일 개정된 비료공정규격과는 달라, 현재의 비료공정규격과는 차이가 있다.

으나, 양토의 경우에는 시용량이 증가함에 따라 EC가 같이 증가하는 것으로 나타났다.

결과적으로 음식물퇴비를 시용하였을 때 토양의 EC는 토성의 차이(점토입자가 12.5~25%인 사양토, 점토입자가 25~37.5%인 양토)에 의해서 달라질 수 있는 것으로 나타났다. 또한 이것은 토양내 점토입자의 함량이 증가할수록 EC가 높아지는 것으로 나타났다.

따라서 음식물퇴비를 시용하는 토양의 토성에 따라서 염류집적이 발생할 수 있는 가능성의 차이가 생길 것으로 판단된다.

○ 음식물류폐기물 활용 퇴비의 장기시용이 논 농업환경에 미치는 영향

권순익(2009)에 따르면, 음식물류폐기물을 활용하여 생산한 퇴비를 이용하여 논에서 벼를 재배하였으며, 3년간의 연작을 통하여 논 토양의 화학적 특성 변화를 살펴보았다. 이때 사용된 음식물퇴비의 화학적 특성은 <표 2-20>과 같다.

<표 2-20> 음식물퇴비의 화학적 특성

구분	pH	수분함량	O.M	T-N	P_2O_5	K_2O	CaO	MgO	Na_2O
음식물퇴비	(1:5)	%							
	8.23	28.8	59.3	2.0	2.01	0.65	5.4	0.2	0.64
	Cd	Cr	Cu	Fe	Mn	Ni	Pb	Zn	
	mg Kg^{-1}								
	0.22	19.1	10.5	1,306	89.0	10.0	4.7	57.1	

자료 : 권순익 외(2002), 음식물 쓰레기 퇴비의 품질평가 및 토양환경에 미치는 영향.

음식물퇴비를 이용하였을 때, 변하는 화학적 특성에서는 pH, EC, 유기물, 총질소, 유효인산, 치환성 양이온 등을 분석하였다.

결과를 살펴봤을 때, 논 토양에서의 화학성(pH, EC, 유기물, 총 질소, 유효인간, 치환성 양이온 등)에서는 다른 화학비료, 돈분퇴비와 큰 차이가 나지 않는 것으로 나타났으며, 퇴비의 염분농도(NaCl)가 1.0% 이하로 퇴비기준에 적합한 농도의 염분을 함유한 결과 토양에서의 염분집적 현상도 보이지 않는 것으로 나타났다.

또한, 음식물퇴비는 토양의 물리적 특성 중 통기성을 높이는 것으로 나타났다.

결과적으로 논 토양에서의 음식물퇴비 사용은 토양에 악영향은 미치지 않는 것으로 나타났다. 그러나 논 토양은 담수형 재배로 음식물퇴비의 염분 및 화학적 특성 성분들이 희석될 수 있어, 다른 토양에서의 음식물퇴비를 이용한 연용실험을 해봐야 할 것으로 결론지었다. 또한 퇴비의 자재 선택과 시용량, 시용방법 뿐만 아니라 환경영향평가 등의 다양한 연구가 계속되어야 할 것으로 첨언하였다.

즉, 음식물퇴비를 사용하였을 때, 일반 밭 토양과는 다르게 담수형태의 논 토양에서는 음식물퇴비에 의한 영향은 적은 것으로 나타났다.

○ 음식물쓰레기 퇴비 시용에 따른 논 토양과 밭 토양의 Na 집적 차이

이상은(2000)에 따르면, 논 토양과 밭 토양에서 음식물쓰레기 퇴비를 시용했을 때 Na 집적에 미치는 영향을 비교하였다. 이때 사용된 음식물쓰레기 퇴비는 음식물쓰레기의 혼합비율을 달리하여 6종으로 구분하여 시용하였다.

결과에 따르면, 토양의 Na함량과 EC는 음식물쓰레기의 혼합비율이 높은 퇴비일수록 높은 것으로 나타났다. 또한 NaCl 함량이 높은 퇴비를 시용할수록, 논과 밭 토양에서 토양 염류화의 지표가 되는 SAR과 ESP가 직선적으로 증가하는 것으로 나타났다.

한편, SAR을 계산 할 때, Ca와 Mg, Na의 함량을 이용하여 계산한다. 이때, 분모로 사용되는 Ca와 Mg 이온의 함량 차이가 음식물퇴비 처리 구간별로 2.1~2.4로 별 차이가 없었던 반면에, Na의 함량은 3.1~9.5로 편차가 큰 것으로 나타났다.

결과적으로 토양의 염류화 가능성을 계산하는 SAR의 경우, 음식물퇴비 처리 구간별로 그 함량 차이가 큰 것으로 나타났다. 이것은 SAR을 이용시 그 값이 상당히 달라지는 것으로 나타났다. 그 결과 음식물퇴비를 시용하였을 때, 토양의 염류집적을 평가하는 방법에는 ESP를 이용한 방법을 제시하였다.

○ 음식물찌꺼기 퇴비의 시용에 따른 토양의 화학성 변화

이상석(1998)에 따르면, 음식물찌꺼기 퇴비의 시용을 통해 작물을 재배하고, 토양의 화학 특성 변화를 조사한 연구를 진행하였다. 이때 사용된 음식물찌꺼기 퇴비의 화학적 특성 및 중금속 농도는 <표 2-21>과 <표 2-22>와 같다.

<표 2-21> 음식물찌꺼기 퇴비와 토양의 화학적 특성

구분	pH	EC	T-N	T-C	C/N	P	K	Ca	Mg	Na
	1:5	dS m^{-1}	%	%	-					
퇴비	7.4	51.6	2.9	44.4	15.3	0.93	1.13	0.59	0.33	1.12
토양	6.6	0.35	0.05	3.2	64.0	0.05	0.62	0.43	0.16	0.15

자료 : 이상석・장기운(1998), 음식물찌꺼기 퇴비의 시용에 따른 토양의 화학성 변화 및 작물체내 염류의 흡수.

<표 2-22> 음식물찌꺼기 퇴비와 토양의 중금속 농도

구분	As	Cd	Cr	Cu	Hg	Pb	Fe	Zn
	mg kg^{-1}							
퇴비	0.6	0.9	ND	10.9	ND	6.4	1,936	38.1
토양	1.4	ND	4.1	5.3	ND	20.5	1,461	63.5

자료 : 이상석・장기운(1998), 음식물찌꺼기 퇴비의 시용에 따른 토양의 화학성 변화 및 작물체내 염류의 흡수.

결과를 살펴봤을 때, 토양의 화학적 특성 중 pH는, 작물의 재배 초기에 pH가 감소하였다 증가하는 경향을 보인 것으로 나타났다.

토양의 EC는 작물의 재배기간이 지남에 따라서 감소하는 것으로 나타났으며, 이것은 토양중의 염류가 일부 작물체내로 흡수되었거나 관수에 의해 용탈 또는 세탈되어 나타난 현상인 것으로 나타났다.

결과적으로 음식물찌꺼기 퇴비를 시용하였을 때, 토양의 pH는 작물을 재배함으로서 증가한 것으로 나타났으며, 토양의 EC는 토양중의 염류가 작물 재배중 일부 흡수되었거나, 관수에 의하여 감소한 것으로 나타났다.

■ 소결

음식물퇴비를 토양에 사용하였을 때, 토양에서의 이화학적 특성 변화에 대한 과거 연구사례들을 살펴보았다.

그 결과는 토양의 물리적 특성(토성 중 점토(Clay)의 함량, 배수성 등)과 재배 작물, 재배 환경 등에 따라서 변할 수 있는 것으로 나타났다.

토양의 물리적 특성에서 점토입자가 많은 토양에서는 음식물퇴비에 의하여 EC가 증가하는 것으로 나타나, 염류집적의 가능성이 있을 것으로 판단된다.

재배 작물에서는 염류에 대한 저항성이 강한 작물을 재배할 시, Na를 흡수하여 토양내 염류의 함량을 감소시키는 반면에, 염류에 대한 저항성이 약한 작물은 염류를 흡수하기 전에 고사하여 죽는 것으로 나타났다. 이것은 염류에 대한 저항성이 낮은 식물을 심었을 경우 토양내 염류집적 가능성을 낮춰주는 역할을 하지 못하는 것으로 판단된다.

작물의 재배환경에서는 밭 토양 보다는 담수 환경인 논 토양에서의 토양 염류 가능성이 낮은 것으로 나타났다. 이것은 음식물퇴비의 염류가 수분에 의하여 희석되어 그 영향이 적은 것으로 판단된다.

한편, 연구에 사용된 음식물퇴비들은 모두 비료공정규격에서 벗어나지 않는 것으로 나타났다. 그 결과 토양내 염류집적, 중금속 오염 등에 대한 영향이 적은 것으로 나타났다.

제 3 장

음식물퇴비 사용 경작지의 토양오염 가능성 분석

제1절 실험의 설계
제2절 토양오염 가능성 분석

제 3장 음식물퇴비 사용 경작지의 토양오염 가능성 분석

제1절 실험의 설계

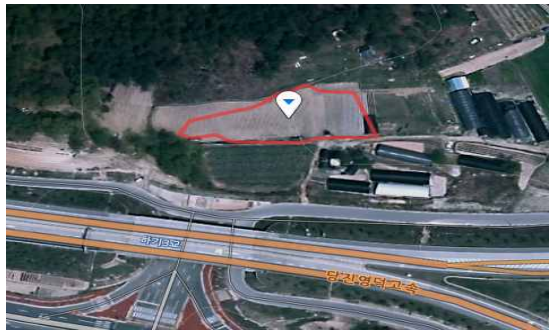
본 연구에서는 음식물퇴비를 시용한 경작지에서의 작물 재배시 토양의 이화학적 특성 변화와 토양오염 가능성을 알아보기 위해서 실험을 진행하였다.

기본적으로 실험은 음식물쓰레기를 시용한 경작지(이하 실험구)와 아무것도 처리하지 않은 경작지(이하 대조구)로 나누어 진행하였다.

1. 실험의 조건

1) 실험의 위치

실험의 위치로는 대전광역시 유성구 하기동 58-3에 있는 밭으로, 밭의 북쪽은 숲, 남쪽은 도로를 두고 있는 지형적 특징을 가지고 있다.



<그림 3-1> 실험위치 - 유성구 하기동 58-3

<그림 3-2> 실험지역

<그림 3-3> 실험구역 설정

2) 실험구역 조건

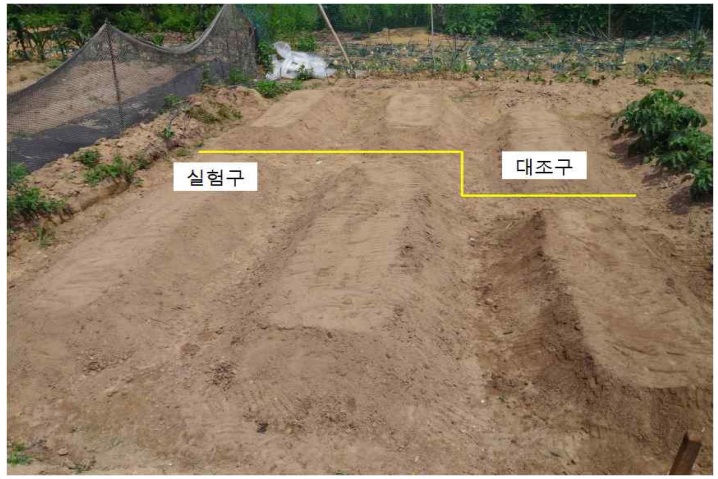
실험은 노지재배로 진행 하였다. 실험구역의 총면적은 약 30㎡였으며, 실험구와 대조구를 각각 15㎡ 씩 나눠 폭 80cm, 길이 3m 고랑을 각각 세 개씩 만들었다. 이때 대조구의 위치는 산과 가까운 북쪽을 선택하였으며, 이것은 산의 지형적 특징으로 대조구의 고도가 실험구보다 약간 높을 것으로 판단하였다.

<그림 3-4> 실험구역 나누기

음식물퇴비는 5월 14일에 시비하였으며, 그 용량은 35kg으로 실험구의 고랑에만 시비하였다.[11] 이때, 음식물퇴비는 부숙이 완료되지 않은 상태의 퇴비로 시비 후 완전 건조하여 사용하였다. 이것은 부숙상태에서 발생하는 암모니아 가스에 의한 식물체의 장해를 막기 위해서이다.

11) 이것은 유영석 외(2001)의 연구 결과로 산출된 적정 시비량으로, 토양과 식물재배에 큰 영향이 없을 것으로 예상되는 시비량이다.

<그림 3-5> 실험구 시비 (5월 14일)



<그림 3-6> 음식물퇴비 시비 후 경운 (5월 14일)

한편, 실험구와 대조구에 화학적 특성 변화를 확실히 하기 위하여 식물체를 재배하였다. 식물체는 시비 후 2주가 지난 14일 후 5월 28일 식물체를 식재하였으며, 식재한 식물은 고추(품종 : 왕건)을 이용하였다.

식물체의 식재는 각 고랑마다 16~18그루씩 식재하였으며, 총 100그루의 고추를 식재하였다.

<그림 3-7> 식물체 식재 (5월 28일)

실험 기간은 5월 14일부터 9월 5일까지 총 115일간 진행되었으며, 실험지는 노지재배의 특성상 강우, 대기 등의 영향을 받는 상태로 실험을 진행하였다.

3) 음식물퇴비 조성

실험에 이용된 음식물퇴비는 대전광역시 유성구 금고동에 위치한 금고동 위생 매립지에서 4월에 생산된 퇴비를 이용하였다.[12] 이때 이용된 퇴비의 화학조성은 다음<표 3-1>과 같다.

<표 3-1> 금고동 매립지 음식물퇴비 화학 성분표

구분	pH	EC ($dS\ m^{-1}$)	OM (%)	총 질소 ($mg\ kg^{-1}$)	유효인산 ($mg\ kg^{-1}$)	양이온			
						Na_2O	K_2O	CaO	MgO
						%			
퇴비	8.8	12.1	28.07	2,870.0	1,284.8	1.91	1.93	14.15	0.69

금고동 매립지의 음식물퇴비의 화학적 조성표는 과거 연구에 이용되었던 음식물퇴비와의 별다른 차이점은 보이지 않는 것으로 나타났다. 또한, 금고동 매립지의 음식물퇴비를 국내의 비료공정규격과 비교하였을 때, 적정 유기물 함량인 30%보다 2%가량 낮은 것으로 나타났다. 또한 C/N 비율이 약 97로 비료공정규격에서 규정하고 있는 45이하보다 2배 이상 높은 것으로 나타났다.

그러나 이것은 음식물퇴비를 가져올 당시 2차 부숙 상태였으며, 그 결과 완전히 부숙된 음식물퇴비의 경우 유기물의 함량은 좀 더 감소하여 비료공정규격보다 더 낮아질 것으로 보이지만 C/N 비율은 감소하여 비료공정규격에 적합해 질 것으로 판단된다.

12) 이 때 이용한 퇴비는 금고동 매립지의 음식물퇴비 중 4월에 생산된 퇴비로 2차 부숙 상태였으며, 20L 봉지 4개를 받아서 연구에 사용하였다.

한편, 음식물퇴비는 미부숙 상태에서 가져온 것으로, 완성되지 않은 상태의 음식물퇴비의 화학적 특성에서 다른 문제는 없는지를 알아보기 위하여 두 개의 다른 기관에 분석을 의뢰하였다. 그 결과는 <표 3-2>와 같다.

<표 3-2> 금고동 매립지 음식물퇴비 화학 조성 분석 비교

분석항목	단위	농촌진흥청	충남대학교 공동실험실습관	비료공정규격 2014. 07. 0 1 개정
As	mg kg^{-1}	-	1 이하	45
Cd	mg kg^{-1}	1 이하	1 이하	5
Pb	mg kg^{-1}	5.35	1 이하	130
Cr	mg kg^{-1}	8.90	1 이하	200
Cu	mg kg^{-1}	35.40	6	360
Ni	mg kg^{-1}	7.40	1 이하	45
Zn	mg kg^{-1}	84.80	27	900

음식물퇴비의 화학적 특성 중 중금속은 농촌진흥청에서 Pb 5.35, Cr 8.90, Cu 35.40, Ni 7.40, Zn 84.80 mg kg^{-1}로 검출되었으며. 충남대학교 공동실험실습관에서는 As, Cd, Pb, Cr, Ni이 1 mg kg^{-1}이하로 검출되었으며, Cu 6, Zn 27 mg kg^{-1}로 검출되었다.

결과적으로 중금속 농도에서는 검출기관마다 미량의 차이를 보이는 것으로 나타났으나, 모두 비료공정규격에 적합한 농도로 나타났다.

한편, 이러한 결과가 나온 이유는 음식물퇴비를 생산할 때, 음식물쓰레기와 톱밥 등을 교반하는 과정에서 음식물쓰레기의 종류와 기타 이물질 등에 의해서 차이가 날 수 있을 것으로 판단된다. 또한, 퇴비 분석과정에서 이용되는 퇴비는 0.5~1g의 미량으로 시료의 선택에서 나타날 수 있는 결과로 판단된다.

2. 실험의 방법

1) 시료의 채집

실험은 5월 14일부터 9월 5일까지 총 115일간 진행되었으며, 실험의 진행 과정은 <표 3-3>과 같다.

<표 3-3> 실험 진행 과정

5월 14일	5월 28일	6월 25일	7월 09일
음식물퇴비 시비	식물체 식재	토양 채집	토양 채집
7월 23일	8월 06일	8월 20일	9월 5일
토양 채집	토양 채집	토양 채집	토양 채집

토양을 채집할 때에는 식물체를 제거한 후, 표층의 유기물(낙엽, 잡초 등)을 걷어낸 상태에서 0~20 cm를 표층, 20~40 cm를 심층으로 구분하여 채집하였다.

<그림 3-8> 토양 표층토 채집 (0~20cm)

<그림 3-9> 토양 심층토 채집 (20~40cm)

2) 시료의 분석

채집된 토양은 자연건조를 통하여 수분을 말린 후, 파쇄하여 간격 2mm의 채를 이용하여 2mm이하의 크기의 토양만을 분리하여 보관하였다. 또한, 분석을 하기 전에는 전기 오븐에서 105 ℃에서 48시간 건조시킨 후 분석에 이용하였다.

토양은 기본적으로 물리적, 화학적 특성을 분석하였다. 물리적 특성에서는 토성을 분석하였고, 이화학적 특성에서는 pH, EC, 유기물 함량, 총 질소, 총 인, 염소이온, 양이온, 중금속 함량을 분석하였다.

<표 3-4> 시료 분석 항목

구분	토양	
	물리적 특성	화학적 특성
분석항목	• 토성	• pH • EC • 유기물 함량 • 총 질소 • 유효인산 • 염소이온 • 양이온 (Na, K, Ca, Mg) • 중금속 (As, Al, Cd, Cr, Cu, Fe, Ni, Pb, Zn)

(1) 물리적 특성 분성방법

① 토성

토성이란 토양의 Sand, Silt, Clay의 조성의 분포를 분석하는 것이다. 이것은 Sand, Silt, Clay의 조성 분포에 따라서 12가지의 토성으로 분류된다.

한편, 토양의 조성 중 Sand와 Silt의 함량이 많을수록 토양이 함유할 수 있는 수분, 양분은 적어지며, Clay의 함량이 많을수록 증가하게 된다.

토성은 입도분석법과 비중계법으로 분석하였다.

입도분석법이란 토양을 입경크기별로 분류하여 조성을 구분하여 분석하는 방법으로 체분석과 침강분석으로 나뉜다. 입도 분석은 한국 산업안전규격 KS F 2302 흙의 입도 시험 방법 중 체분석으로 실시하였다.

체분석은 건조된 토양시료를 2mm이하의 체를 통하여 입경분리를 하는 방법으로, 각 입경별로 토양 입도분포를 분석하였다. 이때 2~0.5mm는 Sand, 0.5~0.002mm는 Silt, 0.002mm이하는 Clay로 구분한다.

비중계법은 토양 시료를 500 ℃의 전기로에서 유기물을 완전 분해시켜 이용하였다. 유기물이 분해된 토양은 증류수와 분산제(5% 헥사메타인산나트륨)로 토양의 입단을 분산시키고, 분산된 시료 용액의 비중과 온도를 측정하여 입도분포를 계산하였다.

(2) 화학적 특성 분석 방법

① pH

토양의 pH는 토양내 존재하는 이온들이 변하는 과정 중에서 수소이온의 농도에 따라 변화된다.

토양 pH의 측정은 105 ℃에서 건조된 토양을 5g을 취하여 용기에 넣고, 토양과 증류수를 1 : 5의 무게비율로 혼합한 후, pH 전극을 이용하여 측정하였다.

② EC (전기전도도)[13]

토양의 EC는 토양에 존재하는 이온들의 세기를 나타낸다. 이것은 토양내 존재하는 이온의 농도가 높을수록 높은 측정값을 나타낸다.

13) 전기전도도란 용액 중 전해질 이온의 세기를 나타내는 척도로, 전기 전지 저항의 역수로 나타낸다. 토양내 포화 침출액의 전기 전도도가 4 dS m^{-1}이상인 토양은 염류토로 분류한다(토양비료 용어사전(2012), 한국토양비료학회, 농촌진흥청, 국립농업과학원).

토양의 EC가 4 dS m^{-1}보다 높으면 염류토로 분류되며, 이것은 토양내 이온들이 과다로 존재하여 작물의 생육에 있어서 염류내성 식물을 제외한 나머지 식물에서는 부정적인 영향을 미칠 수 있다.

토양의 EC는 pH와 마찬가지로 토양과 증류수를 1 : 5의 무게비율로 혼합한 후, EC 전극을 이용하여 측정하였다.

③ 유기물 함량

토양 유기물이란 토양내 존재하면서 Clay와 마찬가지로 표면이 전하로 대전되어 있다. 이것은 양분 및 수분을 함유할 수 있으며, Clay의 함량이 적은 토양에서 유기물이 존재하면 양분과 수분의 보유력은 증가될 수 있다.

또한, 유기물은 토양내 존재하는 미생물들이 번식할 수 있는 터전으로 이용되어지며, 이것은 식물의 성장에 필요한 양분 공급을 도와준다.

이 외에 토양내 유기물은 통기성과 배수성을 증진시켜주며, 화학적 특성의 급변을 완충해주는 작용을 한다.

그러나 토양내 유기물이 과다하게 존재하고 있으면 물리적으로 안정적이지 못하며, 염류집적의 원인이 되기도 한다. 반면에, 유기물이 감소하게 되면 미생물이 번식할 수 있는 에너지원이 감소하게 되며, 결국에는 미생물이 사멸하게 되는 양면적 특성을 지니고 있는 화학적 특성이다.

토양의 유기물 함량 분석방법에는 Tyurin 법, Walkley-black 법, 비색법을 주로 사용한다.

먼저, Tyurin 법은 토양의 유기물에 산을 첨가해 열 분해시키고, 발생된 유기탄소를 중크롬산칼륨($K_2Cr_2O_7 \cdot H_2O$)으로 산화시킨다. 이것은 황산암모늄황산제1철($(NH_4)_2SO_4FeSO_4$)용액을 이용하여 역적정을 통해 산화에 소모된 산화제의 양으로부터 탄소함량을 알아내고, 부식 중의 탄소함량비(1.724)를 곱해서 산출한다.

Tyurin 법의 장점은 유기탄소의 높은 회수율로 인한 정량적인 결과를 얻을

수 있다. 그러나 분해 중 발생하는 중크롬산칼륨의 폐액으로 인하여 실험 후 폐액처리가 어렵고, 열분해를 하기 때문에 각별한 주의가 필요하며, 결정적으로 유기물이 많은 토양에서의 유기물 적정은 정확도가 떨어진다.

다음으로 Walkley-black 법은 Tyurin 법과 거의 동일하다. 그러나 열분해를 하지 않으며, 적정 시약으로서 다양한 시약을 사용할 수 있다는 장점이 있다. 한편, 단점으로는 Tyurin 법과 동일한 단점을 지니고 있다.

마지막으로 비색법은 전처리과정은 Tyurin 법과 거의 동일하다.

토양 유기물을 분해 한 용액을 분광광도계를 이용하여 610nm에서 흡광도를 측정하고, 표준용액의 흡광도를 이용해 작성한 흡광곡선 방정식에 대입하여 산출한다.

비색법의 장점은 적정에 필요한 시약이 없으며, 기계로 분석하는 방법으로 빠르게 분석할 수 있다. 그러나 기계적인 측정법으로 오차 발생률이 높으며, 측정기기장비의 값이 비싸 구비하기 어렵다. 또한, 기기의 상태에 따라서 동일한 시료라도 값이 변할 수 있어, 측정을 할 때 한번에 해야 하는 단점이 있다.

본 연구에서는 유기물 함량의 분석방법에 Walkley-black 법을 이용하였다. 그 이유는 예비실험에서 토양내 유기물의 함량이 높지 않은 것으로 나타나 선택하였다.

④ 총 질소

질소는 작물의 생육에 큰 영향을 미치는 원소이다.

질소의 분석방법에는 총 질소(Total-N)를 측정할 수 있는 Kjeldahl 법과 암모니아태(NH_4-N) 질소를 측정할 수 있는 증류법, 질산태(NO_3-N) 질소를 측정할 수 있는 Kjeldahl 증류법이 있다.

먼저 총 질소를 측정하는 Kjeldahl 법은 토양시료를 촉매제를 넣고 열을 가하는 산분해 과정을 거친다. 이때 토양에 있는 모든 종류의 질소를 암모니아

태 질소로 전환시키고, 증류를 통하여 얻어낸 용액을 적정하는 것으로 질소의 함량을 측정한다.

총 질소 분석방법은 토양내 존재하는 모든 종류의 질소를 측정하는 방법이다. 이것은 식물체의 장기적인 질소 가용량을 분석하는 방법으로서 주로 이용된다.

그러나 분해온도가 360℃~410℃ 사이로 적당하지 않으면 불완전분해 · 휘산이 일어나며, 열분해를 통한 분석방법으로 각별한 주의가 필요하다. 또한, 분석에 걸리는 시간이 오래 걸리는 단점이 있다.

다음으로 암모니아태(NH_4-N) 질소 분석방법은 증류법으로 토양 입자 표면에 흡착되어 있는 NH_4^+을 KCl용액으로 치환하고 MgO로 알킬화 하여 증류 적정하는 방법이다.

이 방법은 토양 표면에 있는 NH_4^+을 보다 반응성이 높은 K^+으로 치환하여, 치환에 이용한 용액내의 NH_4^+을 측정하는 방법이다. NH_4^+은 식물의 뿌리에 흡수될 때 NO_3^-가 되어야 한다. 즉, NH_4^+의 측정은 식물이 직접적으로 가용하기 전의 질소의 함량을 측정하는데 주로 이용된다.

한편, 이 방법은 기준이 되는 공시험 값에 따른 결과가 크게 달라지므로 주의해야 한다.

마지막으로 질산태 질소(NO_3-N)를 측정하는 Kjeldahl 증류법은 암모니아태(NH_4-N) 질소 추출액에 데발다합금(devarda's alloy)을 가하여 질산태 질소(NO_3-N)를 암모니아태(NH_4-N) 질소로 전환시켜 증류하는 방법이다. 이것은 암모니아태(NH_4-N) 질소 측정 증류법과 유사하다. 이 방법 또한 공시험 값에 따른 결과변화가 크다.

본 연구에서는 식물체를 재배하여 토양내 화학적 특성 변화를 살펴봤으므로, 총 질소 함량을 분석하였다. 총 질소의 분석은 Kjeldahl 법을 이용하였다.

⑤ 유효인산

인은 식물의 꽃과 과실이 맺히는데 필요한 다량원소이다. 그러나 인은 다른 영양소에 비하여 토양에 흡착되어 고정되는 양이 많아 가용되는 인은 적은 것으로 알려져 있다. 따라서 토양내 양분의 유효도의 지표로서 이용할 수 있는 유효인산을 측정하였다.

유효인산은 결합하고 있는 금속을 산으로 용해하여 착화합물을 형성시킨 후, 토양에서 인산을 분리시키는 단계와 용해된 용액중의 인산을 정량하는 단계 두 가지로 나누어 측정한다.

토양의 유효인산을 분석하는 방법에는 Lancaster법을 주로 사용한다.

Lancaster 법은 토양에 흡착되어 있는 인산을 아세트산(Acetic acid)과 젖산(Lactic acid)을 원료로 이용해 만든 산으로 추출을 한다. 추출된 용액은 비색법[14]인 1-amino-2-naphthol - 4sulfonic acid에 의한 몰리브덴(Mo) 청법에 사용한다.

비색법인 1-amino-2-naphthol- 4sulfonic acid에 의한 몰리브덴(Mo) 청법은 1-amino-2- naphthol- 4sulfonic acid용액과 몰리브덴산 암몬황산 희석혼합액을 이용한다. 이것은 인이 추출된 추출액과 혼합하여 추출액을 발색시키며, 발색된 색을 파장 720㎚또는 660㎚에서 흡광도를 측정하여 분석한다.

이 방법은 발색온도인 30 ℃를 항상 유지하여야 하며, 발색 안정도가 낮아 1시간 내에 측정하여야 한다는 단점이 있다.

본 연구에서는 토양의 유효인산 분석에서 주로 이용하는 Lancaster 법을 이용하여 분석하였다.

14) 비색법이란 시료내의 물질을 착색시약을 이용하여 착색시킨 후, 미지시료와 표준용액의 색깔의 농도를 투과광이나 반사광의 정도를 비교하여 미지시료내의 물질을 정성·정량하는 방법이다(윤창주(2011), 화학용어사전, 화학용어사전편찬회, 일진사).

⑥ 양이온

양이온은 식물체의 생육에 있어서 주요한 양분으로 이용된다. 토양내에서 주로 분석하는 항목은 식물체가 생육하는데 주로 이용되는 K, Ca, Mg, Na 네 가지 이다.

이중 Na, Ca, Mg는 SAR(Sodium Adsorption Rate : 나트륨 흡착비)을 산출하기 위해서 필요한 지표이기도 하다. SAR의 값이 13이상인 토양의 경우는 염류나트륨성토양(saline Sodic soil)로 분류되며[15], 식물체의 생육에 악영향을 미친다.

양이온는 음식물퇴비의 큰 특성중 하나인, 높은 염류농도로 인하여 토양내 염류화가 우려될 것으로 예상하여 분석하였다.

양이온의 분석에는 ICP(Inductively coupled plasma : 유도결합 플라즈마)를 이용하였으며. 이때 추출액은 아세트산암모늄(Ammonium acetate)을 이용하여 치환성 양이온[16]을 추출하였다.

⑦ 염소이온[17]

염소이온은 식물이 자라는데 광합성의 물 분해반응에 필요한 원소로서 작용한다. 그러나 염소이온이 과다하여 독성이 생기면, 식물의 조직이 생장하는데 필요한 세포분열과 세포확장을 억제할 수 있으며, 조직과 기관 등을 고사시킬 수 있다.

특히, 염소이온은 음식물퇴비를 시용하였을 때, NaCl의 형태에서 분리되어 토양내에 존재할 수 있는 염소이온을 분석하기 위해 선택하였다.

분석에는 IC(Ion chromatography : 이온 크로마토그래피)를 이용하였으며, 염소이온의 추출용액은 양이온과 동일한 용액에서 사용하였다. 이것은 아세트산암모늄(Ammonium acetate)을 이용하여 추출한 용액이다.

15) 토양비료 용어사전(2012), 한국토양비료학회, 농촌진흥청 국립농업과학원.
16) 치환성 양이온이란 토양입자 표면에 흡착되어 있는 양이온으로 토양용액 중에 있는 양이온과 치환이 가능한 형태를 말한다(정동효・윤백현・이영희(2012), 차생활문화대전, 홍익재).
17) 권영명・고석찬・김준철 외(2003), 식물생리학, 아카데미서적.

⑧ 중금속

중금속은 식물체가 생육하는데 있어서 미량원소로도 쓰이지만 그 양이 과하면 생육장해를 일으킨다. 특히, 유해 중금속으로 분류되는 As, Cd, Cr, Pb 등은 식물체내에 축적되면, 식량으로 이용하였을 때 인체에 축적된다.

한편, 음식물퇴비에서의 유해 중금속 함량은 비료공정규격에 적합한 것으로 나타났으나, 과거 선례연구 결과에 따라서 재배과정의 환경, 재배 식물 등에 따라 토양내 다른 양상을 나타낼 것으로 판단되어 측정하였다.

일반적으로 토양내 중금속은 왕수분해를 이용하여 추출한 용액을 이용하여 분석한다. 그러나 이것은 토양내 존재하는 물질(유기물, 퇴비 등)에 의한 중금속 함량이 아닌, 토양자체에 의한 중금속 함량도 측정될 수 있는 방법이다.

또한, 식물체가 단기간에 이용가능한 중금속은 치환성 중금속을 이용함으로 토양을 왕수분해하지 않고, 아세트산암모늄 용액을 이용하여 추출한 후 ICP를 이용하여 중금속 함량을 분석하였다.

제2절 토양오염 가능성 분석

1. 토양의 물리적 특성 분석

1) 토성

토성분석은 토양의 물리적 특성 중 토양에 존재하는 Sand, Silt, Clay의 함량을 측정한다. 이것은 토양의 화학적 특성 중 수분보유력과 양분보유력 등을 예측하는데 이용한다.

토성분석에는 입도분석과 비중계법에 의한 토성 분석방법을 이용하여 분석하였다.

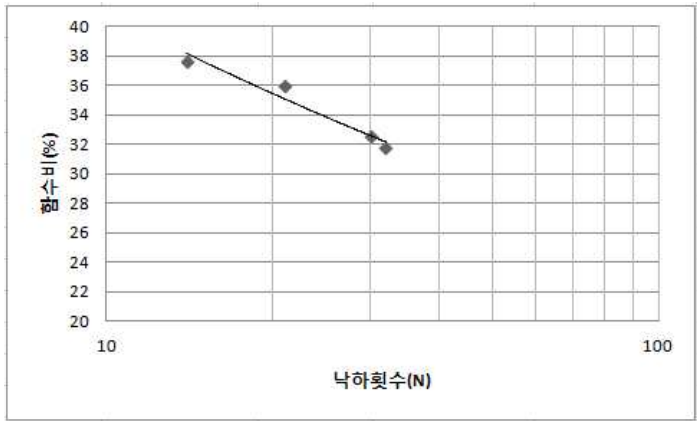
○ 입도분석에 의한 토성 분석

입도분석은 체의 간격의 크기가 4.76mm, 2mm, 1.19mm, 0.42mm 0.25mm, 0.149mm, 0.074mm인 체를 이용하여 토양을 분류하였다. 그 결과는 <표 3-5>와 같다.

<표 3-5> 실험 토양의 입도분포 분석

체 번호	입경 크기 (mm)	잔류토무게 (g)	잔류율 (%)	가적잔류율 (%)	가적통과율 (%)
4	4.76	9.7	0.79	0.79	99.21
10	2	62.4	5.09	5.88	94.12
16	1.19	153.6	12.53	18.41	81.59
40	0.42	495.6	40.43	58.85	41.15
60	0.25	313.2	25.55	84.40	15.60
100	0.149	29.4	2.40	86.80	13.20
200	0.074	93	7.59	94.39	5.61
pan	0	68.8	5.61	100.00	0.00
총계		1225.7			

이때 200번 체로 분류한 토양의 잔류율이 5.61%로 나타났으며, 5%를 초과하여 정확한 분류를 위해 액성한계[18] 시험과 소성한계[19] 시험을 진행하였다.



<그림 3-10> 액성 한계 결과 그래프

액성한계는 약 34%로 나타났으며, 소성한계는 약 33.31%로 나타났다. 결과를 바탕으로 통일분류법에 의한 토양의 토성은 GW-GM으로 Silt와 Sand가 섞인 입도 양호한 자갈로 나타났다.

한편, 이 결과는 농촌진흥청에서 관리하고 있는 토양 분석법의 결과가 아닌, 에너지관리공단에서 규정하고 있는 토질분석 방법으로, 농업토양 분석방법의 결과와는 약간의 차이가 있을 것으로 판단된다.

18) 흙이 소성 상태에서 액체 상태로 바뀔 때의 함수비로, 낙하횟수가 25회이었을 때의 함수비를 말한다 (에너지관리공단 www.kemco.or.kr).
19) 흙이 소성 상태에서 반고체 상태로 바뀔 때의 함수비를 말한다(에너지관리공단 www.kemco.or.kr).

○ 비중계법에 의한 토성분석

비중계법을 이용한 토성분석은 토양을 표층과 심층으로 구분하여 분석하였고, 그 결과는 <표 3-6>과 같다.

<표 3-6> 실험 토양의 토성 분류 [단위 : %]

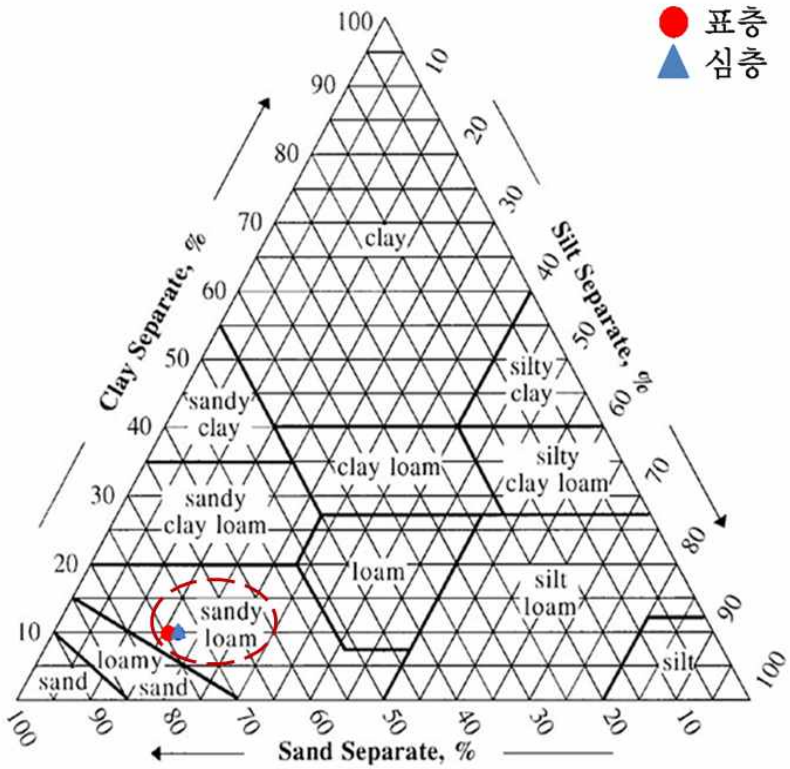
구분	Sand	Silt	Clay	토성
표층	75.88	14.96	9.16	Sandy loam(사양토)
심층	74.48	16.36	9.16	Sandy loam(사양토)

표층의 토양은 Sand 75.88%, Silt 14.96%, Clay 9.16%로 나타났으며, 심층의 토양은 Sand 74.48%, Silt 16.36%, Clay 9.16%로 나타났다. 이 결과를 토성 삼각표에 대입해본 결과 표층과 심층 모두 Sandy loam(사양토)로 나타났다.

실험지역의 토양은 비교적 Clay의 함량이 적은 Sandy loam(사양토)로 나타났으며, 이것은 기본적으로 토양의 양분 또는 수분의 보유력이 낮을 것으로 판단된다.

한편, 과거의 연구사례의 결과에 비추어 보았을 때, 토양의 물리성 만으로는 실험지역의 토양에서 음식물퇴비를 시용하였을 때, 염류집적이나 양분 과다에 의한 토양오염의 가능성은 낮을 것으로 판단된다.

그러나 노지재배 및 도시농업이라는 특성상 다른 화학적, 환경적 요인 차이에 의한 결과를 배제할 순 없을 것으로 판단되어 화학적 분석을 통한 토양오염 가능성에 대해서 살펴보았다.



<그림 3-11> 토양 삼각도를 이용한 토성분석

2. 토양의 화학적 특성 변화 분석

1) pH

토양의 pH는 양분의 이동성에 영향을 준다. 작물생육에 있어서 적정한 토양의 pH는 5~7사이이다.

토양의 pH는 농촌진흥청에서 공시하고 있는 토양화학 분석법에 따라 토양과 물을 1 : 5의 무게비율로 혼합하여 측정하였다.

<표 3-7> 토양의 pH 변화 비교

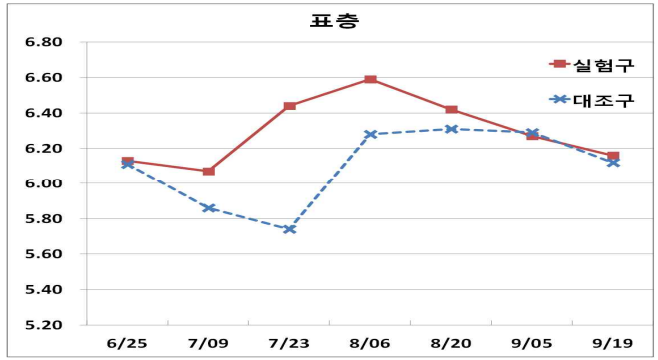
구분	표층		심층	
	대조구	실험구	대조구	실험구
6월 25일	6.11	6.13	5.95	5.91
7월 09일	5.86	6.07	5.58	6.02
7월 23일	5.74	6.44	5.16	5.68
8월 06일	6.28	6.59	5.68	5.64
8월 20일	6.31	6.42	5.80	5.79
9월 05일	6.29	6.27	5.49	5.52
9월 19일	6.12	6.16	5.20	5.71

토양의 pH는 실험구와 대조구 모두 큰 차이를 보이지 않는 것으로 나타났다. 특히, 식물체의 생육 초반과 생육 후기에는 그 차이가 거의 없는 것으로 나타났다.

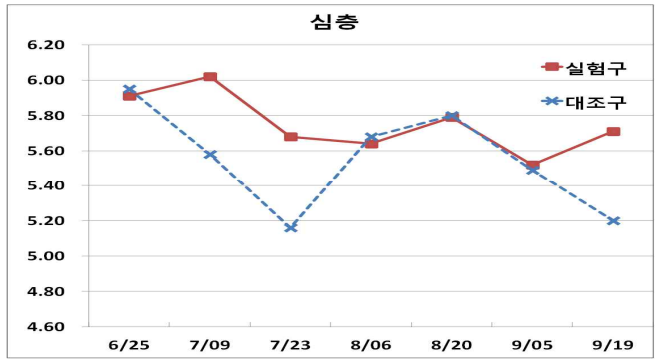
한편, 식물체의 생육 중반 토양 표층의 pH는 증가한 반면에, 심층의 pH는 감소하는 경향을 보이는 것으로 나타났다. 이것은 토양 표층의 경우 강우현상, 건조현상 등 환경적 특성에 더 많은 영향을 받을 수 있어 나타난 것으로 판단된다.

또한, 실험구의 pH는 대조구와 비교하였을 때, 변화폭이 더 적은 것으로 나타났다. 이것은 음식물퇴비를 시용함으로서 토양내 유기물이 증가했을 것으로 판단되며, 그 결과 유기물이 토양내 pH변화에 있어서 완충작용[20]이 발생한 것으로 판단된다.

결과적으로 토양내 pH 변화에서는 식물체의 생육중반 극소한 차이를 보이나 생육이 끝났을 때에는 그 차이가 없어지는 것으로 나타났다.



<그림 3-12> 토양 표층의 pH 변화 비교



<그림 3-13> 토양 심층의 pH 변화 비교

20) 용액에 산 또는 염기를 가하였을 때 생기는 pH의 변화의 크기를 감소시켜주는 작용(한국식품과학회 (2008), 식품과학기술대사전, 광일문화사.)

○ EC

EC란 전기전도도로 토양용액 중 전해질 이온의 세기를 나타내는 척도이다. 토양 EC의 값이 4 dS m^{-1}이상일 경우 염류토로 분류하고 있다.[21)]

토양 EC는 농촌진흥청에서 공시하고 있는 토양화학분석법에 따라 토양과 물을 1 : 5의 무게비율로 혼합하여 측정하였다.

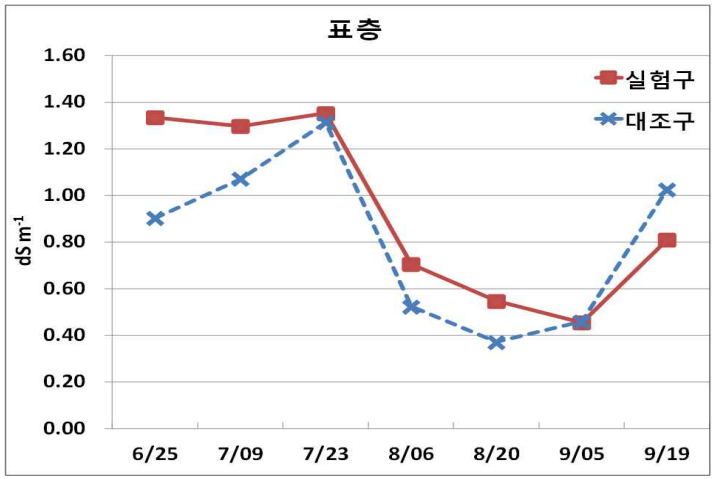
<표 3-8> 토양의 EC 변화 비교 [단위 : dS m^{-1}]

구분	표층		심층	
	대조구	실험구	대조구	실험구
6월 25일	0.90	1.33	1.09	0.88
7월 09일	1.07	1.30	1.49	1.64
7월 23일	1.31	1.35	0.58	0.63
8월 06일	0.52	0.71	0.74	0.50
8월 20일	0.37	0.55	0.32	0.39
9월 05일	0.46	0.45	0.23	0.25
9월 19일	1.02	0.81	0.59	0.35

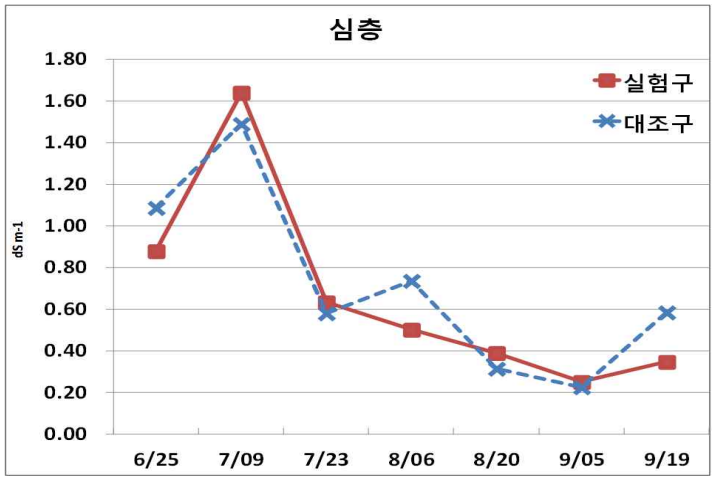
토양의 EC는 대조구와 실험구 모두 비슷한 수준인 것으로 나타났다. 식물생육 초기 실험구의 표층에서 EC가 약간 높은 것은 음식물퇴비에 함유되어 있는 이온들에 의해 증가된 것으로 판단된다.

한편, EC값은 대조구와 실험구 모두 4 dS m^{-1}을 초과하지 않은 것으로 나타났으며, 이것은 토양염류화의 가능성이 낮다는 것을 의미한다. 따라서 음식물퇴비를 이용했을 때 토양염류화의 가능성은 낮을 것으로 판단된다.

21) 한국토양비료학회(2012), 토양비료 용어사전, 농촌진흥청 국립농업과학원.



<그림 3-14> 토양 표층의 EC 변화 비교



<그림 3-15> 토양 심층의 EC 변화 비교

○ 유기물 함량

토양내 적당한 유기물은 토양의 입단화를 촉진시켜 통기성 및 배수성과 같은 물리성, 양분 및 수분 보유력과 같은 이화학적 특성을 개선시켜주는 역할을 한다. 이 외에도 토양미생물의 주거기능 및 활성화, 양분공급, 유해물질 흡착능 증대 등의 기능을 하여 식물생육에 도움을 준다.

그러나 과도한 유기물은 C/N율(탄질비)[22] 증가시켜 유기물의 분해를 억제시키고, 미생물의 활성도와 양분공급능력을 감소시킨다.

토양 유기물은 Walkely-black 법을 이용하여 분석하였으며, 결과는 <표 3-9>와 같다.

<표 3-9> 토양의 유기물 함량 변화 비교 [단위 : %]

구분	표층		심층	
	대조구	실험구	대조구	실험구
6월 25일	4.04	4.80	2.91	2.60
7월 09일	4.59	5.00	2.45	2.90
7월 23일	3.29	4.43	1.27	1.81
8월 06일	3.74	3.76	1.14	1.38
8월 20일	4.13	4.53	0.89	1.24
9월 05일	3.87	3.59	1.14	1.11
9월 19일	3.82	4.41	0.84	1.31

토양의 유기물 함량은 대조구와 실험구 모두 비슷한 것으로 나타났다.

그러나 음식물퇴비를 시용한 실험구의 경우 대조구와 비교하였을 때, 그 차이가 약 0.5% 안팎으로 나타났다. 이것은 음식물퇴비에 의한 유기물 함량 증의 효과가 있을 것으로 판단된다.

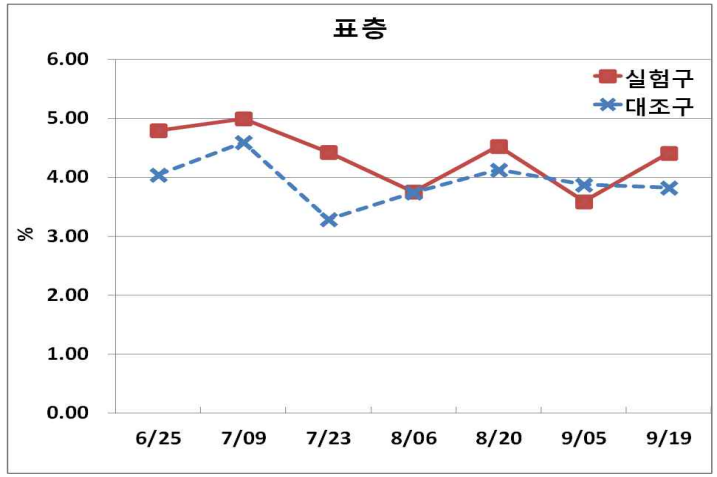
한편, 토양의 표층은 유기물 함량이 적정수준에서 감소하지 않는 것으로 나타났으나, 심층의 유기물은 점차 감소하는 것으로 나타났다. 이것은 토양 표층

22) 탄질비란, 유기물 중의 탄소와 질소의 질량비를 의미한다. 탄질비가 높으면 미생물에 의한 유기물의 분해가 어렵게 된다. 탄소는 미생물의 에너지원이며, 질소는 미생물의 증식원으로 작용한다. 즉, 탄소가 많고 질소가 적으면 에너지원은 충분하나, 분해할 수 있는 미생물이 적어 유기물의 분해속도가 감소하게 된다. 반면에 탄소가 적고 질소가 많으면 에너지원은 적으나 미생물이 많아 분해속도가 빠르다고 할 수 있다(이동범(2000), 자연을 꿈꾸는 뒷간, 도서출판 들녘).

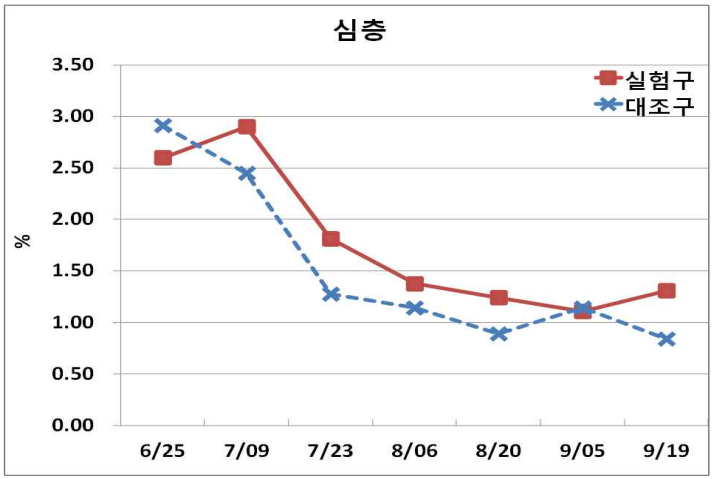
의 경우 식물생육기간동안 식물체의 낙엽이나 낙과에 의한 유기물이 지속적으로 공급되었을 것으로 판단된다.

반면에, 토양의 심층은 유기물의 공급이 전달되지 않고, 식물이 생육함에 따라서 분해되거나 강우에 의해 침출 되었을 것으로 판단된다.

결과적으로 음식물퇴비는 토양내 유기물 함량 증가의 효과가 미량 있는 것으로 나타났다. 그러나 이것은 실험에 이용되었던 음식물퇴비의 경우 유기물 함량이 약 30%정도로 매우 낮은 성상을 나타내었으며, 그 결과 유기물 함량 증가의 영향이 적은 것으로 판단된다.



<그림 3-16> 토양 표층의 유기물 함량 변화 비교



<그림 3-17> 토양 심층의 유기물 함량 변화 비교

○ 총 질소

토양내 질소는 질산태질소(NO_3^--N)와 암모니태질소(NH_4^+-N)의 무기형태를 비롯하여, 유기질 형태의 질소, 가스 형태 등으로 존재한다.

농업에 있어서 질소는 식물체의 생육에 필수적으로 필요한 영양소이다. 그러나 국내의 농업에서 질소는 과다시비의 문제로 인하여 토양오염뿐만 아니라 수질오염의 원인으로 지목되기도 한다.

특히, 과도한 질소를 토양내 시비하면 암모니아 가스에 의한 식물생육 장해, 토양침출수 발생시 수질오염 등의 가능성이 있다.

따라서 토양내 질소의 함량은 적정 수준으로 유지되어야 토양오염 가능성이 적을 것으로 판단된다.

총 질소의 분석은 농촌진흥청에서 고시하고 있는 Kjeldahl 증류법을 이용해서 분석하였다.

<표 3-10> 토양의 총 질소 함량 변화 비교 [단위 : %]

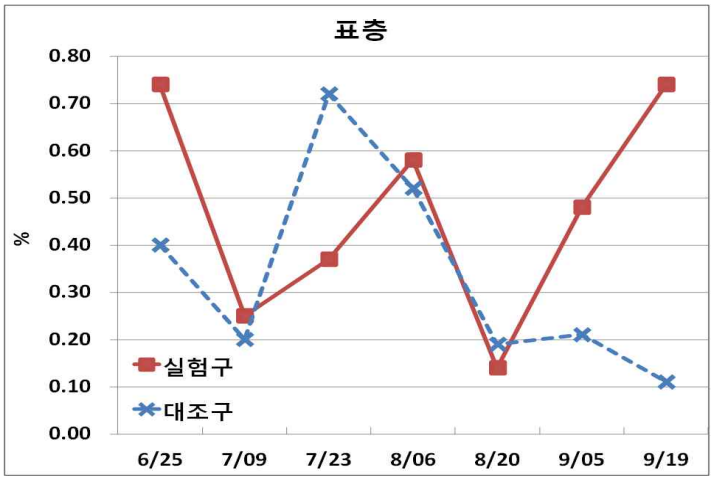
구분	표층		심층	
	대조구	실험구	대조구	실험구
6월 25일	0.40	0.74	0.47	0.14
7월 09일	0.20	0.25	0.12	0.14
7월 23일	0.72	0.37	0.07	0.02
8월 06일	0.52	0.58	0.50	0.75
8월 20일	0.19	0.14	0.16	0.28
9월 05일	0.21	0.48	0.05	0.25
9월 19일	0.11	0.74	0.08	0.14

토양내 총 질소의 농도는 대조구와 실험구 모두 비슷한 수준으로 나타났으며, 별다른 경향을 보이지 않았다.

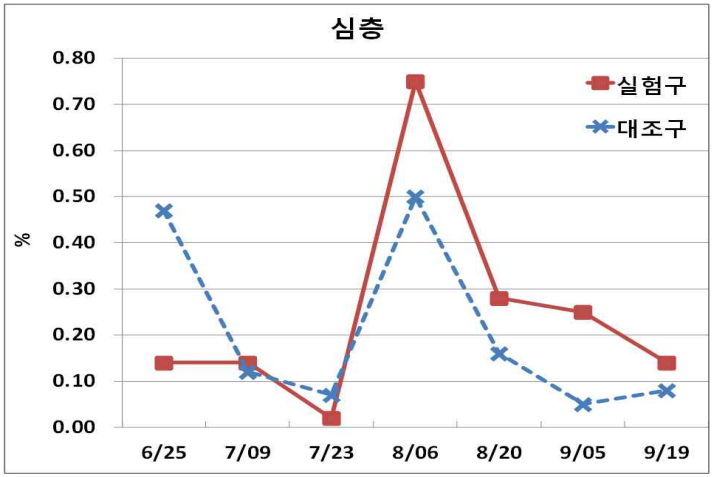
한편, 식물생육 초기에 실험구의 표층에서 실험구가 대조구와 비교하였을 때, 약간 상회하는 것으로 나타났다. 그러나 대조구의 경우 심층에서 총 질소의 함량이 더 높아 음식물퇴비에 의한 영향은 아닌 것으로 판단된다.

식물생육 중기에 총 질소가 급격하게 상승한 것은 장마철로, 100mm 이상의 강우가 내렸고, 이때 식물체에서는 낙엽과 낙과가 발생하였다. 그 결과 낙엽 및 낙과에 의한 식물체가 토양내 투입되어 증가한 것으로 판단된다.

한편, 일반 경작지의 표층토에서 총 질소의 평균농도는 0.5%이며, 실험의 결과와 큰 차이를 보이지 않았다. 따라서 음식물퇴비를 사용하였을 때 발생할 수 있는 질소의 함량 증가는 문제가 없을 것으로 판단된다.



<그림 3-18> 토양 표층의 총 질소 함량 변화 비교



<그림 3-19> 토양 심층의 총 질소 함량 변화 비교

○ 유효인산

인산은 농업에 있어서 과실을 맺는데 필수적인 영양소이다. 또한 이것은 질소와 마찬가지로 과다하게 존재할 경우 수질오염의 원인이 될 수 있다.

그러나 인산은 일정 pH구간에서 토양내에 존재하는 무기양분 중 Fe, Al 등의 금속이온과 결합하여 불용화 상태로 침전된다. 그 결과 토양에서 식물체가 이용할 수 있는 인산은 유효인산으로 구분하여 측정한다.

한편, 인산은 불용화 특성에 따라서 일반 시비기준보다 더 많은 양을 시비하는 경우가 많다. 그 결과 토양내 인의 함량이 증가하게 되며, 이것은 토양오염뿐만 아니라 토양침출수에 의하여 수질 오염의 원인이 되기도 한다.

따라서 유효인산의 경우도 적당한 양을 시비하여야 토양오염뿐만 아니라 다른 환경오염의 원인의 발생량을 줄일 수 있을 것으로 판단된다.

유효인산의 분석방법은 농촌진흥청에 고시하고 있는 Lancaster법으로 분해하였으며, 몰리브덴청법을 이용하여 적정하였다.

<표 3-11> 토양의 유효인산 함량 변화 비교 [단위 : %]

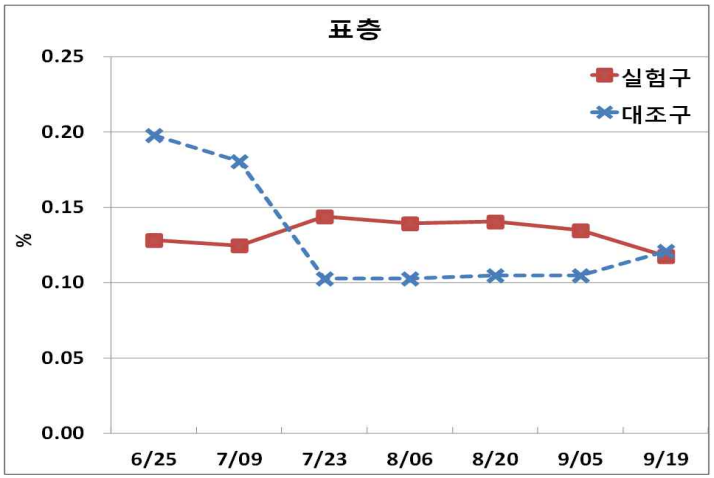
구분	표층		심층	
	대조구	실험구	대조구	실험구
6월 25일	0.20	0.13	0.10	0.10
7월 09일	0.18	0.12	0.13	0.11
7월 23일	0.10	0.14	0.07	0.09
8월 06일	0.10	0.14	0.07	0.10
8월 20일	0.10	0.14	0.06	0.09
9월 05일	0.10	0.13	0.08	0.06
9월 19일	0.12	0.12	0.07	0.08

유효인산은 대조구와 실험구 모두 비슷한 것으로 나타났다. 특히, 식물체의 생육 초기 대조구는 유효인산 농도가 급격하게 감소한 것으로 나타났는데, 이것은 양분세탈이나 불용화가 일어난 것으로 판단된다.

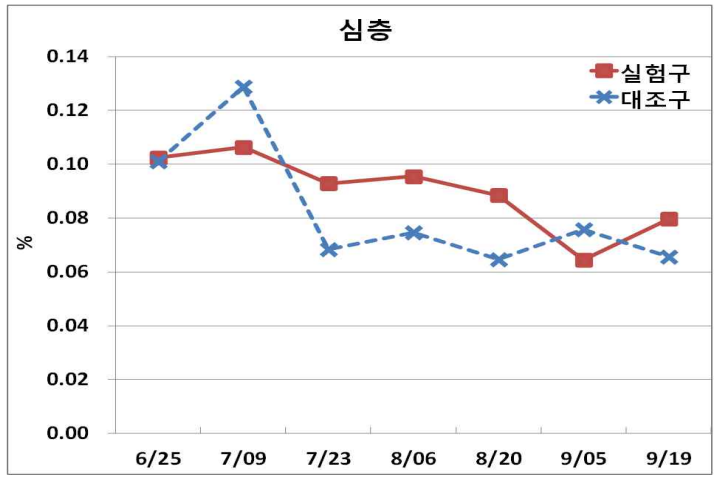
한편, 식물체의 생육을 하면서 대조구 토양의 유효인산은 점점 감소하는 반면에, 실험구의 유효인산은 일정수준을 유지하는 것으로 나타났다. 이것은 식물체를 생육함에도 그 농도가 감소하지 않으면, 점차적으로 집적될 수 있는 가능성이 있을 것으로 판단된다.

그러나 이것은 다년간의 결과가 아닌 일년작에서 나타난 경향으로 음식물퇴비에 의한 영향으로 판단하기 어렵다.

결과적으로 음식물퇴비를 시용하였을 때, 토양에서의 유효인산 증가에 대한 영향은 적은 것으로 나타났다. 한편, 지각에 분포하고 있는 인산의 평균 농도는 0.06% 정도로 약 2배 많은 것으로 나타났으나, 대조구와 실험구 모두 비슷한 농도로 나타나 토양 자체의 유효인산 농도가 높은 것으로 판단된다.



<그림 3-20> 토양 표층의 유효인산 함량 변화 비교



<그림 3-21> 토양 심층의 유효인산 함량 변화 비교

○ 염소이온

토양내 염소이온은 음이온으로 토양 표면 및 광물에 쉽게 흡착되지 않는 특성을 갖고 있어 배수가 잘되는 조건에서는 쉽게 용탈된다. 그러나 배수불량지에서는 염소이온의 농도가 높아져 집적될 가능성이 있다.

한편, 염소이온이 토양내에 과다한 경우 식물체가 흡수할 수 있는 NO_3^-나 SO_4^{2-}등과 같은 이온들과 길항작용이 발생하며, 그 결과 흡수를 저해할 수 있다.

염소이온은 우리나라 음식의 특성상 다량의 NaCl의 첨가된 음식물로 음식물퇴비를 만들게 되며, 음식물퇴비에도 다량의 NaCl을 함유하고 있을 가능성이 있다. 따라서 음식물퇴비 시용시 토양내 염소이온의 농도를 확인할 필요가 있을 것으로 판단된다.

토양의 염소이온은 토양을 물과 1 : 5의 비율로 혼합하여 추출한 후 이온크로마토그래피(IC)를 이용하여 분석하였다.

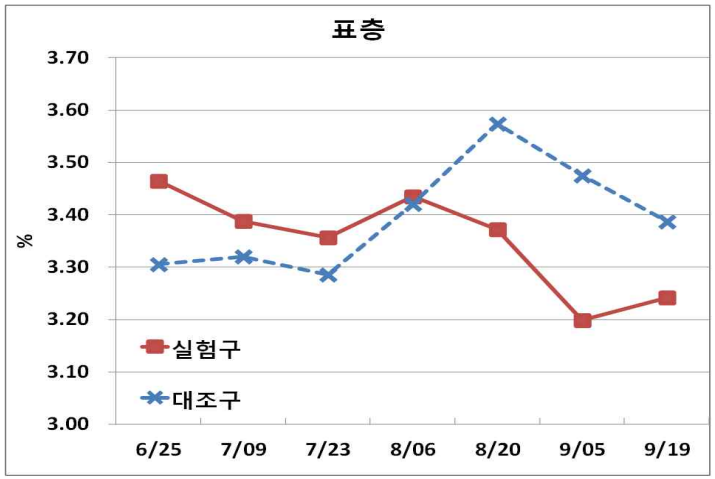
<표 3-12> 토양의 염소이온 함량 변화 비교 [단위 : %]

구분	표층		심층	
	대조구	실험구	대조구	실험구
6월 25일	3.31	3.46	3.48	3.44
7월 9일	3.32	3.39	3.35	3.30
7월 23일	3.29	3.36	3.39	3.43
8월 6일	3.42	3.44	3.22	3.55
8월 20일	3.57	3.37	3.55	3.50
9월 5일	3.48	3.20	3.57	3.49
9월 19일	3.39	3.24	3.44	3.24

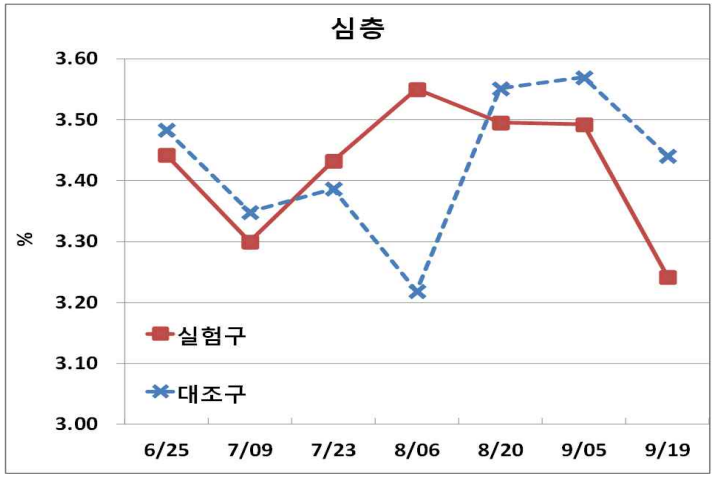
토양의 염소이온은 대조구와 실험구 모두 큰 차이를 보이지 않은 것으로 나타났다. 그러나 식물 재배 초기에는 실험구에서 약 0.2% 높은 것으로 나타났으며, 이것은 음식물퇴비에 의한 것으로 판단된다.

한편, 토양내 염소이온은 식물체의 생육초기 표층에 분포하고 있던 것이 심층으로 흘러들어가 집적되는 경향을 보이는 것으로 나타났다. 이것은 염소이온의 이동성에 의한 것으로 실험지와 같은 사양토의 경우 염소의 집적 가능성이 낮을 것으로 판단된다.

결과적으로 음식물퇴비에 의한 염소이온 증가는 크지 않은 것으로 나타났으며, 토양오염 가능성 또한 낮은 것으로 나타났다.



<그림 3-22> 토양 표층의 염소이온 함량 변화 비교



<그림 3-23> 토양 심층의 염소이온 함량 변화 비교

○ 양이온

토양내 양이온은 EC와 마찬가지로 토양의 염류화 가능성을 평가할 수 있는 지표로 이용할 수 있다. 특히, 토양내 양이온 중 Ca^{2+}, Mg^{2+}, K^{+}, Na^{+}은 SAR과 ESP의 계산에 이용된다. SAR의 값이 13 이상이거나 ESP의 값이 15이상인 토양의 경우는 염류 나트륨성토양으로 분류된다.[23)]

음식물퇴비의 경우 과거 문제시 되었던 Na^{+}의 함량이 높을 것으로 예상되어 토양의 염류화 가능성이 있을 것으로 판단되어 분석하였다.

분석은 농촌진흥청에서 고시한 방법으로 1N의 아세트산암모늄으로 침출한 후 ICP를 이용하여 분석하였다.[24)]

또한, 분석된 결과를 토대로 하여 토양의 염류화 가능성을 알아보기 위해서 토양 SAR의 값을 산출하였다.

23) 흙살림(http://www.heuk.or.kr/main/main.asp).

24) 이때 토양의 수용성을 제거하지 않은 상태로 양이온을 치환하여 총 양이온 함량을 분석하였다. 그 이유는 토양의 양이온 치환능력을 결정짓는 Clay의 함량이 약 10% 이하로 나타나 큰 영향이 없을것으로 판단되었기 때문이다.

<표 3-13> 토양의 양이온 함량 변화 비교 [단위 mg kg^{-1}]

구분			Na	K	Ca	Mg
표토	대조구	6월 25일	23	278	1,004	169
		7월 09일	31.5	247	1,084	183
		7월 23일	31.3	168	883	151
		8월 06일	28	237	898	175
		8월 20일	17.2	193	967	175
		9월 05일	14.5	172	1,016	191
		9월 19일	20.6	148	1,205	191
	실험구	6월 25일	60.6	372	1,114	168
		7월 09일	53.7	318	1,343	172
		7월 23일	66.5	333	1,432	222
		8월 06일	67.9	442	1,186	212
		8월 20일	32.1	335	1,397	216
		9월 05일	21	275	1,003	211
		9월 19일	23.1	129	999	163
심토	대조구	6월 25일	34.1	366	776	159
		7월 09일	56.3	189	689	135
		7월 23일	30.7	166	351	77
		8월 06일	55.3	321	399	111
		8월 20일	43.5	252	360	83
		9월 05일	24.7	214	503	120
		9월 19일	29.9	207	304	67
	실험구	6월 25일	31.7	323	618	134
		7월 09일	54.5	354	726	155
		7월 23일	42.2	345	259	104
		8월 06일	55.3	572	254	131
		8월 20일	60.1	556	254	112
		9월 05일	35.1	436	359	112
		9월 19일	22.6	107	289	53

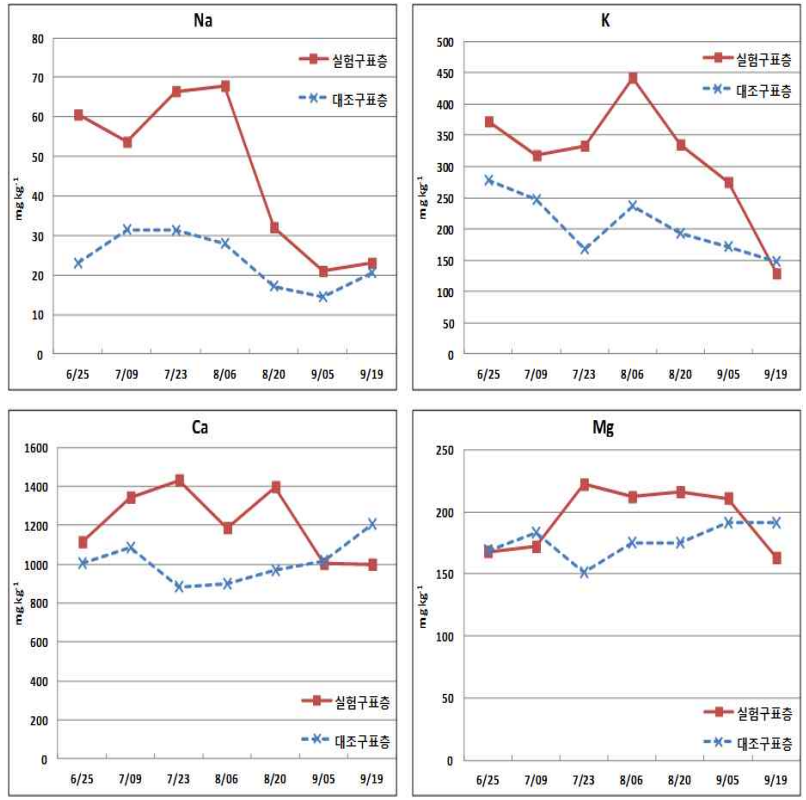
<표 3-14> 토양의 SAR 변화 비교

구분			SAR
표토	대조구	6월 25일	0.95
		7월 09일	1.25
		7월 23일	1.38
		8월 06일	1.21
		8월 20일	0.72
		9월 05일	0.59
		9월 19일	0.78
	실험구	6월 25일	2.39
		7월 09일	1.95
		7월 23일	2.31
		8월 06일	2.57
		8월 20일	1.13
		9월 05일	0.85
		9월 19일	0.96

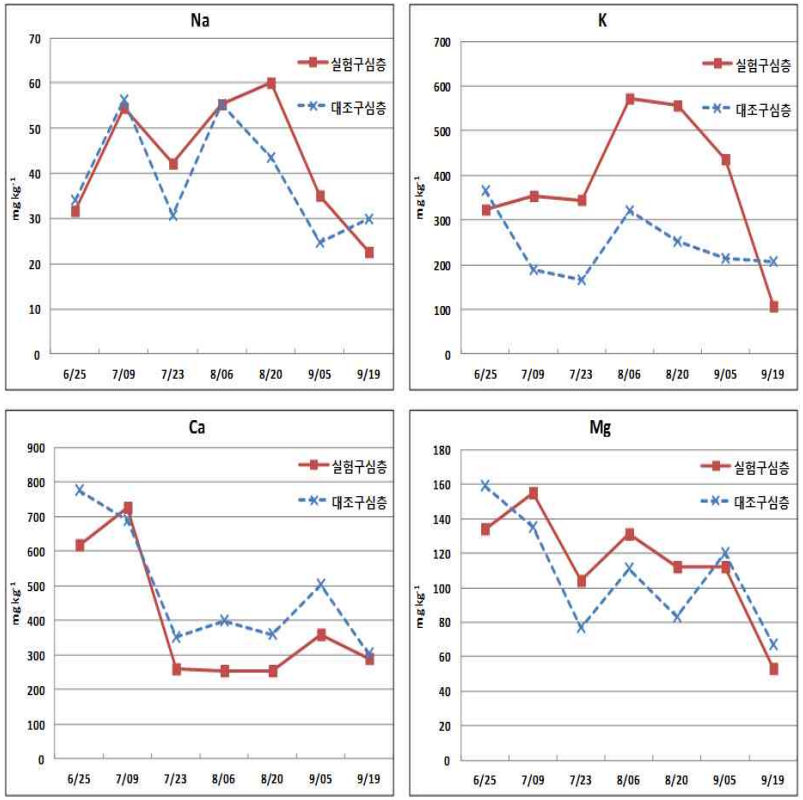
토양내 양이온은 표층에서 실험구가 대조구와 비교하였을 때, 더 높은 것으로 나타났으며, 심층에서는 K를 제외한 나머지에서 비슷한 것으로 나타났다. 또한 식물체의 생육기간이 지남에 따라서 표층에서의 양이온 함량은 비슷해지는 것으로 나타났다.

또한 토양의 염류화 가능성을 알아보기 위한 SAR값 산출에서도 SAR값이 실험구에서 대조구와 비교하였을 때 최대 1정도의 차이를 보일 뿐, 13이상 나타나지 않아 토양 염류화 가능성도 극히 낮은 것으로 나타났다.

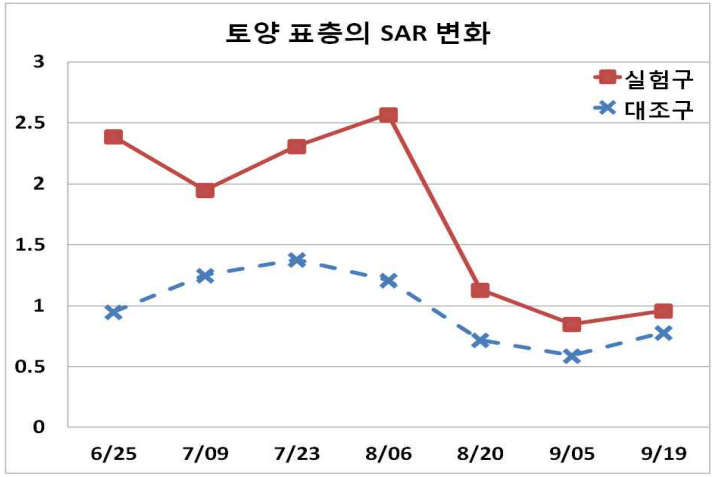
한편, 토양의 표층에서 대조구와 실험구의 양이온 함량 차이는 음식물퇴비에 의한 것으로 판단된다. 그러나 이것은 식물체의 생육이 끝난 후, 비슷해진 것으로 나타나 염류집적 문제는 없는 것으로 판단된다.



<그림 3-24> 토양 표층의 양이온 함량 변화 비교



<그림 3-25> 토양 심층의 양이온 함량 변화 비교



<그림 3-26> 토양 표층의 SAR 변화 비교

○ 중금속

중금속은 비중이 4이상인 금속이며, 일반적으로 지각에 분포되어 있다. 이것은 생물체에게 필수적으로 필요한 원소도 존재하며, 미량원소로서 이용하고 있다. 그러나 이것은 다량 섭취에 의해 유해한 작용을 보이기도 한다.

특히 As, Cd, Hg, Pb, $Cr6^{+}$ 등은 유해 중금속으로 분류되며, 토양환경보전법에 의해서 규제되고 있다. 토양환경보전법에서 규제하고 있는 중금속 농도에 대한 우려기준과 대책기준은 <표 3-15>와 같다.

<표 3-15> 토양환경오염 우려기준 및 대책기준 [단위 : mg kg^{-1}][25)]

물질	우려기준	대책기준
카드뮴	4	12
구리	150	450
비소	25	75
수은	4	12
납	200	600
6가 크롬	5	15
아연	300	900
니켈	100	300

출처 : 토양환경보전법 시행규칙(2014. 04. 30).

한편, 중금속의 경우는 음식물퇴비에서도 비료공정규격을 초과하지 않는 것으로 나타났으며, 일반적인 농업용지[26)]에서는 그 값이 우려기준을 초과하지 않는 것으로 나타났다.

그러나 음식물퇴비의 경우 사용 환경, 시비량, 재배작물 등 여러 요인들에 의해서 토양오염의 가능성이 있을 것으로 판단되어 분석하였다.

중금속은 토양환경보전법에서 공시하고 있는 왕수분해법을 이용하지 않고, 치환성 양이온 추출과 같은 방법을 이용하였다. 이것은 왕수분해법을 이용하면 토양의 기본적으로 함유되어 있는 중금속 함량도 분석된다.

그러나 본 연구는 음식물퇴비를 사용했을 때의 토양에 대한 오염 가능성을 알아보기 위한 것으로 토양자체내의 중금속 함량은 고려 대상에 포함되지 않기 때문이다.

중금속의 분석은 치환성 양이온과 같은 방법인 1N 아세트산암모늄으로 추출하여 ICP를 이용하여 분석하였다.

25) 이것은 제1지역 기준이며, 1지역은 「측량·수로조사 및 지적에 관한 법률」에 따른 지목이 전·답·과수원·목장용지 등으로 이용하는 부지를 말한다.

26) 여기서 일반적인 농업용지란 주위에 휴·폐광산 등이 존재하여 중금속 집적이 발생하지 않는 농지를 의미한다.

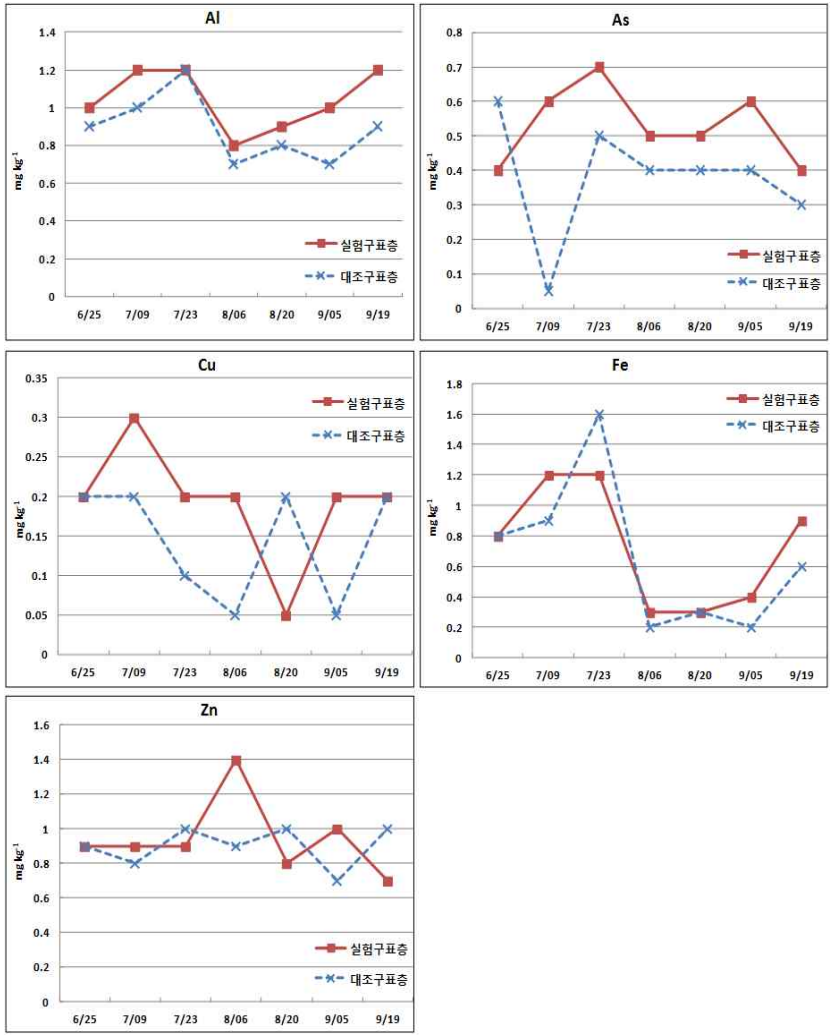
<표 3-16> 토양의 중금속 함량 변화 비교 [단위 mg kg^{-1}]

구분			Al	As	Cd	Cr	Cu	Fe	Ni	Pb	Zn
표토	대조구	6월 25일	0.9	0.6	N.D	N.D	0.2	0.8	≤0.1	N.D	0.9
		7월 09일	1	≤0.1	N.D	N.D	0.2	0.9	≤0.1	N.D	0.8
		7월 23일	1.2	0.5	N.D	N.D	0.1	1.6	≤0.1	N.D	1
		8월 06일	0.7	0.4	N.D	N.D	≤0.1	0.2	≤0.1	N.D	0.9
		8월 20일	0.8	0.4	N.D	N.D	0.2	0.3	≤0.1	N.D	1
		9월 05일	0.7	0.4	N.D	N.D	≤0.1	0.2	≤0.1	N.D	0.7
		9월 19일	0.9	0.3	N.D	N.D	0.2	0.6	≤0.1	N.D	1
	실험구	6월 25일	1	0.4	N.D	N.D	0.2	0.8	≤0.1	N.D	0.9
		7월 09일	1.2	0.6	N.D	N.D	0.3	1.2	≤0.1	N.D	0.9
		7월 23일	1.2	0.7	N.D	N.D	0.2	1.2	≤0.1	N.D	0.9
		8월 06일	0.8	0.5	N.D	N.D	0.2	0.3	≤0.1	N.D	1.4
		8월 20일	0.9	0.5	N.D	N.D	≤0.1	0.3	≤0.1	N.D	0.8
		9월 05일	1	0.6	N.D	N.D	0.2	0.4	≤0.1	N.D	1
		9월 19일	1.2	0.4	N.D	N.D	0.2	0.9	≤0.1	N.D	0.7
심토	대조구	6월 25일	0.7	0.3	N.D	N.D	0.3	0.6	≤0.1	N.D	0.8
		7월 09일	0.8	0.4	N.D	N.D	0.6	0.9	≤0.1	N.D	1.1
		7월 23일	0.7	0.6	N.D	N.D	0.7	0.5	≤0.1	N.D	1.3
		8월 06일	0.8	0.3	N.D	N.D	0.4	0.3	≤0.1	N.D	0.9
		8월 20일	0.9	0.4	N.D	N.D	0.2	0.3	≤0.1	N.D	0.8
		9월 05일	1.3	0.5	N.D	0.2	0.2	0.4	≤0.1	N.D	1
		9월 19일	0.7	0.6	N.D	N.D	0.2	0.3	≤0.1	N.D	0.7
	실험구	6월 25일	0.7	0.6	N.D	N.D	0.3	0.6	N.D	N.D	0.8
		7월 09일	0.7	0.3	N.D	N.D	0.3	0.8	0.2	N.D	0.7
		7월 23일	0.6	0.2	N.D	N.D	0.3	0.7	N.D	N.D	0.7
		8월 06일	0.4	0.5	N.D	N.D	0.4	0.2	≤0.1	N.D	0.8
		8월 20일	1.3	0.3	N.D	N.D	0.3	0.5	≤0.1	N.D	1.1
		9월 05일	0.8	0.5	N.D	N.D	0.3	0.2	≤0.1	N.D	1.5
		9월 19일	1.2	0.3	N.D	N.D	0.4	0.5	N.D	N.D	0.9

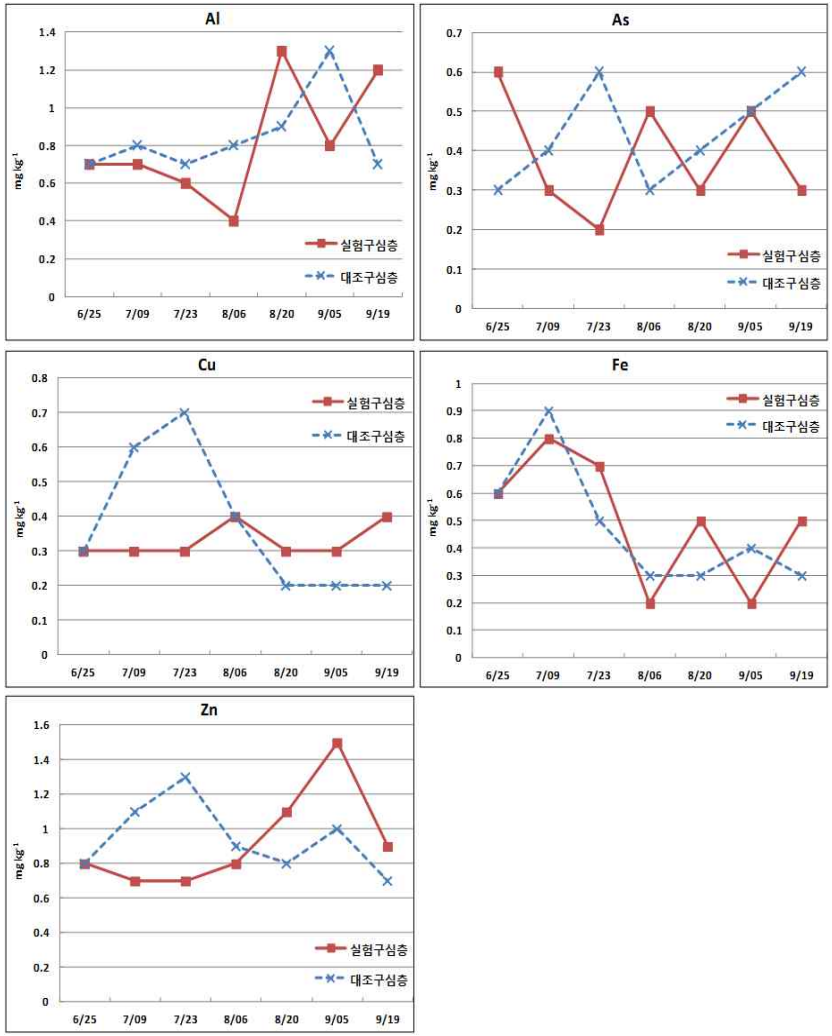
토양의 중금속 함량은 대조구와 실험구 모두에서 비슷한 농도로 나타났다. 또한 토양오염 우려기준을 초과하지 않는 것으로 나타났다. 이것은 음식물퇴비에서 검출된 중금속의 함량이 낮은 것으로 나타나 그 영향이 적은 것으로 판단된다.

한편, 토양내 중금속 함량의 경우 변화하는 경향을 찾기가 어려우며, 그 변화는 음식물퇴비 뿐만이 아닌 다른 환경적 요인에 의해서도 증가될 것으로 판단된다. 또한, 중금속의 경우 미량 검출되는 것은 기기적 오차, 또는 실험적 오차 등에서 발생할 수 있는 정도의 미량으로 판단된다.

결과적으로 음식물퇴비에 의한 토양의 중금속 농도 증가 가능성은 없는 것으로 나타났다.



<그림 3-27> 토양 표층의 중금속 함량 변화 비교



<그림 3-28> 토양 심층의 중금속 함량 변화 비교

■ 소결

본 연구에서는 음식물퇴비를 시용한 경작지에서의 작물 재배시 토양의 이화학적 특성 변화와 토양오염 가능성을 알아보기 위해서 실험을 진행하였다.

그 결과 음식물퇴비를 시용한 경작지에서는 pH, EC, 유기물 함량, 총 질소, 유효인산, 염소이온, 중금속 등은 별다른 차이를 보이지 않는 것으로 나타났다.

한편, 양이온의 함량에 있어서는 음식물퇴비 사용에 의하여 초기 약간 증가하는 것으로 나타났다. 토양의 염류화 가능성을 알아보는 SAR값이 13일 경우 토양 염류화로 인정되는데, 실험구의 표층토양에서는 최대 2.5 수준으로 나타나 토양 염류화 가능성도 낮은 것으로 나타났다.

또한, 이것은 식물의 생육이 끝난 후, 대조구와 실험구 모두 비슷한 농도로 감소한 것으로 나타나 염류집적의 영향도 없는 것으로 나타났다.

따라서 음식물퇴비를 일반 경작지에서 사용하였을 때, 토양오염 가능성은 낮은 것으로 나타났다.

제 4 장

결론 및 정책제언

제1절 결론
제2절 정책제언

제4장 결론 및 정책제언

제1절 결론

본 연구는 음식물퇴비를 시용하였을 때 발생할 수 있는 토양오염의 가능성을 알아보았다.

그 결과 음식물퇴비를 사용하였을 때 토양에서 양이온 함량은 시비한 초기 약간 상승하는 것으로 나타났으나, 식물의 재배를 통하여 정상적인 형태로 감소하는 것으로 나타났다.

또한, 다른 화학적 특성은 음식물퇴비를 시비하지 않는 곳과 큰 차이를 보이지 않는 것으로 나타났으며, 토양오염 가능성은 적은 것으로 나타났다.

결과를 토대로 음식물퇴비는 농업에 있어서 양분공급의 용도로 활용이 가능할 것으로 판단된다. 또한, 이것을 증가되어가는 도시농업지에 적용을 하면, 그 사용처 확보가 확실할 것으로 판단되며, 음식물퇴비의 활성화 가능성을 높일 것으로 판단된다.

한편, 연구에 사용되었던 음식물퇴비의 경우 비료공정규격에 적합한 퇴비로써 큰 문제가 없었던 것으로 사료된다. 그러나 개인이 생산하는 음식물퇴비의 경우 그 질의 차이가 상당할 것으로 사료된다.

즉, 음식물퇴비는 사용 환경, 재배 작물 등에 따라 그 화학적 특성의 발현이 다르며, 음식물퇴비의 성상은 생산되는 환경마다 다를 것으로 판단된다.

따라서 음식물퇴비를 생산하는 각 지점마다의 성상차이와 사용 환경 차이에 따른 토양의 화학적 특성 변화와 토양오염 가능성에 대한 연구가 필요할 것으로 사료된다.

제2절 정책제언

본 연구는 음식물퇴비를 시용하였을 때 발생할 수 있는 토양오염의 가능성을 알아보았다.

그 결과 음식물퇴비를 사용하였을 때, 토양오염 가능성은 낮은 것으로 나타나 농업에 있어서 양분 공급의 용도로 활용이 가능할 것으로 나타났다. 또한, 음식물퇴비의 활성화를 위하여 증가하는 도시농업지에서의 적용이 소비처 확보에 큰 영향을 미칠 것으로 사료된다.

따라서 대전광역시에서는 도시농업 프로그램에 대전광역시에서 생산되는 음식물퇴비를 무상 또는 저렴한 가격에 지원을 해주는 지원적 조례가 필요할 것으로 사료된다.

또한, 대전광역시에서는 도시농업 프로그램뿐만 아니라, 도시에서 행해지는 개인 텃밭, 상자 텃밭 외에 가로수, 화단 등에 일반 상토나 퇴비가 아닌 음식물퇴비 사용을 권장할 필요가 있을 것으로 사료된다.

이 외에도 음식물퇴비 사용 활성화를 위하여 음식물퇴비의 사용시 염류집적이나 중금속 오염과 같은 토양오염 가능성이 과거보다 적어졌다는 것을 홍보해야 할 필요가 있을 것으로 사료된다.

한편, 실험에 사용된 음식물퇴비와 같이 비료공정규격에 벗어나지 않는 퇴비의 경우에도 그 사용처와 사용량, 사용 환경 등에 따라 결과가 달라질 것으로 판단된다.

따라서 향후 연구에서는 음식물퇴비의 적정 사용량과 사용 환경에 따른 다른 토양의 화학적 변화에 대한 연구가 필요할 것으로 사료된다.

참고문헌

○ 보고서, 서적

강영희(2008), 생명과학대사전, 아카데미서적.

권영명 · 고석찬 · 김준철 외(2003), 식물생리학, 아카데미서적.

농촌진흥청(2010), 토양 화학 분석법, 국립농업과학원.

박희석 · 양승희(2012), 서울시 도시농업 현황과 시사점, 서울시정개발연구원 서울경제분석센터, 29-40.

신용습(2008), 참외의 연작장해 원인과 대책, 경상북도농업정보DB.

윤창주(2011), 화학용어사전, 화학용어사전편찬회, 일진사).

이동범(2000), 자연을 꿈꾸는 뒷간, 도서출판 들녘).

이석길(2013), 음식물류 폐기물의 자원화 현황과 발전방향, 한국음식물류폐기물자원화협회.

이승원(2011), 토양환경기사, 성안당.

정동효 · 윤백현 · 이영희(2012), 차생활문화대전, 홍익재).

정승헌(2013), 음식물류 폐기물 자원화 과거, 현재 그리고 미래, 농촌살리기 대토론회 발표자료.

정환도(2010), 건강영향평가제도의 시행과 기법적용 방안, 대전발전연구원.

정환도(2011), 대기오염과 환경지표종에 대한 기초연구, 대전발전연구원.

정환도(2012), 대기오염과 식물생태에 관한 기초연구, 대전발전연구원.

정환도(2013), 대전시 음식물퇴비 이용의 활성화 방안, 대전발전연구원.

정환도(2013), 발효퇴비 적정혼합비와 토양오염에 관한 연구, 대전발전연구원.

정환도 · 이재근 · 이은재(2013), 대전시 환경복지 정책방향에 관한 연구, 대전발전연구원.

한국식품과학회(2008), 식품과학기술대사전, 광일문화사.

한국토양비료학회(2012), 토양비료 용어사전, 농촌진흥청 국립농업과학원.

환경부(2007~2013) 전국 폐기물 발생 및 처리현황, 한국환경공단.

환경부(2011), 2011년말기준 음식물류폐기물 처리시설 운영현황.

○ 논문

권순익 · 소규호 · 홍승길 · 김건엽 · 이정택 · 성기석 · 김권래 · 이덕배 · 정광용(2009), 음식물류폐기물 활용 퇴비의 장기시용이 논 농업환경에 미치는 영향, 유기물자원화 제17권 제3호, 유기성자원학회.

안철환 · 이강오 · 박영주 · 임성복 · 김경일 · 김인호 · 임주호 · 이보은 · 윤인숙(2013), 도시농업의 현황과 새로운 시도, 도시정보 8월호(NO.377), 대한국토도시학회.

유영석 · 장기운 · 이지환(2001), 남은 음식물퇴비 시용에 따른 토양의 이화학성 변화와 고추생육에 미치는 영향, 폐기물자원화 제9권 제4호, 유기성자원학회.

이상석 · 장기운(1998), 음식물찌꺼기 퇴비의 시용에 따른 토양의 화학성 변화 및 작물체내 염류의 흡수, 폐기물자원화 제6권 제2호, 유기성자원학회.

이상은 · 정광용(2000), 음식물쓰레기 퇴비 시용에 따른 논 토양과 밭 토양의 Na 집적 차이, 춘계 총회 및 합동 학술대회 발표 논문 초록집, 한국토양비료학회.

임희영 · 박은희 · 박순남 · 김계훈(2002), 음식물 쓰레기 퇴비의 품질평가 및 토양환경에 미치는 영향, 추계 학술대회 발표논문 초록집, 한국토양비료학회.

○ 기타

토양환경보전법 시행규칙(2014.4.30 개정)

비료공정규격(2014.7.1), 농촌진흥청

FAO (http://www.fao.org).

농업용어사전(http://lib.rda.go.kr/newlib/dictN/dictSearch.asp)

대구광역시(http://www.daegu.go.kr/)

대전광역시 도시농업(http://www.daejeon.go.kr/ufa/index.do)

부산광역시(http://www.busan.go.kr/)

서울특별시 농업기술센터(http://agro.seoul.go.kr/)

에너지관리공단 (www.kemco.or.kr)

토양환경기술센터(http://www.sec.re.kr/main.do)

흙살림(http://www.heuk.or.kr/main/main.asp)

정책연구보고서 2014-25

농경지 토양오염 저감을 위한 오염원조사

발행인 유 재 일
발행일 2014년 11월
발행처 대전발전연구원
301-763 대전광역시 중구 중앙로 85
전화: 042-530-3515 팩스: 042-530-3575
홈페이지 : http://www.djdi.re.kr

인쇄: ○○○○○ TEL 042-○-○ FAX 042-○-○

이 보고서의 내용은 연구책임자의 견해로서 대전광역시의 정책적 입장과는 다를 수 있습니다.
출처를 밝히는 한 자유로이 인용할 수 있으나 무단 전재나 복제는 금합니다.

ISBN : 979-11-85969-03-9 93530