

최 종
연구보고서

카드뮴 저흡수 벼 재배관리를 위한 월동식물 이용기술개발

Using Wintering Plants for the Cultivation of the Low
Cd Uptake Rice Variations

생물학적 복원기술 개발
Development of Biological Remediation Technology

카드뮴 저흡수 벼 품종선발
Selection of Low-Cadmium Uptake Rice Species

고려대학교 산학협력단
농촌진흥청 농업과학기술원

농림수산식품자료실



0015987

농림수산식품부

제 출 문

농림수산식품부 장관 귀하

본 보고서를 “카드뮴 저흡수 벼 재배관리를 위한 월동식물 이용기술개발” 과제의 최종보고서로 제출합니다.

2008 년 7 월 4 일

주관연구기관명 : 고려대학교

총괄연구책임자 : 김 정 규

연 구 원 : 남 석 진

연 구 원 : 정 기 섭

연 구 원 : 김 대 연

연 구 원 : 구 남 인

연 구 원 : 이 종 근

연 구 원 : 김 성 환

연 구 원 : 김 경 선

협동연구기관명 : 농업과학기술원

협동연구책임자 : 김 원 일

협 동 연 구 원 : 정 구 복

협 동 연 구 원 : 이 종 식

협 동 연 구 원 : 장 연 아

요 약 문

I. 제목

: 카드뮴 저흡수 벼 재배관리를 위한 월동식물 이용기술개발.

II. 연구개발의 목적 및 필요성

: 식물을 이용한 오염 토양 정화 기법은 토양 정화를 생태학적 입장에서 수행하는 친환경적인 기술이다. 본 연구는 카드뮴 오염 농토양의 복원에 적합한 월동 식물의 선정과 이를 이용한 프로토콜을 확립하였다. 또한, 카드뮴 오염 농토양에서 재배가 가능한 저흡수 벼 품종을 선발하였다. 이를 통하여, 실제 현장에 적용 가능한 생태 순환적인 토양 오염 정화 기법을 완성하는 것을 최종 목적으로 하였다.

III. 연구개발 내용 및 범위

- 문헌 조사를 통한 카드뮴 오염 토양에서 동절기 적용 가능한 월동식물을 선발
: 큰이삭풀(*Bromus catharticus* Vahl), 자운영(*Astragalus sinicus* L.), 헤어리베치(*Vicia villosa*), 국화과 별개미취(*Aster koraiensis* Nakai), 달맞이꽃(*Oenothera odorata* Jacq.)
- 선발 식물에 대한 저온 및 중금속 환경 노출시 생리 반응 등을 비교하여, 큰이삭풀을 적용 식물로서 최종 선발. → 현장 적용시 종자 획득 등의 문제로 대체 실험을 실시하여 최종 적용 식물을 호밀로 변경.
- 월동식물의 현장 적용시 활착 및 중금속 흡수량에 대한 판단하는 동시에, 호밀, 헤어리베치, 자운영에 대한 현장 적용 실험 결과 호밀의 중금속 흡수량이 가장 높은 것을 확인하였다. 월동 기간 동안의 현장 실험을 통해서도 동일한 결과를 얻었다. 또한, 15g/m²의 과중밀도에서 높은 피복도와 성장량을 확인하였음.
- 호밀에 대한 온실 실험에서 비료 처리에 의한 생체량 증진을 확인하였으며, 각 처리구의 호밀 내 중금속 함량은 비료 처리구 및 상온 처리구에서 높은 농도를 나타낸 반면, 토양 내 유효 중금속의 농도는 토양 내 수용성 카드뮴 및 0.1N HCl 가용성 카드뮴 농도, 그리고 DTPA 유효중금속 모두 감소한 것을 확인함.
- 현장 적용 결과, 비료처리구의 호밀의 높은 중금속 흡수량(467.58 µg/plot)을 확인할 수 있었으며, 치환태(exchangeable) 중금속 및 DTPA, 0.1N HCl 가용성 중금속의 농도가 감소된 것을 확인함.
- 현행 국내 재배중인 벼 품종 중 카드뮴 저흡수 품종의 선발을 위해 포트 및 현장 실험을 수행하였으며 그 결과 동안벼 및 태봉벼의 품종이 카드뮴 저흡수 품종으로 선정하였음.

IV. 연구개발 결과 및 활용에 대한 건의

- 토양 내 카드뮴 저감을 위한 오염 농경지 토양에 호밀 경작 프로토콜의 보급.
- 카드뮴 저흡수 벼 품종 선정과 호밀 현장 적용과의 연계 운용 기술 보급.

S U M M A R Y

I. Title

: Using Wintering Plants for the Cultivation of the Low Cd Uptake Rice Variations.

II. Research Objectives and Background

: Using the plants for remediation of contaminated soil is environmental technology performed on ecological stand. This research aimed to select appropriate plants to restore cadmium contaminated paddy soil and establish protocol using this plant. In addition, rice could uptake cadmium in low concentration selected to introduce in contaminated paddy soil. Objective of these research is accomplish of soil remediation technique could applicated to actual contaminated paddy field on ecological circulation.

III. Research Contents and Scope

- Literature search of wintering plant for selection of candidate plants.
: *Bromus catharticus* Vahl, *Astragalus sinicus* L., *Vicia villosa*, *Aster koraiensis* Nakai, *Oenothera odorata* Jacq.
- Cd and low temperature tolerant of *Vicia villosa* better than other plants. Because of Difficulty of seed purchase, alternated to Rye(*Secale cereale*).
- Field experiment of wintering plants performed to verify of Cd uptake and rooting activities of plants(*Astragalus sinicus* L., *Vicia villosa*, *Secale cereale*). Rye indicated the highest Cd uptake than other two plants species. Results of the experiment in two kinds of paddy soil(contaminated, uncontaminated), of Rye. in fertilizer and normal treated pot showed successful rooting and growing.
- From pot experiment, fertilizer application stimulated growth. Rye in fertilized and normal temperature condition treated pot, indicated high concentration of cadmium, but available HMs concentrations of Rye rooting zone in same condition pot (water-soluble, 0.1N extractable, DTPA-avaialbe) decreased.
- From Field experiment, Cd accumulation of rye on fertilized-high contaminated plot showed highest amounts. And Exchangeable HMs(Cd), 0.1N extractable HMs and DTPA-avaialbe HMs are decreased by Rye planting.
- From the pot and field experiment of rice on domestic culture, Dongan and Taebong rice species showed low uptake of Cd.

IV. Strategies of Research Application

- Deriving of rye culturing protocol to mitigate Cd contamination of paddy soil.
- Selection of Cd low-uptake rice species and supply to farmer.

CONTENTS

Chapter 1. Introduction of research	6
1. Introduction	6
2. Cadmium contamination of paddy soil and origins	6
3. Remediation technique application for contaminated paddy soil	11
Chapter 2. Current Technique in Internal/International	14
1. Remediation techniques for contaminated paddy soil by Heavy metal ..	4
2. Studies for Cadmium transfer to crop plants	7
3. Case of Phytoremediation application(internal/international)	81
Chapter 3. Research Outcomes	24
1. Selection of Cd and low-temperature tolerant wintering plants	42
2. Field search to overcome limitation of lab scale experiments	95
3. Analysis of plant physiological metabolites by low-temperature and Cd exposure	74
4. Evaluation of Heavy metal fraction changes in soil and growth of applied Wintering plants	95
5. Development of filed application protocol to induce Wintering plants ..	2
6. Selection of low-Cd uptake rice species	0
Chapter 4. Progress of the Planned Research and its Significance	197
1. Progress of the planned research	17
2. Significance of the research outcomes	20
Chapter 5. Application of Research Outcomes	203
Chapter 6. References	213
Appendix #1 Operation manual of restoration technique	2

목 차

제 1 장 연구개발과제의 개요	6
제 1 절 서론	6
제 2 절 카드뮴에 의한 농경지 오염과 그 원인	6
제 3 절 오염 농토양에 대한 정화기술의 적용	11
제 2 장 국내외 기술개발 현황	14
제 1 절 중금속 오염 경작지 토양에 대한 정화기술	14
제 2 절 카드뮴의 작물 이행에 대한 연구	17
제 3 절 Phytoremediation의 국내외 적용사례	18
제 3 장 연구개발수행 내용 및 결과	24
제 1 절 동절기 중금속 저감을 위한 내성종 선발	24
제 2 절 실내 실험의 한계 극복을 위한 적응성 평가 후보지 탐색	59
제 3 절 저온 및 중금속 노출에 따른 월동식물의 생리 대사 물질 분석	74
제 4 절 현장 도입 월동식물의 성장 변화 및 중금속의 형태 변화 추적	95
제 5 절 월동식물 도입 농토양 내 중금속 유동 변화 및 현장 도입 기술 개발	123
제 6 절 카드뮴 흡수 저감 벼 품종 선발	170
제 4 장 목표달성도 및 관련분야에의 기여도	197
제 1 절 연구개발 목표 달성도	197
제 2 절 대외기여도	200
제 5 장 연구개발결과의 활용계획	203
제 6 장 참고문헌	213
부록 #1 본 정화기법의 상용화를 위한 운전 절차서	224

제 1 장 연구개발과제의 개요

제 1 절 서론

우리나라의 휴·폐광산의 대부분은 1920~1930년대부터 개발되었다가 채산성 등의 이유로 방치된 것들이 대부분이다. 이들 광산 주변의 토양은 채광시기 선광공정에서 발생한 광미의 유실과 갱내수의 유출 등에 의해 주변 토양이 오염되어 있는 실정이다. 국내에는 전국적으로 약 1,870개소의 광산이 산재하고 있으며, 이 중에는 금속광산이 318개, 석탄광이 379개, 그리고 비금속 광산이 1,173개소이다. 이들 중 약 80%는 휴광 또는 폐광된 상태이다(환경부, 2005). 이들 휴·폐광산에는 광미와 광재 그리고 갱도가 그대로 방치되고 있어 갱내수의 하천 유입, 비산먼지, 광미 유실 등으로 인하여 인근 지역의 농토, 임야 및 생활환경이 오염될 가능성이 상존하고 있다(박, 1994). 따라서 이에 대한 광미 댐의 설치 뿐 아니라 매립, 사방공사 등 광해에 의한 피해를 줄이려는 대책이 실시되고 있다. 하지만, 기존 휴·폐광산에서 발생한 중금속의 외부 유출로 인해 오염된 농경지 토양은 다음과 같은 이유로 인해 농업 생산 뿐 아니라 이를 섭취하는 인간에게 있어 많은 문제를 발생시킨다. 1) 중금속이 토양 중에 얇고 넓게 분포하는 것, 2) 중금속이 토양의 점토광물이나 부식과 흡착 혹은 착화합물을 형성하여 복잡한 화합물을 형성하는 것 3) 중금속이 유기물과 같은 미생물에 의한 분해를 받지 않으며 빗물 등에 의한 용탈 가능성 4) 작물이 이러한 중금속(카드뮴 등)을 뿌리로부터 흡수하는 것 등이다(신이치 등, 2006).

제 2 절 카드뮴에 의한 오염의 전파와 농경지 오염

카드뮴은 1960년대 초 일본에서 카드뮴으로 오염된 관개수로 재배한 벼의 섭취로 인해 발생한 이타이이타이병으로 세간의 이목을 집중시켰다. 국내에서는 아직 카드뮴에 대한 집단피해로 판정된 보고는 없지만, 농경지 토양에서 오염도가 증가되는 경향을 보여 식물 섭취로 인한 카드뮴 섭취가 우려되고 있다 경작되고 있는 오염농경지가 잔존하기(Lee, 1993) 때문에 식품을 통한 카드뮴의 흡수와 축적이 우려되고 있다.

환경에 존재하는 카드뮴은 주로 식품, 식수, 공기, 담배연기를 통하여 인체에 들어오게 된다. 특히 카드뮴이 축적된 가축이나 오염된 토양에서 재배한 작물을 섭취하는 경우 체내 축적량은 크게 증가한다. 우리나라에서 인체에 축적되는 카드뮴 양이 성인의 경우 50~60 $\mu\text{g/day}$ 정도이며, 이중 식품을 통해 경구로 섭취되는 양은 약 15~34 $\mu\text{g/day}$ 정도로 높다(Lee, 1993)고 한다. 만성적으로 카드뮴에 노출될 경우 신장에 축적되는 카드뮴 함량이 크게 증가되며, 200 mg/kg을 넘게 된다면 신장기능에 장애가 생긴다(Page and Chang, 1995).

일본에서 카드뮴 중독증인 이타이이타이병이 발생함에 의해 국제적으로 Cd에 대한 식품오염이 문제시되었으며, 1998년에는 Codex 위원회에서 농산물의 카드뮴 농도에 대한 제한 농도가 제안되었다. 이들에 대한 심의는 매년 이루어졌으며, 2005년 7월 Codex 위원회총회에서 소맥, 감자, 콩류, 야채류의 기준안이 채택되었다. 또한, 2006년 7월 스위스의 제네바에서 개최된 총회에서 백미 중의 함량 기준치를 0.4 mg/kg로 결정하였다. 위원회에서 지금까지 결정한 기준치는 다음 표와 같다(표 1-1).

표 1-1. Codex 위원회에서 설정된 카드뮴의 국제기준치

식품군	기준치(mg/kg)	비고
백미(白米)	0.4	
소맥(小麥)	0.2	
근채(根菜)류, 경채(莖菜류)	0.1	셀러리(celery), 감자는 제외
감자	0.1	껍질을 제거한 것
콩류	0.1	대두는 제외
엽채(葉菜)류 그 외의 야채	0.2	
(인경(鱗莖)채류 및 유채류, 오이과 채소류, 그 외 채소류)	0.05	식용 버섯, 토마토는 제외

카드뮴의 농경지 유래 원인은 다음과 같이 구분할 수 있다.

(1) 폐광산이나 제련소에 의한 환경오염

과거 Cu, Zn의 채굴이 행해진 지역에서 원광석에 포함되어 있는 카드뮴은

선광과정 혹은 제련과정에서 제거되어 광독수나 배출 연기로 환경 중에 방출되었다. 이 방출된 카드뮴이 물 혹은 바람에 의해 운반되어 농지로 침입해, 농지토양을 오염시켰다. 이것이 오늘날 문제가 되고 있는 농경지의 주된 카드뮴 오염 경로이며, 농작물의 오염에도 연계되어 있다. 이런 농경지의 토양오염은, 과거 공장 부지의 오염 등과 비교해 그 농도가 높지 않지만, 오염면적이 넓다는 특징을 갖고 있어, 복원을 위한 대책도 어렵고 곤란하다.

(2) 공정, 소각로 등으로부터의 오염

금 도금공장, 도료·염색공장, 전자·가전 공장 등의 배수에 카드뮴이 고농도로 함유되어, 관개수에 섞여 논을 오염시킬 위험성이 있다. 혹은 도시의 쓰레기 소각장으로부터 배출된 연기나 폐수로부터 카드뮴이 환경 중으로 방출될 수도 있다. 하지만, 이런 카드뮴의 배출은 법률에 의해 엄격하게 규제되고 있어, 그 문제는 과거에 비해 현저하게 감소되어 있다.

(3) 화학비료에 소량 함유되어 있는 카드뮴

인광석에는 카드뮴 등의 금속원소가 함유되어 있다. 따라서, 과인산석회(superphosphate) 혹은 이를 원료로 한 화학 비료에는 소량의 카드뮴이 함유될 수 있다. 일본의 경우, 비료기준법에는 가용성 인산, 수용성 인산, 불용성 인산의 1.0 %에 대해 0.00015 % 이상의 카드뮴이 함유되지 않도록 규정하고 있다(히구치, 2003). 하지만, 비료에 포함된 카드뮴이 사용하였을 때, 작물에 흡수되는 양은 매우 적어, 이들 비료에 포함된 카드뮴이 농산물의 오염과는 관련이 없다고 해도 무방할 것이다. 문제는, 화학비료를 지속적으로 장기간 사용한 경우, 토양의 카드뮴 축적이다. 지금까지의 조사에서는 논에서 대부분의 축적이 확인되어 있지 않았으나, 사료작물을 장기간 사용 재배한 초지토양에 있어서 축적되는 경향이 확인되었다(히구치 등, 2003). 또한 비료중의 카드뮴 규제에 대해서, EU(유럽연합)에서 점차 엄격해져 가고 있으며, 미국, 일본 또한 이러한 경향에 동참하고 있는 실정이다.

국내의 경우 1976년 비료관리법이 제정되었으며, 지속적인 법 개정 및 기준 제정을 통해 관리하고 있다. 타국과 마찬가지로, 국내에서도 장기간 토양 내 비료 사용에 따른 중금속 오염 보고는 없으나, 비료의 과사용에 의한 염류화 등으로 수질 오염 등에 대한 문제가 우려되고 있는 실정이다(윤춘경 등, 2007).

(4) 유기질비료와 카드뮴

유기질비료에는 오니비료에 포함되어 있는 카드뮴을 시작으로 몇 가지 중금속이 포함되어 있을 가능성이 높다(미시마 등, 2005년). 일본의 비료기준법에서는 오니비료는 이반적인 비료와 구분되어, 카드뮴의 함량은 0.0005 %이하로 규정해왔으며, 일반적인 비료속의 [특정보통비료] 즉, [시용시 인간 및 가축에게 유해한 농산물을 생산할 수 있는 것으로 법률로서 제정된 보통 비료]로서 구분을 해 두었다.

국내의 경우, 비료 공정 규격을 통해, 유기질 비료의 경우 비소 50 mg/kg, 카드뮴 5 mg/kg, 수은 2 mg/kg, 납 150 mg/kg, 크롬 300 mg/kg, 구리 300 mg/kg, 니켈 50 mg/kg, 아연 900 mg/kg의 기준을 세우고 있으며, 석회질 비료의 경우 알카리분 함유 1 % 기준으로 니켈 0.01 %, 크롬 0.1 %, 티탄 0.04 %를 기준으로 각각 최대 0.4, 4.0, 1.5 %를 넘지 않도록 정하고 있다. 또한, 앞서 언급한 하수 오니의 경우 2002년 비료 관리법 개정을 통하여 퇴비 재료에서 제외시켰다(농촌진흥청, 2005).

(5) 관개수, 우수의 카드뮴

하천수의 카드뮴 농도는 상류에 폐광석이 있거나, 우수의 pH가 낮아질 때, 상승하는 경향을 보인다(무라야마 등, 2005). 또한, 우수의 경우에도 낮은 농도의 카드뮴을 포함하고 있다. 최근 일본의 측정결과에 따르면, 우수의 카드뮴 농도는 연차 그리고 계절에 따른 변동이 확인된 가운데, 우수를 통해서 농경지로 부하되는 카드뮴의 양은 연간 650 mg/ha 정도가 된다. 이 양은, 논인 경우 일반적인 하천의 관계수를 통해 부하되는 양보다 높은 것으로 나타났다.

국내의 경우 농업진흥청의 토양 내 중금속 모니터링을 통해, 1995년부터 1998년 까지 조사된 토양오염의 대책기준 초과지역이 216.2 ha, 우려기준 초과지역이 416.1 ha로 나타났다. 2000년의 광산인근 토양조사에서는 오염지역이 36개 지역으로 대책기준 초과면적이 84.1 ha, 우려기준 초과면적이 204.3 ha로 조사되었다. 또한 2001년도에 공단인근 토양을 조사한 결과 오염지역이 5개 지역으로 대책기준 초과가 42.1 ha, 우려기준 초과가 181.2 ha로 조사되었다(환경부, 2001).

(6) 불법투기와 카드뮴 오염

니켈-카드뮴 건전지의 경우, 그 휴대성과 편리함으로 많은 사용이 되고 있으

나, 이에 대한 회수 및 재활용이 제대로 이루어지지 않고 있다. 야산이나 폐기장에 불법으로 폐기한 니켈-카드뮴 건전지는 우수 및 유수로 인해 외부로 카드뮴을 방출할 수 있는 하나의 오염원으로 볼 수 있다. 이에 따라 EU의 경우 전지를 사용하는 제품의 환경오염 위험성을 인지하여, 2003년에 지역 내 전지를 전량 회수하도록 결정하였다. 국내의 경우 환경부의 재활용자원 분리수거 방침에 따라 ‘자원의 절약과 재활용 촉진에 관한 법률’ 제15조 등을 근거로 망간전지, 알칼리전지, 니켈수소전지 등의 폐건전지도 생산자책임회수(EPR) 대상 품목에 포함하고 분리수거를 의무화했다(환경부, 2008).

제 3 절 오염 농토양에 대한 정화기술의 적용

앞서 언급한 객토, 화학 세정 및 물 관리 등은 각 기술의 특성 상 적용에 있어 한계점 등이 지적되어 왔다. 본 연구는, 이러한 기술들의 문제점을 인지하여, 카드뮴 저흡수 벼 재배관리를 위한 월동식물 이용기술개발을 목적으로 하였다. 이는 농토양의 본 기능인 '식량생산'의 기능을 유지한 가운데 인체로의 카드뮴 이동을 저감하는 동시에, 농토양 내 존재하는 카드뮴의 저감을 피하는 것을 주목적으로 하고 있으며, 실제 현장에 적용 가능한 기술을 개발하는 것이 최종적인 목적이다. 이를 위해서 연구 계획은 총 3단계로 구분하였다.

(1) 국내 카드뮴 저흡수 품종 탐색 및 근거 자료 확보

일본의 경우, 자국내 품종인 고시히카리가 다른 품종에 비해 낮은 흡수량을 갖고 있다는 것을 확인하였다. 이는 쌀을 주곡으로 하고 있는 우리나라에도 많은 점을 시사하고 있다. 따라서 국내에서 재배되고 있는 벼 품종에 대한 현미와 백미 중의 카드뮴 농도나 함량 그리고 식물체 부위별 농도나 함량을 비교함으로써, 카드뮴 흡수가 적은 품종을 선발할 필요가 있다. 카드뮴으로 오염된 농경지에서 낮은 농도의 카드뮴 흡수를 하는 품종의 선발은 지속적인 농업생산력을 유지하는 데 있어서 활용가치가 매우 높은 일이다.

(2) 휴경기 농토양의 카드뮴 저감을 위한 식물 정화종의 탐색 및 정화 기작의 확인

우리나라의 경우 4계절이 뚜렷하게 나뉘어져 있으며, 이중 겨울에서 봄까지는 농토양이 휴경되는 경우가 많다. 오염되었거나 오염의 우려가 있는 농토양에서 식물체를 이용한 카드뮴 저감을 위해서는 인간이 식량생산으로 농경지를 사용하지 않는 휴경시기를 활용할 필요성이 있다. 중금속(카드뮴)을 높은 농도로 흡수할 수 있는 고축적종(Hyperaccumulator)을 휴경시기에 도입하여 중금속을 흡수 제거 또는 안정화 시키고자 하는 것이다. 하지만 휴경기의 농 환경은 저온 혹은 건조 등의 열악한 환경에 의해서 정화에 이용되는 식물의 생육이 저하되거나 생육자체가 곤란을 받게 될 수 있다. 따라서 동절기 생육의 저하를 받지 않거나, 이를 견디고 늦봄 경작을 위한 관수 전까지 충분한 성장을

이를 수 있는 고축적종의 선발이 급선무라 할 수 있다. 또한, 이들 식물들을 적용하였을 때, 토양 중에 존재하는 카드뮴 중, 환경에 영향을 줄 수 있는 양이 저감되었는가를 확인하는 것 또한 식물체 도입 시 오염 정화기술의 성공 여부를 결정하는 하나의 열쇠가 될 것으로 판단된다.

(3) 선발 벼 품종의 카드뮴 흡수 확인 및 식물 정화종에 의한 카드뮴 저감 효과 확인

앞선 1, 2단계에서 선발된 저흡수 벼 품종 및 카드뮴을 높은 농도로 흡수할 수 있는 동절기 도입 식물을 실제 현장에 적용, 운용함으로써 실용성 높은 기술이 틀을 만들어 내는 것이 본 연구의 최종 목적이다. 이를 위해서, 카드뮴 오염 농경지를 탐색하고 선정하였으며, 2 년간의 현장 적용을 통하여 실제 운용에 대한 노하우를 축적하고, 차후 기술로서 영농현장에 보급하여 현장에 적용 될 수 있는 실질적인 기술 개발이 되도록 노력하였다.

이들 각 연구의 진행 및 구분은 다음 그림과 같은 과정을 통해 이루어졌다 (그림 1-1).

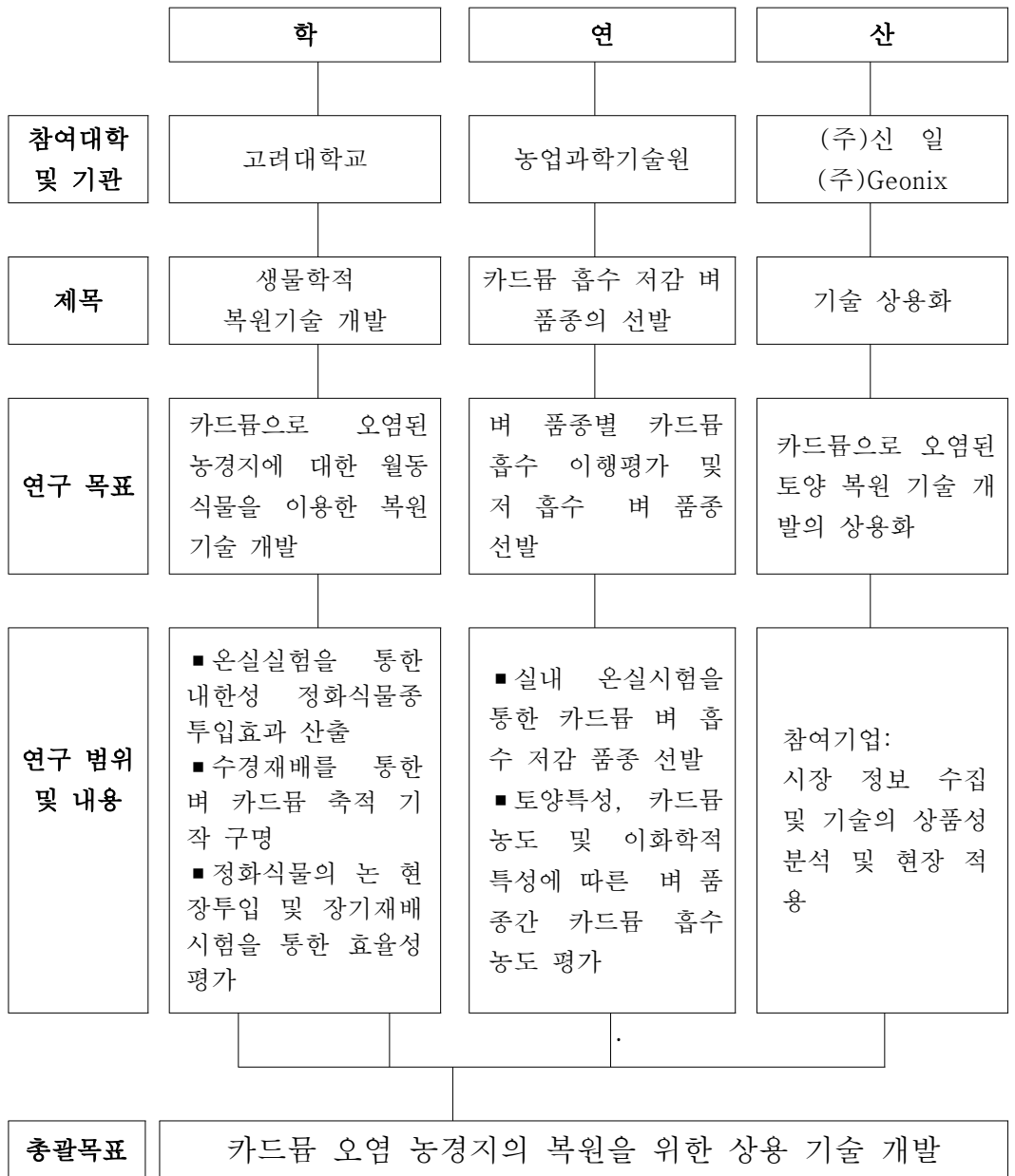


그림 1-1. 카드뮴 오염 농경지 복원을 위한 상용 기술 개발 계획

제 2 장 국내외 기술개발 현황

제 1 절 중금속 오염 경작지 토양에 대한 정화기술

중금속 오염 토양을 정화, 개선하는 방법으로 널리 알려진 방법은 토목공학 적 방법인 굴삭 및 안정화 매립, 토양세척, 복토 등이 있으나, 최근에는 식물을 이용한 정화기법(phytoremediation)에 대한 연구도 활발히 진행되고 있다. 하지만, 일반적으로 오염된 토양과 달리, 경작지 토양에 대한 정화를 위한 기술 적용에 있어서, 작물의 선택 및 경작법등을 통해 토양에서 식물로의 이행을 감소 시켜, 이들을 소비하는 인간 및 육축에 대한 영향을 감소시키는 것도 하나의 환경친화적인 정화기술로 말할 수 있을 것이다. 다음은 오염 경작지 토양에 대한 정화 기술을 기술하였다.

(1) 객토

객토는, 비오염토양을 투입함으로써 농작물의 카드뮴 오염을 회피하는 것을 목적으로 하는 토목공법으로 높은 효율을 갖는 것으로 알려져 왔다. 하지만 상부를 덮는 객토의 깊이가 얇을 경우, 비의 뿌리가 오염토양까지 도달하는 탓에, 카드뮴흡수저감효과가 적어진다. 객토에 대해 지금까지 실시된 실험에 따르면 토양, 공법이나 환경에 따라 다르지만, 그 깊이는 20~40 cm 정도가 필요하다고 알려져 있다. 또한 심경한 오염토양이 혼입되거나, 혹은 관개수의 카드뮴 농도가 높은 경우 객토의 카드뮴 흡수 저감효과의 지속성이 저하될 수 있다. 인위적인 토양 인입에 의한 농토양 자체의 특성 변화 등의 문제도 야기될 가능성이 크다.

(2) 토양의 화학적인 세정

토양을 염화 제2철과 같은 화학제와 물로 세정하여, 토양중의 카드뮴을 제거 하는 방법이다. 세정후의 농 표면수로 빠져나온 카드뮴은, 펌프로 빨아드려 여과장치를 통과한 후, 장치 내의 킬레이트 수지 등으로 회수한다. 세정후의 포장에서는 비의 생육에 문제 발생 없이, 현미의 카드뮴 농도가 확실히 저감되는 효과가 있다. 하지만, 인위적 기기 도입 및 화학제 사용으로 인한 높은 부대비용 과, 토양 내 잔존 화학물질로 인한 위험성 증가 등의 문제점이 있을 수 있다.

(3) 물관리와 자재에 의한 논벼의 카드뮴 흡수 제어

경작을 위해 침수된 논에 카드뮴은 환원상태가 되어 황과 결합하여 황화카드뮴(CdS)이 되어 물에 녹기 힘든 상태가 되지만, 배수한 토양이 산화상태가 되면, 황산카드뮴(CdSO₄)이 되어 이온화되어 물에 용해되게 된다. 즉, 카드뮴의 용해도는 토양의 Eh(산화환원전위)에 의해 좌우되거나 수답토양의 Eh와 물관리에 의해서도 조절된다고 할 수 있다. 이로부터, 물관리에 의한 벼의 카드뮴 흡수 제어가 가능하다는 것을 알 수 있다. 따라서 가능한 논에 물을 채워 건조되지 않도록 한다면, 카드뮴이 물로 녹아나오는 것을 억제할 수 있으며, 벼의 카드뮴 흡수 또한 막을 수 있다. 이들 기술은 제거가 아닌 안정화(stabilization)의 개념으로서, 실제 토양 내의 카드뮴 함량 저감과는 거리가 멀다. 또한, 동절기의 적은 강우량으로 인한 지속적으로 침수상태를 유지하기 곤란한 점 등의 문제점으로 인해 국내에 적용하기에는 어려움이 많다.

(4) 품종에 따른 대응

카드뮴에 대한 흡수력이 벼 품종에 따라 차이가 있다는 것은 이전부터 알려져 왔다. 일본의 경우, 동일한 환경에서 재배할 경우 고시히카리 등의 자포니카(Japonica) 계열의 품종은 알의 크기가 긴 인디카(Indica)종보다 흡수력이 상대적으로 낮아 알곡 중의 카드뮴 농도가 낮다. 하지만, 최근 아프리카 품종인 [LAC23]에서 카드뮴의 흡수가 자포니카 품종보다 더 낮은 것으로 알려졌으며, 이로 인해 자포니카 품종과 교배를 통한 카드뮴 저흡수 품종개발에 대한 연구도 이루어지고 있다(야마구치, 2006). 또한, 벼의 염색체 치환 계통군을 이용하여, 현미의 카드뮴 농도에 관한 양적형질유전자지도(GTL)를 검토하는 연구(Ishikawa, 2005)도 이루어지고 있다.

(5) 식물체를 이용한 오염토양의 정화(Phytoremediation)

기존의 물리·화학적 토양정화기술이 막대한 자금과 노동력을 필요로 하기 때문에 오염토양을 경제적으로 정화시킬 수 있는 기술 개발을 위한 여러 가지 시도들이 전개되어 왔다. 수목, 초본식물, 수생식물, 목본을 이용하여 환경오염물질을 제거·분해·안정화 시키는 기법 등이 이에 속한다. 이 기법은 기본적으로 식물의 성장이나 대사과정을 이용하는 것이므로, 식물의 재배, 수확, 공정 운영과정의 많은 부분이 전통적인 농경기술로 이루어진다. 이 방법이

독성금속, 방사성 물질, 유해물질로 오염된 지역의 정화에 비용 경제적인 기술로서 관심을 끌게 된 것은 비교적 최근의 일이지만 관련된 연구들은 매우 오래 전부터 이루어져 왔다. 이 기술의 처리 목적 물질로는 중금속, 준금속 그리고 방사성 물질 뿐 아니라 석유계 탄화수소, 염소계 용매, 농약, 폭약 및 그 잔류물질, 과잉의 영양 염류까지 포함할 수 있다. 이 기법은 토양으로부터 유해한 오염물질을 제거·안정화·무독화 시키는데 식물을 이용함으로써 저렴한 비용과 환경교란을 최소화 할 수 있다는 이점이 있다(Cunningham et al., 1996).

제 2 절 카드뮴의 작물 이행에 대한 연구

토양 중 카드뮴 및 그의 작물에 대한 이행에 대한 국외 연구는 오래 전부터 현재까지도 활발하게 진행되고 있다.

Allan(1991)이 각 작물의 흡수량과 토양 내 유효중금속과의 상관관계를 비교하여 작물에 대한 중금속의 유효도를 판단하는 데에 적절한 단일침출제에 대한 기준을 제시한 이후로 토양 내 중금속의 작물로의 이행에 대한 많은 연구가 있었다. 여러 작물에 대한 내성 및 흡수능에 대한 연구도 활발히 진행되어 왔다. Fergusson(1990)은 작물의 종류에 따른 카드뮴의 상대적 흡수능을 검토하면서, 상추와 시금치는 고흡수능으로 구분하고, 쌀, 밀, 귀리 등 곡류 작물을 저흡수능을 가진 작물로 구분하였다. 작물 종류 간의 비교 뿐 아니라 동일 작물의 품종에 따른 카드뮴 흡수능력에 대한 비교도 콩(Boggess, 1978; Arao et al., 2003), 해바라기(Iorijin and Beusichem, 1993, Li et al., 1997), 밀(Hart et al., 1998) 등의 작물에 대해 수행된 바 있다.

국내에서 카드뮴의 작물 이행에 대한 연구는 벼 및 주요 작물, 채소류를 중심으로 이루어져 왔다. 하지만, 외국의 경우 물 관리 및 영농 기법 중심의 연구도 활발히 진행되어 왔으나, 국내 연구의 경우 개량제 처리 및 기타 부가 처리에 따른 이행에 대한 연구가 주를 이루어 대조적인 차이를 보이고 있다.

김규식 등(1980)은 담토양에 있어 석회 시용이 수도의 카드뮴 흡수에 미치는 영향에 대하여 연구를 하였으며, 김규식 등(1983)은 카드뮴의 화합물에 따른 수도 생육과의 관계를 확인하여 피해한계를 설정하였다. 이민효 등(1985)은 토양 중 중금속에 의한 옥수수 생육과 흡수에 미치는 영향에 대해 조사를 생육 저해 및 peroxidase 활성 및 chlorophyll의 함량변화를 통하여 실시하였다. 김복진 등(1987) 등은 수도의 중금속 흡수 경감에 대한 개량제의 효과에 대해서 연구를 하기도 하였으며, 문광현 등(2000)은 카드뮴과 비소 처리가 상추의 체내 대사 물질 형성에 주는 영향에 대한 연구를 하였다. 이옥민(2004)은 개량제 처리에 의한 현미로의 카드뮴 이행 효과를 비교하였다.

벼의 품종에 따른 토양 내 카드뮴의 흡수 차이에 대한 연구는 김원일 등(2003)이 국내에서 재배되고 있는 15개 품종에 대한 흡수 이행성 비교 및 개량제 처리에 따른 비교를 실시하였으며, 이 결과 밀양23 품종이 내성이 높을 뿐 아니라, 흡수량도 높은 것으로 나타났으며, 계화벼의 경우 흡수량이 매우 낮은 것으로 나타났다. 하지만, 이들 연구는 국내 품종 전반에 걸친 연구가 이루어진 것이 아니다. 따라서 국내에서 사용되는 벼 전 품종 및 식물체의 생리 기작에 대한 연구가 절실히 필요하다고 판단된다.

제 3 절 Phytoremediation의 국내외 적용사례

Phytoremediation은 운용 등에 소요되는 기간과 오염 정도에 따른 적용 한계 등을 갖고 있어 시급하게 정화시켜야 하거나, 오염지역이 광범위한 경우 또는 오염정도가 심한 대상 지역에서 주된 토양 정화법으로는 채택되고 있지 않다. 하지만, 비용이 저렴하고 환경친화적 기술이라는 점에서 관심이 증폭되고 있는 실정이다.

외국의 경우 90년대에 들어서면서 중금속을 비롯한 방사능 물질, 유기화합물 등에 대한 정화 식물의 선발과 그 정화능력의 극대화 및 오염현장 적용 가능성 확대 등에 대한 활발한 연구가 진행되고 있으나, 국내에서는 작물에 대한 중금속의 이행 및 오염 지역에 서식하는 초종 분포 등에 대한 조사로 국한되어 있어, 지속적인 연구가 요구되고 있다.

미국의 경우, 환경시장의 규모가 전 세계의 35~45 %를 차지하고 있는 최대의 단일 시장이다(OECD, 1996). 유럽의 경우 과거 환경에 대한 인식이 높고, 그 기술 또한 높은 수준에 도달하여 있으나, 우수한 기술력 및 자본력을 바탕으로 하여 미국의 환경 복원 기술 시장은 유럽의 그것을 훨씬 능가하는 상황이다. 이는 미국 자체의 Super fund, RCRA(Resource Conservation Recovery), DOD(Department Of Defense), DOE(Department Of Energy)가 지대한 공헌을 하였다. 미국에서 적용된 phytoremediation의 사례를 살펴보면, Hybrid-popular를 이용한 유기오염물질의 정화, 고축적종(hyperaccumulator)를 이용한 중금속의 제거, 토양개량제와 내성식물을 이용한 토양안정화(phytostabilization), 근권(Rhizospher) 생물활성을 이용한 Rhizofiltration등 다양한 기술 사례가 있다(USEPA, 1996). 이러한 시장 확대에 발맞추어 이에 대한 기준도 제시되고 있다.

ITRC(Interstate Technology & Regulatory Council)에서는 1999년 phytoremediation의 현장 적용에 대해, 현장 진단 및 적절한 기술의 선정, 비용 및 계획 설계, 초종의 선택 등의 지침인 "Phytoremediation Decision Tree"를 구상하기도 하였다(그림 2-1).

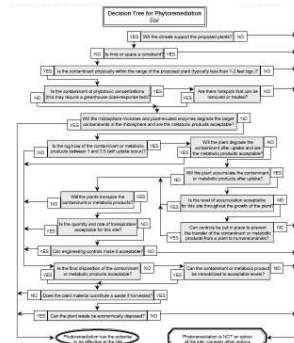
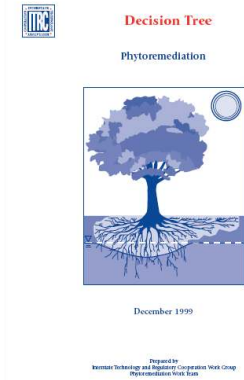


그림 2-1. Phytoremediation Decision Tree(ITRC, 1999)

Tree는 오염된 대상 현장에 따라 Sediment(퇴적물), Water(물), Soil(토양)으로 구분하여 설계되어 있다. 이 Tree는 오염 물질, 현장의 상태, 그리고 요구하는 정화 수준에 대해 phytoremediation의 적용 가능 여부를 진단하고 계획의 설계를 하는데 사용될 수 있다. 이러한 일련의 절차를 통하여 식물의 선정과 이들 식물에 대한 현장 적용 가능성(Treatability)에 대한 연구를 실험실에서 실시하여 현장 독성에 의한 식물체의 영향 판단, 오염 물질의 제거능 등에 대한 정보를 얻게 된다. 이를 기반으로 실시되는 현장 적용은 식물체가 도입된 이후, 오염 현장의 특성에 의한 수분 스트레스를 최소화하기 위해 관개수로 등에 대한 시설을 설치할 수 있다. 관개 시설에 대한 완료 후, 과종을 실시하며, 각 적용 기술에 따른 현장 유지 운영을 위해 화학제(킬레이트제)나 비료 등을 실시한다. 단, 현장에서 식물체가 질병이나 병충해, 가뭄 등으로 인해 사멸하였을 경우, 현장의 신속한 회수와 동시에 현장 재도입을 실시하게 된다. 그림 2-1의 우측 그림은 토양에 대한 phytoremediation decision tree의 설계 및 적용에 대한 흐름도이다. 이 decision tree는 현장 적용 프로토콜로서 식물체의 적용에 대한 가능성을 다각도로 분석함으로써 현장 적용에 대한 일종의 매뉴얼의 기능을 수행하여 보다 체계적인 기술 적용을 가능하게 할 수 있다.

미국을 포함한 선진 기술수준은 국내와 비교하면 10년 정도 앞선다. 식물 검색기술은 일부 적용 분야에서 이미 만족할 만한 수준에 도달되어 있으며, 생리적 특성 규명은 분자생물학적 단계까지 진보되어 있다. 현장적용 기술도 개발되어 회사도 다수 설립되어 있다. 표 2-1에서는 90년대 미국에서 진행된 바 있는 현장 적용 실험들 중 오염물질이 중금속이며 오염매질이 토양인 대표적인 사례들을 소개하고 있다(USEPA, 2000).

표 2-1. 미국의 Phytoremediation 기술 적용 사례

Project name/location	Size of area	Primary contaminant	Media and properties	Vegetative type	Date planted
Aluminium Mabyfacturing Facility - SC	6 acres	Heavy metals	Soil and groundwater; sandy clay	Hybrid poplar	May 1992
Anderson - SC	17 acres	Heavy metals	Groundwater and soil	Hybrid poplar, Grasses	1993
Bayonne - NJ	1,000 square ft.	Heavy metals	Soil to 15 cm	Indian Mustard	Spring 1997
Bunker Hill - ID	1,050 acres	Heavy metals	Soil	Mix of Herbaceous species	1998~2001
Dearing (Cherokee country) - KS	0 acre	Heavy metals	Soil	Hybrid poplars	March 1995
Dorchester - MA	~1,200 square ft.	Lead	Soil	Indian Mustard	June 1997
Los Banos - CA	0.5 hectares	Heavy metals	Clay, Loam	Indian Mustard, Fescue, Trefoil, Brassica sp.	1991
Magic MArker Site - NJ	0.25 acre, 1 acre, 4500 square ft. study area	Heavy metals	Shallow soil	Indian Mustard (Brassica juncea)	June 1997
Phytoremediation of Soils from Agronne West - ID	Greenhouse	Cesium 137, Cr, Hg, Zn, Ag, Se	Soil	Hybrid willow, canola, Brassica	April 1998
Twin Cities Army Smmunition Plant - MN	0.2 acres	Heavy metals	Soil	Corn, white mustard	May 1998
White wood Creek - SD	300' buffer strip	Heavy metals	Soil	Hybrid poplar	1991, 1993

Source : adapted from USEPA (2000).

국내의 연구동향을 살펴보면, 1970, 1980년대 식물검색이 일부 실시된 바 있다. 김규식(1980)은 토양 중 중금속의 생물학적 제거 방법에 대한 연구를 수행하였으며, 김복영, 김규식 등(1982)은 논토양과 현미내의 중금속의 천연 부존량에 관한 조사연구를 통해 토양에서 식물체로의 이행에 대한 연구를 실시하였다. 이민효 등(1983)도 중금속 흡수 가능 식물에 대한 연구를 수행하였으며, 이후 김복영 등(1989) 일반 작물의 체내 카드뮴 확인을 통하여 오염 정화 활용 가능여부에 대한 연구를 수행하였다. 그 후, 정기채 등(1993), 이기태 외(1999), 민일식 등

(1998)에 의해 식물체 내 중금속 흡수량에 대한 연구가 이어져 왔다. 90년대 들어 친환경적인 정화기술의 필요성, 외래종 적용 시 기후, 생태, 토양 등 생육조건에 따른 차이로 어려운 점들이 발생할 가능성, 생태계 교란 우려로 인해 우리나라에 맞는 연구가 필요(김정규, 1994, 1998)했기 때문에 국내 식물의 검색 연구가 꾸준히 진행되어 왔다. 스트레스 내성식물의 효소학적 검색은 90년대 중반 수행된 바 있으며(심상인, 1996), 이후 정화기술을 이용한 실내실험(강병화 등, 1998b; 김정규 등, 1998; 안예진, 1999; 이상각 외, 2001; 백경화 등, 2002)들이 보고되고 있으며, 이 외에도 수많은 국내 연구자들에 의해 정화 식물종으로서의 가능성을 평가한 사례가 많이 보고되고 있다. 그러나 복원기술의 노하우를 가진 선진국에 비해 우리나라는 기술도입에서 출발이 늦었기 때문에 여러 방면에서 만족할 수준에 도달하지 않고 있다.

현재 국내 문헌에 보고된 국내 토착 초종에 대한 연구는 현장 적용을 위한 기초자료 제공으로의 역할을 충분히 하였다(표 2-2). 하지만, 식물 종 탐색연구에만 그치는 것이 아닌 축적된 토착식물에 대한 기초자료를 통해 현장적용으로 이어가는 노력이 필요하다.

현재 국내에서도 제련소, 폐광산 등 중금속 및 비소 오염지역을 대상으로 한 실제 현장적용 연구가 이루어진 바 있다. 정구복 등(2002)은 중금속으로 오염된 제련소 인근 토양에 양황철 등의 수종과 영산홍 등의 초종의 phytoextraction의 적용성을 평가한 바 있으며, 김대연 등(2003)은 부숙퇴비를 처리한 중금속 오염 폐금속 광산 토양에 쑥을 식재하여 식생피복 효과를 보고하였다. 오세진 등(2007)은 광미와 폐석으로 인해 고농도의 비소로 오염된 폐광산 주변 경사면 지역을 차단하여 매립하는 동시에, 토양개량제와 비소내성식물을 이용한 사면안정화 기법으로 phytostabilization 기법을 적용한 바 있다.

표 2-2. 국내 토착식물 중 중금속 내성종과 고축적종 식물

Herbaceous plants species	Korean name	Metals	Scale	References
<i>Abutilon avicennae</i>	어저귀	Cd	bench	장주연 외(2001), 백영화 외(2002)
<i>Ambrosia trifida</i>	단풍잎돼지풀	Cd, Cu, Zn	bench, field(landfill)	강병화 외(1998a, 1998b), 서승희 외(2002)
<i>Artemisia princeps</i> var. <i>orientalis</i>	쑥	Cd	survey(mine, shooting range), bench, field (mine)	김정규, 이상환(1999), 김대연 외(2003), Back et al.(2004)
<i>Bromus catharticus</i>	큰이삭풀	Cd	bench	Lee et al.(2004)
<i>Commelina communis</i>	닭의장풀	Cu	bench	Kim and Lee(2005)
<i>Cosmos bipinnatus</i> Cav.	코스모스	Cd, Cu	bench	강민혜 외(2003)
<i>Dianthus chinensis</i> L.	페랭이꽃	Cu	survey(mine)	김정규 외(1999)
<i>Echinochloa frumentacea</i>	피	Cu	bench	김성현 외(2004)
<i>Equisetum arvense</i>	쇠뜨기	Cd, Cu, Zn	survey(mine)	정기채 외(1993)
<i>Helianthus annuus</i> L.	해바라기	Cd, Cu	bench	강민혜 외(2003)
<i>Nicotiana tabacum</i> L.	담배	Cu, Zn	bench	이상각 외(2001)
<i>Oenothera odorata</i>	달맞이꽃	As, Cd	survey(mine), bench	김대연(2007), 손경호(2007)
<i>Osmunda japonica</i>	고비	Cd, Cu, Zn	bench, survey(mine, shooting range)	정기채 외(1993)
<i>Persiaria thunbergi</i>	고마리	Cd, Cu, Zn	bench	정기채 외(1993), Back et al. (2004), Kim et al.(2002)
<i>Pteris multifida</i> piör.	봉의꼬리	As	bench	오원기 외(2006)

국내에서의 초본연구는 대부분 일반 작물이 아닌 야생 토착식물을 대상으로 하고 있다. 이는 대상 연구지가 폐광산이 존재하는 산악지 혹은 절개면 등의 열악한 환경 조건으로 적응성을 갖고 있는 토착 자생종외에는 생존이 어렵다는 이유 때문이기도 하다. 농경지의 경우, 토착 식물 뿐 아니라 인위적으로 재배를 할 수 있는 작물을 도입할 수도 있기 때문에, 넓은 면적을 가지는 현장에 적용하기 위해서는 실제 논에 투입할 수 있는 식물 중에서 가격 단가가 낮고 대량으로 구매할 수 있는 식물 종을 선정할 필요가 있다. 하지만, 국내에서는 휴경기인 겨울철에 투입된 식물체로의 중금속의 흡수 축적 여부가 심도 있게

조사된 바가 극히 적은 실정이다. 따라서, 본 연구는 휴경기 논토양에 도입 될 수 있는 월동 작물 초종들의 중금속 노출시 생리 기작 및 중금속 흡수능을 확인하여 이들의 현장 투입 후 토양 내 존재하는 중금속에 어떠한 영향을 주고 있는지 조사함으로써 월동 식물체를 이용한 환경정화기술의 적용 가능성을 판단하고자 하였다.

제 3 장 연구개발수행 내용 및 결과

제 1 절 동절기 중금속 저감을 위한 내성종 선발

1. 요약

오염 토양의 식물을 이용한 정화 기술 적용을 위해서는 현장에서 활착 및 생육이 양호한 식물이자, 중금속 축적량과 이행률이 높은 식물을 선정하는 것이 우선적으로 이루어져야 한다. 본 연구는 논토양의 식물 정화를 위한 초종 대상으로 큰이삭풀, 자운영, 헤어리베치, 벌개미취, 달맞이꽃을 대상으로 실험을 실시하였다. 그 결과 중금속 노출 하에서 생중량 및 건중량, 그리고 중금속 축적량을 바탕으로 헤어리베치, 큰이삭풀, 자운영을 1차 선발 식물로 정하였다. 현장의 저온 및 중금속 오염 환경에 대한 적응성을 비교하기 위해 1차 선발 식물을 대상으로 저온 환경 및 중금속 노출 조건에서 재배를 실시하였다. 엽록소 및 항산화효소인 CAT(catalase)의 활성은 저온에서 노출되었을 때, 큰이삭풀과 헤어리베치에서 가장 높게 나타났으며, 중금속의 축적의 경우 큰이삭풀의 축적량이 다른 두 초종에 비해 높게 나타나 최종적인 현장 적용식물로 선발되었다. 마지막으로 최종 선발 식물의 현장 적응성을 판단하기 위해 30일간 장기 실험을 실시한 결과 Cd 오염 토양 및 저온 처리 Cd 오염 토양에서 식물체의 뚜렷한 성장저해를 확인할 수 있었다. 결과를 통해 현장 적용시, 현장 환경 사전 조사 이후의 식물종의 투입이 필요하다고 결론내릴 수 있다.

2. 1차 중금속 내성종 선발 조사

가. 연구 재료 및 방법

이들 중 선발은 중금속 축적능에 대한 판단에 앞서, 휴경기 논토양의 온도조건(저온)에 따른 생존이 높은 식물을 우선대상으로 하여 2년생 초본과 다년생 초본을 위해 문헌조사를 실시하였다. 문헌 조사를 통해 국내 논토양의 적응성이 높아 월동이 가능하고 콩과, 화분과, 국화과, 바늘꽃과 논토양에 질소를 공급할 수 있는 녹비작물을 위주로 1차적으로 선발된 종은 벼과 큰이삭풀

(*Bromus catharticus* Vahl), 콩과로는 자운영(*Astragalus sinicus* L.), 콩과 헤 어리베치(*Vicia villosa*), 국화과 별개미취(*Aster koraiensis* Nakai), 마늘꽃과 달맞이 꽃(*Oenothera odorata* Jacq.)을 선발하였다(표 3-1).

표 3-1. 식물별 특징

이름(학명)	특징
<p style="text-align: center;">자운영 (<i>Astragalus sinicus</i> L.)</p>	<p>분류: 콩과 황기속 형태: 월년초 생육적 특성: 이년생 초본으로 종자로 번식하고, 중국이 원산지로 남부 지방에 분포하며 들에서 자란다. 4~5월에 개화하며, 원줄기는 높이 20~40 cm 정도이고 가지가 갈라지며 옆으로 자라다가 곧추서고 백색 털이 있다. 호생 하는 잎은 기수 우상복엽으로 9~11개의 소엽은 길이 6~18mm 정도의 타원형이고 끝이 둥글거나 파진다. 윗부분의 엽맥에서 나온 길이 7~15cm 정도의 화경 끝에 산형으로 달리는 꽃은 홍자색이고, 꼬투리는 길이 20~25mm 정도로 흑색으로 익으며, 종자는 황색이 돈다. 종자 1000개의 무게가 약 3080 mg 정도이다. 중국이 원산지이고 식용하기도 하며, 남부지방에서 사료용과 밀원용으로 재배하고, 녹비작물로 심기도 하며 관상용으로 이용하기도 한다. 전초는 정혈, 해독, 해수, 인통, 대상포진 등에 약용으로 쓰인다.</p>
<p style="text-align: center;">큰이삭풀 (<i>Bromus catharticus</i> Vahl)</p>	<p>분류: 벼과 참새귀리속 형태: 다년생 초본 생육적 특성: 꽃은 5~7월에 피며, 원추화서로 높이 15~20cm, 한 마디에서 2~4 가지가 생겨서 늘어지며 성기게 소수가 붙는다. 소수는 장타원형, 길이 3.5cm, 6~10 소화가 붙고 납작하다. 제1포영은 3~5맥, 제2포영은 5~7맥으로 길이 1cm정도, 광피침형이며 중앙맥을 경계로 강하게 접힌다. 호영은 광피침형, 9~11맥, 길이 1.3~1.8cm, 1mm 이내의 짧은 까락이 있다. 폐쇄화이며 꽃밥은 길이 0.5mm이다.</p>

<표 3-1. 계속>

이름(학명)	특징
<p>별개미취 (<i>Aster koraiensis</i> Nakai)</p>	<p>근생엽은 꽃이 필 때 없어진다. 잎은 호생하고 피침형이며 끝이 뾰족하고 길이 12~19cm, 나비 1.5~3cm로서 밑 부분이 점차 좁아져서 엽병처럼 되며 질이 딱딱하고 양면에 털이 거의 없으며 가장자리에 잔톱니가 있고 위로 갈수록 점차 작아져서 선형으로 되며 길이 4~5mm이다. 높이는 50~60cm으로 곧게 자라고 줄기에 파진 홈과 줄이 있다. 근경은 옆으로 뻗으며 적갈색으로 굵고 단단하며 10cm정도로 짧다. 잔뿌리가 많이 나고 일종의 냄새가 난다. 꽃은 6~10월에 피고 지름 4~5cm로서 연한 자주색이며 가지 끝과 원줄기 끝에 달리고 총포는 반구형이며 길이 13mm, 지름 8mm이다. 포편은 4줄로 배열되고 외편은 길이 4~5mm, 나비 1.5mm로서 긴 타원형이며 둔두이고 가장자리에 털이 있으며 설상화의 화관은 길이 26mm, 나비 3.5~4mm이다. 수과는 길이 4mm, 너비 1.3mm정도로서 도피침상 긴 타원형이고 털이 없으며 과모도 없다. 11월에 결실한다.</p>
<p>헤어리베치 (<i>Vicia villosa</i>)</p>	<p>내한성이 강하여 윈터베치(winter vetch)라고도 하며, 모래땅에서도 잘 자라므로 샌드베치(sand vetch)라고도 한다. 보통 베치라고 부른다. 아시아 남서부와 지중해 동부 원산이다. 영국에서는 1815년에 재배하였으며 미국에서는 47년에 수입하였다.</p> <p>높이 1.5~2 m로 자라고 속이 비어 있으며 곁에 세로줄과 더불어 털이 있다. 잎은 어긋나고 7쌍 내외의 작은 잎으로 되며 끝의 작은 잎은 갈라진 덩굴손으로 되어 있다. 작은 잎은 긴 타원형이며 끝이 뾰족하다. 꽃은 적자색이며 20~30개가 총상꽃차례로 달린다. 꼬투리는 긴 타원형이고 길이 2~3 cm로 2~8개의 검은색 또는 갈색 종자가 들어 있다. 목초 또는 녹비식물로 심는다.</p>
<p>달맞이꽃 (<i>Oenothera odorata</i> Jacq.)</p>	<p>잎은 호생으로 어긋나고 줄 모양의 뾰족한 침처럼 생긴 모양의 바소꼴로 끝이 뾰족하고 가장자리에 얇은 톱니가 있다. 굵고 곧은 뿌리에서 1개 또는 여러 개의 줄기가 나와 직립형으로 곧게 서며 높이가 50~90cm이다. 전체에 짧은 털이 난다. 꽃은 잎겨드랑이에 1개씩 달리고 지름이 2~3cm이며 저녁에 피고 아침에 시든다. 꽃받침조각은 4개로 2개씩 합쳐져서 꽃이 피면 뒤로 젖혀진다. 꽃잎은 4개로 끝이 파여 있다. 수술은 8개, 암술은 1개, 암술머리는 4개로 갈라진다. 씨방은 원뿔 모양이며 털이 있다. 열매는 곁의 껍질이 익으면 터져 나오는 삭과로 긴 타원 모양. 길이가 2.5cm로 4개로 갈라지면서 여러 개의 모서리각이 있는 종자가 나온다. 종자는 젖으면 점액이 난다.</p>

문헌조사를 통해 1차 선발된 종을 대상으로 하여 중금속 내성을 확인하기 위한 실내 재배 실험을 2005년 9월 경 실시하였다(사진 3-1).



사진 3-1. 초종 선발을 위한 pot 파종

사진 3-1과 같이 선발된 큰이삭풀(*B. catharticus*), 자운영(*A. sinicus*), 헤어리베치(*V. villosa*), 벌개미취(*A. koraiensis*), 달맞이꽃(*O. odorata*)의 식물 종자를 고려대학교 생명환경과학대학 야생식물종자은행에서 분양받아 고려대학교 생명환경과학대학의 유리온실에서 사경재배실험을 수행하였다. 재배실험의 절차는 사진에서와 같이 1차적으로 유묘판에서 식물을 발아시키고 1주일동의 안성장 기간을 둔 후 9공 포트에 옮겨 심어 재배를 계속하였다. 재배시의 모습은 사진 1-2와 같다. 유리온실의 광(光)조건은 9월의 일조량과 동일하게 두었고 최대 5000Lx를 유지하였다. 실험에 사용된 양액은 표 3-2에 제시한 1 strength Epstein nutrient solution의 제법에 준하여 사용하였다. 실제 사용된 양액은 유묘성장단계인 것을 고려하여 표 3-2의 조성을 1/4로 희석하여 저면관수법으로 일회 관수 시 250ml을 공급하여 1주일 재배 후 CdCl_2 를 증류수로 희석 50 μM 농도로 공급하면서 중금속 내성시험을 수행하였다. 재배기간은 총 30일간이었으며 재배 장소인 유리온실내의 온도는 9월 평균의 야외 기온을 맞추주기 위해 적절한 환기와 보일러를 이용하여 14.7 $^{\circ}\text{C}$ ~28.2 $^{\circ}\text{C}$ 사이를 유지했다. 광주기는 12h night 12h day를 맞추어 주기 위해 1400Lx의 수은등을 이용해 광주기를 조정하였다. 식물의 발아시기 차이로 인해 식물의 수거는 두 그룹으로 나누어 실행하였다.

☒ 3-2. Nutrient solution concentrations (Epstein 1972)

Macronutrients							
Compound	Molecular weight	Concentration of stock solution (M)	Concentration of stock solution (g/l)	Volume of stock solution per liter of final solution (ml)	Element	Final concentration of element (μM)	Final concentration of element (mg/kg)
KNO ₃	101.10	1.00	101.10	6.0	N K	16000 6000	224 235
Ca(NO ₃) ₂ · 4H ₂ O	236.16	1.00	236.16	4.0	Ca	4000	160
NH ₄ H ₂ PO ₄	115.08	1.00	115.08	2.0	P	2000	62
MgSO ₄ · 7H ₂ O	246.49	1.00	246.49	1.0	S Mg	1000 1000	32 24

Micronutrients							
Compound	Molecular weight	Concentration of stock solution (mM)	Concentration of stock solution (g/l)	Volume of stock solution per liter of final solution (ml)	Element	Final concentration of element (μM)	Final concentration of element (mg/kg)
KCl	74.55	50	3.728	1.0	Cl	50	1.77
H ₃ BO ₃	61.84	25	1.546	1.0	B	25	0.27
MnSO ₄ · H ₂ O	169.01	2.0	0.338	1.0	Mn	2.0	0.11
ZnSO ₄ · 7H ₂ O	287.55	2.0	0.575	1.0	Zn	2.0	0.131
CuSO ₄ · 5H ₂ O	249.71	0.5	0.125	1.0	Cu	0.5	0.032
H ₂ MoO ₄ (85 %MoO ₃)	161.97	0.5	0.081	1.0	Mo	0.5	0.05
Fe-EDTA ^b	346.08	20	6.992	1.0	Fe	20	1.12

1) 중금속 노출에 의한 생체량 및 건중량 비교

중금속 내성 재배실험이 끝난 식물체를 수거하여 생중량과 건중량, 그리고 체내 중금속 함량의 비교 하였다. 이는 월동가능한 중금속 내성식물의 선발 기준이라고 생각되어지는 인자인 생체량과 건중량 및 중금속 흡수 능력을 알아보기 위해 실시하였다. 식물체 수거는 각각의 식물 종을 재배포트에서 회수한 후 정확한 생중량을 측정하기 위해 토양을 제거하고 지상부와 지하부로 분리하였다. 수거된 식물체는 실험용 저울을 사용하여 지상부와 지하부를 각각 측정한 값을 식물체의 각 부분의 생중량 값으로 사용하였다. 다음으로 건중량의 측정을 위해 80℃ 드라이오븐에서 2일간 건조 후 무게를 측정하였다.

2) 식물체 내 중금속 함량 및 이행률 비교

건중량을 측정한 식물은 농업과학기술원의 토양 및 식물체 분석 방법에 따라 막자사발을 이용해 분쇄하여 식물체 시료량 0.5g에 황산 5ml을 넣고 1시간동안 블록 다이제스터를 이용하여 120℃에서 저온탄화 시킨 후 350℃로 고온탄화 시킨 다음 H₂O₂를 1ml씩 가하여 투명해질 때 까지 분해하였다. 분해가 완료된 각 시료를 증류수를 이용하여 30ml로 맞추어준 시료를 Atomic Absorption Spectrophotometer (AAS)를 이용하여 Cd 농도를 측정하였다. AAS의 운영 조건은 흡광과장 228.8나노미터에서 측정하였다(Chukwuma, 1993).

나. 연구 결과

1) 중금속 노출에 의한 생체량 및 건중량 비교

재배 실험 기간 후 식물들의 상태는 다음과 같다(사진 3-2). 30일 경과 후 각 식물의 외관을 확인하였을 때, 생육 저해를 확인하기 어려웠다.











	중금속 노출 전	중금속 노출 (50 μ M, 30일)
달맞이꽃 (<i>Oenothera odorata</i> Jacq.)		
별개미취 (<i>Aster koraiensis</i> Nakai)		
자운영 (<i>Astragalus sinicus</i> L.)		
큰이삭풀 (<i>Bromus catharticus</i> Vahl)		
헤어리베치 (<i>Vicia villosa</i>)		

사진 3-2. 중금속 노출(50 μ M, 30일) 각 식물의 성장 변화

Cd 50 μ M은 약 5.62 mg/L에 해당하는 농도로서, 외관상의 스트레스 혹은 피해를 발견하지 못한 것은, 해당 농도가 각 식물들의 생리적인 피해를 나타내지 않는 농도이기 때문이라 판단할 수 있다. 따라서, 식물체의 성장 및 증속 측정량 비교를 통하여 선발 식물들의 증속에 대한 저항성을 판단할 필요가 있을 것이다.

노출 30일이 경과된 뒤 측정한 각 식물체의 지상부, 지하부의 생중량은 그림 3-1과 같이 나타났다.



그림 3-1. 수거 후 식물체의 생중량

그림 3-1에서 나타난 바와 같이 대상이 된 5개 초종 가운데 헤어리베치의 생중량이 지상부와 지하부 모두 2.05 g, 1.57 g으로 다른 4개 초종보다 많은 생중량을 나타냈다. 가장 큰 값을 나타냈으며 다음으로는 큰이삭풀, 자운영, 달맞이꽃, 별개미취의 식물종 순으로 나타났다. 외관상의 스트레스 징후는 발견되지 않았으나, 각 식물체의 성장의 성장 정도는 각기 다르게 나타났다. 이는 식물체가 갖는 유전 형질적인 차이도 존재할 수 있겠으나, 토양 내에 중금속이

존재함으로 인해 식물의 성장이 억제 혹은 저하된 경우로도 그 근거를 들 수 있을 것이다. 벌개미취의 경우 다른 식물체들에 비해 상당히 적은 생중량을 보였으며, 이는 다른 식물에 비해 식물의 성장 속도가 느리거나, 카드뮴 독성에 의한 성장 저해가 민감하게 나타나는 식물이라고 판단된다.

이들 식물의 건중량은 다음과 같이 나타났다(그림 3-2).



그림 3-2. 각 식물체의 지상부, 지하부의 건중량

건중량 측정에서는 지상부에서는 큰이삭풀에서 0.25 g으로 가장 큰 수치를 나타내고 있으며 다음으로 헤어리베치와 자운영 달맞이꽃, 벌개미취 순으로 나타났다. 지하부는 헤어리베치에서 0.11 g으로 가장 큰 값을 나타내고 있으며 다음으로 자운영 큰이삭풀, 달맞이 꽃, 벌개미취 순으로 나타났다. 헤어리베치에서 생중량이 가장 높은 값을 나타내었으나 건중량에서는 큰이삭풀에서 높은 값을 나타낸 것은 헤어리베치에서 지상부에서 1.83 g으로 높은 함수량이 측정되어 나타난 결과이다. 생중량 측정 결과와 마찬가지로 벌개미취의 건중량이 다른 질량에 비해 가장 낮았으며, 그 다음으로 달맞이꽃이 가장 낮은 측정치를

보였다. 하지만, 이들 성장에 비해 식물체 건물 내에 존재하는 중금속의 함량 측정을 통한 식물체내 중금속 총 함량을 비교하는 것이 식물체 선정 기준으로 적절할 것이다.

2) 식물체 내 중금속 함량 및 이행률 비교

중금속 흡수 농도 값은 벌개미취에서 28.44 mg/kg으로 가장 높은 값을 기록하였으며, 헤어리베치, 자운영, 달맞이꽃, 큰이삭풀 순으로 측정되었다. 지하부에서는 헤어리베치에서 167 mg/kg으로 가장 높은 수치를 기록하였으며, 자운영, 달맞이, 큰이삭풀, 벌개미취순으로 측정되었다(그림 3-3).

식물체 내의 카드뮴 이행률(그림 3-4)은 식물체 지상부내 Cd 농도를 지하부의 Cd 농도로 나눈 수치를 이행률로 나타내었다. 각 식물 종간의 차이를 비교해 보면 벌개미취에서 가장 높게 나타났으며 달맞이꽃과 큰이삭풀 순으로 높은 값을 나타냈다. 벌개미취에서는 지하부에 축적되는 비율에 비하여 지상부로 축적되는 비율이 높았다.

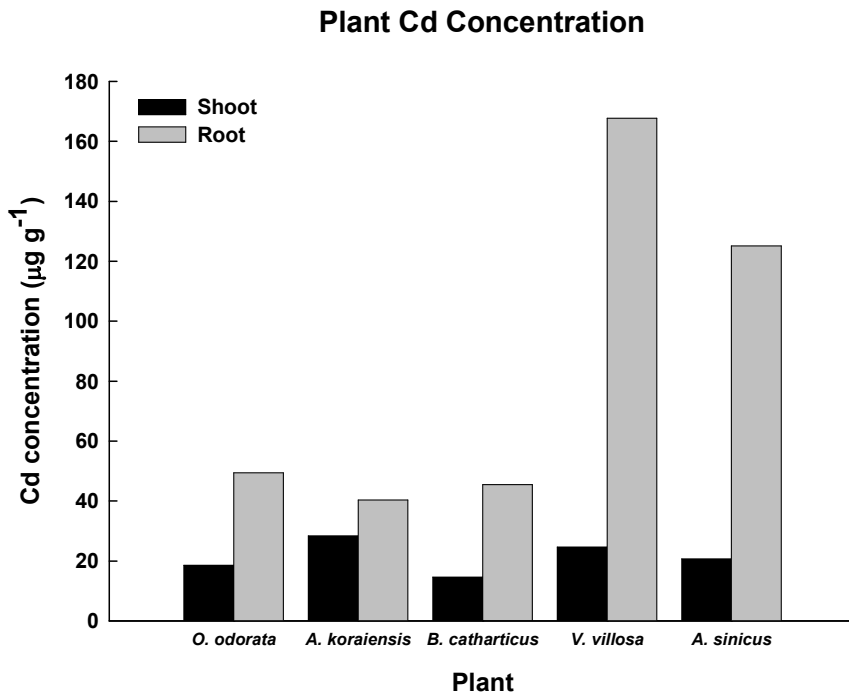


그림 3-3. 식물체 내의 중금속 농도

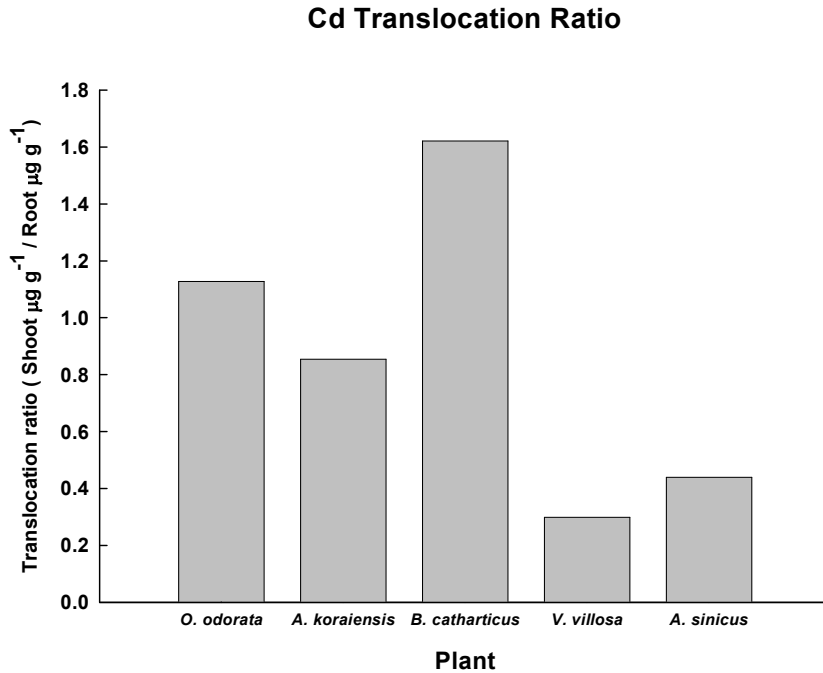


그림 3-4. 식물체 내의 지하부-지상부 카드뮴 이행률

식물체내 Cd 함량을 측정하기 위하여 지상부, 지하부의 건중량 무게에 지상부, 지하부 Cd 농도값($\mu\text{g g}^{-1}$)을 각각 곱하여 지상부와 지하부의 함량을 구하고 구한 값을 합산하여 전체 식물체내의 Cd 함량의 값으로 나타내었다. 먼저 지상부 지하부 부분별 식물체 Cd 함량을 살펴보면 지상부에서는 헤어리베치에서 $5.34 \mu\text{g}$ 으로 가장 높은 수치를 보였으며 큰이삭풀, 자운영, 달맞이꽃, 벌개미취 순으로 높은 수치를 보였다. 식물체의 지하부의 결과에서도 헤어리베치에서 $17.85 \mu\text{g}$ 으로 가장 높은 수치를 기록하였다. 다음으로는 자운영, 큰이삭풀, 달맞이꽃, 벌개미취의 순서로 나타났다. 식물체내의 총 Cd 함량은 지상부와 지하부의 Cd 함량의 값과 마찬가지로 헤어리베치에서 $23.19 \mu\text{g}$ 으로 가장 높게 나타났다. 헤어리베치를 제외한 식물체내 Cd 총량의 수치는 자운영, 큰이삭풀, 달맞이꽃, 벌개미취의 순서로 나타났다(그림 3-5).

Cd Contents in plant

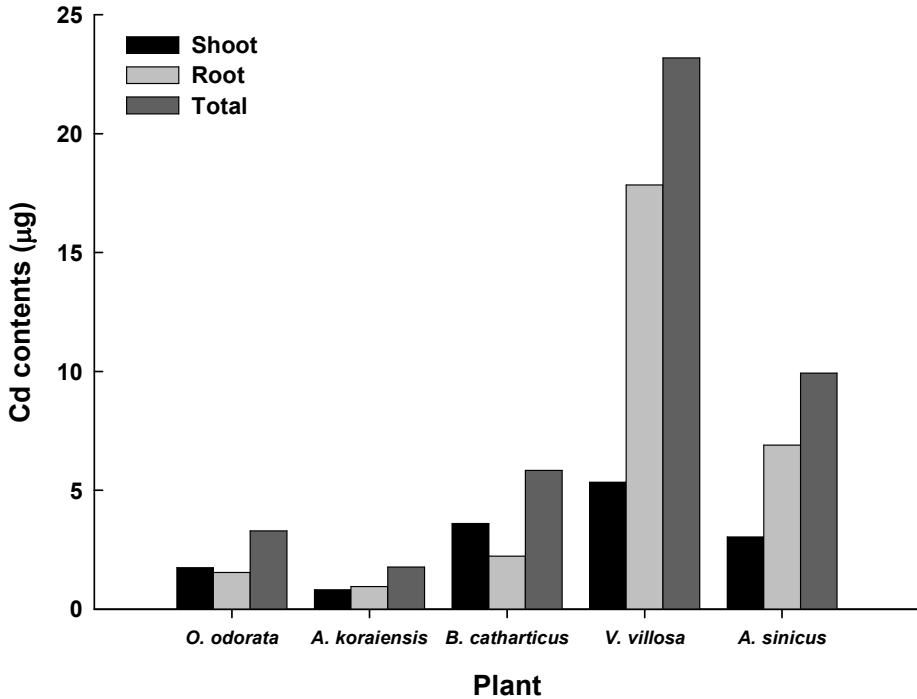


그림 3-5. 식물체 부위별 Cd 함량 및 총 함량(µg)

비록 벌개미취에서 가장 높은 Cd 농도를 보였으나 건중량을 곱해서 식물체 내의 Cd의 함량을 구한 값을 비교해 보면 생체량이 가장 큰 헤어리베치에서 식물체내의 총 Cd 함량 값이 약 13배 정도 큰 것을 알 수 있었다. 이 자료를 통해 헤어리베치가 Cd의 체내 흡수량을 생체량을 고려해 보았을 때 가장 유리한 식물종이라고 일차적으로 판단할 수 있다. 1차 실험의 최종 결과로 생체량을 고려한 식물체내 Cd의 축적량은 헤어리베치, 자운영, 큰이삭풀, 달맞이꽃, 벌개미취의 순으로 총 Cd의 함량이 높은 것을 알 수 있다. 하지만 재배기간이 짧고 재배환경이 실제 야외상황과 동일하지 않기 때문에 잠정적으로 1차 선별된 식물종 중 헤어리베치가 Cd의 흡수와 축적에 유리한 종이라고 판단하기에는 부족한 면이 있다. 따라서 1차 실험에서 Cd의 체내 함량이 높고 생체량이 양호한 헤어리베치, 자운영, 큰이삭풀을 대상으로 후속 실험을 진행하여 야외 상황의 적응성과 생체량의 증가 정도를 판단해야 할 것으로 1차 실험을 결과를 평가할 수 있다.

3. 2차 중금속 내성종 선발 조사

2차 선발실험은 1차 선발실험에서 선발된 헤어리베치, 자운영, 큰이삭풀을 대상으로 이식의 용의성과 현장 식재 시 기후환경의 적응성을 검증하는 것에 목표를 두고 실험을 진행하였다. 실험은 크게 세 가지 부분으로 진행하였다. 우선 실험의 전반적인 설계를 위하여 예비실험 단계로 실험토양의 기본적인 이화학성을 분석하였다. 실험이 완료된 토양은 1차 선발 식물 종간의 이식 적응성 평가 실험에 사용되었다. 현장 직파시 불균등한 발아 및 성장의 단점을 보완하기 위해 온실에서 사경 재배를 통해 유묘단계까지 성장한 식물체를 이용하여 현장 토양의 적응성을 평가하였다. 이를 통해 선발된 초종을 오염되지 않은 논토양 식재한 후, 인공적으로 Cd를 투입하여 시간 경과에 따른 생육의 변화를 확인하였다. 이 결과를 통하여, 선정된 초종은 저온 처리 및 중금속 처리를 통한 영향에 대한 실험을 재 실시하여, 현장 적용 식물로서의 적합성을 판단하였다. 실험은 30일간 동안 진행되었으며, 10일 간격으로 생육의 변화를 관찰하고, 각 시기별로 시료를 수거하여 엽록소 함량 및 식물 체 내 항산화효소(Catalase)를 측정하였다. 또한, 각 시기별 수거된 식물체에 대한 체내의 Cd 함량 분석 실험을 진행하였다.

가. 연구 재료 및 방법

1) 선발종에 대한 실제 토양에서의 현장 적응성 평가

가) 토양 분석

2차 실내 실험을 위하여 11월 초경 오염지 토양과 비오염 토양을 100 kg씩 채취하였다. 이를 온실에서 풍건하여 2mm 체로 거른 다음 거른 토양을 실내 실험에 사용하였다. 우선적으로 토양에 대한 이화학성과 토성을 분석하였다. 토양의 pH 측정은 활산성 및 잠산성을 1:5 법으로 실시하였다. EC는 1:5 법으로 물로 진탕한 토양 시료를 EC meter로 측정하였다. 전질소분석은 습식산화 과정을 거쳐 증류하는 Kjeldahl법을 통하여 수행하였으며, 유기물 함량은 Tyurin 법을 사용하여 실시하였다. 토양 내 유효 인산 함량은 Bray No.1법, CEC의 측정은 Chapman이 사용한 Ammonium 포화법을 사용하였으며, 토성은 침강법을

사용하여 측정하였다.

나) 오염 토양에 대한 식물체의 적응성 평가 실험

식물 종간의 이식 적응성 평가 실험을 위해 오염토와 비오염토에 큰이삭풀, 자운영, 헤어리베치를 식재하여 성장을 비교하였다. 식물의 재배는 일반 비닐 온실을 이용하였으며 온도를 15~27℃ 유지하였으며 광주기는 12월 광주기와 동일하며 광조건은 최대 4000Lx까지 유지했다. 각 식물의 식재는 12cm의 포트에 오염토양을 채운 다음 1달간 유묘관에서 기른 큰이삭풀, 헤어리베치, 자운영을 이식하는 방법으로 실험을 진행하였다. 수분조건은 포장용수량의 60%에 맞추어 물을 공급하여 성장을 관찰하였다.

2) 인위적 오염 토양 내에서 선발 초종의 생리변화 및 중금속 흡수량 확인

카드뮴이 생장 끼치는 영향을 분석하기 위하여 큰이삭풀, 헤어리베치, 자운영을 비오염토에 인공적으로 Cd를 투입하여 Cd에 노출된 식물체 내의 Cd 농도 변화 및 엽록소 함량 변화, 항산화효소 변화를 확인하였다. 오염토양에서의 큰이삭풀 재배 실험과 인공 카드뮴 투입 재배실험 모두 상온조건(15~27℃), 저온조건(10~15℃)을 두고 비교 분석 하였다. 이에 대한 실험은 다음 표(표 3-3)와 같이 구성하였다. 이들에 대해서 성장량(건중량) 및 중금속 흡수량 및 엽록소량, catalase 활성을 분석, 비교하였다.

표 3-3. 카드뮴 노출시 식물체 내 생리 변화를 확인을 위한 처리 조건

식물체 종	온도	중금속 처리
큰이삭풀 (<i>Bromus catharticus</i> Vahl)	상온(15~25℃)	CdCl ₂ 25 mg/kg 처리
		무처리
	저온(10~15℃)	CdCl ₂ 25 mg/kg 처리
		무처리
헤어리베치 (<i>Vicia villosa</i>)	상온(15~25℃)	CdCl ₂ 25 mg/kg 처리
		무처리
	저온(10~15℃)	CdCl ₂ 25 mg/kg 처리
		무처리
자운영 (<i>Astragalus sinicus</i> L.)	상온(15~25℃)	CdCl ₂ 25 mg/kg 처리
		무처리
	저온(10~15℃)	CdCl ₂ 25 mg/kg 처리
		무처리

가) 식물체의 체내 엽록소 및 catalase 활성

엽록소는 식물체의 광합성에 중요한 역할을 하며, 식물체의 독성 스트레스에 대한 반응을 판단하는 하나의 요소로서 많은 연구가 진행되어 왔다. 광합성은 엽록체내의 틸라코이드막에 분포되어 있는 chlorophyll a, b 등의 광합성 색소들의 복합작용으로 발생한다. 식물체의 엽록소는 chlorophyll a, b, c, d의 4종이 존재하며, chlorophyll a가 대부분을 차지한다. Chlorophyll의 함량을 측정하는 것은 식물체의 광합성 능력을 예측할 수 있는 간접지표로 사용할 수 있다.

엽록소의 분석은 수거한 시료의 앞에서 엽맥을 피한 위치에서 직경 0.6cm 편치로 leaf disk를 채취하였다(시료의 양은 0.5g에서 1g 정도이면 충분하다.). 해당 시료는 막자사발에 액체질소를 가하여 급냉시킨 후, 분쇄하였다. 분쇄가 완료된 시료는 추출액(80 % Acetone) 10ml을 넣었으며, 이 혼합 추출액을 원심분리기를 사용하여 가볍게 원심분리하였다(4℃에서 2시간 이상 보관). 액 분리가 완료된 후, 상정액은 흡광광도기를 사용하여 파장 663nm, 645nm에서 ABS 값을 측정하였다. 얻은 수치는 Arnon의 식을 이용하여 chlorophyll a의 양과 chlorophyll b의과 총합을 구하여 계산하였다. 이 Arnon의 식은 1959년 Arnon, D. I.가 경험식으로 발표한 것이다(Hardwick and Baker, 1973).

$$\text{Chlorophyll } a (\mu\text{g/ml}) = 12.7 \times A_{663} - 2.69 \times A_{645}$$

$$\text{Chlorophyll } b (\mu\text{g/ml}) = 22.9 \times A_{645} - 4.68 \times A_{663}$$

$$\text{Total Chlorophyll } (\mu\text{g/ml}) = 20.2 \times A_{663} - 8.02 \times A_{645}$$

Catalase (CAT)는 과산화수소의 분해반응($2\text{H}_2\text{O}_2 \rightarrow \text{O}_2 + 2\text{H}_2\text{O}$)을 촉매하는 효소로서 동물, 식물, 미생물 등 거의 모든 호기성세포에 존재한다. 이 CAT는 생물이 신체 내에서 생성될 수 있는 독성의 활성산소종으로부터 방어 기작중의 하나로 알려져 있다. 따라서, 식물의 성장과 환경적응에 관한 연구로서 식물체의 CAT의 활성을 통하여 실험하고자 하였다. Catalase의 측정은 다음과 같은 순서로 실시하였다. 채취한 fresh sample 0.2g을 플을 막자사발에서 50mM phosphate buffer(pH 7.0) 5ml로 추출하여 원심분리(4°C, 20,000g, 25분)시켰다. 원심분리가 완료된 후 상정액 0.1ml을 반응용액 50mM phosphate buffer(pH 7.0) 15ml과 혼합한 후, 240nm에서 2분간 흡광광도 감소 값을 측정함으로서 이를 효소의 활성 결과로 판단하였다(Luhová et al., 2003)

나) 식물체의 체내 중금속 함량

재배실험이 끝난 식물체는 수거 세척한 후 지상부 및 지하부를 분리하여 80°C 드라이오븐에서 2일간 건조 후 무게를 측정하였다. 건조량을 측정한 식물은 농업과학기술원의 토양 및 식물체 분석 방법에 따라 막자사발을 이용해 분쇄하여 식물체 시료량 0.5g에 황산 5ml을 넣고 1시간동안 블록 다이제스터를 이용하여 120°C에서 저온탄화 시킨 후 350°C로 고온탄화 시킨 다음 H_2O_2 를 1ml씩 가하여 투명해질 때 까지 분해하였다. 분해가 완료된 각 시료를 증류수를 이용하여 30ml로 맞추어준 시료를 Atomic Absorption Spectrophotometer (AAS)를 이용하여 Cd 농도를 측정하였다. AAS의 운영 조건은 흡광과장 228.8나노미터에서 측정하였다.

3) 실제 오염 토양에서 큰이삭풀의 생리변화 및 중금속 축적량 분석

오염토양에서 생육상태가 좋으며, 성장 저해가 낮고, 중금속의 축적이 높은 것으로 확인된 큰이삭풀을 실제 오염 토양에 식재하였다. 이들에 대해 온도 조건을 다르게 처리함으로서 오염 토양 및 저온 조건 하에서 생리적인 변화와

중금속의 흡수의 차이를 확인하였다. 이를 위해서 각 처리구는 다음 표 3-4와 동일하게 구성하였다.

표 3-4. 큰이삭풀의 생리 및 성장 변화를 확인하기 위한 실험 구성

시료 수거 일자	온도 처리 조건	토양 처리 조건
10일	상온(15~25℃)	삼보광산 침출수 오염 논토양
		비오염 논토양
	저온(10~15℃)	삼보광산 침출수 오염 논토양
		비오염 논토양
20일	상온(15~25℃)	삼보광산 침출수 오염 논토양
		비오염 논토양
	저온(10~15℃)	삼보광산 침출수 오염 논토양
		비오염 논토양
30일	상온(15~25℃)	삼보광산 침출수 오염 논토양
		비오염 논토양
	저온(10~15℃)	삼보광산 침출수 오염 논토양
		비오염 논토양

큰이삭풀의 생리 반응 및 중금속 흡수량에 대한 실험은 growth chamber를 이용하여 저온 조건 하에서 영향을 확인하기 위해, 상온 처리, 저온 처리를 구분하여 실험하였다. 상온 조건인 온실의 온도는 15~25℃를 유지하였으며, 일 주기는 growth chamber를 사용하여 15/10℃ 온도 조건하에서 광/암주기는 각각 10시간/14시간으로 설정하였다. 광조건은 광주기시 1400Lx를 유지하였다. 이는 현장적용지에 월동식물이 투입되는 10~11월 평균기온을 참고하였다(그림 3-6 참조). 실험에 사용한 오염토양은 삼보광산 현지에서 채취한 토양을 풍건한 후 2mm 체를 통과한 시료를 사용하였고, 비오염토양은 삼보광산 침출수를 사용하지 않는 논토양을 동일한 절차로 사용하였다.



온실



Growth chamber

사진 3-3. 처리에 따른 시설전경

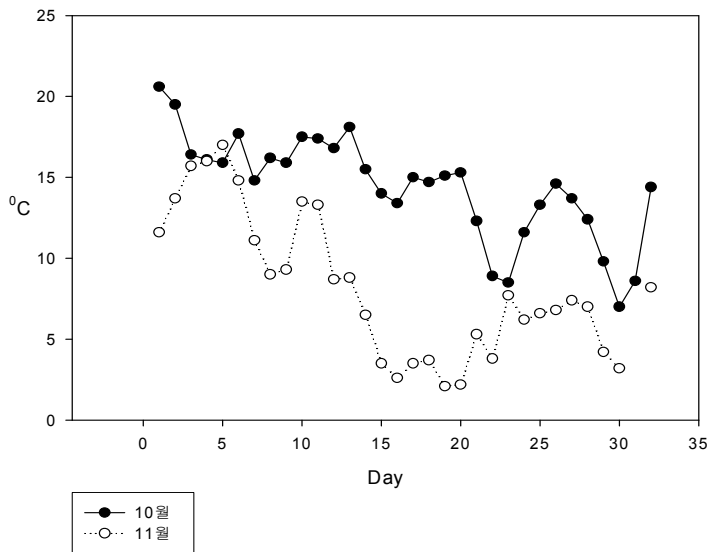


그림 . 화성 2005 10월 11월 평균기온 분포 그래프

실험에 사용된 토양은 삼보 광산의 오염토양 및 비오염토양을 사용하였다. 분석항목은 선발 초종의 재비기간 30일간 10일 간격으로 식물체를 수거하여 엽록소(chlorophyll), catalase, Cd함량을 측정하였으며, 이는 인위적인 중금속 노출 환경에서 선발 식물들에 대하여 수행한 실험과 동일하게 진행하였다.

나. 연구 결과

1) 선밭종에 대한 실제 토양에서의 현장 적용성 평가

가) 토양 분석

실험 대상이 된 오염토 및 비오염토의 이화학성 분석 결과는 표 3-5와 같다.

표 3-5. 오염토양 비오염 토양 이화학성 비교

	오염토	비오염토
pH 활산성	4.822	5.623
pH 잠산성	5.307	4.626
EC($\mu\text{s}/\text{cm}$)	1014.6	103
TKN(%)	0.071	0.12
유기물함량(%)	3.09	5.16
Available-P(mg/kg)	3.08	7.65
CEC(cmol/kg)	2.64	7.67
토성	clay loam	clay
카드뮴 함량 (0.1N HCl, mg/kg)	9.27	0.30

pH의 측정 결과는 오염토양의 경우 활산성이 4.822, 비오염토양에서는 5.623으로 나타났다. 작물의 생육은 pH 5~7의 범위에서 양호하게 나타나며, 결과를 통하여 식물의 생육에 지장이 없을 것으로 판단할 수 있다. EC는 토양 중에 녹아있는 염류의 양을 개괄적으로 나타나는 지표로서, 오염토양의 경우 1014.6 $\mu\text{s}/\text{cm}$ 로, 비오염토양의 경우 103 $\mu\text{s}/\text{cm}$ 으로 나타나 오염토양의 염농도가 상당히 높게 나타났다. 토양 내 유기질소와 NH_3 를 합한 값을 나타내는 TKN의 수치는 오염토양의 경우 0.071 %, 비오염토양은 0.12 %로서 비오염토양에서의 함량이 높은 것으로 나타났으며, 토양 내 질소함량이 보통 0.06~0.5 % 범위임을

고려할 때, 비교적 낮은 함량을 보였다. 토양 내 유기물의 양은 소량으로 존재하나 토양의 물리화학적 성질에 큰 영향을 끼친다. 유기물 함량 또한 비오염토양에서 5.16 %로서 3.09 %의 오염토양의 함량보다 높은 것으로 나타났다. 이들 수치는 일반적인 논에서 측정되는 2.5 %보다 높게 측정 되었으며, 이는 논토양에 존재하는 식물체의 잔기 등의 영향으로도 생각할 수 있다. 토양 내 유효 인산의 함량을 측정한 결과 비오염토양에서 7.65 mg/mg으로 상대적으로 높은 수치가 관측되었으나, 일반 논토양에 함유하고 있는 유효인산의 양보다 낮게 나타났다. 양이온치환용량(cmol/kg)은 일정 토양이 갖고 있는 치환성양이온을 말하며, 양이온 치환 능력이 높을수록 작물의 생육에 필요한 유기양분성분이 다량 존재한다 할 수 있다. 또한, 양이온의 형태를 띠는 중금속 등에 대한 수용량 측면에서도 큰 역할을 하게 된다.

토양의 이화학성 결과를 종합해보면 비오염토양과 오염토양은 pH에서는 비슷한 결과를 보였으나 EC값은 오염토양에서 매우 높게 측정되어 많은 염류가 포함된 것으로 나타났다. 또한, 질소함량과 유효인산 함량, CEC, 유기물 함량을 비교해 본 결과는 전반적으로 비오염토양이 비옥한 것으로 판단된다. 다음으로 실험 대상 토양 내의 카드뮴을 측정하였다. 이는 환경보전법상의 공정시험법상의 측정법에 따라 0.1N HCl 침출액으로 이용하여 여액을 받아 AAS를 이용하여 측정 하였다. 측정 결과 오염지 논의 Cd농도가 9.27 mg/kg으로 토양 오염 기준치보다 약 두 배정도 높게 측정 되었으며 비오염지 논의 Cd의 농도가 0.30 mg/kg으로 낮게 측정되어 좋은 대조구가 될 수 있었다.

나) 오염 토양에 대한 식물체의 적응성 평가 실험

1차 선발 초종의 오염토양, 비오염토양에서의 성장 비교 실험 결과는 식물체의 외관적 변화에 대해서 확인을 하고 최종적으로 식물체의 성장에 대해서 비교를 실시하였다. 8일 경과 후 식물체간의 변화는 다음과 같다(사진 3-4).

8일째 두 대조구간의 결과를 관찰한 결과 오염 토양에서 자라는 식물 중 헤어리베치와 자운영이 생장의 큰 저해를 보였다. 두 식물체의 앞에서 황백화 현상을 보이고 있었으며 식물의 성장은 거의 이루어지고 있지 않았으며, 식물이 고사 직전의 상황에 이르렀다. 그러나 큰이삭풀은 헤어리베치와 자운영과 달리 앞에서 황백화 현상을 조금은 나타냈으나 헤어리베치와 자운영에 비해 생육이 활발하였다. 비오염토에서 큰이삭풀과 헤어리베치, 자운영에서는 생육에 저해를 받고 있다는 징후는 관찰되지 않았다.

14일이 경과한 후 오염토의 헤어리베치와 자운영은 14일째 되는 날 완전 고

사 하였으며 큰이삭풀도 잎에 황백화 현상과 잎이 고사해가는 가시적인 피해 증상을 보였다. 그러나 비오염토에서는 큰이삭풀, 헤어리베치, 자운영은 일반적으로 중금속 오염토양의 식물에서 보이는 황백화 현상이 나타나지 않았으며, 생장 역시 특이한 변화가 나타나지 않았다(사진 3-5).







	비오염토	오염토
<p>자운영 (<i>Astragalus sinicus</i> L.)</p>		
<p>큰이삭풀 (<i>Bromus</i> <i>catharticus</i> Vahl)</p>		
<p>헤어리베치 (<i>Vicia villosa</i>)</p>		

사진 3-4. 이식 후 8일 경과 후 식물체(비오염토, 오염토)







	비오염토	오염토
<p>자운영 (<i>Astragalus sinicus</i> L.)</p>		
<p>큰이삭풀 (<i>Bromus catharticus</i> Vahl)</p>		
<p>헤어리베치 (<i>Vicia villosa</i>)</p>		

사진 3-5. 이식 후 14일 경과 후 식물체(비오염토, 오염토)

2) 인위적 오염 토양 내에서 선발 초종의 생리변화 및 중금속 흡수량 확인

중금속에 노출된 큰이삭풀, 자운영, 헤어리베치의 25일 경과후 사진은 다음과 같다(사진 3-6, 3-7, 3-8).



상온 Cd 25 mg/kg 처리구



상온 비오염 처리구



저온 Cd 25 mg/kg 처리구



저온 비오염 처리구

사진 3-6. 처리에 따른 큰이삭풀의 성장 비교



상온 Cd 25 mg/kg 처리구



상온 비오염 처리구



저온 Cd 25 mg/kg 처리구



저온 비오염 처리구

사진 3-7. 처리에 따른 헤어리베치의 성장 비교



상온 Cd 25 mg/kg 처리구



상온 비오염 처리구

사진 3-8. 처리에 따른 헤어리베치의 성장 비교

사진 3-8. 계속



저온 Cd 25 mg/kg 처리구



저온 비오염 처리구

상온 저온 처리구와 Cd 25 mg/kg 처리구와 비오염처리구간에는 황백화현상과 성장의 차이를 외관상으로 확인 할 수 없었으며 앞서 실험한 예비실험토양의 Cd농도보다 더 높음에도 불구하고 성장이 활발한 것으로 관찰되어 Cd가 성장 저해 요인은 아닌 것으로 판단된다.

가) 식물체의 체내 엽록소 및 catalase 활성

각 식물 체내의 chlorophyll 측정 결과는 그림 3-6과 같다. 각 식물체 내 총 Chlorophyll 함량 결과는 전체적인 총량은 다르게 나왔으나, 저온 처리된 중금속 무처리구에서 높은 엽록소 함량을 결과를 보였다. 총량에 대해서는 식물에 따라 다소 차이가 나타나기는 했으나, 상온에서 Cd를 처리한 식물체내에서 가장 낮은 엽록소 함량을 나타냈으며, 그 다음으로 저온에서 Cd를 처리한 처리구, 그리고 상온의 순으로 점차 높아지는 경향을 보였다. 특히, 저온 조건하에서 Cd에 노출 상황에서 큰이삭풀이 가장 많은 엽록소 함량을 보이고 있으며, 상온 조건하보다 오히려 높은 활성을 보이고 있었다. 이를 통해서, 큰이삭풀이 상온보다 저온에서 엽록소의 활동이 활발하며 Cd가 큰이삭풀의 성장에 약간의 저해를 일으킨다는 것을 알 수 있었다. 일반적으로 온도가 저하됨에 따라, 식물체 내의 화학반응의 속도는 저하되며, 평형반응은 에너지를 방출하는 방향으로 이동한다. 따라서, 저온조건하에서 사용하고 있는 대사에너지가 적어지고, 물이나 영양염의 흡수는 제한되며, 생합성의 속도도 저하되어, 광합성 속도도 저하되어 성장이 정지된다(Kisljuk, 1964). 따라서, 그림 3-6의 결과는 10~15℃의 조건이 저온의 스트레스 조건이 아닌 적정 식물 생육의 적정 조건이라고

판단할 수 있다.

일반적으로 월동식물의 파종은 11~12월, 논토양의 낙수 및 추수가 완료된 후 실시된다. 월동식물의 파종이 완료된 후 11~1월까지 식물은 약간의 발아가 진행된 상태에서 4~5°C의 저온 상태에 대한 내성을 발현하기 위해 성장 억제하는 동시에 토양 내에 있는 수분에 대한 흡수도 최대한 억제하게 된다. 또한, 이들 식물의 남방한계선은 상당히 높은 위도로 정해져 있으므로, 이들이 생육하는데 적합한 온도는 15°C~20°C 정도로 알려져 있다.

각 식물에 대한 Catalase 함량 결과는 다음과 같이 나타났다(그림 3-7)

Catalase가 높다는 것은 스트레스 조건 하에서 식물체내에 생성된 활성산소의 분해가 활발하다는 것을 의미한다. 이는 식물체가 열악한 조건 하에서 능동적으로 방어기작을 운용하고 있다는 증거로 활용 할 수 있다. 하지만, 식물별로 Catalase의 생성 및 활성이 달라 Catalase unit의 양이 많고 적음을 스트레스의 양을 판단하는 절대적인 기준으로 볼 수 없다. 따라서, 결과 내에 동일 식물체의 각 처리구에 대한 catalase 활성 차이를 비교함으로써 각 식물이 받는 상대적인 스트레스의 양을 간접적으로 확인할 수 있다. 자운영과 큰이삭풀의 Catalase 활성 경향은 Chlorophyll 함량의 처리구에 따른 변화와 유사하게 나타나고 있었다. 이 두 식물체는 상온처리구보다 저온 처리구에서 스트레스를 적게 받는 것으로 나타났으며, Cd처리구 보다 무처리구에서 스트레스를 적은 스트레스를 받았다. 그러나 헤어리베치에는 catalase 활성 자체가 너무 낮아 처리구에 따른 경향성을 확인 할 수 없었다. 이에 대한 정확한 원인 규명을 위해서는 어떠한 저해요인이 catalase의 활성을 저해시켰는지에 대한 연구가 필요한 동시에, 각 식물종간의 Catalase 활성에 영향을 미치는 스트레스에 요인에 대한 추가적인 연구가 필요하다.

또한, 저온 스트레스와 중금속 스트레스가 작용할 경우, 발생할 수 있는 활성산소(reactive oxygen)에 대한 연구가 추가적으로 이루어져야 할 것이다. 과거의 연구를 통하여 식물체의 저온 스트레스와 중금속 스트레스의 두 가지 요인 모두 활성 산소종(reactive oxygen species, ROS)을 발생시키며, 이에 대한 항산화매커니즘(Antioxidative mechanism)을 갖고 있는 것으로 알려져 왔다(Janda et al., 2002; 김대연 등, 2006; Schützendübel et al., 2001). 식물이 각종 환경스트레스를 받으면 생성되는 생체 내 산소(O₂)는 반응성이 높은 독성의 활성산소종 으로 변하게 되는데, 이들은 강한 산화력을 가지고 있어 핵산, 단백질, 지질 등의 변성과 광합성 억제 등 심각한 생리적 장애를 일으키고 식물체를 괴사하기도 한다. 따라서, 두 스트레스 조건에 대한 노출이 식물체의 생리 반응을 어떻게 변화시켰는지에 대해서도 연구할 필요성이 있을 것이다.

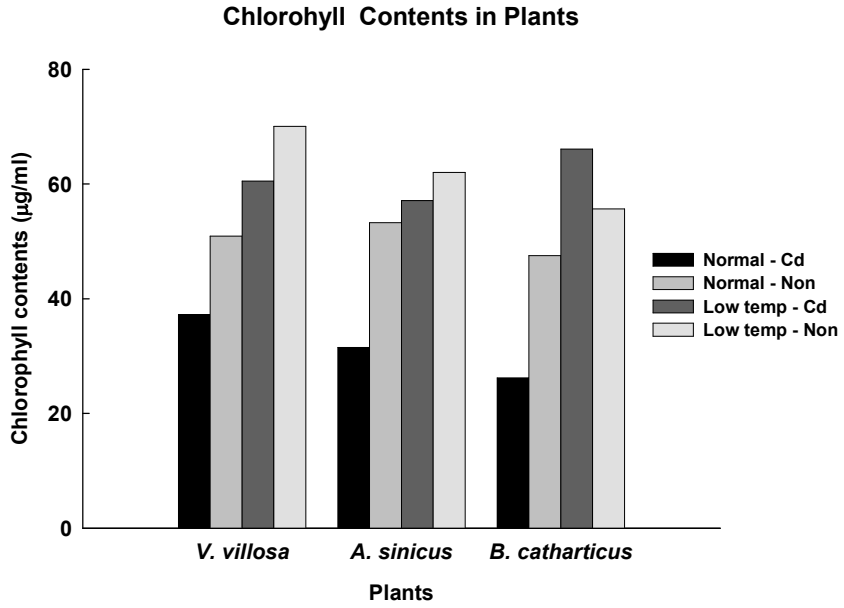


그림 3-6. 처리에 따른 식물체별 chlorophyll 함량

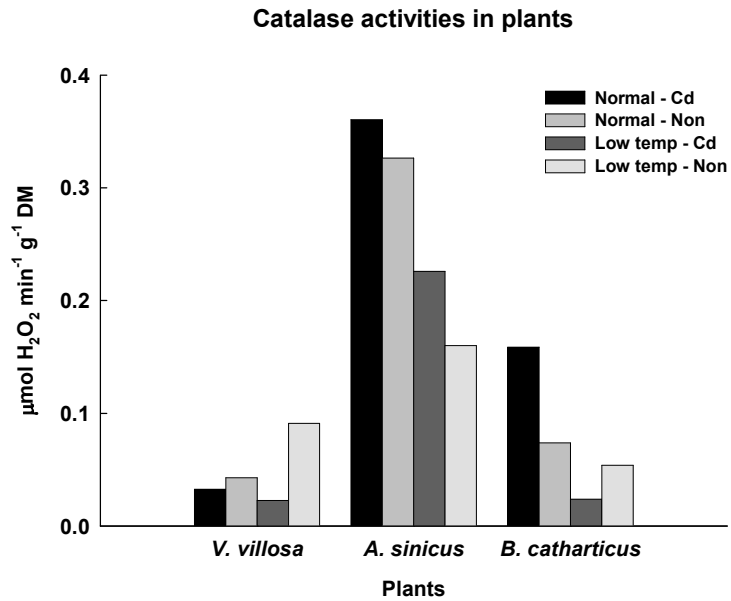


그림 3-7. 처리에 따른 식물체별 Catalase 활성

나) 식물체의 체내 중금속 함량

식물체내 축적된 중금속 농도의 전체적인 경향은 상온처리구에서 높게 축적되었으며, 저온처리구에서 낮게 축적되었다(그림 3-8). 식물별 체내 카드뮴 농축 경향을 보면 지상부에서는 헤어리베치에서 23 mg/kg으로 가장 높게 축적되었으나 자운영, 큰이삭풀 체내 카드뮴농도와 큰 차이를 보이지는 않았다. 지하부 체내 카드뮴 농축경향은 큰이삭풀에서 상온처리(123 mg/kg), 저온처리(45 mg/kg)구에서 가장 높게 측정되었다. 식물별 체내 카드뮴 농축의 총합 결과 역시 큰이삭풀 상온처리 저온처리 모두 가장 높았으며 헤어리베치와 자운영이 다음으로 농축되었다(그림 3-9).

저온 처리 온도 조건에서의 엽록소 및 Catalase의 활성 비교, 그리고 식물체의 생육 및 축적량을 비교하였을 때, 큰이삭풀이 현장 적용식물로서 최적의 식물이라는 결론을 얻었다. 따라서, 본 결과를 근거로, 30일의 장기간 재배를 통한 큰이삭풀의 현장 적응성 평가 및 식물체의 중금속 흡수능에 대한 실험을 진행하였다.

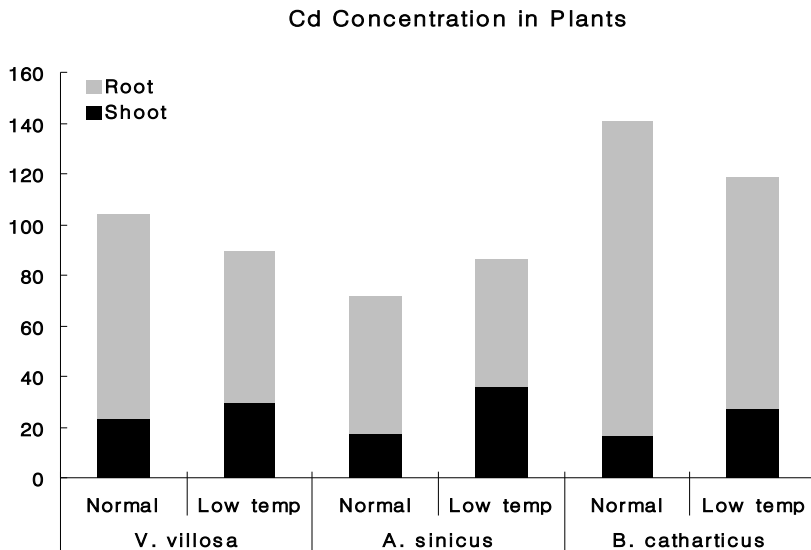


그림 3-8. 온도 처리에 따른 Cd 처리구 내 식물체별 Cd 농도 (mg/kg)

Cd Contents in Plants

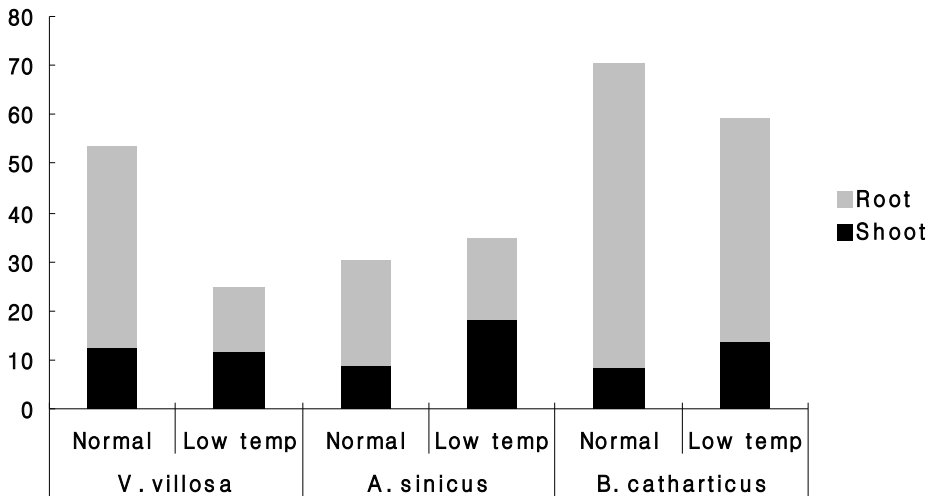


그림 3-9. 온도 처리에 따른 Cd 처리구 내 식물체별 Cd 함량 (μg)

3) 실제 오염 토양에서 큰이삭풀의 생리변화 및 중금속 축적량 분석

실제 오염 농토양에 파종된 큰이삭풀의 시간의 경과에 따른 성장 변화는 다음과 같이 나타났다(사진 3-6).

실제 오염 토양에 파종된 큰이삭풀은 시간 경과에 따른 활력 변화가 확인되었다. 특히 카드뮴을 처리한 처리구의 경우, 활력 저하가 눈의 띄게 나타났으며, 30일이 경과한 상온의 카드뮴 처리구의 경우 사멸하여 식물체의 지상부 회수 자체가 불가능하였다. 카드뮴을 처리하지 않은 토양에서는 저온, 상온 처리구 모두 식물체의 성장 저하가 나타나지 않았으며, 이는 큰이삭풀의 성장 저해에 있어 토양 내에 포함되어 있는 카드뮴이 결정적인 역할을 한 것으로 판단된다. 하지만, 이전 실험 결과에서 일정 농도의 카드뮴 노출시 큰이삭풀의 성장 저해가 확인되지 않았으므로, 실험에 사용된 농토양의 중금속 농도가 식물체의 생존을 저해할 만큼의 독성을 보인 것으로 해석할 수 있다. 식물체를 이용한 오염토양의 정화에서 그 적용은 토양에 식물체가 활착할 수 있는 농도의 저농도 오염토양을 기준으로 하고 있으므로, 삼보광산에서 채취한 실험 농토양 자체가 큰이삭풀이라는 초종을 현장 적용을 실험하는데 있어서 열악한 환경이라는 판단을 할 수 있을 것이다. 따라서, 현장에 대한 적응성 실험을 위한 오

염도의 현장 토양을 채취할 필요성이 있다.



식물 식재 3일 후



식물 식재 10일 후



식물 식재 20일 후



식물 식재 30일 후

사진 3-6. 기간에 따른 큰이삭풀의 변화

가) 식물체의 체내 엽록소 및 catalase 활성

큰이삭풀 체내의 엽록소 측정 결과는 다음과 같다(그림 3-10)

상온 처리구의 chlorophyll 분석을 살펴보면 10일 20일 30일 처리 함에 따라 chlorophyll의 함량이 급격히 줄어든다 30일 처리구에서는 chlorophyll이 측정되지 않았다. 저온에서 처리한 chlorophyll의 함량을 살펴본 결과 감소하는 추세는 상온 처리한 것과 같았다. 하지만 chlorophyll의 함량을 상온과 저온에서 비교하였을 경우에는 저온에서 좀더 함량이 높게 나타나는 것을 알 수가 있었다. 저온 성장시에 상온 성장시보다 상대적으로 chlorophyll의 함량이 높게 측정되어 저온생육시에도 성장이 비슷하거나 더 잘자라는 결과를 알 수가 있었다. 무처리구에서는 오염토 처리구와 달리 chlorophyll이 줄어드는 경향을 보이지 않

왔으며 일정하게 유지하였다. chlorophyll의 총량은 두 대조구간에 유사한 경향을 보여서 저온처리가 식물의 chlorophyll의 양에 영향을 미치지 않는 점으로 보아 저온이 큰이삭풀의 성장에 큰 영향을 끼치지 않는 간접적인 지표로 활용할 수 있다.

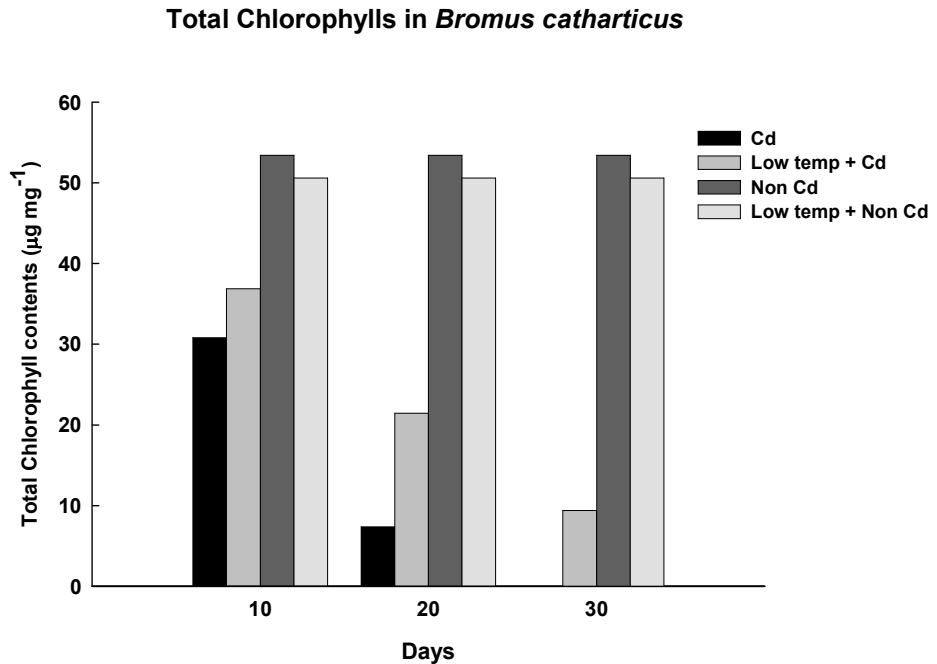


그림 3-10. 시간 경과에 따른 큰이삭풀의 총 엽록소량 변화

큰이삭풀 체내의 catalase 활성 측정 결과는 다음과 같다(그림 3-11)

중금속 오염 농도양에서의 큰이삭풀 catalase는 20일경에 가장 높은 catalase의 양을 보였으며 저온처리에서보다 상온처리에서 10일 수거를 제외하고 20일, 30일에서 저온처리구 보다 높게 나타났다. chlorophyll과 달리 일반적인 경향성을 찾아보기 힘들며, 이는 식물체의 성장 진행에 따라 다른 외부적인 요인이 catalase활성에 영향을 미치는 것으로 생각되어 이에 대한 보완적인 실험이 진행되어야 할 것으로 보인다.

Catalase activities in *Bromus catharticus*

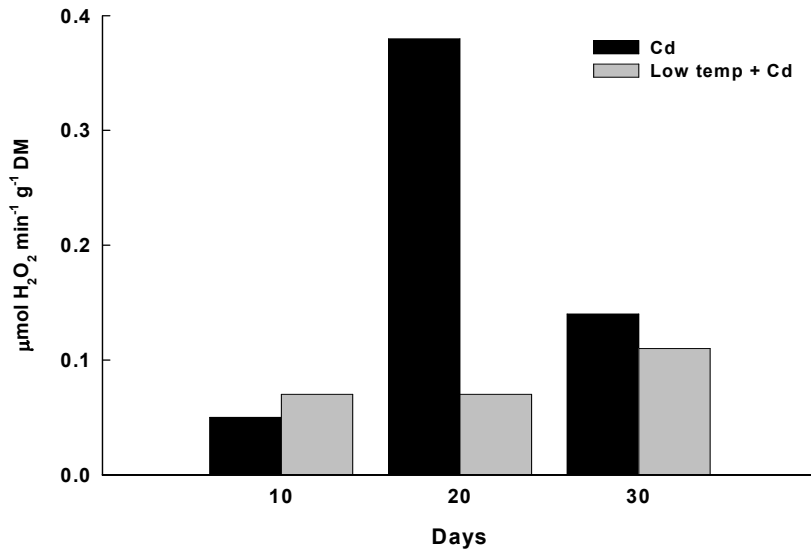


그림 3-11. Cd 처리시 시간에 따른 큰이삭풀의 Catalase 변화

나) 식물체의 체내 중금속 함량

큰이삭풀 체내의 중금속 농도는 다음과 같이 나타났다(그림 3-12)

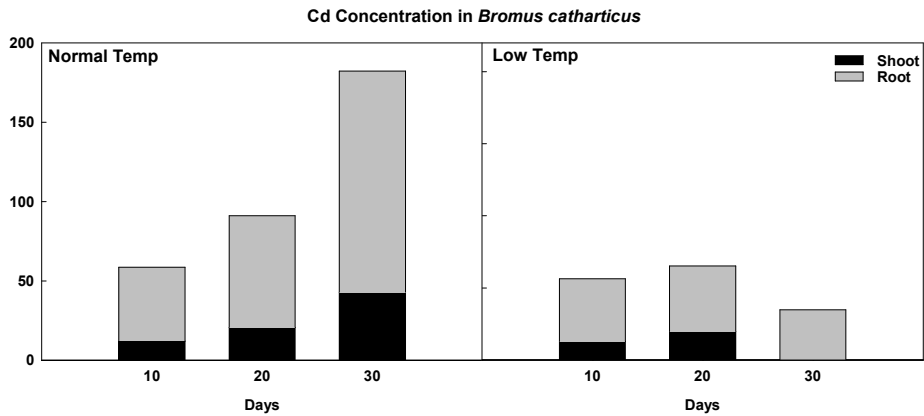


그림 3-12. 온도, 시간에 따른 큰이삭풀 체내 Cd 농도 변화

30일이 경과하였을 때 저온처리구의 지상부는 분해 가능한 건중량이 나오지 않아 측정할 수 없었다. Cd 농도를 비교한 결과 저온처리 30일을 제외하고 시간의 경과에 따라 카드뮴의 농도가 증가하는 경향을 보였다. 또한, 카드뮴의 농도는 상온 오염토에서 처리 20일째를 비교하면 상온처리에서 지상부 20.73 mg/kg, 지하부 70.35 mg/kg으로 저온처리 지상부 19.93 mg/kg, 지하부 45.27 mg/kg로 지상부에서는 비슷한 농도를 보였으나 상온처리 지하부에서 카드뮴이 높게 측정 되었다.

개체 내에 존재하는 부위별 카드뮴 함량은 30일 저온 처리구를 제외하고 시간의 증가에 따라 증가하는 경향을 보였다. 단, 30일 저온 처리구의 경우 고사로 인해 측정이 불가능하였다(그림 3-13).

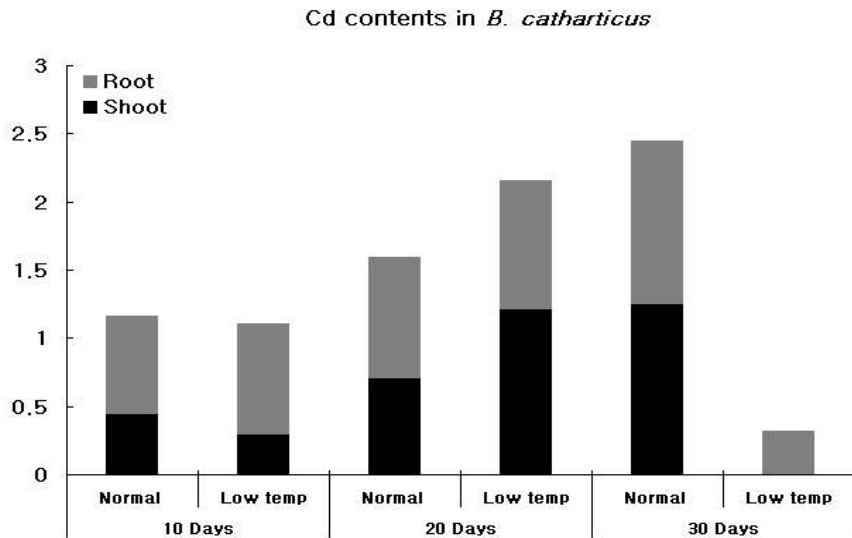


그림 3-13. 온도, 시간에 따른 큰이삭풀 체내 Cd 함량 변화 (µg)

4. 결론

본 연구는 식물을 이용한 오염토양의 정화 기술 적용을 위한 초종 선발을 목적으로 하였다. 그 결과 큰이삭풀이 저온 및 중금속 노출 환경에서 다른 비교 초종에 비해 성장량, 축적량 뿐 아니라 생리적 반응면에 있어서 현장에 적합한 결론을 얻었다. 하지만, 큰이삭풀의 단독 실험의 결과 중금속 스트레스에

동시에 노출되었을 때, 큰이삭풀의 성장 저해가 눈에 띄게 나타났다. 이는 적용 식물의 현장 선정이 다른 스트레스 조건에 비해 중요하다는 것을 시사하고 있다. 현장 토양이 갖는 오염 특징, 그리고 토양의 특성 등은 식물체를 도입 성공 여부를 결정하는 중요한 열쇠가 될 것이다. 따라서, 적용 현장의 중금속 오염도, 평균 기온 등의 제반 환경에 대한 조사가 이루어져야 할 것이다.

제 2 절 실내 실험의 한계 극복을 위한 적응성 평가 후보지 탐색

1. 요약

실내 실험에서 선발된 정화 초종의 적용 실험을 위해, 현재 중금속으로 오염되어 있는 지역에 대한 문헌 조사 및 현장 조사를 실시하였다. 1차 조사 대상지인 삼보광산 주변 농경지에 대한 조사 결과, 대상 논의 중금속 오염 농도가 약 7 mg/kg으로 측정되어 오염 농경지로서 현장 적용 대상지로 적합한 것으로 판단되었다. 2차 조사는 선정된 현장에서 재배되고 있는 벼에 대한 중금속 분석을 통해, 토양 내 카드뮴의 이행 여부를 확인하여, 식물체 적용 필요성에 대한 근거 자료로 활용하였다. 현장의 벼에서는 지상부, 지하부, 현미 모두에서 식약청 식품안전고시 기준의 Cd 농도기준인 0.1 mg/kg을 초과하였다. 따라서, 식물체를 이용한 정화 기법 적용을 통한 현장의 중금속 저감을 도모할 필요성이 인정되었다. 선발된 초종들에 대한 현장 적응성 예비 실험을 위해 선정 식물인 큰이삭풀, 자운영, 헤어리베치의 유묘를 현장 이식후 성장을 확인한 결과, 12월 이후, 식물체의 급격한 성장 저하를 확인하였으며, 이를 통해, 동절기의 급격한 온도저하에 따른 스트레스 대비책 및 파종 시기에 대한 재고가 필요하다는 결론을 얻었다.

2. 현장 적용 실험을 위한 현지 조사

가. 연구방법

1) 1차 조사 및 시료의 채취

식물을 이용한 오염물질의 정화 기술을 도입하기 위해서는 우선적으로 현장에 존재하는 오염물질의 종류 및 양에 대한 파악이 필요하다. 이는 토양 내 존재하는 오염물질로 인한 생장 저하로 인한 기술 적용의 실패로 연결될 수 있기 때문이다. 또한, 식물체를 식재하는 환경 등에 대한 파악을 통해, 식물체가 생존할 수 있다 하더라도, 그 흡수능을 완전히 발휘할 수 있는 환경적 조건을 제공할 필요성이 있다(ITRC, 1999). 선정식물의 현장 적용 후 생존에 대한 파악도 기술 도입의 성공 여부를 가늠할 수 있는 기준이 된다. 그러므로, 현장의 선정은, 선발 초종의 스트레스 환경에 대한 적응력 및 정화능의 검정을 위한

것을 목적으로 하였다.

하지만, 주기적인 현장 관리를 위한 접근성도 고려할 필요가 인정되었으며, 현장 적응성 평가 대상지를 선정하는데 있어 최초 선정 조건으로는 입지 조건 및 접근성이 높은 지역을 기준으로 하였다. 대상 토지의 오염에 대한 입지 기본적인 요건은 Cd농도가 토양환경보전법상의 '가' 지역의 토양오염대책기준인 4 mg/kg 이상인 지역으로 한정하여 후보지를 조사하였다. 전국 1,246개의 광산 중 Cd함유량이 높은 아연 채굴 광산을 선정하고 그 중 본 연구실과의 접근성을 기준으로 선정하였다. 조사 결과 경기도 화성시 봉담면 상2리에 위치하고 있는 삼보광산 주변의 농경지를 1차 후보로 선정하여 조사하였다.

9월에 이루어진 1차 현지 조사에서 삼보광산 주변 농경지를 조사한 결과 삼보광산의 입구에 인접한 논인 경우 광산 침출수가 농업용수에 유입이 되고 있는 것을 파악하였다. 그 결과, 광산 침출수의 유입에 따른 논토양의 중금속 오염이 우려였으며, 이에 대한 사실 확인을 위해 농업용수에 침출수 유입이 되었을 것으로 추정된 논토양과 광산에서 거리가 있는 침출수 유입의 우려가 없는 지역의 토양을 조사하였다.

광산 침출수가 유입되었을 것으로 의심되는 농업용수를 사용하고 있는 지점의 논토양과 침출수 유입의 우려가 없는 지점의 논토양의 표토에서 각각 3점씩 시료를 채취하였다. 현장 적응성 평가 대상지에 대한 1차 현지 조사를 통해 확보한 토양 시료를 풍건 후 실험실 내의 Atomic Absorption Spectrophotometer (AAS)를 이용 0.1N HCl 추출법으로 측정 하였다.

2) 2차 조사 및 시료의 채취

2차 현지 조사의 목적은 현장 적응성 평가 대상 후보지의 현장 상황을 모니터링하고 1차 현지 조사 결과 세워진 계획에 따라 오염원인인 삼보광산의 침출수 유입 농업용수 시료의 채취와 침출수로 오염된 논에서 경작 중인 벼의 시료와 그 근권 토양을 확보하기 위해서 수행하였다. 2차 현지 조사를 통해 확보된 시료인 오염 논 토양에서 수확한 벼 시료를 지상부, 지하부, 현미(쌀겨를 떼어내지 않음)로 분리하여 분석을 수행하였다. 시료의 처리는 일차적으로 지상부, 지하부, 현미의 형태로 분리하고 각각의 분리된 시료를 분쇄기와 막자사발을 이용하여 분쇄하였다. 분쇄된 시료는 3 반복 수행하였다. 이는 농업과학기술원의 토양 및 식물체 분석 법을 이용하였다. 단위 시료 0.5g에 황산 5ml를 첨가하여 1시간동안 블록 다이제스터를 이용하여 120℃에서 저온탄화를 시킨 후 추가적으로 1시간동안 350℃로 가열하였다. 이 시료에 H₂O₂를 1ml씩 가하

여 투명해질때 까지 1~2시간가량 완전 분해시켰으며, 분해가 완료된 시료를 filter paper로 여과한 뒤 증류수로 30ml로 희석하여 Cd 측정에 사용하였다. Cd농도의 측정은 Atomic Absorption Spectrophotometer (AAS)를 이용하여 측정하였다.

나. 연구결과

1) 1차 조사 현장 토양 분석 결과 및 현장 판단 결과

1차 현지 조사를 통해 확보한 토양 시료의 0.1N HCl 추출 중금속 농도는 다음과 같다(표 3-6).

표 3-6. 1차 중금속 측정결과

	Cd	Pb	Zn
침출수 이용 논	7.071	164.135	2439.94
침출수 비이용 논	0.08	8.59	52.175

단위 : (mg/kg)

1차 현지 조사에서 확보한 시료의 분석 결과 실험 대상으로 선정한 농업용수의 침출수 유입 우려 지점의 논에서의 Cd농도는 약 7 mg/kg으로 토양오염대책기준의 '가' 지역의 기준인 4 mg/kg보다 높았으며 Pb는 약 164 mg/kg, Zn은 약 2,439 mg/kg 역시 기준치인 300 mg/kg과 700 mg/kg을 상회하는 것으로 측정되었다. 반면에 침출수 유입의 우려가 없는 지점 논에서는 Cd, Pb, Zn의 농도가 약 0.08 mg/kg, 약 8 mg/kg, 약 52 mg/kg으로 측정되었다. 위 농도는 전술한 토양오염대책 기준의 농도보다 모두 기준치 이하로 낮게 조사되어 비교대상지로 선정하였다.



광산 침출수 유입 농업용수 이용 논



광산 침출수

사진 3-7. 조사 대상지 상황(1차 현지 조사)

1차 현지 조사 결과 삼보광산에 인접한 논외의 경우 주변의 다른 농경지와는

달리 광해방지복원사업이 이루어지지 않은 것으로 확인되었다. 주변의 다른 농경지의 경우 최근까지도 꾸준히 광해방지복원 사업이 이루어지고 있는 것으로 현장 조사결과 확인되었다. 월동식물의 Cd 내성 종 선발 현장적응성 평가 대상지로 1차로 선택한 논외의 경우 현장 조사 결과 앞서 서술한 삼보광산의 침출수와 광해방지복원 사업이 이루어지지 않아 중금속의 농도가 높게 나타나고 있는 것으로 판단하였다. 또한 1차 현지 조사에서 확인한 것에 의하면 현지 적응성 평가 대상지로 1차 선정된 논외의 경우 벼의 경작이 이루어지고 있었다. 대상지에 유입되고 있는 침출수의 중금속 농도와 논토양의 Cd의 벼로의 이행을 확인하기 위해 재배 중인 벼를 수거하여 분석할 계획을 세웠다.

2) 2차 조사 결과 및 시료의 분석

2차 현지 조사의 현장 상황은 다음 사진 3-8과 같다. 현장 조사결과 후보지 선정 논외의 일차적인 벼의 수거는 끝난 상태였지만 여분의 벼와 근권 토양을 확보하여 시료를 채취할 수 있었다. 논 바닥의 상태는 벼의 재배시 보다는 수위가 많이 내려가 있었지만 아직 물이 다 빠지지 않은 담수 상태였다. 또한 주변의 식생은 사진 3-8에 나타난 것과 같이 거의 찾아볼 수 없었다.



현지 지도



광산 침출수 유입 농업용수



대상지 농경지 상황



사진 3-8. 조사 대상지 상황(2차 현지 조사)

오염 농토양의 오염 원인으로 추정되는 침출수내 중금속 농도를 규명하기 위해 마을 주민에게 문답 조사를 통하여 농경지 근처 오염 현황을 조사하였다. 농업용수가 흘러나오는 곳은 과거 삼보광업소에서 광산활동으로 생성된 광미를 매립한 곳이었으며 중금속 오염 침출수가 그곳을 흐르는 하천에 유입되어 오염되고 있는 것으로 추정할 수 있었다. 또한, 오염된 농업용수를 이용해서 농업활동이 이루어지고 있었으며, 광해방지사업이 이루어진 농경지에서도 역시 오염된 농업용수를 이용하여 영농활동이 이루어지고 있는 것으로 현장 조사 결과 확인 되었다. 이 같은 조사의 결과를 종합해 보면 1차 현지 조사에서 삼보광산 인접 논만이 침출수로 인해 중금속으로 오염되었을 것이라는 가정이 수정되어야 할 것으로 파악 되었다. 좀 더 정확한 오염 원인을 파악하기 위해 침출수 유입 농업용수 내에 중금속 함량을 분석하기 위하여 시료를 채취하여 분석을 수행하였다.

표 3-7. 삼보 침출수 유입 농업용수중금속 농도

	Cd	Pb	Zn
농업용수	0.0414	0.2049	265.3456

단위 : (mg/kg)

분석결과 수질환경보전법상 수질환경오염 우려기준인 Cd 0.01 mg/kg을 4배 초과 하였으며 Pb의 수질환경기준인 0.1 mg/kg을 두 배 초과 하였다. 문답 조사를 통해 과거 농토양은 광미를 매립하거나 적재하지 않았으며 다른 광산 활동이 이루어 지지 않은 것을 확인하였다. 이런 결과를 바탕으로 하여 농토양은 광미가 매립되어있는 곳에서 발생된 침출수가 농업용수로 흘러들어 농업용수를 사용하는 농토양을 오염 시키고 있었다. 2차 현지 조사에서 확보한 중금속 오염 논의 벼의 근권 토양 중금속 측정은 벼 시료의 채취 시 근권의 토양을 시료로 채취하여 분석한 결과이다(표 3-8). 시료 측정지의 농도는 토양오염대책기준의 '가' 지역의 기준인 4 mg/kg을 초과하는 4.35 mg/kg의 농도를 보였다. 재배 벼 시료의 Cd 농도의 분석결과와 비교해 볼 때 토양 내 중금속의 양이 상대적으로 적은 것을 확인할 수 있었고, 좀 더 정밀한 조사가 이루어 져야 하지만 지금까지의 결과만을 통해 추론해 보면 대상지 토양의 중금속이 벼로 이행되는 과정에서 생물농축이 일어나는 것으로 추정해 볼 수 있다. 이 같은 사실은 광산 주변의 오염된 농경지에서 경작된 농작물의 경우 상당한 정도의 생물 농축이 일어날 수 있다는 기존의 조사 결과와 유사한 증거라고 할 수 있다.

표 3-8. 현지 조사 지역 토양의 Cd 측정 결과

	Cd
토양내 Cd	4.35

단위 : (mg/kg)

2차 현지 조사 지역에서 수거한 벼의 지상부, 지하부 및 현미 내의 카드뮴 함량은 다음 결과 표 3-9와 같다.

표 3-9. 벼의 지상부, 지하부 및 현미 내 Cd 농도

	벼1 Cd	벼2 Cd	평균
지상부	17.6891	19.1456	18.4173
지하부	38.9113	24.7947	31.8520
현미	20.6042	18.3663	19.4852

단위 : (mg/kg)

후보지의 재배 중 벼의 Cd 함량을 측정한 결과 지상부, 지하부, 현미 모두에서 식약청 식품안전고시 기준의 Cd 농도기준인 0.1 mg/kg을 초과하는 것을 확인할 수 있었다. 시료내의 Cd농도는 지하부에서 약 31 mg/kg으로 가장 높은 함량이 포함되어 있는 것으로 파악 되었다. 다음으로 현미와 지상부에서 각각 약 19 mg/kg, 18 mg/kg 농도의 Cd가 함유되어 있는 것으로 조사되었다. 2차 시료 채취 조사결과 검토해 보면 논토양내 Cd이 일정부분 생육하고 있는 벼로 이행되는 것을 확인 할 수 있었으며, 벼의 생체량을 감안해 볼 때 상당히 높은 수치가 조사되었다. 때문에 본 프로젝트의 적절한 실험 후보지로 적합한 것을 확인할 수 있었다(식약청, 2002).

3. 현장 적용 실험을 위한 현지 조사

가. 연구방법

2차 년도에 연구계획에 따라 수행될 월동식물의 현장에 적용 방법의 탐색 실험에 앞서서 현장 실험에서 일어날 수 있는 여러 요인들을 파악하기 위해 현장 적응성 평가 대상 후보지인 경기도 화성시 봉담면 상2리에 위치하고 있는 삼보광산 주변의 농경지에 예비실험 형식으로 현장에 식물을 이식하였다. 현장 적용 실험은 이식 식물 개체의 준비와 현장 이식을 위한 현장의 조사 그리고 실제 식물 개체의 이식 작업 및 생육 관찰로 크게 세 가지 부분으로 진행되었다.

이식 식물 개체 준비를 위한 예비실험으로 현장의 중금속 오염이 확인된 논 토양을 이용하여 온실에서 발아 실험을 진행한 결과 고려대학교 야생식물종자은행에서 분양 받은 큰이삭풀, 자운영, 헤어리베치 종자 모두에서 발아가 현저히 떨어지고 발아가 되어도 생육이 매우 불량한 양상을 보였다. 때문에 식물의 종자를 바로 현장에 직파하여 적용하는 것은 어렵다고 판단되어 식물체의 종자를 발아 시킨 후 유묘를 성장시켜 현장에 이식 방법을 선택하였다. 식물 개체를 확보하기 위해 2005년 10월경부터 큰이삭풀, 자운영, 헤어리베치의 종자를 온실에서 원예용 포트를 이용 상토에 식재하여 약 1달간 성장시켰다. 실험에 사용된 개체의 수는 각 식물 종마다 200개체씩 총 600개의 개체를 준비하였다.

당초 현장 적용 예비 실험은 2005년 11월 중순으로 계획하고 있었지만 식물체 이식을 위한 11월 초의 현장 예비조사 결과 사진 3-9와 같이 대상지 논에 지대가 낮아 낙수가 조기에 실시되었음에도 물 빠짐이 원활하지 못해 남아 있는 것이 확인되었다. 논에 잔존하는 과량의 수분은 토양 입자 내에서 빙결을 일으키거나, 식물체의 근권의 동결로 인한 상해를 야기하여 식물체의 성장에 부정적인 영향을 끼친다. 따라서, 휴경기 도입 작물의 원활한 활착과 성장을 위해 논 저변에 존재하는 과수분의 제거가 필요하다. 이를 위해 현장의 논 저변의 수분이 적절하게 제거된 시기를 선정, 식재하기 위해 예비조사 결과 식재 계획을 11월 중순에서 11월 말로 연기하였다.



중금속 오염 논



중금속 비오염 논

사진 3-9. 현장적용 대상지 상황

사진에서 알 수 있듯이 선정된 두 지역을 비교해 보면 광산과 인접한 중금속 오염 논은 물이 상당량 남아있는 것을 관찰하였다. 광산과 거리가 있는 비오염 논은 추수를 위한 낙수 후, 담수 상태에서 벗어나 있었기 때문에, 논바닥은 건답 상태로 되어 있었다. 두 논은 토성 분석 결과 중금속 오염 논은 clay loam으로 확인되었으며, 비오염 논토양은 경우 clay로 두 논 간의 물빠짐에 차이가 나타난 원인은 토성보다는 논이 위치하고 있는 지리적 요인으로 판단할 수 있다. 그 외 생육조건을 확인한 결과, 두 지역 모두 기존 벼농사가 이루어진 지역으로서 광조건등에 대한 식물 생육 조건도 식물체를 도입하는데 있어 적합하다고 판단되었다.

식물 개체의 이식 작업은 온실에서 1달가량 생육시킨 식물 개체를 이용하여 2005년 11월 말에 이식하였다. 이식후 식물의 성장을 5일 간격으로 현장 관찰하였다. 식물의 이식 작업에는 논바닥 평탄화 작업과 이식 작업의 순으로 이루어 졌다.

나. 연구결과

식물을 이식한 현장에 대한 관찰은 5일간 주기적으로 이루어졌으며, 초기 5일 10일 현장 확인시 촬영한 사진은 다음과 같다(사진 3-10, 3-11).



비오염토양 이식 큰이삭풀1



비오염토양 이식 큰이삭풀2



비오염토양 이식 자운영



비오염토양 이식 헤어리베치

사진 3-10 . 현장 비오염 토양에서의 식물 생육 상태 (1차 현장 확인)



오염토양 이식 큰이삭풀



오염토양 이식 큰이삭풀



오염토양 이식 자운영



오염토양 이식 헤어리베치

사진 3-11. 현장 오염 토양에서의 식물 생육 상태 (1차 현장 확인)

1차 확인은 2005년 12월 6일에 이루어 졌다. 현장에 식물을 이식한지 얼마 되지 않아 12월 3~4일 동안에 눈이 내려 6cm 가량의 적설량을 보였다. 1차 현장확인 결과 식물들이 식재 시기와 강설일과의 간격이 좁아 강설로 인한 많은 눈과 온도 하강으로 인해 식물의 생육 발달이 좋지 않은 것을 확인하였다. 이식 초기에 현지 기상 상황이 좋지 않은 문제와 더불어 이에 대한 대비책으로 초기 식재시에 소형 비닐하우스나 벚짚을 이용해 강설과 추위로 인한 온도 저하를 막아 식물의 활착을 돕는 방안을 마련해야 할 것으로 생각된다.



비오염토양 이식 큰이삭풀



비오염토양 이식 헤어리베치



비오염토양 이식 자운영

사진 3-12. 현장 비오염 토양에서의 식물 생육 상태 (2차 현장 확인)



오염토양 이식 자운영



오염토양 이식 큰이삭풀

사진 3-13. 현장 오염 토양에서의 식물 생육 상태 (2차 현장 확인)

2차 현장 확인은 2005년 12월 9일 이루어졌으며 결과는 식물의 성장에 심각한 피해를 받고 있었다. 육안으로 확인한 결과 1차 관찰보다 식물생육이 더 좋지 않았으며 심각한 피해를 받고 있었다. 식물성장 저해의 원인을 파악하기 위하여 현장의 기온을 조사하였다(그림 3-12, 3-13).

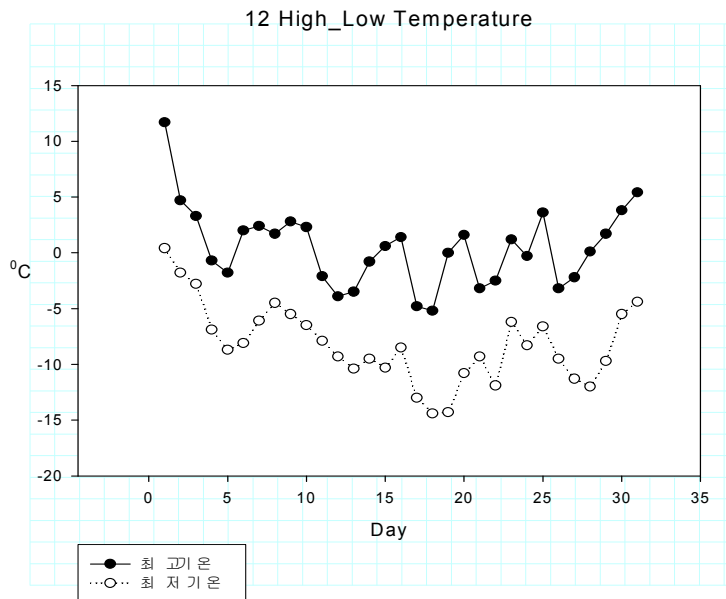


그림 3-10. 2005 12월 최저 최고 기온

그림 3-10의 기상청에서 발표한 현장 기온을 조사한 결과에 따르면, 최저기온이 영하 5℃이하로 내려가는 날이 20일 이상 계속되어 식물 성장 초기부터 추위로 인하여 식물이 성장에 큰 저해원인이 되었다는 것을 알 수 있었다.

4. 결론

실험계획상 월동식물 이식은 1달간 현장에서 식물이 서식 후에 1~2월에 지상부는 추위로 인하여 소멸하지만 지하부는 활성이 남아있어서 추위가 끝나면 2월 말에 다시 지상부가 다시성장하게 된다. 하지만 식물 이식 초기에 강추위로 인한 식물의 생장 저해로 인해 월동식물의 논에 대한 활착에 실패하였다. 따라서, 실제 현장 적용성에 대한 각 초종의 비교를 하기 매우 곤란하였다. 온도에 대한 문제를 해결하기 위해서는 2차 년도에 실행될 현장실험에서 식물 성장 초기에 온도 급강하로 인한 식물체 성장 저하를 방지할 방안이 필요하다. 비닐 온실 혹은 벚짚을 이용한 보온을 하는 것도 식물체 성장 보호가 필요할 것으로 사료된다. 그리고 식물을 식재할 시기를 결정하는 데 있어서도 벼 수확 시기를 최대한 빨리하여 월동식물이 이른 시기에 들어가서 혹한기가 찾아오기 전에 논에서 식물의 생체량을 증가시켜 저온에 대한 저항성을 키울 필요가 있을 것이다.

또한, 동절기로 이행되기 시작하는 11월부터 온도는 하강하여 12월 말의 경우 영하의 온도까지 달하게 된다. 급격한 온도 저하 스트레스인 동결 스트레스의 경우 식물 세포의 빙점 이하로 하강하는 급격한 온도 저하의 열악한 환경 노출로 인해 야기된다. 그 결과, 건조스트레스와 동일한 원형질의 탈수가 발생하며, 세포내의 동결이 되지 않은 부분의 영양염이나 유기산의 농도가 과증가하여 효소가 불활성화 된다. 이런 상태에서 발생하는 생체막에 삼투압이 상승 및 세포의 체적수축의 이중 부하는 막지질의 파괴를 야기한다. 이는 막단백질의 유리와 동시에 ATPase의 활성 또한 저하시키며 최종적으로 다량의 수분이 세포로부터 유실되어 세포의 사멸을 야기하게 된다(甲山 등, 2006; Larcher, 2001). 앞에서 살펴본 바와 같이 12월의 기온은 영하 15도에서 영상 5도의 온도 분포를 보이게 된다. 이들의 일별 온도 분포를 통해서, 휴경기 적용 식물의 저온 스트레스에 대한 내성 파악이 이전에 실시한 온도 조건보다 더 낮은 온도 조건에서 진행되어야 할 필요성이 있다. 단계적인 온도 하강이 있을 경우 이에 대한 적응 기작을 갖는 식물의 경우 공간적인 동결 회피나 계절적인 동결회피의 회피기작을 보일 수 있으며, 생리적으로 세포의 수축에 대한 내성 혹

은 빙결에 의한 탈수에 내성을 갖게 된다. 따라서, 추가적인 생리 실험에 대한 연구는 이런 단계적 온도 저하 스트레스에 노출된 식물체를 대상으로 저온 노출시 생리 변화에 대해 중점적으로 이루어져야 한다.

제 3 절 저온 및 중금속 노출에 따른 월동식물의 생리 대사 물질 분석

1. 요약

월동식물은 휴경기 과종이 완료된 후, 저온 환경에 노출되게 된다. 본 연구에서 목적으로 하는 월동식물을 이용한 현장의 중금속 저감 기술의 성공 여부는, 저온 과 더불어 중금속에 노출된 환경에서 식물체의 생존 및 중금속 흡수능에 대한 검정이 이루어진 식물의 선택이 필요하다. 본 실험에서는 월동식물로 현재 재배되고 있는 자운영(*Astragalus sinicus* L.), 헤어리베치(*Vicia villosa*), 그리고 호밀(*Secale cereale* L.)을 선택하여, 저온 및 중금속 환경에 노출되었을 때, 식물체 내의 항산화기작(Antioxidative mechanism)에 관련된 효소(CAT, SOD) 및 중금속의 흡수량을 비교, 분석함으로써, 각 식물의 현장 적용시 생리 기작을 규명하였다. 중금속의 축적량은 단기간 노출 영향으로 인해 온도 차이 및 식물 초종에 의해 큰 차이가 나타나지 않았다. 하지만, 항산화 기작 효소의 경우 호밀과 헤어리베치가 자운영에 비해 상대적인 활성이 높은 것을 확인하였다. 따라서 현장 적용 시 이 두 초종의 중금속 축적량 및 성장량에 대한 비교를 통해 최종 선발 식물의 결정이 이루어져야 할 것으로 생각된다.

2. 실내 실험을 통한 중금속 정화식물의 초기 성장 시 저온과 카드뮴 저항성 평가

가. 연구 재료 및 방법

1차년도 실험에서 논토양에서 월동 가능한 2년생 초본과 다년생 초본을 대상으로 저온(15℃)과 카드뮴에 대한 적응력, 그리고 카드뮴 흡수능을 평가하였다. 평가결과, 휴경기 카드뮴 오염 농경지에 식재 가능한 식물로써 화분과 큰이삭풀(*Bromus catharticus* Vahl), 콩과로는 자운영(*Astragalus sinicus* L.), 콩과의 헤어리베치(*Vicia villosa*)가 선발되었다(사진 3-13). 그 중, 큰이삭풀의 경우 헤어리베치와 자운영과 달리 종자가 상업적으로 유통되지 않으며, 종자를 얻기 위해서는 큰이삭풀 서식지에서 종자를 직접 수거하여야 하는 문제가 발

생하여 종자 수득이 용이한 다른 월동 가능 식물종으로 교체하였다. 그리하여 큰이삭풀과 같이 화분과 식물이며, 동절기에 월동이 가능한 식물인 동시에, 헤어리베치와 자운영과 같이 상업적으로 유통 가능한 호밀을 선발하여 2차년도 실험에 적용하였다. 1차년도 실험에서 선별된 큰이삭풀을 대체할 정화식물 선별을 위한 기준은 큰이삭풀과 같은 화분과 식물을 선별하였다. 다음으로는 저온에 저항성을 가진 식물을 문헌조사를 통하여 선택하며, 마지막으로는 저온과 카드뮴 모두에서 저항성을 가진 식물을 실험을 통하여 정화식물로서의 능력을 평가하고자 하였다



큰이삭풀

헤어리베치

자운영

사진 3-13 . 1차년도 실험 카드뮴 정화 선발 중

문헌조사 결과 내한성과 환경적응력이 높은 호밀(*Secale cereale L.*)이 월동기 카드뮴 오염 농경지 복원식물로 선발되었다(그림 3-14). 문헌조사 결과를 통한 호밀의 특성은 표 3-10과 같다.



사진 3-14. 호밀

표 3-10. 호밀의 특성

구분		내용
명칭		학명 : <i>Secale cereale</i> L.
		영명 : rye
		한명 : 胡麥
특성		<ul style="list-style-type: none"> • 이삭은 밀과 같은 spike형임. • 소수당 2-3개의 영화가 있다. • 영화는 3개의 수술과 1개의 암술이 있으며 약(anther)의 크기가 매우 커서 약당 화분 수는 밀이 11,000개인데 비해 호밀은 약당 약 42,000개의 화분이 있다. • 맥류 중에서 내한성이 매우 커서 • 25℃에서도 생존이 가능하다. • 호밀은 s. z 복대립유전자를 가진 자가불화합성인 타식성 작물이다. • 호밀은 척박지 적응성이 매우 강하고 강한 흡비력을 가진 녹비작물작물로서 이용 된다. • 단위건물중 생산에 밀보다 20-30 % 정도 물을 적게 사용한다.
종류		<ul style="list-style-type: none"> • 입색 종류에는 황색 및 청색 2종류가 있다. • 파성에 따라 춘파 및 추파형으로 나뉠 수 있으며 추파형은 40-60일정도 저온을 경과 하여야 출수를 할 수 있다.
재배기술	재배양식	호밀은 내한성이 매우 강하기 때문에 전국에서 주로 가을에 파종하여 차년도 4월말 또는 5월초에 건초 및 사일레지로서 수확을 하고 종실은 6월말 경에 수확한다. 작부체계는 표와 같이 밭에서는 옥수수과 논에서는 벼와의 작부체계가 주된 작부체계이다.
	파종 및 시비	<ul style="list-style-type: none"> • 중부지방 : 9월 하순 또는 10월초 순에 파종하여 4월말 또는 5월초 순에 청예수확 • 남부지방 : 10월 중순에 파종하여 4월말 또는 5월초 순에 청예수확
	잡초방제	파종 후 잡초방제는 토양처리제가 가장 효과가 크다. 파종 직후부터 수일이내에 밀이 땅속에 출아하지 않는 사이에 살포한다. 복토는 3cm 정도로 균일하게 한다. 이 위에 마세트 입제 또는 유제를 살포하는 방법이 가장 많이 사용되고 있다. 마세트는 잡초가 발생하기 전에 토양처리하면 특히 딱새풀, 개피, 바랭이 등의 제초 효과가 좋다. 이때 토양이 과습한 상태에서는 사용을 피하고 물이 빠진 후에 사용해야 한다.

<표 3-10 계속>

구분		내용
재배기술	병해충 방제	<ul style="list-style-type: none"> • 병해: 밀 증산에 가장 큰 제한 요인의 하나는 병해에 의한 피해로서 28종의 병이 알려져 있으며 이들은 전 생육 기간에 걸쳐서 발생되는데 직접적으로는 수량의 감수나 품질에 영향을 주며 간접적으로는 재배 상에 제약 요인으로서 작용하기도 한다. • 충해: 농작물에 대한 해충의 피해는 작물의 행육도중이나 수확물에 있어서 커다란 손실을 가지고 오는 것으로서 병해에 필적할 만큼 중요한 것이다. 맥류 해충의 종류는 현재 58종이 알려져 있으며 이들에 대한 생태학적인 연구는 물론 방제에 관하여서도 많은 연구가 행하여져 왔다. 이들 중 밀을 가해하는 중요한 해충은 다음과 같다.
	기상 재해 경감	<p>동작물인 밀도 기상재해에 민감하다. 밀의 재배적 특징을 보면 전작이나 답리작에서 벼나 콩 등의 후작으로 재배되는데 재배기간 중 월동기간이 있어 동해를 받을 기회가 많고 출수기 이후에 강수량이 많아 도복이 우려되며 기온도 급상승하여 걸마름 현상이 발생하는 등 여러 가지 요인으로 기상재해가 타 작물에 비해 많이 발생되고 있는 작물이다. 밀의 기상재해는 동상해, 습해, 한발해, 도복해, 강우해, 병해 및 고온해 등으로 구분할 수 있는데 그 중 도복, 습해, 한발해, 한해 및 강우에 의한 수밭아 등이 가장 문제시된다.</p>

1차년도 실험에서 선발된 헤어리베치, 자운영과 큰이삭풀의 대체 식물종으로서 문헌조사를 통하여 선발된 호밀을 저온과 카드뮴에 대한 저항성 평가를 실시하였다. 정화식물의 저온과 카드뮴에 대한 저항성 평가는 현장적용 시 초기식재 단계에서 나타나는 독성 및 내한성에 초점을 두어 진행하였다. 따라서 정화식물의 실내실험에서는 종자밭아 초기에 받는 식물의 저온 스트레스를 항산화 능력을 측정하여 정화식물의 저온과 카드뮴 저항성을 평가하기로 하였다. 또한 밭아 초기의 유묘단계에서의 저온과 카드뮴에 대한 저항성 평가는 식물체 성장단계에서 가장 스트레스에 취약한 유묘를 이용하였다. 이는 항산화작용의 발현 또한 성체보다 유묘에서 활발하다는 사실에 기인하였다. 유묘의 저온과 카드뮴 저항성 평가를 통하여 식물이 받을 수 있는 스트레스의 극대화를

통하여 다양한 현장의 상황에서의 적응 능력을 판단하기 위하여 시행하였다.

실험은 저온에 노출 후 다시 상온에서 카드뮴에 노출시켜 식물체가 받는 스트레스를 평가하였다. 저온은 식물체가 냉해를 받을 수 있는 온도인 2.5℃를 설정하였으며, 국내에서의 온도 상승 및 하강 주기를 반영하여 3일간 저온 노출시킨 후 4일간 회복 기간을 두었다. 상온은 냉해를 받지 않고 가을철 온도를 반영한 15℃로 설정하여 양액 내 카드뮴 농도는 50μM로 6일간 노출시켰다. 각 시료는 실험 방법에 따라 부위별로 구분 처리하여 사용하였다.

1) 실험의 준비

공시식물은 호밀(*Secale cereale*), 자운영(*Astragalus sinicus* L.), 헤어리베치(*Vicia villosa*)를 공시식물로 선정하였다. 공시식물은 모두 서울시 종로구 사해종묘에서 구매하여 실험을 진행하였다(사진 3-14).



사진 3-14. 실험대상 식물 종자

식물의 재배에 사용한 양액은 Epstein 양액(표 3-11)을 제조하여 4배 희석하여 사용 하였다.

표 3-11. Nutrient solution concentrations (Epstein 1972)

Macronutrients							
Compound	Molecular weight	Concentration of stock solution (M)	Concentration of stock solution (g/l)	Volume of stock solution per liter of final solution (ml)	Element	Final concentration of element (μM)	Final concentration of element (mg/kg)
KNO ₃	101.10	1.00	101.10	6.0	N K	16000 6000	224 235
Ca(NO ₃) ₂ · 4H ₂ O	236.16	1.00	236.16	4.0	Ca	4000	160
NH ₄ H ₂ PO ₄	115.08	1.00	115.08	2.0	P	2000	62
MgSO ₄ · 7H ₂ O	246.49	1.00	246.49	1.0	S Mg	1000 1000	32 24

Micronutrients							
Compound	Molecular weight	Concentration of stock solution (mM)	Concentration of stock solution (g/l)	Volume of stock solution per liter of final solution (ml)	Element	Final concentration of element (μM)	Final concentration of element (mg/kg)
KCl	74.55	50	3.728	1.0	Cl	50	1.77
H ₃ BO ₃	61.84	25	1.546	1.0	B	25	0.27
MnSO ₄ · H ₂ O	169.01	2.0	0.338	1.0	Mn	2.0	0.11
ZnSO ₄ · 7H ₂ O	287.55	2.0	0.575	1.0	Zn	2.0	0.131
CuSO ₄ · 5H ₂ O	249.71	0.5	0.125	1.0	Cu	0.5	0.032
H ₂ MoO ₄ (85 %MoO ₃)	161.97	0.5	0.081	1.0	Mo	0.5	0.05
Fe-EDTA ^b	346.08	20	6.992	1.0	Fe	20	1.12

각 식물의 종자는 각 종자를 페트리디시에 여과지(Whatman No. 5)를 깔고 25 °C, 50-60 %의 상대습도, 암 조건의 배양기(Growth Chamber)에서 2일에 걸쳐 발아시켰다. 발아된 유묘 중 일정한 길이를 가진 것들을 선별하여 모래가

갈린 페트리디시(Petri-dish)에서 배양하였다. 각 페트리디시는 2.5 °C, 상대습도 50-60 %, 빛이 차단된 조건의 배양기에서 3일간 진행하였다.

삼한사온과 같은 우리나라의 겨울철 기후특성을 반영한 식물반응을 파악하기 위하여 3일간의 시간 동안 저온 스트레스를 부가한 후 온도를 15 °C로 올려서 카드뮴 처리를 통한 배양하는 방법을 택하였다. 즉, 저온 배양한 나머지의 유묘를 다른 페트리디시에 모래를 담고 0, 50 µM의 카드뮴 용액 10 ml를 처리하여 6일간 15 °C에서 배양한 후, 배측과 뿌리로 분리하여 카드뮴 함유량, 항산화 효소 활성을 분석하였다.

2) 식물체의 중금속 흡수량 분석

모든 처리 후 유묘를 배측과 뿌리로 나누어 수확하고, 흐르는 물과 증류수로 차례로 세척하였다. 채취한 유묘를 80 °C에서 24 시간 건조한 후 건조량을 측정하고, 건조된 식물체를 막자사발로 파쇄한 후 초음파분해기(Microwave, Milestone, ETHO STC, Italy)를 이용하여 HNO₃로 분해한 후, 유도결합 플라즈마 분광기(ICP-OES, Varian, 700-ES, USA)로 식물체 내 카드뮴 함량을 측정하였다(EPA, 1996).

3). 식물체의 항산화 효소의 분석

저온 및 카드뮴 처리 후 유묘의 항산화 효소 분석을 위해 모든 처리가 끝난 유묘의 배측과 뿌리를 0.25 g씩 채취하여 액체질소로 냉동보관 한 후, 3 ml의 추출액으로 조효소를 추출하였다. 추출액은 50 mM phosphate buffer (pH 7.6)에 1 mM EDTA, 2 % PVPP (Polyvinyl- Pyrrolidone)이 되도록 EDTA와 PVPP를 용해시켜 제조하였다. 추출액을 원심분리기에서 15,000 g, 4 °C, 10분 동안 원심분리하고, 상등액을 분석에 이용하였다(Lowry *et al.*, 1951).

가) 과산화물전이효소(Superoxide Dismutase; SOD)

과산화물전이효소(Superoxide Dismutase; SOD)의 활성은 Nitro Blue Tetrazolium(NBT) 환원법 (Beauchamp *et al.*, 1971)을 이용하여 측정하였다. 반응 용액은 50 mM phosphate buffer (pH 7.8) 1.1 ml, 50 µM Xanthine 0.9 ml, 200 µM NBT 0.3 ml, Xanthine Oxidase 1 unit/ml 0.2 ml에 추출 시료 0.2

ml를 혼합하였다. 흡광광도계(Spectrophotometer, Varian, Cary 50 probe)로 530 nm에서 2분간 흡광도 변화를 측정하였다. SOD 활성은 SOD에 의한 Xanthine-NBT Cycle의 저해정도로 평가하였다.

나) Catalase

Catalase (CAT)는 Aebi(1974)의 방법에 따라 활성을 측정하였다. 1 ml의 반응액에 추출액 50 μ l를 넣어 반응시켰다. 이 때 반응액은 50 mM Phosphate buffer (pH 7.0)에 H_2O_2 를 2 mM이 되도록 혼합하여 제조하였다. 반응시킨 시료를 흡광광도계(Spectrophotometer, Varian, Cary 50 probe)로 250 nm에서 1분간 흡광도 변화를 측정하였다.

나. 연구 결과

1) 식물체의 중금속 흡수량 분석

그림 3-11에서 호밀의 카드뮴 함유 농도를 평가하였다. 저온 무 노출과 카드뮴 50 μM 처리구 카드뮴 함유 농도는 배축 3.12 $\mu\text{g}/\text{mg}$, 뿌리 21.63 $\mu\text{g}/\text{mg}$ 을 나타내었다. 저온 3일 노출과 카드뮴 50 μM 처리구 카드뮴 함유 농도는 배축 2.67 $\mu\text{g}/\text{mg}$, 뿌리 20.93 $\mu\text{g}/\text{mg}$ 을 함유하였다. 그림 3-12에서 헤어리베치내 카드뮴 함유 농도를 평가하였다. 저온 무 노출과 카드뮴 50 μM 처리구 카드뮴 함유 농도는 배축 4.56 mg/kg , 뿌리 20.71 mg/kg 을 나타내었다. 저온 3일 노출과 카드뮴 50 μM 처리구 카드뮴 함유 농도는 배축 3.61 mg/kg , 뿌리 22.61 mg/kg 을 함유하였다. 마지막으로 그림 3-13에서 자운영내 카드뮴 함유 농도를 평가하였다. 저온 무 노출과 카드뮴 50 μM 처리구 카드뮴 함유 농도는 배축 2.64 mg/kg , 뿌리 19.98 mg/kg 을 나타내었다. 저온 3일 노출과 카드뮴 50 μM 처리구 카드뮴 함유 농도는 배축 2.69 mg/kg , 뿌리 22.63 mg/kg 을 함유하였다.

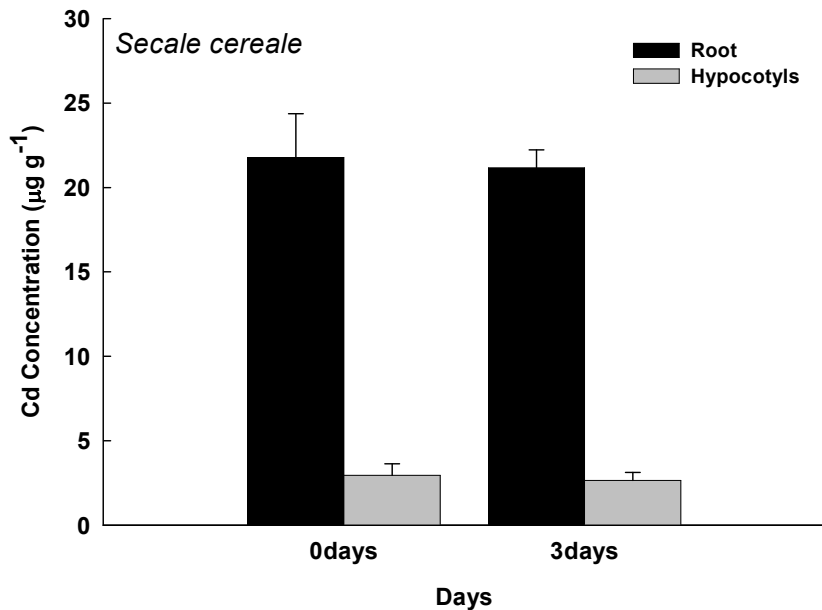


그림 3-11. 저온과 카드뮴 처리 후 호밀 유묘의 카드뮴 함량

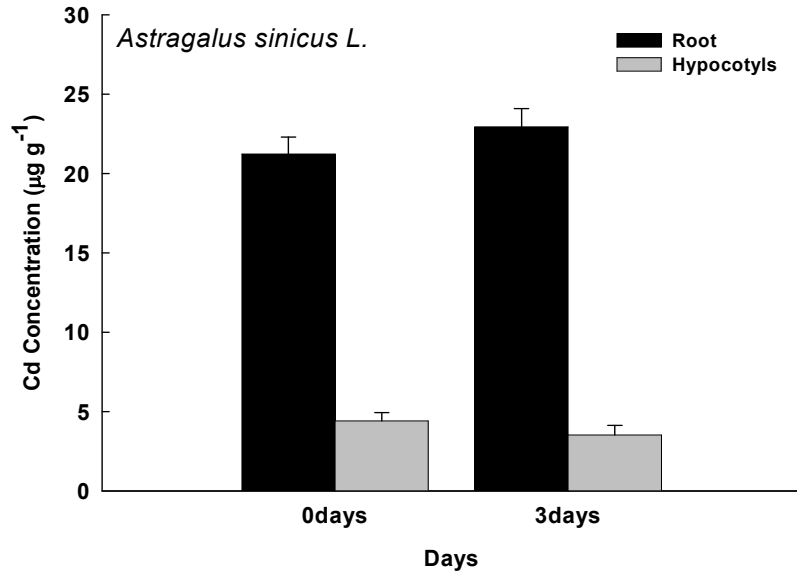


그림 3-12. 저온과 카드뮴 처리 후 헤어리베치 유묘의 카드뮴 함량

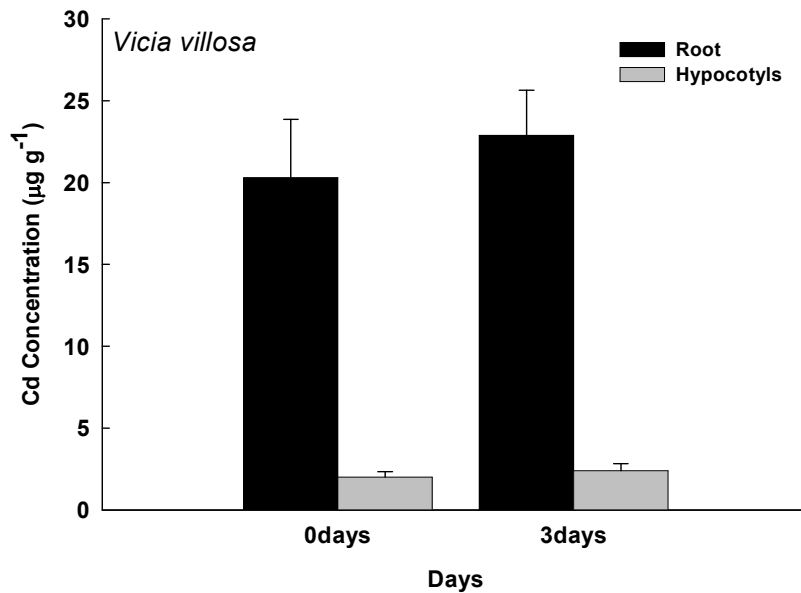


그림 3-13. 저온과 카드뮴 처리 후 자운영 유묘의 카드뮴 함량

호밀, 헤어리 베치와 자운영 유묘 모두에서 뿌리가 배측보다 카드름 흡수량이 7~8배 가량 차이가 났다. 이는 뿌리가 1차적으로 중금속에 노출되며, 뿌리 외부의 세포벽에 표면 특성으로 인한 흡착이 발생함으로 생긴 결과로 해석된다. 지하부에서 지상부로 이행률은 식물체의 종류 및 저온 전, 후 관계없이 큰 차이가 없게 나타났다. 이는 저온 노출 환경시, 월동식물 스스로가 체내의 수분 흡수 대사를 조절하여, 체내의 수분 흡수를 억제한 것으로 생각할 수 있다(Larcher, 2002). 하지만, 이것이 중금속 독성 노출에 의한 대응 기작으로서 양액에 대한 중금속 흡수 배제 등 적응 기작과 관련이 있는 것으로는 판단하기 어렵다. 식물이 중금속 환경에 노출됨에 의해, 그리고 저온에 노출됨에 의해 적응 기작으로 작용하는 항산화기작에 대한 연구를 통해 이러한 중금속 및 저온에 대한 내성 관련 기작을 판단할 수 있을 것으로 생각된다. 이에 대한 확인을 위해 식물체 내 존재하는 항산화기작 관련 효소중 SOD와 CAT의 분석을 실시하였다.

2) 식물체의 항산화 효소의 분석

식물은 환경요인의 변화에 따라 여러 가지 생리적 변화를 겪으면서 성장한다. 식물이 각종 환경스트레스를 받으면 생체 내 산소(O₂)는 반응성이 높은 독성의 활성산소종 (reactive oxygen species, ROS)으로 변하게 되는데, 이들은 강한 산화력을 가지고 있어 핵산, 단백질, 지질 등의 변성과 광합성 억제 등 심각한 생리적 장애를 일으키고 식물체를 괴사하기도 한다. 그러나 식물체가 정상적으로 성장을 유지할 수 있는 것은 독성의 활성산소에 대한 방어기능을 갖고 있기 때문이다. 활성산소에 대한 식물의 방어기작은 그 형성을 억제하거나 생성된 활성산소를 제거하는 것인데, Superoxide dismutase(SOD), Catalase (CAT) 등의 항산화효소에 의한 방어기작과 ascorbic acid 등의 저분자 항산화물질에 의한 방어기작으로 구분할 수 있다. 이러한 식물의 방어기작은 스트레스의 강도나 기간뿐만이 아니라 식물종에 따라서 그 양상이 다르기 때문에 환경스트레스에 대한 식물의 반응 또는 생리적 상태를 확인하는데 사용할 수 있다. 특히, 카드름의 무독화 기작 및 저온 스트레스에 따른 대응 기작으로서 항산화 효소에 대한 연구는 많은 학자들에 의하여 진행되어 왔다(Toppi L. and Gabbrielli R., R. Gabbrielli, 1999; Schutzendubel et al., 2001; Milone M.T. et al. 2003; Posmyk M.M. et al., 2005; 김 등, 1991). 따라서, 본 실험에서는 저온과 카드름 스트레스를 활성산소를 제거하는 항산화 효소에 의한 방어기작인 SOD와 CAT를 이용하여 식물체내 생리적 상태를 확인하는데 사용 하였다.

가) 과산화물전이효소(Superoxide Dismutase; SOD)

SOD는 활성산소(O_2^-)의 불균등화 반응($2O_2^- + 2H^+ \rightarrow H_2O_2 + O_2$)을 일으키는 효소로서 Catalase, Ascorbate Peroxidase 등과 함께 세포내에 과잉 생성된 활성산소를 제거하는 항산화 방어 효소의 일부이다(그림 3-14).

SOD는 식물뿐 만 아니라 동물, 미생물에도 광범위하게 분포되어 있으며 진핵세포에는 주로 두 종류의 SOD, 즉 Mn을 공동인자로 함유하고 있는 Mn-SOD와 Cu와 Zn을 함유하고 있는 Cu/Zn-SOD가 있으며, 일부 식물세포에는 Fe를 함유한 Fe-SOD도 존재하는 것으로 알려져 있다.

동일한 효소반응을 촉진한다는 사실을 제외하면 상호간 생화학적 유사성이 거의 없는 SOD들 중에서 Mn-SOD는 대부분 미토콘드리아 내부에 존재하며, Cu/Zn-SOD는 주로 세포질에 존재하나, 식물에서는 엽록체에도 존재하는 것으로 알려져 있다.

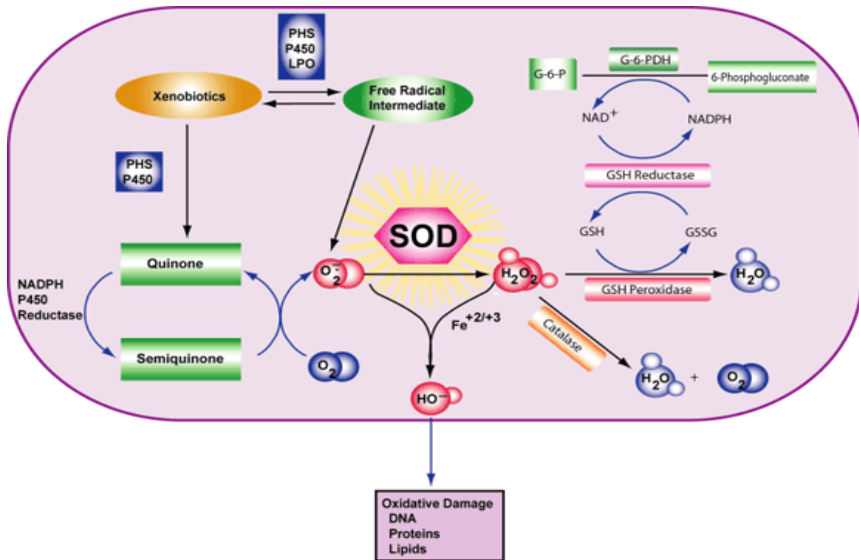


그림 3-14. Superoxide dismutase (SOD)의 항산화 기작

각 식물별 유묘에서 SOD 상대적 활성도는 저온 처리구와 저온 무 처리구를 같은 카드뮴 처리구간 비교해서 저온 스트레스가 유묘에 미치는 영향을 분석해 보았다. 우선 그림 3-14에서 호밀 유묘 뿌리에서의 카드뮴 무처리구간 저온 노출 0일, 3일 처리구를 SOD활성도를 비교해보면, 우선 저온 무 노출에서는 SOD 상대적 활성도가 2.5 (± 1.3), 노출구에서는 6.8(± 1.3)을 나타내었다. 해

어리베치 뿌리에서는 저온 무 노출에서는 $2.4 (\pm 0.5)$, 노출구에서는 $8.2 (\pm 1.2)$ 로 나타내어 호밀과 헤어리베치 모두 저온 노출시에 SOD 활성이 높게 나타내었다(그림 3-14, 3-15). 호밀과 헤어리베치의 배측에서도 뿌리와 같이 저온 노출시에 활성이 증가하는 경향을 보였다.

하지만 그림 에서의 자운영의 경우, 먼저 뿌리에서 카드뮴 무 처리구간 저온 노출 0일, 3일 처리구를 SOD활성도를 비교해보면, 저온 무노출에서는 SOD 상대적 활성도가 $5.1 (\pm 4.1)$, 노출 시에 $3.1 (\pm 1.2)$ 로 나타났다. 카드뮴 처리구간 비교에서는 저온 무노출에서는 $15.1 (\pm 3.1)$, 노출 시에 $5.6 (\pm 1.5)$ 를 나타내었다. 배측에서도 뿌리와 같이 같은 카드뮴 처리구간 비교에서 모두 저온에 노출될수록 활성도가 떨어지는 경향을 보였다.

호밀과 헤어리 베치의 뿌리와 배측에서 저온에 3일간 노출됨에 따라 항산화활성이 높아지는 것은 식물이 저온에 노출되는 기간이 증가할수록 체내에 Pyruvate가 축적되고 저온에 노출된 식물을 상온으로 환원시키면 호흡활성이 증가되면서 조직 중에 O_2^- 가 과잉생성 된다. 즉저온 처리에 의하여 호밀 내에 Pyruvate 등이 생성 축적되었다가 $15\text{ }^\circ\text{C}$ 로 온도를 올리면 O_2^- 가 과잉으로 생성되어 SOD의 활성도 높아진 결과라고 판단된다. 이러한 결과를 토대로 호밀과 헤어리베치는 저온노출에서 생성된 O_2^- 를 식물 내 항산화방어기작으로 제거할 수 있는 능력이 있다고 추론된다. 호밀과 헤어리베치의 저온 스트레스를 제어할 수 있는 능력은 식물정화기법의 월동기 현장적용시 정화식물이 받은 저온에서 살아남을 가능성이 높을 것이라고 판단된다.

하지만 자운영에서는 저온노출에서 생성된 O_2^- 가 SOD활성을 저하시킨 것으로 판단할 수 있다. SOD의 활성도 하강은 현상은 저온처리 기간이 늘어남에 따라 과도하게 축적된 Pyruvate와 이것이 다시 상온으로 온도를 회복시켰을 때 과도하게 생성되는 O_2^- 때문에 SOD의 방어능력을 넘어서서, 세포구성물질의 변형이나 파괴 및 기능상실이 야기된 것으로 보인다. 따라서 자운영을 현장에 적용할 경우 추위에 약하여 호밀과 헤어리베치 보다 월동기의 식물정화기능이 떨어질 것으로 예상되어진다.

카드뮴 노출 시에 보이는 경향을 비교분석한 결과, 호밀 뿌리에서의 저온 무 처리 구에서의 카드뮴 $0\text{ }\mu\text{M}$, $50\text{ }\mu\text{M}$ 처리구간 SOD 활성도 비교(그림 3-13)에서 카드뮴 $0\text{ }\mu\text{M}$ 노출 시 SOD 상대적 활성도는 $2.5 (\pm 1.3)$, $50\text{ }\mu\text{M}$ 노출 시에는 $4.7 (\pm 1.6)$ 으로 나타내었다. 저온 3일 노출 시에서도 카드뮴 $0\text{ }\mu\text{M}$ 노출 시 SOD 상대적 활성도는 $6.8 (\pm 1.3)$, 카드뮴 $50\text{ }\mu\text{M}$ 에서는 $10.5 (\pm 4.0)$ 을 나타내었다. 호밀 배측에서도 뿌리와 유사한 경향을 나타내었다. 또한 헤어리베치에서도 뿌리, 배측 모두에서 저온 무 노출과 3일 노출 모두에서 카드뮴 농도가 높아질수록 SOD 활성이 증가하는 경향을 나타내었다(그림 3-14).

자운영의 동일한 저온처리구간 SOD 활성도 비교(그림 3-15)에서는 저온 무처리구간 카드뮴 증가에 따른 SOD 활성도는 호밀과 헤어리베치와 같은 경향을 나타내었다. 하지만 저온 노출구에서의 카드뮴 증가에 따른 SOD 활성도는 뿌리에서는 증가하였지만 배축에서는 활성도가 떨어졌다.

위에서도 밝혔듯이 카드뮴은 활성산소종을 생성하여 식물에 스트레스를 주는 것으로 파악되어 있다. 호밀과 헤어리베치는 저온 무 노출과 저온 노출 모두에서 카드뮴 노출 시에 생성되는 활성산소를 제어하기 위하여 SOD 활성이 높게 나타났다. 중요한 것은 호밀과 헤어리베치가 저온 노출 시에서도 카드뮴 스트레스를 제어할 수 있다고 분석되었다. 월동기 현장적용을 위해서는 저온과 카드뮴 스트레스를 모두 극복할 수 있는 능력이 있어야 한다. 따라서 동절기 카드뮴 오염 농경지 복원에 호밀과 헤어리베치는 저온과 카드뮴 스트레스를 극복할 수 있는 능력이 우수한 것으로 판단된다.

자운영은 저온 무 노출 시의 카드뮴 스트레스가 증가함에 따라 SOD 활성도가 증가함을 보여 카드뮴 스트레스에 대한 적응력이 있다고 할 수 있다. 하지만 뿌리에서는 활성도가 증가하였지만 뿌리에서는 활성도가 감소한 사실을 보면, 자운영은 저온과 카드뮴 스트레스에 대한 대응능력이 호밀과 헤어리베치보다 떨어진다고 판단된다.

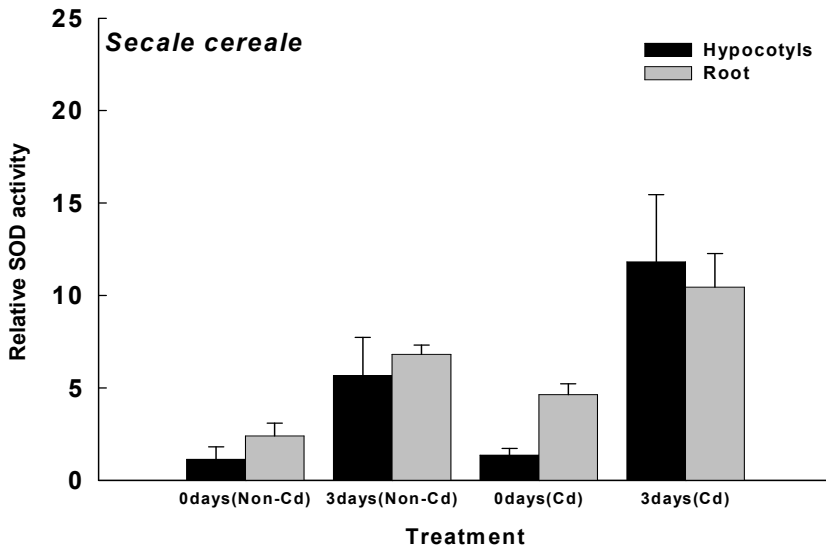


그림 3-13. 저온과 카드뮴 처리 후 호밀 유묘의 SOD 활성도

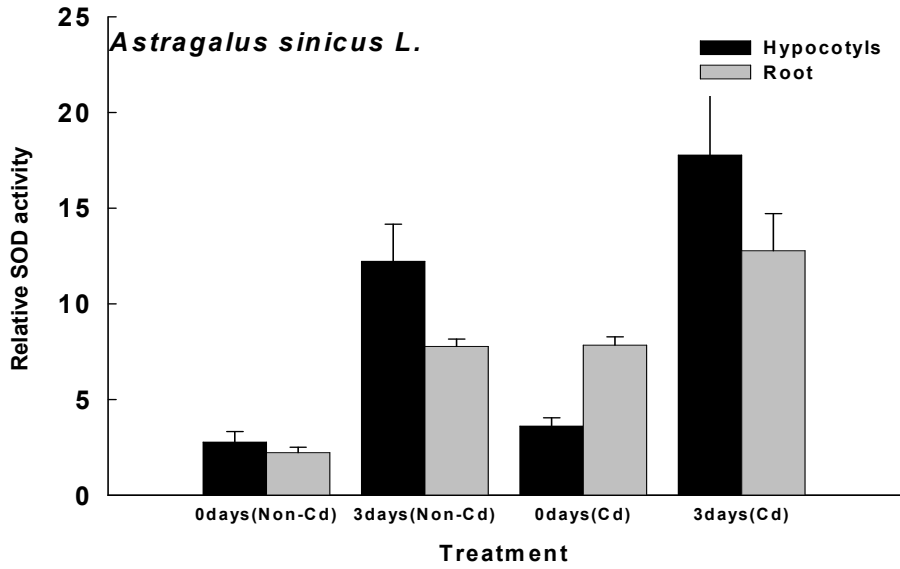


그림 3-14. 저온과 카드뮴 처리 후 헤어리 베치 유묘의 SOD 활성도

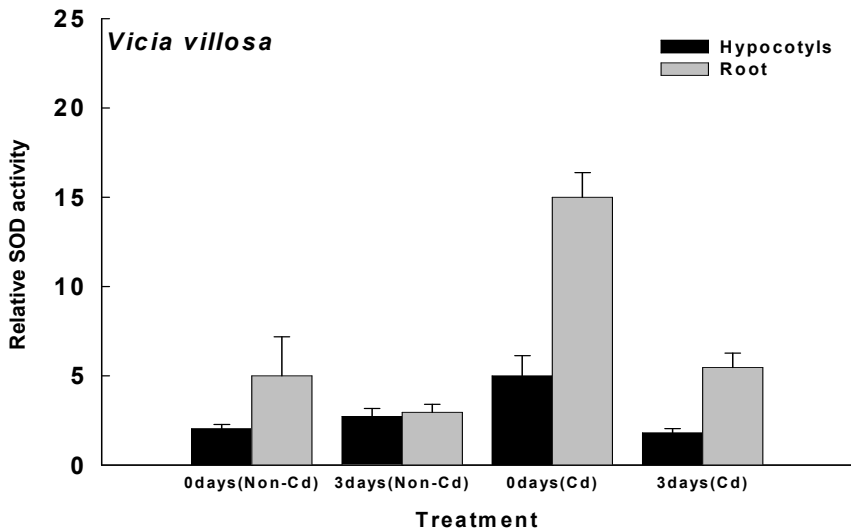


그림 3-15. 저온과 카드뮴 처리 후 자운영 유묘의 SOD 활성도

나) Catalase

Catalase(CAT)는 heme을 포함한 효소로 H_2O_2 를 물과 산소로 분해시킨다. peroxidase가 H_2O_2 를 분해하기 위해 페놀 화합물 같은 co-substrate의 산화를 수반하는데 비해, catalase는 H_2O_2 를 직접 분해시킨다. CAT는 식물에서 광호흡과 지방산의 산화과정에서 생성되는 H_2O_2 를 포획함으로써 환경요인 뿐만 아니라 생리학적인 산화스트레스에 대해 중요한 방어기능을 수행하고 있다(그림 3-16). 또한 CAT는 다양한 스트레스에 대한 지표 효소로 제시되어 있다.

특히 CAT는 SOD가 O_2^- 를 분해하고 생성된 H_2O_2 를 H_2O 와 O_2 로 분해하는 역할을 한다. 저온 스트레스나 카드뮴 스트레스로 인한 O_2^- , H_2O_2 생성을 SOD와 CAT가 제어하는 것으로 밝혀져 있다. 따라서 SOD와 CAT는 식물이 받은 저온과 카드뮴 스트레스의 지표효소로 사용할 수 있다.

저온 스트레스가 공시 식물에 미치는 영향을 분석을 시행하였다. 그림 3-17에서 호밀 유묘의 뿌리의 CAT활성도를 비교하였다. CAT 활성도 분석을 위하여 SOD 활성도를 비교분석한 방법과 같은 방법으로 카드뮴 처리구간 CAT활성을 분석하였다. 카드뮴 0 μM 처리구간 저온 처리 비교에서는 저온 0 일 노출에서는 CAT 상대적 활성도가 78.52 (± 5.44), 3일 노출은 38.67 (± 18.19)을 활성이 나타났다. 카드뮴 50 μM 처리구간 저온 처리 비교에서는 저온 0 일 노출에서 CAT 상대적 활성도가 57.95 (± 13.60), 3일 노출에서는 103.67 (± 28.67)가 나타났다. 호밀 배측에서도 뿌리와 같은 카드뮴 0 μM 처리구간에서는 저온 노출 시에 CAT 활성이 감소하였으며, 50 μM 처리구간에서는 저온 노출 시에 CAT 활성이 증가하였다.

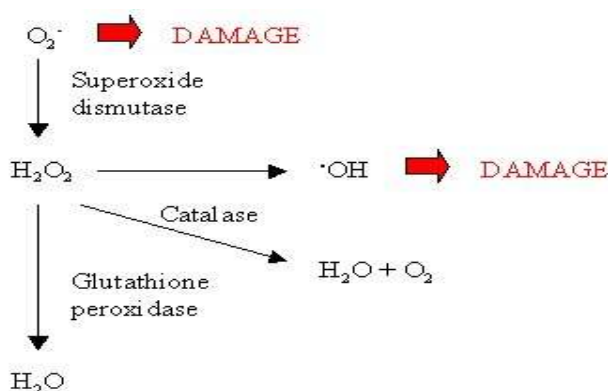


그림 3-16. Catalase (CAT)의 항산화 기작

헤어리베치의 CAT 활성도는 뿌리와 배측 모두 같은 경향을 나타내었다(그림 3-18). 같은 카드뮴 처리구간의 비교에서 모두 저온에 노출될수록 CAT 활성이 증가하였다. 헤어리베치의 CAT 활성변화는 저온 3일 노출과 카드뮴 0 μM 처리구를 제외하고 같은 경향을 보였다.

자운영의 CAT 활성도를 같은 방법으로 뿌리에서 카드뮴 동일 처리구간 저온 저온노출간의 비교분석 하였다(그림 3-19). 카드뮴 0 μM 처리구간 비교에서 저온 무 노출에서는 CAT 상대적 활성도가 70.54 (± 45.12), 3일 노출에서는 45.12 (± 13.76)을 나타내었다. 카드뮴 50 μM 처리구간 비교에서는 저온 무 노출에서 138.23(± 39.94), 저온 3일 노출에서 39.94(± 11.06)을 나타내었다. 자운영 배측에서도 뿌리와 같은 저온에 노출될수록 CAT 활성도가 떨어지는 경향성을 보였다.

호밀과 헤어리베치의 CAT 활성은 3일간의 저온노출에 활성이 증가하는 경향을 보였다. 호밀과 헤어리베치의 CAT 활성변화는 SOD 활성변화와 유사하게 나타났다(그림 8, 9). CAT 활성도가 SOD와 유사한 양상의 활성변화곡선을 보이는 것은 앞서 설명한 SOD의 반응을 통하여 생성한 H_2O_2 를 H_2O 와 O_2 로 분해하기 위하여 CAT가 유사한 활성 양상을 보인다는 김 등(1991)의 결과로부터 해석할 수 있다. 즉 O_2^- 는 막 손상과 Pyruvate의 축적으로 발생되어 이로 인한 SOD 활성 변화 역시 CAT 활성 변화와 같은 원인에 의한 결과로 판단된다.

SOD 활성 변화결과 분석에서 도출된 호밀과 헤어리베치가 저온 스트레스에 저항성이 있으며, 저온에 강한 식물로 적합하다는 것을 알 수 있었다. CAT 활성도 분석에서도 호밀과 헤어리베치가 저온에 강한 식물로 알 수 있었다. 하지만 자운영은 저온에 노출되면 CAT 활성이 떨어지며, SOD 활성도에서도 유사한 경향을 드러내는 것으로 보아 저온 스트레스에 약한 것으로 사료된다.

카드뮴 노출 여부에 대하여 식물의 CAT 활성도를 비교하였을 경우, 호밀에서의 활성은 뿌리와 배측은 경향성이 같았다(그림 3-17). 저온 무 처리구에서는 CAT 활성의 큰 차이를 보이지 않았으나, 저온 3일 노출에서는 카드뮴 0 μM 처리구보다 50 μM 처리구에서 높은 활성을 나타냈다. 헤어리 베치의 CAT 활성은 뿌리와 배측의 경향성이 같았으며, 저온 무 노출과 3일 처리 모두에서 0 μM 처리구보다 50 μM 처리구에서 높은 활성을 나타냈다(그림 3-18). 자운영은 호밀과 헤어리베치와 달리 저온 무 처리구에서는 카드뮴 농도가 높아짐에 따라 CAT 활성이 증가하였으나, 저온 3일 노출에서는 카드뮴 농도에 따른 CAT 활성은 보이지 않았다(그림 3-19).

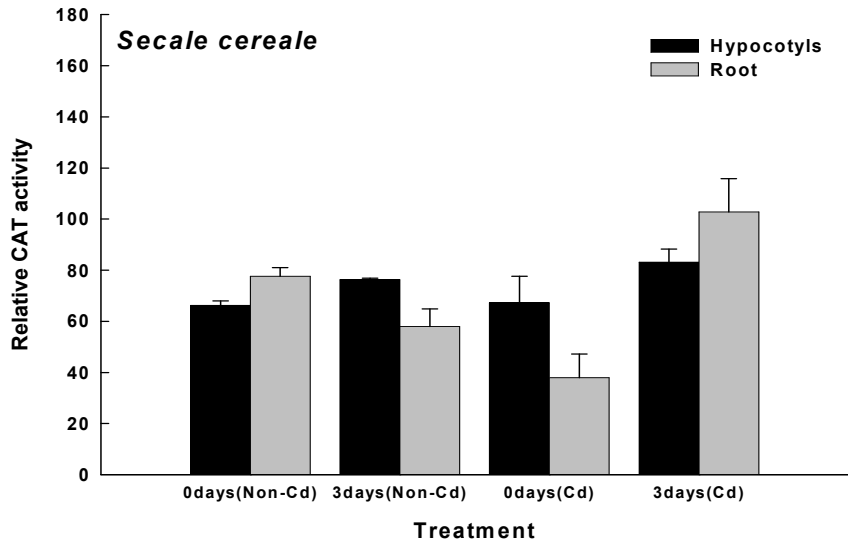


그림 3-17. 저온과 카드뮴 처리 후 호밀 유묘의 CAT 활성도

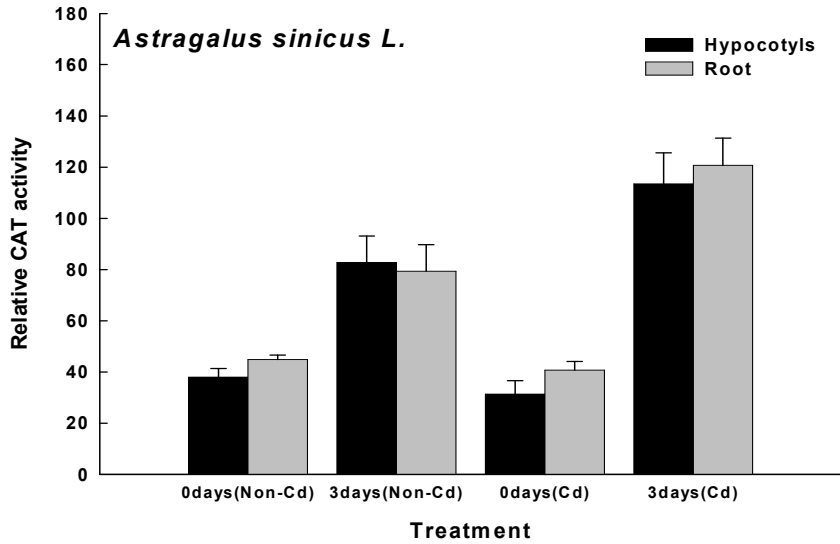


그림 3-18. 저온과 카드뮴 처리 후 헤어리 유묘의 CAT 활성도

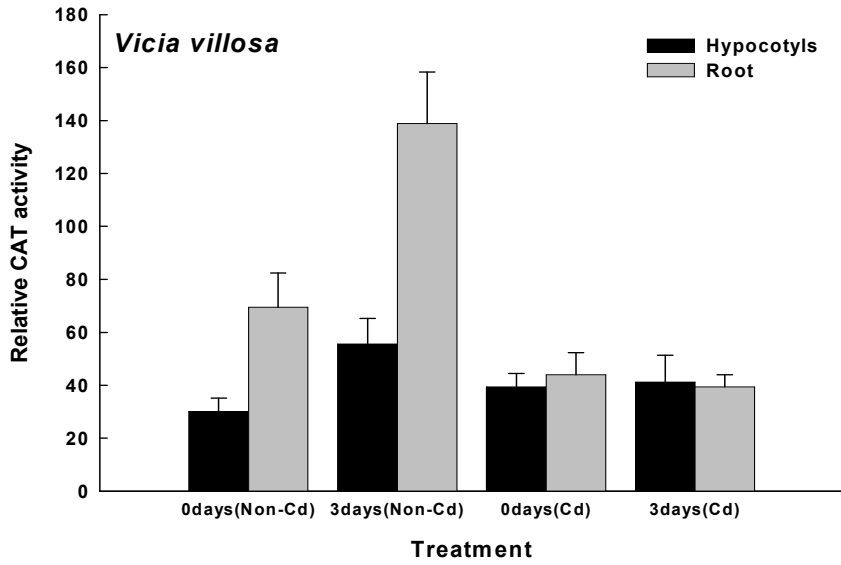


그림 3-19. 저온과 카드뮴 처리 후 자운영 유묘의 CAT 활성도

다. 결론

호밀과 헤어리베치 자운영이 저온과 카드뮴 노출에서 대표적인 항산화 효소인 SOD, CAT 활성을 통하여 월동기 중금속 오염 농경지 현장적용 시 식물체가 받을 스트레스를 극복할 수 있는 능력을 분석해 보았다. 우선 모든 종에서 나타난 결과는 저온에 노출되지 않고 카드뮴에만 노출 되었을 때 SOD, CAT 활성이 증가하는 것으로 밝혀졌다. 저온 무 노출 후 카드뮴 노출 시의 SOD, CAT 분석 결과를 통하여 모든 종에서 카드뮴 스트레스를 제어할 수 있는 능력을 가진 것으로 판단된다. 저온 노출 후 카드뮴 노출에서의 SOD, CAT 활성에서는 식물종별로 다른 결과가 도출되었다. 호밀과 헤어리베치는 SOD, CAT 분석결과가 유사하게 나타났다. 저온에 노출되면 항산화 활성이 증가하여 저온 스트레스를 제어할 수 있는 능력이 있었다. 그리고 저온에 노출 후 카드뮴 노출에서 가장 높은 활성을 나타내며, 저온과 카드뮴 스트레스를 모두 극복할 수 있는 능력을 가진 것으로 나타났다. 하지만 자운영의 SOD, CAT 활성에서 드러난 결과는 저온에 노출되면 항산화 활성이 떨어졌다. 특히 저온과 카드뮴 노출 시에서도 항산화 활성이 떨어지는 결과를 가졌다. 이는 자운영이 호밀과 헤어리베치에 비해 저온 스트레스를 극복하는 능력이 떨어지는 것으로 판단된다. 항산화 효소 활성 분석 결과 호밀과 헤어리베치는 상대적으로 자운영보다 저온에 강한 것으로 나타났다. 앞서 언급한 바와 같이 식물체 내 항산화기작은 활성산소를 생성할 수 있는 스트레스 환경에서의 식물체의 환경 적응 기작을 나타낸 것이다. 식물체가 중금속에 노출된 환경에서 적응하는 방법은 이들 항산화 기작 뿐 아니라 세포벽과의 결합을 통한 중금속의 이동성 저하와 세포막의 투과성 하강을 통한 중금속의 체내 이동 억제, 세포 밖으로의 배출, 식물 세포내 존재하는 액포로의 격리 및 작물형성에 의한 체내 비활성화 유도에 의한 격리 등의 방법이 있다(Baker, 1987; Tomsett and Thurman, 1988; Verkleij and Schat, 1990).

저온에 노출되었을 경우 식물체의 저온에 대한 저항성 획득의 기작으로서 대사량 감소는 식물체 내로의 중금속 이행 억제 등의 부가적인 효과를 얻을 수 있다. 저온 처리 전후의 식물체들의 카드뮴 농도의 차이를 통해 나타났다. 또한, 이러한 상황임에도 불구하고 호밀 및 헤어리베치의 체내에서 각 항산화 효소의 활성이 증가한 것은, 이들 초종이 중금속에 노출된 상황에 대해서 흡수한 중금속으로 인해 생성된 과산화물 및 활성산소 등을 처리하기 위한 항산화 기작을 활발히 운영하고 있다는 것을 증명한다. 따라서, 호밀 및 헤어리베치에 대해 저온 스트레스 하의 카드뮴 오염현장에 적용되었을 때, 현장에서의 중금속 흡수 및 적응에 대한 적용 가능성을 타진할 수 있을 것이다.

동절기에 한반도의 기온분포는 그림 과 같이 다양하게 나타난다. 동절기의 남부지방은 기온이 상대적으로 높게 형성되며, 중부지방으로 북상할수록 기온이 하강하며, 강원산간지역에서 가장 낮은 기온을 나타낸다. 호밀과 헤어리베치는 저온에서도 강하여 중부지방과 강원산간지역에서 도입이 가능하지만, 자운영과 같은 저온 스트레스에 상대적으로 약한 월동식물의 중부지방보다는 상대적으로 기온이 높은 남부지방을 중심으로 기술의 적용을 고려해야할 것이다 (그림 3-20).

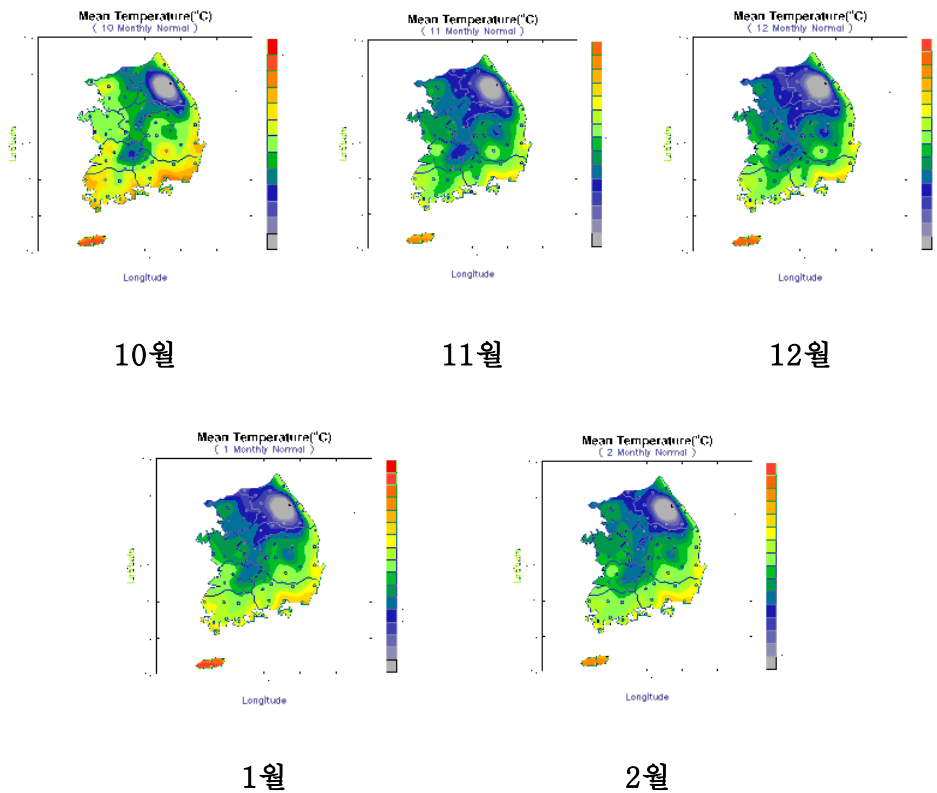


그림 3-20. 한국의 10월 - 2월 평년 기온 분포도 (기상청 자료)

제 4 절 현장 도입 월동식물의 성장 변화 및 중금속의 형태 변화 추적

1. 요약

월동작물의 재배는 경작이 완료된 후, 정리가 완료된 농경지에서 실시된다. 이들 월동작물은 파종 후 발아가 진행된 상태에서 겨울을 나게 되며, 단계적인 온도 하강에 따른 저온 내성을 갖게 된다. 1차년도에 선정되었던 삼보 광산의 현장 적용지의 경작 조건 등을 기초로 본 실험은 추가적으로 충남 서산의 서성광산에서 실험을 진행하였으며, 식물체의 현장 도입은 호밀, 자운영, 헤어리베치를 직파로 3가지 다른 파종 밀도를 적용하여 실시하였다. 이와 동시에 도입 현장의 토양 내 중금속의 태별 구분을 실시하여, 식물체 식재 후 토양 내 중금속의 형태별 변화 경향을 확인하도록 하였다. 삼보 및 서성 광산 두 현장의 식물체의 성장 결과 삼보 광산의 경우, 불량한 토양의 수리 조건으로 인해 세 식물 모두 정상적인 식물체의 성장을 확인할 수 없었다. 하지만, 서성 광산의 경우, 호밀이 가장 높은 파종 밀도에서 가장 높은 흡수량을 나타냈다. 하지만, 식물체 파종 후 토양 내 태별 변화는 시기별 경향을 나타내지는 않았으며, 이는 토양 자체의 불균일성과 더불어, 장기적인 실험 계획의 필요성을 제시하고 있다.

2. 연구 방법

가. 현장 적용을 위한 현지 토양의 중금속 농도 조사

1) 삼보광산

1차년도 조사에서 선정된 삼보광산 주변 농경지에 2차년도 현장 적용 평가를 위하여 현지 조사를 시행 하였다(사진 3-15). 조사 지역은 1차 선정 농경지와 같았다. 조사 방법은 현장 실험 적용지의 토양을 채취하여 3반복으로 Cd,

Pb, As, Cu, Zn을 대상으로 분석하였다. 토양 내 중금속 추출법은 1차 년도에 서 시행한 0.1 N HCl을 이용한 추출법과 연쇄추출법을 이용한 중금속의 형태 별 정량을 실행하였다. 중금속 분석을 위하여 고려대학교 생명환경과학대 공동 기기센터의 유도결합 플라즈마 분광기(ICP-OES)를 이용하였다. 또한, 현지 토 양의 중금속의 형태별 정량을 위한 연쇄추출을 시행하였다.



사진 3-15. 삼보광산 주변 농경지 현장 조사

연쇄추출법에서는 토양오염대책기준을 초과한 카드뮴, 비소, 아연을 분석하 였다. 분석에 사용된 시험법은 유럽의 Standard, Measurements and Testing Program에 의해 제안된 연쇄추출법을 사용하였다(표 3-12). 연쇄추출법은 1단 계에서는 40 ml AcOH(0.11 M)에 1g의 시료를 넣어 약 20 °C에서 16시간 동 안 교반기에서 회전수 100rpm으로 흔들어 주었으며, 원심분리기에서 3000 rpm 으로 10분간 용액과 시료를 분리한 후 filter paper를 이용하여 여과하였다. 2단 계에서는 1단계에서 남은 시료에 40 ml NH₂OH·HCl (0.1 M, pH 2 - HNO₃) 을 넣어 16시간 동안 교반기에서 회전수 100rpm으로 흔들어 주었고, 그 이후 는 전 단계와 동일하였다. 예서는 2단계에서 남은 시료에 10 ml H₂O₂ (8.8 M) 을 넣어 마개를 막고 상온에서 1시간 방치한 후 마개를 제거하고 1시간 동안 85 °C로 가열하여 부피를 수ml까지 줄였다. 다시 10 ml H₂O₂ (8.8 M)을 넣어 마개를 막고 1시간 동안 85°C로 가열한 후 마개를 제거 후 용액을 거의 증발 시켰다. 방냉 후 50 ml NH₄OAc(1 M, pH 2 - HNO₃)를 넣어 16시간 동안 교 반기에서 회전수 100 rpm으로 흔들어 주었으며 이후는 전 단계 추출법과 동일 하였다. 4 단계 추출은 예서 남은 시료에 대해 위에서 언급한 총량분석 방법을 이용하여 추출하였다. 각 단계별 시료는 유도결합 플라즈마 분광기(ICP-OES) 를 이용하여 중금속 원소를 분석하였다.

표 3-12. 연쇄추출 방법

Step	Reagents	Fractions extracted
1	Acetic acid (0.11 M)	Exchangeable, water and acid-soluble (carbonate)
2	Hydroxylammonium chloride (0.1 M), pH 2 with HNO ₃	Easily reduced (iron/manganese oxyhydroxides)
3	Hydrogen Peroxide(8.8 M), Ammonium acetate(1 M) pH 2 with HNO ₃	Oxidizable (organic matter and sulfides)
4	Perchloric acid-Nitric acid, hydrochloric acid	Residual fraction

*BCR method (Davidson et al., 1998)

2) 서성광산

1차년도 현장조사를 통하여 선정된 삼보광산 주변 농경지는 주변 하천보다 지대가 낮아서 물이 차있어서 겨울철 결빙으로 인해 식물이 잘 서식하지 못하는 문제점을 가지고 있다. 따라서 삼보광산 이외의 현장적용지역에서 실험을 진행할 필요가 있었다. 선정기준은 삼보광산과 같은 연, 아연 광산을 대상으로 주변 농경지가 토양오염대책우려기준(1.5 mg/kg)을 넘어서며, 동절기 기온이 큰 차이를 보이지 않고, 본교와의 접근성을 고려하여 차량으로 2시간 이내 도달이 가능한 지역을 대상으로 선정하였다. 현장은 문헌 및 관련 자료 조사를 통하여 충청남도 서산군 지곡면 도성리(동경 126° 25', 북위 36° 53' 10")에 위치한 서성광산 주변 농경지를 선정하였다(사진 3-16). 현장 위치는 삼보광산과 1시간 정도의 거리로 실험을 동시에 진행하기에 거리상으로는 최적의 위치였다.



그림 3-16. 서성광산 주변 농경지 현장사진

서성광산은 과거 일제시대부터 개발되어 왔으나 채광작업을 중단한 시기는 정확하지 않다. 서성광산의 갱도 입구는 총 4곳으로 3곳은 폐쇄되거나 매몰되어 있었다. 서성광산 일대의 지질은 선캄브리아기의 백운모편암과 이에 협재하는 결정질 석회암으로 구성되어 있다. 광량은 1969년 조사시에 추정광량과 확정광량을 합하여 309,597M/T로 가채광량은 238,540M/T으로 계산된 바 있으며 평균품위는 연과 아연이 약 10 %이며 은이 약 140g/ton정도였다.

삼보광산과 서성광산의 동절기 기온 평균 분포 비교(표 3-13)를 통해 서성광산이 최고기온이 삼보광산보다 1 °C정도 더 높았으나, 최저기온에서는 0.42 °C정도 더 낮았다. 평균기온은 두 광산간 0.22 °C정도 차이밖에 나지 않아 비슷한 기온을 보이는 것으로 확인되었다. 기후 조건을 비교한 결과 서성광산 또한 삼보광산에 이어 정화식물 투입 시험의 수행이 가능할 것으로 판단하였다.

표 3-13. 삼보광산(화성)과 서성광산(서산)의 2000~2005년 11,12월 기온 평균값 비교

	평균기온(°C)	최고기온(°C)	최저기온(°C)
삼보광산	3.39	8.20	-1.20
서성광산	3.61	9.24	-1.62

단위 : °C

선정지에 대한 중금속 오염 조사는 삼보광산과 같은 방식으로 풍건 토양을 0.1 N HCl 추출법과 연쇄추출법을 이용하여 조사하였다.

나. 선발 식물에 대한 현장 적용

실내실험의 결과를 토대로 선발된 호밀, 헤어리베치, 자운영을 대상으로 현장실험을 실시하였다. 현장실험은 1차년도 현장적용실험에서의 문제점으로 지적된 투입시기와 정화식물의 식재방법의 개선을 토대로 진행되었다. 우선 투입시기는 최대한 벼 수확시기에 맞추어서 10월 중순 이전에 투입하기로 하였다. 정화식물의 투입방법은 1차년도의 이식법을 대체하는 방법으로 실시하였다. 1차년도 실험에서 유묘를 현장에 이식하는 경우, 노동력 수요에 의한 비용문제와, 현장 이식 시 발생하는 스트레스로 인하여 생존율이 떨어지는 경향이 있었다. 따라서, 1차년도 현장실험에서 시행했던 온실에서 일정량을 키워서 직접 식재하는 방법을 대체하여 직파 방식으로 실시하였다.

현장적용실험을 위하여 삼보, 서성 광산 주변 농경지와 삼보광산 주변 비 오염 농경지를 대조군으로 두어 실험을 진행하였다(그림 3-17). 삼보광산의 비 오염 농경지는 1차년도 현장실험에서 조사한 비 오염 농경지에 실험을 진행하였다. 서성광산 오염 농경지는 삼보광산과 서성광산이 기후적으로 유사하여 삼보광산 비 오염 농경지를 통하여 비교분석 하였다.



삼보광산 주변 중금속 오염 논



삼보광산 중금속 비 오염 논



서성광산 주변 중금속 오염 논



서성광산 농경지 주변 광미 매립지

그림 3-17. 삼보 및 서성광산 주변 현장실험 농경지

월동기 중금속 오염 농경지 정화 식물을 투입하는데 있어서 파종방법을 고려하여야 할 필요가 있었다. 파종밀도에 따라 다른 성장을 보이는(농촌진흥시험연구사업연보, 1992) 정화식물의 투입 시기 및 파종밀도를 달리하여 진행하였다. 여러 작물에 대한 재식밀도에 따른 생육특성과 생산에 많은 연구가 수행되었지만, 정화식물로 선정된 호밀, 헤어리베치와 자운영에 대한 정보가 부족함에 따라 정화식물의 재식밀도에 대한 연구가 요구되어지고 있는 실정이다. 또한 1차년도 연구에서도 진행한 저온에서의 정화식물의 카드뮴 흡수능력을 2

차년도 현장실험에서는 중금속 오염 토양과 정화 식물간의 비교를 통하여 중금속 흡수 능력을 비교하였다. 따라서 본 연구는 월동기 정화식물의 투입의 재식밀도와 정화식물의 중금속 흡수능력 평가의 구명에 초점을 두고 진행하였다.

파종 시기는 호밀, 헤어리베치, 자운영 모두 논의 벼 수확이 끝난 직후인 10월 11일에 파종하였다. 재식밀도의 평가를 위하여 1m²당 2g, 5g, 10g씩 나누어 파종하였다. 파종을 위하여 구획을 그림 3-18과 같이 나누어 파종하였다. 또한, 각 작물에 대한 시비처리는 하지 않았다. 중금속 흡수능력 평가를 위하여 11월 10, 17일 12월 1, 19일에 걸쳐서 식물체를 수거하였으며, 각 식물 근권의 토양 또한 채취하여 시료로서 분석하였다.

호밀 파종밀도 10 g/m ²	헤어리베치 파종밀도 10 g/m ²	자운영 파종밀도 10 g/m ²
호밀 파종밀도 5 g/m ²	헤어리베치 파종밀도 5 g/m ²	자운영 파종밀도 5 g/m ²
호밀 파종밀도 2 g/m ²	헤어리베치 파종밀도 2 g/m ²	자운영 파종밀도 2 g/m ²



현장 농경지 구획별 파종 방법

정화식물 종자



삼보광산 농경지

서성광산 농경지

비 오염 농경지

사진 3-18. 실험대상 농경지의 현장별 파종 방법 및 전경

식물시료는 채취하기 전에 각 구획별(그림 3-18)로 식생 활착분포를 평가하기 위하여 지상 1m에서 사진을 찍어 WinRhizo (Pro 2000)를 이용하여 현장의 식생피복도를 분석하였다. 식물체를 채취방법은 지상부와 지하부를 모두 수거하였다. 식물체 채취는 삼보광산 오염, 비 오염 농경지와 서성광산 오염 농경지에서 2006년 11월 10일 17일, 12월 1일, 19일 4회 채취되었다(그림 3-18). 삼보광산 주변 농경지에서는 식물체가 현장적용 기간 내에 고사하여 채취횟수가 식물별로 줄었다. 삼보광산에서 호밀채취는 11월 10일까지만 채취되었으며, 헤어리베치와 자운영은 12월 1일까지 진행하였다. 서성 광산 현장의 경우 5월 18일 성체에 대한 수거를 실시하여, 각 식물체의 건중량 및 체내 중금속 함량을 비교 분석하였다.

1) 현장 적용 식물체 분석

현장에서 채취한 식물체를 흐르는 물과 증류수로 차례로 세척하였다. 세척한 식물체를 스캐너를 이용하여 WinRhizo(Pro 2000)를 통하여 뿌리 표면적을 측정하였다. 분석이 끝난 식물체를 지상부와 지하부로 나누어 80 °C에서 24 시간 건조한 후 건중량을 측정하고, 건조된 식물체를 막자사발로 파쇄한 후 초음파 분해기를 이용하여 HNO₃로 분해한 후, 유도결합 플라즈마 분광기로 식물체 내 카드뮴 함량을 측정하였다(EPA, 1996). 카드뮴 측정량은 다음의 식을 이용하여 나타내었다.

$$Cd\ accumulation = Biomass\ (gram,\ dried\ matter) \times Cd\ concentration\ in\ plant$$

또한, 영상 촬영 결과를 사용하여 식물체의 시기별 피복면적을 비교함으로써, 식물의 현장 적용 후 오염 토양에 대한 활착 진행 여부를 확인하였다.

2) 토양 시료의 분석

토양시료는 식물시료와 동일한 지점에서 최대한 뿌리에 가까운 토양을 채취하였다. 채취횟수는 식물시료의 채취와 같다. 채취된 토양시료는 음건 후 2 mm sieve로 체별하여 0.1 N HCl 가용성 중금속을 측정하였다. 연쇄추출에 사용될 토양샘플은 구경 150 µm체로 체별한 시료로 사용하였다(토양오염공정시험법, 2002).

3. 연구 결과

가. 현장 적용을 위한 현지 토양의 중금속 농도 조사

1) 삼보광산

현장에서 채취한 토양을 풍건하여 토양 5 g씩 3반복으로 0.1 N HCl을 이용하여 침출 후 분석한 결과는 표 3-13과 같다. 카드뮴은 토양오염대책기준의 '가'지역의 우려기준인 1.5 mg/kg을 초과하였다. 구리는 우려기준 50 mg/kg미만으로 오염되지 않은 것으로 측정되었다. 아연은 우려기준 300 mg/kg을 초과하였다. 카드뮴과 아연에서 토양오염대책기준을 초과하였다.

표 3-13. 삼보광산 현장적용 대상지 중금속 함유량 (0.1 N HCl 추출법)

	Cd	Cu	Zn
ppm	3.54	4.23	831.71

단위 : (mg/kg)

연쇄추출 결과는 그림 3-20과 같다. 토양 내 카드뮴 총량은 10.43 mg/kg으로 나타났다. 그 중 1단계에서 추출된 카드뮴은 16 %를 차지하였으며, 2단계에서는 50.19 %, 3단계는 10.31 %, 4단계는 22.68 %를 차지하였다. 삼보광산 농경지의 카드뮴 형태는 강산 조건의 4단계에서 추출되는 비율이 낮고 교환성, 1단계, 2단계의 산성, 환원조건에서 용출되는 비중이 높은 것으로 보아 토양 내 중금속이 쉽게 이동할 수 있는 것으로 판단된다.

연쇄 추출을 통한 아연의 총량은 15,092 mg/kg으로 분석되었으며, 그중 토양 내 아연이 1 단계에서 용출되는 비율은 11.69 %, 2 단계 6.42 %, 3 단계 4.36 %, 4 단계 77.52 %로 차지하였다. 과거 아연 광산으로 사용되었으며, 광미 매립지에 접해있는 위치적 조건으로 인해 농경지에서 아연이 높게 검출되었다.

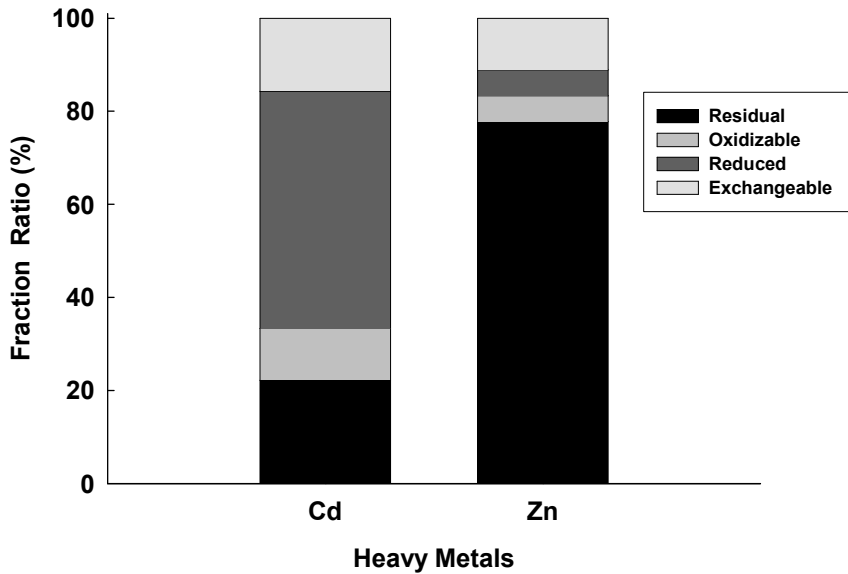


그림 3-20. 삼보광산 오염 농경지 토양의 연쇄추출 결과

2). 서성광산

서성 광산 토양 내 중금속에 대한 0.1 N HCl 추출 결과는 표 와 같다. 카드뮴은 토양환경보전법에 따른 ‘가’지역 우려기준(1.5 mg/kg)을 넘어서 대책기준인 4 mg/kg까지 넘어선 18.03 mg/kg으로 측정되어 카드뮴 수치가 매우 높았다. 구리는 우려기준이 50 mg/kg에 미치지 못하여 구리로 인한 토양오염은 없었다. 아연은 564 mg/kg로 측정되어 우려기준인 300 mg/kg은 넘어섰으나, 대책기준인 700 mg/kg에는 미치지 않았다. 삼보 광산과 같이 카드뮴과 아연으로 오염되었으나, 카드뮴의 수치가 5배정도 더 높았다.

표 3-14. 서성광산 현장적용 대상지 중금속 함유량 (0.1 N HCl 추출법)

	Cd	Cu	Zn
ppm(mg/kg)	18.03	37.06	564.25

단위 : (mg/kg)

서성광산 주변 농경지에 대하여 연쇄추출을 삼보광산에 같은 방법으로 시행하였다. 연쇄추출 결과 카드뮴의 총량은 30.39 mg/kg로 측정되었다. 그중 1 단계에서 용출된 카드뮴 비율은 41.41 %, 2 단계 26.33 %, 3 단계 11.43 %, 4 단계 21.10 %를 각각 차지하여 1 단계의 산성조건에서 용출되는 비율이 높아서 토양에 흡착되어 있는 형태보다는 토양 내 이동성이 높은 것으로 평가되었다. 아연의 총량은 2,231 mg/kg로 측정되었다. 그중 1 단계에서 용출된 아연의 비율은 17.31 %, 2 단계 12.86 %, 3 단계 21.39 %, 4 단계 48.66 %로 차지하고 있었다.

토양오염공정시험법과 연쇄추출에 따른 분석결과에 따라 서성광산은 삼보광산과 유사하게 카드뮴과 아연으로 오염되어 현장적용실험 대상지로 적합하다고 판단하였다.

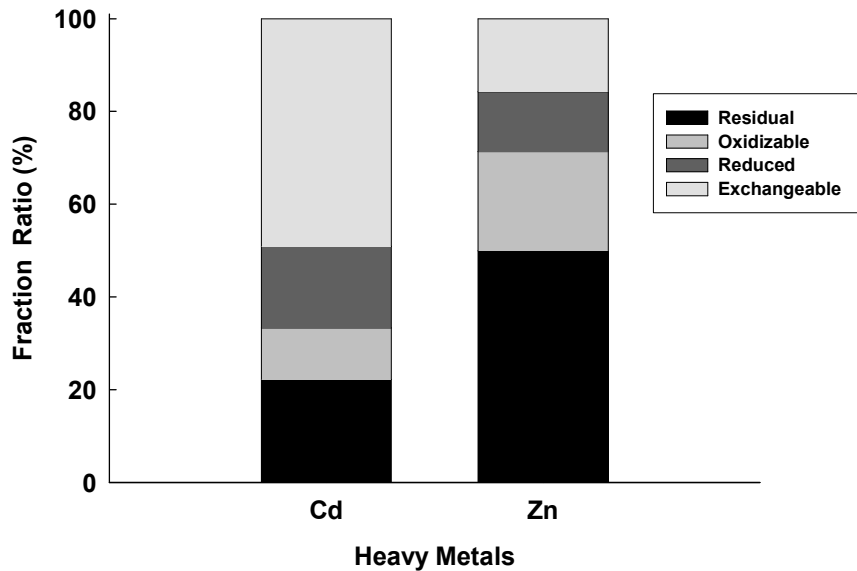


그림 3-21. 서성광산 오염 농경지 토양의 중금속 존재형태

3) 현장 적용 식물체 분석

가) 현장 적용 식물체의 근권 확장에 따른 활착 비교

본 실험에서는 중금속 오염지에서의 정화식물 활착을 평가하기 위하여 정화식물의 뿌리 표면적 비교를 통해 현장 식생 활착도를 평가하였다. 현장에서 수

거한 식물체의 사진은 다음과 같다(사진 3-19, 3-20, 3-21).



헤어리베치



자운영

사진 3-19. 삼보광산 주변 농경지 수거 식물체 (2006년 11월 17일)



자운영



헤어리베치



자운영

사진 3-20. 서성광산 주변 농경지 수거 식물체 (2006년 11월 17일)



자운영



헤어리베치



자운영

사진 3-21. 삼보광산 주변 비 오염 농경지 수거 식물체 (2006년 11월 17일)

그림 3-22의 호밀 뿌리의 표면적은 대조구와 삼보 오염 농경지간의 비교는 적용기간 도중 사멸로 인하여 비교 대상에서 제외였다. 서성 오염 농경지와 비 오염 농경지의 정화식물 활착기간 내 뿌리 표면적은 11월 10일 채취에서 비 오염 농경지에서 $40.32(\pm 6.68)$ cm^2 , 서성오염 농경지에서 $53.04(\pm 5.99)$ cm^2 로 나타났다. 오차범위 내에서 서성오염 농경지가 뿌리 면적이 더 넓게 나타났다. 11월 17일 에서는 비 오염 농경지에서 $70.84(\pm 10.05)$ cm^2 , 서성오염 농경지 $95.93(\pm 11.63)$ cm^2 을 나타내어 서성오염 농경지가 뿌리 면적이 넓었다. 12월 1일 에서는 비 오염 농경지 $46.38(\pm 21.24)$ cm^2 , 서성오염 농경지 $66.07(\pm 6.94)$ cm^2 로 오차범위 내에서 서성오염 농경지가 뿌리 면적이 더 넓었다. 마지막으로 12월 19일에서는 비 오염 농경지 $70.84(\pm 10.05)$ cm^2 , 서성오염 농경지 $80.95(\pm 13.57)$ cm^2 로 표준오차범위 내에서 서성오염 농경지가 뿌리면적이 넓었다. 호밀은 대체적으로 비 오염 농경지보다 뿌리면적이 넓게 나타났다.

그림 3-23의 헤어리베치의 뿌리표면적의 비교에서는 11월 10일 비오염 농경지 뿌리면적은 $32.43(\pm 2.80)$ cm^2 , 삼보 오염 농경지 $44.44(\pm 6.39)$ cm^2 , 서성 오염 농경지 $43.52(\pm 3.11)$ cm^2 로 나타나 삼보, 서성 오염농경지 모두 비 오염 농경지 헤어리베치 뿌리면적에서 넓게 나타났다. 11월 17일에서는 비 오염 농경지 $45.28(\pm 5.79)$ cm^2 , 삼보 오염 농경지 $27.73(\pm 10.91)$ cm^2 , 서성 오염 농경지 $65.33(\pm 15.86)$ cm^2 로 나타나 삼보 농경지에서는 비 오염 농경지보다는 적은 뿌리 면적을 나타냈다. 반면 서성 오염 농경지에서는 비 오염 농경지에서의 뿌리면적보다 넓게 나타났다. 12월 1일 비오염 농경지에서의 헤어리베치 뿌리면적은 $48.23(\pm 8.09)$ cm^2 , 삼보 오염 농경지 $22.64(\pm 10.24)$ cm^2 , 서성 오염 농경지 $54.46(\pm 6.66)$ cm^2 로 측정되었다. 12월 19일 측정된 뿌리면적은 비 오염 농경지 $45.28(\pm 5.79)$ cm^2 , 서성 오염 농경지 $50.14(\pm 3.97)$ cm^2 로 나타났다. 헤어리베치에서도 호밀과 마찬가지로 비 오염 농경지에 비하여 서성 오염 농경지가 더 넓은 뿌리면적을 나타내었다.

그림 3-24에서 자운영의 처리구간 정화식물의 뿌리면적의 비교를 하였다. 11월 10일 수거에서는 비 오염구 뿌리 면적 $23.86(\pm 5.33)$ cm^2 , 삼보 뿌리면적 $12.45(\pm 3.54)$ cm^2 , 서성 뿌리면적 $25.87(\pm 3.29)$ cm^2 로 측정되었다. 11월 17일에서는 비오염구 $20.80(\pm 1.90)$ cm^2 , 삼보 뿌리면적 $21.94(\pm 2.69)$ cm^2 , 서성 뿌리면적 $19.39(\pm 2.12)$ cm^2 로 측정되었다. 12월 1일 수거 비 오염 뿌리면적 $33.56(\pm 3.58)$ cm^2 , 삼보 뿌리면적 $11.68(\pm 1.84)$ cm^2 , 서성 뿌리면적 $28.73(\pm 3.03)$ cm^2 로 나타났다. 12월 19일 삼보처리구의 수거는 자운영이 사멸되어 시행하지 못하였다. 나머지 12월 19일 비 오염 수거에서 나타난 자운영 뿌리 면적은 $20.80(\pm 1.90)$ cm^2 , 서성 $28.49(\pm 5.94)$ cm^2 로 나타났다. 자운영의 뿌리면적은 삼보광산 농경지에서는 뿌리가 비 오염 농경지에 비해 동절기에 접어들수록 감소하다 사멸하였으며, 서성

광산 농경지는 비 오염 농경지와 큰 차이를 보이지 않았다.

삼보광산 주변 농경지에서는 농경지내 물의 결빙으로 인하여 생존율이 높지 않았다. 따라서 비 오염 농경지와 삼보 오염 농경지의 뿌리면적의 비교는 어려웠다. 서성광산과 비 오염 농경지의 비교에서는 호밀, 헤어리베치, 자운영 모두 비 오염 농경지보다 서성광산에서 뿌리면적이 넓거나 유사하게 측정되었다. 두 지역의 기후적 차이는 미비했으며, 토양 내 이화학적 차이가 있더라도 뿌리의 성장에 카드뮴이 영향을 미치지 않는 것으로 판단된다.

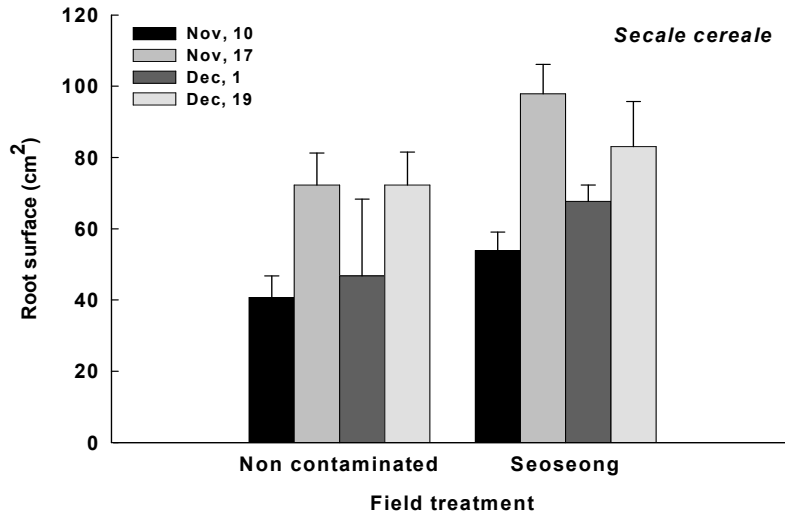


그림 3-22. 호밀의 뿌리 표면적 비교

Z

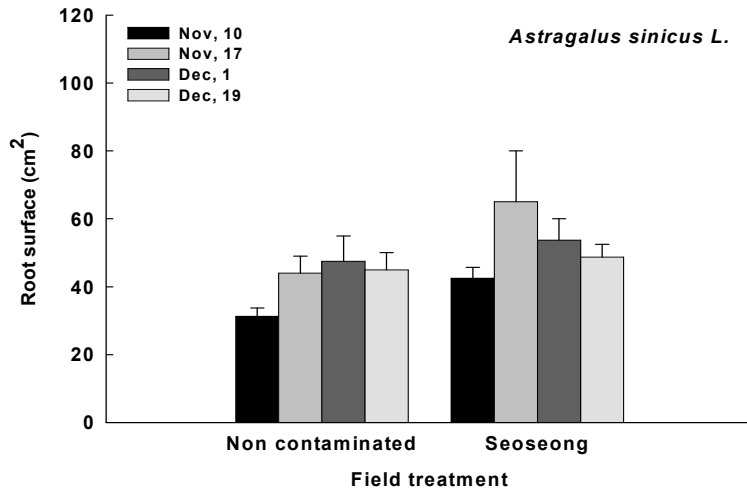


그림 3-23. 헤어리베치의 뿌리 표면적 비교

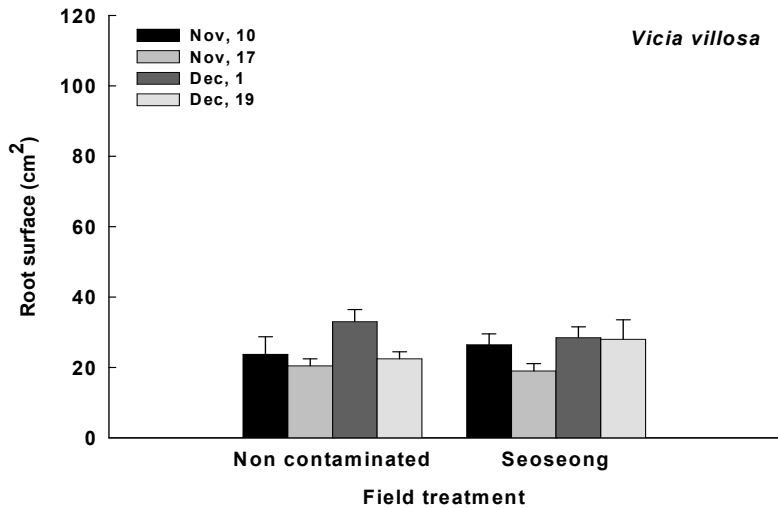


그림 3-24. 자운영의 뿌리 표면적 비교

호밀과 헤어리베치, 자운영의 뿌리면적비교는 호밀 > 헤어리베치 > 자운영 순으로 조사되었다. 정화 식물의 넓은 뿌리 표면적은 토양 내 카드뮴을 식물이 흡수할 수 있는 근권의 영역이 넓어질 수 있다. 따라서 선정된 공시식물 중에서 호밀이 가장 넓은 영역에 걸쳐서 카드뮴을 흡수할 수 있는 능력을 가졌다고 평가 하였다.

나) 현장 적용 식물체 내 카드뮴 축적량

현장에 식재된 정화식물의 카드뮴 흡수량은 다음 그림과 같이 나타났다. 그림 3-25에서의 삼보 농경지 호밀의 카드뮴 함량은 11월 10일 이후 사멸하여 비교하기 힘들었다. 서성 농경지 호밀의 카드뮴 함량은 11월 10일 수거에서 지상부 10.69 μg , 지하부 48.80 μg , 11월 17일 수거에서 지상부 12.09 μg , 지하부 35.89 μg , 12월 1일 수거에서 지상부 24.16 μg , 지하부 85.73 μg , 12월 19일에서 지상부 7.71 μg , 지하부 64.12 μg 을 나타내었다. 서성 농경지 호밀 내 카드뮴 함량은 12월 1일까지는 증가하는 경향을 보였으나 12월 19일에서는 감소하는 경향을 보였다.

그림 3-26과 같이 삼보 농경지 헤어리베치의 카드뮴 함량 비교에서 11월 10일 수거에서 지상부 0.42 μg , 지하부 22.07 μg , 11월 17일 수거에서 지상부

0.96 μg , 지하부 7.13 μg , 12월 1일 수거에서 지상부 2.11 μg 지하부 4.09 μg 를 나타내었다 12월 19일 수거는 헤어리베치의 소멸로 인하여 시행하지 못하였다. 서성 농경지의 헤어리베치의 카드뮴 함량 비교에서 11월 10일 수거에서 지상부 4.41 μg , 지하부 40.02 μg , 11월 17일수거에서 지상부 8.93 μg , 지하부 86.32 μg , 12월 1일 수거에서 지상부 10.66 μg , 지하부 51.89 μg , 마지막으로 12월 19일 수거에서 지상부 4.43 μg , 지하부 65.37 μg 의 흡수량을 나타내었다.

그림 3-27의 삼보 농경지 자운영의 카드뮴 흡수량은 11월 10일 수거에서 지상부 0.97 μg , 지하부 2.77 μg , 11월 17일 수거에서 지상부 2.14 μg , 지하부 2.69 μg , 12월 1일 수거에서는 지상부 1.22 μg , 지하부 1.37 μg 을 나타내었다. 12월 19일 수거는 자운영의 소멸로 수거가 불가하였다. 서성 농경지 자운영 카드뮴 흡수량은 11월 10일 지상부 5.15 μg , 지하부 28.60 μg , 11월 17일 수거에서는 지상부 5.11 μg , 24.60 μg , 12월 1일 수거에서 지상부 12.22 μg , 지하부 26.00 μg , 12월 19일 수거에서 지상부 5.47 μg , 지하부 13.44 μg 를 나타내었다.

삼보 광산 논토양의 식물과 서성광산의 논토양 식재 식물을 비교한 결과, 삼보 광산에서 축적량이 서성광산보다 적은 것으로 나타났다. 그 원인으로서는 앞서 언급한, 삼보광산의 월동식물 생존에 대한 열악한 환경 요소(배수 불량)로 인한 것으로 판단할 수 있다. 따라서, 현장 적용시 결과에 대한 해석은 서성광산에서 파종한 식물들의 중금속 축적량을 통해 이루어지는 것이 합당하다고 판단되었다.

실험 결과 중, 12월 19일 수거에서 호밀과 자운영의 카드뮴의 흡수량이 감소하였다. 이는 겨울철 저온으로 인한 식물체의 손상이 발생한 것으로 해석할 수 있다. 수거는 식물체에서 손상이 나타나지 않은 부분에 대하여 이루어져, 이에 따른 손실량이 결과치에 반영되었을 것이다.

세 가지 정화식물중중 가장 많은 양의 카드뮴을 흡수한 종은 호밀 > 헤어리베치 > 자운영 순으로 조사되었다. 체내 축적량을 비교하였을 경우 현장 적용시 높은 효율을 기대할 수 있는 종은 호밀로 결론을 내릴 수 있다.

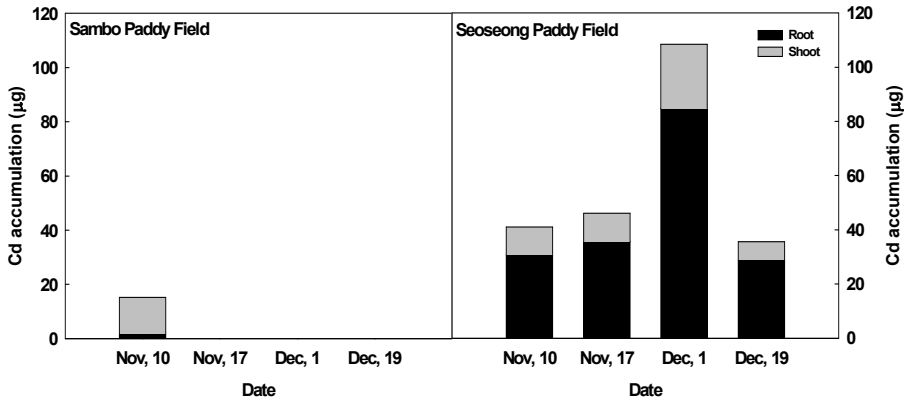


그림 3-25. 각 현장에 적용된 호밀 내 카드뮴 축적량

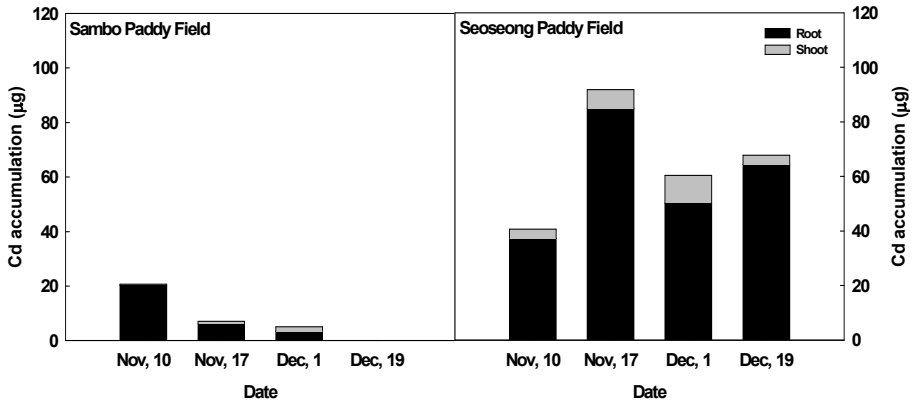


그림 3-26. 각 현장에 적용된 헤어리베치 내 카드뮴 축적량

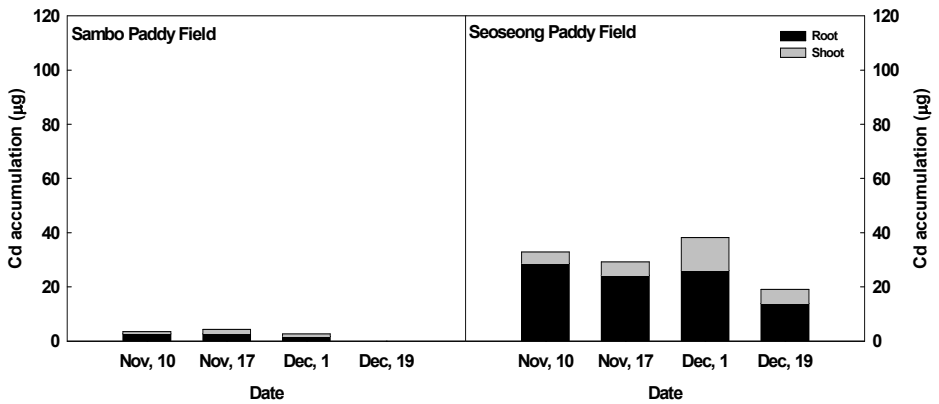


그림 3-27. 각 현장에 적용된 자운영 내 카드뮴 축적량

다) 현장 적용 후 피복 증감 확인을 통한 활착도 평가

중금속 오염 농경지에 10월 초에 파종 하여 1월 4일 정화식물의 식생밀도를 측정하여 비 오염 농경지의 식생밀도와 비교 분석하였다(그림 3-22). 삼보 오염 농경지에서의 식생밀도 조사는 농경지의 결빙등으로 인한 식물체 소멸로 인하여 측정이 불가능하였다.



호밀

헤어리베치

자운영

사진 3-22. 서성광산 주변 오염 농경지의 월동식물 생육상황
(2006년 11월 10일)



호밀

헤어리베치

자운영

사진 3-23. 비 오염 농경지의 월동식물의 생육상황
(2006년 11월 10일)

서성 광산에 파종한 호밀의 식생밀도를 비 오염지역과 비교한 결과는 다음과 같다(그림 3-28). 파종밀도 2 g/m²에서 서성 오염 농경지는 16.82 %, 비 오염 농경지 12.88 % 녹지 비율을 나타내었다. 파종밀도 5 g/m²에서는 서성오염 농경지에서 27.03 %, 비 오염 농경지 23.83 %, 파종밀도 10 g/m²에서 서성오염 농경지에서 37.09 %, 비 오염 농경지 23.12 %의 녹지 비율을 나타내었다. 비

오염 농경지보다 서성 오염 농경지에서 모든 과종밀도별 대조군에서 녹지 비율이 높아서 식생활착이 서성 오염 농경지에서 더 잘 이루어졌다. 과종밀도에 따른 녹지비율은 비 오염 농경지에서는 5 g/m²까지는 증가하다 10 g/m²에서는 5 g/m²의 녹지비율과 같았다. 서성 오염 농경지에서는 과종 밀도가 증가함에 따라 녹지비율이 증가하는 경향을 보였다. 식물체의 식생 밀도가 증가함에 따라 개체간의 간섭 및 성장 저하에 따른 개체군 내의 조절이 발생할 수 있다 (Silvertown, 1987). 하지만, 과종 밀도가 증가함으로 인한 각 개체간의 간섭, 경쟁으로 인한 개체간의 성장 저해는 확인되지 않았다. 따라서, 오염지에서 호밀을 과종할 경우 10 g/m²까지 과종 밀도를 높여도 피복량을 높일 수 있다는 결론을 내릴 수 있었다. 피복 밀도의 증가는 토양 내 중금속의 제거량의 증가와 연결될 수 있을 것이다.

그림 3-29에서 헤어리베치의 서성 농경지와 비 오염 농경지간의 비교를 시행하였다. 과종밀도 2 g/m²의 서성 농경지 녹지비율은 6.97 %, 비 오염 농경지에서 7.70 %를 나타내었다. 과종밀도 5 g/m²의 서성 농경지 녹지비율은 7.23 %, 비 오염 농경지에서 12.80 %, 과종밀도 10 g/m²의 서성 농경지 녹지비율은 11.27 %, 비 오염 농경지에서 16.94 %를 차지하였다. 두 처리구 모두에서 과종 밀도가 증가함에 따라 녹지밀도가 증가하였다. 서성 오염 농경지와 비 오염 농경지간의 녹지 비율 비교에서는 호밀과 달리 비 오염 농경지에서 녹지 비율이 높았다.

자운영의 현장 식생 분포를 조사하였다(그림 3-30). 서성 농경지와 비 오염 농경지의 비교에서 과종밀도 2 g/m²에서 서성 농경지 11.05 %, 비 오염 농경지 6.94 %의 녹지비율을 나타내었다. 과종밀도 5 g/m²에서 서성 농경지 12.48 %, 비 오염 농경지 10.82 %, 과종밀도 10 g/m²에서 서성 농경지 16.45 %, 비 오염 농경지 15.48 %를 차지하였다. 두 농경지 모두에서 과종밀도가 증가함에 따라 녹지밀도가 증가하였다. 서성 오염 농경지와 비 오염 농경지간의 녹지 비율 비교에서는 호밀과 같이 서성 오염 농경지에서 더 높은 녹지 비율을 나타내었다.

비 오염 농경지의 호밀의 경우를 제외한 모든 실험구에서 과종밀도가 증가함에 따라 녹지비율이 증가하였다. 과종밀도에 따른 식생밀도는 호밀 > 자운영 ≒ 헤어리베치 순으로 높게 나타났으며, 헤어리베치를 제외한 호밀과 자운영은 비 오염 농경지에 비해 서성 오염 농경지에서 높은 녹지비율을 나타내었다. 이를 통해 월동 식물이 발아 후 생장이 가능한 오염지 논토양의 경우, 호밀을 식재할 경우, 다른 두 종(자운영, 헤어리베치)보다 월등한 피복력과 동시에 높은 활착 또한 기대할 수 있을 것으로 판단된다.

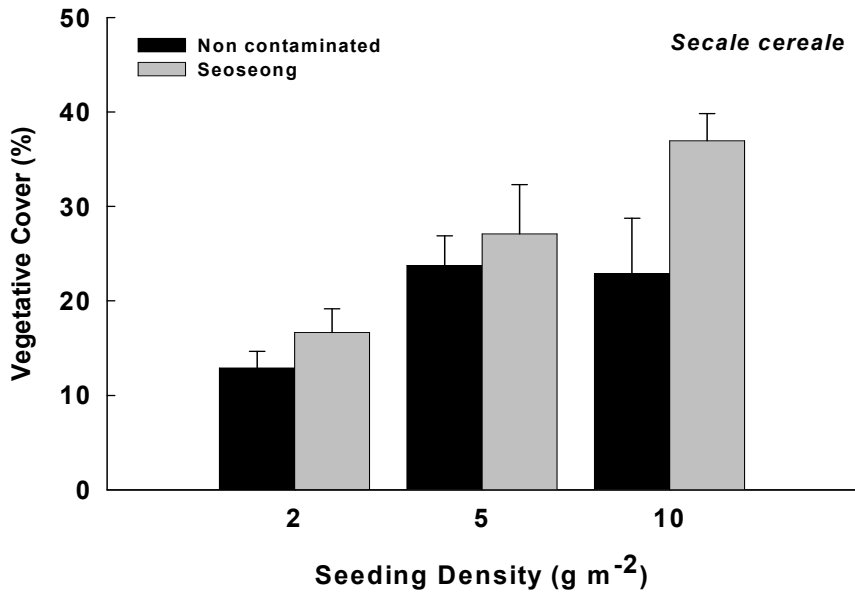


그림 3-28. 오염, 비오염 농경지에서의 호밀의 식생밀도

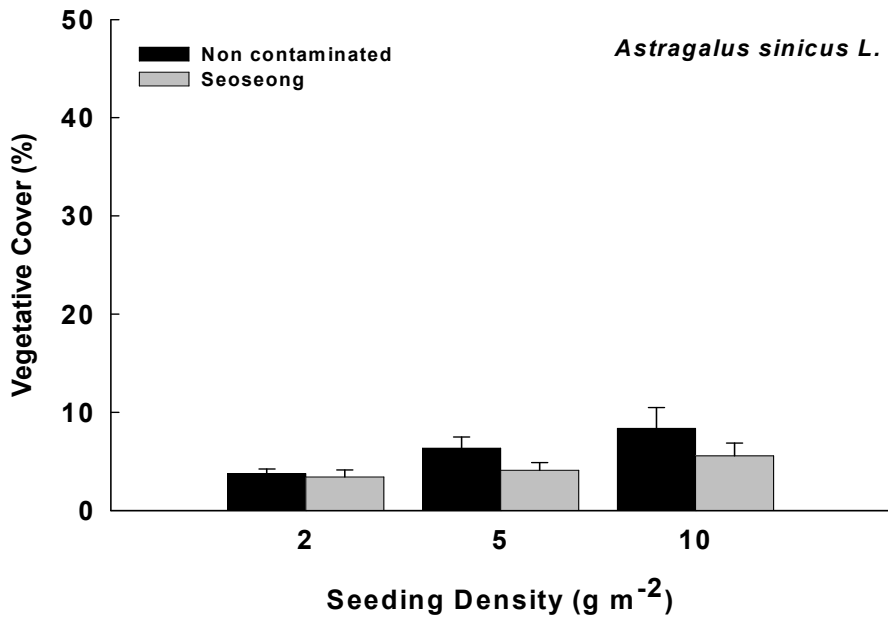


그림 3-29. 오염, 비오염 농경지에서의 헤어리베치의 식생밀도

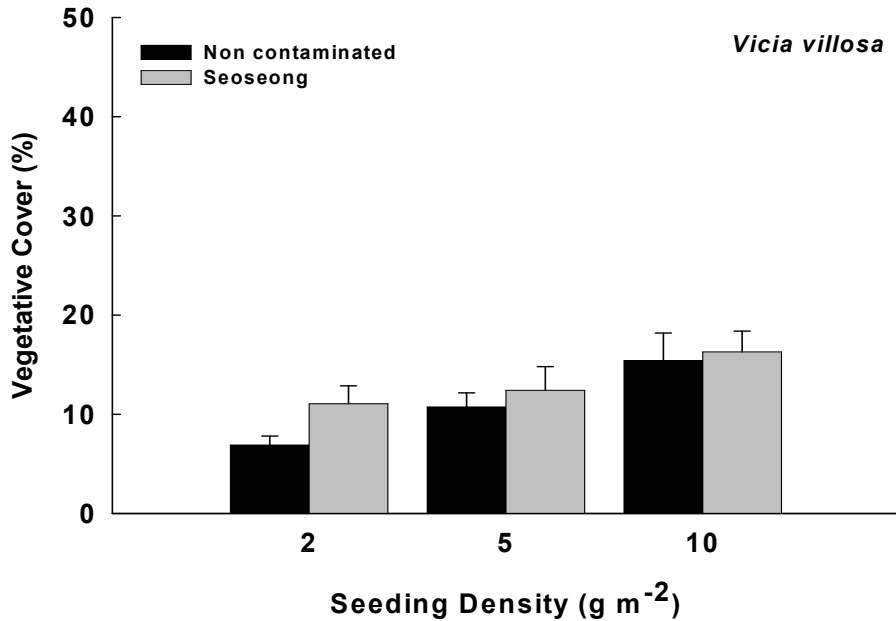


그림 3-30. 오염, 비오염 농경지에서의 자운영의 식생밀도

1) 토양 시료의 분석

동절기 카드뮴 오염 농경지에서 정화식물이 토양 내 카드뮴 함량과 카드뮴 형태의 변화를 0.1 N HCl 추출법, 연쇄추출법을 통하여 분석하였다.

가) 0.1N HCl 가용성 중금속 분석

토양오염공정시험법상의 추출법을 통한 정화식물의 활착기간 내 카드뮴 함량의 변화를 측정하였다. 그림 3-31에서의 호밀 근권 토양의 카드뮴 함량변화를 분석하였다. 삼보 오염 농경지는 호밀의 사멸로 인하여 분석이 불가능하였다. 서성 농경지에서 토양내 카드뮴 함량변화는 수거일별로 11월 10일 21.84 mg/kg, 11월 17일 16.75 mg/kg, 12월 1일 20.05 mg/kg, 12월 19일 20.96 mg/kg의 농도를 나타내었다. 토양내 카드뮴 함량 변화가 뚜렷한 경향을 보이지 않았다.

그림 3-32의 헤어리베치의 근권 토양 내 카드뮴 함량변화는 우선 삼보 농경지 수거일별로 나타내면 11월 10일 2.81 mg/kg, 11월 17일 3.26 mg/kg, 12월 1일 3.03 mg/kg을 나타내었다. 다음으로 서성 농경지 수거일별로 나타내면 11월 10

일 16.54 mg/kg, 11월 17일 18.79 mg/kg, 12월 1일 22.58 mg/kg, 12월 19일 18.96 mg/kg의 농도로 측정되었다.

그림 3-33의 자운영의 근권 토양 내 카드뮴 함량은 삼보 농경지에서의 수거 일별 농도를 나타내면 11월 10일 3.84 mg/kg, 11월 17일 3.31 mg/kg, 12월 1일 2.14 mg/kg을 나타내었다. 서성 농경지의 토양 내 카드뮴 함량을 수거일별로 농도를 나타내면 11월 10일 16.02 mg/kg, 11월 17일 22.02 mg/kg, 12월 1일 18.46 mg/kg, 12월 19일 21.26 mg/kg으로 분석되었다.

과종 후, 호밀, 헤어리베치, 자운영의 성장 기간동안, 각 식물의 근권 토양 내 카드뮴 함량은 유의한 차이를 보이지 않았다. 또한 삼보, 서성 오염 농경지 간의 카드뮴 함량의 변화도 차이를 나타내지 않았다. 그 원인으로서는 농경지가 광미 적재장 근처에 위치한 것을 원인으로 들 수 있다. 삼보광산의 경우 강우가 발생한 다음 각 적재장에서 유출되는 침출수로 인하여 연쇄적으로 카드뮴에 노출 가능성이 존재하고 있으며, 이에 따른 카드뮴 저감 효과를 찾아볼 수 없었을 것이다. 하지만, 서성 광산의 경우 광미 적재장에 대한 차폐 처리 및 비 오염 관개수를 사용한 경작을 행하고 있다. 따라서, 이러한 식물체 근권 내 토양의 중금속 변화 경향은 식물 투입기간이 너무 짧아 생긴 결과로 해석할 수 있다. 3개월간의 정화식물의 투입은 식물체의 성장 및 중금속 흡수에 한계가 있으며, 이에 따라 다음 연구에서는 식물체가 활착한 이후, 토양 내 중금속의 감소 뿐 아니라, 근권 내에서 일어나는 토양의 이동 및 태별 변화를 시기별로 측정하여, 식물체 적용에 따른 중금속의 유동성 변화에 대해서 판단할 필요성이 있을 것이다. 또한, 실험 결과에서 얻은 호밀의 장기적 현장 적용시, 이에 적절한 프로토콜의 제시 및 중금속 제거능에 대한 보다 정확한 자료의 제시가 요구된다.

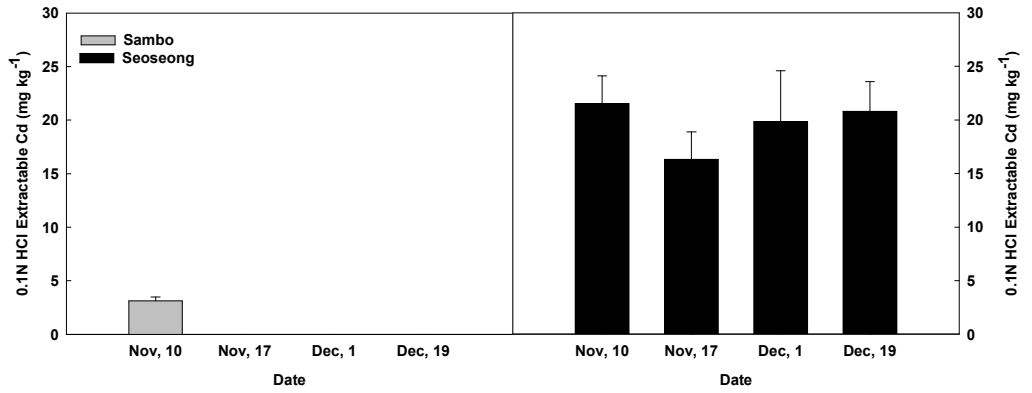


그림 3-31. 호밀 성장 간 토양 내 0.1 N HCl 가용성 카드뮴 함량 변화

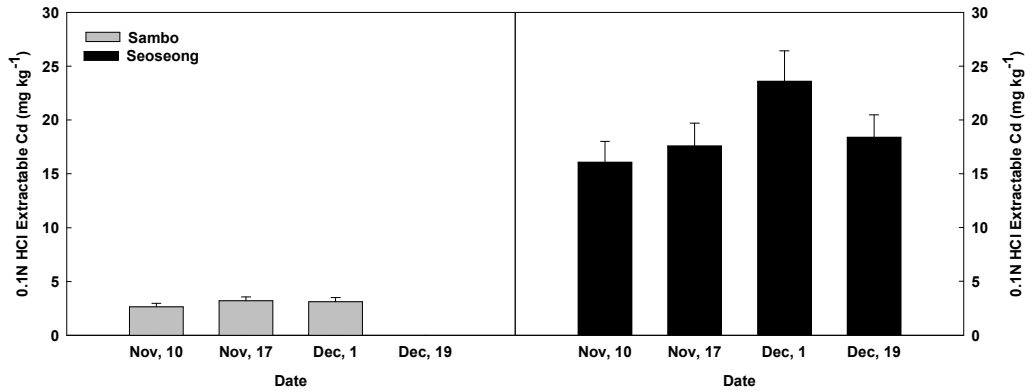


그림 3-32. 헤어리베치 성장 간 토양 내 0.1 N HCl 가용성 카드뮴 함량 변화

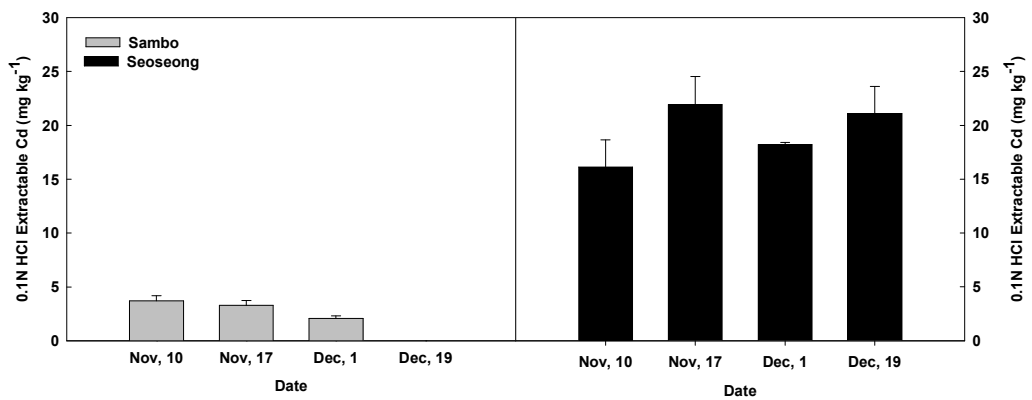


그림 3-33. 자운영 성장 간 토양 내 0.1 N HCl 가용성 카드뮴 함량 변화

나) 연쇄추출법을 사용한 중금속 분석

연쇄추출을 통하여 호밀 근권 토양 내 카드뮴의 형태별 용출을 분석하였다(그림 3-34). 삼보광산 농경지의 경우 월동 식물 성장에 좋지 않은 현상이었으며, 이에 따라 식물체 발아 후, 일정 성장 이후의 진행이 이루어지지 않고 오히려 사멸하는 현상이 발생하였다. 반면, 서성 농경지에서의 월동식물의 성장은 별다른 저해없이 양호하게 나타났다.

호밀의 경우 서성 농경지의 토양 시료 수거일별로 11월 10일에서 12월 19일까지 카드뮴 총량은 38.34 mg/kg, 40.78 mg/kg, 40.74 mg/kg, 42.15 mg/kg으로 유사하게 나타났다. 각 단계별 카드뮴 용출 비율은 11월 17일에서 산성, 환원 조건의 용출비율이 감소한 것을 제외하고 유사하게 나타났다.

헤어리베치 근권 토양의 카드뮴 연쇄추출을 실시한 결과 삼보광산의 경우 12월 19일을 제외하고 삼보 농경지의 11월 10일, 11월 17일 12월 1일 토양 시료 수거일별로 카드뮴의 총량은 9.06 mg/kg, 9.77 mg/kg, 9.90 mg/kg으로 나타났다. 11월 10일과 11월 17일 수거 토양 시료에서는 유사한 카드뮴 용출 형태로 나타났다. 12월 1일 수거에서는 산화, 환원 조건에서 용출되는 비율이 높아서 11월 10일, 11월 17일 수거 토양 시료 보다 카드뮴 이동성이 높은 것으로 분석되었다. 서성 오염 농경지의 헤어리베치 근권 토양의 11월 10일 부터 12월 17일까지 수거일 별로 카드뮴 총량은 34.27 mg/kg, 35.10 mg/kg, 40.89 mg/kg, 35.10 mg/kg을 각각 함유하였다. 카드뮴 용출 형태별 비율을 분석하였다. 11월 수거 시료에서는 산성 조건에서 약 40 %, 환원 조건에서 약 25 %를 나타내었으나, 12월 수거 시료에서는 산성조건에서 약 63 %, 환원 조건에서 약 19 %의 분포를 나타내었다. 12월 시료가 11월 시료보다 토양 내 카드뮴 이동성이 증가한 것을 알 수 있었다(그림 3-35).

그림 3-36에서 삼보광산 농경지 수거 자운영의 근권 토양의 연쇄추출을 통하여 용출형태별 카드뮴 분포를 분석하였다. 12월 17일을 제외한 토양 시료의 카드뮴 총량은 11월 10일 9.06 mg/kg, 11월 17일 9.77 mg/kg, 12월 1일 9.90 mg/kg을 함유하였다. 카드뮴 용출 형태별 비교에서는 11월 10일과 12월 1일 수거한 토양 시료가 산성, 환원 조건에서 용출되는 양이 약 60 %를 차지하는 반면, 11월 17일에는 약 30 %를 차지하였다. 서성광산 농경지 자운영 근권 토양을 수거하여 분석한 카드뮴 총량은 11월 10일 39.49 mg/kg, 11월 17일 32.69 mg/kg, 12월 1일 39.44 mg/kg, 12월 19일 39.61 mg/kg을 함유하였다. 카드뮴 용출형태별 분석에서는 11월 수거 토양시료의 산성 조건 용출 비율은 약 18 %로 나타났다. 12월 수거 토양 시료의 산성 조건 용출 비율은 약 25 %로 11월보다 12월 서성광산 농경지내 카드뮴 이동성이 증가한 것으로 판단된다.

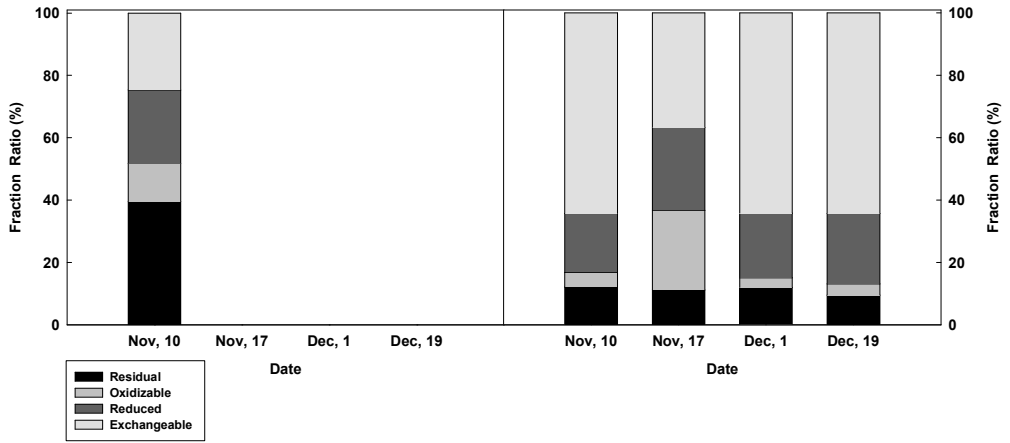


그림 3-34. 오염 농경지 내 호밀 성장 간 토양 카드뮴 형태별 함량

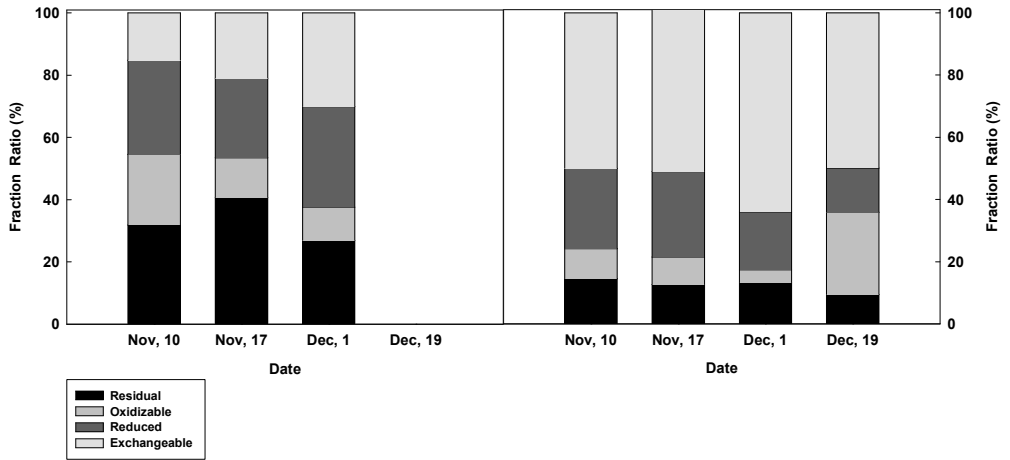


그림 3-35. 오염 농경지 내 헤어리베치 성장 간 토양 카드뮴 형태별 함량

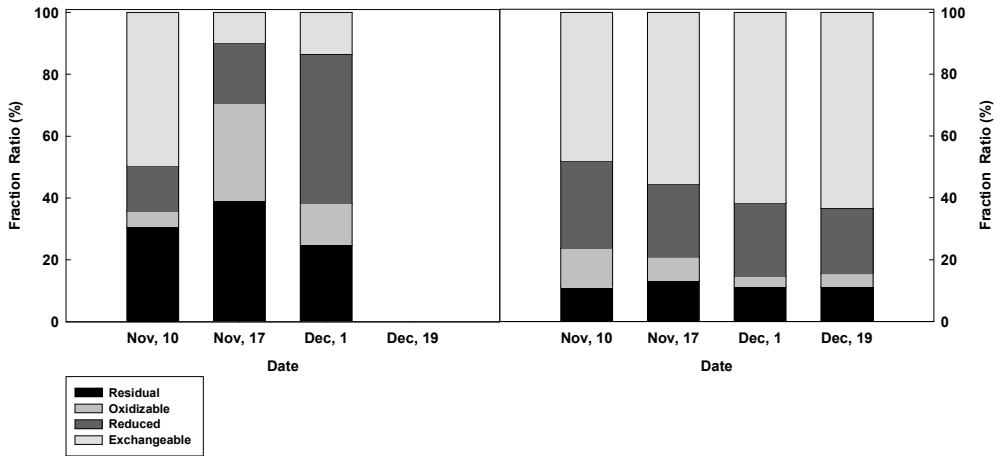


그림 3-36. 오염 농경지 내 자운영 성장 간 토양 카드뮴 형태별 함량

다) 최종 수거 식물체 분석을 통한 현장 적용 식물종의 선발

최종 수거시 현장 사진은 다음과 같다(사진 3-24). 현장 적용 식물의 선정에 있어 최종 건중량 및 수거 시 용이성에 대한 비교, 판단은 필수적이다(이바라키와 히구치, 2007). 현장 수거 시, 대다수의 헤어리베치 및 자운영은 도복 및 사멸이 이루어져 회수가 힘들었다. 반면, 호밀의 경우, 사멸 개체수가 상대적으로 적을 뿐 아니라, 직립한 상태로 유지되고 있어, 상대적으로 회수가 용이하였다. 현장에 대한 식물 수거는 이들 중 생존한 개체를 대상으로 실시하게 되었다.



사진 3-24. 최종 수거시 각 식물체 사진(자운영, 헤어리베치, 호밀 순)

서성광산 현장에서 수거한 식물체의 건중량은 다음과 같이 나타났다(그림 3-37). 자운영의 지상부, 지하부 건중량은 6.92 g/m^2 , 1.095 g/m^2 였으며, 헤어리베치의 경우 12.52 g/m^2 , 1.141 g/m^2 으로 나타났다. 호밀은 30.07 g/m^2 및 4.33 g/m^2 으로 나타났다. 세 식물을 비교한 결과 호밀의 건중량이 다른 두 초종에 비해 월등히 높은 것으로 나타났다. 하지만, 현장에 존재하는 중금속의 저감을 위한 식물 선정에 있어 식물에 축적된 중금속의 함량을 비교할 필요가 있으며, 이는 다음과 같이 나타났다(그림 3-38)

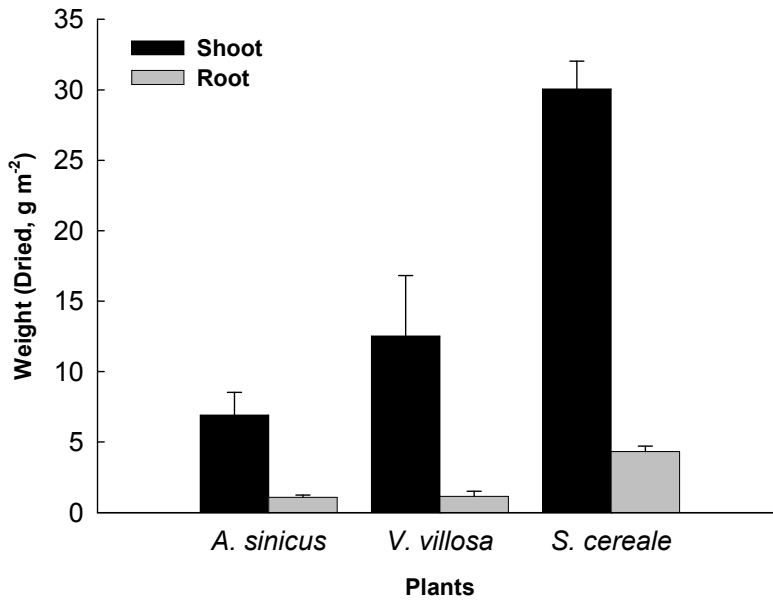


그림 3-37. 각 식물체의 부위별 건중량

자운영의 축적량은 지상부 및 지하부에서 각각 0.0621 mg/m^2 , 0.1775 mg/m^2 을 나타냈으며, 헤어리베치의 경우 0.1383 mg/m^2 , 0.1332 mg/m^2 의 축적량을 나타냈다. 호밀은 0.1627 mg/m^2 및 0.3067 mg/m^2 의 축적량으로 지상부, 지하부 모두 세 초종 중에서 가장 높은 축적량을 보였다. 앞서 언급한 축적량 및 건중량 비교, 현장 결과를 통하여, 현장 적용시 적합 식물로서 호밀을 선정할 수 있다는 결론을 얻을 수 있다.

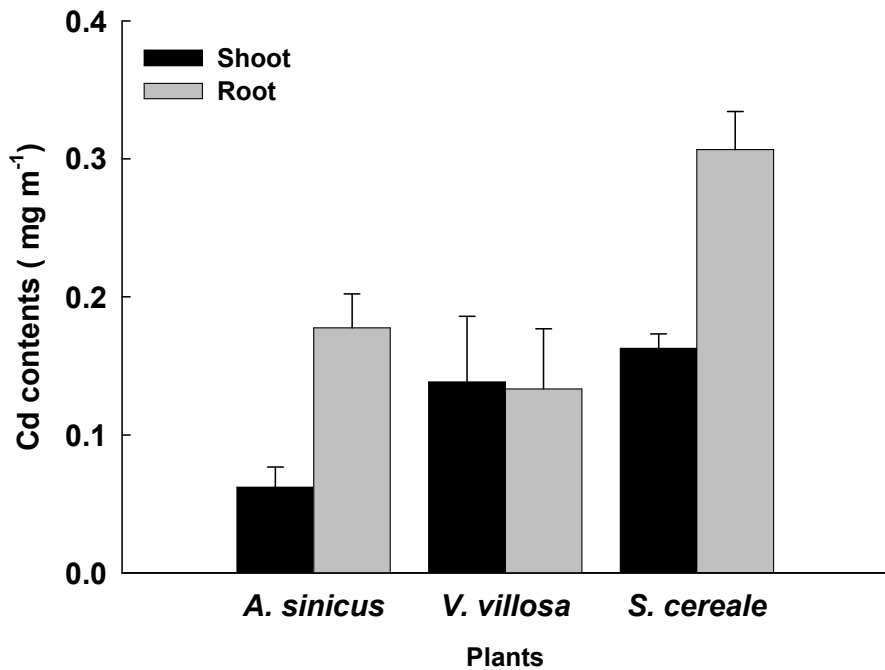


그림 3-38. 각 식물체의 부위별 카드뮴 축적량

4. 결론

삼보광산 주변 농경지의 연쇄추출 결과 카드뮴 이동성 평가는 식물 종마다 서로 다른 양상을 나타냈다. 특히 치환태 중금속 함량의 증가는 광산 침출수가 계속 농경지에 유입되어 영향을 계속 미치는 것으로 사료된다. 따라서, 차후 현장 실험결과에 대한 식물체 영향의 정확한 해석을 위해서는 삼보 광산이 아닌 서성광산을 위주로 식물체의 성장 등에 대한 결과 해석이 주로 이루어져야 할 필요가 있다. 식물체를 파종한 후, 식물체의 성장 또한 저하, 사멸한 것도 이런 판단의 근거로 들 수 있다. 서성광산 오염 농경지의 연쇄추출을 통하여 12월 수거 토양이 11월 수거 토양보다 카드뮴 이동성이 다소 높은 것으로 평가되었다. 하지만, 전체 비율로 비교하였을 경우 그 양의 변화는 나타나지 않았으며, 총량의 변화 또한 크게 차이가 나지 않았다. 따라서, 토양 내 중금속의 유동 변화를 확인하기 위해서는 현장의 각 태별 정량과 함께, 그 토양 내에서 이루어지는 식물체로의 유동, 즉 토양 수 내에 존재하는 중금속의 양 변화를 확인할 필요성이 있다. 식물체의 식재에 따른 중금속의 감소, 증가는 식물체 영향에 따른 중금속 감의 근거중의 하나로 판단할 수 있을 것이다. 따라서 최

중년도의 실험은 현장 파종에 대한 적절한 프로토콜을 고안함과 동시에 현장에 대한 식물체의 활착을 증진시킬 수 있는 방안을 모색과 식물체 도입에 의한 토양 내 중금속 유동 변화에 대한 실험을 수행할 것이다. 또한, 주기적인 식물체 수거를 통하여, 최종 수거시 노동력 절감을 통한 비용 절약을 꾀할 필요성이 있다. 자운영 및 헤어리베치의 경우, 자체의 C/N 율이 낮으므로, 그 줄기의 대가 서지 않아, 도복을 하는 현상을 확인할 수 있었다. 이는 수거시 많은 어려움을 야기할 수 있다. 건중량, 축적량의 비교는 이런 판단을 도와줄 수 있으며, 결과를 통해 현장 적용 식물을 호밀로 결정할 수 있다. 하지만, 현장 결과에서 호밀의 흡수 효율을 증진시킬 수 있는 방안, 현장 파종 및 재배 기술에 대한 연구가 이루어지지 않았으며, 이는 2차 현장 실험을 통해 이루어져야 할 과제로 생각된다.

제 5 절 월동식물 도입 농토양 내 중금속 유동 변화 및 현장 도입 기술 개발

1. 요약

토양 내 존재하는 중금속은 생성과정 및 기후 환경 뿐 아니라 토양에서 서식하는 식물체의 근권에 의해서 영향을 받을 수 있다. 따라서 본 연구는 온도 처리 및 식물체가 파종된 후 성장에 따른 근권 토양 내 존재하는 토양의 유동성 변화를 중점적으로 수행되었다. 또한, 식물체의 현장 적용을 위한 현장 프로토콜을 제안, 수행함으로써, 현장 적용성을 극대화시켰다. 온실 규모의 포트 실험은 현장 적용 처리에 대한 예비 실험과 병행되어 온도와 비료 처리, 식물체의 파종에 따른 토양 내 중금속의 형태별 변화를 확인하였다. 식물체가 성장함에 따라 토양에서 채취한 근권 토양수의 중금속(Cd) 농도는 소량씩 증가하는 것으로 나타났다. 1개월 경과 후, 수거한 식물체 및 토양의 실험 결과, 저온 처리구에서 유효 중금속의 농도가 상온 처리구의 유효 중금속의 농도보다 낮게 측정 되었다. 현장 실험에서도, 유효 중금속의 농도 비율의 감소를 확인 할 수 있었다. 비료를 처리한 처리구에서 식물체의 성장은 온실 실험 및 현장 실험을 통해 처리구보다 양호하게 나타난 동시에 축적량 또한 높게 나타난 것을 확인하였다. 이 결과를 통하여 현장적용시 비료 등의 개량제 처리를 통해, 그 제거 효율을 높일 수 있다는 사실을 확인하였다. 온실 실험 및 현장 적용 실험을 통하여, 1m²당 15 g기준의 호밀 파종 및 21-17-17 NPK 비료의 21 g/m² 처리를 통해 1m²당 467.58 μ g 의 카드뮴 저감의 운영 파라미터를 획득할 수 있었다.

2. 연구 방법

가. Pot 실험을 통한 호밀 도입 후 중금속 오염 농토양의 중금속 유동 변화 확인

1) 토양의 조제 및 Pot의 구성

실재 도입 현장에 대한 모사를 위하여 오염 토양은 적용 대상지인 서성광산 현장 적용 토양을 대상 시료로 사용하였다. 또한, 정상 토양에서 호밀의 성장을 비교하고, 중금속 존재 여부에 의한 성장 저해 등을 확인하기 위하여, 고대 농장의 논토양을 비오염 대조구 토양으로 사용하였다. Pot는 1/5000a의 논토양을 모사한 Wagner pot(한국농자재 구입, 외경 175 mm, 내경 155 mm, 높이 198 mm)를 사용하였으며, 각 토양은 고려대학교 생명과학대학 온실에서 풍건 후 2 mm체로 체별한 토양을 사용하였다. 논토양의 특징에 따라 각 토양의 충진시, 약간씩 물을 부으면서 충진시켰으며, 각 토양의 수분조건은 토양의 포장용수량(서성토양 : 58.53 %, 농장토양 : 47.79)의 60 %를 유지시켰다(사진 3-25).



Wagner pot (1/5000a)



건조 토양

사진 3-25. 시료의 조제

실험의 구성은 현장의 온도조건을 비교하기 위해서 온실의 20℃ 온도 조건과 더불어 외부 저온 환경에 노출을 시켰으며, 강우로 인한 토양의 유실 및 중금속의 의도하지 않은 유출을 막기 위해 비닐 지붕을 설치하였다. 저온의 외부 실은 처리구의 온도 조건은 Data logger(HOBO)로 정기적으로 기록 유지하였다. 각 처리구는 다음과 같이 설치를 하였다(표 3-15).

표 3-15. Pot 실험 처리구

사용 토양	온도 조건	식물체 파종	비료 처리
서성 토양	저온처리(외부 실온)	호밀 파종(21 g/m ²)	NPK 무처리
	상온처리(20℃)	호밀 무파종	NPK 처리
일반 농토양	저온처리(외부 실온)	호밀 파종(21 g/m ²)	NPK 무처리
	상온처리(20℃)	호밀 무파종	NPK 처리

NPK 비료의 조성은 21-17-17 조성의 완효성 비료를 사용하였으며, 21 g/m²를 기준으로 2.25 m²당 47.25 g이므로, pot의 내부 지표 면적 0.0184 m²/pot에 대해 0.396 g/pot 처리를 하였다. 호밀의 파종 밀도는 2차년도 결과 및 기타 문헌을 토대로 해당 표면에 대해 1 m²당 15 g기준으로 처리하여, 0.27 g/pot 처리를 하였다. 파종 후 1주일간은 상온 및 저온 처리구를 동일한 온도 조건하에서 성장시켰으며,

각 처리를 완료한 실험 사진은 다음과 같다(사진 3-26).



오염 농토양 증진 및 파종



비오염 농토양 증진 및 파종

사진 3-26. 각 토양 처리구별 증진 및 파종

1주일 경과 후, 저온 처리구는 옥상 외부의 비가림 지붕으로 옮겨 저온 환경에 노출 시켰다(사진 3-27).



사진 3-27. 저온 처리구의 비닐 지붕 및 Data logger(HOBO)

2) 시료의 분석

가) 토양 내 중금속 분석

(1) 오염 토양 내 유효태 중금속 및 분석

토양 내 유효태 중금속은 0.1N HCl 가용성 중금속 및 DTPA-TEA 가용성 중금속을 사용하여 침출하였다. 0.1 N HCl 가용성 중금속은 30일이 경과된 각 pot의 근권 토양(지표로부터 10 cm)을 취하여 풍건시킨 시료를 사용하였다. 2 mm 체별한 토양을 0.5 g 칭량한 후 0.1N HCl 25 ml을 넣은 후 2시간동안 교반시켰으며, 이 혼합액을 여과한 후 ICP-OES를 사용하여 액 속에 있는 중금속(카드뮴)의 농도를 측정하였다(환경부, 2002)

DTPA 가용성 중금속의 측정은 W. L. Lindsay와 W. A. Norvel(1978)의 방법을 이용하였다. 풍건 토양 10 g을 칭량한 다음 20 ml의 DTPA 침출액 20 ml를 가하고, 이를 2시간동안 200 rpm으로 교반시켰다. 교반시킨 토양은 Toyo 5B 여과지를 사용하여 여과하였으며, 이 여액을 카드뮴의 측정에 사용하였다.

대상 토양의 총 중금속량은 왕수법(Aqua-regia)을 사용하여 측정하였다. 이는 HNO₃-HCl을 사용하였으며, 산 HNO₃와 HCl의 비는 부피비 3:1로 혼합하였다. 이 용액은 칭량한 시료에 대해 질량대 부피비 1:5에 해당하는 양을 가해 95 °C조건의 Block Digestor를 사용하여 분해를 시켰다. 분해가 완료된 혼합액은 Toyo 5B 여과지로 여과하여 전체 용액의 부피를 50 ml로 조정 한 후,

ICP-OES를 사용하여 Cd의 함량을 측정하였다(Vashegyi, 2005).

측정된 각 용액에 대한 비교를 위하여 총 중금속량에 대한 유효중금속의 농도 비로 수치 환산을 하여 유효 중금속 농도비와 처리에 의한 차이를 비교하였다.

(2) 근권 토양수 내 중금속의 분석

근권 토양수 내 중금속의 분석은 토양 수분 채취기(Soil water sampler, Eijkelkamp, 사진 3-27)를 사용하였다. 그 그림은 다음과 같다(사진 3-28). 장치는 지표면으로부터 10cm 깊이에 위치시켜 토양에 밀착되도록 하였다. 고정된 채취기의 위치는 흔들리지 않도록 고정 작업을 실시한 후, 마개를 장치하여 외부 수분이 들어가는 것을 방지하였다. 장치는 각 pot에 1기씩 장착하였으며, 채취기에 주사기를 연결한 후 1시간동안 일정한 압력(70 kPa)을 가하여 수분을 채취하였다. 채취는 1주일 간격으로 진행하였으며, 채취한 수분은 주사기 부착형 필터로 여과 후 ICP-OES를 사용하여 중금속의 농도를 측정하였다.



토양 수분 채취기(Rhizon soil moisture sampler, Eijkelkamp)



장치 설치 및 운용

사진 3-28. 토양 수분 채취기 설치 및 운용

나) 식물체 시료의 분석

호밀 재배는 발아 후 30일간 진행되었다. 재배가 완료된 각 식물체는 수거하여 흐르는 물에 세척 후 지상부, 지하부를 분리하여 80°C의 Dry oven에서 건조 시켰다. 건조된 시료는 데시케이터에서 방냉한 다음 지상부 및 지하부의 질량을 측정하였다. 이들 시료는 막자로 잘게 분쇄한 다음 데시케이터에 보관하였으며, 각 식물체의 부위별로 0.5g 씩을 칭량하여 HNO₃-H₂O₂ 법으로 분해하였다. 분해액은 여과한 후, 상정액을 30ml로 부피 조정을 한 후 ICP-OES를 사용하여 카드뮴의 농도를 측정하는데 사용하였다(Clemens, 2001).

다) 토양 내 유효 중금속과 식물체의 중금속 축적과의 상관관계 비교

앞서 측정한 각 중금속의 농도 그리고 호밀 개체의 지상부 및 지하부의 중금속 함량 및 건조량 등 간의 상관관계를 확인하기 위하여 통계프로그램(SAS, Ver 8.02)을 사용하여 Pearson 상관 분석을 실시하였으며, 이를 통하여, 토양 내 유효 중금속과 식물체의 성장 및 흡수에 대한 상관관계를 확인하였다.

나. 실제 현장 적용을 통한 기술 적용성 평가

1) 실험 현장의 구성

과거 실험 결과를 통해 선정된 호밀의 파종은 현장 적용 실험장으로 선정된 충청남도 서산군 지곡면 도성리 서성광산 인근 농경지에서 실시하였다. 호밀을 투입하는 현장 실험장을 선정하기 위해 대상지의 논토양을 확보하여 0.1N HCl 가용성 중금속 함량을 비교하였다. 충남 서산군 지곡면 도성리의 서성광산 인근 논토양을 비롯하여 인근의 다른 논토양에 대한 카드뮴 오염도가 높은 논토양을 중금속 오염 환경의 실험장으로 사용하였으며, 카드뮴 오염이 낮은 토양을 이에 대한 대조구로 선정하였다.

처리구의 설치시기의 선정 및 설치 방법은 기존 호밀의 재배법을 참고하여 수행하였다. 선정된 논에 대해서는 10월까지 논외 배수를 완료한 다음 추수가 완료된 11월 일시 로터리 작업을 실시하여 호밀을 파종할 수 있는 환경을 조성하였다. 경작 논외의 경우 벼의 성장 단계 이행을 위한 인위적인 배수로 인해 침수된 상태에서 벗어나게 되나, 호밀을 파종하여 성공적으로 발아가 이루어지

기 위해서는 추가적인 배수기간이 요구된다. 따라서, 처리구들을 설치할 현장에 대한 로터리 작업은 추수가 완료된 후, 배수가 확인된 토양을 대상으로 진행되어 10월 30일에 이루어졌다. 로터리작업은 처리구를 설치할 예정 지역의 주변 10m정도가 되는 지역을 확보하여, 균일한 토양 혼합이 이루어지도록 실시하였다.

로터리 작업이 완료된 두 논토양에 가로 6m, 세로 6m의 실험 처리구를 설치하였다. 이 처리구는 다시 가로 1.5m, 세로 1.5m의 16개 소형 처리구로 구분하였다. 각 처리구의 경계는 먼저 말뚝 및 노끈으로 각 경계를 구분한 후, 소형 처리구를 다시 재구분하여 처리를 수행하였다(사진 3-29).



현장 로터리 작업



전체 처리구 및 세부 처리구의 배치



완성된 처리구

각 처리구에 대한 시료 채취

사진 3-29. 현장 처리구 구성, 배치를 위한 작업 수행

각 구분한 소형플롯에 대한 처리는 다음 표와 같이 수행되었다(표 3-16).

표 3-16. 각 처리 처리구의 구성

처리구 번호	비료처리 여부	식물식재 여부	처리구 번호	비료처리 여부	식물식재 여부
1	Non	Non	3	Non	Yes
2	Yes	Non	4	Yes	Yes

전체 플롯에 있어 각 처리구는 4개의 소형플롯의 반복 처리구를 두었으며, 이들 처리구들은 인위 배치에 따른 결과의 간섭을 최소화시켜 통계적인 유의성을 확인하기 위해 완전 임의 배치를 실시하였다. 오염 농토양 및 비오염 농토양에 대한 플롯의 배치는 다음과 같이 진행되었다(그림 3-39a, b).

1-①	2-①	3-④	1-④
4-①	3-①	4-②	2-③
3-③	4-③	1-②	3-②
2-④	1-③	2-②	4-④

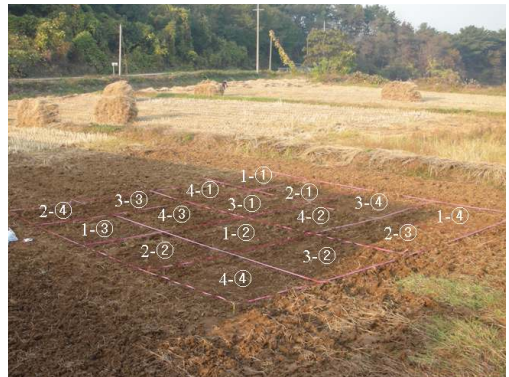


그림 3-39a. 오염 농토양 처리구의 배치

1-①	2-①	4-①	1-④
2-④	3-①	4-②	2-③
3-③	4-③	1-②	3-②
3-④	1-③	2-②	4-④



대조구 토양 처리구의 배치

그림 3-39b. 현장 처리구의 배치(오염, 비오염)

토양에 대한 비료 처리는 중금속 오염 토양이 갖는 불량한 영양조건을 고려하여, N-P-K(21-17-17) 비료를 처리하였다. 비료를 처리한 처리구의 처리량은 각 플롯에 대해서 1m² 당 21g에 해당하는 양을 칭량하여, 각 소형플롯에 대해 47.25g 을 처리한 후, 가볍게 땅을 뒤집어 주었다.

호밀은 청예작물로 널리 사용되고 있는 Maton종을 선정하여 사용하였으며, 2차 년도 파종량을 고려 1m²당 15g을 파종하였으며, 이에 따라 각 소형플롯 1개 당 33.75g을 칭량하여 산파 및 직파의 방법을 사용하여 파종하였다. 파종이 완료된 토양은 종자가 토양에 잠기지 않을 정도로 가볍게 밟아 준 후, 물을 뿌려 주었다.

2) 시료의 분석

시료의 채취는 실험을 수행하기 위한 현장 처리구 설치 및 재배 시 2회 실시하여 호밀 파종 전 토양 내 유효 중금속(카드뮴) 및 전체량을 비교하는데 사용되었다. 처리구의 현장 배치 시 채취된 시료 및 식물 수거 시 토양 시료는 각 처리구의 토양을 지표로부터 10cm에 있는 표토를 3점씩 채취하였다. 이들 토양 시료는 고려대학교 생명과학대학 옥상에 위치한 온실에서 풍건시켰다. 풍건한 토양은 2mm 체별을 한 뒤 동일 처리구 토양을 혼합하여 하나의 시료로서 사용하였다. 이들 토양은 호밀이 도입된 토양의 이화학성 분석 및 호밀의 도입 전·후 토양 내 유효 중금속의 분석 및 형태별 정량을 위해 사용하였다. 식물

체의 성공적인 활착을 확인하기 위해서 현장에 대한 정기적인 확인 및 영상 촬영을 통해 시기에 따른 성장 및 활착 성공 여부를 확인하였다.

호밀은 월동 기간이 완료된 후, 결실기가 되기 직전인 5월 초까지 재배를 하였으며, 재배가 완료된 호밀은 지상부를 채취하여 호밀의 흡수량을 확인함으로써 토양 내 중금속 제거능에 대한 판단 기준 자료로 사용하였다.

가) 토양의 이화학성 분석

토양에 대한 이화학성과 토성을 분석하였다. 토양의 pH 측정은 활산성 및 잠산성을 1:5 법으로 실시하였다. 유기물 함량은 Tyurin법을 사용하여 실시하였으며, CEC의 측정은 Chapman이 사용한 Ammonium 포화법을 사용하였으며, 토성은 침강법을 사용하여 측정하였다(SSSA, 1965).

나) 토양 내 중금속 분석

토양에 포함된 중금속의 함량은 0.1N HCl 용액과 DTPA-TEA 용액을 사용하여 유효중금속을 추출하여 ICP-OES를 사용하여 분석하였으며, 토양 내 총 중금속량은 HCl/HNO₃를 사용하여 앞선 실험과 동일하게 측정하였다.

(1) 토양 내 중금속의 형태별 정량

토양 내 존재하는 중금속(카드뮴)의 형태별 정량을 위해서 Tessier가 사용한 연쇄추출법(Sequential extraction method)을 사용하였다. Tessier가 고안한 연쇄추출법은 총 5단계로 나누어지며, 각 단계에서 사용되는 용액 및 추출 시간은 다음 표 3-17과 같다.

표 3-17. Tessier법에 의한 연쇄추출에 사용된 용액

단계	중금속의 형태(fraction)	추출액 및 사용량(ml)	시간(h)
1	Exchangeable fraction	1M of MgCl ₂ (pH 7 adjusted by 0.1N NaOH) : 8ml	1h
2	Carbonate fraction	1M of NaOAc (pH 5 adjusted by Acetic acid) : 8ml	5h
3	Fe-Mn Oxide fraction	0.04M of NH ₂ OH · HCl (Hydroxylamine · hydrochloride) in 25 % (v/v) HOAc : 25ml	6h
4	Organic fraction	1) 0.02M of HNO ₃ , 2) 30 % (v/v) of H ₂ O ₂ : 3ml 2) 3.2M of NH ₄ OAc (in 20% (v/v) HNO ₃) : 5ml	1) 2h 2) 3h 2) 0.2h
5	Residual fraction	1:3 (v/v) HNO ₃ : HCl : 8ml	2h

(2) 토양 내 유효중금속의 분석

토양 내에 존재하는 식물체에 영향을 미칠 수 있을 것이라 판단되는 가용성 중금속은 0.1N HCl 가용성 중금속 및 DTPA-TEA 가용성 중금속을 사용하여 대상으로 하였다. 0.1 N HCl 가용성 중금속은 30일이 경과된 각 pot의 근권 토양(지표로부터 10cm)을 취하여 풍건시킨 시료를 사용하였다. 2mm 체별한 토양은 0.5g 칭량한 후 0.1N HCl 25ml을 넣은 후 2시간동안 교반시켰으며, 이 혼합액을 여과한 후 ICP-OES를 사용하여 액 속에 있는 중금속(카드뮴)의 농도를 측정하였다(환경부, 2002) DTPA available heavymetal의 측정은 W. L. Lindsay와 W. A. Norvel이 1978년에 사용한 방법을 이용하였다. 10 g의 풍건 토양을 칭량한 다음 20ml의 DTPA 침출액을 가하고, 이를 2시간동안 200rpm으로 교반시켰다. 교반시킨 토양은 Toyo 5B 여과지를 사용하여 여과하였으며, 이 여액을 카드뮴의 측정에 사용하였다(Lindsay and Novel, 1969).

대상 토양의 총 중금속량은 왕수법(Aqua-regia)을 사용하여 측정하였다. 이는 HNO₃-HCl을 사용하였으며, 산 HNO₃와 HCl의 비는 부피비 3:1로 혼합하였다. 이 용액은 칭량한 시료에 대해 질량대 부피비 1:5에 해당하는 양을 가해 95 °C조건의 Block Digestor를 사용하여 분해를 시켰다. 분해가 완료된 혼합액은 Toyo 5B 여과지로 여과하여 전체 용액의 부피를 50ml로 조정 한 후,

ICP-OES를 사용하여 Cd의 함량을 측정하였다(Vashegyi, 2005)

(3) 식물체 내 유효중금속의 분석

재배가 완료된 각 식물체는 지표에서 5cm 위 상부를 수작업으로 수거하였다. 수거된 식물체는 수거하여 흐르는 물에 세척 후 80°C의 Dry oven에서 건조시켰다. 건조된 시료는 데시케이터에서 방냉한 다음 질량을 측정하였다. 이들 시료는 막자로 잘게 분쇄한 다음 데시케이터에 보관하였으며, 0.5g씩을 칭량하여 HNO₃-H₂O₂ 법으로 분해하였다. 분해액은 여과한 후, 상징액을 30ml로 부피조정을 한 후 ICP-OES를 사용하여 카드뮴의 농도를 측정하는데 사용하였다(Clemems, 2001).

나. 연구 결과

1) Pot 실험을 통한 호밀 도입 후 중금속 오염 농토양의 중금속 유동 변화 확인

가) 처리구에 따른 차이 비교

온도 및 비료 처리에 따른 식물 처리구간의 차이는 다음 사진과 같이 나타났다(사진 3-30).

상온 조건에서 식물체의 성장은 양호하게 이루어졌으나, 저온 환경에 노출된 처리구의 식물체의 경우 성장이 멈추고 죽어가고 있는 것을 확인할 수 있었다. 상온 처리구의 경우, 비료를 처리하지 않은 토양의 호밀에 비해 비료를 처리한 토양의 호밀의 성장 및 활력이 높았다. 이는 토양이 중금속으로 오염된 환경에서 우호적인 조건 (적정한 온도 및 적절한 양분조건)이 제공되었을 때, 성장이 호전된 것으로 생각된다.



비료 무처리 및 식물체 파종(20°C)



비료 무처리 및 식물체 파종(저온)



비료 처리 및 식물체 파종(20°C)



비료 처리 및 식물체 파종(저온)

사진 3-30. 오염 토양에서 처리에 따른 식물체의 성장 비교

또한, 이들 각 식물체의 건중량 및 증금속의 농도를 비교하여 비료의 처리를 통한 증금속 제거 효율의 증대에 대한 기대도 할 수 있을 것이다. 저온 처리구의 경우 비료를 처리함에 관계없이 성장의 저해를 받았다. 이는 식물체 자체의 적응 기간이 없이 저온에 노출된 이유로 판단된다. 월동 식물의 성장을 위해서는 점진적인 저온 노출시, 이에 대한 적응 기간을 통해, 성장 단계를 넘어 설수 있는 춘화(Vernalization)의 과정이 필수적으로 요구된다. 이년생인 달맞이꽃과 같은 로제트형 식물(Rosette) 식물의 경우 긴 일장시간과 더불어, 저온 자극에 의한 춘화작용이 없이는 성장 단계의 타파가 존재해야 한다. 호밀의 경우 성장 단계에서 저온에 대한 대응 기작에 요구되는 조건 또한, 노출되었을 때 견딜 수 있는 점진적인 온도하강이다(Kachi and Kirose, 1983). 따라서, 저온 처리구의 성장 저해는 영하 5°C 내외의 기온이 춘화 작용을 발생하기에는 적절한 온도가 아니었으며, 이로 인한 동결, 조직의 손상으로 인한 것으로 결론 내릴수 있다. 이로 인해 저온 처리구 자체에서 비료의 처리 여부에 관계없이 경향을 파악할 수 없었다.

비오염 토양에서 파종한 처리구에서 각 식물체의 성장은 다음과 같았다(사진 3-31).



비료 무처리 및 식물체 파종(20℃)



비료 무처리 및 식물체 파종(저온)



비료 처리 및 식물체 파종(20℃)



비료 처리 및 식물체 파종(저온)

사진 3-31. 비오염 토양에서 처리에 따른 식물체의 성장 비교

비오염 토양 처리구에서도 앞선 오염 토양 처리구와 동일하게 상온 조건에서 좋은 성장을 보이고 있었다. 단, 비료 처리로 인한 식물의 성장 및 활력차이는 확인하기 어려웠다. 저온 노출 하에서는 오염토양에서 저온처리와 마찬가지로 성장 저해를 받아, 고사상태를 보이고 있었다. 이를 통해 오염 토양에서의 호밀의 생존 및 활착의 성공여부를 결정하는 것은, 저온에 대해 적응 할 수 있는 적정 시기로 판단할 수 있다. 따라서, 현장 적용에 있어 식물체의 파종에 앞서 온도에 대한 세심한 배려와 동시에, 저온 스트레스에 대한 내성을 지닐 수 있도록, 동절기 이전 1개월에서 2개월 전에 파종을 해야 할 필요가 있다.

나) 토양 내 중금속 분석

1) 유효태 중금속의 분석

실험을 수행하기 전 사용한 논토양의 중금속 함량은 다음과 같이 나타났다 (표 3-18).

표 3-18. 실험 토양의 중금속 농도(0.1N HCl 추출법 기준)

Elements	As†	Cd	Pb	Zn
Concentration (mg/kg)	n.d	19.34	60.24	78.48

†1N HCl 추출법 기준

실험 토양으로 사용한 서성광산 토양의 경우 0,1N HCl로 침출을 실시한 결과 비소(As)는 검출되지 않았으며, 카드뮴의 경우 19.34 mg/kg으로서 대책 기준 및 우려기준을 초과하는 높은 농도를 보이고 있었다. 납 및 아연의 경우 각각 60.24 mg/kg와 78.48 mg/kg으로 대책 기준 및 우려기준을 넘지는 않고 있었다.

각 처리구의 근권 토양을 pH를 7.0으로 조정된 증류수를 사용하여 침출한 가용성 중금속의 농도는 다음과 같이 나타났다(표 3-19, 그림 3-40). 그 결과 저온 처리구 및 상온 처리구 모두 식물체를 처리한 처리구 (LCPN, LCPT, NCPT, NCPN)가 그렇지 않은 처리구에 비해 낮은 농도의 카드뮴 함량을 나타내었다. 식물체를 식재한 저온 처리구(LCPT, LCPN)에서 비료처리를 하였을 때 가용성 카드뮴의 농도는 0.0092 mg/kg으로 나타났으나, 비료를 처리하지 않은 토양에서는 0.0038 mg/kg으로 낮은 상대적으로 낮은 농도를 나타냈다. 하지만, 식물체가 저온 노출시 고사한 것을 비추어 보았을 때, 식물의 성장 차이에 의한 차이로 보기는 힘들것으로 판단된다. 하지만, 식물체를 파종하지 않은 처리구(LCNT, LCNN)의 경우, 비료를 처리한 처리구는 0.0363 mg/kg, 처리하지 않은 토양에서는 0.0333 mg/kg의 농도를 보였다. 식물체를 식재한 처리구와 달리 높은 가용성 중금속의 농도를 나타냈다. 식물체를 파종한 상온처리구(NCPT, NCPN)에서는 비료를 처리한 토양의 경우 0.0019 mg/kg, 비료를 처리하지 않은 토양에서는 0.0041 mg/kg의 농도를 나타냈다. 비료를 처리에 따른 발육 증진으로, 뿌리의 활성이 증진되어 카드뮴의 이동성 또한 감소된 것으로 판단할 수 있다. 식물체를 식재하지 않은 상온 처리구의 토양(NCNT, NCNN)에서는 비료 처리시 0.0411 mg/kg, 비료 무처리시 0.0385 mg/kg의 농도를 나타내, 저온 처리구와 마찬가지로 높은 농도의 가용성 카드뮴의 농도를 보였다.

이는 식물체를 파종한 처리구에서는 저온, 상온에 관계없이 낮은 양의 가용

성 중금속 농도를 보였다. 특히, 상온에서 비료 처리 및 식물 파종을 한 토양에서 가장 낮은 농도를 보였다.

표 3-19. 토양 내 가용성 중금속(카드뮴)의 농도

처리구명	처리 조건			카드뮴 농도(mg/kg)
	온도	식물체 파종	비료 처리	
LCPT	저온	파종	처리	0.0092 ± 0.0053
LCPN	저온	파종	무처리	0.0038 ± 0.0022
LCNT	저온	무파종	처리	0.0363 ± 0.0013
LCNN	저온	무파종	무처리	0.0333 ± 0.0023
NCPT	상온	파종	처리	0.0019 ± 0.0011
NCPN	상온	파종	무처리	0.0041 ± 0.0024
NCNT	상온	무파종	처리	0.0411 ± 0.0016
NCNN	상온	무파종	무처리	0.0385 ± 0.0015

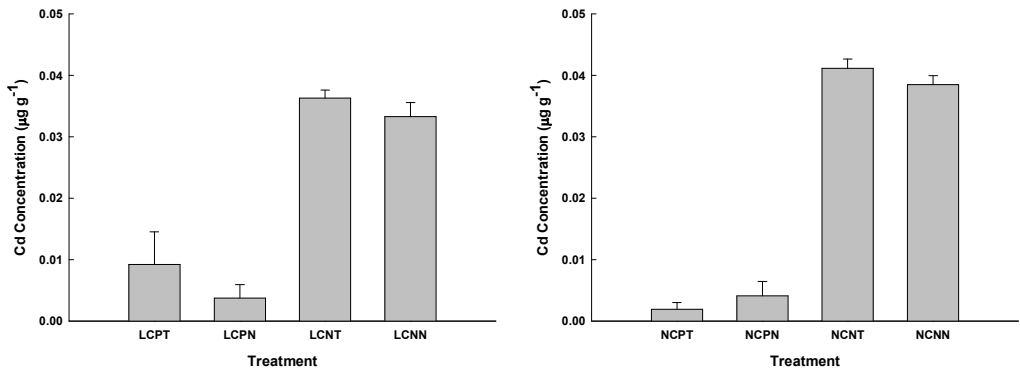


그림 3-40. 토양 내 가용성 중금속(카드뮴)의 농도

토양 내 0.1N HCl 가용성 중금속의 농도는 다음 표와 그림과 같다(표 3-20, 그림 3-41). 가용성 중금속에서 나타난 경향과 달리, HCl 가용성 중금속의 농도는 전체적으로 저온 처리구에서 상온 처리구보다 낮은 농도를 나타냈다. HCl 가용성 중금속은 저온처리구에서 식물을 파종한 처리구에서는 비료 처리 토양에서 2.6893 mg/kg, 비료 부처리토양에서 2.3514 mg/kg의 농도를 보였다. 하지만, 식물체를 파종하지 않은 토양의 경우 비료 처리시 2.2540 mg/kg, 무처리시 2.0280 mg/kg의 농도를 보였다. 상온 처리구에서는 식물체를 파종한 경우,

비료의 처리에 상관 없이 4.1110 mg/kg의 농도를 보였으나, 식물체를 파종하지 않은 경우 비료 처리시 4.1007 mg/kg, 비료 무처리시 4.1810 mg/kg으로 식물체를 파종한 토양에 비해 약간 높거나 낮게 나타났다. 저온 처리구의 경우 식물체 파종 및 비료의 처리를 하지 않은 토양에서 가장 낮은 농도를 보였으며, 상온 처리구의 경우, 처리에 따른 차이가 거의 나타나지 않았다.

표 3-20. 토양 내 0.1N HCl 가용성 중금속(카드뮴)의 농도

처리구명	처리 조건			카드뮴 농도(mg/kg)
	온도	식물체 파종	비료 처리	
LCPT	저온	파종	처리	2.6893 ±0.4647
LCPN	저온	파종	무처리	2.3514 ±0.3065
LCNT	저온	무파종	처리	2.2640 ±0.2838
LCNN	저온	무파종	무처리	2.0280 ±0.2660
NCPT	상온	파종	처리	4.1110 ±0.1331
NCPN	상온	파종	무처리	4.1110 ±0.1255
NCNT	상온	무파종	처리	4.1007 ±0.0520
NCNN	상온	무파종	무처리	4.1810 ±0.2841

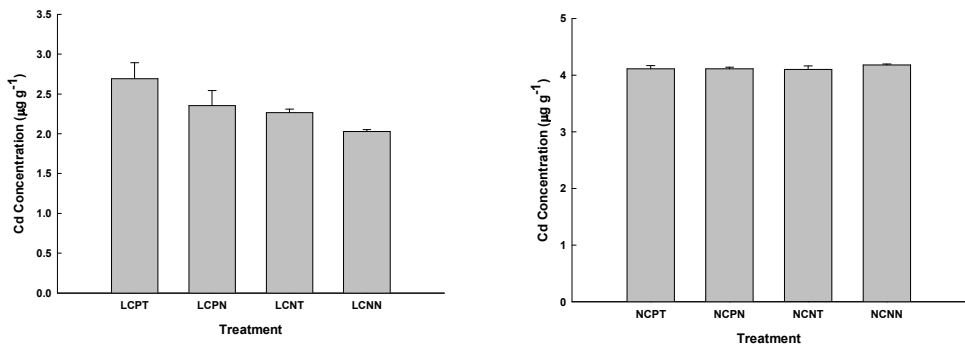


그림 3-41. 토양 내 0.1N HCl 가용성 중금속(카드뮴)의 농도

토양 내 DTPA 가용성 중금속은 다음과 같이 측정되었다(표 3-21, 그림 3-42) 이들 농도는 다른 추출법에 비해 상당히 높은 양의 농도를 나타냈으며, 이는 침출력의 차이로 인한 것으로 해석된다. DTPA 가용성 카드뮴의 농도는

저온 처리구에서 식물체를 파종한 처리구를 비교하였을 때, 비료 처리구에서는 22.1822 mg/kg, 무처리구에서는 18.5313 mg/kg의 농도를 나타내 처리구에서 높은 농도를 보였다. 식물체를 파종하지 않은 처리구에서는 비료 처리구에서 20.9942 mg/kg, 무처리구에서 19.0644 mg/kg으로 나타났다. 상온 처리구에서의 DTPA 가용성 카드뮴 농도는 식물체를 파종한 처리구에서 비료 처리시 21.4647 mg/kg, 비료 무처리시 22.1918 mg/kg으로 나타났다. 하지만 상온의 무파종 처리구에서는 비료처리구에서 22.5597 mg/kg, 무처리구에서는 22.4693 mg/kg의 농도를 나타냈다.의 경우 비료 처리 및 파종을 한 처리구에서 약간 낮게 나타났으나, 그 외 처리에서는 차이가 없는 것으로 나타났다. 저온 처리구의 경우 비료를 처리하지 않은 처리구의 농도가 낮은 것으로 나타났으며, 식물체가 식재되지 않은 처리구에서 낮게 나타났다. 이들 농도는 0.1N HCl 가용성 중금속과 마찬가지로 저온 처리구에서 낮게 측정이 되었다.

표 3-21. 토양 내 DTPA-TEA 가용성 중금속(카드뮴)의 농도

처리구명	처리 조건			카드뮴 농도(mg/kg)
	온도	식물체 파종	비료 처리	
LCPT	저온	파종	처리	22.1822 ±0.2018
LCPN	저온	파종	무처리	18.5313 ±0.1921
LCNT	저온	무파종	처리	20.9942 ±0.0465
LCNN	저온	무파종	무처리	19.0644 ±0.0226
NCPT	상온	파종	처리	21.4647 ±0.0582
NCPN	상온	파종	무처리	22.1918 ±0.0279
NCNT	상온	무파종	처리	22.5597 ±0.0628
NCNN	상온	무파종	무처리	22.4693 ±0.0187

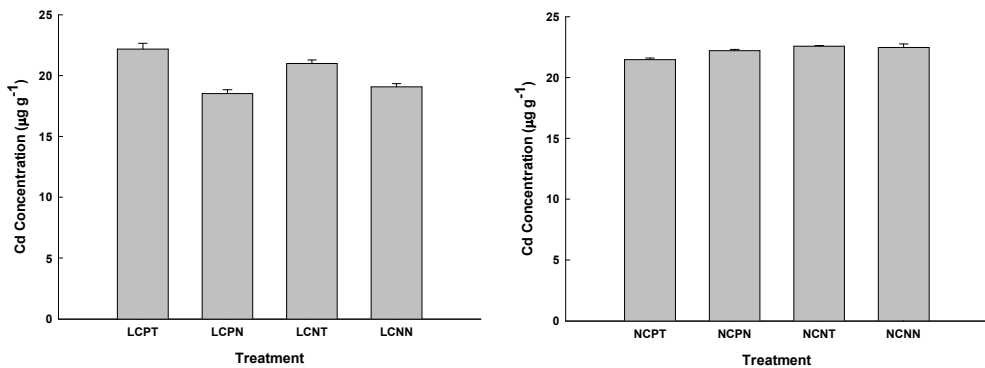


그림 3-42. 토양 내 DTPA-TEA 가용성 중금속(카드뮴)의 농도

각 침출액은 침출력의 차이 및 각 토양이 포함하고 있는 총 중금속의 양등 토양 고유의 성질에 의해 영향을 받을 수 있다. 따라서, 각 침출액에 따른 농도는 원 토양내에 존재하는 총 중금속의 양에 대한 비를 통하여, 해석하는 것이 바르게 판단되었다. 이를 위하여, 각 처리구의 총 중금속량을 측정한 다음, 총 중금속 양에 대한 침출액 내 중금속 양을 %로 환산하여 다음과 같이 나타냈다(표 3-22).

표 3-22. 각 침출액과 토양 내 총 중금속량에 대한 비율

	Water	HCl	DTPA-TEA
LCPT	0.0538	4.2148	34.2386
LCPN	0.0314	4.3547	33.9539
LCNT	0.0584	3.6703	33.7585
LCNN	0.0548	3.3681	31.3986
NCPT	0.0480	7.1842	37.6277
NCPN	0.0633	7.7031	41.5645
NCNT	0.0769	7.7440	42.2001
NCNN	0.0706	7.6750	40.8669

단위 (%)

전체적인 경향은 앞서 비교한 각 침출제에서의 경향과 다른 부분이 확인되었다. 이는 처리구에 사용된 토양이 동일하게 사용되었다라든, 호밀의 파종 후 근권의 확장에 따른 토양 내 중금속 유동의 변화 및 흡수등으로 인해 차이가 발생할 수 있기 때문이다. 저온 처리구의 경우 HCl 및 DTPA 가용성 중금속에서 비료 및 식물체 파종을 한 처리구에서 높은 농도를 보였다. 하지만, 상온 처리구의 경우 식물체 파종 처리구가 처리구 내에서 가장 낮은 농도를 나타냈다. 이는 저온 노출 후 사멸한 식물체의 분해가 시작되어 생성된 잔기 및 분해물에 포함된 중금속이 토양 내 유효중금속의 농도에 포함된 것으로 생각된다. 저온처리구의 토양의 경우, 식물체를 식재한 효과에 대해서 판단하기 어려우며, 저온 조건 노출에 의한 정상 온도 노출 처리구와의 비교를 하는 것이 적절할 것이다. 저온 처리한 처리구의 경우 정상 온도 처리구에 비해 상대적으로 낮은 유효중금속의 농도를 나타냈다.

하지만, 정상 온도 조건의 호밀에 의한 중금속의 유동성 감소는 동절기가 종료 후 모내기가 시작되는 4월까지 온화한 온도 조건에서의 오염 농토양의 중금속 유동 감소 및 저감 효과를 기대하게 하는 결과로 생각된다.

2) 근권 토양수 내 중금속의 분석

정기적으로 측정된 근권 내 토양수의 중금속(카드뮴)의 농도를 측정한 결과는 다음과 같다(표 3-23, 그림 3-43, 44).

저온 처리구의 중금속 농도는 시간에 따라 증가하거나 감소하는 모습을 보였으나, 뚜렷한 경향을 보이지는 않고 있었다. 저온 처리구에서 식물체를 식재한 처리구의 경우, 비료 처리시 시간의 경과에 따라 0.0158 $\mu\text{g/ml}$, 0.0269 $\mu\text{g/ml}$, 0.0272 $\mu\text{g/ml}$, 0.0185 $\mu\text{g/ml}$, 0.0189 $\mu\text{g/ml}$, 0.0256 $\mu\text{g/ml}$ 로 나타났다. 이는 시간의 경과에 따라 증가 혹은 감소를 타나내고 있었으나 대체로 증가하는 경향을 보였다. 비료를 처리하지 않은 토양의 경우 0.0109 $\mu\text{g/ml}$, 0.0140 $\mu\text{g/ml}$, 0.0145 $\mu\text{g/ml}$, 0.0107 $\mu\text{g/ml}$, 0.0096 $\mu\text{g/ml}$, 0.0134 $\mu\text{g/ml}$ 의 농도로 변화하였으며, 비료를 처리한 토양보다 낮은 농도를 나타냈다. 식물체를 식재하지 않은 토양의 경우 비료를 처리한 토양의 토양수 중금속의 농도는 0.0176 $\mu\text{g/ml}$, 0.0225 $\mu\text{g/ml}$, 0.0217 $\mu\text{g/ml}$, 0.0166 $\mu\text{g/ml}$, 0.0187 $\mu\text{g/ml}$, 0.0226 $\mu\text{g/ml}$ 로 변화하였으며, 비료를 처리하지 않은 토양은 0.0182 $\mu\text{g/ml}$, 0.0170 $\mu\text{g/ml}$, 0.0200 $\mu\text{g/ml}$, 0.0158 $\mu\text{g/ml}$, 0.0149 $\mu\text{g/ml}$, 0.0159 $\mu\text{g/ml}$ 로 변해 식물체를 식재한 토양과 마찬가지로 비료를 처리한 토양에서 낮은 농도를 보였다.

표 3-23. 저온 처리 토양의 토양수 내 중금속 농도 변화

처리 \ 일자	2/6	2/12	2/18	2/25	3/3	3/11
LCPT	0.0158	0.0269	0.0272	0.0185	0.0189	0.0256
LCPN	0.0109	0.0140	0.0145	0.0107	0.0096	0.0134
LCNT	0.0176	0.0225	0.0217	0.0166	0.0187	0.0226
LCNN	0.0182	0.0170	0.0200	0.0158	0.0149	0.0159

(단위 : $\mu\text{g/ml}$)

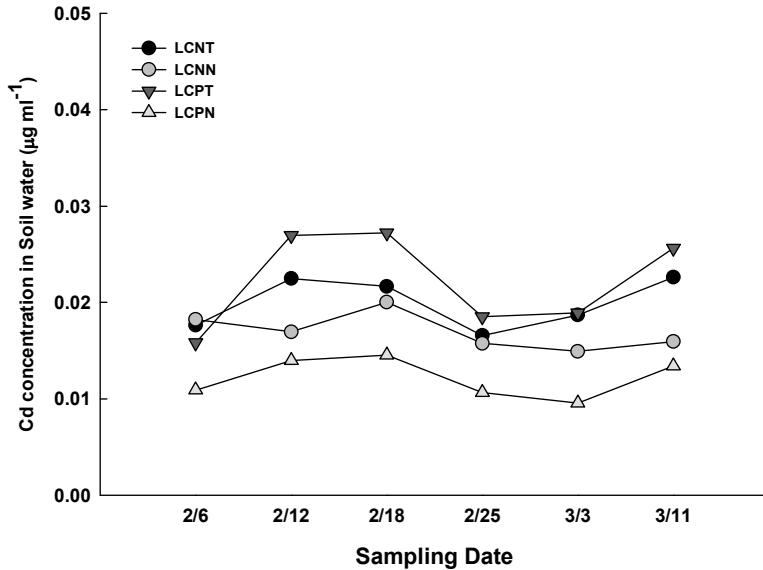


그림 3-43. 저온 처리 토양의 토양수 내 중금속 농도 변화

상온 처리구도 저온처리구와 마찬가지로 시간이 경과함에 따라, 토양수 내 카드뮴 농도가 증가하는 것으로 나타났으나, 그 증가폭이 저온처리구보다 높게 나타났다. 상온조건에서 비료를 처리한 식물체를 식재 토양에서의 중금속의 농도는 0.0124 $\mu\text{g/ml}$, 0.0250 $\mu\text{g/ml}$, 0.0330 $\mu\text{g/ml}$, 0.0299 $\mu\text{g/ml}$, 0.0376 $\mu\text{g/ml}$, 0.0477 $\mu\text{g/ml}$ 의 농도로 변화했다. 반면, 비료를 처리하지 않은 토양의 토양수 중금속 농도는 0.0128 $\mu\text{g/ml}$, 0.0228 $\mu\text{g/ml}$, 0.0239 $\mu\text{g/ml}$, 0.0210 $\mu\text{g/ml}$, 0.0191 $\mu\text{g/ml}$, 0.0305 $\mu\text{g/ml}$ 로 변화였다. 토양식물체를 처리하지 않은 토양의 경우 비료 처리 토양에서는 0.0138 $\mu\text{g/ml}$, 0.0179 $\mu\text{g/ml}$, 0.0189 $\mu\text{g/ml}$, 0.0178 $\mu\text{g/ml}$, 0.0168 $\mu\text{g/ml}$, 0.0239 $\mu\text{g/ml}$ 의 농도로 변화였으며, 무처리 토양에서는 0.0124 $\mu\text{g/ml}$, 0.0222 $\mu\text{g/ml}$, 0.0160 $\mu\text{g/ml}$, 0.0154 $\mu\text{g/ml}$, 0.0129 $\mu\text{g/ml}$, 0.0147 $\mu\text{g/ml}$ 로의 농도변화를 보였다. 하지만, 이들 농도 변화 범위는 0.04ppm의 적은 범위에서 이루어지고 있으며, 호밀의 재배가 1달의 기간동안 이루어진 것을 비추어 봤을 때, 이들의 증감을 토양 내 카드뮴의 증감으로 판단하기는 힘들 것이다.

표 3-23. 상온 처리 토양의 토양수 내 중금속 농도 변화

처리 \ 일자	2/6	2/12	2/18	2/25	3/3	3/11
NCPT	0.0124	0.0250	0.0330	0.0299	0.0376	0.0477
NCPN	0.0128	0.0228	0.0239	0.0210	0.0191	0.0305
NCNT	0.0138	0.0179	0.0189	0.0178	0.0168	0.0239
NCNN	0.0124	0.0222	0.0160	0.0154	0.0129	0.0147

(단위 : $\mu\text{g/ml}$)

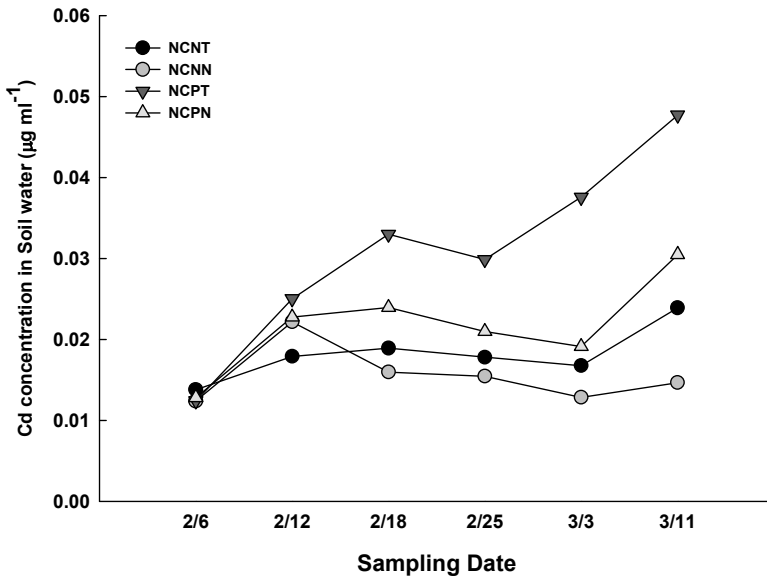


그림 3-44. 상온 처리 토양의 토양수 내 중금속 농도 변화

오염 토양에서 중금속의 식물 유효도는 토양의 특성과 더불어 식물체의 뿌리가 생성, 방출할 수 있는 뿌리 삼출물들(Root exudates)과도 연관이 깊다. 이들은 중금속들과 착결합을 형성함으로써 중금속의 용해도 및 식물에 대한 유효도에 영향을 미치게 된다. 토양 내 무기물질과의 결합정도가 높다면, 토양 내 중금속의 결합이 강하여, 유효도는 상당히 낮아질 수 있으나, 식물체의 뿌리로부터 분비되는 삼출물과 중금속이 결합하여 형성된 수용성의 저분자 착화합물들은 토양 수 내의 Cd, Cu, Zn과 같은 중금속의 농도를 높일 수 있다 (Street et al., 1977). 하지만, 앞서 내린 결론에서 보듯이, 0.01에서 0.05 $\mu\text{g/g}$ 의 농도 변화는 극히 미미하다고 판단되며, 큰 차이는 없다고 생각할 수 있다. 따라서, 토양 내 실제 중금속의 저감 및 이동성의 감도를 판단하기 위해서는 장

기간의 모니터링과 함께 현장에서도 근권 내 토양수 유동등에 대한 조사, 연구가 요구된다고 판단된다.

다) 식물체 시료의 분석

각 처리구에서 수거한 식물들의 측정된 건조량은 다음과 같다(그림 3-43, 44) 저온 환경에 노출된 처리구의 경우 지하부는 완전히 고사하여, 수거시 확인을 할 수 없었으며, 잔여부인 지상부만을 얻을 수 있었다. 저온 처리구의 경우 비오염토에서의 성장이 오염토에서의 성장보다 우월하였으며, 비료를 처리함으로 성장 또한 증가한 것을 확인하였다(그림 3-45).

상온의 온도조건에서 재배한 호밀의 경우, 저온 처리구와 마찬가지로 비료를 처리한 처리구가 동일 조건의 비료 무처리구보다 높은 성장량을 보였다. 하지만, 저온 처리구와 같이 토양의 오염여부에 의해서 성장이 저해된 것은 확인하기 힘들었다. 오히려, 비료 무처리구의 경우 비오염토에 비해 지상부의 성장이 높은 것을 확인할 수 있었다. 정상적인 생육이 이루어진 상온에서의 건조량을 비교하였을 때, 비료를 처리가 현장 적용에서도 긍정적인 영향을 끼칠 수 있다고 판단할 수 있다(그림 3-46).

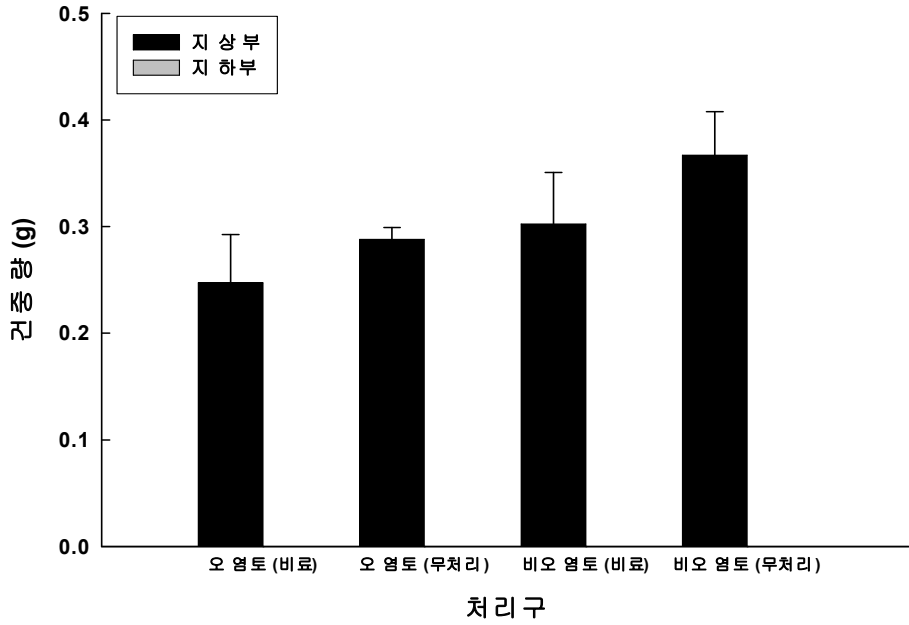


그림 3-45. 저온 처리구에서 식물 파종 및 비료 처리에 따른 성장 변화

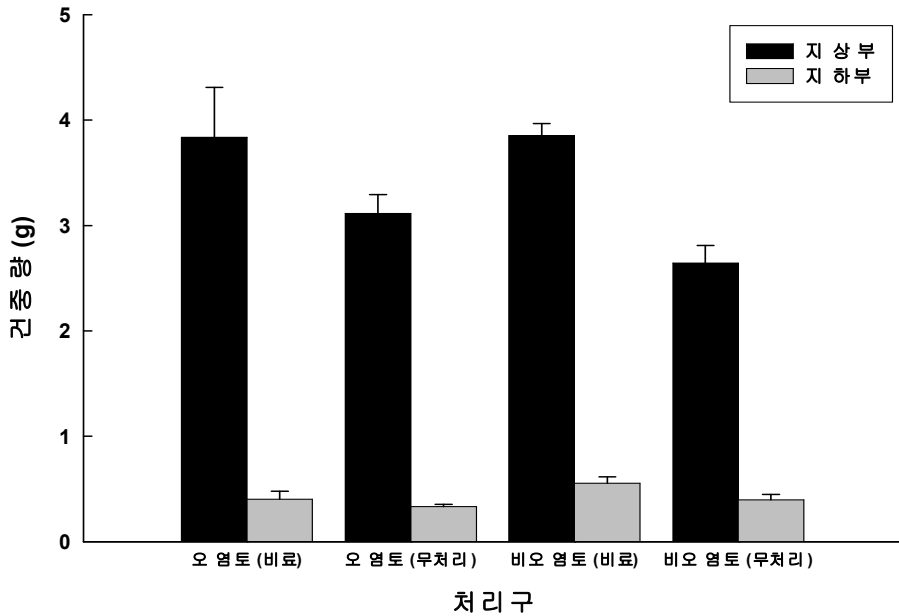


그림 3-46. 상온 처리구에서 식물 파종 및 비료 처리에 따른 성장 변화

각 처리구의 호밀의 부위별 카드뮴 농도는 다음과 같았다(그림 3-47, 48)

저온 처리구의 경우 지하부는 수거할 수 없어, 지상부에 대하여 측정을 실시하였으며, 상온 처리구는 지상부 및 지하부의 카드뮴 농도 비교하였다. 저온 처리구에서 비료 처리구의 농도는 비처리구보다 높은 농도를 보였다. 이는 저온에 노출되기 전, 호밀의 성장에 있어 비료가 성장을 촉진시켜, 뿌리를 통한 중금속의 흡수 또한 증가한 것으로 판단된다.

상온 처리구의 경우 전체적으로 지상부의 농도보다 지하부의 농도가 높게 나타났다. 처리에 따라 지상부의 농도를 비교하였을 때, 비료의 처리여부에 따른 카드뮴의 농도 차이를 확인하기 어려웠다. 지하부의 농도는 지상부와 달리, 비료 처리구에서 더 높은 중금속 농도를 보이고 있었다.

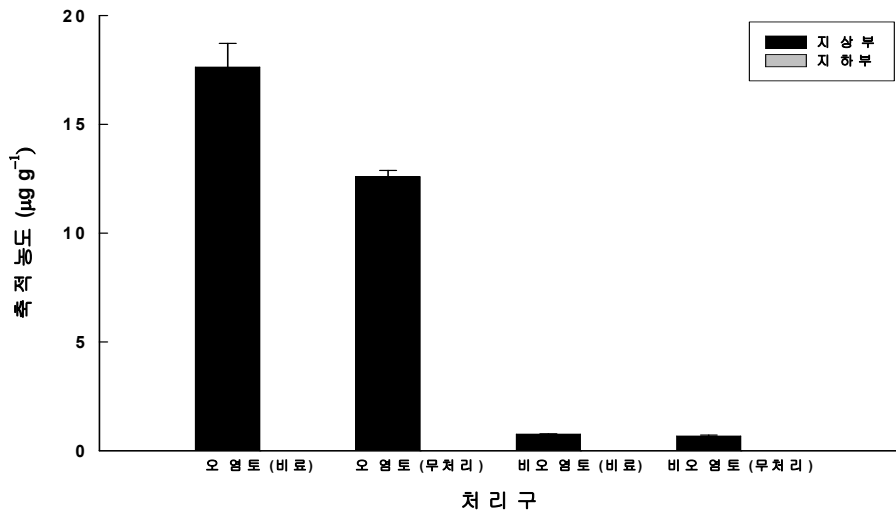


그림 3-47. 저온 처리구에서 파종 및 비료 처리에 따른 카드뮴 농도

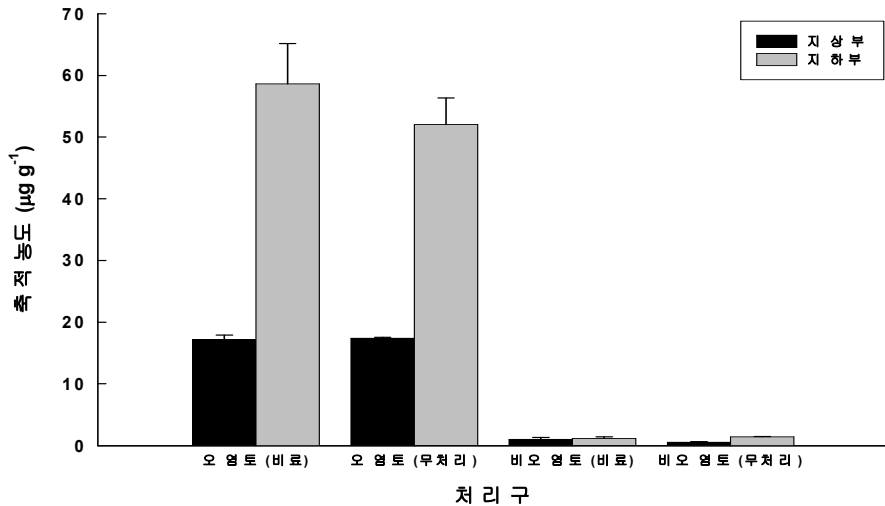


그림 3-48. 상온 처리구에서 파종 및 비료 처리에 따른 카드뮴 농도

식물체가 체내에 흡수한 카드뮴의 양은 다음 식을 통해 계산하였다.

$$Cd\ contents\ (\mu g) = Cd\ concentration\ (\mu g\ g^{-1}) \times Plant\ part's\ Dried\ weight\ (g)$$

처리에 따른 각 부위별 중금속의 축적량은 그림 3-49 및 그림 3-50과 같다.

저온 처리구에서 중금속의 축적은 비료 처리구의 경우 4.3856 μg , 비료 무처리구의 경우 3.6269 μg 으로 나타났다. 이러한 축적은 저온에 노출되기 전, 성장 단계에서 이루어져 저온 조건 하에서는 흡수가 거의 일어나지 않은 결과로 판단된다.

상온 처리구의 경우 비료를 처리한 처리구의 호밀이, 지상부, 지하부 각각 66.6546 μg 및 23.2302 μg 으로 지상부 축적 54.1399 μg , 지하부 축적 17.3728 μg 을 보인 비료 무처리구보다 높은 축적을 보였다. 이 결과, 비료 처리로 인한 식물체의 선택적인 양분 흡수가 일어나지 않았으며, 성장 촉진에 따른 개체량 증가로 인하여, 비료 처리가 현장 적용시, 현장 농토양에 존재하는 카드뮴을 저감하는데 있어서 긍정적인 역할을 할 수 있을 것으로 기대된다.

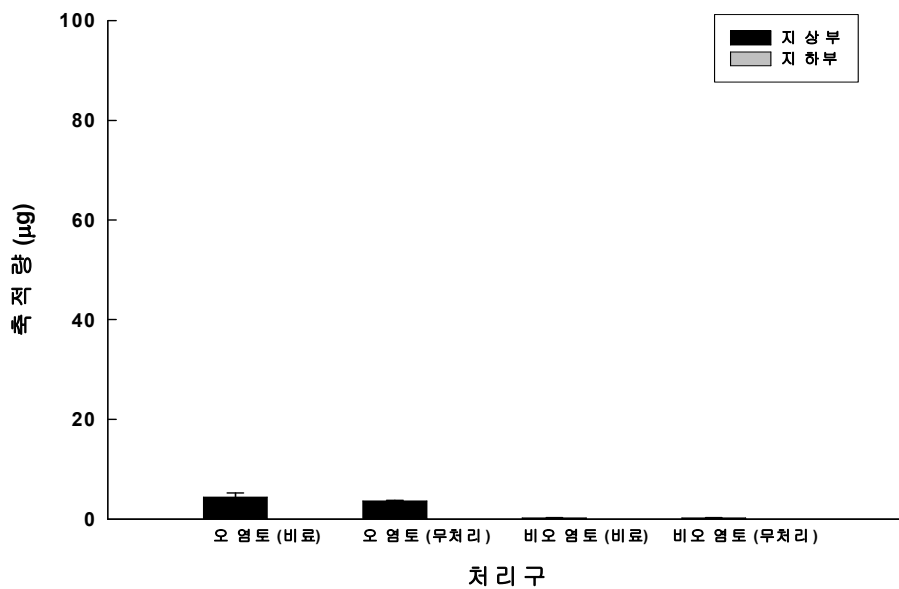


그림 3-49. 저온 처리구에서 파종 및 비료 처리에 따른 카드뮴 축적량

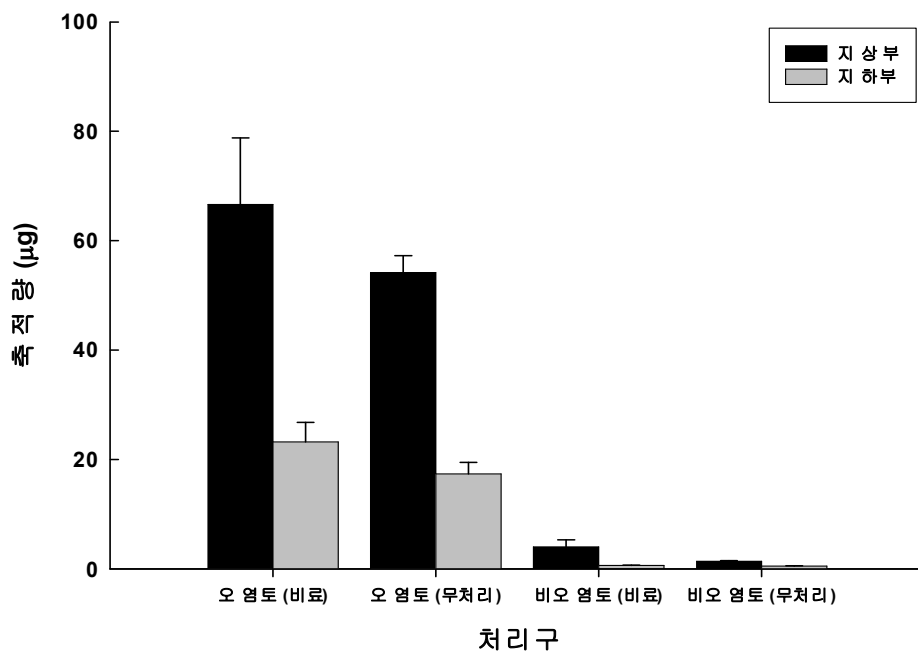


그림 3-50. 상온 처리구에서 파종 및 비료 처리에 따른 카드뮴 축적량

라) 토양 내 유효 중금속과 식물체의 중금속 축적과의 상관관계 비교

각 처리구에 대한 온도처리와 비료의 처리, 식물체 처리에 의한 토양 내 수용성 중금속 및 0.1N HCl 가용성 중금속, 그리고 DTPA 유효중금속에 대한 상관관계는 다음과 같이 나타났다(표 3-24)

온도에 따라 토양 내 유효중금속의 농도는 모두 양의 상관관계를 나타냈다. 특히 0.1N HCl 가용성 중금속의 함량에 온도가 증가함에 대해 높은 양의 상관관계를 보이고 있었다($p < 0.01$). 호밀의 존재 여부에 따라 토양내 존재하는 수용성 중금속 및 DTPA 유효 중금속의 양이 음의 상관관계를 나타냈다. 하지만, 이중 유효한 것으로 나타난 것은 수용성 중금속으로서 $P < 0.01$ 의 높은 유의성을 나타냈다.

이 결과, 온도 또한 토양 내 중금속의 유동에 영향을 미친다는 것을 알 수 있었다. 온도에 의한 토양 내 유효중금속에 대한 영향은 많은 연구가 되어 왔으며, 온도의 증가에 따라 중금속의 유동은 높아진다는 연구결과가 보고되어 있다(Mustafa et al.(2006), Si et al.(2006)). 비료 처리에 따른 토양 내 유효중금속의 변화는 단순히 비료를 가한 양 보다는 식재한 토양의 식물체의 영향을 중점으로 확인할 필요가 있으며, DTPA 유효중금속을 제외한 다른 유효중금속과의 상관관계도 찾기 힘들었다.

표 3-24. 각 처리에 의한 토양 내 유효중금속의 상관관계

	Water soluble HMs (Cd)	0.1N HCl extractable HMs (Cd)	DTPA-available HMs (Cd)
온도	0.2904**	0.9079*	0.5447
호밀 파종	-0.4421*	0.0922	-0.0553
비료처리	0.2307	0.0994	0.4017*

* : $p < 0.01$ ** : $p < 0.05$ *** : $p < 0.1$

처리구 내 유효중금속의 농도 및 식재한 호밀에 대한 성장 및 축적에 대한 상관관계는 다음 표(표 3-25)와 같다.

비료처리와 줄기 및 뿌리의 건중량은 양의 상관관계를 나타내는 것으로 나타났다. 하지만, 비료 처리에 의해서 식물체의 줄기 및 뿌리의 농도에 대해서는 유의한 상관관계를 보이지 않고 있었으며, 이에 따라, 호밀을 현장 도입하는 데 있어서, 비료 처리에 의한 중금속의 선택적 흡수등에 대한 우려는 없을

것으로 판단된다. 토양 내 유효중금속의 농도는 식물체의 건중량에 대해서 음의 상관관계를 보이는 것으로 알 수 있었으며, 0.1 HCl 유효 중금속 및 DTPA 유효중금속의 농도가 유의한 상관관계를 보이는 것으로 나타났다. 또한, 이들 농도에 의해 줄기 및 뿌리내의 농도도 대체로 음의 상관관계를 나타내는 것으로 나타냈으나, 유의성을 보이지 않았다.

표 3-25. 처리구의 비료 및 토양 내 유효중금속 농도에 대한 상관관계

	건중량(줄기)	건중량(뿌리)	줄기 내 Cd 농도	뿌리 내 Cd 농도
비료처리	0.5401**	0.4132***	-0.1348	0.3886
Water soluble HMs (Cd)	-0.2382	-0.2852	-0.0284	-0.2084
0.1 HCl extractable HMs (Cd)	-0.46318***	-0.5843**	-0.4878**	0.1878
DTPA-available HMs (Cd)	-0.6902*	-0.5490**	-0.2431	0.0349

* : $p < 0.01$ ** : $p < 0.05$ *** : $p < 0.1$

2) 실제 현장 적용을 통한 기술 적용성 평가

가) 현장 토양의 이화학성 분석 결과

현장토양에 대한 이화학성 분석 결과는 표 3-26과 같다. pH는 대조구 토양 및 오염 토양 모두 pH는 7.39, 7.19로 약염기성 토양으로 나타났다. 토양이 치환성 양이온을 포함할 수 있는 용량을 의미하는 양이온 치환 용량은 대조구 토양은 4.340cmol/kg으로 나타났으며, 오염 토양은 4.598cmol/kg으로 측정되어 두 토양 모두 큰 차이가 없게 나타났으며, 유기물 함량 또한 유사하게 나타났다. 토성의 경우 대조구 토양이 상대적으로 높은 점토함량을 갖고 있었다. 미사 및 모래의 함량 또한 오염토양과 다른 조성을 보였다. 토양에 존재하는 중금속의 유효도는 토양의 pH 및 CEC, 유기물 함량, 그리고 토양 내 점토 함량에 의해서 결정된다고 알려져 있다. 대조구 토양의 경우 오염토양과 비교하였을 때, 토양 내 존재하는 총 중금속 함량이 오히려 높게 나타났다. 그러나 오염토양에 비해 유효도가 낮게 나타남으로서 식물로서의 이행 또한 낮게 나타

났다. 이러한 차이는 토양 내 존재하는 점토 함량등을 원인 중 하나로 볼 수 있다. 그 외, 대조구 토양의 경우 오염 토양과는 달리 낙수를 한 이후에도 수분 함량이 높게 나타나, 이러한 수리적 영향 또한 산화-환원 전위의 차이에 따른 토양 내 중금속의 화학종 형태에 영향을 주어 토양 내 이동에 관련을 주었을 것으로 추측된다.

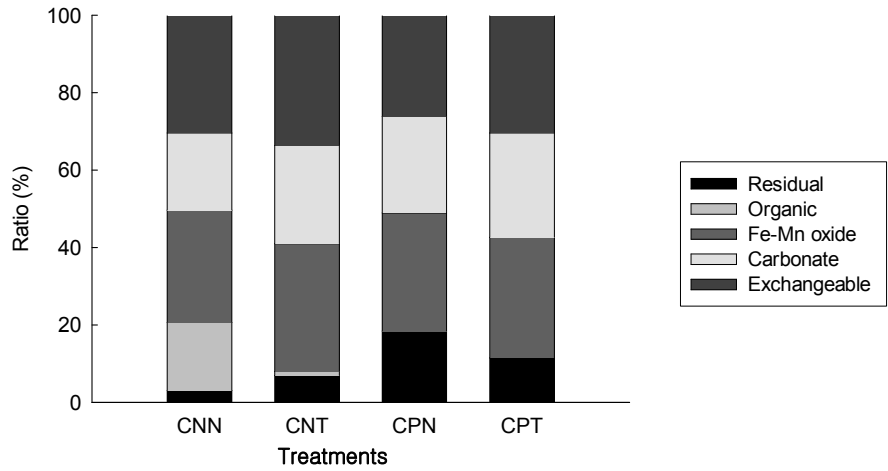
표 3-26. 실험 현장 토양의 이화학성 분석 결과

Soils	pH (1:5)	CEC (cmol/kg)	O.M (%)	Soil texture		
				Clay (%)	Silt (%)	Sand (%)
대조구 토양	7.37	4.340	2.339	27.48	4.603	67.92
오염토양	7.19	4.598	2.468	23.94	24.73	51.34

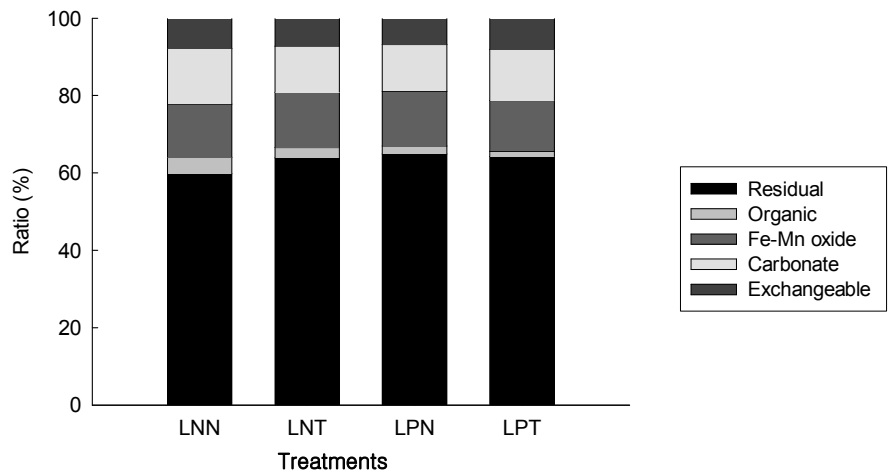
나) 토양 내 중금속 분석

(1) 토양 내 중금속의 형태별 정량

현장 토양의 형태별 정량 결과는 다음과 같다(그림 3-51, 52).

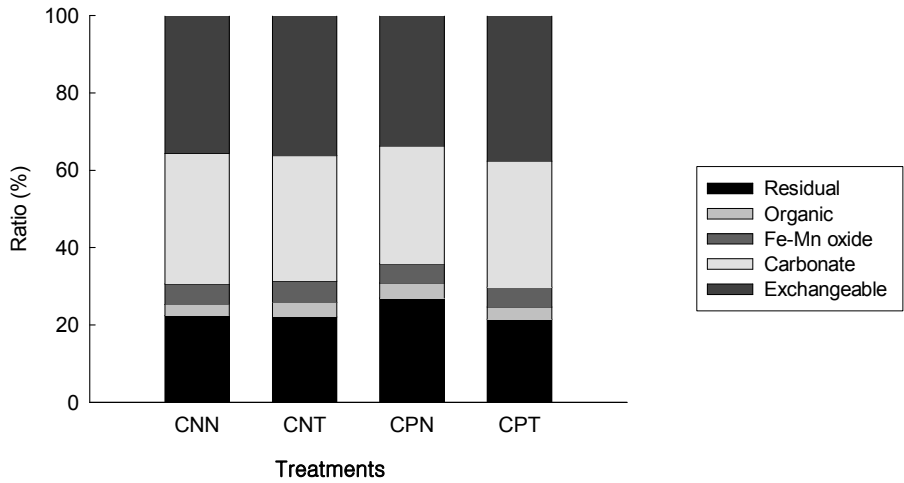


(a) 식물체 파종 전 각 처리구의 중금속의 형태별 비율

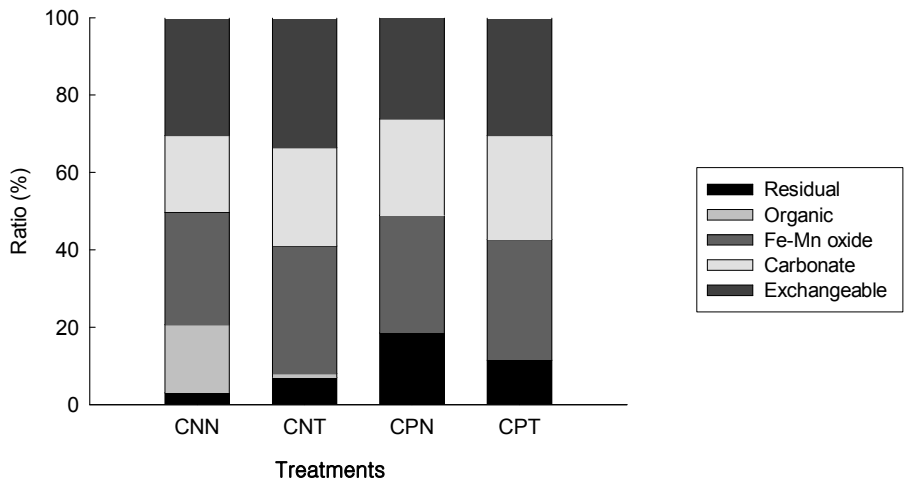


(b) 식물체 파종 후 각 처리구의 중금속의 형태별 비율

그림 3-51. 대조구 토양의 각 처리구별 형태별 비율



(a) 식물체 파종 전 각 처리구의 중금속의 형태별 비율



(b) 식물체 파종 후 각 처리구의 중금속의 형태별 비율

그림 3-52. 오염 토양의 각 처리구별 형태별 비율

대조구 토양의 경우 치환태(exchangeable form)의 비율은 각 처리구별로 2%에서 2.5%의 범위로 전체에 비해 상당히 낮은 비율로 나타났다. 하지만 오

염 토양의 경우 치환태의 비율은 33 %에서 37 %로 약 15배정도로 나타나, 전체 중금속량중에 높은 비율을 차지하였다.

탄산염 결합태(Carbonate form) 및 Fe-Mn 산화물 결합태(Fe-Mn oxide form)의 경우, 대조군 토양에서는 각각 13 %에서 15 % 및 1 %에서 2 %의 비율을 보이고 있었으나, 오염 토양에서는 각각 30~33 % 및 4~5 %로 상당히 높게 나타났다. 유기물 결합태(Organic form) 및 잔사태(Residual form)의 경우는 대조군 토양이 상대적으로 높은 비율을 나타냈다. 이러한 토양의 성질을 통해, 대조군 토양에 비해, 오염 토양으로 선정된 현장이 호밀에 대한 중금속의 영향 및 변화등을 판단하기 알맞은 적용 현장이라는 것을 알 수 있었다.

식물체를 수거한 후, 토양 내 중금속의 형태별 비율은 각기 다른 변화를 나타냈다. 식물체를 식재한 토양에서의 치환태의 비율이 식물체를 식재하지 토양에 비해 상대적으로 낮은 측정치를 나타냈다. 식물체를 처리하지 않은 오염토의 경우 치환태 중금속 비율은 30~33 %의 비율을 나타냈으나, 식물체를 처리한 토양의 경우 26~30 %의 비율을 보였다. 탄산염 결합태의 경우 식물체를 처리한 토양에서 25~27 %의 비율로 20~25 %의 비율의 식물체 무처리구에 비해 높게 나타났다. 대조군 토양의 경우, 식물체만을 처리한 처리구에서 무처리구에 비해 낮은 치환태 비율을 보였으나, 비료와 동시 처리한 처리구의 경우, 식물체를 처리한 토양에 비해 약간 높은 비율을 보였다. 이들 유효태 중금속의 변화는 식물체 도입 뿐 아니라, 현장 노출시 발생한 강우, 강설 영향도 적지 않은 것으로 판단된다. 식물체 도입 여부를 비교하였을 경우, 식물체 도입에 따른 치환태 및 탄산염 결합태의 감소를 확인할 수 있었다. 이들의 변화는 저오염 토양에 비해, 오염 토양에서 그 변화가 확연히 드러나고 있었다.

(2) 토양 내 유효중금속의 분석

토양 내 단일 침출제를 사용한 유효 중금속 및 총 함량 분석 결과는 다음과 같다(표 3-27, 그림 3-53).

표 3-27. 단일 침출제를 사용한 토양 내 유효중금속의 농도 및 상대 비율

Soils	Heavymetals(mg/kg)			Relative ratio(%)*	
	0.1N HCl	DTPA	Total	0.1N HCl	DTPA
저오염토양 (대조구)	6.777	2.537	34.57	19.60	7.34
오염토양	19.34	17.39	35.52	54.45	48.71

* : HMs concentration of single extractant / Total HMs * 100 (%)

위 연쇄추출결과와 마찬가지로, 0.1N HCl의 경우 대조구 토양에서는 6.777 mg/kg으로 오염토양에서는 19.34 mg/kg으로 측정되어 오염토양이 높은 농도를 보이고 있었다. DTPA-유효중금속의 경우에도 대조구는 2.537 mg/kg, 오염토양의 경우 17.39 mg/kg으로 그 농도가 오염토양이 더 높게 나타났다. 하지만, 토양 내 총 중금속 함량의 경우 오염토양이 35.62 mg/kg으로 34.57 mg/kg의 대조구토양과 차이가 거의 없는 것으로 판별되었다. 총 함량에 대한 비율을 비교한 결과 0.1N HCl 추출 중금속 농도에 대한 비율은 대조구 토양 및 오염토양에서 각각 19.60 %, 7.34 %로 나타났으며, DTPA 유효중금속의 경우 대조구 및 오염 토양에 대해 54.45, 48.71 %로 나타났다.

토양 내 존재하는 중금속의 영향은, 총 함량뿐 아니라, 단일 침출제를 사용하여 측정한 중금속의 함량 또한 고려할 필요성이 있다고 판단되며, 수확 후, 토양 내 존재하는 유효중금속의 양 및 비율 변화를 통하여 식물체 도입에 따른 중금속의 영향 저감을 판단해야 할 것이다. 이를 위하여, 현장의 식물 수거 후, 각 처리구 내에 존재하는 토양 내 유효 중금속의 양을 비교하였다.

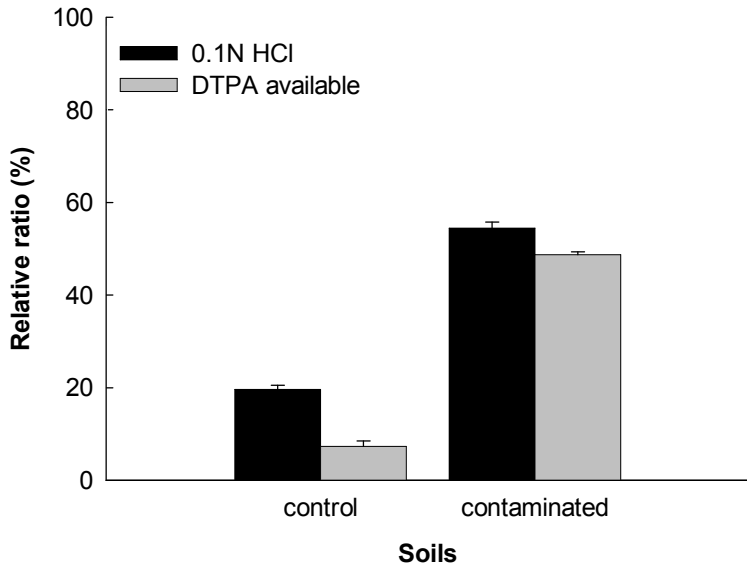
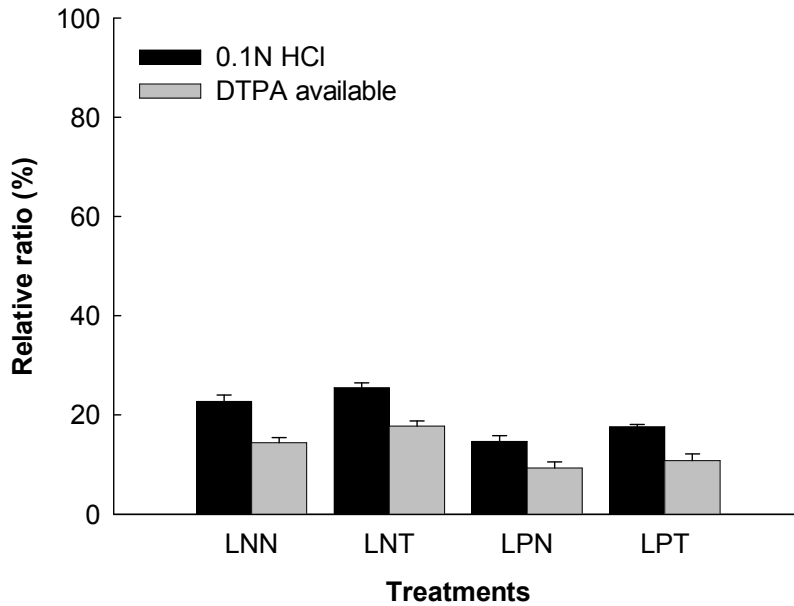


그림 3-53. 처리 전 오염 토양별 유효 중금속의 함량비율

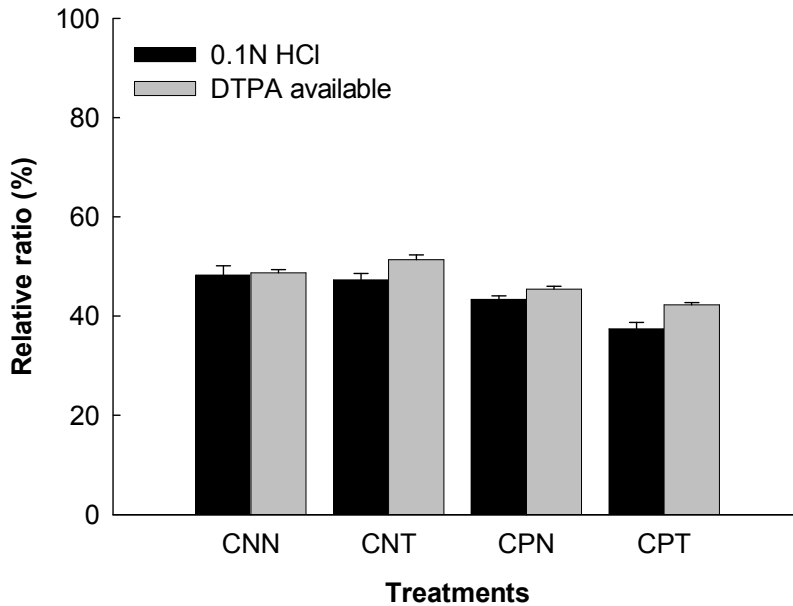
수거가 완료된 토양에서 저오염 토양의 유효중금속 농도 비율은 다음과 같이 나타났다(그림 3-54). 식물체를 처리하지 않은 처리구에서 비료 무처리구는 0.1N HCl 및 DTPA 유효 중금속(Cd)의 비율은 22.70 %, 14.37 %로, 비료 처리구는 25.53 % 및 17.74 %의 농도를 보였다. 식물체를 처리시 비료 무처리구에서 0.1N HCl 및 DTPA 유효 중금속의 농도는 14.66 % 및 10.82 %의 비율을 보였으며, 비료 처리구의 경우 각각 17.67 % 및 10.82 %의 비율을 나타냈다. 0.1N HCl의 경우 최초 토양의 농도 비율에 비교하였을 때, 감소를 보이고 있었으나, DTPA 유효중금속의 경우 증가한 것으로 나타났다.



*LNN:식물비(非)식재+비료무(無)처리; LNT:식물비식재+비료처리;
 LPN:식물식재+비료무처리; NPT:식물 식재+비료처리

그림 3-54. 수거 후 저오염토양 내 유효 중금속(Cd)의 비율

수거가 완료된 토양에서 오염 토양의 유효중금속 농도 비율은 다음과 같이 나타났다(그림 3-55). 식물체를 비(非)처리구의 경우 비료 무처리구는 0.1N HCl 및 DTPA 유효 중금속(Cd)의 비율은 48.30 %, 48.72 %로, 비료 처리구는 47.28 % 및 51.38 %의 농도를 보였다. 식물체를 처리시 비료 무처리구는 0.1N HCl 및 DTPA 유효 중금속의 비율이 43.36 % 및 45.823 %의 농도로 나타났으며, 비료 처리구의 경우 각각 37.44 % 및 42.28 %를 나타냈다.



*LNN:식물비(非)식재+비료무(無)처리; LNT:식물비식재+비료처리;
LPN:식물식재+비료무처리; NPT:식물 식재+비료처리

그림 3-55. 수거 후 오염토양 내 유효 중금속(Cd)의 비율

오염 토양의 경우 저오염 토양과 다르게 0.1N HCl 침출성 중금속 및 DTPA 유효중금속 모두 감소된 것으로 나타났다. 또한, 식물체 처리구가 식물체를 처리하지 않은 처리구에 비해 낮은 유효 중금속 비율을 보이고 있었다. 따라서, 식물체의 도입에 따른 토양 내 유효 중금속의 저감 또한 기대할 수 있을 것으로 판단된다.

다) 시간 경과에 따른 식물체의 활착 확인

현장 파종시 각 식물의 활착 진행은 다음과 같이 나타났다(사진 3-32, 3-33). 파종 후 1개월이 경과한 시점에서 촬영할 결과, 오염 현장 및 저오염 현장에서 모두 호밀의 발아를 확인할 수 있었다. 호밀의 발아 적정 온도는 10~15℃로서, 11월 중순까지 파종하였을 경우, 발아를 기대할 수 있으나, 12월 이후로

는 저온 하강 및 토양 수분의 빙결에 따른 뿌리 발달 불량등으로 인해 월동을 기대하기 힘들 것으로 판단된다. 저오염 처리구의 경우 오염 처리구보다 상대적으로 성장의 저해를 적게 받고 있었으며, 성장 정도 또한 좋았다. 반면, 오염 처리구의 경우 성장 저해와 동시에 식물체 엽의 황변 및 갈변도 약간씩 관찰되고 있었으나, 고사된 개체는 발견하지 못했다. 비료를 처리함으로 현장에 파종된 식물의 발육이 비처리구에 비해 원활이 이루어지는 것을 확인할 수 있었으며, 토양 피복 또한 눈에 띄게 늘어난 것을 확인하였다. 3월까지, 호밀의 성장 발달은 거의 변함이 없었으며, 3월~4월의 경과 후, 그 성장이 크게 증가하였다. 두 오염 조건 모두, 비료를 처리함에 따라 그 성장이 큰 것을 육안으로 확인할 수 있었으며, 이를 통해, 토양 내 중금속 저감 효과 또한 기대할 수 있을 것이다.



12월 7일



12월 7일



3월 5일



3월 5일



4월 2일



4월 2일



5월 1일

(a) 비료 무 처리구



5월 1일

(b) 비료 처리구

사진 3-32. 오염 토양에서의 시간별 호밀 생육 변화



12월 7일



12월 7일



3월 5일



3월 5일



4월 2일



4월 2일



5월 1일

(a) 비료 무 처리구



5월 1일

(b) 비료 처리구

사진 3-33. 저오염 토양에서의 시간별 호밀 생육 변화

라) 각 처리구에 따른 식물체의 중금속 흡수량 비교

5월 수거가 완료된 후, 호밀의 지상부 건중량은 다음과 같이 나타났다(그림 3-56). 오염토양에서 비료 무처리구에서 수거한 호밀의 총 건중량은 처리구(1 plot)에 대해 51.33g으로 나타났으며, 비료 처리구의 경우 80.69g으로 나타났다. 저오염토양에서 수거한 호밀의 건중량은 비료 무처리구에서 19.23g으로, 비료 처리구에서 51.61g으로 나타났다. 온실 실험을 통해 호밀 성장에 대한 긍정적인 영향은, 현장 실험에서도 동일하게 나타났다. 서로 다른 오염도의 토양에서 모두 비료 처리를 통한 건중량의 증가가 나타났다. 저오염 토양의 경우, 이들 호밀의 생육이 더 좋을 것으로 기대하였으나, 현장 생육은 오히려 반대의 경향을 보였으며, 그 원인으로서 토양의 높은 수분 함량에 따른 호밀의 생육 조건 불량으로 판단된다.

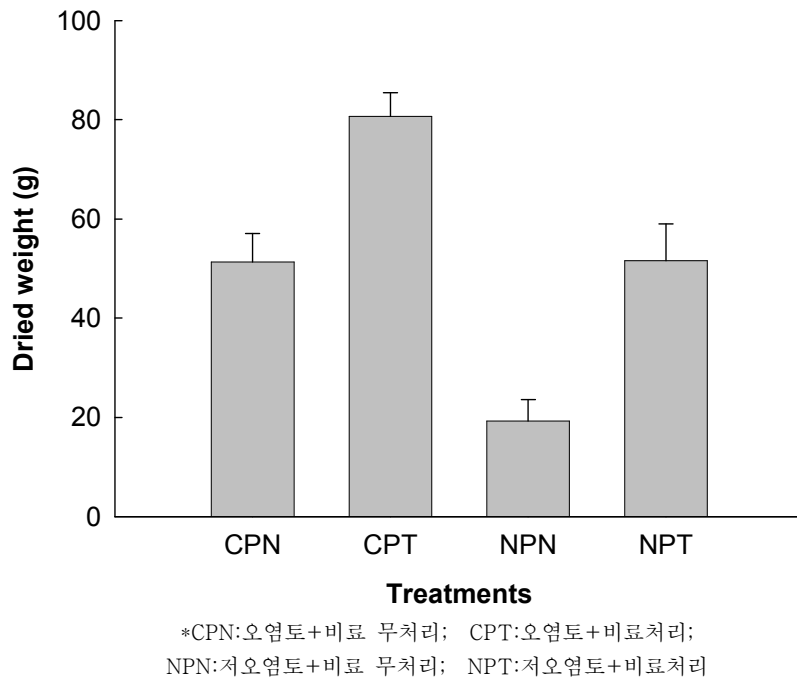
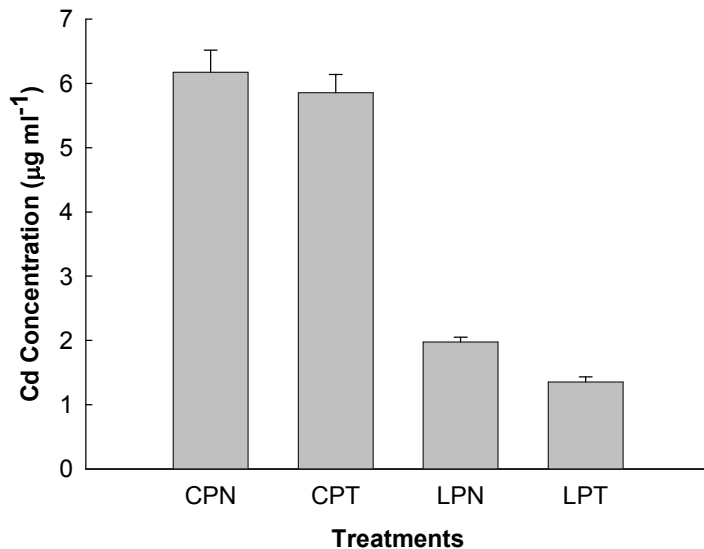


그림 3-56. 각 처리구별 식물체 건중량

각 처리구에 따른 호밀 체내의 중금속(Cd) 농도는 다음과 같이 나타났다(그림 3-57). 오염토양에서 비료 무처리구의 호밀 체내 중금속(Cd)의 농도는 6.174 $\mu\text{g/g}$ 으로 나타났다. 비료 처리구의 호밀에서는 5.853 $\mu\text{g/g}$ 의 농도를 보였

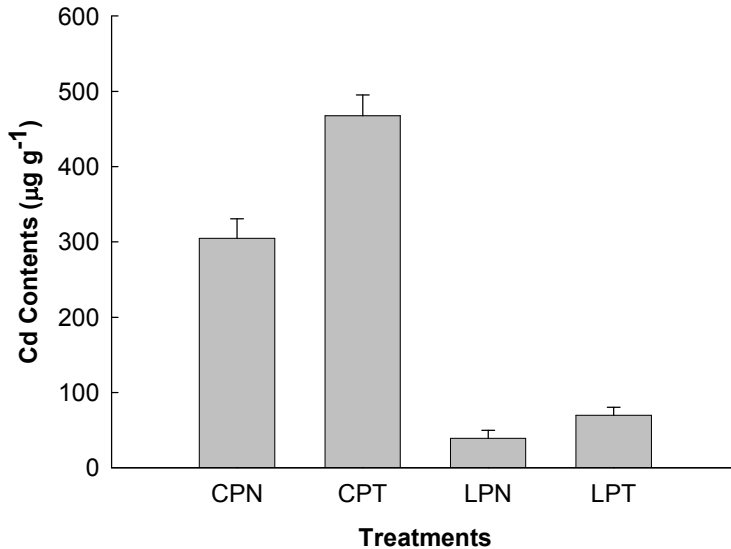
다. 저오염토양의 경우 비료 무처리구에서는 호밀 체내 농도가 $1.979 \mu\text{g/g}$ 으로 나타났으며, 비료 처리구의 경우는 $1.356 \mu\text{g/g}$ 의 카드뮴농도를 나타냈다. 비료 처리구에서의 중금속 농도가 무처리구보다 낮은 중금속 농도를 보이는 경향은, 앞서 얻은 온실 실험 결과와 유사한 경향을 보이고 있었다. 하지만, 이들 농도를 통해, 현장에서의 호밀의 중금속 제거능을 판단할 수 없으므로, 온실 실험과 마찬가지로 식물체 총 건중량에 대한 중금속 흡수량을 계산하여, 비교하였다. 그 결과는 그림 3-58과 같다.



*CPN:오염토+비료 무처리; CPT:오염토+비료처리;
 NPN:저오염토+비료 무처리; NPT:저오염토+비료처리

그림 3-57. 각 처리구별 식물체 내 중금속(Cd) 농도

오염토양에서 비료 무처리구의 호밀의 지상부 Cd 축적량은 1 plot에 대해서 총 $304.61 \mu\text{g}$ 으로 나타났으며, 비료 처리구의 경우 1.5배에 해당하는 $467.58 \mu\text{g}$ 의 Cd을 축적하고 있는 것으로 나타났다. 저오염 토양의 경우 비료 무처리구에서는 $38.87 \mu\text{g}$, 비료 처리구에서는 $69.45 \mu\text{g}$ 의 중금속 축적량을 보였다. 따라서, 현장 적용 조건 중 오염 토양에 대한 21g/m^2 의 비료 처리를 통하여 최대 1m^2 당 $470 \mu\text{g}$ 가량의 카드뮴을 저감이 가능하며, 이를 현장 적용 및 운용시 기준으로 사용할 수 있을 것으로 생각한다.



*CPN:오염토+비료 무처리; CPT:오염토+비료처리;
 NPN:저오염토+비료 무처리; NPT:저오염토+비료처리

그림 3-58. 각 처리구별 식물체 내 중금속(Cd) 함량

다. 결론

본 실험에서는 포트 실험을 실시하여, 현장 적용시 토양 내 중금속 유동 및 호밀의 중금속 흡수등을 확인함으로써 프로토콜을 확립하는 동시에, 현장 적용시 정상적인 활착 여부를 확인하여 기술의 적절성을 판단하였다. 실험 결과를 통해 비료를 처리하였을 때, 현장에서의 긍정적인 영향을 기대할 수 있는 결론을 얻을 수 있었다. 특히, 호밀의 월동시 춘화작용(vernalization)에 대한 고찰이 추가적으로 이루어져, 적용 식물의 도입 시기에 대한 접근이 가능하였다. 춘화의 경우 앞서 언급한 바와 같이, 월동 작물이 성체로 발달하는데 필수적으로 요구되는 과정중의 하나이다. 따라서, 월동 작물의 수거시기에 충분한 양의 체중량을 얻기 위해서는 춘화 처리를 통한 성장 단계 타파를 감안할 필요성이 있다. 따라서 현장의 적용은 가을철 추수가 완료된 이후, 논토양의 낙수가 완료된 토양에 직접 파종을 하는 것이 유묘를 성장시켜 파종하는 방법보다 적절할 것이다. 하지만, 토양의 상이한 조건으로 인한 불규칙한 발아가 기술 적용시 효율성을 떨어뜨릴 수 있다. 겨울철 기온의 급격한 저하나 파종 깊이등의 문제로 인해 호밀의 발아, 활착의 불량요인이 발생할 경우, 인위적인 호르몬

제등의 처리나 밭아 유도 후 저온에서의 암장처리등을 실시할 수 있다. 월동 이후 온화한 환경 내에서는 호밀의 성장이 양호한 것으로 판단되었으며, 비료의 처리는 이러한 호밀의 성장을 더욱 촉진시킬 수 있을 것으로 기대된다. 이들 비료 처리가 중금속에 대한 선택적인 흡수요소로 확인되지는 않았으므로, 비료 처리 또한 현장처리 기법의 하나로써 도입할 수 있다.

결과적으로, 이들 모든 처리가 현장 적용을 위한 프로토콜로서 의미를 가질 수 있다. 하지만, 최종 목적인 오염된 논토양의 중금속 저감을 위해서는 보다 장기적인 현장 모니터링이 필요하다. 특히, 포트 규모의 실험 및 현장 실험에서 확인된 식물체의 성장에 따른 유효 중금속들의 감소는 이런 필요성을 더욱 강조하고 있다. 따라서, 호밀의 활착 및 성장 증진으로 실험을 종료하기 전에, 호밀이 식재된 토양의 근권 토양을 채취하여, 근권 토양에 존재하는 각 중금속의 태별 정량 및 유효 중금속의 농도 변화를 확인해야 한다. 또한, 토양 내 유효 중금속 감소와 더불어 식물체의 지상부 및 지하부의 중금속 농도를 측정함으로써 현장 적용시 단위 개월당 중금속의 지상부 흡수에 대해서 판단해, 실제 현장에서의 흡수능을 보다 확실하게 제시해야 한다.

또한, 중금속을 흡수한 호밀의 지상부, 지하부 대한 처리 연구가 필요할 것이다. 작물의 경우, 지하부의 수거 난이성으로 인해, 지상부에 대한 수거만을 행할 수 밖에 없다. 따라서, 지상부에 대한 체계적인 수확법을 위한 파종시 재식 간격의 설정도 기계화된 수거 방법 도입에 적절한 대안이 될 수 있다. 수거한 호밀의 지상부에 대한 처리 시설의 도입도 후속적으로 연구되어야 할 중요한 과제이다. 소각로에서 카드뮴을 포함하고 있는 식물을 연소시키는 경우, 카드뮴은 주로 재와 비산재(Fly ash), 그리고 배출 가스에 포함된다. 배출 가스 중의 카드뮴이 함유되는 경우 재오염의 원인이 되므로, 카드뮴은 배출가스중에서 비산시키지 않고, 재 혹은 비산재에 회수시키는 것을 처리방법중의 하나로 제안되고 있다(이바라키와 히구치, 2007). 이러한 처리 시설에 대한 연구 개발 논의 또한, 차후 연구 과제로써 중요하다고 생각된다.

이와 동시에, 과도하게 오염된 논토양의 복원에 있어 phytostabilization 기술의 적용을 검토할 필요성이 있다. 고농도로 오염된 경작지 토양의 경우, phytoextraction을 통해 그 오염을 제한 기준치 이하로 저감시키기 위해서는 장기간의 시간을 요구하게 된다. Phytostabilization의 경우, 식물 도입을 통한 토양에 대한 피복 증진과 개량제의 추가 투입을 통한 식물체의 근권 활력 강화와 개량제 자체의 토양 내 유동성 저감 등을 꾀한다. 앞서 지적한 기술 적용에 대한 소요시간에 대해서 Koopman등은 오염토양과 비오염토양의 혼합 조제 토양시, 이에 대한 오염도를 일정 수준까지 저감하는데 소요되는 시간을 다중 회귀모델로 예측한 결과, 중금속의 용탈을 고려하여 6,067 mg/kg의 아연(Zn)과

548 mg/kg의 카드뮴(Cd)으로 오염된 토양을 정화하는데 50~100년이 소요된다는 결론을 내리기도 하였다(Koopman et al, 2007). 본 실험의 온실 실험 및 현장 적용 결과를 통해, 유효중금속의 저감에 대하여 확인한 바 있으며, 토양에 대한 개량제 처리와 이에 따른 근권 활성 및 토양 내 생태 활성 측면에 대한 바탕을 통해, 호밀을 이용한 phytostabilization 기술 적용 가능성도 고려할 만하다.

제 6 절 카드뮴 흡수 저감 벼 품종 선발

가. 요약

- 안전 농산물 생산을 위한 카드뮴 저흡수능 품종선발에 관한 3년간의 포트 및 오염 농경지 포장에서의 연구결과는 다음과 같다. 토양환경보전법에서 정한 카드뮴의 토양오염 우려(1.5 mg/kg) 및 대책기준(4 mg/kg) 수준의 카드뮴 오염 농경지에서의 벼 생육의 저해적인 영향을 받지 않았으나, 토양의 이화학성이 유사하고 논토양의 침출성 카드뮴 농도가 25.8 mg/kg의 농경지에서 7.35 mg/kg 인 포장에 비해 생육 및 수량의 저해를 받았다. 이는 농경지 카드뮴의 생물학적 유효도와 밀접한 관련이 있다. 3년간의 시험을 종합하여 현재 우리나라 장려 벼 품종 중 동안벼와 태봉벼를 추천할 수 있다. 그러나, 이들 품종들 또한 고농도의 카드뮴 논토양에서 식품의약품안전청이 정하는 백미의 카드뮴 허용 기준을 초과하여 안전 농산물 생산을 위하여는 적절한 토양개량 등 종실내 카드뮴 흡수를 저감하는 조치가 선행되어야 한다. 또한 카드뮴 오염 논토양의 식물학적 복원이 가능한 고흡수능 품종으로 동진1호 및 삼평벼를 추천할 수 있다. 벼의 카드뮴 흡수에 영향을 미치는 토양의 카드뮴 형태로는 작물 유효태로 구분되는 치환태, Fe-Mn 결합환원태 및 탄산염 결합태이며, 토양 중 카드뮴 형태별 함량을 고려한 다중 회귀식에 의한 백미의 카드뮴 흡수 예측식 $RiceCd = -0.02861 + 0.07456 FR 1 + 0.00252 FR 2 + 0.001075 FR 3 - 0.00095 FR 4 - 0.00348 FR 5$ ($R^2 = 0.7893^{***}$)를 산출하였다.

나. 연구 방법 및 결과

1) 카드뮴 흡수 저감 벼 품종 선발을 위한 품종간 포트시험 (1년차 시험)

가) 후보 벼 품종의 선정

카드뮴 저흡수 벼 품종을 선발하기 위하여 표 3-28과 같은 현재 우리나라에서 권장하는 24개 장려품종을 대상으로 시험을 실시하였다. 즉 생육특성에 따라 조생종 4품종, 중생종 9품종, 중만생종 11개 품종이었으며, 품질 등에 따른 구분으로는 고품질 13개 품종, 선호품종 5개 품종, 예비 6개 품종이었다.

표 3-28. 시험에 사용한 우리나라 권장 벼 24개 장려품종 목록

구분	조생종	중생종	중만생종
고품질추천	오대, 중화, 상미	화성, 화봉	추청, 일품, 대안, 남평, 새추청, 신동진, 동진1호, 세계화
선호품종		수라, 화영	주남, 일미, 동안
예비품종	태봉	광안, 삼평, 추청, 안성, 석정	

나) 포트시험 조건

선정된 24개 품종의 pot 시험을 위하여 광산인근 중금속 오염토양을 채취하여 포트에 충전하였다. 이 때 사용된 토양의 특성은 표 3-29와 같다. 두 가지 토양은 모두 pH 6.0의 중성반응을 나타냈으며 토양 A는 유효인산이 297 mg/kg 이었고 토양 B는 80 mg/kg으로 약간 차이를 나타냈으며, 토양A는 식양질, 토양 B는 사질계 토양이었다.

표 3-29. 포트시험에 사용된 토양의 이화학성

Soils	pH (1:5)	OM (g/kg)	Av-P ₂ O ₅ (mg/kg)	Ex. cation(cmol ⁺ /kg)			P. Distribution(%)		
				Ca	Mg	K	Sand	Silt	Clay
A	6.0	25.1	297	5.17	0.97	0.37	27.0	51.5	21.5
B	6.0	26.5	80	3.93	0.89	0.21	55.1	31.7	13.2

사용된 토양의 0.1N-HCl 치환침출성 중금속 함량은 표 3-30과 같다. 토양 A는 카드뮴이 0.73 mg/kg이었고, 토양 B는 비소가 13.50 mg/kg으로 차이를 보였으며 다른 중금속 함량은 큰 차이가 나타나지 않았다.

표 3-30. Pot 시험에 사용된 토양의 침출성 중금속 함량

Soils	dilute-HCl extractable heavy metals(mg/kg)						
	Cd	Cr	Cu	Ni	Pb	Zn	As
A	0.73	0.49	11.42	0.94	27.59	14.87	5.30
B	0.24	0.49	12.68	0.68	26.26	16.78	13.50

사용된 토양의 중금속 전함량은 표 3-31과 같다. 토양 A는 토양 B에 비하여 전함량으로는 중금속을 다소 높게 함유하고 있음을 알 수 있었다. 침출성 중금속 함량에서는 큰 차이가 나타나지 않았으나, 전함량에서 차이가 난 점은 토양 환경기준의 변경이 예상되고 있는 점에서 의미를 가지는 시험토양을 선발한 것으로 판단된다.

표 3-31. 포트시험에 사용된 토양의 중금속 전함량

Soils	Total heavy metals(mg/kg)						
	Cd	Cr	Cu	Ni	Pb	Zn	As
A	6.32	53.5	53.6	28.8	119.7	282.3	32.2
B	2.54	30.4	32.4	16.9	113.4	77.9	26.5

다) 벼 품종별 생육 및 수량조사

선정된 24개 품종의 토양 A 및 B에서의 pot 재배 중 2005년 7월 21일의 생육조사 결과의 초장은 그림 3-59와 같다. 초장 생육으로 살펴보면 화성, 오대, 중화, 태봉, 신동진, 광안 등이 높았고, 수라, 세계화, 안성, 주안, 일품, 추청 등이 낮은 키를 나타냈다.

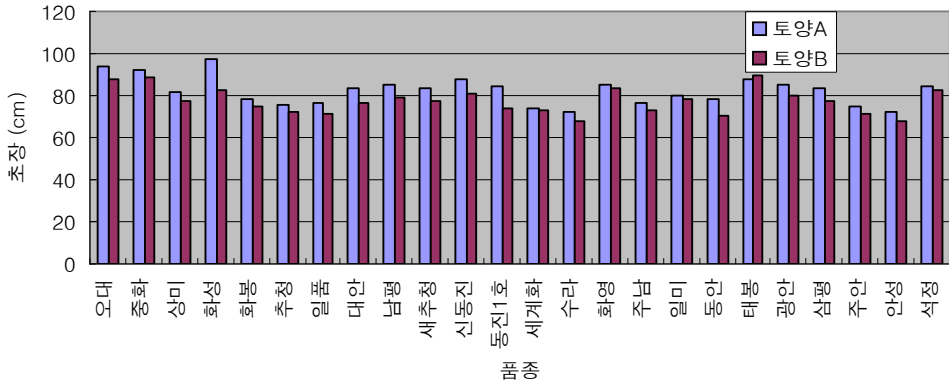


그림 3-59. 벼 품종별 Pot 시험 중 초장 생육상황.

선정된 24개 품종의 토양 A 및 B에서의 pot 재배 후 벼 조곡수량은 그림 3-60과 같다. 토양A에서 화영, 동안, 동진1호가 30 g/주의 수량을 보였으며, 광안, 새추청이 20 g/주의 낮은 수량을 보였다. 또한 토양 B에서는 세계화, 동진1호가 높은 수량을 나타냈고, 화성이 20 g/주 이하의 낮은 수량을 보였다.

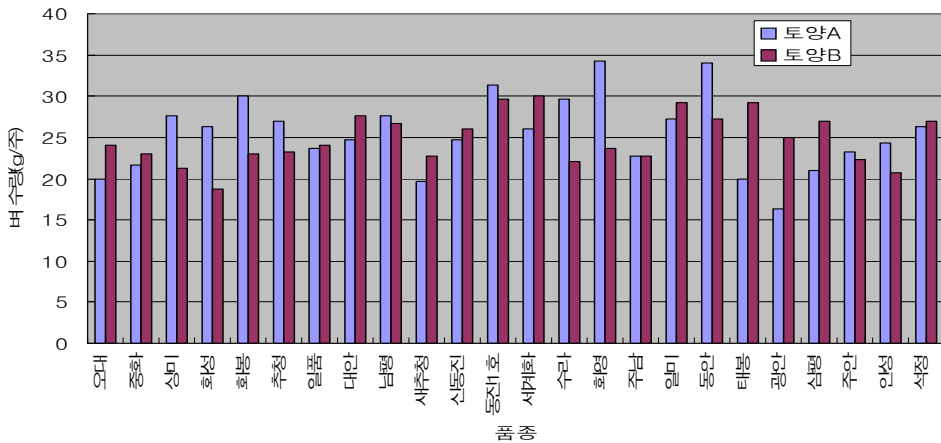


그림 3-60. 벼 품종별 Pot 시험 후 벼 조곡수량.

재배 후 24개 벼품종의 건조벼질 수량은 그림 3-61과 같다. 토양A에서 토양 B보다 약간 높은 경향을 보이지만 통계적 유의성은 보이지 않았다. 토양A에서는 신동진이 35 g/주를 넘는 높은 벼질 수량을 보였고, 화성, 추청, 남평, 새추

청, 동안 등이 30 g/주 이상의 높은 벚짚 수량을 나타낸 품종이었으며, 토양 B에서는 30 g/주 이상의 벚짚수량을 나타낸 품종으로 일미, 동안, 석정의 3개 품종이었고 상미와 중화는 20 g/주 이하의 벚짚수량을 나타내 낮은 벚짚 생산량을 보였다.

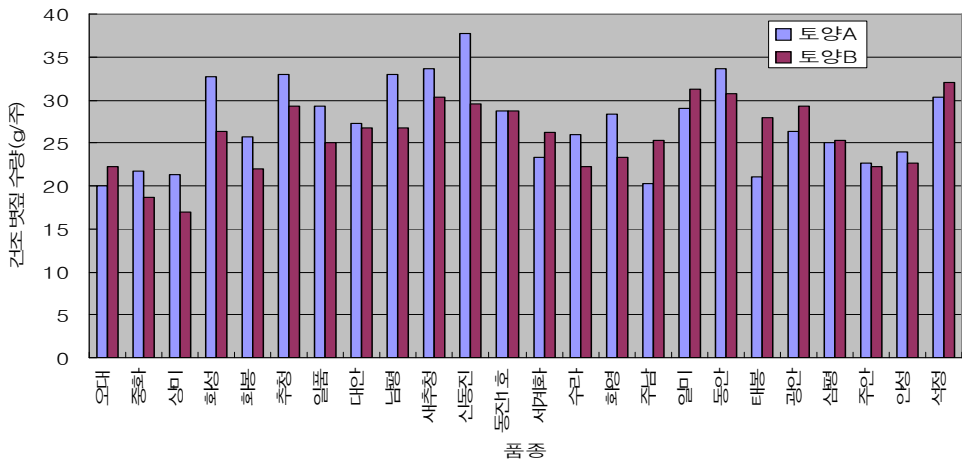


그림 3-61. 벼 품종별 Pot 시험 후 벼 건조벼짚수량.

벼 부위별 중금속 함량 분석 결과는 표 3-32와 같다. 품종 간에 최고 0.2448 mg/kg으로부터 0.0088 mg/kg까지 매우 다양하게 나타났으며, 이러한 결과는 벚짚 중의 카드뮴 함량에서도 동일한 경향을 나타내었음을 확인할 수 있어서 선행연구들의 결과와도 일치하였다. 즉 벼 품종 간에 카드뮴에 대한 흡수도는 현저한 차이를 보이고 있어서 저흡수 벼의 이용 가능성을 엿볼 수 있다. 이러한 결과들을 바탕으로 2차년도 이후의 카드뮴을 적게 흡수하는 벼의 선발과 이용 가능성의 탐색의 기초 정보를 확보한 것으로 판단된다.

표 3-32. 벼 부위별 중금속 함량

품종	백미 Cd 함량(mg/kg)		벼짚 Cd 함량(mg/kg)	
	토양A	토양B	토양A	토양B
오대	0.2448	0.0122	1.100	0.200
중화	0.0560	0.0031	0.517	0.250
상미	0.0561	0.0239	0.400	0.033
화성	0.0040	0.0061	0.200	0.067
화봉	0.0110	0.0090	0.067	0.083
추청	0.0290	0.0032	0.133	0.117
일품	0.0410	0.0046	0.433	0.250
대안	0.0307	0.0021	0.233	0.217
남평	0.0190	0.0107	0.233	0.283
새추청	0.0088	0.0033	0.150	0.267
신동진	0.0129	0.0110	0.550	0.217
동진1호	0.1240	0.0090	0.417	0.233
세계화	0.1496	0.0367	0.983	0.333
수라	0.0276	0.0074	0.100	0.117
화영	0.0721	0.0186	0.467	0.267
주남	0.1579	0.0150	0.533	0.900
일미	0.0443	0.0274	0.333	0.933
동안	0.0567	0.0386	0.400	1.400
태봉	0.1352	0.0405	0.667	1.000
광안	0.0436	0.0248	0.567	0.533
삼평	0.0617	0.0338	0.350	0.667
주안	0.0952	0.0553	0.533	0.500
안성	0.1208	0.0400	0.350	0.383
석정	0.0454	0.0155	0.433	0.717

2) 카드뮴 흡수 저감 벼 품종 선발을 위한 품종간 포장시험 비교 (2년차 시험)

가) 카드뮴 저흡수 품종에 대한 현장시험 장소선정

2차년도 연구계획에 의거하여 카드뮴 저흡수 벼품종의 선발을 위해 카드뮴 오염농경지를 선정하였다. 선정기준으로 논토양에서의 카드뮴 함량 및 포장관리를 위한 시험포장과 실험실과의 거리 등을 고려하여 경기도 화성시 봉담면 상2리에 위치한 삼보광산 인근 논토양과 충청남도 서산시 지곡면 도성리에 위치한 서성광산 인근 논토양을 선정하여 현장시험을 수행하였다(사진 3-34, 3-35). 현장에서 사용된 논토양의 화학적 특성은 아래 표 2-1, 2-2와 같다. 삼보광산 인근 논토양의 토양산도는 5.4, 서성광산 논토양은 7.0으로 차이가 있으며, 두 토양의 유기물함량과 유효인산 함량은 비슷한 수준이었으나 양이온의 함량은 서성광산에서 높은 경향을 보였다. 삼보광산 논토양의 카드뮴 함량은 3.1 mg/kg으로 토양환경보전법에서 제시하는 토양오염 우려기준인 1.5 mg/kg을 상회하고 서성광산 논토양의 카드뮴 함량은 16.8 mg/kg으로 토양오염 대책기준인 4.0 mg/kg을 상회하고 있어 카드뮴 오염 논토양 시험포장으로 선정하였다(표 3-33, 3-34).



사진 3-34. 삼보광산 인근 논포장 위치 및 전경.

표 3-33. 현장포장시험에 사용된 논토양의 이화학성

Soils	pH (1:5)	EC (dS/m)	OM (g/kg)	Av-P ₂ O ₅ (mg/kg)	Ex. cation(cmol ⁺ /kg)			
					Ca	Mg	K	Na
Sambo	5.4	0.80	27.5	16.1	4.02	0.78	0.25	0.18
Seosung	7.0	1.49	25.4	16.1	10.19	3.15	0.98	0.19

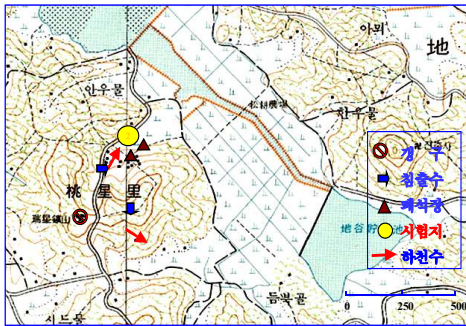


사진 3-35. 서성광산 인근 논포장 위치 및 전경.

표 3-34. 현장포장시험에 사용된 논토양의 0.1N HCl 침출성 중금속 함량

Soils	Cd	Cr	Cu	Ni	Pb	Zn
	mg/kg					
Sambo	3.1	0.8	6.9	2.0	161.9	236.5
Seosung	16.8	0.3	38.5	4.0	652.5	239.9

나) 카드뮴 저흡수 품종에 대한 현장시험

1차년도 포트에서 수행한 결과로서 카드뮴 흡수에 관련이 있을 것으로 추정되는 벼 7품종을 현장시험에 이용하였다. 온실에서 발아 육묘한 벼를 5월 23일 삼보 및 서성광산 인근 카드뮴 오염 논포장에 이양하였고, 7월 7일 분얼기에 초장 및 경수를 조사 하였고(사진 3-36 그림 3-62, 63), 9월 18일 조생종의 1차 수확을 하였고 10월 9일 나머지 품종의 2차 수확을 하였고, 생육 및 수량조사를 수확과 동시에 실시하였다(그림 3-64, 65, 66, 67). 초장은 작물의 크기를 알아봄으로서 생육정도를 쉽게 판별할 수 있는 척도로 두 지역간의 비교에서는 유의적인 차이는 없으나 삼보광산 인근 농경지의 초장이 상대적으로 컸으며 품종간의 비교에서는 조생종인 태봉의 초기 생육이 컸음을 보였다. 분얼수는 다수확의 조건이지만 너무 많으면 수량구성요소에 영향을 끼칠 수도 있는데 두지역간의 차이는 없으나 태봉과 화봉 품종이 삼보광산포장에서 많은 분얼수를 보였다. 수확기의 경우 초장에서는 두지역간의 차이가 없으나 경수는 삼보광산 포장에서 서성광산 포장에 비해 상대적으로 많음을 보였다. 이러한 두 지역간의 생육에 있어서 큰 차이를 확인할 수 없으므로 토양중의 카드뮴 농도의 큰 차이에도 불구하고 생육상의 장애는 받지 않은 것으로 사료된다. 또한 수량은 품종간의 유의적인 차이는 없으나 태봉벼의 경우 타 품종에 비해 낮았고

삼보광산 포장에서 서성광산 포장에 비해 저수량을 보인 반면 벼짚량은 반대의 양상을 보여 품종의 지방 적응성이 작용하였으리라 사료된다.

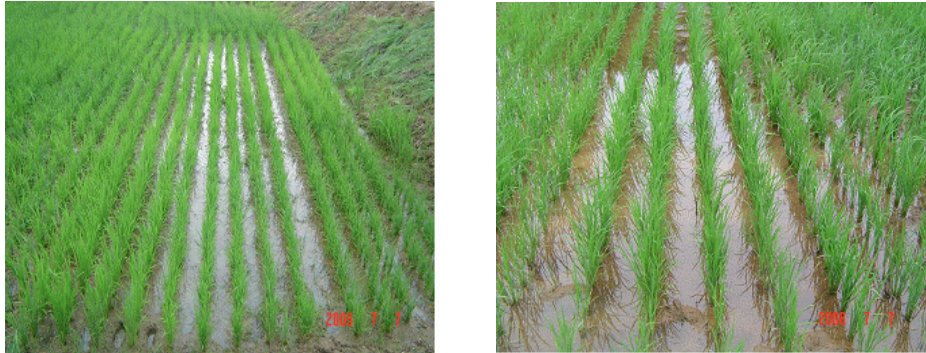


사진 3-36. 벼 분얼기 생육상황.
(좌 : 삼보광산 인근 포장, 우: 서성광산 인근 포장)

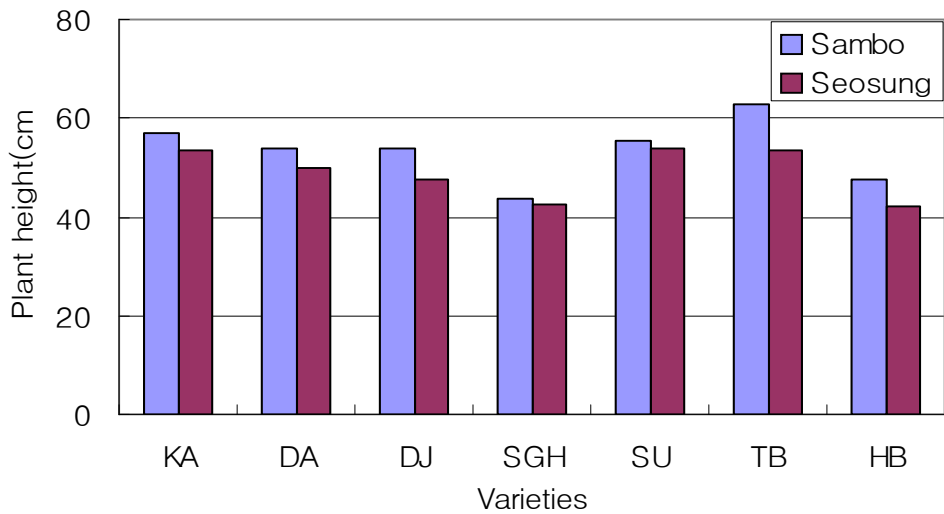


그림 3-62. 벼 분얼기 벼 품종간 초장비교. (2006. 7.7)

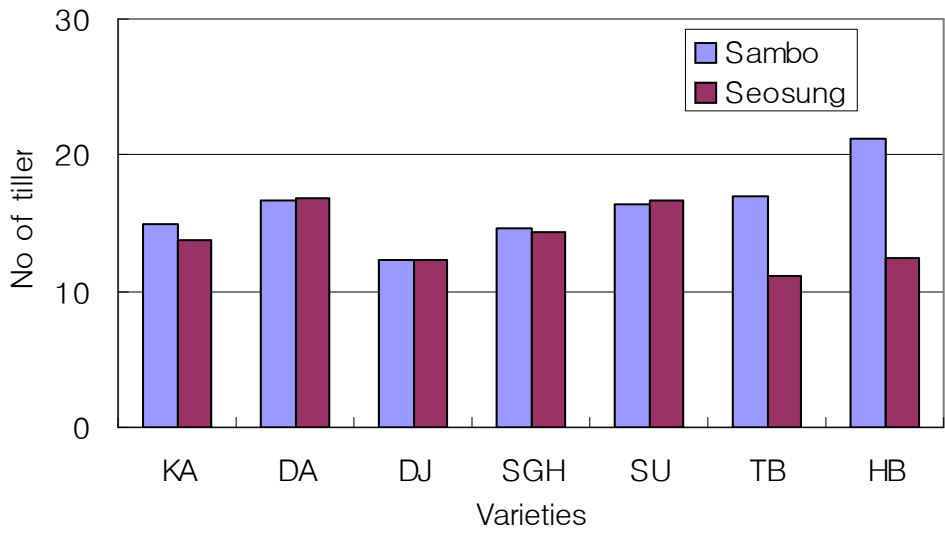


그림 3-63. 벼 분얼기 벼 품종간 경수비교. (2006. 7.7)

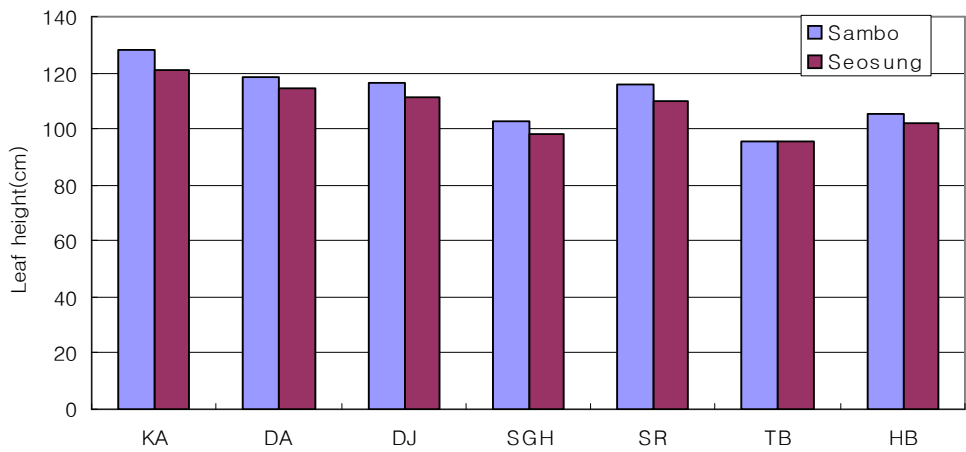


그림 3-64. 벼 수확기 벼 품종간 초장비교. (2006. 10. 9)

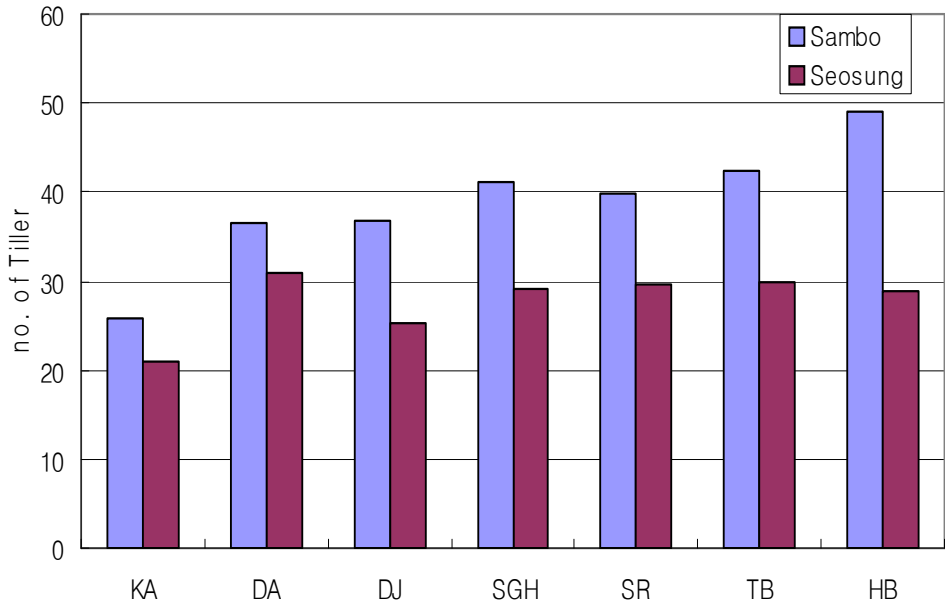


그림 3-65. 벼 수확기 벼 품종간 경수비교. (2006. 10. 9)

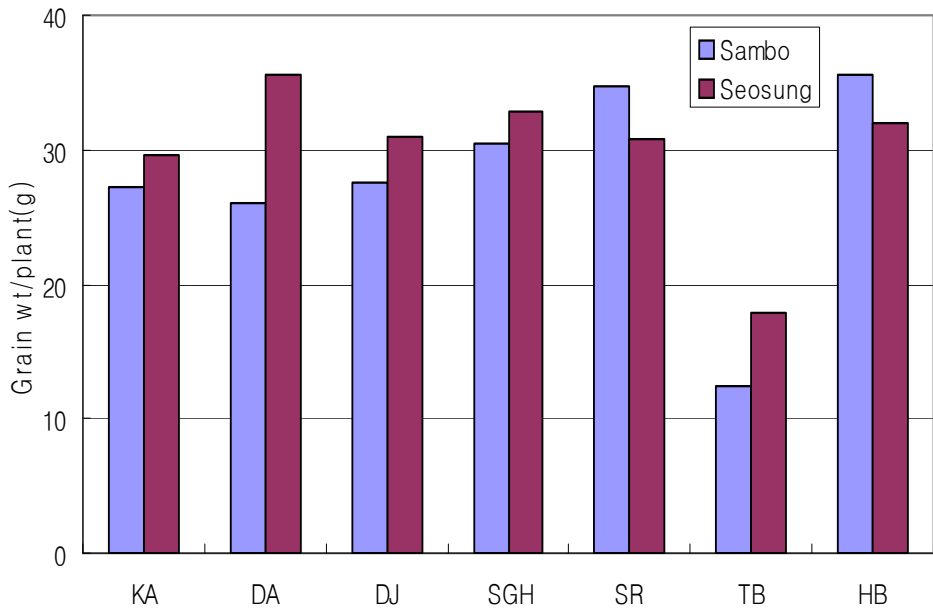


그림 3-66. 벼 수확기 벼 품종간 주당 수량비교. (2006. 10. 9)



그림 3-67. 벼 수확기 벼 품종간 주당 볏짚 수량비교 (2006. 10. 9).

다) 벼 부위별 카드뮴 흡수

1차년도 포트에서 수행한 결과로서 고흡수능으로 추정되는 동진1호, 새계화, 태봉벼와 저흡수능으로 대안벼, 수라벼, 광안벼, 화봉벼 등 벼 7품종을 현장시험에 이용하였다. 0.1N HCl 침출성 카드뮴 농도가 3.1 mg/kg인 삼보광산 포장의 경우 백미의 카드뮴 함량이 새계화, 태봉, 수라벼에서 높았고, 대안, 화봉벼에서 낮음을 보였다. 이 포장의 경우 전 품종의 백미의 카드뮴 함량이 식품의약품안전청에서 제시한 허용기준인 0.2 mg/kg을 초과하지 않았다. 그러나 카드뮴 함량이 16.8 mg/kg인 서성광산 포장에서는 전품종 백미의 카드뮴 함량이 기준을 초과하였는데 품종간의 비교에서 수라, 동진1호 벼에서 높았고, 태봉, 새계화벼에서 낮음을 보여 삼보 광산과 다른 경향을 보이고 있다(그림 3-68). 또한 품종별 수확된 볏짚 및 왕겨에 대한 부위별 카드뮴 함량을 조사한 결과이다(그림 3-69, 70). 이에 따라 결과에 대한 충분한 고찰이 필요하나 품종간의 흡수에 영향을 미치는 요인들에 대한 기존의 연구 결과들이 거의 없는 실정이다. 따라서 본 결과로서는 카드뮴 저 흡수 품종을 선발하는데 문제점이 있고 3

차년도의 실험에는 토양중의 카드뮴 농도가 다양한 포장을 선정하여 품종간 카드뮴 흡수 현장연구를 수행하여 할 것으로 생각된다.

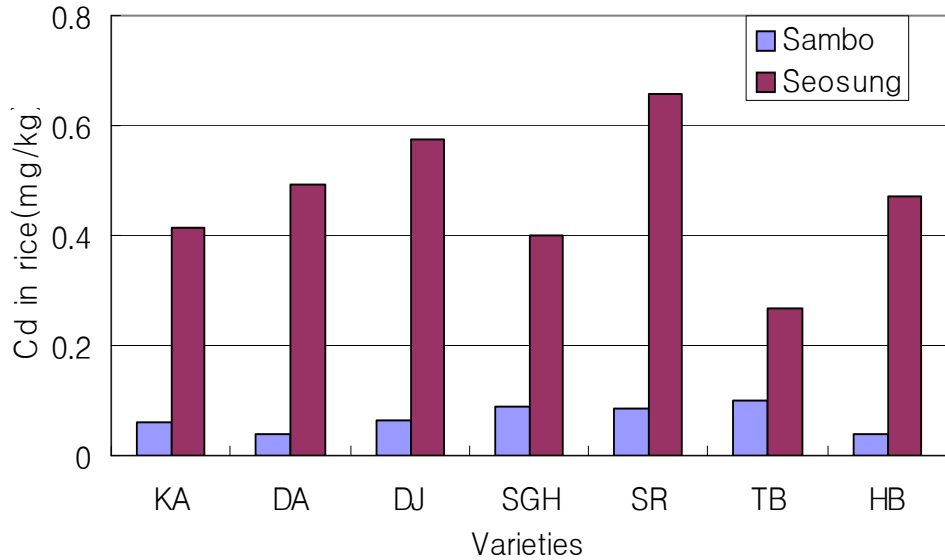


그림 3-68. 벼 품종간 백미중 카드뮴 함량비교

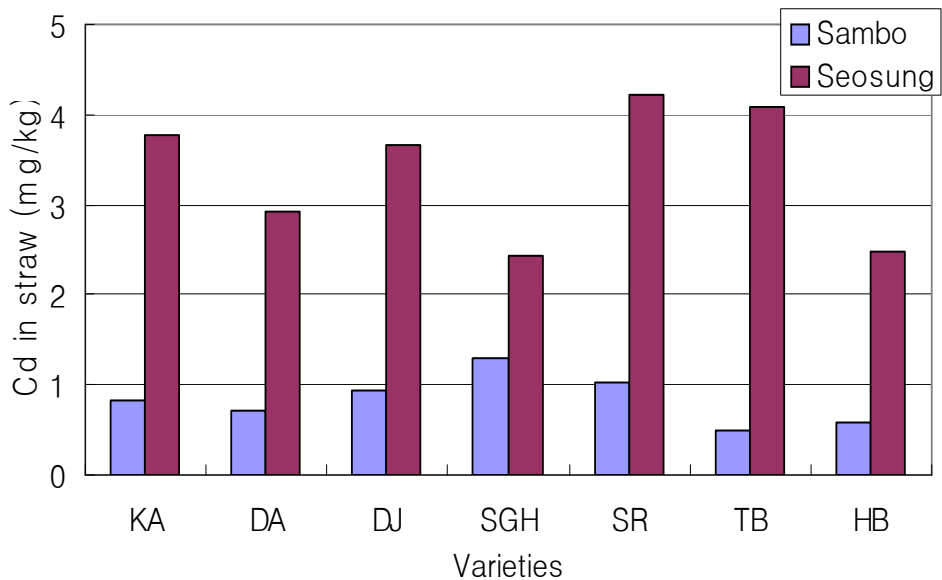


그림 3-69. 벼 품종간 벼짚중 카드뮴 함량비교.

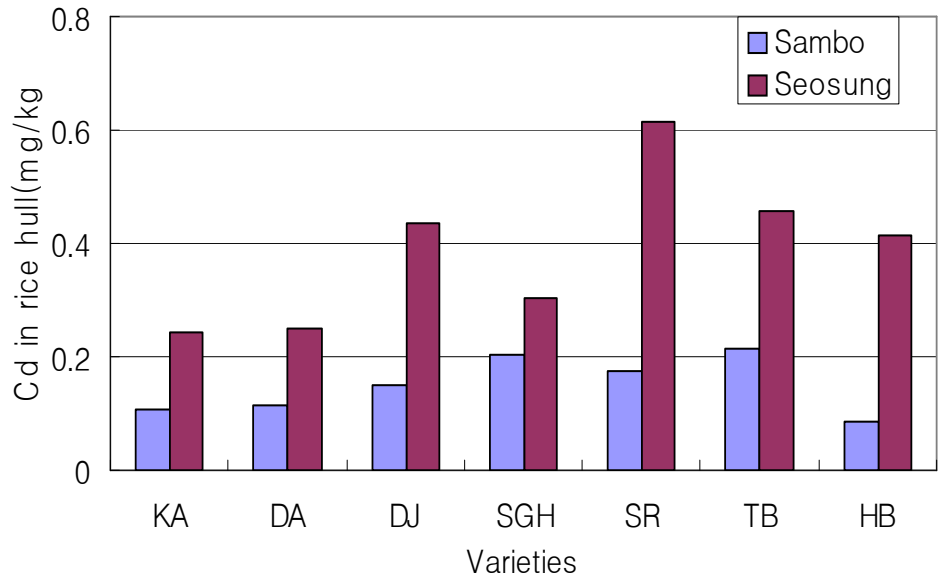


그림 3-70. 벼 품종간 왕겨중 카드뮴 함량비교.

3) 카드뮴 흡수 저감 벼 품종 선발을 위한 품종간 포장시험 비교 (3년차 시험)

가) 현장시험 장소선정 및 토양의 성분함량

3차년도 포장시험은 2차년도에 사용한 화성포장과 동일한 포장에서 수행하였으나, 서성포장은 경작자의 사정에 의해 2차년도 포장 인근의 2곳에서 수행하였는데 1곳의 포장은 2차년도에 사용한 포장보다 침출성 카드뮴의 농도가 높고, 다른 한곳은 하류쪽에 위치한 농도가 낮은 포장으로 선정하여 동일한 시험을 수행하였다. 시험에 사용된 삼보광산 인근 논토양의 토양산도는 5.9, 서성광산 논토양은 7.3~7.4로 차이가 있으며, 시험 토양의 EC, 유기물함량, 유효인산 함량 및 양이온의 함량은 삼보광산에 비해 서성광산에서 높은 경향을 보였다. 서성광산의 포장에서는 서성-1 포장의 유기물함량, 유효인산 함량 및 양이온의 함량이 서성-2 포장보다 높은 경향을 보였다. 삼보광산 논토양의 카드뮴 함량은 4.26 mg/kg, 서성광산 2포장은 각각 25.77(서성-1)과 7.35(서성-2) mg/kg으로 토양환경보전법에서 제시하는 토양오염 대책기준인 4.0 mg/kg을 상회하고 있어 카드뮴 오염 논토양 시험포장으로 선정하였다(표 3-35, 36).

표 3-35. 현장포장시험에 사용된 논토양의 이화학성

Soils	pH (1:5)	EC (dS/m)	OM (g/kg)	Av-P ₂ O ₅ (mg/kg)	Ex. cation(cmol ⁺ /kg)			
					Ca	Mg	K	Na
Sambo	5.9	0.67	17.2	8.3	2.02	0.35	0.07	0.11
Seosung-1	7.4	1.12	34.9	10.1	4.93	1.43	0.12	0.10
Seosung-2	7.3	1.73	28.3	16.7	3.54	0.85	0.05	0.09

표 3-36. 현장포장시험에 사용된 논토양의 침출성 중금속 함량

Soils	0.1M HCl extractable heavy metals(mg/kg)						
	As	Cd	Cr	Cu	Ni	Pb	Zn
Sambo	0.95	4.26	0.95	19.51	2.09	333.4	1500.9
Seosung-1	3.78	7.35	0.30	0.24	4.71	90.1	369.4
Seosung-2	11.48	25.8	0.35	12.99	4.76	499.8	1236.6

나) 생육 및 수량조사

3차년도 포장에서 수행한 현장시험에는 2차년도 7품종에 3품종을 더하여 벼 10품종을 시험에 이용하였다. 온실에서 발아 육묘한 벼를 5월 28, 29일 삼보 및 서성광산 인근 카드뮴 오염 논포장에 이양하였고, 7월 24, 25일 분얼기에 초장 및 경수를 조사 하였고(그림 3-71, 72), 10월 2, 3일 조생종의 1차 수확을 하였고 10월 11,12일 나머지 품종의 2차 수확을 하였고, 수량조사를 수확과 동시에 실시하였다(그림 3-73, 74, 75). 분얼기 초장은 서성-1 포장과 삼보 포장에서 품종간 약간의 변이는 있으나 포장 간의 차이는 없음을 보여 비슷한 토양조건이었던 2006년의 포장시험과 유사한 결과를 보였다. 2007년 새로이 추가된 서성-2 포장은 서성-1의 포장에 비해 타 토양조건은 유사하나 카드뮴 함량이 크게 낮음으로서 서성-2 포장의 생육은 다른 두 포장에 비해 상대적으로 컸음을 보여 서성-1의 경우 높은 카드뮴 함량과 삼보의 경우 습답으로서 발생하는 생육저해가 서성-2 포장보다 영향을 크게 받았음을 추정할 수 있다. 분얼수에 있어서는 서성-2>삼보>서성-1의 순서를 보여 서성-2는 토양의 높은 카드뮴의 영향으로, 삼보의 경우 습답의 요인으로 분얼수의 감소를 추정할 수 있다. 이로서 2006년 결과에서 추정한 카드뮴 농도에 의한 생육 저해가 없었음의 추정에 반하여 토양의 카드뮴 농도와 재배환경의 차이에 따른 생육의 영향이 있음을 확인할 수 있었다. 주당 조곡수량은 서성-2>서성-1>삼보 순을 대부분의 벼 품종에서 보였으나, 태봉벼에서 가장 낮은 수량을 보였고 이는 2006년의 결과와 유사하였다. 이는 벧짚과 왕겨에서도 동일한 양상을 보여 전반적으로 태봉벼의 경우 산간지에 적합한 품종으로 평야지에서 다소 낮은 수량을 보이는 지방 적응성과 관련이 있음을 확인할 수 있었다.

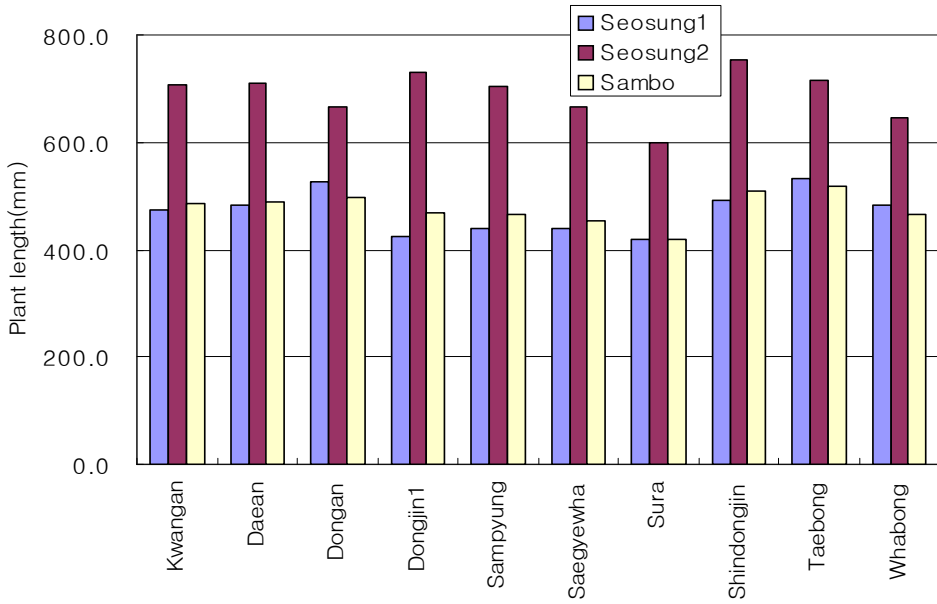


그림 3-71. 벼 분얼기 품종간 초장비교 (2007. 7.25).

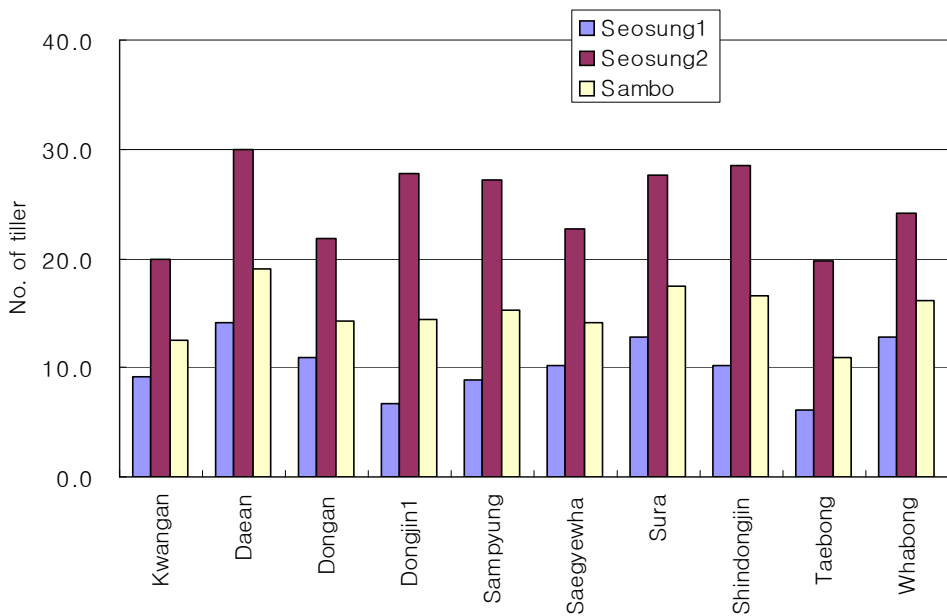


그림 3-72. 벼 분얼기 품종간 경수비교 (2007. 7. 25).

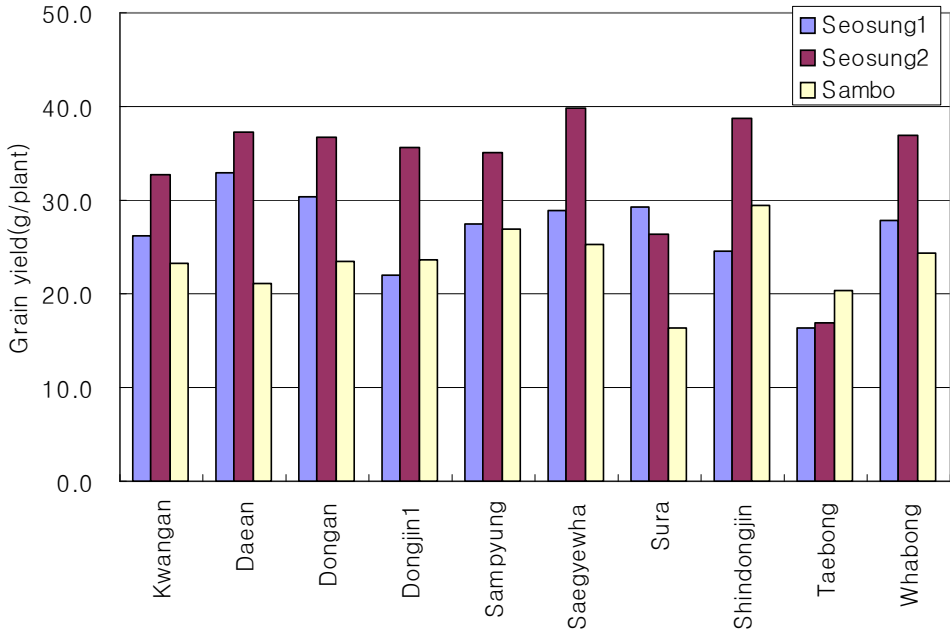


그림 3-73. 벼 수확기 품종간 조곡수량비교 (2007. 10. 12).

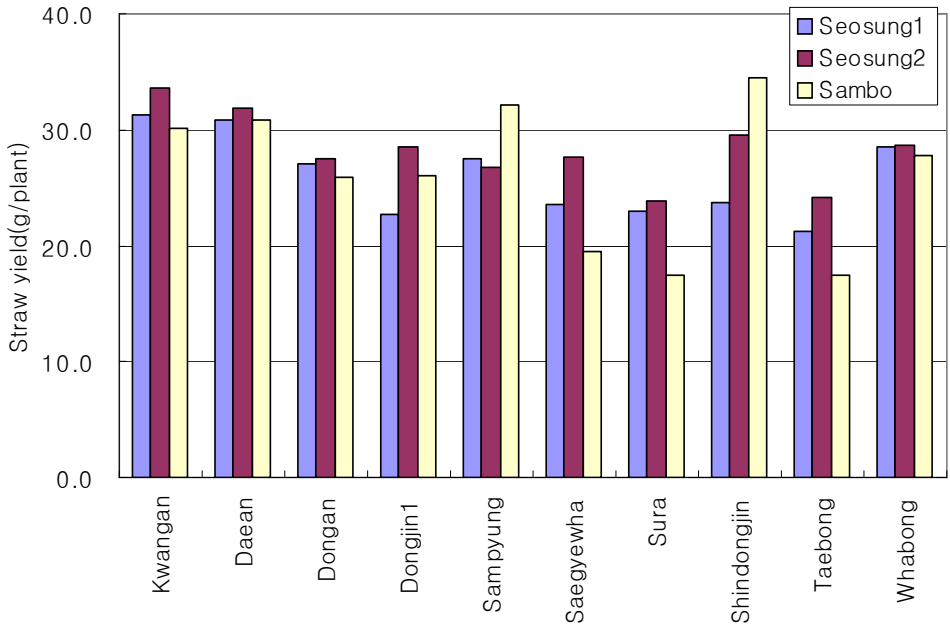


그림 3-74. 벼 수확기 품종간 볏짚수량비교 (2007. 10. 12).

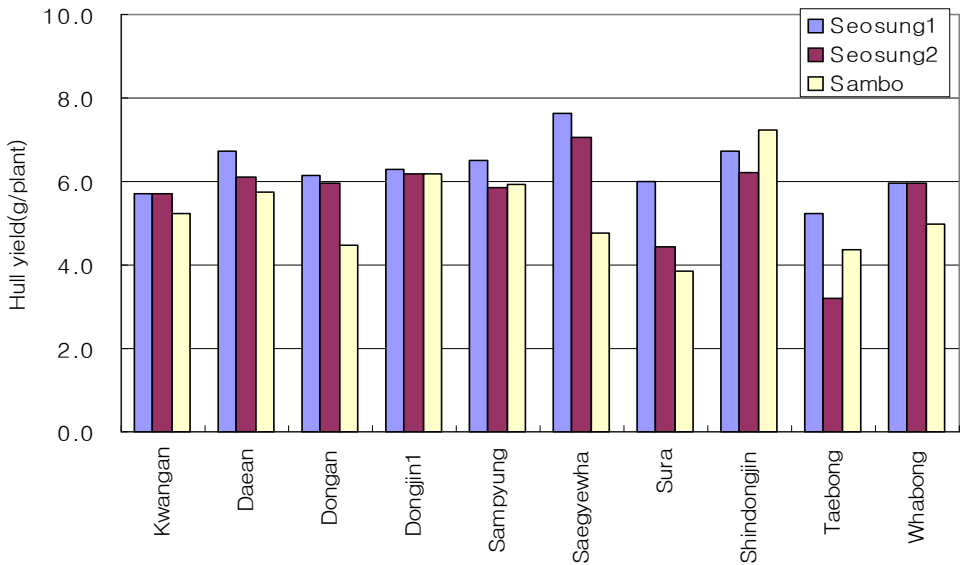


그림 3-75. 벼 수확기 품종간 왕겨수량비교 (2007. 10. 12).

다) 벼 품종별, 부위별 카드뮴 흡수

2006년도 이용한 벼 7품종에 더하여 동안벼, 삼평벼, 신동진벼 등 10개 품종을 3차년도 현장시험에 이용하였다. 토양의 0.1N HCl 침출성 카드뮴 농도가 각각 4.26과 7.35 mg/kg인 삼보 및 서성-2 포장의 경우 전 품종의 백미의 카드뮴 함량이 식품의약품안전청(2000)에서 제시한 허용기준인 0.2 mg/kg을 초과하지 않았다. 삼보 포장의 경우 세계화, 광안, 서성-2포장의 경우 삼평, 세계화, 태봉 품종이 각각 고흡수능을 보였고, 동안과 수라에서 저흡수능을 보였다. 그러나 카드뮴 함량이 25.77 mg/kg인 서성-1 포장에서는 전품종 백미의 카드뮴 함량이 기준을 훨씬 초과하였는데 품종간의 비교에서 삼평, 동진1호, 화봉벼에서 높았고, 동안, 태봉, 광안벼에서 낮음을 보여 카드뮴 농도가 크게 다른 두포장과 다른 경향을 보이고 있다(표 3-37). 또한 서성-1 포장에서 수확한 벼 품종별 벧짚 및 왕겨에 대한 부위별 카드뮴 함량을 조사한 결과이다(그림 3-76). 벧짚과 왕겨의 카드뮴 함량에 대한 품종간 비교에서는 종실내 카드뮴 함량이 높은 삼평, 동진1호, 세계화 및 신동진벼에서 높게 나타났으며, 동안, 태봉, 광안벼에서 낮게 나타남을 보였다. 그림 3-77은 서성-1포장 재배된 백미의 카드

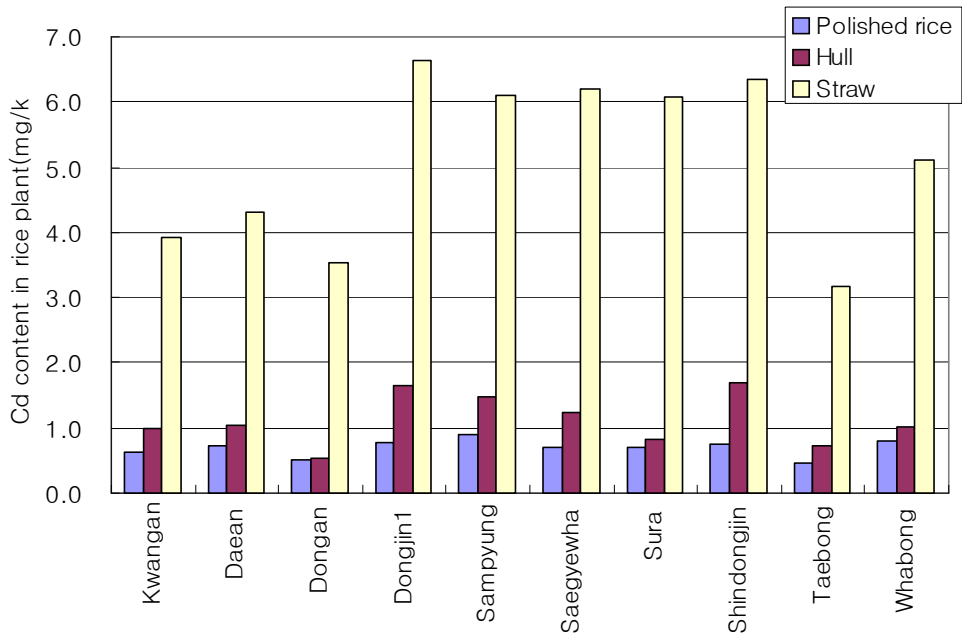


그림 3-76. 서성-1포장 생육 벼 부위별 카드뮴 함량

그러나, 토양 pH는 토양으로부터 식물이 카드뮴을 흡수하는데 영향을 미치는 중요한 요인중의 하나이다(Singh, et al, 1995). 일반적으로 식물 조직내의 카드뮴 농도는 토양 pH가 증가함에 따라 감소한다. 따라서 서성-2 포장에서 재배한 백미의 카드뮴 함량이 낮은 농도가 상대적으로 높은 토양 pH의 영향으로 추정할 수 있어 토양 pH가 낮은 유사한 카드뮴 농도의 포장에서 카드뮴 흡수능의 검토가 필요하다.

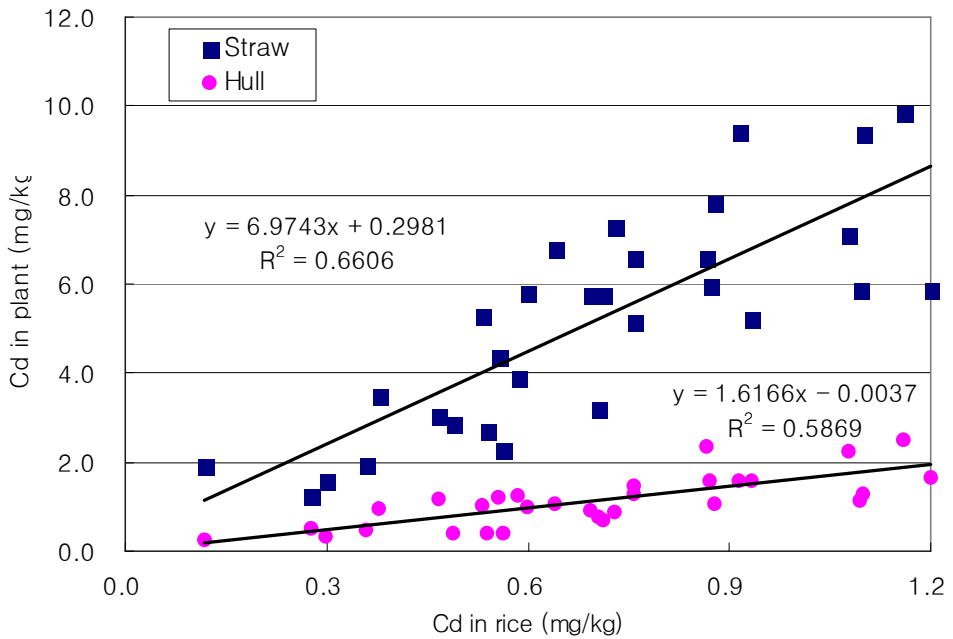


그림 3-77. 서성-1포장 재배 쌀의 카드뮴 함량과 식물 부위별 카드뮴 함량과의 관계.

라) 시험토양 카드뮴 형태별 함량과 벼 카드뮴 흡수와의 관계

시험포장 토양의 작물로의 유효도를 평가하기 위하여, 시험이 완료된 포장 표토토양의 형태별 카드뮴 함량을 조사(Tessier, et al. 1979)하였는데 분포별 비율은 그림 3-8와 같다. 서성-1포장의 시험구에서 탄산염 결합태 > Fe-Mn 결합환원태 > 치환태 > 잔사태 > 유기물복합태 형태 순으로, 서성-2 포장은 잔사태 > 탄산염 결합태 > Fe-Mn 결합환원태 > 치환태 > 유기물복합태 순으로, 삼보 포장은 유기물 복합태 > Fe-Mn 결합환원태 > 잔사태 > 탄산염 결합태 > 치환태 순으로 각각 존재하여 포장에 따라 형태별 함량이 크게 상이함을 보였다.

표 3-38. 토양의 카드뮴 형태별 함량과 백미중 카드뮴과의 관계

Soil fraction				
Exchangeable (FR 1)	Carbonate-bound (FR 2)	Fe-Mn oxides bound (FR 3)	Organic matter bound (FR 4)	Residual (FR 5)
0.885**	0.842**	0.840**	-0.446 ^{n.s.}	-0.280 ^{n.s.}

** : Significant at P = 1%. ^{n.s.} : not significant

토양의 카드뮴 형태별 함량과 백미중에 흡수 이행된 카드뮴함량과의 관계는 표 3-38과 같다. 토양의 치환태 카드뮴 함량은 백미중 함량과 정의 상관을 보여 토양 중 치환태 함량이 증가함에 따라 백미 중 카드뮴 함량이 증가함을 보였다. 특히 포장간 치환태 카드뮴 함량비율 비교에서 서성-1 포장의 13.7%, 서성-2 포장의 2.6%, 삼보 포장의 0.45%로 이들 함량비가 벼의 카드뮴 흡수에 크게 영향을 미치는 것으로 사료된다. 또한 일정 부분 작물 유효태로 구분되는 치환태, Fe-Mn 결합환원태 및 탄산염 결합태와도 정의 상관을 보였으나, 유기물복합태 및 잔사태와는 유의성이 없었다. 이는 모든 형태별 함량과 정의 상관을 보인 정 등(Jung et al, 2000)의 보고와 다소 차이가 있었다. 또한 토양 중 카드뮴 형태별 함량을 고려한 다중 회귀식에 의한 백미의 카드뮴 흡수 예측식 $RiceCd = -0.02861 + 0.07456 FR 1 + 0.00252 FR 2 + 0.001075 FR 3 - 0.00095 FR 4 - 0.00348 FR 5$ ($R^2 = 0.7893^{***}$)로 유의적인 관계를 보였다. 결과적으로 벼의 카드뮴 흡수 이행에 미치는 요인 중 가장 큰 요인은 토양 중 치환태 카드뮴 함량이라고 볼 수 있다. Adriano(1986)의 보고에서 토양내 중금속의 작물에 대한 유효도는 여러 인자에 의하여 영향을 받는데 그중에서 토양 pH, Eh, CEC, 점토함량 등 이화학성과 Fe/Mn oxides 및 토양온도 등의 영향이 보고되고 있다. Singh과 Pandeya(1998)는 작물에 의한 중금속의 흡수 예측에서 토양내 중금속의 유효도와 관련하여 유효태 함량비율과 영향인자로서 토양pH, EC, CEC, 점토함량 및 유기물함량 등을 고려하여 평가하였으나, 본 시험에서는 백미의 카드뮴 함량에 영향을 미치는 주요 요인으로 치환태 카드뮴 함량으로 추정할 수 있겠다.

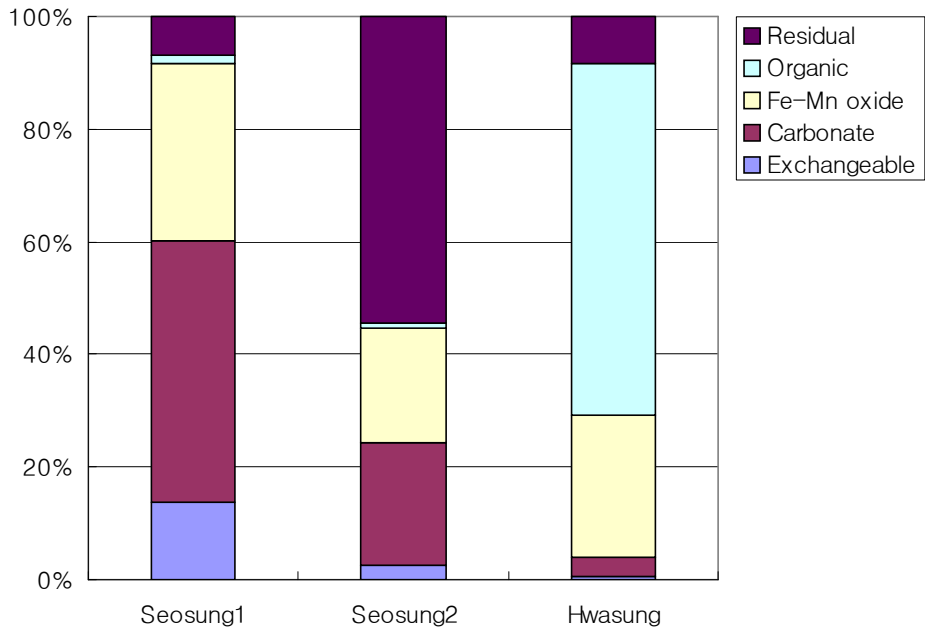


그림 3-78. 시험포장 토양중 카드뮴 분별정량 분포비율.

토양 카드뮴 총합량에 대한 침출성합량의 백분율은 삼보와 서성-1에서 각각 60.8과 63.9%를 보임으로서 정 등(2001)이 보고한 4개 폐금속광산 주변 논토양 중 카드뮴 평균 합량비 57%와 유사한 결과를 보였으나, 서성-2의 경우 18.1%로 앞의 두 포장에 비해 낮게 나타났다(표 3-39). 이는 토양 카드뮴의 침출성에 영향을 미치는 토양의 다른 이화학성의 영향이나 본 연구에서는 확인되지 않은 다른 요인에 의해 영향을 미치는 것으로 추정된다. 그림 3-79는 포장 토양시료 추출제별 카드뮴 농도를 비교 하였는데, 서성-1 포장에서는 FR 1, 2, 3이, 서성-2 포장에서는 FR 2, 3, 5가, 삼보 포장에서는 FR 3, 4, 5가 대부분의 비율을 차지하고 있다. 그림 3-80은 서성-1 포장에서의 0.1M HCl 침출성 카드뮴 합량은 동일 토양의 연속침출법에 의한 분별정량 치환태(FR 1), 탄산염 결합태(FR 2) 및 FR1 + FR2합량과 유의적인 정의 상관관계를 가지며, 서성-2 포장의 경우 FR1 + FR2 합량과, 삼보 포장은 Fe-Mn 결합환원태와 상관관계를 가진다(그림 3-81, 3-82).

표 3-39. 현장포장시험에 사용된 논토양의 Cd 함량

Soils	0.1 M HCl Extractable Cd	Total Cd	Ext./Total ratio
	mg/kg		(%)
Sambo	4.26	6.67	63.9
Seosung-1	25.77	42.30	60.8
Seosung-2	7.35	40.54	18.1

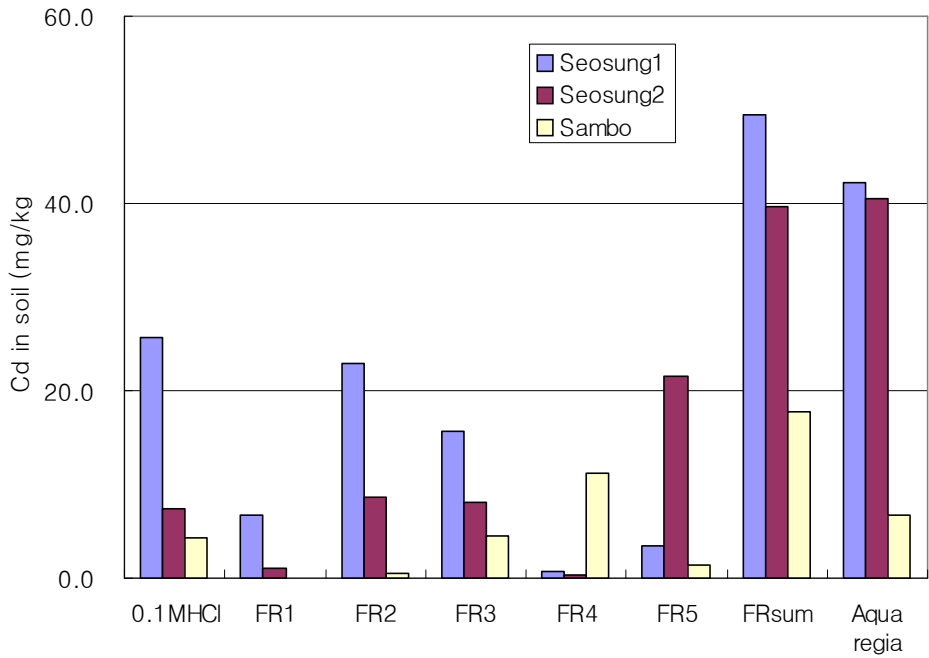


그림 3-79. 토양시료 추출제별 카드뮴 농도비교

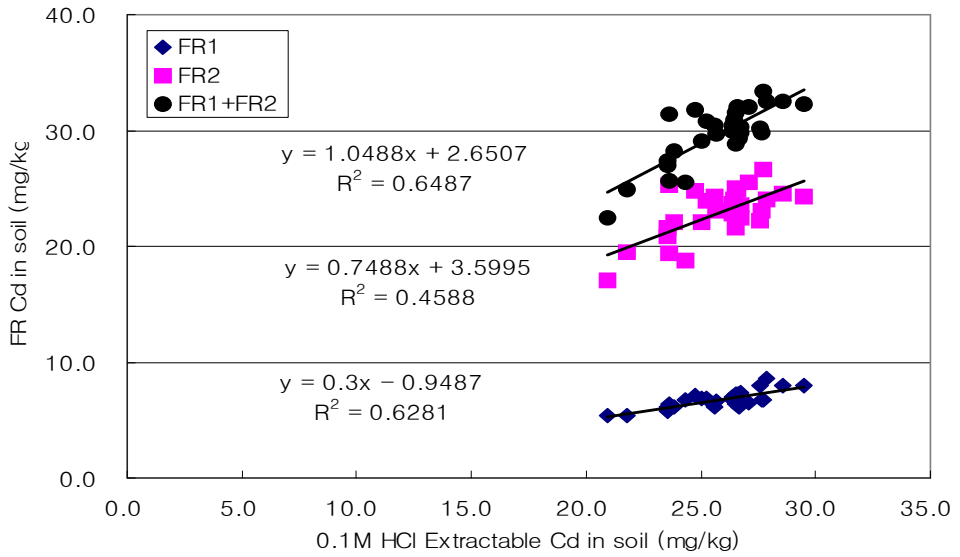


그림 3-80. 벼 재배토양의 0.1M HCl 침출성 카드뮴 함량과 분별정량 분획별 함량과의 관계(서성-1).

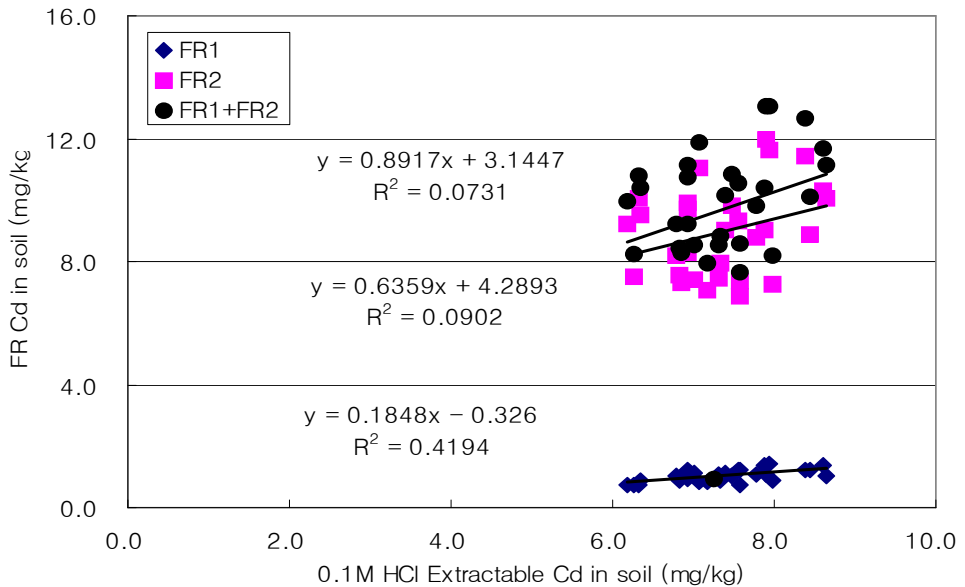


그림 3-81. 벼 재배토양의 0.1M HCl 침출성 카드뮴 함량과 분별정량 분획별 함량과의 관계(서성-2).

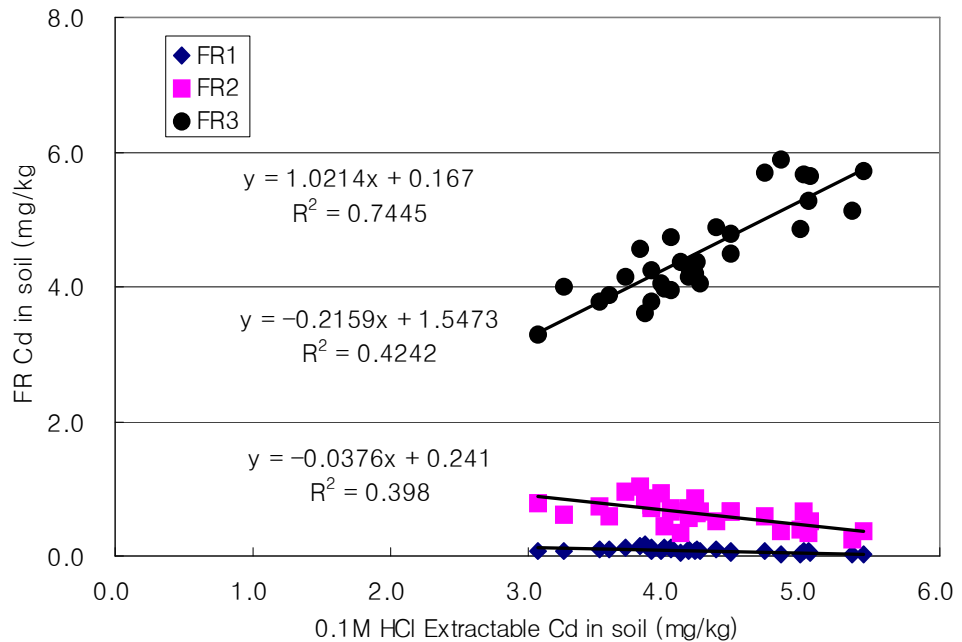


그림 3-82. 벼 재배토양의 0.1M HCl 침출성 카드뮴 함량과 분별정량 분석별 함량과의 관계(삼보).

다. 평가의 착안점에 따른 목표달성도에 대한 자체평가

식물의 종 또는 품종간의 토양의 카드뮴을 흡수하는 정도의 차이가 있으며 또한 토양의 카드뮴은 토양 자체의 여러 이화학적 특성에 의해 식물로의 이동 및 유효화에 차이가 있다. 따라서 식물체 자체적 생물학적 특성으로 흡수능에 추가하여 토양의 이화학을 고려한 식물학적 흡수 예측 모델링의 개발하여 품종에 따른 안전 농산물 생산이 가능하게 유도되어야 한다. 또한, 벼를 이용한 오염농경지의 식물학적 복원에는 흡수력의 차이를 보이는 Indica 및 통일계 등 다른 계통의 이용 가능성을 검토하여야 할 것이다.

제 4 장 목표달성도 및 관련분야에의 기여도

제 1 절 연구개발 목표 달성도

가. 연구전체 목표달성도

	연구 목표	연구 결과	달성도 (%)
세부과제 : 생물학적 복원기술 개발			
I	<ul style="list-style-type: none"> - 현장 적용 대상 내성 식물 선발 (1차) - 온실실험을 통한 선발 식물 내내한성 정화식물종의 선발(2차) 	<ul style="list-style-type: none"> - 문헌 조사를 통한 월동 식물의 1차 선발 : 큰이삭풀, 자운영, 헤어리베치, 별개미취, 달맞이꽃 선정 - 저온 처리 및 중금속 노출시 식물 생리 대사물질 및 성장량, 흡수량 비교 (2차 선발) : 큰이삭풀 성장 및 중금속 흡수량이 우월하게 나타남. 	100
II	<ul style="list-style-type: none"> - 현장 적용을 위한 현장 조사 - 선발된 정화식물의 현장 투입을 위한 활착증강기법 탐색 	<ul style="list-style-type: none"> - 입지 및 접근성을 고려한 1차 대상지 선발 : 화성 삼보광산 주변 농경지 선정 - 선발 초본의 유묘 이식 후 성장 발육 문제 발생 원인 탐색 및 해결안 제시 : 피종 후 저온 환경에 대한 영농 기법 도입 제안(멀칭등) 	100
III	<ul style="list-style-type: none"> - 현장적용을 위한 대상식물의 적절성에 평가 - 2차년도 대상 식물에 대한 실내 실험을 통해 선발된 정화식물의 월동기 현장적용 능력 평가 	<ul style="list-style-type: none"> - 선발 식물의 문제점(종자 획득의 곤란) 해소를 위한 타 식물로의 선정 : 큰이삭풀 → 호밀 - 선정 식물에 대한 저온 및 중금속 오염 환경 노출시 중금속에 대한 반응, 방어 기작 확인을 통한 환경 적응성 재평가 : 호밀 > 헤어리베치 > 자운영 순으로 확인. 	100
IV	<ul style="list-style-type: none"> - 각 현장에 대한 선발 식물의 생존력 및 성장 변화 평가 - 토양 내 총 중금속 및 태별 정량을 통한 선발식물의 카드뮴 정화능력 평가 	<ul style="list-style-type: none"> - 서성광산의 경우 식물체 생존 및 파종 밀도 증가에 따른 피복도 증가 확인. - 서성광산 현장 실험 결과 호밀>헤어리베치> 자운영 순으로 식생 밀도 및 생체량, 중금속 흡수량이 높은 것으로 확인. 	100

	연구 목표	연구 결과	달성도 (%)
세부과제 : 생물학적 복원기술 개발			
V	<ul style="list-style-type: none"> - 온실재배 실험 간 선발식물의 오염 토양내 중금속 유동성 변화에 대한 영향 확인 - 현장 적용시 적절 프로토콜에 대한 수립 및 운용 시험. - 현장에 대한 안정적 활착 여부 확인 및 장기적인 적용 계획 수립 	<ul style="list-style-type: none"> - 호밀 과중 결과, 각 포트 내 수용성 중금속 및 0.1N HCl 가용성 중금속, DTPA-유효 중금속의 감소 확인. - 온도 저하로 인한 토양 내 중금속 유동 감소 확인. - 포트 실험 결과를 통한 현장 내 중금속 저감 가능성 제시. - 현장 적용 프로토콜의 적용 및 적절성 확인. 	100

	연구 목표	연구 결과	달성도 (%)
협동연구과제 : 카드뮴 흡수 저감 벼 품종선발			
VI	벼 품종별 카드뮴 흡수 이행성 평가	<ul style="list-style-type: none"> - 벼품종에 대한 카드뮴 흡수 이행성 평가와 재배토양의 카드뮴 형태별 함량과의 관계를 구명하기 위하여 포장재배시험을 수행하여 목표를 달성하였음 	100

나. 연차별 목표달성도

연구기간	연차별 연구 목표	연구개발목표의 달성도
세부과제 : 생물학적 복원기술 개발		
1차년도 (2005년)	동절기 중금속 저감을 위한 내성종 선발	- 달맞이꽃, 헤어리베치, 자운영, 큰이삭풀에 대한 내성 결과 큰이삭풀이 저온 및 중금속에 대한 저항성을 갖는 것으로 확인됨.
	현장 적용 후보지 선정 및 예비 조사	- 조사 결과 화성, 삼보광산을 후보지로 선정
	벼 품종간 카드뮴 흡수비교 (포트시험)	- 24개 권장 벼 품종에 대한 카드뮴 흡수 이행성 평가를 위하여 2개 포트 재배시험을 수행하여 목표를 달성하였음
2차년도 (2006년)	선발 내성종의 카드뮴 영향에 대한 저항성 관련 요인 분석을 통한 타당한 현장 도입 초종 선발.	- 호밀, 헤어리베치가 자운영에 비해 저온 및 카드뮴 스트레스에 강한 것으로 확인됨.
	월동식물 1차 현장투입후 효과 조사	- 호밀>헤어리베치>자운영 순으로 카드뮴 정화능력이 우수한 것으로 평가.
	벼 품종간 카드뮴 흡수비교 (포장시험)	- 7개 권장 벼품종에 대한 카드뮴 흡수 이행성 평가를 위하여 2개 포장재배시험을 수행하여 목표를 달성하였음
3차년도 (2007년)	최종 선발 후보종에 대한 현장 적용시 저감 가능성 및 저감 여부 확인을 위한 중금속 모니터링	- 처리 방법에 따른 호밀의 중금속 흡수 증가 확인. - 식물체 식체에 의한 유효중금속 감소 확인.
	월동식물 2차 현장 투입 및 현장 적용 프로토콜의 확립	- 비료 처리 및 파종 시기, 파종 방법에 대한 제안, 활착 및 성장에 있어 양호함을 보임. - 월동 식물 도입에 따른, 경작원료까지 총 생산 가능량에 대한 사전 산출 필요.
	벼 품종간 카드뮴 흡수비교 (포장시험) 및 토양 카드뮴 형태별 함량과의 관계구명	- 10개 권장 벼품종에 대한 카드뮴 흡수 이행성 평가를 위하여 3개 포장재배시험과 재배토양의 카드뮴 형태별 함량을 조사하여 흡수량과의 관계를 산출하여 목표를 달성하였음.

제 2 절 대외기여도

- 본 연구의 목적은 중금속으로 오염된 농경지를 복원하는데 있어, 순환적 작부체계를 응용하여 논이 갖는 식량 생산의 기능을 유지하는 동시에, 휴경기 월동작물을 이용하여 중금속을 제거하는 것을 목적으로 한다. 이를 위해 조사된 월동작물인 헤어리베치, 자운영, 호밀등에 대한 중금속 흡수 및 반응등에 대한 연구 결과는, 중금속 오염 지역에서의 월동작물 재배 적합성을 판단하는데 하나의 기준이 될 수 있음.
- 기존의 식물체를 이용한 중금속 오염 기법이 현장의 자생하는 식물종을 대상으로 한 것과 다르게, 현재 재배되는 것으로 알려진 월동식물(호밀)을 선정, 운영함으로써 종자의 획득 및 파종, 농경 관리등에 있어서 복원 적용이 용이하므로, 현장에 쉽고 빠른 적용이 가능하다고 판단할 수 있음.
- 저온 환경과 중금속 환경에 동시에 노출된 식물체의 반응에 대한 연구 자료를 얻음으로서, 중금속으로 오염된 토양에서 동절기 식물체의 생리적인 반응, 영향등에 대한 기초 자료를 제공함.
- 기존의 토양 내 총 중금속량 함량 혹은 0.1N HCl 침출성 중금속에 한정된 토양 내 중금속 연구를 수용성 중금속 및 DTPA-TEA 유효중금속, 그리고 연쇄추출등으로서 토양내 존재하는 중금속의 태별 정량을 통해 식물체로의 이동을 확인하는 다각도의 연구 방법을 제시함.
- 이를 통해, 중금속으로 오염된 농경지라 할지라도, 유동성을 갖는 형태가 적을 경우, 이행률에 대한 고려를 함으로서, 토양-식물-인간으로의 이행에 대한 생태학적인 접근을 실시함.
- 중금속 오염 농토양 내에서 재배 가능한 벼품종을 선발함으로써, 논이 갖는 식량 생산기능을 유지함으로써 농가 소득을 유지함과 동시에, 국제 곡물가격 상승 등의 열악한 환경 내에서도, 식량 자급력을 유지할 수 있는 여력을 제공할 수 있음.
- 일반적으로 수행되어 온 공학적인 정화기법이 아닌 친환경적이며 친생태

적인 순환 기법의 적용을 통해, 현장에 대한 지역 주민들의 인식을 개선함으로써, 오염 지역의 개선 가능성을 확대시킴.

○ 본 기술은 국제적으로도 미국, 중국, 일본, 유럽의 일부를 제외하고 초기 단계로 국내 기술경쟁력의 향상을 가져올 수 있음. 본 기술관련 농업, 토목, 육종 회사의 설립 운영을 통한 다수의 수혜자가 다수 생길 전망(레오 미국의 경우 관련 회사가 100여개 설립되어 있음). 또한 사용 종료 매립장의 마감기술 등에 핵심 혹은 유사기술이 제공되거나 응용기술로 접합이 가능함.

○ 다음 표(표 4-1)는 중금속 오염 토양에 적용 가능한 처리공법의 경제성을 비교한 것.

본 연구개발기법에서 실제 현장 적용에 투입될 자재를 산정하할 경우, 호밀의 관리의 경우 가뭄 및 저온재해에 강하기 때문에 초기 성장 관리를 제외하고는 특별한 유지관리비가 필요 없음. 또한, 성장이 진행된 이후에도, 다른 초종에 비해 빠르게 토양을 우점할 수 있을 정도로 성장이 빠르므로 제초등에 대한 인위적인 관리도 필요 없어 경제적인 비용 절감 효과가 기대됨.

표 4-1. 중금속 오염 토양에 적용가능한 처리 공법의 경제성 비교

Technologies	Cost(US\$ ha ⁻¹)	Cost (US\$ ton ⁻¹) [※]
Chemical treatment	1,100,000	100-500
Soil washing	500,000	75-200
Soil flushing(in situ)	400,000	40-190
Vitrification(reagent)	300,000	75-90
Vitrification(thermal)	1,200,000	250-425
Thermal desorption	1,200,000	150-500
Thermal treatment	850,000	170-300
Electrokinetics	400,000	20-200
Incineration	3,000,000	200-1500
Landfilling	1,100,000	100-500
Phytoremediation	225,000	25-100

Source : adapted from Ensley(2000). [※] : Cleaning the top 30cm of contaminated Soil

○ 본 연구개발을 통하여 다음과 같은 학회 및 논문 게재를 통해 관련 기술에 대한 이미지를 개선하여, 기술에 대한 이해 및 인식을 고양시키는데 기여함.

- 논문발표

·김경선, 김대연, 구남인, 김정규*, 2006. 10. 19~20, 카드뮴과 저온에서 호밀의 항산화 반응, 한국토양비료학회 2006년 추계학술발표대회, 한국토양비료학회지 39(별호 2): 92<Antioxidative response of ryegrass (*Secale cereale*) to cadmium exposure and chilling stress, KJSSF 39(special issue 2): 91

·김경선, 김대연, 김정규*, 2006. 5. 18~19, 카드뮴 오염 농토양 정화를 위한 월동식물 적용 가능성 평가, 2006년도 한국토양비료학회 춘계학술대회, 순천, 한국토양비료학회지 39(별호 1):101

·농토양의 카드뮴 존재형태와 쌀 함량과의 관계(춘계한국토양비료학회, '08. 5)

·벼 품종간 카드뮴 흡수능 비교(한국환경농학회 정기총회, '08. 7)

- 논문 게재

·농토양의 카드뮴 존재형태와 쌀 함량과의 관계(한국토양비료학회지, '08. 6월호)

·벼 품종간 카드뮴 흡수능 비교(한국환경농학회, '08. 9월호(투고 예정))

제 5 장 연구개발결과의 활용계획

- 논토양에 대한 중금속 저감 기술의 적용은 친환경적이며, 생태론적 관점에서 이루어져야 할 것이다. 국내 특성상 논토양이 식량 생산의 70 % 이상을 담당하고 있기에 생태 순환적 연결고리를 벗어난 일시적인 공학적 해결은 2차 오염 및 일시적인 정화 효과로 인해 또 다른 문제를 야기할 수 있다. 따라서, 생태학적인 복원 기법이야 말로 토양 환경문제를 해결할 수 있는 차세대 기법이라 할 수 있다.
- 현재, 논토양의 오염은 한국, 일본, 중국을 비롯해 동남아시아에서 많은 나라들에 있어서 큰 문제가 되고 있다. 특히, 인도네시아 등은 벼농사의 관개수 자체의 비소오염으로 인해, 식량 생산물의 대부분이 비소로 오염되어 있는 실정이다. 이에 따라 중금속 오염 정화를 위한 대책 마련 및 적용이 시급하다. 일본의 경우, 기존 중금속 오염 토양으로부터 작물로의 이행을 막기 위해 화학 세정제를 이용한 세척 및 객토 그리고 경운 기법을 응용한 다양한 기술을 적용하고 있다. 이들 기술의 공학적인 단점(비용, 지속성)에 대한 대안으로서 식물체를 이용한 중금속 저감 기법은 그 발전 가능성 등에 의해 많은 관심을 받고 있다.
- 다음은 환경부의 토양 오염 측정망 운영 결과를 통해 얻은 토양 오염 현황이다(표 5-1). 토양 실태 조사는 2001년부터 최소 2,000개 지점을 대상으로 실시해 왔으며, 2005년도에는 2,402지점을 운영하였다. 현재 우리나라 농지의 일반적인 오염 현황은 우려 기준 이내로 안전한 것으로 나타나 있으나 일부 농경지에서 중금속류의 검출이 확인되었으며, 실태 조사 결과와 같이 오염이 우려되는 지역이 전국에 산재되어 있어 관리가 시급한 실정이다(한국농촌공사, 2006). 전국 오염현황자료(총 32,585개)중에서 시설 주변에 농경지가 위치하고 있는 동시에 농경지에 대한 오염개연성이 있다고 판단되어 현장실태 조사가 필요한 지역은 총 5,645지구(농지면적 86,709ha)이며, 이중 농경지 환경정밀 조사 혹은 개선대책이 필요한 지구는 휴·폐광산 123개, 비위생매립지 18개, 농공(산업)단지 17개로서 총 158지구이다. 대책 요구 지역중 휴·폐광산이 차지하는 비중은 78 %로서

33,937ha의 면적을 나타내고 있으며(표 5-2), 이를 통해 휴·폐광산 인근 지역에 대한 정화 사업의 시행 또한 예상된다. Phytoremediation의 특성상, 모든 오염 토양에 대한 일괄적인 적용은 어렵다고 판단된다. 하지만, 오염 기준에 대해 낮은 농도로 보고된 지역의 경우 기술 적용 가능성을 고려할 수 있다.

표 5-1. 오염 물질에 따른 국내 토양의 오염 현황

(단위 : mg/kg)

구분	Cd	Cu	As	Hg	Pb	Cr ⁶⁺	Zn	Ni	F	유인	PCB	CN	페놀	유류		TCE	PCE
														BTEX	TPH		
'05평균	0.078	3.768	0.167	0.016	6.162	0.000	77.317	9.587	200.665	0.000	0.000	0.012	0.000	0.021	5.153	0.000	0.009
'04평균	0.092	4.382	0.050	0.036	5.854	0.000	72.777	12.895	240.543	0.000	0.000	0.014	0.000	0.000	9.740	0.000	0.000
유류기준 (가치역)	1.5	50	6	4	100	4	300	40	400	10	-	2	4	-	-	8	4
자연 함유량	0.040	0.48	0.089	0.085	3.06	0.09	54.27	17.28	-	-	-	-	-	-	-	-	-

* 1. '05년 pH의 범위는 4.0~8.9(평균 6.6)

2. 자연함유량은 눈에 대한 국립환경연구원의 조사결과임(pH평균치는 5.7)

표 5-2. 오염 물질에 따른 국내 토양의 오염 현황

구분	계	특정토양오염 관리대상시설	농공(산업) 단지	비위생 매립지	휴·폐 광산
조사지구수	5,645	3,030	428	1,064	1,123
기준초과 지구수	158	-	18	17	123
초과율(%)	6.0	-	4.2	1.6	10.9
조사면적(ha)	86,709.2	1,515.0	28,432.6	22,823.9	33,937.7
기준초과 지구면적	8,221.3	-	2,590.8	786.7	4,843.8
비율(%)	9.7	-	8.2	3.4	14.3

- 다음 표에서 알 수 있듯이 Phytoremediation 시장은 국제적으로 성장가능성이 높다(표 5-3, 표 5-4). 식물체 적용 후 후처리 기술의 개발 뿐 아니라, 우리나라에 적합한 다양한 프로토콜을 개발하는 것이, 앞으로도 성장해 나갈 국제적인 phytoremediation 시장에 대한 대응 전략이 될 수 있을 것이다.

표 5-3. 국외의 phytoremediation 시장

(단위 : \$ 1,000,000)

	1999	2000	2002
미국	30-49	50-86	100-170
유럽	2.0-5.0	2.1-5.5	2.5-7.0
캐나다	1.0-2.0	1.3-2.5	1.5-4.0
기타	1.0-2.0	1.6-2.5	2.0-5.0
합계	34.0-58.0	55.0-96.5	106.0-186.0

(2000, D. Glass Associates, Inc)

표 5-4. 미국의 phytoremediation 시장

(단위 : \$ 1,000,000)

Contaminants	1999	2000	2002	2005
Organics in groundwater	7-12	11-22	21-42	40-80
Organics in soil	5-7	7.5-10.5	10-15	20-30
Inorganics in groundwater	2-3	3-6	6.0-8.5	12-20
Metals in groundwater	1-2	2-3	3-6	7-12
Metals in soil	4.5-6.0	9-14	28-40	75-110
Radionuclides	0.5-1.0	2-4	6-12	20-40
Landfill leachate	5-8	7.5-12.0	13.5-21.5	23-35
Organics in wastewater	1-2	2-3	3-5	5-10
Inorganics in wastewater	2-4	2.5-5.0	3.5-7.0	6-12
Metals in wastewater	0.1-0.2	0.2-0.4	0.3-0.6	1.0-2.0
Other	1.9-3.8	3.3-6.1	5.7-12.4	26-49
Total	30-49	50-86	100-170	235-400

(2000, D. Glass Associates, Inc)

- 국내의 경우, 폐광산 주변지역에 대한 복원에 대한 연구가 활발히 진행되고 있으나, 이들 연구의 대부분은 환경에 적용한 토착식물과 이들의 흡수능에 대한 연구가 주를 이루고 있다. 따라서 실질적인 토양의 정화기법과는 그 거리가 멀다고 할 수 있다. 생태학적 환경 복원의 관점에서 이들 식물에 대한 현장 적용이 가능한 운용 기법을 도출할 필요성은 매우 간절하다. 작물을 이용한 작부 체계의 도입이 주가 된 본 연구는 현장 운용 기법 측면에서 보았을 때 현장에 대한 실질 적용에 있어서 좋은 예가 될 수 있을 것이다.

- 본 연구 결과는 논토양의 오염 정화에 대한 작부 체계의 지속적 운용 가능성을 제시하였다. 그와 동시에 경작이 이루어지는 토양의 중금속 저감을 피함으로서 기존의 기술 적용 시 대상지가 휴경지 혹은 유흥지 상태로 되는 단점을 최소화 시키는 역할을 하였다.

- 본 연구 결과를 통해 도출된 현장 적용 프로토콜은 다음과 같이 제안할 수 있다(표 5-5).

표 5-5. 월동 식물을 통한 중금속 정화 기술 적용 프로토콜

No	진행 단계	세부 수행 사항
1	현장 조사	<ul style="list-style-type: none"> • 현장 오염 원인 및 토양 내 오염 농도 여부 확인 <ul style="list-style-type: none"> - 토양 발생학적 원인 혹은, 외부 유입에 의한 원인 여부 - 외부 유입이 원인일 경우, 현재 오염 물질 유입 가능성 판단 및 대책의 선 수립 ex) 현장 유입 광산 유출수에 대한 관개수 사용 제어 등. • 현장의 온도조건에 따른 호밀의 파종 시기 결정 <ul style="list-style-type: none"> - 지역별 구분 경기 북부, 강원도 : 9월 하순 ~ 10월 상순 경기 남부, 충북 : 10월 상순 ~ 중순 충남, 전북, 경북 : 10월 중 ~ 하순 전남, 경남 : 10월 중 ~ 하순
2	현장 적용 계획 수립	<ul style="list-style-type: none"> • 호밀 파종 밀도 결정 <ul style="list-style-type: none"> - 현장 피복 밀도에 있어 호밀 파종 5, 10, 15 g/m²의 파종 밀도 중, 가장 피복도가 높은 15 g/m²의 밀도 적용. • 현장 적용 시 소요 시간 및 비용 산정 <ul style="list-style-type: none"> a) 소요 시간의 산정 <ul style="list-style-type: none"> - 중숙기의 호밀(2개월 성장)의 경우 15 g/m² 파종 시, 1/5000a의 포트에서 재배한 개체들의 중금속의 지상부 함량은 총 0.054 mg 비료 무처리), 0.067 mg(비료 처리)로, 1a당 최대 333.273 mg/a 제거 효율 예상. - 예를 들어, 1a의 10cm 깊이내의 토양에 존재하는 중금속의 농도가 30 µg/kg이며, 용적밀도가 1.10 g/cm³일 경우, 오염량 1a의 토양내 중금속 함량은 330 mg/a이므로, 1개월의 재배를 통해 제거 가능. b) 비용의 산정 <ul style="list-style-type: none"> - 호밀 종자 가격 및 단가 책정 <ul style="list-style-type: none"> : 20kg/포대 가격 : 2만원(일반 청예용 maton종 기준) - 현장 도입 시 노동비 및 소요 금액 <ul style="list-style-type: none"> : 트랙터(로터리 결합형) ~ 200,000원 (1일 대여기준) 건담 직파기(파종기) ~ 120,000원 (1일 대여기준) 경운기 ~ 100,000원 (1일 대여기준) 관개수 ~ 150,000원 (7.5t 컨테이너 트럭 1회 기준) 인건비 ~ 55,000원 (1일 1인 기준) 관리비 ~ 60,000원 (1일 1인 기준)

<표 5-5 계속>

No	진행 단계	세부 수행 사항
3	현장 운용 및 유지	<ul style="list-style-type: none"> • 파종 호밀의 활착 확인 <ul style="list-style-type: none"> - 휴경기 월동 시기(11월 중순~2월 말)의 온도 변화 모니터링을 통해, 발아 호밀 유묘의 월동 확인. - 심각한 강설, 한발 등의 급격한 기상 변화에 의한 스트레스-사멸의 방지 <ul style="list-style-type: none"> : 경우에 따라 멀칭, 보온 덮개(벚짚)의 사용 필요. • 파종 호밀의 활착 실패 시 대응 전략 <ul style="list-style-type: none"> - 발아한 호밀 유묘의 동사 발생의 경우, 해빙기(2월 말~3월 초) 추가 파종을 통한, 현장 적용 계획의 보완 가능. - 호밀 수확기(4월 말~5월 초)의 우수한 생체량을 얻기 위한 저온 환경 노출 종자의 사용. <ul style="list-style-type: none"> : 지베렐린 같은 식물 호르몬제 처리, 인위적인 암장 저온 환경(4℃, 암주기 18시간) 노출을 통한 춘화 효과 유도. • 하절기(모내기를 위한 수거 이전까지)의 운영 전략 <ul style="list-style-type: none"> - 봄철 가뭄에 대비한 관개 시설 확충 및 대응 전략 모색 : 급수용 관수트럭 사용. - 호밀의 경우, 포트 실험 결과, 15℃의 일주기 10시간의 환경에서 토양 내 수분 손실량은 포장용수량의 5~15%로 나타났으며, 이를 통해 수분 요구량 산정 가능.
4	적용 식물체의 수거	<ul style="list-style-type: none"> • 적절 성장 단계에서의 수거 시기 선정 <ul style="list-style-type: none"> - 과도한 성장 시 도복으로 인한 수거의 난이함의 문제가 존재하므로, 5월 이전에 수거를 완료함. - 수거 시, 기계를 사용하기 곤란한 경우, 낫을 이용한 수작업 수거를 실시하며, 수거 위치는 지표로부터 10cm 부분을 취하도록 함. • 적용 기간 종료 후, 호밀 수거 시 토양 내 중금속 이행에 대한 모니터링. <ul style="list-style-type: none"> - 관련 연구기관의 지원을 받아 토양 내 중금속 함량의 변화여부를 연단위로 점검하여, 대상 토양의 중금속 저감 여부를 확인함.

<표 5-5 계속>

No	진행 단계	세부 수행 사항
5	수거 호밀의 처리	<ul style="list-style-type: none"> • 식물체 내 중금속의 처리를 위한 폐기 <ul style="list-style-type: none"> - 중금속이 포함된 식물은 '지정폐기물'이 아닌 일반 폐기물의 기준을 적용, 관리할 수 있으나, 폐기물 처리 후, 식물체의 특성상 환경으로 재 용출될 수 있으므로, 지정 폐기물로서의 관리할 필요성이 있음. - 지정 폐기물 처리를 한다 하더라도 톤당 200,000만원의 비용이 소요되며 이는 다른 폐기물의 처리량에 비해 부담이 매우 적음.
6	적용 현장에 대한 후기 작물(벼) 파종	<ul style="list-style-type: none"> • 중금속 저흡수 벼의 재배 및 관리 <ul style="list-style-type: none"> - 재배 전 저흡수종으로 선정된 동안벼 혹은, 태봉벼의 현장 적용(연구기관 의뢰를 통한 현장 재배 가능성 타진 필요). - 재배 후, 연구기관 의뢰를 통하여, 벼의 지상부(백미, 현미, 지상부)에 포함된 중금속 함량을 확인하여, 품종에 대한 검증을 마친 후, 상업적인 판매 허가를 받도록 함.

- 프로토콜에 대한 실제 기업의 시방서 작성 및 비용의 구체적인 산정은 부록#1의 방법을 따른다. 이에 대한 자료 수집, 작성은 (주) 신일 및 지오닉스와 협력을 통해 이루어졌다.
- 국내에서 식물을 이용한 오염 토양의 정화 기술은 중금속 축적능이 높은 식물체에 초점이 맞추어져 있다. 이러한 기법의 개발은 앞으로, 현장 오염 농토양의 정화기술로 적용 가능하리라 생각된다. 현장적용 기술의 실용화를 위해서는 현장 파종 기법과 수거 및 처리방법의 일련의 프로세스에 대한 체계적인 구축이 이루어 져야 할 것이다. 본 연구에서 실시한 식물을 이용한 중금속 제거 기법은 식물체의 피복도 및 활착을 최대 증진시키는 동시에, 토양 내 중금속의 유동을 감소시키는 것이 목적을 두는 안정화 기법과 달리, 식물이 흡수한 중금속을 현장 외로 제거함으로써 최종 목적을 달성하는 것이라 말할 수 있다.

- 후속 연구를 통해, 중금속 저흡수 벼 품종의 유전인자의 도입이 이루어진 벼 품종의 추가개발, 혹은 벼 외의 타 품종으로의 유전인자 도입을 통해 신품종을 개발함으로써 농업기술을 한 단계 발전시킬 수 있는 여지를 담고 있다. 이러한 기술 개발은 생물분야에 있어 새로운 기술 시장개척의 가능성을 제시할 수 있으며, 연구 인력들에 대한 수요증가로 농업 및 생물계 회사 등 관련 연구소의 새로운 일자리 창출 효과도 기대된다.
- 기술 적용 후 회수된 식물체는 법 기준으로 ‘일반폐기물’로 구분되어 처리 방법상의 문제가 발생할 가능성이 있다(그림 5-1).

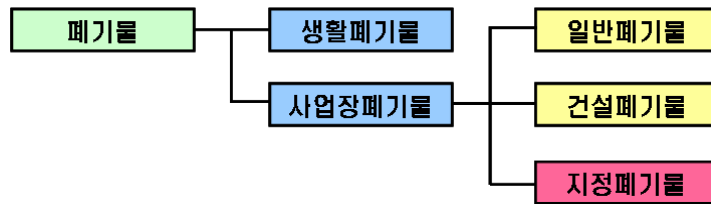


그림 5-1. 폐기물의 분류 기준
(폐기물관리법시행규칙, 2005)

폐기물관리법시행규칙(2005. 7. 22. 개정)의 별표3 지정폐기물의 분류번호(제2조제4항관련)에 의거하여 본 복원 시설에서 발생하는 수확건물은 “01-04-00 특정시설에서 발생하는 폐기물 중 달리 분류되지 아니하는 폐기물”로 분류하였으며, 납, 카드뮴, 비소 등 지정폐기물의 유해기준 물질을 폐기물공정시험방법에 준하여 pH 5.8-6.3 용매로 용출실험을 실시한 결과 모든 항목에 대해 유해물질이 검출되지 않은 것으로 조사되었다. 그러나 본 기법 적용 시 발생하는 수확건물은 중금속을 농축하고 있는 폐기물로 위의 시험에는 미달되나 위의 폐기물을 일반폐기물로 처리 하여 일반 매립할 경우 유기물질로 이루어진 식물 조직의 분해를 통해 중금속 용출 가능성이 충분히 있다고 판단되며 반드시 지정폐기물로 분류하여 위탁처리 하여야 한다. 현재 국내의 지정폐기물 위탁 처리비용은 200,000 원/ton 으로 수확건물 중량 대비 처리비용이 매우 낮아 폐기물 처리 비용 또한 매우 경제적이다.

- 국내에서는 현장 적용 후 회수된 식물체 처리에 대한 기술 개발은 이루어지지 않고 있다. 미국의 경우, 현장에 대한 적합 식물 종 및 중금속 흡수능과 재배 기법에 대한 연구가 완료되어 있어, 현장적용에 대한 사례가 보고되고 있다. 일본의 경우, 카드뮴으로 오염된 논토양에 대한 정화를 위해 중금속을 고농도로 흡수할 수 있는 벼의 생산과 동시에 이를 처리하는 기술에 대해 다양한 논의가 이뤄지고 있다(그림 5-1). 소각을 통한 회화(灰化)시 생성된 재 속의 카드뮴의 처리와, 기화(氣化)시 생성되는 배출 가스 내에 존재하는 카드뮴 처리에 대한 대안을 요구하고 있는 실정이다.

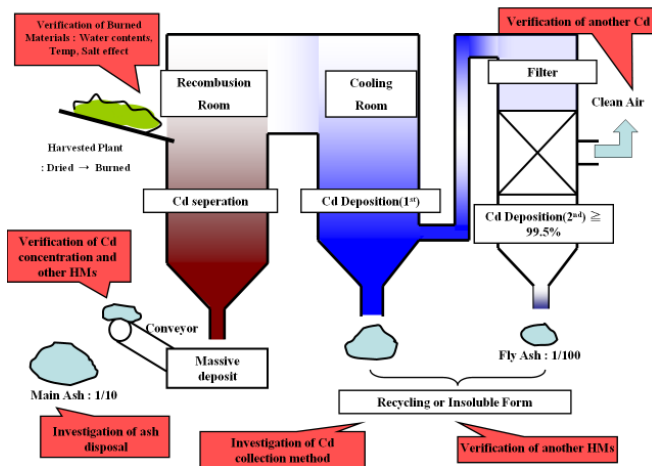


그림 5-2. 정화식물의 소각 시스템과 그 과제
(이바라키와 타니구치, 2007)

- 논토양의 카드뮴 오염 정화에는 카드뮴을 고농도로 흡수하는 품종의 벼를 사용할 수 있다. 일본의 경우, 이러한 벼 품종을 선발, 재배하는 동시에 바이오 에탄올 발효 공정을 통한 카드뮴의 회수하는 공정에 대해서 제안을 하기도 하였다. 그 결과 벼의 백미를 에탄올화 하고, 그 외의 부위(겨 및 기타 잔사물들)는 열에너지원으로서 효율적인 사용이 가능하다는 것을 확인하였다(그림 5-2). 이러한 정화 식물의 후처리 기술과 동시에 이루어지는 활용 기술은, 기술의 가치를 높이고, 기술에 대한 일반인들의 이미지를 향상시키는데 크게 기여할 수 있다. 따라서, 국내에서도 이러한 처리 기술의 연계에 대한 연구가 이루어져야 할 필요가 있다.

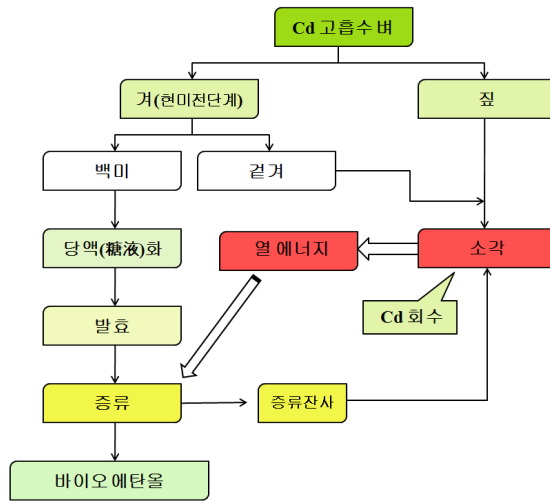


그림 5-3. Cd 고탍수 벼 품종의
 바이오에탄올 생성 공정
 (이바라키와 타니구치, 2007)

제 6 장 참고문헌

제 1 장 참고문헌

농업과학기술원. 2005. 비료공정규격. 농촌진흥청 고시 제2005-1호(2005.3.19).

박용하. 1994. 휴폐광된 금속광산 지역의 오염 관리대책. 한국환경정책평가연구원. KETRI/1994/RE-14. p588.

윤춘경, 이새봄, 정광욱, 한정윤. 2007. 농업용저수지 유역의 토지이용과 수질 항목 간의 상관관계 분석. Korean J. Limnol. 40(1) : 31~39.

환경부. 2000. 토양측정망 운영결과.

환경부. 2005. 폐금속광산 토양오염실태조사(156개 광산 종합).

환경부. 2008. 자원의 절약과 재활용촉진에 관한 법률 시행규칙 [일부개정 2008.3.3 환경부령 제281호]

樋口太重. 2003. 農耕地の重金属負荷と安全性の課題. 肥料年鑑, 50 : 30-41.

関本均, 西沢直子, 建部雅子, 石川覚, 藤原徹, 間藤徹. 2006. 人間の健康に資する植物栄養学. 日本土壤肥料学雑誌 78(5) : 535-543.

信一小野, 阿部薫. 2007. 農用地に開ける重金属汚染土壤の対策技術の最前線 : 1. 農耕地土壤の重金属汚染の現像と対策. 日本土壤肥料学雑誌 78(3) : 323-328.

村山重俊. 2005. 水を媒体とする農耕地土壤への微量重金属元素の負荷量平価一特にCODEXに係わるカドミウム・鉛と銅、亜鉛を中心として、中部土壤肥料研究, 94 : 50-65.

Arao, T., Ae, N. Sugiyama, M. and Takahashi, M. 2003. Genotypic differences in cadmium uptake and distribution in soybeans. *Plant and Soil*. 251, 247-253.

Cunningham, S.D., Berti, W.R., Huang, J.W. 1995. Phytoremediation of contaminated soils, *Trends in Biotechnology*. 13 : 393-397.

ITRC(The Interstate Technology and Regulatory Cooperation Work Group)-Phytoremediation Work Team. PHYTOREMEDIATION DECISION TREE. 1999.

Lee, S.R. 1993. Study on the food safety. Ewha Women's Univ. press.

Mishima, S. and Onoue, T. 2005. Estimation of cadmium load on Japanese farmland soil associated with application of chemical fertilizers and livestock excreta. *Soil. Sci. Plant Nutr*. 50 : 263-267.

Page, A., Chang, A. 1986. Cadmium. Springer. Verlag Berlin Heidelberg. Germany. p33-75.

제 2 장 참고문헌

강병화. 1998. 중금속 오염에 대한 phytoremediation용 야생식물 연구. *한국환경농학회지*. 17(4) : 312-318.

김규식. 1980. 담토양에 있어서 석회시용이 수도의 Cadmium 흡수에 미치는 영향. *충북대학교 논문집*, 6 : 179-190.

김규식, 박영선, 김복영. 1983. 카드뮴 화합물별 수도흡수 및 생육에 미치는 영향. *한국환경농학회지*. 2(1) : 6-12.

김복영, 김규식. 1982. 한국 논토양 및 현미중 중금속의 천연 부존량에 관한 조사연구. 농사시험연구보고. 24(토비) : 51~57

김규식. 1980. 토양 중 중금속의 생물학적 제거방법 시험. 농업기술연구소보 : 37-50.

김복영, 김규식, 조재규. 1989. 토양중 카드뮴제거를 위한 식물의 재배이용 연구. 한국토양비료학회지. 22(2) : 111~115

김복진. 1987. 수도의 중금속 흡수 경감에 대한 몇 가지 개량제의 효과. 한국환경농학회지 6(1) : 25-30.

김정규. 1994. 자연정화기능과 환경오염물질 처리. 자연자원환경연구. 2 : 29-48.

김정규. 1998. 중금속 오염토양의 식물정화. 제 1회 식물을 이용한 환경복원 기술 워크숍 - phytoremediation - 논문집. 한국과학기술원. pp 29-48.

김대연, 옥용식, 오태구, 임수길, 김정규. 2003. 중금속 오염토양의 식생피복을 위한 토양개량제 처리 및 뿌리활착과 식재방법에 관한 연구. KSSSF proceeding, 수원, KJSSF 26(별호1) : 219.

문광현, 고문환, 김원일, 정구복, 김경민. 2000. 카드뮴과 비소처리가 상추의 polyamine 함량과 유효도에 미치는 영향. 한국환경농학회지. 19(3) : 223-227.

백영화, 김선영, 강정우, 장윤영, 배범한, 이인숙. 2002. Cd 오염토양의 식물상 복원에 미치는 Cd의 영향. 대한환경공학회. 2002. 춘계학술연구 발표회 논문집 (II) 251-252.

심상인. 1996. 환경오염 진단 지표식물로서 잡초종의 활용에 관한 연구. 한국환경농학회지 15(1) : 46-69.

안예진, 윤성용, 박종문. 1999. Begonia evansiana를 이용한 구리 오염토중의 정화. 대한환경공학회. '98 추계 논문집(II) G-7 : 197-198.

- 이기태, 최한수. 1999. 광적산 식물체의 중금속 함량에 관한 연구, 환경독성학회지 14(4) : 155-163.
- 이민효, 김재규, 김규식, 김선관, 김복정, 박천서. 1983. 야생나물류 중 Cd, Cu, Pb, Zn의 천연 부존량에 관한 조사연구 농시보고 25 : 69-74.
- 이민효, 김복영. 1985. 토양중 중금속 (Cd, Zn)의 처리가 옥수수의 생육과 흡수에 미치는 영향. 한국환경농학회지. 4(1) : 11-17.
- 이상각, 강병화. 2001. Zn 및 Cu 오염토양에서 담배에 의한 복원 탐색. 한국환경농학회지 20(4) : 211-217.
- 정구복, 김원일, 이종식, 김경민. 2002. 장기재배 시험에 의한 중금속 오염 토양의 식물정화. 환경농학회지 21(1) : 31-37.
- 민일식, 송석환, 김명희. 1998. 충남 금산 폐탄광지역의 토양 및 식물체 내 중금속 오염. 한국토양환경학회지 3(2) : 41-51.
- 정기채, 김복진, 한상국. 1993. 아연광산 인근 지역 야생식물의 중금속 함량 조사. 한국환경농학회지 12(2) : 105-111.
- 山口誠之. 2006. カドミウムの底吸収性、高吸収性イネ品種の育成、農林水産技術研究ジャーナル. 29(10) : 11~14.
- Arao, T., Ae, N. Sugiyama, M. and Takahashi, M. 2003. Genotypic differences in cadmium uptake and distribution in soybeans. Plant and Soil. 251, 247-253.
- Bogges, S. F., Willavize, S. and Koeppe, D. E. 1978. Differential response of soybean varieties to soil cadmium. Agron. J. 70, 756-760.
- Florijn, P. J. and Van Beusichem, M. L. 1993. Uptake and distribution of cadmium in maize inbred lines. Plant Soil 150, 25-32.

Hart, J. J., Welch, R. M., Norvell, W. A., Sullivan, L. A. and Kochian, L. V. 1998. Characterization of cadmium binding, uptake, and translocation in intact seedling of bred and durum wheat cultivars. *Plant Physiol.* 116 : 1413-1420.

ITRC(The Interstate Technology and Regulatory Cooperation Work Group)-Phytoremediation Work Team. PHYTOREMEDIATION DECISION TREE. 1999.

Ishikawa, S., Ae, N. and Yano, N. 2005. Chromosomal regions with quantitative trait loci controlling cadmium concentration in brown rice(*Oryza sativa*). *New phytol.*, 168 : 345~350.

Li, Y.-M., Chaney, R. L., Schneiter, A. A., Miller, J. F., Clias, E. M. and Hammond, J. J. 1997. Screening for low grain cadmium phenotypes in sunflower, durum wheat and flex. *Euphytica*, 94, 23-30.

OECD, 1996. The global environmental goods and services industry. OECD, Paris.

USEPA, 2000. Introduction to phytoremediation. EPA/600/R-99/107 B1-B9.

제 3 장 참고문헌

제 1 절 동절기 중금속 저감을 위한 내성종 선발

김대현, 이복레, 이재식, 이 명, 김태환. 2006. 월동기간 중 *Zoysiagrass*와 *Creeping Bentgrass*의 저온내성에 대한 항산화 효소 및 지질과산화의 비교연구. *J. Korean Grassl. Sci.* 26(4) : 267-276.

Andres Schützendübel, Peter Schwanz, Thomas Teichmann, Kristina

Gross, Rosemarie Langenfeld-Heyser, Douglas L. Godbold, and Andrea Polle*. 2001. Cadmium-Induced Changes in Antioxidative Systems, Hydrogen Peroxide Content, and Differentiation in Scots Pine Roots. *Plant Physiology*. 127 : 887-898.

Chukwuma, Chrysanthus Sr. 1993. Cadmium, Lead, and Zinc from Terrestrial Plants in the Enyigba-Abakaliki Lead and Zinc Mine: Search for a Monitoring Plant Species in Trace Element Distribution. *Environmental contamination and Toxicology*. 51 : 665-671.

Hardwick K. and Baker N. R. 1973. IN VIVO measurement of chlorophyll content of leaves. *New Phytol*. 72 : 51-54.

Luhová K., Lebeda A., Hedererová D., Peř P. 2003. ACTivities of amine oxidase, peroxidase and catalase in seedlings of *Pisum sativum* L. under different light conditions. *Plant Soil Environ* 49(3) : 151-157.

Tibor Janda*, Gabriella Szalai, Krisztina Rios-Gonzalez, Otto Veisz, Emil Paldi. 2002. Correlation between frost tolerance and antioxidant activities in cereals. *Acta Biologica Szegediensis* 46(3-4) : 67-69.

제 2 절 실내 실험의 한계 극복을 위한 적응성 평가 후보지 탐색

식의약청. 2000. 식의약청고시.

甲山隆司, 寺島一郎, 彦坂幸毅, 竹中明夫, 大崎満, 大原雅, 可知直毅, 露崎史郎, 北山兼弘, 小池孝良 2006. 植物生態学. 3版. 朝倉書店. 東京. 日本. pp. 62-63.

ITRC(The Interstate Technology and Regulatory Cooperation Work Group)-Phytoremediation Work Team. PHYTOREMEDIATION DECISION TREE. 1999.

Walter Larcher. 2002. Ökophysiologie der pflanzen. 6th. Eugen Ulmer. Stuttgart. Germany. pp 256-260.

제 3 절 저온 및 중금속 노출에 따른 월동식물의 생리 대사 물질 분석

식의약청. 2000. 식의약청고시.

김종평, 한창균, 정진. 1991. 식물의 냉해에 대한 생체방어기구로서 항산소성 효소의 유도 : (1) 저온처리중 pyruvate의 세포내 축적과 상온환원후 항산소성 효소의 활성화 한국농학회지 34(2) : 162-167.

Cho H.S., Kim C.S., Jung J. 1994. A Mechanistic Study on the Early Stage-Events Involved in Low Temperature Stress in *Clamydomonas reinhardtii*. 한국농화학회지 37(6) : 433-440.

A. Schützendubel, P. Schwanz, T. Teichmann, K. Gross, R. Langenfeld-Heyser, D.L. Godbold, A. Polle. 2001. Cadmium-induced changes in antioxidative systems, hydrogen peroxide content, and differentiation in Scots pine roots. *Plant Physiol.* 127 : 887-898.

Baker A.J.M. 1987. An Evolutionary Perspective. *New phytol.* 106 : 93-110.

EPA. 1996. ACID DIGESTION OF SEDIMENTS, SLUDGES, AND SOILS. : METHOD 3050B.

Lowry O.H., Rosebrough N.J., Farr A.L., Randall R.J. 1951. Protein measurement with the folin phenol reagent. *J Biol Chem.* 193 : 265-75.

L. Sanità di Toppi, R. Gabrielli. Responses to cadmium in higher plants,

Env. Exp. Bot 41 : 105–130.

Posmyk Malgorzata M., Bailly Christoph, Szafrńska Katarzyna, M. Janas Krystyna, Corbineau Françoise. 2005. Antioxidant enzymes and isoflavonoids in chilled soybean(*Glycine max* (L.) Merr.) seedlings. *Journal of Plant Physiology* 162 : 403–412.

M. Teresa Milone, Cristina Sgherr, Herman Clijsters, Flavia Navari–Izzo*. 2003. Antioxidative responses of wheat treated with realistic concentration of cadmium. *Environmental and Experimental Botany* 50 : 265–276.

Tomsett A.B., Thurman D.A. 1988. Molecular biology of metal tolerances of plants, *Plant Cell Environ.* 11 : 383–394.

Verkleij J.A.C., Schat h. 1990. Plant physiology. Mechanisms of metal tolerance in higher plants. In: *Heavy metal tolerance in Plants: Evolutionary Aspects* (Ed. by A. J. Shaw) CRC Press. pp. 179–194.

Walter Larcher. 2002. *Ökophysiologie der pflanzen*. 6th. Eugen Ulmer. Stuttgart. Germany. pp 256–260.

제 4 절 현장 도입 월동식물의 성장 변화 및 중금속의 형태 변화 추적

환경부, 토양오염공정시험법, 2002

Davidson C.M., Duncana A.L., Littlejohn D., Ure A. M., Gardenb L.M. 1998. A critical evaluation of the three–stage BCR sequential extraction procedure to assess the potential mobility and toxicity of heavy metals in industrially–contaminated land. *Analytica Chimica Acta*. 363 : 45–55

EPA. 1996. ACID DIGESTION OF SEDIMENTS, SLUDGES, AND SOILS. : METHOD 3050B.

Silvertown J.W. 1987. Introduction to Plant Population Ecology. 2nd ed. Longman group Uk LTD. London. pp. 56-82.

제 5 절 월동식물 도입 농토양 내 중금속 유동 변화 및 현장 도입 기술 개발

환경부, 토양오염공정시험법, 2002

茨木俊幸, 谷口彰. 2007. 農用地における重金属汚染土壤の対策技術の最前線 : 4. 植物による汚染農地の修復 - 実践可能なファイトレメディエーションを目指して-. 日本土壤肥料学雑誌. 78(6) : 627-632.

Ágnes Vashegyi, Gábor Mezősi, Káároly Barta, Andrea Farsang, Gábor Dormány, Bernadett Bartha, Szilvia Patakil, László Erdei. 2005. Phytoremediation of heavy metal pollution: A case study. Acta Biologica Szegediensis. 49(1-2) : 77-79.

Allan, M.U., 1991, Trace element Speciation in Soils, Mikrochim. Acta[Wien], II : 49-57.

Clemens, R., 2001, Comparison of the element composition in several plant species an their substrate from a 1,500,000km area in Northern Europe, Sci. Total. Environ, 278 : 87-112.

Kachi, N. and Hirose, T. 1983. Bolting induction in *Oenothera erythrosepala* Borbas in relation to rosette size, vernalization, and photoperiod. Oecologia. 60 : 6-9.

Lindsay, W.L., Norvel, W.A., 1969. Development of a DTPA

Micronutrients Soil Test, Agronomy Abstracts, 6 : 84.

Street, J.J., Lindsay, W.L., Sabey, B.R. 1977. Solubility and plant uptake of cadmium in soils amended with cadmium and sewage sludge. J. Environ. qual. 6 : 72-77.

제 6 절 카드뮴 흡수 저감 벼 품종 선발

식의약청. 2000. 식의약청고시.

정구복, 김원일, 박광래, 윤순강. 2001. 폐금속광산 주변 농토양 중 중금속의 수직분포 특성. 한국환경농학회지. 20(4) : 297~302.

환경부. 1996. 토양오염공정시험법

Adriano, D. C. 1986. Trace elements in the terrestrial environment. Spinger Verlag.

Jung, G. B., Kim, W. I., and Ryu, I. S. 2000. Fractionation and availability of heavy metals in paddy soils near abandoned mining areas, Korean J. Environ. Agric., 19(4):319-323.

Singh, B. R., Narwal, R. P., Jeng, A. S., and Almas, A. 1995. Crop uptake of cadmium I soils naturally high in metals at different pH levels. Commun. Soil Sci. Plant Anal. 26, 2123~2142.

Singh, A. K. and Pandeya, S. B. 1998. Modelling uptake of cadmium by plants in sludge-treated soils. Bioresource Tech., 66, 51-58.

Tessier, A., Campbell, P. G. C., and Bisson, M. 1979. Sequential extraction procedure for the speciation of particulate trace metals, Analytical

Chemistry, 51(7):844.

제 5 장 참고문헌

茨木俊幸, 谷口彰. 2007. 農用地における重金属汚染土壤の対策技術の最前線 : 4. 植物による汚染農地の修復 - 実践可能なファイトレメディエーションを目指して-. 日本土壤肥料学雑誌. 78(6) : 627-632.

D. Glass Associates, Inc., 2000, U.S. and International Markets for Phytoremediation,. 1999-2000)

한국 농촌공사 농어촌연구원, 2006, 우수 농산물 관리제도 시행에 따른 용수·토양의 질 확보방안(I).

부록#1

본 정화기법의 상용화를 위한 운전 절차서

1. 설계계산서

1.1 설계 기준

1.1.1 설계용량 : 100m²/년, 설계용량 : 톤/년

1.1.2 처리토양

<표 1> 처리 가능 이화학성

	pH 1:5 H ₂ O	OM g/kg	CEC cmol ⁺ /kg
중금속 오염 논 토양	4.8~7.2	20~25	3.0~4.5

⇒ pH: 약산성 및 약 염기 토양에서도 호밀의 생육 양호함(자체 분석으로 확인)

⇒ N,P,K에 대한 호밀의 적정 요구량에 따른 시비 처리

<표 2> 현장 논토양에서 호밀의 중금속 축적능 및 개체량, 뿌리표면적

	중금속 Cd 축적량 (μg)	Biomass (g, dry weight)	뿌리 표면적 (cm ²)
호밀(Matou)*	66.6546 μg (15g/m ² , 시비처리)	3.8365 μg (15g/m ² , 시비처리)	53.04 cm ²
	54.1399 μg (15g/m ² , 무비처리)	3.1142 μg (15g/m ² , 무비처리)	

* 15g/m²에 포트 실험 및 현장 실험을 통한 예측치

<표 3> 처리가능 중금속 오염도(Cd)

mg/kg	
오염 농도양(서성)	18.03 ~ 19.34

⇒ 본 기법이 적용된 농도양의 최대 오염도(0.1N HCl 가용성 중금속)에 근거함.

<표 4> 처리가능 토양의 물리성(본 기술 적용지 기준)

Site	Textural class	Sand	Silt %	Clay
오염토양 (서성)	Sandy loam	51.34	24.73	23.94

⇒ 호밀의 파종 전, 후 로터리 작업을 통한 토양내 공극 확보 유도.

⇒ 토양의 배수가 불량한 토양의 경우, 파종시 호밀 유묘의 적응이 어려움. 낙수 및 추수가 완료된 후, 15일에서 1달 가량의 유예기간 후 파종하는 것을 원칙으로 함.

1.2 용량계산서 <표 5>

항목	용량	계산근거
①처리면적	100 m ² (1a)	·10m × 10m
②처리용량	10 m ³	·10m × 10m × 0.10m (0.10m: rooting depth)
③재식밀도	15 g/m ²	·연구 결과, 5, 10, 15g/1m ² 의 피복도 및 활착도 비교 결론
④생체량	19.183 kg/100m ²	·건중량 기준
⑤호밀의 카드뮴 최대흡수량	66.655 μg	·지상부 축적량 기준
⑥토양 카드뮴 제거 효율	0.8065 μg/ton	·적용 현장에서 건중량 내 축적량 추산

○ 계산근거

- 호밀의 체내 중금속 축적량(μg)
 $=$ 호밀의 체내중금속함량($\mu\text{g/g}$) \times 호밀의 Biomass(g)
- 토양 중 오염물질의 제거효율
 $=$ 호밀의 체내 중금속 축적량(μg)/단위토양(ton)
- 단위토양(ton)
 $=$ 호밀의 식피면적(m^2) \times 유효 토심(0.10 m) \times 토양의 용적밀도(1.21 Mg/m^3) \times 0.001 (t/mg)

2. 물질수지 <표 6>

Cd	① Biomass : g /plot(1m ²)	② 체내 Cd 흡수농도(mg/kg)	③ 호밀에 의한 Cd 제거량(mg)
		191.83 g/plot	17.374 mg/kg

3. 운전절차서

3.1. 토양조사

3.1.1 현장 토양의 환경 특성 조사

오염 토양은 생성 시 기반암에서 기인한 중금속으로 인해 태생적인 오염 상태인 경우도 존재하나, 문제시 되는 오염 현장 토양의 경우 외부 유입 환경에 의한 오염이 주원인이 되고 있다. 따라서 토양오염 정화기술 적용을 계획하는 경우 유입원의 배제 및 대책의 수립이 우선되어야 한다.

3.1.2 토양의 화학성 조사

폐광산 인근의 논토양은 환경적 요건에 의해 물리성 뿐만 아니라 양이온 치환능력 및 토양유기물함량에도 문제가 발생할 수 있다. 또한 pH가 대개 산성으로 기울어져 있어서 pH 교정도 수반되어야 한다. 표토의 양·수분은 비료를 보충, 처리하는 동시에 지속적인 관수를 행하도록 하며, pH의 교정시 석회 등의 시료도 고려할 수 있다.



현장 실태 조사



토양 시료의 조제 및 분석

3.2. 식물체의 준비 및 파종

3.2.1 호밀의 번식

호밀은 이년생 작물로서, 낙수 및 추수가 완료된 후 파종하여, 발아를 한 유묘 상태로 월동을 하게 된다. 해빙 이후 3월에서 4월간 지상부의 성장이 왕성하므로, 식물체에 의한 중금속 저감을 위해서는 이 시기의 성장을 극대화 할 필요가 있다. 월동 식물의 성장 단

계 진행을 위한 저온 스트레스 조건은 호밀의 성장 발육에 있어 중요한 영향을 끼치므로, 이에 대해 주의할 필요성이 있다. 현장에 적용 식물을 호밀로 선정할지라도, 용도 및 특성이 각기 다르므로, 각 종자에 따른 생체량, 중금속 오염 토양에 대한 적응 정도, 중금속 흡수능에 대한 사전 연구를 연구 기관의 도움을 받아 실시하도록 한다. 사료로 쓰이는 호밀 종(Matun, Winterglazer)의 사용을 추천한다.

3.2.2 비료의 투여

돈분 퇴비 등의 부숙 퇴비에 존재하는 혼합제의 중금속 용출 위험성을 고려, 비료는 NPK 비료를 사용하여, 이들 비료의 처리는 파종을 하기 전에 완료하도록 한다.

3.2.3 호밀의 파종

호밀을 파종시에는 로터리를 사용하여 토양을 혼합해서 호밀의 활착이 용이하도록 하는 것이 중요하다. 또한, 뿌리 발육과 초기 활착을 위해 가벼운 진압을 하거나, 로터리 작업을 약게 1회 실시하는 것을 추천하기도 한다. 파종은 15g/m²의 밀도로 종자 파종기를 사용하여 실시한다. 파종 후, 발아에 소요되는 기간은, 적정 시기 파종시 1주일 내에 발아가 완료될 수 있으며, 늦더라도 2주 내에 발아가 완료된다.



호밀 파종 전 현장에 대한 처리



활착이 완료된 호밀

3.3 파종된 호밀의 월동 및 관리대책

3.3.1 호밀의 월동

적정 시기의 파종은 호밀의 현장 발아 후 활착에 좋은 환경을 제공할 수 있다. 하지만, 적기를 경과한 파종의 경우, 호밀의 발아를 억제하거나 조기 발아한 종자의 사멸을 야기하므로, 낙수 후 벼 추수 및 파종시기에 대한 철저한 대비가 필요하다. 저온에 적응하는 기간은 1개월가량 소요되며, 이 기간 동안 기온이 영하로 급하강하는 경우, 스트레스 대응기작이 발달하지 않은 상태에서 대사 장애 및 손상을 받을 수 있다. 또한, 과도한 관수나 폭설 등의 적용 현장의 수분 조건을 급격히 변화시키는 요인이 발생할 경우, 온도 하강으로 인한 빙결로 식물체가 사망할 수 있으므로, 이에 따른 대책도 요구된다. 상황에 따라, 농경용 비닐을 사용한 멀칭 기법이나 벧짚 등의 보온 자재를 사용하는 방법 등을 적용할 필요가 있다.

3.3.2 월동 실패 후, 이에 대한 대응 전략의 고안

Phytoremediation의 적용 시, 돌발적인 상황(기상이변, 병충해, 인위적인 손상, 동물의 섭식)에 의한 현장 적용 식물의 사망이 발생할 경우, 해당 초종에 대한 재도입을 고려할 필요가 있다. 호밀의 경우, 일반 도입 식물과 달리, 중금속의 제거 효율 증대를 위한 생체량 확보를 위해, 성장 단계를 타파할 수 있는 처리가 필요하다. 따라서, 인위적인 저온 환경에 발아된 유묘를 노출시켜, 이들을 인위적인 월동 상태로 대사 전환 유도를 할 필요성이 있다. 이러한 처리는 저온(4℃)에서 암장 상태로 15일~30일 가량이면 충분하며, 처리가 완료된 유묘를 선정하여 현장에 이식하는 방법을 사용할 수 있다. 혹은 선발된 호밀 종자에 대한 지베렐린과 같은 성장 호르몬을 처리함으로써 호밀의 성장 단계를 전환시키는 방법도 대안으로 생각할 수 있을 것이다.



급격한 저온으로 인해 고사한 호밀(pot)



강설로 인한 식물체의 매몰

3.4. 사후관리

Phytoremediation은 농경 관리법이 뒷받침 되어야 한다. 이식한 호밀의 지하부가 안정적으로 활착하는 데에는 대략 2주정도의 시간이 소요되며 이 기간 동안 주기적으로 관수를 하여 이식된 호밀의 지하부의 활착을 용이하게 해 준다. 단, 과량의 수분이 존재할 경우, 앞서 언급한 빙결 스트레스로 인한 월동 실패로 이어질 수 있으므로, 그 양에 유의할 필요가 있다.

월동이 완료된 3월에서 4월 사이, 봄가뭄에 의한 성장 저하가 발생할 수 있으므로, 3일에서 4일간 주기적인 관수를 실시한다. 5월 모내기 직전까지 육성시킬 경우, 과도한 성장이 발생하여 도복 등으로 인한 기계 작업의 난점이 존재하므로 최대 4월 말까지는 수거를 완료하도록 한다.

폐기물관리법시행규칙(2005. 7. 22. 개정)의 별표3 지정폐기물의 분류번호(제2조제4항관련)에 의거하여 본 오염토양에서 발생하는 수확건물은 “01-04-00 특정시설에서 발생하는 폐기물 중 달리 분류되지 아니하는 폐기물”로 분류하였으며, 납, 카드뮴, 비소 등 지정폐기물의 유해기준 물질을 폐기물공정시험방법에 준하여 pH 5.8-6.3 용매로 용출실험을 실시한 결과 모든 항목에 대해 유해물질이 검출되지 않은 것으로 조사되었다. 그러나 본 기법 적용 시 발생하는 수확건물은 중금속을 농축하고 있는 폐기물로 위의 시험에는 미달되나 위의 폐기물을 일반폐기물로 처리 하여 일반 매립할 경우 유기물질로 이루어진 식물 조직이 분해되어 중금속 재용출 가능성이 충분히 있다고 판단되어 반드시 지정폐기물로 분류, 위탁처리 하여야 한다. 현재 국내의 지정폐기물 위탁 처리비용은 200,000 원/ton 으

로 수확건물 중량 대비 처리비용이 매우 낮아 폐기물 처리 비용 또한 매우 경제적이다. 따라서 수거한 식물체는 처리 업체에 의뢰하여, 건조 및 적법 처리 방법의 적용을 통한 폐기물 처리를 하도록 한다.

4. Flow-Sheet

