

최 종  
연구보고서

환경오염지역의 식생복원을 위한 환경  
스트레스 내성종 선발

An Environment Stress Tolerance Species  
Selection for the Vegetation Restoration of the  
Environment Pollution Area

연구기관  
경상대학교

농림부



## 제 출 문

농림부 장관 귀하

본 보고서를 “환경오염지역의 식생복원을 위한 환경 스트레스 내성종 선발”  
과제의 최종보고서로 제출합니다.

2007년 5 월 24 일

연구기관명 : 경상대학교

총괄연구책임자 : 김 중 갑(경상대학교)

세부연구책임자 : 한 심 희(국립산림과학원)

세부연구책임자 : 문 현 식(경상대학교)

연 구 원 : 이 정 환(경상대학교)

연 구 원 : 박 은 희(경상대학교)

연 구 원 : 윤 석 락(경상대학교)

연 구 원 : 서 동 진(경상대학교)

연 구 원 : 강 희 곤(경상대학교)

연 구 원 : 이 재 천(국립산림과학원)

연 구 원 : 김 두 현(국립산림과학원)

연 구 원 : 김 용 울(국립산림과학원)

연 구 원 : 김 명 화(국립산림과학원)

연 구 원 : 김 수 강(국립산림과학원)

연 구 원 : 조 민 기(경상대학교)

연 구 원 : 정 혜 란(경상대학교)

연 구 원 : 김 혜 경(경상대학교)



# 요 약 문

## I. 제 목

환경오염지역의 식생복원을 위한 환경 스트레스 내성종 선발

## II. 연구개발의 목적 및 필요성

본 연구는 심각한 문제로 대두되는 대기오염과 그로 인한 토양 산성화에 대한 덩굴식물의 내성실험을 통하여 환경오염지역의 환경스트레스에 대한 내성종을 개발하여 훼손지의 식생을 복원하며, 항산화계를 이용하여 스트레스에 대한 내성수종 및 지표수목을 육성하여 최소의 비용으로 공단 지역 주변 산림생태계의 효율적인 관리를 목적으로 하고 있다.

### 1. 기술적 측면

- 가. 급격한 산업발전으로 인하여 그동안 애써 가꾸어 온 대면적의 산림이 오염물질에 의한 피해를 입는 상황이 지속되고 있으나 앞으로는 공단지역과 같은 대기 및 토양오염이 심한 곳에 내성이 강한 식물을 개발하여 환경 복원의 필요성이 절실히 요청되고 있는 실정이다.
- 나. 나지화 된 지역의 대체식물 및 환경정화수종 개발, 토사유출방지, 도로사면이나 암반 및 절개지 등의 사면을 녹화시키고 환경 오염지를 복원하기 위해 덩굴식물류를 이용하여 생태계의 훼손 또는 교란된 지역에 대한 식생을 복원시킬 수 있는 기술을 개발할 필요성이 있다.
- 다. 내성 수종 및 정화관련 mechanism을 구명하고 환경친화적인 복원기술을 개발하여 환경정화 효과를 최대로 활용할 필요성이 있다.

### 2. 경제적 · 산업적 측면

- 가. 지난 몇 십년간 황폐지를 복구하여 산림자원을 확보하기 위한 노력이 지속적으로

로 이루어져 왔으며, 산림을 가꾸기 위한 노력은 오직 국토녹화라는 목표를 달성하기 위해 추진되었고 산림으로부터의 직접적인 수익정보다는 공익적인 기능을 증시한 공공성에 초점이 맞추어져 왔으며 앞으로도 환경오염이라는 범지구적인 문제에 능동적으로 대처하기 위해서는 그 어느 때보다 산림의 효율성을 극대화시켜야 한다.

나. 최근 산업화로 인한 공단지역 확대 등으로 공단지역 주변의 대규모 산림이 급속도로 황폐화되어 가고 있다. 임업의 특성상 산림이 파괴된 이후 다시 복원되기까지는 많은 기간이 소요되기 때문에 공단지역 주변의 산림파괴에 적극적으로 대응하기 위해서 더 이상의 산림파괴를 미연에 방지하고 이미 오염된 지역에 대해서는 새로운 많은 기술을 통해 그 지역을 정화시킬 수 있는 복원 기술의 개발이 절실히 요청되고 있다.

### 3. 사회·문화적 측면

최근 고도의 산업화·도시화로 인한 대기오염, 수자원고갈, 지구온난화, 야생동·식물의 감소와 멸종 등으로 인해 범지구적으로 환경위기에 대한 인식의 폭이 넓어지고 있다. 경제 산업화를 거쳐 여가문화를 추구하는 시대에 접어들어 지속보전 대책 수립을 위한 과정의 하나로 산림생태계의 훼손 또는 교란된 지역의 환경 개선을 통한 복원방안을 제시하여 환경보전 및 환경정화·복원 수립에 중요한 가치와 기능을 제공해 주는 것은 무엇보다도 중요하다.

## Ⅲ. 연구개발 내용 및 범위

### 1. 덩굴식물류를 이용한 오염지 복원 및 적용

- 식물의 생리적 특성 및 엽 구조 분석
- 덩굴식물류의 활력도와 정화능력 분석
- 환경오염지역 산림의 식물조사와 생육환경 및 토양 환경 분석
- 수목의 피해 수준 분석을 통해 내성 수준에 따른 수목 선정 및 증식
- 항산화 반응 분석을 통한 내성 평가

2. 환경오염 내성식물의 생리·생태적 특성 구명
  - 항산화 반응 분석을 통한 내성 평가
  - 내성 수준에 따른 수목을 선정하고 증식하여 수목의 피해 수준 분석
  - 오염지 자생식물의 생리·생태적 특성 분석하고 대조구와 비교하여 생육상황 및 성장량 조사
  - 수목의 스트레스 내성 고정 효과를 분석하고 스트레스에 따른 물질 배분 패턴 분석하여 스트레스 내성 표지자를 선정
  
3. 항산화계를 이용한 스트레스 내성 및 지표 수목의 육성
  - 덩굴식물류를 대기오염 피해지에 식재하여 장기적인 모니터링을 통한 정화효과를 구명하고 훼손지를 복원하는데 이용
  - 주요 환경오염 내성식물의 생리·생태적 특성을 분석하여 입지, 토양, 기상인자를 동시에 고려하는 내성식물의 생육범위 파악
  - 스트레스의 이월효과를 분석하고 내성 표지자의 민감성을 평가
  - 오염지내 내성 및 지표 수종의 탐색 및 육성

## IV. 연구개발 결과 및 활용에 대한 건의

1. 덩굴식물류를 이용한 오염지 복원 및 적용
  - 덩굴식물류의 산성화에 대한 내성 및 정화능력구명
  - 대기 및 토양오염이 심한 공단지역 주변 산림의 생태적 특성 파악
  - 스트레스 피해 및 내성 분석 기술 정립
  - 오염지내 수목의 내성 및 민감성 개체의 선정과 증식
  
2. 환경오염 내성식물의 생리·생태적 특성 구명
  - 양액배지, 인공산성우 시험을 통한 덩굴식물류의 산성화에 대한 내성 구명
  - 오염지역에 자생하고 있는 식물의 생리·생태적 특성 구명
  - 스트레스 내성 및 민감성 특성의 세대간 연관성 구명
  - 스트레스 내성 평가에 적합한 스트레스 표지자 개발

3. 항산화계를 이용한 스트레스 내성 및 지표 수목의 육성

- 덩굴식물류를 이용한 오염지 적용 및 복원
- 오염물질에 대한 내성을 가지는 식물류의 생리·생태적 특성 구명
- 스트레스 내성 및 민감성의 장기 유지 기능 및 메커니즘 구명
- 오염지내 내성 및 지표 수목의 추가 탐색 및 육성



## SUMMARY

This studies were carried out to select an environment stress tolerance species for the vegetation restoration of the environment pollution area.

### 1. Restoration and application with Liana at polluted area

This study was carried out to analyze the growth environment of vines which grow naturally in polluted areas and to conduct a research on their tolerance to heavy metals. It was implemented laboratorial experiments at greenhouse of the scientific forest in Gyeongsang National University, Korea: the plant species investigated were *Parthenocissus tricuspidata*, *Lonicera japonica* and *Trachelospermum asiaticum*. Heavy metals of As, Cd, Pb were treated in 10kg soil and EDTA was treated to 5, 10, 20 groups and controls. The their growth were examined 4 times from May to October, and the heavy metal absorption capabilities, soil chemical properties and heavy metal remaining of soils were investigated dividing into the beginning and the end of experiments. The another experiments were to analyze soil and vines growing at the vicinity of Onsan Industrial Complex in Ulsan city, Korea which is now thought as one of serious air pollution areas.

Chemical properties of the soil treated by each heavy metal were shown to positive correlation in the treated group, comparing with EDTA control. In heavy metals in soil, Cd and Pb were decreased after the end of experiment, while As was increased in soil. Those results can be considered that Cd and Pb are absorbed into plants by combining with EDTA as positive ions, while As as a negative ion. And pH is also an important factor from the point of heavy metal absorption, and the higher pH value is, the fewer heavy metal remaining soil includes. The heavy metal accumulation capability for As and Cd was shown to be the highest in *Lonicera japonica*, followed by *Parthenocissus tricuspidata* and *Trachelospermum asiaticum*, and it was observed to have the similar accumulation capability for Pb on three species. In each part of the plants, the

heavy metal accumulation capability was examined to be high in the order of root>leaf>stem.

As results of analyses on the soil and plants in polluted areas, the soil where *Lonicera japonica* growing had the fewest heavy metal remaining, the overall heavy metal accumulation capability for As, Cd, and Pb was observed to be high in the order of *Lonicera japonica*>*Ampelopsis brevipedunculata*>*Cocculus trilobus*, and it showed a greater accumulation capability in leaves and roots. The application of vines is considered to have a significant effect for restoring polluted areas. The content of Chlorophyll was also observed to be high in *Lonicera japonica* and to be low in *Ampelopsis brevipedunculata*. Consequently, *Lonicera japonica* is expected to grow well even in polluted areas and this can be used as a plant to restore the vegetation of polluted areas.

## 2. Analysis on the physiological and ecological characteristics of environmental pollution tolerant plant

Vegetation structure of some forest in Onsan industrial region and abandoned coal mine lands region were investigated to provide basic information on vegetation rehabilitation. At, Onsan industrial regions, 9, 24 and 36 species appeared in upper, middle and lower layer, respectively. Importance value of *Pinus thunbergii* was the highest in upper layer and them of *Rhus trichocarpa*, *Styrax japonica*, and *Quercus serrata* were higher in middle layer. In lower layer, lians spp. showed higher importance value. Number of species, species diversity, maximum species diversity, evenness and dominance of woody plants at upper and middle layer were higher in forest regions than industrial regions, but those of lower layer highly showed at industrial region and the ration of liana spp. in upper layer were high. At abandoned coal mine lands, the middle and lower layer consisted of 3 and 10 species for Samchang, 2 and 5 species for Bongmyeong, 7 and 11 species for Kabjeong, 9 and 12 species for Danbong coal mine, respectively. Importance value of *Lespedeza crytobotrya* in lower layer was the highest for Samchang, and that of *Rubus crataegifolius* in other abandoned coal mine lands was the highest. Importance value in herbaceous layer was the

highest for *Arundinella hirta* in Samchang, for *Corchoropsis tomentosa* in Bongmyeong, for *Miscanthus sinensis* in Kabjeong, for *Carex lanceolata* and *Artemisia princeps* var. *orientalis* in Danbong coal mines, and *Calamagrostis arundinacea* in control site was the highest. Species diversity of middle and lower layer for four coal mine lands ranged from 0.201 to 0.666 and 0.612 to 0.895, respectively.

Heavy metal content(As, Cd, Cr, Cu, Fe, Mn, Ni, Pb, Zn) of forest soil and of *Lonicera japonica* and to understand the correlation in contents of heavy metal between forest soil and *L. japonica* near the Onsan industrial region were researched. The contents of As, Cd, Cr, Cu, Pb and Zn were higher in industrial region than in forest regions, but Fe, Mn and Ni content was higher in forest regions than in the industrial region. Among, heavy metals, the content of Cd, Cu, Pb and Zn in leaf, stem and root of *L. japonica* growing near industrial regions was significantly higher than in forest regions. The content of As, Cd, Cu, Pb and Zn in *L. japonica* tissues showed a positive and negative correlation with those in forest soils. It was concluded that *L. japonica* could be used in heavy metal(Cd, Cu, Pb, Zn) decontamination of forest soils of industrial regions. Chemical properties and heavy metal concentration of forest soil of four abandoned coal mine lands were investigated. Soil pH in abandoned coal mine lands ranged from 5.30 to 6.76 and contents of organic matter and total N in abandoned coal mine lands were 4.46~7.19% and 0.07~0.15%, respectively. Available P contents were 6.54mg/kg, for Samchang, 6.52mg/kg for Bongmyeong, 3.94 for Kabjeong, 5.45mg/kg for Danbong, which has a positive correlation with soil pH. Heavy metals such as Al, As, Cd, Cr, Cu, Fe, Mn, Ni, Pb and Zn of forest soil in abandoned coal mine lands have a larger content than those of the control site. Al, Mn, and Pb contents were especially high in abandoned coal mine lands.

### **3. Development of tolerance and indicator tree species using antioxidant system**

To develop the tolerance and indicator tree species for environmental stresses

using antioxidative system, we tried to select an excellent restoration materials through identifying the physiological characteristics and evaluating the phytoremediation ability on the pioneer tree species in abandoned mine land.

At first, to identify physiological characteristics on pioneer tree species in the abandoned mine land, chlorophyll a fluorescence, chlorophyll and carotenoid content and antioxidant enzyme activity in leaves of *Alnus firma* Sieb. et Zucc, which was the pioneer tree species, were investigated at different vitality and leaf development stage of *A. firma* under tailing condition. The lowest maximum photochemical efficiency (Fv/Fm) in leaves of high- and low-vitality plants were observed at 12:00 pm and 2:00 pm, respectively, and the decrease of Fv/Fm in leaves of all plants were almost completely restored at 6:00 pm. Fv/Fm of full-expansion leaves was higher than that of emergence leaves at all measurement time. Chlorophyll,  $\beta$ -carotene and xanthophyll content in leaves of high-vitality plants and in full-expansion leaves were higher when compared to those of low-vitality plants and emergence leaves. Especially xanthophyll contents in both stage leaves of high-vitality plants were higher than 8.7 times and 18.8 times those of low-vitality plants. Only SOD activity was seen significant difference between leaf stage in leaves of high-vitality plants.

In addition, to elucidate the relation of leaf development stage and antioxidative function in leaves of *Alnus firma* Sieb. et Zucc. growing at polluted area, we investigated seasonal changes of pigment content and antioxidant enzyme activities from January to June. In abandoned mine and industrial complex area, antioxidant function against stress of trees was changed with leaf expansion and antioxidant activity in leaves was highest in June. Among antioxidants, carotenoid, SOD and CAT were correlated with seasonal change. Carotenoid and SOD represented positive correlation but CAT negative correlation with leaf development. APX and CAT, which remove H<sub>2</sub>O<sub>2</sub>, had complementary function in antioxidant system. The lowest antioxidant activity was observed in April, and the damage level in leaves, shown as MDA content, was also lowest in April.

Finally, to use pioneer tree species for restoration and revegetation of forest soil

contaminated by heavy metals, we investigated phytoremediation ability on six tree species i.e. *Salix purpurea* var. *japonica*, *S. koreensis*, *S. pseudo-lasiogyne*, *Chosenia bracteosa* and *S. hulteni*, and *Populus ×tomentoglandulosa* as a control. Cuttings of six species were treated with 1mM CdSO<sub>4</sub> solution and 4mM ZnSO<sub>4</sub> solution for 4 months. At the end of treatment, Cd and Zn content were analyzed in leaf, stem and root of six species, and to assess the physiological characteristics, transpiration rate and thiol content were measured or analyzed in the leaves. *Salix hulteni*, which was pioneer species on the abandoned mine land, showed highest Cd accumulation in leaf (140mg kg<sup>-1</sup>), stem (102mg kg<sup>-1</sup>) and root (656mg kg<sup>-1</sup>) in comparison with other tree species, and their Zn accumulation was also highest in leaf (1337mg kg<sup>-1</sup>), stem (667mg kg<sup>-1</sup>) and root (1977mg kg<sup>-1</sup>) when compared to other tree species. Transpiration rates of *S. hulteni* were 2.5 mmol H<sub>2</sub>O m<sup>-2</sup>s<sup>-1</sup> and 1.5 mmol H<sub>2</sub>O m<sup>-2</sup>s<sup>-1</sup> under Cd and Zn treatment, which was higher level when compared to that of other species. In addition, thiol content in the leaves of *S. hulteni* increased up to 69.2% and 50.6% of control under Cd and Zn treatment, respectively. In conclusion, high Cd and Zn accumulation of *S. hulteni* might be associated with the higher transpiration rate and thiol content in the leaves, and *S. hulteni* was considered as a feasible material for restoration and revegetation of the abandoned mine land.



## CONTENTS

Chapter 1. Outline of Research .....	25
Para. 1. Object of research .....	25
Para. 2. Necessity of research .....	25
1. Technological aspect .....	25
2. Economic and industrial aspect .....	25
3. Social and cultural aspect .....	26
Para. 3. Range of the research study .....	26
1. Restoration and application with Liana at polluted area .....	26
2. Analysis on the physiological and ecological characteristics of environmental pollution tolerant plan .....	26
3. Development of tolerance and indicator tree species using antioxidant system .....	27
Chapter 2. Technological Innovation Present Condition of Korea and Foreign Nation .....	28
Chapter 3. Scope and Result of the Study and Development .....	30
Para. 1. Restoration and application with Liana at polluted area .....	30
1. Analysis of growth condition of environmental on Liana .....	30
A. Methods of research .....	30

1) Analysis of soil environment .....	30
2) Analysis of heavy metals content in soil .....	30
3) Analysis of heavy metals content in plant .....	30
B. Result of research .....	31
1) Survey areas .....	31
2) Analysis of soil environment .....	32
3) Analysis of heavy metals content in plant .....	35
4) Heavy metals storing accumulation ability .....	41
5) The correlation analysis between heavy metals .....	43
2. Characteristics of increment on Liana in pollution area .....	44
A. Methods of research .....	44
1) Analysis of soil environment .....	44
2) Analysis of heavy metals content in soil .....	44
3) Analysis of heavy metals content in plant .....	44
B. Result of research .....	45
1) Survey areas .....	45
2) Analysis of soil environment .....	45
3) Analysis of heavy metals content in plant .....	47
4) Heavy metals storing accumulation ability .....	50
5) Analysis of ozone reaction in plant .....	52
3. Survey and development of tolerance tree at polluted area .....	58
A. Methods of research .....	58
1) indoor examination .....	58
2) pollution area .....	60
3) Analysis of soil environment .....	60
4) Analysis of heavy metals content in soil .....	60
5) Analysis of heavy metals content in plant .....	60
B. Result of research .....	61
1) Survey areas .....	61
2) Analysis of soil environment at indoor .....	61
3) Analysis of heavy metals content in plant at indoor .....	68



4) Analysis of soil environment and heavy metals content in plant polluted area .....	89
4. Summary .....	94
Para. 2. Analysis on the physiological and ecological characteristics of environmental pollution tolerant plant .....	95
1. The forest status of environmental pollution area .....	95
A. Methods of research .....	95
1) Investigation on the forest vegetation structure of environmental pollution area .....	95
2) Analysis on the forest growth condition of environmental pollution area .....	95
3) Analysis on the forest soil condition of environmental pollution area .....	95
B. Result of research .....	96
1) Vegetation structure of environmental pollution area .....	96
2) Forest growth condition of environmental pollution area .....	112
3) Forest soil condition of environmental pollution area .....	112
2. Analysis on the physiological and ecological characteristics of environmental pollution area native plants .....	117
A. Methods of research .....	117
1) The physiological and ecological characteristics of environmental pollution area native plants .....	117
2) The growth and increment investigation of pollution area native plants .....	117
B. Result of research .....	118
1) An industrial complex area .....	118
2) A abandoned mine area .....	125
3) The growth and increment of environmental pollution area native plants .....	127

3. Analysis on the physiological and ecological characteristics of environmental pollution area tolerant plants pursuant to location condition .....	130
A. Methods of research .....	130
1) Analysis on the physiological and ecological characteristics of environmental pollution tolerant plant .....	130
2) Location, soil, weather factor a growth range grasping of tolerant plants which considers .....	130
B. Result of research .....	130
1) The physiological and ecological characteristics of environmental pollution tolerant plant .....	130
2) Location, soil, weather factor a growth range grasping of tolerant plants which considers .....	134
4. Summary .....	135

Para. 3. Development of tolerance and indicator tree  
species using antioxidant system ..... 137

1. Tolerance evaluation and selection of tree species in polluted area .....	137
A. Methods of research .....	137
1) Damage level analysis .....	137
2) Tolerance evaluation with antioxidant response .....	138
B. Result of research .....	139
1) Damage level analysis .....	139
2) Tolerance evaluation with antioxidant response .....	143
2. Development of stress tolerance makers .....	147
A. Methods of research .....	147
1) Fixation effect on stress tolerance .....	147
2) Allocation patterns under stress .....	147

3) Selection of stress tolerance maker .....	148
B. Result of research .....	151
1) Fixation effects on stress tolerance .....	151
2) Allocation patterns under stress .....	154
3) Selection of stress tolerance maker .....	157
3. Development of tree species using stress tolerance maker .....	163
A. Methods of research .....	163
1) Carry-over effects of stress .....	163
2) Sensitivity of stress tolerance makers .....	163
3) Survey and development of tolerance and indicator tree at polluted area .....	164
B. Result of research .....	167
1) Carry-over effects of stress .....	167
2) Sensitivity of stress tolerance makers .....	168
3) Survey and development of tolerance and indicator tree at polluted area .....	172
4. Summary .....	178

## Chapter 4. Objection Performance and Contribution of Relevance Field ..... 180

### Para. 1. Restoration and application with Liana at polluted area ..... 180

1. Analysis of growth condition of environmental on Liana ..... 180
2. Characteristics of increment on Liana in pollution area ..... 180
3. Survey and development of tolerance tree at polluted area ..... 180

### Para. 2. Analysis on the physiological and ecological

characteristics of environmental pollution tolerant plant	181
Para. 3. Development of tolerance and indicator tree species using antioxidant system	182
1. Tolerance evaluation and selection of tree species in polluted area	182
2. Development of stress tolerance makers	182
3. Development of tree species using stress tolerance maker	182
Chapter 5. Application Plan of study Result	184
Para. 1. Technological aspect	184
Para. 2. Economic and industrial aspect	184
Para. 3. Expectation effect	184
Chapter 6. Reference	185

## 목 차

제 1장. 연구개발과제의 개요 .....	25
제 1절. 연구개발의 목적 .....	25
제 2절. 연구개발의 필요성 .....	25
1. 기술적 측면 .....	25
2. 경제·산업적 측면 .....	25
3. 사회·문화적 측면 .....	26
제 3절. 연구개발의 범위 .....	26
1. 덩굴식물류를 이용한 오염지 복원 및 적용 .....	26
2. 환경오염 내성식물의 생리·생태적 특성 구명 .....	26
3. 향산화계를 이용한 스트레스 내성 및 지표 수목의 육성 .....	27
제 2장. 국내외 기술개발 현황 .....	28
제 1절. 우리나라의 기술개발 현황 및 개발수준 .....	28
제 2절. 외국의 기술개발 현황 및 개발수준 .....	28
제 3절. 앞으로의 전망 .....	28
제 3장. 연구개발 수행 내용 및 결과 .....	30
제 1절. 덩굴식물류를 이용한 오염지 복원 및 적용 .....	30
1. 덩굴식물의 생육환경 분석 .....	30
가. 연구수행 방법 .....	30
1) 토양환경 분석 .....	30
2) 토양의 중금속 함량 분석 .....	30
3) 식물체 내 중금속 함량분석 .....	30

나. 연구수행 결과 .....	31
1) 시험조사 지역 .....	31
2) 토양분석 .....	32
3) 식물체 분석 .....	35
4) 덩굴식물의 중금속 축적능력 .....	41
5) 중금속간의 상관분석 .....	43
2. 오염지 덩굴식물류의 성장 특성 구명 .....	44
가. 연구수행 방법 .....	44
1) 토양환경 분석 .....	44
2) 토양의 중금속 함량 분석 .....	44
3) 식물체 내 중금속 함량 분석 .....	44
나. 연구수행 결과 .....	45
1) 시험조사 지역 .....	45
2) 토양분석 .....	45
3) 식물체 분석 .....	47
4) 덩굴식물의 중금속 축적능력 .....	50
5) 식물체의 오존 반응 분석 .....	52
3. 덩굴식물류의 내성수종 탐색 .....	58
가. 연구수행 방법 .....	58
1) 실내시험 .....	58
2) 오염지역 .....	60
3) 토양환경 분석 .....	60
4) 토양의 중금속 함량 분석 .....	60
5) 식물체 내 중금속 함량 분석 .....	60
나. 연구수행 결과 .....	61
1) 시험조사 지역 .....	61
2) 실내 시험지의 토양 분석 .....	61
3) 실내 시험지의 식물체 분석 .....	68
4) 오염지역의 토양 분석 .....	89
4. 적 요 .....	94

제 2절. 환경오염 내성식물의 생리·생태적	
특성 구명 .....	95
1. 환경오염지역 산림의 실태 .....	95
가. 연구수행 방법 .....	95
1) 환경오염지역 산림의 식생구조 조사 .....	95
2) 환경오염지역 산림의 생육환경 분석 .....	95
3) 환경오염지역 산림의 토양환경 분석 .....	95
나. 연구수행 결과 .....	96
1) 환경오염지역 산림의 식생구조 .....	96
2) 환경오염지역 산림의 생육환경 .....	112
3) 환경오염지역 산림의 토양환경 .....	112
2. 환경오염지 내 자생식물의 생리·생태적 특성 구명 .....	117
가. 연구수행 방법 .....	117
1) 환경오염지 자생식물의 생리·생태적 특성 .....	117
2) 오염지 자생식물의 생육상황 및 성장량 조사 .....	117
나. 연구수행 결과 .....	118
1) 공단지역 .....	118
2) 폐탄광지역 .....	125
3) 환경오염지 자생식물의 생육상황 및 성장량 .....	127
3. 입지조건에 따른 환경오염 내성식물의 생리·생태적 특성 분석 .....	130
가. 연구수행 방법 .....	130
1) 환경오염 내성식물의 생리·생태적 특성 분석 .....	130
2) 입지, 토양, 기상인자를 동시에 고려하는 내성식물의 생육범위 파악 .....	130
나 연구수행 결과 .....	130
1) 환경오염 내성식물의 생리·생태적 특성 .....	130
2) 입지, 토양, 기상인자를 동시에 고려하는 내성식물의 생육범위 파악 .....	134
4. 적요 .....	135

제 3절. 향산화계를 이용한 스트레스 내성 및 지표	
수목의 육성 .....	137
1. 오염지내 수목의 내성 판정 및 수종 선정 .....	137
가. 연구 수행 방법 .....	137
1) 수목의 피해 수준 분석 .....	137
2) 향산화 반응 분석을 통한 내성 평가 .....	138
나. 연구 수행 결과 .....	139
1) 수목의 피해 수준 분석 .....	139
2) 향산화 반응 분석을 통한 내성 평가 .....	143
2. 스트레스 내성 표지자 개발 .....	147
가. 연구 수행 방법 .....	147
1) 수목의 스트레스 내성 고정 효과 분석 .....	147
2) 스트레스에 따른 물질 배분 패턴 분석 .....	147
3) 분석용 스트레스 내성 표지자의 선정 .....	148
나. 연구 수행 결과 .....	151
1) 수목의 스트레스 내성 고정 효과 분석 .....	151
2) 스트레스에 따른 물질 배분 패턴 분석 .....	154
3) 분석용 스트레스 내성 표지자의 선정 .....	157
3. 스트레스 내성 표지자를 이용한 수종 개발 .....	163
가. 연구 수행 방법 .....	163
1) 스트레스의 이월 효과 분석 .....	163
2) 스트레스 내성 표지자의 민감성 평가 .....	163
3) 오염지내 내성 및 지표 수종의 탐색 및 육성 .....	164
나. 연구 수행 결과 .....	167
1) 스트레스의 이월 효과 분석 .....	167
2) 스트레스 내성 표지자의 민감성 평가 .....	168
3) 오염지내 내성 및 지표 수종의 탐색 및 육성 .....	172
4. 적요 .....	178



제 4장. 목표 달성도 및 관련분야에의 기여도	180
제 1절. 덩굴식물류를 이용한 오염지 복원 및 적용	180
1. 덩굴식물의 생육환경 분석	180
2. 오염지 덩굴식물류의 성장 특성 구명	180
3. 오염지 복원을 위한 덩굴식물류의 현지시험	180
제 2절. 환경오염 내성식물의 생리·생태적 특성 구명	181
1. 환경오염지역 산림의 실태	181
2. 환경오염지 내 자생식물의 생리·생태적 특성 구명	181
3. 입지조건에 따른 환경오염 내성식물의 생리·생태적 특성 분석	181
제 3절. 향산화계를 이용한 스트레스 내성 및 지표 수목의 육성	182
1. 오염지내 수목의 내성 판정 및 수종 선정	182
2. 스트레스 내성 표지자 개발	182
3. 스트레스 내성 표지자를 이용한 수종 개발	182
제 5장. 연구개발결과의 활용계획	184
제 1절. 기술적 측면	184
제 2절. 경제, 산업적 측면	184
제 3절. 기대효과	184
제 6장. 참고문헌	185



## 제 1장. 연구개발과제의 개요

### 제 1절. 연구개발의 목적

본 연구는 심각한 문제로 대두되는 대기오염과 그로 인한 토양 산성화에 대한 덩굴식물의 내성실험을 토하여 환경오염지역의 환경스트레스에 대한 내성종을 개발하여 훼손지의 식생을 복원하며, 항산화계를 이용하여 스트레스에 대한 내성수종 및 지표수목을 육성하여 최소의 비용으로 공단 지역 주변 산림생태계의 효율적인 관리를 목적으로 하고 있다.

### 제 2절. 연구개발의 필요성

#### 1. 기술적 측면

- 가. 급격한 산업발전으로 인하여 그동안 애써 가꾸어 온 대면적의 산림이 오염물질에 의한 피해를 입는 상황이 지속되고 있으나 앞으로는 공단지역과 같은 대기 및 토양오염이 심한 곳에 내성이 강한 식물을 개발하여 환경 복원의 필요성이 절실히 요청되고 있는 실정이다.
- 나. 나지화 된 지역의 대체식물 및 환경정화수종 개발, 토사유출방지, 도로사면이나 암반 및 절개지 등의 사면을 녹화시키고 환경 오염지를 복원하기 위해 덩굴식물류를 이용하여 생태계의 훼손 또는 교란된 지역에 대한 식생을 복원시킬 수 있는 기술을 개발할 필요성이 있다.
- 다. 내성 수종 및 정화관련 mechanism을 구명하고 환경친화적인 복원기술을 개발하여 환경정화 효과를 최대로 활용할 필요성이 있다.

#### 2. 경제적·산업적 측면

- 가. 지난 몇 십년간 황폐지를 복구하여 산림자원을 확보하기 위한 노력이 지속적으로 이루어져 왔으며, 산림을 가꾸기 위한 노력은 오직 국토녹화라는 목표를 달성하기 위해 추진되었고 산림으로부터의 직접적인 수익정보다는 공익적인

기능을 중시한 공공성에 초점이 맞추어져 왔으며 앞으로도 환경오염이라는 범지구적인 문제에 능동적으로 대처하기 위해서는 그 어느 때보다 산림의 효율성을 극대화시켜야 한다.

- 나. 최근 산업화로 인한 공단지역 확대 등으로 공단지역 주변의 대규모 산림이 급속도로 황폐화되어 가고 있다. 임업의 특성상 산림이 파괴된 이후 다시 복원되기까지는 많은 기간이 소요되기 때문에 공단지역 주변의 산림파괴에 적극적으로 대응하기 위해서 더 이상의 산림파괴를 미연에 방지하고 이미 오염된 지역에 대해서는 새로운 많은 기술을 통해 그 지역을 정화시킬 수 있는 복원 기술의 개발이 절실히 요청되고 있다.

### 3. 사회·문화적 측면

최근 고도의 산업화·도시화로 인한 대기오염, 수자원고갈, 지구온난화, 야생동·식물의 감소와 멸종 등으로 인해 범지구적으로 환경위기에 대한 인식의 폭이 넓어지고 있다. 경제 산업화를 거쳐 여가문화를 추구하는 시대에 접어들어 지속보전 대책 수립을 위한 과정의 하나로 산림생태계의 훼손 또는 교란된 지역의 환경 개선을 통한 복원방안을 제시하여 환경보전 및 환경정화·복원 수립에 중요한 가치와 기능을 제공해 주는 것은 무엇보다도 중요하다.

## 제 3절. 연구개발의 범위

### 1. 덩굴식물류를 이용한 오염지 복원 및 적용

- 식물의 생리적 특성 및 엽 구조 분석
- 덩굴식물류의 활력도와 정화능력 분석
- 환경오염지역 산림의 식물조사 와 생육환경 및 토양 환경 분석
- 수목의 피해 수준 분석을 통해 내성 수준에 따른 수목 선정 및 증식
- 항산화 반응 분석을 통한 내성 평가

### 2. 환경오염 내성식물의 생리·생태적 특성 구명

- 항산화 반응 분석을 통한 내성 평가

- 내성 수준에 따른 수목을 선정하고 증식하여 수목의 피해 수준 분석
- 오염지 자생식물의 생리·생태적 특성 분석하고 대조구와 비교하여 생육상황 및 성장량 조사
- 수목의 스트레스 내성 고정 효과를 분석하고 스트레스에 따른 물질 배분 패턴 분석하여 스트레스 내성 표지자를 선정

### 3. 항산화계를 이용한 스트레스 내성 및 지표 수목의 육성

- 덩굴식물류를 대기오염 피해지에 식재하여 장기적인 모니터링을 통한 정화효과를 구명하고 훼손지를 복원하는데 이용
- 주요 환경오염 내성식물의 생리·생태적 특성을 분석하여 입지, 토양, 기상인자를 동시에 고려하는 내성식물의 생육범위 파악
- 스트레스의 이월효과를 분석하고 내성 표지자의 민감성을 평가
- 오염지내 내성 및 지표 수종의 탐색 및 육성

## 제 2장. 국내외 기술개발 현황

### 제 1절. 우리나라의 기술개발 현황 및 개발수준

1. 대기오염 물질이 공단 주변의 해송림에 미치는 가시적인 피해뿐만 아니라 엽내엽록소, 무기성분의 감소현상 및 초본류와 목본류의 식생구조의 변화에 많은 영향을 미치고 있다는 연구결과가 일부 제시되고 있으나, 그 대부분이 환경오염이 식물체에 미치는 영향에 대한 것에 치중하고 있어 아직 오염에 대한 내성이 강한 수종을 선발·육성하는 연구 성과는 미흡한 실정임.
2. 발아율이 높은 일부 수종에 대해서는 도로사면이나 암반 등의 사면녹화용으로 많이 이용되고 있으나 환경오염지에 대한 연구결과는 전무한 실정임.
3. 대기오염으로 인해 쇠퇴된 산림지역에 덩굴식물류를 이용한 내성에 관한 연구결과가 보고되고 있으나 아직 실용화시킬 수 있는 단계는 아님.
4. 나지화된 지역을 대상으로 선구수종으로서 그 지역을 대체하거나 환경정화능력이 있는 수종 선발에 관한 연구는 미흡한 실정임.

### 제 2절. 외국의 기술개발 현황 및 개발수준

1. 외국의 경우에도 중금속을 비롯한 오염물질이 비분해성 물질이기 때문에 장기간 토양 중에 잔류, 축적되어 각종 식물의 성장과 발달을 저해시키는 요인으로 작용할 뿐 아니라 먹이사슬을 통해 인체에 미치는 영향에 관해서는 많은 연구가 이루어져 있음.
2. 공단 지역을 중심으로 한 환경정화능력을 가지는 수종의 선발·육성에 관한 연구는 구체적으로 이루어지고 있으나 정화 및 복원에 관한 방안은 아직 제시되고 있지 않음.

### 제 3절. 앞으로의 전망

1. 오염지내 수목의 내성 판정 및 수종 선정
2. 환경오염 내성식물류의 생리·생태적 특성 구명
3. 덩굴식물류를 이용하여 대기오염으로 인한 토양산성화의 정화능력 구명

4. 스트레스 내성 및 민감성의 장기 유지 기능 및 메커니즘 구명
5. 환경오염지역의 환경스트레스 내성종 개발로 식생복원

## 제 3장. 연구개발 수행 내용 및 결과

### 제 1절. 덩굴식물류를 이용한 오염지 복원 및 적용

#### 1. 덩굴식물의 생육환경 분석

##### 가. 연구 수행 방법

###### 1) 토양환경 분석

각 조사대상지역에서 낙엽층을 제거한 후 0~10cm 깊이의 표토를 대상으로 각 조사지에서 토양시료를 채취하여 풍건 후 20mesh 체로 친후 분석용 시료로 이용하였다. 토양의 화학적 성질 분석 항목에 대해 토양 pH는 pH meter, 유기물 함량은 Tyurin법, 유효인산(available  $P_2O_5$ )은 Lancaster법으로 분석하였다. 치환성양이온( $Ca^{2+}$ ,  $Mg^{2+}$ ,  $K^+$ )은 1N ammonium acetate(pH 7)로 침출하였다.

###### 2) 토양의 중금속 함량 분석

각 조사대상지역에서 낙엽층을 제거한 후 0~10cm 깊이의 표토를 대상으로 각 조사지에서 토양시료를 채취하여 풍건 후 20mesh 체로 친후 분석용 시료로 이용하였다. 중금속 함량은 0.1N-HCl로 침출하여 10개 원소(As, Cd, Pb)를 유도결합플라즈마 분광계(Inductively Coupled Plasma, Atomscan 25, USA)로 측정하고 모든 분석은 3 반복으로 실시하였다.

###### 3) 식물체 내 중금속 함량분석

식물체를 잎, 줄기, 뿌리로 구분하여 시료를 채취하였다. 채취된 시료는 실험실로 운반한 후 흙을 털어내고 증류수로 깨끗이 세척한 후 70°C 건조기에서 기관별로 24시간 건조하였다. 건조된 각 기관은 분쇄기를 이용하여 파쇄한 후 60mesh를 통과한 것을 분석용 시료로 이용하였다. 분석방법은 각 시료 2g에 ternary solution( $HNO_3$  :  $HClO_4$  :  $H_2SO_4=10 : 4 : 1$ ) 20ml를 첨가한 후 180~210°C의 가열판 상에서 가열 분해하고, 분해액이 무색투명할 때까지 분해하였다. 분해가 완료된 시료는 원자흡광법을 이용하여 중금속 농도를 측정하였다.



## 나. 연구 수행 결과

### 1) 시험조사지역

현재 대기오염이 심각한 울산광역시 온산공단주변과 비교적 대기오염이 심하지 않은 비오염지역인 진주시 청곡사 주변의 토양과 식물체 분석을 실시하였다.



사진 1. 덩굴식물지역



사진 2. 해송고사목지역



사진 3. 해송피해 진행 지역



사진 4. 해송임분지역



사진 5. 해송조림지역



사진 6. 온산공단

2) 토양분석

가) 토양의 화학적 성질 분석

오염지역인 울산광역시 온산공단과 비오염지역인 경남 진주시 청곡사 주변 토양의 화학적 성질을 조사한 결과는 다음과 같다.

표 1. 오염지역과 비오염지역의 토양의 화학적성질 분석

Sites	pH (1:5)	EC (dS/m)	O.M (g/kg)	P <sub>2</sub> O <sub>5</sub> (mg/kg)	Ex-cation(cmol+/kg)			
					K <sup>+</sup>	Ca <sup>++</sup>	Mg <sup>++</sup>	Na <sup>+</sup>
A	5.8	0.32	17.4	134	0.29	10.67	5.41	0.14
B	4.2	0.59	19.9	18	0.27	0.17	0.1	0.11
C	3.9	0.60	55.4	28	0.27	0.26	0.18	0.12
D	4.2	0.60	12.0	6	0.29	0.30	0.16	0.11
E	4.8	0.42	5.4	6	0.25	0.89	0.45	0.11
a	6.0	0.20	34.8	9	0.22	7.78	4.89	0.13
b	6.9	0.35	27.3	173	0.66	12.55	3.94	0.13
c	6.3	0.27	53.4	7	0.31	10.41	5.64	0.15

note) A- 온산공단 덩굴식물지역                      B- 온산공단 해송고사목지역  
 C- 온산공단 해송피해진행지역                  D-온산공단 해송임분지역  
 E- 온산공단 해송조림지역                      a- 청곡사 개머루지역  
 b- 청곡사 담쟁이덩굴지역                      c- 청곡사 땃땃이덩굴지역

오염지역인 온산공단의 pH는 pH 4.2~5.8이었으며, 덩굴식물이 많이 출현하는 지역이 pH5.8로 가장 높게 나타났으며, 해송양호지역이 pH3.9로 가장 적게 나타났다. 반면 비오염지역인 청곡사 주변의 pH는 6.0 ~ 6.9로 우리나라 산림토양 평균치인 pH 4.5-5.5에 비하여 양호하게 나타났다.

이수욱과 민일식(1989)에 의하면 온산공단지역의 1986-1988년간의 토양 pH는5.0, 4.8, 4.7 이었으며, 김종갑(1990)은 온산공단주변의 산림토양은 pH4.2-4.8로서 강산성을 나타내었다고 보고하였다. 14년이 지난 2004년도의 토양 pH 평균 4.6과 비교하여

보면, 그동안 토양의 산성화가 좋아지지 않았음을 알 수 있다.

유기물 함량을 보면 오염지역인 온산공단은 평균 22.0g/kg이고, 비오염지역인 청곡사가 38.5g/kg로서 1.6배의 차이가 나타났다.

치환성양이온은 온산공단보다 청곡사 주변의 치환성양이온의 함량이 모두 높게 나타났다으며,  $Ca^{2+} > Mg^{2+} > K^+ > Na^+$ 의 순으로 나타났다.

산림토양산도는 주로 부식의 유기산에 지배되지만, 토양의 계속적인 풍화작용과 함께 생성되는 각종 염기류들에 의하여 평형을 이루고 있다. 일반적으로 산림토양은 부식이 풍부하여 양이온 치환용량을 증가시켜 완충능을 증가시킨다. 산성우에 의하여 새로운 수소이온이 첨가된다 할지라도 산에 의해 새로이 분해되어 생성되는 염기류에 의하여 새로운 평형을 이루는 것이 산림토양의 특성이다. 토양 pH가 어떤 영향을 받아 감소한다는 것은 완충능이 약화되고 염기생성 대신에 양료의 결핍이 일어나는 증거가 된다. 보통 수소이온의 농도가 증가하면 식물의 뿌리로부터 양료 흡수력이 약화된다. 또한 식물의 뿌리를 통해 흡수된 수소이온은 단백질을 응고시키거나 용해시켜 효소작용을 방해하고, 세포의 투과성에 영향을 미쳐 산성조건에서는 세포막을 약화시켜 다량의 염기가 투과됨으로서 식물의 생장에 장애를 준다.

나) 토양의 중금속 분석

온산지역과 청곡사지역에서 채취한 토양시료를 이용하여 토양내 중금속의 성분을 분석한 결과는 다음과 같다.

표 2. 토양의 중금속 분석 (mg/kg)

Sites	Fe	Mn	Zn	Cd	Cr	Cu	Pb	Ni
A	38.7	11.25	76.32	1.5	tr.	79.81	33.49	0.43
B	40.1	1.14	12.73	0.36	0.17	13.73	48.32	tr.
C	166.8	0.08	11.37	0.57	0.13	20.4	68.05	0.19
D	26.0	0.56	12.49	0.28	tr.	9.44	52.03	tr.
E	11.9	2.93	22.7	0.46	tr.	10.42	82.89	tr.
a	28.2	16.04	1.16	0.06	tr.	1.07	1.42	0.52
b	26.5	15.01	1.63	0.14	0.34	4.74	3.81	0.86
c	38.5	21.56	1.87	0.1	0.47	0.92	1.62	0.68

note) A- 온산공단 덩굴식물지역      B- 온산공단 해송고사목지역  
 C- 온산공단 해송피해진행지역      D-온산공단 해송임분지역  
 E- 온산공단 해송조림지역      a- 청곡사 개머루지역  
 b- 청곡사 담쟁이덩굴지역      c- 청곡사 땃덩이덩굴지역

본 조사지역의 토양중 Fe함량은 오염지역인 온산공단이 평균 56.7mg/kg, 비오염지역인 청곡사지역이 31.1mg/kg로 나타났으며, Zn함량은 온산공단이 21.7mg/kg, 청곡사지역이 1.6mg/kg로 14배에 가까운 차이가 나타났다.

Cd함량은 온산공단이 0.6mg/kg, 청곡사지역이 0.1mg/kg로 6배에 가까운 차이가 나타났고, Cu함량은 온산공단이 26.8mg/kg, 청곡사지역이 2.2mg/kg로 12배에 가까운 차이가 나타났으며, Pb함량은 온산공단이 57.0mg/kg, 청곡사지역이 2.3mg/kg로 24배에 가까운 차이가 나타났다.

Smith(1971)는 도로변 산림토양의 Pb함량은 교통량에 비례한다고 보고하였으며, Tatsumi(1983)도 Pb 오염은 자동차의 증가에 따른 영향이 매우 크다고 보고하였다. 일반적으로 토양중 중금속함량은 공단주변이 다른 지역에 비해 높았으며, 이는 기계, 비료, 제련소등 생산제조업체들의 특성에 따른 것으로 판단된다.

3) 식물체 분석

가) 오염지역(울산광역시 온산공단 주변) 식물체 조사

오염지역인 울산시 온산공단주변에서 조사한 엽록소함량과 채취하여 건조 후 무게를 비교한 것은 다음과 같다.

표 3. 오염지역의 식물체조사

	수종	부위	생중량(g)	건중량(g)	감소율(%)	엽록소함량 (mg/100cm <sup>2</sup> )
임 내	댕댕이덩굴	잎	60	26	56.7	41.3
		줄기	45	22	51.1	
		뿌리	45	29	35.6	
	댕댕이덩굴	잎	85	31	63.5	36.8
		줄기	80	35	56.3	
		뿌리	47	25	46.8	
임 외	담쟁이덩굴	잎	155	49	68.4	33.84
		줄기	119	48	59.7	
		뿌리	110	45	59.1	
	개머루	잎	210	77	63.3	26.7
		줄기	70	25	64.3	
		뿌리	119	45	62.2	
	인동덩굴	잎	130	52	60.0	46.5
		줄기	70	47	32.9	
		뿌리	160	82	48.8	

조사수종의 건조시 감소율을 보면 임내 댕댕이덩굴의 잎부위가 56.7%, 줄기부위가 51.1%, 뿌리부위가 35.6% 감소하였으며, 다른 수종도 잎부위가 가장 많이 감소하였으며, 뿌리부위의 감소율이 가장 적다.

엽록소함량은 간이엽록소측정기인 SPAD-502(Minolta Camera Co. LTD. Japan)로 조사하였으며, SPAD값으로 표시하였다. 엽록소함량은 26.7mg/100cm<sup>2</sup>-46.5mg/100cm<sup>2</sup>로서 임내 댕댕이덩굴 41.3mg/100cm<sup>2</sup>, 임외 댕댕이덩굴 36.8mg/100cm<sup>2</sup>, 담쟁이덩굴 33.8mg/100cm<sup>2</sup>, 개머루 26.7mg/100cm<sup>2</sup>, 인동덩굴이 46.5mg/100cm<sup>2</sup>로서 인동덩굴의 엽록소함량이 가장 높게 나타났으며, 개머루가 가장 낮게 나타났다.



사진 7. 엽록소측정기(SPAD-502)



사진 8. 엽록소 측정

나) 비오염지역(진주시 청곡사 주변) 식물체 조사

비오염지역인 진주시 청곡사 주변에서 조사한 엽록소함량과 채취하여 건조 후 무게를 비교한 것은 다음과 같다.

표 4. 비오염지역의 식물체조사

수종	부위	생중량(g)	건중량(g)	감소율(%)	엽록소함량 (mg/100cm <sup>2</sup> )
댕댕이덩굴	잎	55	15	72.7	44.5
	줄기	30	15	50.0	
	뿌리	40	25	37.5	
담쟁이덩굴	잎	110	30	72.7	39.5
	줄기	85	30	64.7	
	뿌리	155	60	61.3	
개머루	잎	204	42	79.4	33.0
	줄기	100	35	65.0	
	뿌리	310	130	58.1	
인동덩굴	잎	134	53	60.4	55.1
	줄기	78	50	35.9	
	뿌리	149	76	49.0	

조사수종의 건조시 감소율을 보면 댕댕이덩굴의 잎부위가 72.7%, 줄기부위가 50.0%, 뿌리부위가 37.5% 감소하였으며, 다른 수종도 잎부위가 가장 많이 감소하였으며, 뿌리부위의 감소율이 가장 적다.

오염지역인 온산공단의 감소율과 비교하여 보면 비오염지역인 청곡사 주변의 수종에서 감소율이 높게 나타났으며, 이는 비오염지역인 청곡사 주변의 수종의 수분함유량이 많은 것으로 판단된다.

엽록소함량은  $33.0\text{mg}/100\text{cm}^2 \sim 55.1\text{mg}/100\text{cm}^2$ 로서 땃땃이덩굴  $44.5\text{mg}/100\text{cm}^2$ , 담쟁이덩굴  $39.5\text{mg}/100\text{cm}^2$ , 개머루  $33.0\text{mg}/100\text{cm}^2$ , 인동덩굴이  $55.1\text{mg}/100\text{cm}^2$ 로서 인동덩굴의 엽록소함량이 가장 높게 나타났으며, 개머루가 가장 낮게 나타났다.

오염지역인 온산공단의 엽록소함량을 비교하여 보면 비오염지역인 청곡사 주변의 수종에서 엽록소함량이 높게 나타났으며, 이는 비오염지역인 청곡사 주변의 수종의 잎의 활력이 좋은 것으로 판단된다.

다) 오염지역(울산광역시 온산공단 주변) 식물체분석

오염지역인 울산시 온산공단 주변의 덩굴식물인 땃땃이덩굴, 담쟁이덩굴, 개머루, 인동덩굴 등 4개 수종을 대상으로 잎부위, 줄기부위 및 뿌리부위에서 채취한 시료로 식물체의 중금속함량을 분석한 결과는 다음과 같다.

표 5. 오염지역(울산광역시 온산공단 주변) 식물체분석 (mg/kg)

수종	부위	중금속 항목							
		Fe	Ni	Cu	Zn	As	Cd	Pb	
임내	땃땃이 덩굴	잎	1.26	14.50	489.84	948.28	34.81	1.03	279.88
		줄기	1.24	15.01	516.88	808.38	24.45	< 0.39	172.96
		뿌리	1.31	11.91	1229.27	2993.54	37.46	< 0.13	289.30
	땃땃이 덩굴	잎	1.28	12.86	600.55	1235.20	34.59	< 0.39	288.69
		줄기	1.23	14.74	187.04	443.02	13.49	< 0.39	46.77
		뿌리	1.30	13.22	541.80	1280.10	20.33	16.23	145.70
임외	담쟁이 덩굴	잎	1.25	12.36	301.30	761.22	27.20	2.57	194.06
		줄기	1.23	12.86	505.82	517.41	37.35	< 0.39	314.62
		뿌리	1.34	11.25	1467.76	1321.17	84.16	< 0.39	792.47
	개머루	잎	1.24	14.20	474.76	656.36	33.70	< 0.39	269.08
		줄기	1.22	14.58	164.59	235.55	15.57	1.01	55.16
		뿌리	1.25	12.16	786.14	786.47	39.19	< 0.39	352.53
	인동덩굴	잎	1.27	13.69	726.77	1231.63	38.75	4.85	316.35
		줄기	1.37	11.79	2204.43	3990.61	149.22	19.17	1444.05
		뿌리	1.38	12.81	2397.86	4995.02	136.79	1.09	1280.83

수종별 각 부위의 중금속을 분석한 결과 Ni의 중금속함량을 보면 임내 땃땃이덩굴에서 잎부위는 14.5mg/kg, 줄기에서 15.01mg/kg, 뿌리에서 11.91mg/kg이 나타났고, 임외 땃땃이덩굴에서 잎 12.86mg/kg, 줄기 14.74mg/kg, 뿌리 13.22mg/kg이 나타났으며, 담쟁이덩굴에서 잎 12.36mg/kg, 줄기 12.86mg/kg, 뿌리 11.25mg/kg, 개머루에서 잎 14.20mg/kg, 줄기 14.58mg/kg, 뿌리 11.16mg/kg, 인동덩굴에서 잎



13.69mg/kg, 줄기 11.79mg/kg, 뿌리 12.81mg/kg이 나타났다.

Pb의 중금속함량을 보면 임내 땃땃이덩굴에서 잎부위는 279.88mg/kg, 줄기에서 172.96mg/kg, 뿌리에서 289.30mg/kg이 나타났고, 임외 땃땃이덩굴에서 잎 288.69mg/kg, 줄기 46.77mg/kg, 뿌리 145.70mg/kg이 나타났으며, 담쟁이덩굴에서 잎 194.06mg/kg, 줄기 314.62mg/kg, 뿌리 792.47mg/kg, 개머루에서 잎 269.08mg/kg, 줄기 55.16mg/kg, 뿌리 352.53mg/kg, 인동덩굴에서 잎 316.35mg/kg, 줄기 1,44.05mg/kg, 뿌리 1,280.83mg/kg이 나타났다.

일반적으로 수목에 중금속이 흡수되는 경로는 잎에 의한 흡수와 수피의 축적물로부터 직접적인 흡수 그리고 토양에서 뿌리를 통한 흡수 등 3가지로 생각할 수 있다 (Lewis, 1995). 대기중의 중금속은 직접적으로 건성과 습성형태로 잎과 수피에 각종 중금속이 흡착되거나 직접 토양으로도 축적되는데 이렇게 축적된 중금속은 SPAC(Soil-Plant-Atmosphere-Contine)의 경로를 통한 수동적 수분흡수에 의하여 이루어진다(우수영 등, 2001).

라) 비오염지역(진주시 청곡사 주변) 식물체 분석

비오염지역인 진주시 청곡사 주변의 덩굴식물인 땃땃이덩굴, 담쟁이덩굴, 개머루, 인동덩굴 등 5개 수종을 대상으로 잎부위, 줄기부위 및 뿌리부위에서 채취한 시료로 식물체의 중금속함량을 분석한 결과는 다음과 같다.

표 6. 비오염지역(진주시 청곡사 주변) 식물체 분석 (mg/kg)

수종	부위	Fe	Ni	Cu	Zn	As	Cd	Pb
땃땃이	잎	1.26	13.34	87.14	79.30	9.85	0.39	19.23
	줄기	1.30	11.27	115.64	71.75	10.40	0.39	7.87
	뿌리	1.44	11.96	130.48	62.50	10.23	0.39	19.67
담쟁이	잎	1.34	12.45	94.03	93.44	10.17	27.12	13.50
	줄기	1.34	11.83	96.63	100.76	10.35	0.39	7.93
	뿌리	1.38	12.45	113.33	96.16	10.22	9.15	16.00
개머루	잎	1.34	11.81	115.67	89.39	10.43	4.50	1.75
	줄기	1.31	12.33	83.42	83.25	9.88	0.39	1.75
	뿌리	1.51	11.27	105.51	64.59	10.26	2.08	14.88

비오염 지역인 진주시 청곡사 일대의 수종별 각 부위의 중금속을 분석한 결과 Ni의 중금속함량을 보면 땃땃이덩굴에서 잎부위는 13.34mg/kg, 줄기에서 11.27mg/kg, 뿌리에서 11.96mg/kg이 나타났고, 담쟁이덩굴에서 잎 12.45mg/kg, 줄기 11.83mg/kg, 뿌리 12.45mg/kg이 나타났으며, 개머루에서 잎 11.81mg/kg, 줄기 12.33mg/kg, 뿌리 11.27mg/kg, 인동덩굴에서 잎 13.69mg/kg, 줄기 11.79mg/kg, 뿌리 12.81mg/kg이 나타났다.

Pb의 중금속함량을 보면 땃땃이덩굴에서 잎부위는 19.23mg/kg, 줄기에서 7.87mg/kg, 뿌리에서 19.67mg/kg이 나타났고, 담쟁이덩굴에서 잎 13.50mg/kg, 줄기 7.93mg/kg, 뿌리 16.00mg/kg이 나타났으며, 개머루에서 잎 1.75mg/kg, 줄기 1.75mg/kg, 뿌리 14.88mg/kg로 나타났다.

오염지역과 비오염지역은 비교하여 보면 오염지역인 울산시 온산공단이 비오염지역인 진주시 청곡사일대에 비하여 중금속함량이 매우 높게 나타나, 중금속에 의한 식물피해가 우려되는 실정이다.

4) 덩굴식물의 중금속 축적능력

덩굴식물의 중금속축적능력(식물체 축적량/토양 축적량)을 수종별 부위로 분석한 결과는 다음과 같다.

표 7. 덩굴식물의 중금속 축적능력

위치	수종	부위	Cd	Cu	Fe	Ni	Pb	Zn
온산 공단	담쟁이덩굴	잎	4.05	11.26	0.02	39.87	3.41	28.07
		줄기	0.62	18.90	0.02	41.48	5.52	19.08
		뿌리	0.62	54.85	0.02	36.29	13.91	48.71
	땃덩이덩굴	잎	0.62	22.44	0.02	41.48	5.07	45.54
		줄기	0.62	6.99	0.02	47.55	0.82	16.33
		뿌리	25.60	20.25	0.02	42.65	2.56	47.20
	개머루	잎	0.62	17.74	0.02	45.81	4.72	24.20
		줄기	1.59	6.15	0.02	47.03	0.97	8.68
		뿌리	0.62	29.38	0.02	39.23	6.19	29.00
	인동덩굴	잎	7.65	27.16	0.02	44.16	5.55	45.41
		줄기	30.24	82.38	0.02	38.03	25.35	147.14
		뿌리	1.72	89.61	0.02	41.32	22.49	184.17
땃덩이덩굴	잎	3.90	38.84	0.04	19.43	8.42	51.05	
	줄기	3.90	51.55	0.04	16.41	3.45	46.19	
	뿌리	3.90	58.16	0.05	17.42	8.61	40.24	
담쟁이덩굴	잎	1.70	41.92	0.04	18.13	5.91	60.15	
	줄기	3.90	43.07	0.04	17.23	3.47	64.87	
	뿌리	0.90	50.52	0.04	18.13	7.01	61.91	
개머루	잎	15.00	51.56	0.04	17.20	0.77	57.55	
	줄기	3.90	37.19	0.04	17.96	0.77	53.59	
	뿌리	8.00	47.03	0.05	16.41	6.52	41.58	

식물체의 중금속축적능력을 식물체 축적량/ 토양축적량으로 분석한 결과 Cd은 오염지역인 온산공단에서 0.62-30.24로 인동덩굴의 줄기에서 30.24, 땃덩이덩굴의 뿌리

에서 25.60으로 가장 높게 나타났으며, 비오염지역인 진주시 청곡사에서는 3.90-15.00로 담쟁이덩굴의 잎에서 15.00, 뿌리에서 8.0로 나타났으며, Cu는 온산공단에서 6.15-89.61로 인동덩굴의 뿌리에서 89.61, 줄기에서 82.38로 나타났으며, 청곡사에서는 37.19-58.16으로 땃덩이덩굴의 뿌리에서 58.16, 개머루의 잎에서 51.56 순으로 나타났다.

Ni은 온산공단에서 36.29-48.42로 해송림의 땃덩이덩굴의 줄기에서 48.42로 가장 높게 나타났으며, 담쟁이덩굴의 뿌리에서 36.29로 가장 낮게 나타났다.

식물체의 축적능력 경향을 보면 잎이나 줄기부위 보다는 뿌리부위에서 비교적 높은 수치가 나타났다. 이는 중금속으로 오염된 토양에서 자란 식물은 중금속 이온의 흡수를 억제할 뿐만 아니라 세포 소기관에 저장하거나 조직에 축적시키는 것으로 연구되었는데(Grill et al., 1985), 식물이 중금속에 의해 저항성을 갖는 내성 기작은 유독한 물질을 뿌리 밖으로 배출하거나 막투과성을 낮추어 체내로 유입되는 양을 줄일 수 있는 것을 말한다. 또한 세포 표면 안팎에 phytochelatin과 같은 물질을 분비하여 중금속과 결합함으로써 대사에 영향을 미치지 않는 불용성 물질을 잎·줄기·뿌리 등에 저장하는 방법도 있다(백경화 등, 2002).

5) 중금속간의 상관분석

토양 및 식물체에 있는 중금속간의 상관분석한 결과는 다음과 같다.

표 8. 중금속간의 상관분석

항목	Cd	Cu	Fe	Ni	Pb
Cd	1				
Cu	0.201	1			
Fe	-0.154	-0.256	1		
Ni	0.169	0.298	-0.698**	1	
Pb	0.227	0.963**	-0.178	0.224	1
Zn	0.212	0.957**	-0.228	0.275	0.899**

중금속간의 상관분석한 결과는 1%의 유의수준에서 Cu와 Pb이 높은 정의상관관계 ( $R^2=0.963$ ), Cu와 Zn이 높은 정의상관관계( $R^2=0.957$ ), Pb과 Zn이 높은 정의상관관계 ( $R^2=0.963$ )가 나타났으며, Fe과 Zn은 부의상관관계( $R^2=-0.698$ )가 나타났다.

## 2. 오염지 덩굴식물류의 성장 특성 구명

### 가. 연구 수행 방법

#### 1) 토양환경 분석

각 조사대상지역에서 낙엽층을 제거한 후 0~10cm 깊이의 표토를 대상으로 각 조사지에서 토양시료를 채취하여 풍건 후 20mesh 체로 친후 분석용 시료로 이용하였다. 토양의 화학적 성질 분석 항목에 대해 토양 pH는 pH meter, 유기물 함량은 Tyurin법, 유효인산(available P<sub>2</sub>O<sub>5</sub>)은 Lancaster법으로 분석하였다. 치환성양이온(Ca<sup>2+</sup>, Mg<sup>2+</sup>, K<sup>+</sup>, Na<sup>+</sup>)은 1N ammonium acetate(pH 7)로 침출하였다.

#### 2) 토양의 중금속 함량 분석

각 조사대상지역에서 낙엽층을 제거한 후 0~10cm 깊이의 표토를 대상으로 각 조사지에서 토양시료를 채취하여 풍건 후 20mesh 체로 친후 분석용 시료로 이용하였다. 중금속 함량은 0.1N-HCl로 침출하여 10개 원소(As, Cd, Pb)를 유도결합플라즈마 분광계(Inductively Coupled Plasma, Atomscan 25, USA)로 측정하고 모든 분석은 3 반복으로 실시하였다.

#### 3) 식물체 내 중금속 함량분석

식물체를 잎, 줄기, 뿌리로 구분하여 시료를 채취하였다. 채취된 시료는 실험실로 운반한 후 흙을 털어내고 증류수로 깨끗이 세척한 후 70℃ 건조기에서 기관별로 24시간 건조하였다. 건조된 각 기관은 분쇄기를 이용하여 파쇄한 후 60mesh를 통과한 것을 분석용 시료로 이용하였다. 분석방법은 각 시료 2g에 ternary solution(HNO<sub>3</sub> : HClO<sub>4</sub> : H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub>=10 : 4 : 1) 20ml를 첨가한 후 180~210℃의 가열판 상에서 가열 분해하고, 분해액이 무색 투명할 때까지 분해하였다. 분해가 완료된 시료는 원자흡광법을 이용하여 중금속 농도를 측정하였다.

## 나. 연구 수행 결과

### 1) 시험조사지역

덩굴식물의 생육환경 분석에 대한 연구를 수행하기 위하여 조사지역은 현재 대기 오염이 심각한 울산광역시 온산공단주변에서 생육하고 있는 덩굴식물의 생육토양과 식물체 분석을 실시하였다.

### 2) 토양분석

#### 가) 토양의 화학적 성질 분석

오염지역인 울산광역시 온산공단의 1차년도 및 2차년도의 덩굴식물 수종별 생육토양의 화학적 성질을 조사한 결과는 다음과 같다.

표 9. 오염지역의 토양의 화학적성질 분석

년도	식물명	pH (1:5)	EC (dS/m)	O.M (g/kg)	P <sub>2</sub> O <sub>5</sub> (mg/kg)	Ex-cation(cmol+/kg)			
						K <sup>+</sup>	Ca <sup>2+</sup>	Mg <sup>2+</sup>	Na <sup>+</sup>
1차	개머루	4.2	0.6	19.9	18.0	0.3	0.2	0.1	0.1
	댕댕이	4.2	0.6	12.0	6.0	0.3	0.3	0.2	0.1
	인동덩굴	5.8	0.3	17.4	134.0	0.3	10.7	5.4	0.1
2차	개머루	4.3	0.8	4.9	74.9	0.3	0.8	0.2	0.1
	댕댕이	5.4	0.7	2.5	100.5	0.3	3.4	0.5	0.1
	인동덩굴	5.5	0.6	2.3	133.4	0.4	3.2	0.4	0.1

오염지역인 온산공단의 pH는 1차년도에는 pH 4.2~5.8이었으며, 인동덩굴 지역이 pH5.8로 가장 높게 나타났으며, 개머루지역과 댕댕이덩굴 지역이 pH4.2로 낮게 나타났다. 2차년도에는 pH 4.3~5.5이었으며, 인동덩굴 지역이 pH5.5로 가장 높게 나타났으며, 개머루지역이 pH4.3로 낮게 나타났다.

이수욱과 민일식(1989)에 의하면 온산공단지역의 1986~1988년간의 토양 pH는5.0,

4.8, 4.7 이었으며, 김종갑(1990)은 온산공단주변의 산림토양은 pH4.2~4.8로서 강산성을 나타내었다고 보고하였다. 14년이 지난 2004년도의 토양 pH 평균 4.6과 비교하여 보면, 그동안 토양의 산성화가 좋아지지 않았음을 알 수 있다. 유기물 함량은 1차년도에는 12.0~19.9g/kg이고, 2차년도에는 2.3~4.9g/kg로서 년도별 차이가 나타났다. 치환성양이온은 인동덩굴에서 함량이 높게 나타났으며, Ca<sup>++</sup>>Mg<sup>++</sup>>K<sup>+</sup>>Na<sup>+</sup>의 순으로 나타났다.

산림토양산도는 주로 부식의 유기산에 지배되지만, 토양의 지속적인 풍화작용과 함께 생성되는 각종 염기류들에 의하여 평형을 이루고 있다. 일반적으로 산림토양은 부식이 풍부하여 양이온 치환용량을 증가시켜 완충능을 증가시킨다. 산성우에 의하여 새로운 수소이온이 첨가된다 할지라도 산에 의해 새로이 분해되어 생성되는 염기류에 의하여 새로운 평형을 이루는 것이 산림토양의 특성이다. 토양pH가 어떤 영향을 받아 감소한다는 것은 완충능이 약화되고 염기생성 대신에 양료의 결핍이 일어나는 증거가 된다. 보통 수소이온의 농도가 증가하면 식물의 뿌리로부터 양료 흡수력이 약화된다. 또한 식물의 뿌리를 통해 흡수된 수소이온은 단백질을 응고시키거나 용해시켜 효소작용을 방해하고, 세포의 투과성에 영향을 미쳐 산성조건에서는 세포막을 약화시켜 다량의 염기가 투과됨으로서 식물의 생장에 장애를 준다.

#### 나) 토양의 중금속 분석

온산지역에서 채취한 토양시료를 이용하여 토양내 중금속의 성분을 분석한 결과는 다음과 같다.

표 10. 토양의 중금속 분석 (mg/kg)

년도	식물명	As	Cd	Cr	Cu	Mn	Ni	Pb	Zn
1차	개머루	0.79	0.36	0.17	13.73	1.14	0.08	48.32	12.73
	댕댕이	0.38	0.28	0.01	9.44	0.56	0.09	52.03	12.49
	인동덩굴	0.43	1.50	0.01	79.81	11.25	0.43	33.49	76.32
2차	개머루	0.82	1.26	0.09	645.73	35.36	0.69	213.48	216.57
	댕댕이	0.35	1.50	0.09	200.91	35.32	0.81	31.39	259.57
	인동덩굴	0.39	1.07	0.03	199.88	32.12	0.61	33.37	175.39



토양 중 AS함량은 개머루가 1차년도에서 0.79mg/kg, 2차년도에서 0.82mg/kg로 가장 높게 나타났으며, Cr함량은 개머루가 1차년도에서 0.17mg/kg, 2차년도에서 0.09mg/kg로 가장 높게 나타났다.

Ni함량은 1차년도에서 인동덩굴이 0.43mg/kg으로 가장 높게 나타났으며, 2차년도에서 는 땃덩이덩굴이 0.81mg/kg로 가장 높게 나타났다.

Smith(1971)는 도로변 산림토양의 Pb함량은 교통량에 비례한다고 보고하였으며, Tatsumi(1983)도 Pb 오염은 자동차의 증가에 따른 영향이 매우 크다고 보고하였다. 일반적으로 토양중 중금속함량은 공단주변이 다른 지역에 비해 높았으며, 이는 기계, 비료, 제련소등 생산제조업체들의 특성에 따른 것으로 판단된다.

### 3) 식물체 분석

#### 가) 오염지역(울산광역시 온산공단 주변) 식물체 조사

오염지역인 울산시 온산공단주변에서 조사한 덩굴식물을 채취하여 건조 후 무게를 비교한 것은 다음과 같다.

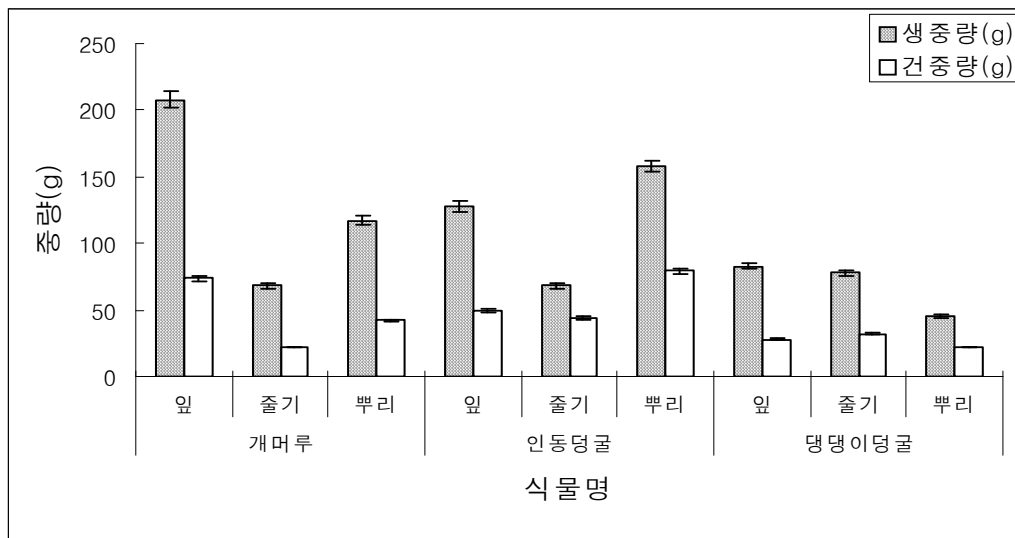


그림 1 . 오염지역의 식물체조사

조사수종의 건조시 감소율을 보면 땡땡이덩굴의 잎부위가 56.7%, 줄기부위가 51.1%, 뿌리부위가 35.6% 감소하였으며, 다른 수종도 잎부위가 가장 많이 감소하였으며, 뿌리부위의 감소율이 가장 적다.

나) 오염지역(울산광역시 온산공단 주변) 식물체분석

오염지역인 울산시 온산공단 주변의 덩굴식물인 땡땡이덩굴, 개머루, 인동덩굴 등 3개 수종을 대상으로 잎부위, 줄기부위 및 뿌리부위에서 채취한 시료로 식물체의 중금속함량을 분석한 결과는 다음과 같다.

표 11. 오염지역(울산광역시 온산공단 주변) 식물체분석 (mg/kg)

년도	식물명	부위	As	Cd	Cu	Ni	Pb	Zn
1년	개머루	잎	33.70	0.39	474.76	14.20	269.08	656.36
		줄기	15.57	1.01	164.59	14.58	55.16	235.55
		뿌리	39.19	0.39	786.14	12.16	352.53	786.47
	땡땡이	잎	34.59	0.39	600.55	12.86	288.69	1235.20
		줄기	13.49	0.39	187.04	14.74	46.77	443.02
		뿌리	20.33	16.23	541.80	13.22	145.70	1,280.10
	인동덩굴	잎	38.75	4.85	726.77	13.69	316.35	1,231.63
		줄기	149.22	19.17	2,204.43	11.79	1,444.05	3,990.61
		뿌리	136.79	1.09	2,397.86	12.81	1,280.83	4,995.02
2년	개머루	잎	4.50	10.10	1,950.90	9.20	351.10	2,484.30
		줄기	0.01	0.01	538.90	0.01	260.80	512.40
		뿌리	0.01	14.80	3,754.70	1.30	304.90	3,693.30
	땡땡이	잎	2.40	0.90	1213.40	1.70	243.40	1319.90
		줄기	0.01	0.01	173.10	0.01	103.50	452.60
		뿌리	0.01	0.01	286.70	0.01	106.90	619.10
	인동덩굴	잎	1.50	4.60	1,113.50	7.30	309.10	1377.20
		줄기	0.01	0.01	476.90	0.01	260.10	784.30
		뿌리	0.01	0.01	116.20	0.01	22.50	757.40

수종별 각 부위의 중금속을 분석한 결과 Cu의 중금속함량은 1차 년도에서 개머루는 잎부위 474.76mg/kg, 줄기에서 164.59mg/kg, 뿌리에서 786.14mg/kg이 나타났고, 2차 년도에서 개머루는 잎부위 1,950.90mg/kg, 줄기에서 538.90mg/kg, 뿌리에서 3,754.70mg/kg으로 나타났다.

Zn의 중금속함량은 1차 년도에서 개머루는 잎부위 656.36mg/kg, 줄기에서 235.55mg/kg, 뿌리에서 786.47mg/kg이 나타났고, 2차 년도에서 개머루는 잎부위 2,484.30mg/kg, 줄기에서 512.40mg/kg, 뿌리에서 3,693.30mg/kg으로 나타났다.

덩굴식물의 부위별 중금속함량의 경향을 보면 잎, 줄기, 뿌리 등 모든 부위에서 유사한 경향으로서 Zn>Cu>Pb>As>Ni>Cd의 순으로 나타났으며, 줄기부위 보다는 잎부위와 뿌리부위에서의 중금속 함량이 높게 나타났다.

이와 같이 덩굴식물에서 농축하는 중금속에 서로 다른 양상을 나타나는 이유는 식물이 서식하는 환경과 주위의 중금속 농도차이 및 식물종의 차이에 의해서 결정된 것으로 여겨진다.

일반적으로 수목에 중금속이 흡수되는 경로는 잎에 의한 흡수와 수피의 축적물로부터 직접적인 흡수 그리고 토양에서 뿌리를 통한 흡수 등 3가지로 생각할 수 있다 (Lewis, 1995). 대기중의 중금속은 직접적으로 건성과 습성형태로 잎과 수피에 각종 중금속이 흡착되거나 직접 토양으로도 축적되는데 이렇게 축적된 중금속은 SPAC(Soil-Plant-Atmosphere-Contine)의 경로를 통한 수동적 수분흡수에 의하여 이루어진다(우수영 등, 2001).

#### 4) 덩굴식물의 중금속 축적능력

덩굴식물의 중금속축적능력(식물체 축적량/토양 축적량)을 수종별 부위로 분석한 결과는 다음과 같다.

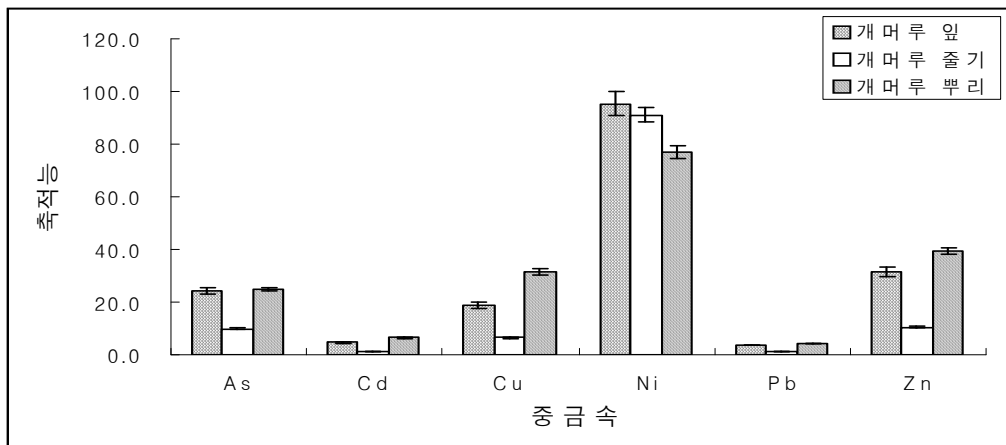


그림 2. 개머루의 부위별 중금속 축적능

개머루의 부위별 중금속 축적능은 전반적으로 줄기보다는 잎부위와 뿌리부위의 중금속 축적능이 높게 나타났으며, Ni에 대한 중금속 축적능이 가장 높게 나타났고, Cd 및 Pb의 축적능이 가장 낮게 나타났으며, 이것으로 보아 개머루는 Ni에 대한 중금속 축적능이 우수한 것으로 판단된다.

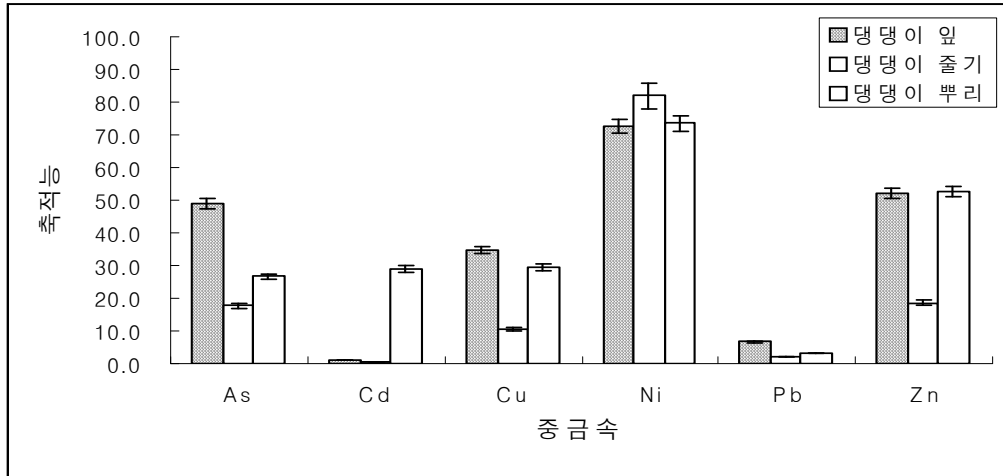


그림 3. 맹맹이덩굴의 부위별 중금속 축적능

맹맹이덩굴의 부위별 중금속 축적능은 개머루와 마찬가지로 전반적으로 줄기보다는 잎부위와 뿌리부위의 중금속 축적능이 높게 나타났으며, Ni에 대한 중금속 축적능이 가장 높게 나타났고, Cd 및 Pb의 축적능이 가장 낮게 나타났으며, Zn, As, Cu에 대한 중금속 축적능도 높게 나타났는데, 이것으로 보아 맹맹이덩굴은 Ni에 대한 중금속 축적능이 우수하며, Zn, As, Cu에 대한 축적능도 양호한 것으로 판단된다.

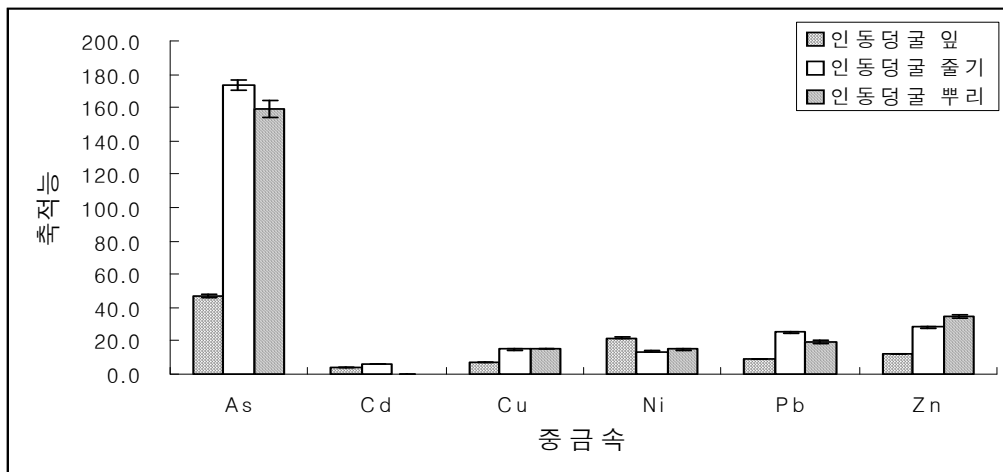


그림 4. 인동덩굴의 부위별 중금속 축적능

인동덩굴의 부위별 중금속 축적능은 개머루 및 땡땡이덩굴과는 다르게 나타났는데, As에 대한 중금속 축적능이 가장 높게 나타났고, Cd의 축적능이 가장 낮게 나타났는데, 이것으로 보아 인동덩굴은 As에 대한 중금속 축적능이 우수한 것으로 판단된다.

덩굴식물의 중금속 축적능력 경향을 보면 잎이나 줄기부위 보다는 뿌리부위에서 비교적 높은 수치가 나타났다. 이는 중금속으로 오염된 토양에서 자란 식물은 중금속 이온의 흡수를 억제할 뿐만 아니라 세포 소기관에 저장하거나 조직에 축적시키는 것으로 연구되었는데(Grill et al., 1985), 식물이 중금속에 의해 저항성을 갖는 내성 기작은 유독한 물질을 뿌리 밖으로 배출하거나 막투과성을 낮추어 체내로 유입되는 양을 줄일 수 있는 것을 말한다. 또한 세포 표면 안팎에 phytochelatin과 같은 물질을 분비하여 중금속과 결합함으로써 대사에 영향을 미치지 않는 불용성 물질을 잎·줄기·뿌리 등에 저장하는 방법도 있다(백경화 등, 2002).

#### 5) 식물체의 오존 반응 분석

##### 가) 수중별 광색소 함량(엽록소 a 함량)

수중별 광색소 함량에서 100ppb에 노출시킨 처리구와 대조구의 엽록소 a 함량을 수중별로 분석한 결과는 다음과 같다.

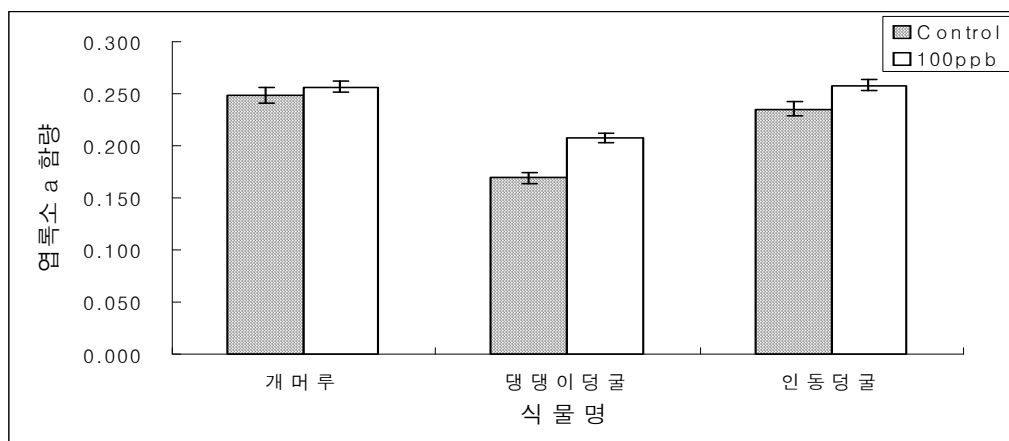


그림 5. 수중별 엽록소 a 함량

엽록소 a 함량에서는 개머루(*Ampelopsis heterophylla*), 땡땡이덩굴(*Cocculus trilobus*), 인동덩굴(*Lonicera japonica*)은 전반적으로 100ppb 처리구에서 증가하였으며, 개머루의 엽록소 a 함량이 가장 높으며, 땡땡이덩굴의 엽록소 a 함량이 가장 낮게 나타났다.

나) 수중별 광색소 함량(엽록소 b 함량)

수중별 광색소 함량에서 100ppb에 노출시킨 처리구와 대조구의 엽록소 a 함량을 수중별로 분석한 결과는 다음과 같다

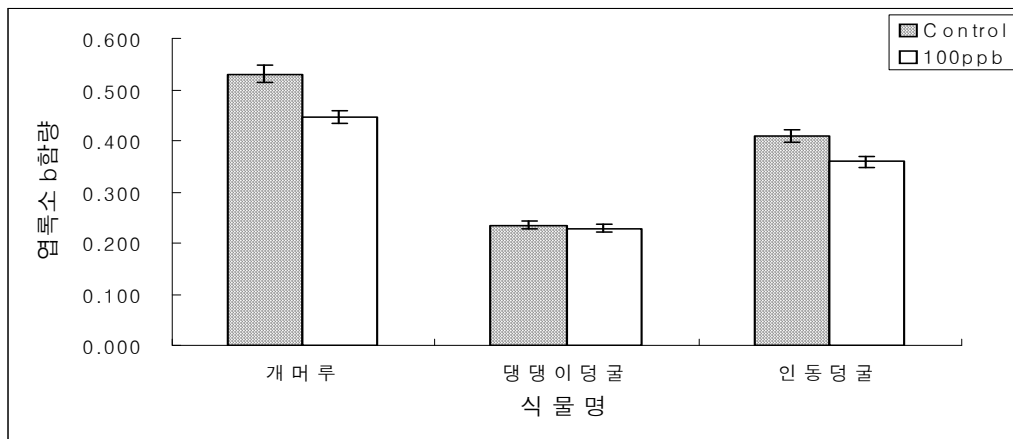


그림 6. 수중별 엽록소 b 함량

엽록소b 함량에서는 개머루(*Ampelopsis heterophylla*), 땡땡이덩굴(*Cocculus trilobus*), 인동덩굴(*Lonicera japonica*)은 전반적으로 100ppb 처리구에서 감소하였으며, 개머루의 엽록소 b 함량이 가장 높으며, 땡땡이덩굴의 엽록소 b 함량이 가장 낮게 나타났다.

다) 수중별 광색소 함량(총 엽록소 함량)

수중별 광색소 함량에서 총 엽록소 함량을 수중별로 분석한 결과는 다음과 같다.

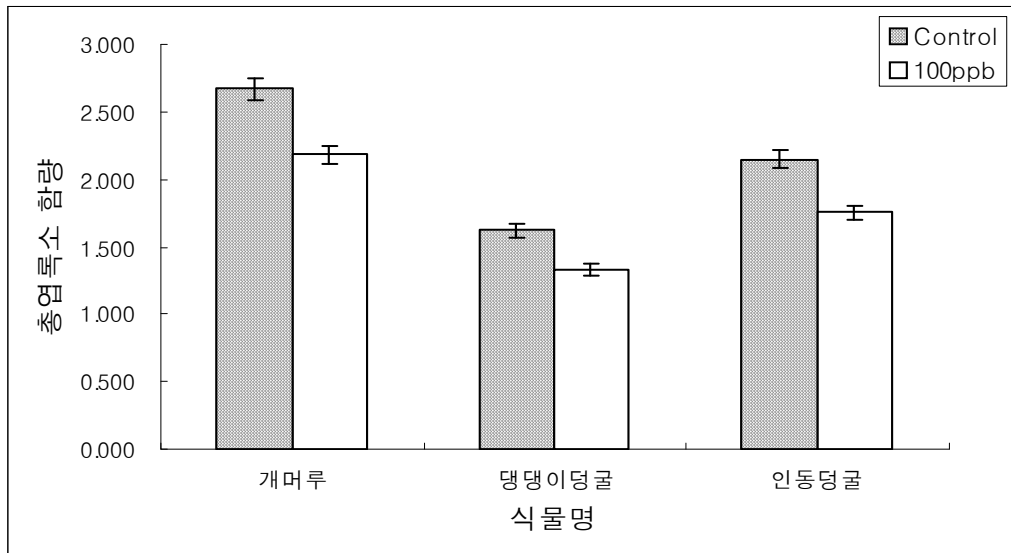


그림 7. 수중별 총엽록소 함량

총엽록소함량은 엽록소b와 비슷한 경향을 나타내며, 개머루(*Ampelopsis heterophylla*), 땡땡이덩굴(*Cocculus trilobus*), 인동덩굴(*Lonicera japonica*)은 전반적으로 100ppb 처리구에서 감소하였으며, 개머루의 총엽록소 함량이 가장 높으며, 땡땡이덩굴의 총엽록소 함량이 가장 낮게 나타났다.



라) 수중별 광색소 함량(총 카로테노이드 함량)

수중별 광색소 함량에서 총 카로테노이드 함량을 수중별로 분석한 결과는 다음과 같다.

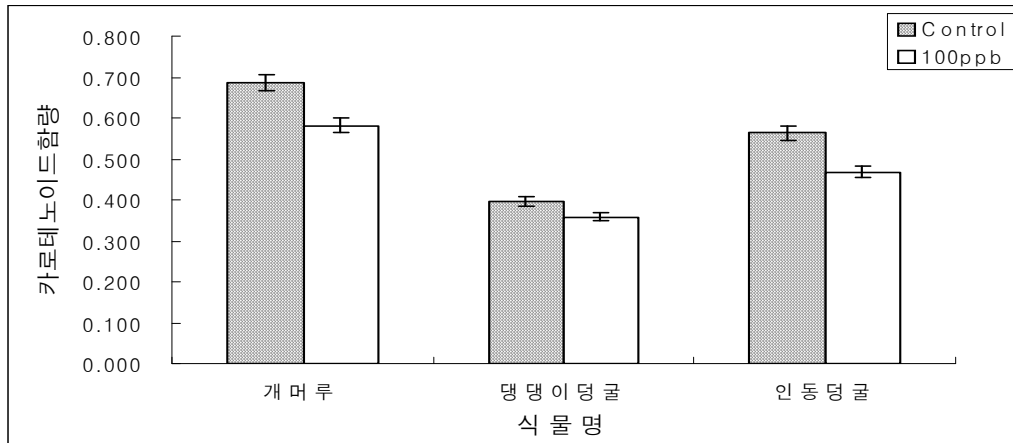


그림 8. 수중별 광색소 함량(총 카로테노이드 함량)

총 카로테노이드 함량은 개머루(*Ampelopsis heterophylla*), 땡땡이덩굴(*Cocculus trilobus*), 인동덩굴(*Lonicera japonica*)는 전반적으로 100ppb 처리구에서 감소하였으며, 개머루의 총 카로테노이드 함량이 가장 높으며, 땡땡이덩굴의 총 카로테노이드 함량 가장 낮게 나타났다.

마) 수중별 광색소 함량(엽록소 b/a의 비 함량)

수중별 광색소 함량에서 엽록소 b/a의 비 함량을 수중별로 분석한 결과는 다음과 같다.

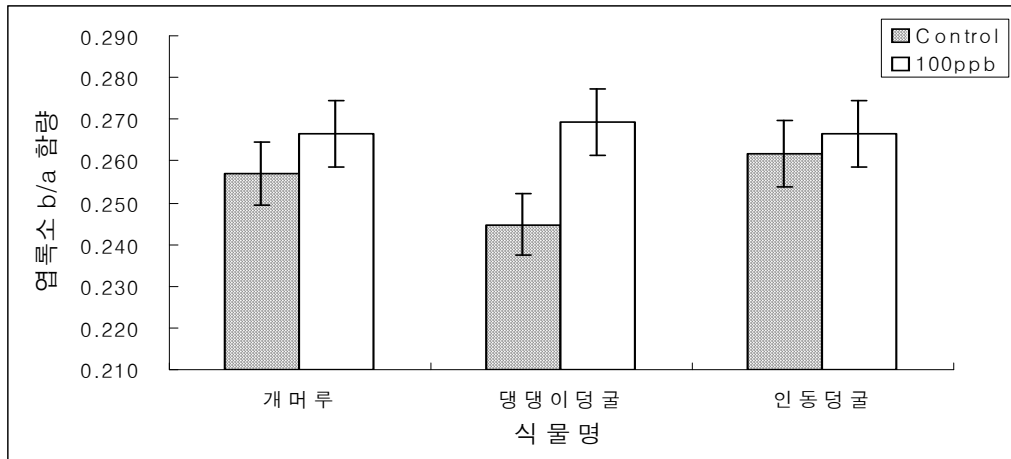


그림 9. 수중별 엽록소 b/a의 비

엽록소 b/a의 비는 모든 수종이 100ppb 처리구에서 증가하였다. 일반적으로 고등 식물에서 엽록소 b/a의 비 함량은 대략 1~3이지만, 성장조건과 특수 환경은 엽록소 b/a의 비 함량을 변화시킨다. 특히 높은 광도에 노출된 식물(high-light chloroplast)의 엽록소 b와 a 비율은 3.2~4로 증가하며, 그늘에서 자라는 식물(low-light chloroplast)은 더 낮은 값인 2.5~2.9 정도의 비를 나타낸다는 보고가 있었다(Lichtenthaler, 1987). 엽록소 b/a의 비 함량에서 보면 엽록소 b보다 엽록소 a가 더 민감한 차이를 보였으며, 종에서는 땡땡이덩굴이 가장 민감한 것으로 나타났다.

바) 수종별 SOD 활성 변화

덩굴식물류 3종에서 측정된 SOD 활성의 처리 전과 처리 후에 수종별의 차이를 분석한 결과는 다음과 같다.

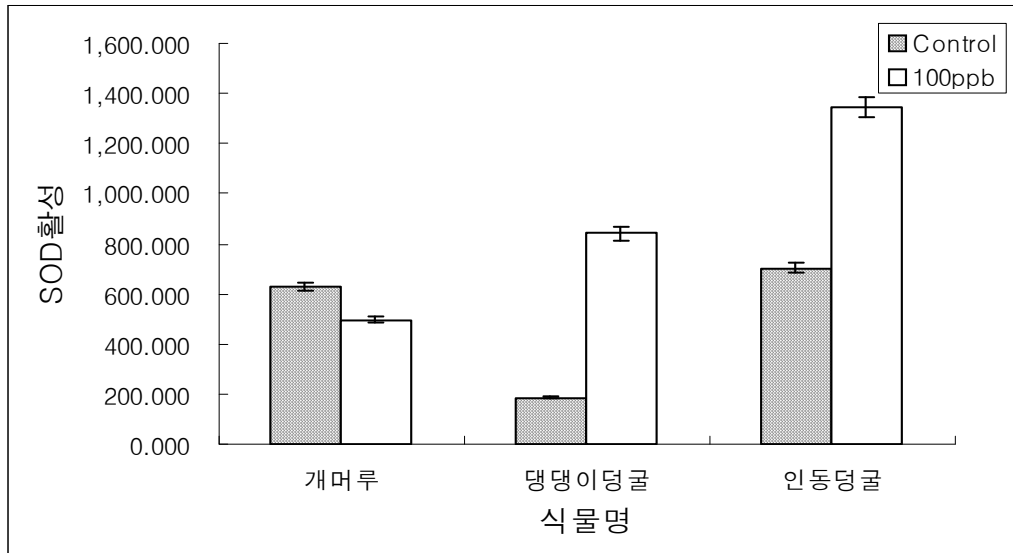


그림 10. SOD 활성의 처리 전과 처리 후에 수종별의 차이

덩굴식물류에 대한 SOD 활성은 처리 전과 처리 후에 수종별로 다양한 차이를 보였다. 처리 전과 처리 후의 차이는 개머루에서 131.7 정도 감소했으며, 땡땡이덩굴 653.7, 인동덩굴 645.3 정도 증가하였다. SOD는 자연에 존재하는 항산화 효소 중 하나이며, 식물을 포함한 모든 생물의 성장과정에 있어서 대사 중 필연적으로 생기는 활성산소의 독성에 노출되고 있지만, 그래도 여전히 정상적으로 생명활동을 영위하는 것은 SOD가 이러한 독물을 중화하는 기능을 갖고 있기 때문이다(Giannopolitis et al., 1977). 식물체에서 SOD의 활성은 병균의 침입, 저온 등 여러 가지 환경적, 화학적 자극에 의해 증가되는 것으로 알려져 있으며(Huttunen과 Heiska, 1988), 일반적으로 다양한 스트레스 하에서 내성 수종들의 SOD 활성은 증가하지만(Sen Gupta et al., 1991; Sheng et al., 1997; 박용구 등, 1998), 스트레스가 장기간 지속되거나 과도한 스트레스가 가해지면 SOD 활성은 감소하게 된다(한심희, 2000)는 보고와 유사한 경향을 나타내었다.

### 3. 덩굴식물류의 내성 수종 탐색

#### 가. 연구 수행 방법

##### 1) 실내시험

가) 공시수종 담쟁이덩굴, 인동덩굴, 마삭줄을 삼목 이식 후 시험

##### 나) 토양의 제조

채취한 삼수를 삼목해서 키운 덩굴식물류를 선별하여 정식시킨 후 토양 10kg에 각각의 중금속을 As는 1.2g, Cd는 0.49g, Pb는 15.97g 씩 처리하였고 중금속 흡수촉진제인 EDTA를 중금속 별로 20, 10, 5처리구와 무처리구로 구분하였는데 처리구별로 20처리구는 74.44g, 10처리구는 37.22g, 5처리구는 18.61g씩 처리 하였다.

##### 다) 유묘의 성장특성

수고, 분얼 수, 줄기 node, 엽수, 생중량, 건중량 측정

##### 라) 덩굴식물류의 중금속 정화능력 분석

농도에 따른 토양 및 식물체의 각 기관별 흡수량과 토양의 잔류량을 비교·분석

##### 마) 처리 시기 및 분석

공시토양에 중금속 처리는 5월 20일에 처리하였으며, 처리 직후에 생장량 및 토양 분석을 실시하였으며, 처리 후 일정 시간 경과 후인 9월 10일에 토양 및 중금속 분석을 실시하였다.

바) 사진 자료



사진 9. 온실 외부 전경



사진 10. 온실 내부 전경



사진 11. 관수 시스템



사진 12. 토양 중금속 처리



사진 13. 식물체 이식



사진 14. 이식 후 전경



사진 15. 처리 후 생육상황



사진 16. 처리 후 생육상황

## 2) 오염지역

가) 토양 내 화학적 성질 및 중금속함량

나) 식물체 내 중금속 등 오염물질의 축적량(수종별, 기관별)

## 3) 토양환경 분석

각 조사대상지역에서 낙엽층을 제거한 후 0~10cm 깊이의 표토를 대상으로 각 조사지에서 토양시료를 채취하여 풍건 후 20mesh 체로 친후 분석용 시료로 이용하였다. 토양의 화학적 성질 분석 항목에 대해 토양 pH는 pH meter, 유기물 함량은 Tyurin법, 유효인산(available  $P_2O_5$ )은 Lancaster법으로 분석하였다. 치환성양이온( $Ca^{2+}$ ,  $Mg^{2+}$ ,  $K^+$ )은 1N ammonium acetate(pH 7)로 침출하였다.

## 4) 토양의 중금속 함량 분석

각 조사대상지역에서 낙엽층을 제거한 후 0~10cm 깊이의 표토를 대상으로 각 조사지에서 토양시료를 채취하여 풍건 후 20mesh 체로 친후 분석용 시료로 이용하였다. 중금속 함량은 0.1N-HCl로 침출하여 10개 원소(As, Cd, Pb)를 유도결합플라즈마 분광계(Inductively Coupled Plasma, Atomscan 25, USA)로 측정하고 모든 분석은 3 반복으로 실시하였다.

## 5) 식물체 내 중금속 함량분석

식물체를 잎, 줄기, 뿌리로 구분하여 시료를 채취하였다. 채취된 시료는 실험실로 운반한 후 흙을 털어내고 증류수로 깨끗이 세척한 후 70°C 건조기에서 기관별로 24시간 건조하였다. 건조된 각 기관은 분쇄기를 이용하여 파쇄한 후 60mesh를 통과한 것을 분석용 시료로 이용하였다. 분석방법은 각 시료 2g에 ternary solution( $HNO_3$  :  $HClO_4$  :  $H_2SO_4=10 : 4 : 1$ ) 20ml를 첨가한 후 180~210°C의 가열판 상에서 가열 분해하고, 분해액이 무색 투명할 때까지 분해하였다. 분해가 완료된 시료는 원자흡광법을 이용하여 중금속 농도를 측정하였다.

## 나. 연구 수행 결과

### 1) 시험조사지역

덩굴식물의 생육환경 분석에 대한 연구를 수행하기 위하여 경상대학교 학술림내에 온실에서 실내시험을 통하여 식물체의 성장량 및 중금속 흡수 능력과 토양의 화학적 성질 및 중금속 잔여량을 조사하였고, 또한 현재 대기오염이 심각한 울산광역시 온산공단주변의 토양과 식물체 분석을 실시하였다.

### 2) 실내 시험지의 토양 분석

#### 가) 토양의 화학적 성질 분석

실내시험을 위한 각각의 중금속별 처리 시점과 처리 후 일정시간 경과 후의 토양의 화학적 성질을 EDTA 처리구별로 나타낸 것은 다음과 같다.

#### (1) As 처리구

As처리에 의한 토양의 화학적 성질 분석은 다음과 같다.

표 12. As처리에 의한 토양의 화학적 성질 분석

항목	EDTA (mmol/kg)	pH (H <sub>2</sub> O,1:5)	EC (dS/m)	O.M. (%)	P <sub>2</sub> O <sub>5</sub> (mg/kg)	Ex. Cation		
						K <sup>+</sup>	Ca <sup>+</sup>	Mg <sup>+</sup>
실험 시작	무처리	4.8	2.44	5.24	34.24	0.67	2.19	0.46
	5	4.9	3.82	5.86	53.83	0.76	2.85	0.66
	10	4.9	3.01	5.65	50.82	0.60	2.25	0.62
	20	5.1	3.44	6.21	70.41	0.57	2.09	0.50
	처리평균	4.9	3.42	5.91	58.35	0.64	2.40	0.59
실험 종료	무처리	5.4	0.51	9.65	37.67	0.55	2.76	0.53
	5	5.5	0.42	10.48	50.38	0.52	3.12	0.61
	10	5.9	0.50	11.72	65.31	0.58	3.83	0.83
	20	6.3	0.64	10.28	71.84	0.59	3.59	0.82
	처리평균	5.9	0.52	10.83	62.51	0.56	3.51	0.75

note) 실험시작 : 5월 20일, 실험 종료 : 9월 10일

As 처리에서의 토양의 화학적 성질변화는 토양 pH는 실험시작에 비하여 실험종료의 토양 pH가 EDTA 무처리구에서는 평균 4.8에서 5.4, 처리구에서는 평균 4.9에서 5.9로 높게 나타났으며, EC는 반대로 무처리구에서 2.44에서 0.51, 처리구에서 평균 3.42에서 0.52로 낮게 나타나 부의 상관관계를 나타내었다.

유기물함량에서는 무처리구에서 5.24에서 9.65로, 처리구에서도 5.91에서 10.83으로 중금속 실험종료 유기물 함량이 증가하였고, 유효인산은 무처리구는 실험시작 34.24에서 실험종료 37.67로 처리구는 실험시작 58.35에서 실험종료 62.51로 실험시작에 비하여 실험종료의 농도가 높게 나타났다.

양이온치환용량에서는  $K^+$ 이 처리구와 무처리구 모두 실험시작에 비하여 실험종료가 낮게 나타났고, Ca과 Mg에서는 오히려 실험종료가 더 높게 나타났다.

EDTA처리로 인한 토양의 화학성변화는 무처리구(0처리)에 비하여 처리구인 5, 10, 20에서의 농도가 처리량이 많을수록 높게 나타나는 정의 상관관계로 보아 EDTA처리가 중금속오염으로 인한 토양의 화학적 성질 개선에 양호한 효과를 나타낸다고 볼 수 있다.

이것으로 보아 비소처리로 인하여 토양의 화학적 성질 변화는 오히려 실험시작에 비하여 실험종료의 농도변화가 좋게 나타났지만 중금속축적으로 인한 식물의 피해는 우려되는 실정으로 지속적인 관찰이 요구되는 상황이다.



(2) Cd 처리구

Cd 처리에 의한 토양의 화학적 성질 분석은 다음과 같다.

표 13. Cd 처리에 의한 토양의 화학적 성질 분석

항목	EDTA (mmol/kg)	pH (H <sub>2</sub> O,1:5)	EC (dS/m)	OM (%)	P <sub>2</sub> O <sub>5</sub> (mg/kg)	Ex. Cation		
						K <sup>+</sup>	Ca <sup>+</sup>	Mg <sup>+</sup>
실험 시작	무처리	4.5	2.13	8.26	43.24	0.57	2.06	0.49
	5	4.8	2.87	9.86	72.35	0.58	2.19	0.52
	10	5.0	3.67	11.10	85.91	0.60	2.68	0.60
	20	5.3	3.32	10.07	57.92	0.58	2.61	0.58
	처리평균	<b>5.0</b>	<b>3.29</b>	<b>10.34</b>	<b>72.06</b>	<b>0.59</b>	<b>2.49</b>	<b>0.57</b>
실험 종료	무처리	5.2	0.39	5.79	54.27	0.32	1.69	0.58
	5	5.6	0.46	4.90	66.91	0.44	3.55	0.41
	10	5.8	0.56	5.72	80.37	0.39	2.95	0.73
	20	6.1	0.72	5.69	52.97	0.45	3.49	0.59
	처리평균	<b>5.8</b>	<b>0.58</b>	<b>5.44</b>	<b>66.75</b>	<b>0.43</b>	<b>3.33</b>	<b>0.58</b>

Cd 처리에서의 토양의 화학적 성질변화는 토양 pH는 무처리구에서 실험시작에 비하여 실험종료의 산도가 평균 4.5에서 5.2로 높게 나타났으며 처리구에서도 실험시작 5.0에서 실험종료 5.8로 실험종료가 높게 나타났고, EC는 반대로 무처리구는 실험시작 2.13에서 실험종료 0.39로, 처리구는 실험시작 3.29에서 실험종료 0.58로 낮게 나타나 부의 상관관계를 나타내었다.

유기물함량에서는 무처리구가 실험시작 8.26에서 실험종료 5.79로, 처리구는 실험시작 10.04에서 5.44로 감소하였고, 유효인산은 무처리구에서 실험시작 43.24에서 실험종료 54.27로 증가 하였지만 처리구에서는 실험시작 72.06에서 실험종료 66.75로 실험시작에 비하여 실험종료의 농도가 감소하였다.

양이온치환용량에서는 K에서는 무처리구에서 0.57에서 0.32로 실험종료 감소하였고 처리구 역시 0.59에서 0.43으로 나타났고, Ca는 무처리구는 2.06에서 1.69로 감소하였지만 처리구는 2.49에서 3.33으로 증가하였다. Mg는 무처리구와 처리구 모두 실험종료 증가하는 경향을 나타냈다.

EDTA처리로 인한 토양의 화학성변화는 무처리구(0처리)에 비하여 처리구인 5,

10, 20에서의 농도가 처리량이 많을수록 높게 나타나는 정의 상관관계는 나타나지만 처리간 차이가 없는 것도 상당수 있어 토양 pH와 EC를 제외하면 EDTA처리 때문에 토양의 화학적 성질이 변화하였다고 판단하기는 어려운 실정이다.

### (3) Pb처리구

Pb 처리에 의한 토양의 화학적 성질 분석은 다음과 같다.

표 14. Pb 처리에 의한 토양의 화학적 성질 분석

항목	EDTA (mmol/kg)	pH (H <sub>2</sub> O,1:5)	EC (dS/m)	OM (%)	P <sub>2</sub> O <sub>5</sub> (mg/kg)	Ex. Cation		
						K <sup>+</sup>	Ca <sup>+</sup>	Mg <sup>+</sup>
실험 시작	무처리	4.7	2.90	9.86	112.82	0.92	1.95	0.47
	5	4.7	2.89	9.24	119.28	1.10	2.20	0.62
	10	4.7	3.70	10.90	130.05	1.25	2.62	0.78
	20	4.8	3.89	9.45	136.73	6.26	2.74	0.74
	처리평균	<b>4.7</b>	<b>3.49</b>	<b>9.86</b>	<b>128.69</b>	<b>2.87</b>	<b>2.52</b>	<b>0.71</b>
실험 종료	무처리	5.3	0.63	4.69	75.22	0.51	1.50	0.27
	5	5.3	0.45	6.55	73.50	0.47	2.26	0.48
	10	5.3	0.52	5.72	79.60	0.49	1.68	0.50
	20	5.6	0.42	5.69	72.13	0.65	2.33	0.71
	처리평균	<b>5.4</b>	<b>0.46</b>	<b>5.99</b>	<b>75.08</b>	<b>0.54</b>	<b>2.09</b>	<b>0.56</b>

Pb처리에서의 토양의 화학적 성질변화는 토양 pH는 무처리구는 4.7에서 5.3으로, 처리구는 4.7에서 5.4로 실험시작에 비하여 실험종료의 산도가 높게 나타났으며, EC는 pH와는 반대로 무처리구 2.90에서 0.63으로 처리구에서 3.49에서 0.46으로 낮게 나타나 부의 상관관계를 나타내었다.

유기물함량에서는 무처리구는 9.86에서 4.69로, 처리구에서는 9.86에서 5.99로 실험시작보다 실험종료가 낮게 나타났고, 유효인산은 무처리구는 112.82에서 75.22로, 처리구에서는 128.69에서 75.08로 실험시작에 비하여 실험종료의 농도가 낮게 나타났다.

양이온치환용량에서는 K<sup>+</sup>, Ca<sup>+</sup>, Mg<sup>+</sup>의 무처리구 모두가 실험시작인 0.92, 1.95, 0.47

에 비하여 실험종료가 0.51, 1.50, 0.27로 낮게 나타났고 처리구 역시 실험시작에 2.87, 2.52, 0.71에서 실험종료 0.54, 2.09, 0.56으로 낮게 나타나 토양의 화학적 성질이 불량하게 되었다는 것을 알 수 있다.

EDTA처리로 인한 토양의 화학적 성질 변화는 무처리구(0처리)에 비하여 처리구 인 5, 10, 20에서의 농도가 처리량이 많을수록 높게 나타나는 정의 상관관계로 보아 EDTA처리가 중금속오염으로 인한 토양의 화학적 성질 개선에 양호한 효과를 나타낸다고 볼 수 있다.

이것으로 보아 납처리로 인하여 토양의 화학적 성질 변화는 토양 pH와 EC를 제외하곤 오히려 실험시작에 비하여 실험종료의 농도변화가 낮게 나타나 토양의 척박화를 나타냈으며, 중금속축적으로 인한 식물의 피해가 우려되는 실정으로 지속적인 관찰이 요구되는 상황이다.

#### 나) 토양의 중금속 분석

EDTA와 중금속 처리에 의한 토양의 중금속 변화는 다음과 같다.

표 15. 중금속 처리에 의한 토양의 중금속 분석 (mg/kg)

EDTA (mmol/kg)	As		Cd		Pb	
	실험시작	실험종료	실험시작	실험종료	실험시작	실험종료
무처리	0.79	1.28	34.56	22.99	751.77	629.29
5	1.22	1.51	11.22	13.97	561.97	343.92
10	0.71	1.31	12.96	6.01	213.03	179.15
20	0.58	0.90	8.76	6.71	82.47	39.68
<b>처리평균</b>	<b>0.84</b>	<b>1.24</b>	<b>10.98</b>	<b>8.90</b>	<b>285.82</b>	<b>187.58</b>

토양의 중금속변화를 보면 As는 무처리구와 처리구 모두가 실험시작에 비하여 실험종료의 농도가 전반적으로 증가하였으며, EDTA처리 중 무처리(0)구에서는 0.79에서 1.27, 5처리에서는 1.22에서 1.51, 10처리에서는 0.71에서 1.31, 20처리에서는 0.58에서 0.90으로 증가하였고, Cd은 5처리구에서는 11.22에서 13.97로 증가하였지만 무처리구와 10처리 및 20처리에서는 34.56에서 22.59, 12.96에서 6.01, 8.76에서 6.71로 감소하는 결과가 나타나 덩굴식물이 중금속을 흡수한 것으로 판단된다.

Pb 에서는 전반적으로 실험시작에 비하여 실험종료의 농도가 감소되는 경향을 나타내는 데 무처리에서 751.77에서 629.29, 5처리에서 561.97에서 343.92, 10처리에서 213.03에서 179.15, 20처리에서 82.47에서 39.68로 감소하고 있다.

Cd와 Pb는 실험시작에 비하여 실험종료가 감소한 반면 As는 실험종료가 실험시작보다 더 증가한 것을 알 수 있는데 Cd와 Pb는 양이온의 형태로서 EDTA와 결합되어 식물체에 흡수되어진 것으로 사료되며 As의 경우는 음이온의 형태로서 EDTA와 결합이 양이온의 형태를 띠는 Cd와 Pb보다 불량하기 때문에 이러한 결과가 나타난 것으로 사료된다. 또한 pH는 EDTA에 의한 식물의 중금속 흡수에 중요한 인자로서 pH값의 증가함에 따라 토양내 중금속 잔여량이 감소한 것을 알 수 있다(그림 11~13).

이번 연구를 통하여 토양에 처리한 중금속이 식물체를 통하여 식물체내에 축적됨으로써 오염지의 토양복원에 유리하리라 판단된다.

#### 다) 중금속과 토양 pH의 상관관계

EDTA 처리에 따른 토양 pH 와 식물체의 중금속과의 상관관계는 다음과 같다.

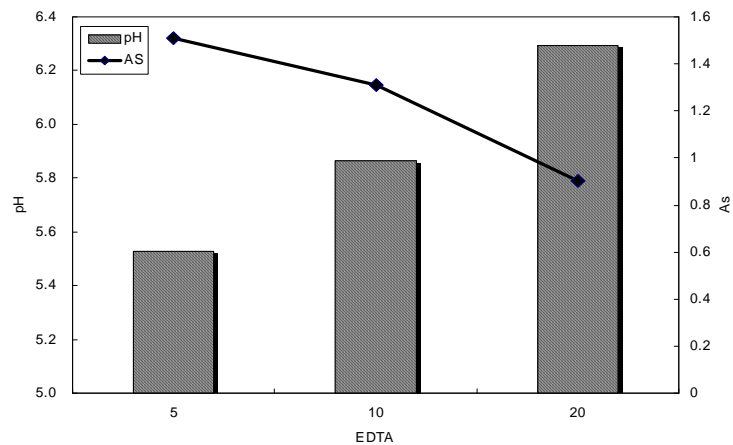


그림 11. EDTA 처리에 따른 pH 와 As

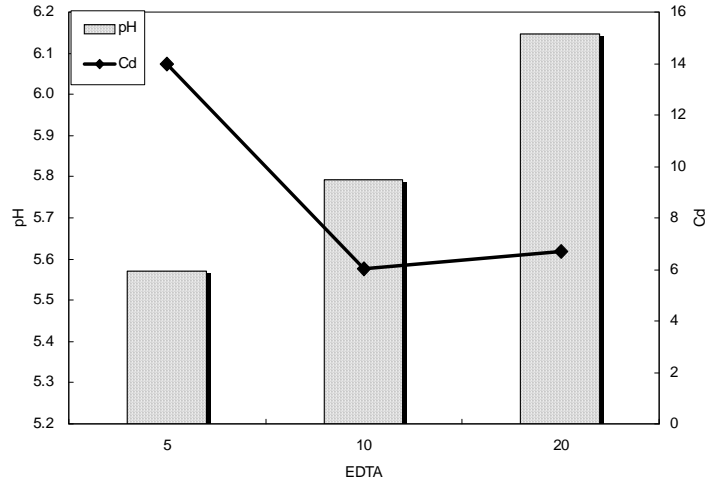


그림 12. EDTA 처리에 따른 pH 와 Cd

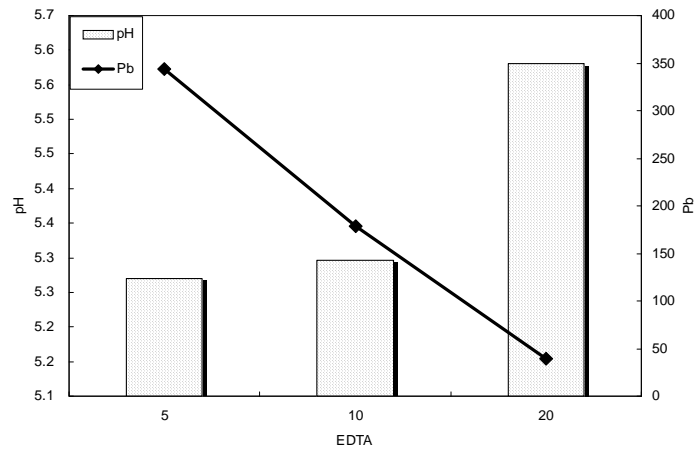


그림 13. EDTA 처리에 따른 pH 와 Pb

EDTA 처리에 따른 토양 pH 와 식물체의 중금속과의 상관관계는 As( $R^2=0.9620$ ), Cd( $R^2=0.6783$ ), Pb( $R^2=0.9977$ )로서 As와 Pb에서는 상당히 높은 정의 상관관계가 나타나는 것으로 보아 토양 pH에 따라 EDTA처리에 상당한 영향을 미치므로 EDTA 처리를 통하여 오염지역의 중금속을 절감하려면 우선적으로 토양의 산도를 교정하는 것이 바람직하다고 판단된다.

3) 실내 시험지의 식물체 분석

가) 성장량

식물체 성장량 조사는 각 중금속에 대한 수중별로 식물체의 수고, 분얼수, 절간장, 엽수를 실험시작인 5월과 실험종료인 9월에 조사한 결과를 분석한 것으로 다음과 같다.

(1) As 처리구에서의 식물체의 성장량 변화

As 처리구에서의 식물체의 성장량 변화는 다음과 같다.

표 15. As처리구에서의 식물체의 수고 및 분얼수 분석

수종	EDTA (mmol/kg)	수고(cm)			분얼수(개)		
		실험시작	실험종료	증감량	실험시작	실험종료	증감량
담쟁이	무처리	17.7	86.3	4.9	1.2	1.3	1.1
	5	8.8	112.8	12.8	1.0	2.3	2.3
	10	7.5	147.0	19.6	1.0	3.0	3.0
	20	7.1	113.4	16.0	1.4	4.2	3.0
	<b>처리평균</b>	<b>7.80</b>	<b>124.40</b>	<b>16.13</b>	<b>1.13</b>	<b>3.17</b>	<b>2.77</b>
인동	무처리	36.0	120.0	3.3	6.2	6.0	1.0
	5	26.8	80.0	3.0	2.5	7.0	2.8
	10	26.4	48.8	1.8	1.3	3.2	2.5
	20	14.6	63.6	4.4	1.7	3.8	2.2
	<b>처리평균</b>	<b>22.60</b>	<b>64.13</b>	<b>3.07</b>	<b>1.83</b>	<b>4.67</b>	<b>2.50</b>
마삭줄	무처리	12.8	15.8	1.2	1.7	2.3	1.4
	5	16.7	27.5	1.6	1.5	2.0	1.3
	10	16.3	31.5	1.9	2.5	2.2	0.9
	20	14.9	20.6	1.4	1.3	0.8	0.6
	<b>처리평균</b>	<b>15.97</b>	<b>26.53</b>	<b>1.63</b>	<b>1.77</b>	<b>1.67</b>	<b>0.93</b>

As 처리구의 수고성장량은 담쟁이에서 무처리구는 실험시작 17.7cm에서 86.3cm으

로 4.9배의 성장량을 보였으며 처리구는 평균 7.80에서 124.40로 16.13배의 성장량을 보  
여 EDTA 무처리구보다는 처리구에서 보다 높은 수고성장량이 나타났고, 분열수는  
무처리구에 실험시작 1.2개에서 1.3개로 1.1배의 분열수 증식을 보였으며, 처리구에서  
는 1.13에서 3.17로 2.77배의 증식을 보여 수고성장량과 유사하게 무처리구보다는 처  
리구에서 보다 높은 분열수 증식이 나타난 것을 보아 EDTA 처리가 중금속의 흡수  
를 촉진시키는 역할과 동시에 수고 및 분열수의 증감에도 영향을 미치는 것을 알 수  
있다.

인동에서 무처리구의 실험시작 36.0cm에서 120.0cm로 3.3배의 성장량을 보였으며,  
처리구의 실험시작 평균 22.60cm에서 64.13cm로 3.07배의 성장을 하여 EDTA 무처  
리구보다는 처리구에서 보다 낮은 수고성장량이 나타났고, 분열수는 무처리구에서  
6.2개에서 6.0개로 변함이 없었으며, 처리구에서는 1.83개에서 4.67개로 2.50배의 분  
열수 증식을 보였으며, EDTA처리에서도 수고성장량과 상이하게 무처리구보다는 처  
리구에서 보다 낮은 분열수 증식이 나타났다.

마삭줄에서 무처리구에 실험시작 12.8cm에서 15.8cm로 1.2배의 성장량을 보였으며  
처리구에서 평균 15.97에서 26.53으로 1.63배의 성장량을 나타내서 EDTA 무처리구  
보다는 처리구에서 보다 낮은 수고성장량이 나타났고, 분열수는 무처리구에서 1.7개  
에서 2.3개로 1.4배로서 분열수가 늘어났으며, 처리구에서는 평균 1.77에서 1.67로 분  
열수가 줄어들었다. EDTA처리에서도 수고성장량과 상이하게 무처리구보다는 처  
리구에서 보다 낮은 분열수 증식이 나타났다.

인동과 마삭줄에서의 As처리에 따른 성장차이가 나타나고 있으나 이는 As의 처리  
에 따른 영향일 것으로 판단하기엔 좀 더 많은 조사가 있어야 할 것으로 사료 된다.

표 16. As처리구에서의 식물체의 절간장 및 엽수 분석

수종	EDTA (mmol/kg)	절간장(cm)			엽수(개)		
		실험시작	실험종료	증감량	실험시작	실험종료	증감량
담쟁이	무처리	4.7	42.3	9.0	5.8	30.8	5.3
	5	2.0	76.3	38.2	2.7	49.3	18.3
	10	1.7	89.2	52.5	4.0	108.0	27.0
	20	2.0	99.4	49.7	4.8	151.8	31.6
	<b>처리평균</b>	<b>1.90</b>	<b>88.30</b>	<b>46.80</b>	<b>3.83</b>	<b>103.03</b>	<b>25.63</b>
인동	무처리	11.7	64.0	5.5	24.5	98.8	4.0
	5	10.3	55.5	5.4	15.2	105.2	6.9
	10	7.0	24.0	3.4	8.3	37.8	4.6
	20	4.7	33.4	7.1	7.7	69.2	9.0
	<b>처리평균</b>	<b>7.33</b>	<b>37.63</b>	<b>5.30</b>	<b>10.40</b>	<b>70.73</b>	<b>6.83</b>
마삭줄	무처리	4.0	11.3	2.8	6.8	17.2	2.5
	5	8.0	19.8	2.5	7.5	23.0	3.1
	10	7.2	18.0	2.5	10.7	28.2	2.6
	20	7.8	13.0	1.7	7.8	17.6	2.3
	<b>처리평균</b>	<b>7.67</b>	<b>16.93</b>	<b>2.23</b>	<b>8.67</b>	<b>22.93</b>	<b>2.67</b>

As 처리구의 절간장생장량은 담쟁이에서 무처리구에서 실험시작 4.7cm에서 42.3cm로 9.0배의 성장량을 보였으며, 처리구에서는 실험시작 1.90에서 실험종료 88.30으로 46.80배의 성장량을 보여 EDTA 무처리구보다는 처리구(5처리, 10처리, 20처리)에서 보다 높은 절간장생장량이 나타났고, 엽수는 무처리구에서 2.7개에서 49.3개로 18.3배의 엽수 증식을 보였으며, 처리구에서도 3.83개에서 103.03개로 25.63배 엽수 증식을 보여 EDTA처리에서도 절간장생장량과 유사하게 무처리구보다는 처리구에서 보다 높은 엽수 증식이 나타난 것을 보아 EDTA 처리가 중금속의 흡수를 촉진시키는 역할과 동시에 절간장 및 엽수의 증감에도 영향을 미치는 것을 알 수 있다.

인동에서 무처리구의 실험시작 11.7cm에서 64.0cm로 5.5배의 성장량을 보였으며, 처리구에서는 7.33에서 37.63으로 5.30배의 성장량을 보여 EDTA 무처리구보다는 처리구에서 보다 낮은 절간장생장량이 나타났고, 엽수는 무처리구에서 24.5개에서 98.8개로 4.0배의 엽수 증식을 보였으며, 처리구에서는 10.40개에서 70.73개로 6.83배의 증식을 나타낸 것으로 보아 EDTA처리에서도 절간장생장량과 유사하게 무처리구보다는 처리구에서 보다 높은 엽수 증식이 나타났다.



마삭줄에서 무처리구가 실험시작 4.0cm에서 11.3cm로 2.8배의 성장량을 보였으며, 처리구에서 평균 7.67cm에서 16.93cm로 2.23배의 성장량을 보여 EDTA 무처리구보다는 처리구에서 보다 낮은 절간장생장량이 나타났고, 엽수는 무처리구에서 6.8개에서 17.2개로 2.5배로서 엽수가 늘었으며, 처리구에서 8.67개에서 22.93개로 2.67배 증가한 것으로 보아 EDTA처리에서도 절간장생장량과 유사하게 무처리구보다는 처리구에서 보다 높은 엽수의 증식이 나타났다.

## (2) Cd처리구에서의 식물체의 성장량 변화

Cd처리구에서의 식물체의 성장량 변화는 다음과 같다.

표 17. Cd처리구에서의 식물체의 수고 및 분얼수 분석

수종	EDTA (mmol/kg)	수고(cm)			분얼수(개)		
		실험시작	실험종료	증감량	실험시작	실험종료	증감량
담쟁이	무처리	11.7	97.2	8.3	1.5	2.7	1.8
	5	6.3	133.8	21.2	1.5	2.2	1.5
	10	5.9	140.4	23.8	1.2	2.6	2.2
	20	10.8	132.5	12.3	2.0	2.7	1.4
	<b>처리평균</b>	<b>7.67</b>	<b>135.57</b>	<b>19.10</b>	<b>1.57</b>	<b>2.50</b>	<b>1.70</b>
인동	무처리	15.2	24.2	1.6	2.0	1.5	0.8
	5	20.6	47.5	2.3	2.3	5.0	2.2
	10	20.3	69.2	3.4	2.0	5.2	2.6
	20	12.7	43.8	3.4	1.3	3.6	2.8
	<b>처리평균</b>	<b>17.87</b>	<b>53.50</b>	<b>3.03</b>	<b>1.87</b>	<b>4.60</b>	<b>2.53</b>
마삭줄	무처리	15.8	45.4	2.9	2.0	2.6	1.3
	5	16.6	49.7	3.0	3.2	4.2	1.3
	10	17.4	34.3	2.0	1.8	3.2	1.8
	20	8.4	27.7	3.3	1.2	2.7	2.3
	<b>처리평균</b>	<b>14.13</b>	<b>37.23</b>	<b>2.77</b>	<b>2.07</b>	<b>3.37</b>	<b>1.80</b>

Cd 처리구의 수고성장량은 담쟁이에서 무처리구에서 실험시작 11.7cm에서 97.2cm로 8.3배의 성장량을 보였으며, 처리구에서는 실험시작 7.67cm에서 실험종료 135.57cm으로 19.10배의 성장량을 보여 EDTA 무처리구보다는 처리구에서 보다 높

은 수고생장량이 나타났고, 분얼수는 무처리구의 실험시작 1.5개에서 2.7개로 1.8배의 분얼수 증식을 보였으며, 처리구에서는 실험시작 1.57개에서 2.50개로 1.70배의 분얼수 증가를 보여EDTA처리에서 처리간 분얼수 차이가 나타나지 않았다.

인동에서 무처리구의 실험시작 15.2cm에서 24.2cm로 1.6배의 성장량을 보였으며, 처리구에서는 실험시작 17.87cm에서 53.50cm으로 3.03배의 성장량 증가를 나타내어 EDTA 무처리구보다는 처리구에서 보다 높은 수고생장량이 나타났고, 분얼수는 무처리구에서 2.0개에서 1.5개로 0.8배의 분얼수 감소를 보는데 이는 생육기간중 병해충의 피해를 입어 한 줄기가 고사하여 분얼수의 감소를 가져온 것이며, 처리구에서는 1.87개에서 4.60개로 2.53배의 분얼수 증가를 나타내어 EDTA처리에서도 수고생장량과 유사하게 무처리구보다는 처리구에서 보다 높은 분얼수 증식이 나타났다.

마삭줄에서 무처리구에서 실험시작 15.8cm에서 45.4cm로 2.9배의 성장량을 보였으며, 처리구에서는 실험시작 14.13cm에서 37.23cm로 2.77배의 성장량을 보여, EDTA 처리에서는 처리구가 무처리구 보다 성장량이 적은 것으로 나타났고, 분얼수는 무처리구에서 2.0개에서 2.6개로 1.3배로서 분얼수가 늘었으며, 처리구에서 2.07개에서 3.37개로 1.8배로서 분얼수가 증가한 것으로 보아 EDTA처리에서는 무처리구보다는 처리구에서 보다 높은 분얼수 증식이 나타났다.

표 18. Cd처리구에서의 식물체의 절간장 및 엽수 분석

수종	EDTA (mmol/kg)	절간장(cm)			엽수(개)		
		실험시작	실험종료	증감량	실험시작	실험종료	증감량
담쟁이	무처리	3.5	41.3	11.8	6.0	40.2	6.7
	5	1.8	78.0	43.3	5.2	64.2	12.3
	10	1.4	93.6	66.9	5.2	78.6	15.1
	20	7.2	81.8	11.4	8.2	79.3	9.7
	<b>처리평균</b>	<b>3.47</b>	<b>84.47</b>	<b>40.53</b>	<b>6.20</b>	<b>74.03</b>	<b>12.37</b>
인동	무처리	8.3	13.0	1.6	17.0	23.5	1.4
	5	12.3	31.7	2.6	17.5	60.0	3.4
	10	8.3	42.5	5.1	20.3	82.2	4.0
	20	5.3	21.6	4.1	7.7	38.0	4.9
	<b>처리평균</b>	<b>8.63</b>	<b>31.93</b>	<b>3.93</b>	<b>15.17</b>	<b>60.07</b>	<b>4.10</b>
마삭줄	무처리	8.5	22.6	2.7	9.8	42.4	4.3
	5	9.7	55.3	5.7	14.5	49.2	3.4
	10	8.2	19.5	2.4	7.2	30.7	4.3
	20	3.7	18.2	4.9	5.2	24.0	4.6
	<b>처리평균</b>	<b>7.20</b>	<b>31.00</b>	<b>4.33</b>	<b>8.97</b>	<b>34.63</b>	<b>4.10</b>

Cd처리구의 절간장생장량은 담쟁이에서 무처리구에서 실험시작 3.5cm에서 41.3cm로 11.8배의 성장량을 보였으며, 처리구에서 실험시작 3.47cm에서 84.47cm로 40.53배의 성장량을 보여 EDTA 무처리구보다는 처리구(5처리, 10처리, 20처리)에서 매우 높은 절간장생장량이 나타났고, 엽수는 무처리구에서 6.0개에서 40.2개로 6.7배의 엽수 증식을 보였으며, 처리구에서 6.20개에서 74.03개로 12.37배의 엽수 증식을 보여 EDTA처리에서도 절간장생장량과 유사하게 무처리구보다는 처리구에서 높은 엽수 증식이 나타난 것을 보아 EDTA 처리가 중금속의 흡수를 촉진시키는 역할과 동시에 절간장 및 엽수의 증감에도 영향을 미치는 것을 알 수 있다.

인동에서 무처리구에서 실험시작 8.3cm에서 13.0cm로 1.6배의 성장량을 보였으며, 처리구에서 실험시작 8.63cm에서 31.93cm로 3.93배의 성장량을 보여 EDTA 무처리구보다는 처리구에서 보다 높은 절간장생장량이 나타났고, 엽수는 무처리구의 실험시작 17.0개에서 23.5개로 1.4배의 엽수 증식을 보였으며, 처리구의 실험시작 15.17개에서 60.07개로 4.10배의 엽수 증식을 보여 EDTA처리에서도 절간장생장량과 유사하게 무처리구보다는 처리구에서 보다 높은 엽수 증식이 나타났다.

마삭줄에서 무처리구의 실험시작 8.5cm에서 22.6cm로 2.7배의 성장량을 보였으며,

처리구의 실험시작 7.20cm에서 31.00cm로 4.33배의 성장량을 보여 EDTA 무처리구 보다는 처리구에서 보다 높은 절간장성장량이 나타났고, 엽수는 무처리구에서 실험 시작 9.8개에서 42.4개로 4.3배로서 엽수가 늘었으며, 처리구에서 실험시작 8.97개에서 34.63개로 4.1배로서 엽수가 늘어 처리구의 엽수 증가량이 무처리구 보다 낮기 나타나EDTA처리에서는 처리구간 차이가 나타나지 않았다.

(3) Pb처리구에서의 식물체의 성장량 변화

Pb처리구에서의 식물체의 성장량 변화는 다음과 같다.

표 19. Pb처리구에서의 식물체의 수고 및 분얼수 분석

수종	EDTA (mmol/kg)	수고(cm)			분얼수(개)		
		실험시작	실험종료	증감량	실험시작	실험종료	증감량
담쟁이	무처리	6.1	44.7	7.3	1.0	1.2	1.2
	5	7.7	167.7	21.8	1.2	1.5	1.3
	10	5.4	141.3	26.2	1.3	2.0	1.5
	20	8.9	177.3	19.9	1.7	3.0	1.8
	<b>처리평균</b>	<b>7.33</b>	<b>162.10</b>	<b>22.63</b>	<b>1.40</b>	<b>2.17</b>	<b>1.53</b>
인동	무처리	25.2	82.2	3.3	2.3	4.0	1.7
	5	35.8	109.2	3.1	4.7	12.3	2.6
	10	32.7	95.2	2.9	5.2	12.8	2.5
	20	36.7	105.0	2.9	4.0	6.5	1.6
	<b>처리평균</b>	<b>35.07</b>	<b>103.13</b>	<b>2.97</b>	<b>4.63</b>	<b>10.53</b>	<b>2.23</b>
마삭줄	무처리	16.8	52.2	3.1	1.5	3.5	2.3
	5	19.9	64.5	3.2	2.3	3.8	1.7
	10	14.5	46.8	3.2	2.7	3.2	1.2
	20	17.3	44.2	2.6	1.7	2.5	1.5
	<b>처리평균</b>	<b>17.23</b>	<b>51.83</b>	<b>3.00</b>	<b>2.23</b>	<b>3.17</b>	<b>1.47</b>

Pb처리구의 수고성장량은 담쟁이에서 무처리구에서 실험시작 6.1cm에서 44.7cm로 7.3배의 성장량을 보였으며, 처리구에서 실험시작 7.33cm에서 162.10cm로 22.63배의 성장량을 보여 EDTA 무처리구보다는 처리구에서 보다 높은 수고성장량이 나타났고, 분얼수는 무처리구에서 실험시작 1.0개에서 1.2개로 1.2배의 분얼수 증식을 보였으며, 처리구에서 실험시작 1.40개에서 2.17개로 1.53배의 분얼수 증식을 보여 EDTA 처리에서도 무처리구보다는 처리구에서 보다 높은 분얼수가 나타났다.

인동에서 무처리구는 실험시작 25.2cm에서 82.2cm로 3.3배의 성장량을 보였으며, 처리구에서 실험시작 35.07cm에서 103.13cm로 2.97배의 성장량을 보여 EDTA 무처리구보다는 처리구에서 보다 낮은 수고성장량이 나타났고, 분얼수는 무처리구에서 실험시작 2.3개에서 4.0개로 1.7배의 분얼수 증식을 보였으며, 처리구에서 실험시작 4.63개에서 10.53개로 2.23배의 분얼수 증식을 보여, EDTA처리에서도 수고성장량과

유사하게 무처리구보다는 처리구에서 보다 높은 분열수 증식이 나타났다.

마삭줄에서 무처리구는 실험시작 16.8cm에서 52.2cm로 3.1배의 성장량을 보였으며, 처리구에서 실험시작 17.23cm에서 51.83cm로 3.00배의 성장량을 보여 EDTA 처리에서는 처리구간 차이가 나타나지 않았고, 분열수는 무처리구에서 실험시작 1.5개에서 3.5개로 2.3배의 분열수 증식을 보였으며, 처리구에서 실험시작 2.23개에서 3.17개로 1.47배의 분열수 증식을 보여, EDTA처리에서는 무처리구보다는 처리구에서 보다 낮은 분열수 증식이 나타났다.

표 20. Pb처리구에서의 식물체의 절간장 및 엽수 분석

수종	EDTA (mmol/kg)	절간장(cm)			엽수(개)		
		실험시작	실험종료	증감량	실험시작	실험종료	증감량
담쟁이	무처리	1.0	16.2	16.2	3.7	14.8	4.0
	5	2.8	69.0	24.6	5.0	64.7	12.9
	10	1.5	80.5	53.7	3.7	68.7	18.6
	20	3.0	105.2	35.1	5.2	96.0	18.5
	<b>처리평균</b>	<b>2.43</b>	<b>84.90</b>	<b>37.80</b>	<b>4.63</b>	<b>76.47</b>	<b>16.67</b>
인동	무처리	11.7	39.3	3.4	23.0	67.2	2.9
	5	23.5	110.0	4.7	47.3	211.0	4.5
	10	26.5	99.5	3.8	47.7	167.7	3.5
	20	18.2	54.0	3.0	37.0	98.0	2.6
	<b>처리평균</b>	<b>22.73</b>	<b>87.83</b>	<b>3.83</b>	<b>44.00</b>	<b>158.90</b>	<b>3.53</b>
마삭줄	무처리	8.2	24.8	3.0	6.8	35.2	5.2
	5	11.2	35.3	3.2	10.2	51.3	5.0
	10	10.5	25.3	2.4	13.7	47.5	3.5
	20	9.0	26.0	2.9	9.8	41.8	4.3
	<b>처리평균</b>	<b>10.23</b>	<b>28.87</b>	<b>2.83</b>	<b>11.23</b>	<b>46.87</b>	<b>4.27</b>

Pb처리구의 절간장성장량은 담쟁이는 무처리구에서 실험시작 1.0cm에서 16.2cm로 16.2배의 성장량을 보였으며, 처리구에서 실험시작 2.43cm에서 84.9cm로 37.8배의 성장량을 보여 EDTA 무처리구보다는 처리구(5처리, 10처리, 20처리)에서 보다 높은 절간장성장량이 나타났고, 엽수는 무처리구에서 실험시작 3.7개에서 14.8개로 4.0배의 엽수 증식을 보였으며, 처리구에서 실험시작 4.63개에서 76.47개로 16.67배의 엽수 증식을 보여 EDTA처리에서도 절간장성장량과 유사하게 무처리구보다는 처리구에서 보다 높은 엽수 증식이 나타난 것을 보아 EDTA 처리가 중금속의 흡수를 촉진시키

는 역할과 동시에 절간장 및 엽수의 증감에도 영향을 미치는 것을 알 수 있다.

인동에서 무처리구에서 실험시작 11.7cm에서 39.3cm로 3.4배의 성장량을 보였으며, 처리구에서 실험시작 22.73cm에서 87.93cm로 3.83배의 성장량을 보여, EDTA 무처리구보다는 처리구에서 보다 높은 절간장성장량이 나타났고, 엽수는 무처리구에서 실험시작 23.0개에서 67.2개로 2.9배의 엽수 증식을 보였으며, 처리구에서 실험시작 44.0개에서 158.9개로 3.53배의 엽수 증식을 보여, EDTA처리에서도 절간장성장량과 유사하게 무처리구보다는 처리구에서 보다 높은 엽수 증식이 나타났다.

마삭줄에서 무처리구에서 실험시작 8.2cm에서 24.8cm로 3.0배의 성장량을 보였으며, 처리구에서 실험시작 10.23cm에서 28.87cm로 2.83배의 성장량을 보여, EDTA 무처리구보다는 처리구에서 보다 낮은 절간장성장량이 나타났고, 엽수는 무처리구에서 실험시작 6.8개에서 35.2개로 5.2배의 엽수 증식을 보였으며, 처리구에서 실험시작 11.23개에서 46.87개로 4.27배의 엽수 증식을 보여, EDTA처리에서는 절간장성장량과 상이하게 무처리구보다는 처리구에서 보다 낮은 엽수 증식이 나타났다.

나) 식물체의 부위별 중금속 흡수능력 분석 (B. F : Bioaccumulation Factors)

(1) As의 부위별 중금속 흡수능력 분석

As의 부위별 중금속 흡수능력에 관한 분석은 다음과 같다.

표 21. As의 부위별 중금속 흡수능력 분석 (mg/kg)

수 종	EDTA (mmol/kg)	뿌리			줄기			잎		
		토양	식물체	축적능	토양	식물체	축적능	토양	식물체	축적능
담 쟁 이	무처리	1.3	0.8	0.6	1.3	0.2	0.2	1.3	1.0	0.8
	5	1.5	1.7	1.1	1.5	0.3	0.2	1.5	1.4	0.9
	10	1.3	0.5	0.4	1.3	0.3	0.2	1.3	1.0	0.8
	20	0.9	0.4	0.4	0.9	0.1	0.1	0.9	0.7	0.8
	<b>처리평균</b>	<b>1.23</b>	<b>0.87</b>	<b>0.63</b>	<b>1.23</b>	<b>0.23</b>	<b>0.17</b>	<b>1.23</b>	<b>1.03</b>	<b>0.83</b>
인 동	무처리	1.3	1.6	1.3	1.3	0.2	0.2	1.3	0.4	0.3
	5	1.5	1.7	1.1	1.5	0.3	0.2	1.5	0.7	0.5
	10	1.3	1.3	1.0	1.3	0.3	0.2	1.3	0.8	0.6
	20	0.9	1.0	1.1	0.9	0.2	0.2	0.9	0.6	0.7
	<b>처리평균</b>	<b>1.23</b>	<b>1.33</b>	<b>1.07</b>	<b>1.23</b>	<b>0.27</b>	<b>0.20</b>	<b>1.23</b>	<b>0.70</b>	<b>0.60</b>
마 삭 줄	무처리	1.3	2.8	2.2	1.3	0.3	0.2	1.3	0.3	0.2
	5	1.5	4.9	3.2	1.5	0.2	0.1	1.5	0.3	0.2
	10	1.3	3.5	2.7	1.3	0.2	0.2	1.3	0.5	0.4
	20	0.9	3.5	3.9	0.9	0.3	0.3	0.9	0.7	0.8
	<b>처리평균</b>	<b>1.23</b>	<b>3.97</b>	<b>3.27</b>	<b>1.23</b>	<b>0.23</b>	<b>0.20</b>	<b>1.23</b>	<b>0.50</b>	<b>0.47</b>

As의 부위별 중금속 흡수능력은 담쟁이 뿌리부위에 무처리구의 중금속 축적능(식물체 농도/토양농도)은 0.6이고 줄기는 0.2, 잎은 0.8로서 일부분에서 As축적능이 가장 높게 나타났으며, 처리구의 중금속 축적능은 뿌리는 평균 0.63이며, 줄기는 0.17, 잎은 0.83으로 EDTA처리에서는 뿌리, 줄기, 일부분에서 모두 처리구보다는 무처리구에서 축적능이 높게 나타났는데, 이는 토양에 중금속 및 EDTA를 처리함으로써 토양 pH가 높아져서 중금속 축적능이 감소한 것으로 판단된다.

인동의 무처리구에 뿌리부위의 축적능은 1.3이며, 줄기는 0.2, 잎은 0.3로서 뿌리부분의 As축적능이 가장 높게 나타났으며, 처리구에서는 뿌리부위가 1.07, 줄기가 0.2, 잎이 0.6으로 무처리구와 마찬가지로 뿌리부분의 축적능이 가장 높게 나타났고 EDTA처리에서는 뿌리에서는 무처리구보다는 처리구에서 낮게 나타났으며, 줄기부



위에서는 동일하게, 잎부위에서는 뿌리와는 반대로 처리구에서 축적능이 높게 나타났는데 이것으로 보아 인동에서는 EDTA처리간 차이가 없는 것을 판단된다.

마삭줄 무처리구 뿌리부위의 축적능은 2.2이며, 줄기는 0.2, 잎부위는 0.2로서 뿌리부분의 As축적능이 가장 높게 나타났으며, 처리구 뿌리부위의 축적능은 3.27이며, 줄기는 0.2, 잎부위는 0.47로서 무처리구와 같이 뿌리부분의 As축적능이 가장 높게 나타났으며 EDTA처리에서는 뿌리, 줄기, 잎부분에서 모두 처리구보다는 무처리구에서 축적능이 낮게 나타났다.

## (2) Cd의 부위별 중금속 흡수능력 분석

Cd의 부위별 중금속 흡수능력에 관한 분석은 다음과 같다.

표 22. Cd의 부위별 중금속 흡수능력 분석 (mg/kg)

수 종	EDTA (mmol/kg)	뿌리			줄기			잎		
		토양	식물체	축적능	토양	식물체	축적능	토양	식물체	축적능
담 쟁 이	무처리	23.0	72.5	3.2	23.0	8.9	0.4	23.0	3.0	0.1
	5	14.0	8.1	0.6	14.0	0.9	0.1	14.0	1.3	0.1
	10	6.0	3.6	0.6	6.0	0.5	0.1	6.0	1.6	0.3
	20	6.7	1.0	0.1	6.7	1.2	0.2	6.7	1.7	0.3
	<b>처리평균</b>	<b>8.90</b>	<b>4.23</b>	<b>0.43</b>	<b>8.90</b>	<b>0.87</b>	<b>0.13</b>	<b>8.90</b>	<b>1.53</b>	<b>0.23</b>
인 동	무처리	23.0	249.9	10.9	23.0	55.9	2.4	23.0	2.6	0.1
	5	14.0	49.5	3.5	14.0	32.4	2.3	14.0	17.1	1.2
	10	6.0	14.8	2.5	6.0	11.0	1.8	6.0	8.4	1.4
	20	6.7	6.0	0.9	6.7	3.7	0.6	6.7	8.7	1.3
	<b>처리평균</b>	<b>8.90</b>	<b>23.43</b>	<b>2.30</b>	<b>8.90</b>	<b>15.70</b>	<b>1.57</b>	<b>8.90</b>	<b>11.40</b>	<b>1.30</b>
마 삭 줄	무처리	23.0	846.7	36.8	23.0	20.7	0.9	23.0	2.8	0.1
	5	14.0	199.7	14.3	14.0	2.6	0.2	14.0	2.3	0.2
	10	6.0	86.3	14.4	6.0	1.0	0.2	6.0	1.1	0.2
	20	6.7	24.2	3.6	6.7	0.5	0.1	6.7	0.8	0.1
	<b>처리평균</b>	<b>8.90</b>	<b>103.40</b>	<b>10.77</b>	<b>8.90</b>	<b>1.37</b>	<b>0.17</b>	<b>8.90</b>	<b>1.40</b>	<b>0.17</b>

Cd의 부위별 중금속 흡수능력은 담쟁이 무처리구에 뿌리부위의 중금속 축적능은 3.2이며, 줄기는 0.4, 잎은 0.1으로서 뿌리부분에서 As축적능이 가장 높게 나타났으며, 처리구에 뿌리부위의 중금속 축적능은 0.43이며, 줄기는 0.13, 잎은 0.23으로서 처

리구와 비슷하게 뿌리부분에서 Cd축적능이 가장 높게 나타났으며, EDTA처리에서는 뿌리, 줄기, 잎부분에서 모두 처리구보다는 무처리구에서 축적능이 높게 나타났는데, 이는 토양에 중금속 및 EDTA를 처리함으로써 토양 pH가 높아져서 중금속 축적능이 감소한 것으로 판단된다.

인동의 무처리구 뿌리부위의 축적능은 10.9이며, 줄기는 2.4, 잎은 0.1로서 뿌리부분의 As축적능이 가장 높게 나타났으며, 처리구 뿌리부위의 축적능은 2.3이며, 줄기는 1.57, 잎은 1.3으로서 뿌리부분의 Cd축적능이 가장 높게 나타났으며, EDTA처리에서는 뿌리와 줄기에서는 무처리구보다는 처리구에서 낮게 나타났으며, 잎부위에서는 뿌리와 줄기와는 반대로 처리구에서 축적능이 높게 나타났는데 이것으로 보아 인동에서는 EDTA처리간 차이가 없는 것을 판단된다.

마삭줄 무처리구의 뿌리부위의 축적능은 36.8이며, 줄기는 0.9, 잎부위는 0.1로서 뿌리부분의 As축적능이 가장 높게 나타났으며, 처리구의 뿌리부위의 축적능은 10.77이며, 줄기는 0.17, 잎부위는 0.17로서 뿌리부분의 Cd축적능이 가장 높게 나타났으며, EDTA처리에서는 뿌리, 줄기부분에서 처리구보다는 무처리구에서 축적능이 높게 나타났고, 잎에서는 처리구간 차이가 나타나지 않았다.

(3) Pb의 부위별 중금속 흡수능력 분석

Pb의 부위별 중금속 흡수능력에 관한 분석은 다음과 같다.

표 23. Pb의 부위별 중금속 흡수능력 분석 (mg/kg)

EDTA (mmol/kg)	뿌리			줄기			잎		
	토양	식물체	축적능	토양	식물체	축적능	토양	식물체	축적능
무처리	629.3	180.1	0.3	629.3	121.2	0.2	629.3	194.0	0.3
5	343.9	175.1	0.5	343.9	77.6	0.2	343.9	159.5	0.5
10	179.2	96.9	0.5	179.2	134.7	0.8	179.2	98.2	0.5
20	39.7	71.9	1.8	39.7	81.4	2.1	39.7	96.0	2.4
처리평균	187.60	114.63	0.93	187.60	97.90	1.03	187.60	117.90	1.13
무처리	629.3	156.6	0.2	629.3	92.5	0.1	629.3	139.9	0.2
5	343.9	93.7	0.3	343.9	96.6	0.3	343.9	137.7	0.4
10	179.2	90.1	0.5	179.2	86.9	0.5	179.2	100.4	0.6
20	39.7	54.8	1.4	39.7	90.9	2.3	39.7	91.0	2.3
처리평균	187.60	79.53	0.73	187.60	91.47	1.03	187.60	109.70	1.10
무처리	629.3	230.0	0.4	629.3	114.6	0.2	629.3	122.4	0.2
5	343.9	116.8	0.3	343.9	69.4	0.2	343.9	136.9	0.4
10	179.2	98.4	0.5	179.2	83.9	0.5	179.2	107.2	0.6
20	39.7	96.1	2.4	39.7	91.1	2.3	39.7	88.0	2.2
처리평균	187.60	103.77	1.07	187.60	81.47	1.00	187.60	110.70	1.07

Pb의 부위별 중금속 흡수능력은 담쟁이 무처리구 뿌리부위의 중금속 축적능은 0.3이며, 줄기는 0.2, 잎은 0.3으로서 일부분에서 Pb축적능이 가장 높게 나타났으며, 처리구 뿌리부위의 중금속 축적능은 0.93이며, 줄기는 1.03, 잎은 1.13으로서 일부분에서 Pb축적능이 가장 높게 나타났으며, EDTA처리에서는 뿌리, 줄기, 일부분에서 모두 처리구보다는 무처리구에서 축적능이 높게 나타났는데, 이는 토양에 중금속 및 EDTA를 처리함으로써 토양 pH가 높아져서 중금속 축적능이 감소한 것으로 판단된다.

인동의 무처리구 뿌리부위의 축적능은 0.2이며, 줄기는 0.1, 잎은 0.2로서 뿌리부분의 Pb축적능이 가장 높게 나타났으며, 처리구 뿌리부위의 축적능은 0.73이며, 줄기는 1.03, 잎은 1.10으로서 일부분의 Pb축적능이 가장 높게 나타났으며, EDTA처리에서는 뿌리, 줄기, 일부분에서 모두 처리구보다는 무처리구에서 축적능이 높게 나타났는데, 이는 앞의 원인과 유사하다고 판단된다.

마삭줄의 무처리구 뿌리부위의 축적능은 0.4이며, 줄기는 0.2, 잎부위는 0.2로서 뿌리부분의 Pb축적능이 가장 높게 나타났으며, 처리구 뿌리부위의 축적능은 평균 1.07이며, 줄기는 1.0, 잎부위는 1.07로서 뿌리와 잎부분의 Pb축적능이 높게 나타났으며, EDTA처리에서는 뿌리, 줄기, 잎부분에서 모두 무처리구보다는 처리구에서 축적능이 높게 나타났다.

중금속 중 As와 Cd에 비하여 Pb의 중금속 축적능이 낮게 나타났는데 이는 Pb이 다른 중금속에 비하여 토양에서 식물체간의 이동과 식물체내에서의 이동이 다른 것에 비하여 원활하지 않다고 판단되며, EDTA처리를 통하여 중금속의 흡수능을 높일 수 있다고 판단된다.

#### 다) 식물체의 중량 및 감소율

덩굴식물 식물체의 처리구별 중량 및 감소율은 다음과 같다.

표 24. 식물체의 중량 및 감소율분석

EDTA (mmol/kg)	As			Cd			Pb		
	생중량	건중량	감소율 (%)	생중량	건중량	감소율 (%)	생중량	건중량	감소율 (%)
무처리	12.8	4.3	65.8	17.6	5.3	69.9	14.7	4.3	70.4
5	17.9	5.6	68.3	26.8	8.3	68.8	20.0	6.4	67.8
10	28.8	9.1	68.3	21.0	5.8	72.0	30.0	8.4	72.0
20	38.5	12.0	68.7	21.7	7.04	67.7	32.2	10.	68.1
처리평균	28.4	8.9	68.4	23.1	7.0	69.5	27.4	8.2	69.3
무처리	57.2	18.1	68.2	11.1	2.01	82.0	28.0	9.0	67.8
5	39.2	13.6	65.2	23.0	7.28	68.4	96.1	33.6	65.0
10	15.9	5.0	68.4	28.4	8.85	68.9	69.4	23.7	65.8
20	18.6	6.7	64.0	17.5	5.05	71.3	61.3	20.4	66.7
처리평균	24.5	8.4	65.8	22.9	7.0	69.5	75.6	25.9	65.8
무처리	4.7	1.7	63.5	6.42	2.6	59.3	9.7	4.2	56.1
5	5.4	2.4	55.7	11.9	4.3	63.6	14.5	4.4	69.4
10	6.4	2.7	56.7	10.0	2.9	70.7	10.4	3.3	68.1
20	2.8	1.2	55.0	7.6	2.1	71.6	8.38	3.6	56.2
처리평균	4.8	2.1	55.0	9.8	3.1	68.6	11.0	3.7	64.5

식물체의 중량 및 감소율은 담쟁이는 As에서는 무처리구는 생중량 12.83g, 건중량 4.39g로서 감소율은 65.8%이고, 처리구는 생중량 평균 28.4g, 건중량 8.9g로서 감소율은 68.4%이고, Cd에서는 무처리구는 생중량 17.6g, 건중량 5.3g로서 감소율은 69.9%이고, 처리구는 생중량 평균 23.1g, 건중량 7.0g로서 감소율은 69.5%이고, Pb에서는 무처리구는 생중량 14.7g, 건중량 4.3g로서 감소율은 70.4%이고, 처리구는 생중량 평균 27.4g, 건중량 8.2g로서 감소율은 69.3%이고, 중금속간 차이는 나타나지 않았으며, 인동에서는 As에서는 무처리구는 생중량 57.2g, 건중량 18.1g로서 감소율은 68.2%이고, 처리구는 생중량 평균 24.5g, 건중량 8.4g로서 감소율은 65.8%이고, Cd에서는 무처리구는 생중량 11.1g, 건중량 2.01g로서 감소율은 82.0%이고, 처리구는 생중량 평균 22.9g, 건중량 7.0g로서 감소율은 69.5%이고, Pb에서는 무처리구는 생중량 28.0g, 건중량 9.0g로서 감소율은 67.8%이고, 처리구는 생중량 평균 75.6g, 건중량 25.9g로서 감소율은 65.8%이고, 중금속간 차이는 나타나지 않았으며, Cd에서 감소율이 69.5%로 다른 중금속 처리구에 비하여 높았고, 마삭줄에서는 As에서는 무처리구는 생중량 4.7g, 건중량 1.7g로서 감소율은 63.5%이고, 처리구는 생중량 평균 4.8g, 건중량 2.1g로서 감소율은 55.0%이고, Cd에서는 무처리구는 생중량 6.42g, 건중량 2.6g로서 감소율은 59.3%이고, 처리구는 생중량 평균 9.8g, 건중량 3.1g로서 감소율은 68.6%이고, Pb에서는 무처리구는 생중량 9.7g, 건중량 4.2g로서 감소율은 56.1%이고, 처리구는 생중량 평균 11.0g, 건중량 3.7g로서 감소율은 64.5%이고, 중금속간 차이는 나타나지 않았으며, Cd에서 68.6%로 가장 높았으며 As에서 55.0%로 가장 낮게 나타났으며 전반적으로 중금속 처리간 식물체의 감소율은 현저하게 차이를 나타내고 있지 않는 것으로 보아 수종별이나 중금속이 감소율에는 영향을 미치지 않는 것으로 판단된다.

라) EDTA 처리를 통한 중금속 흡수능

(1) EDTA처리를 통한 식물의 B. F 값의 변화

EDTA처리를 통한 식물의 B. F 값의 변화는 다음과 같다.

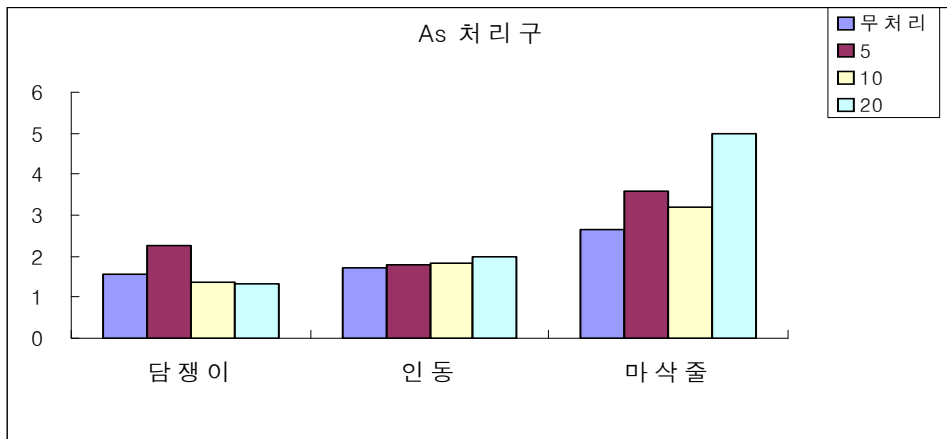


그림 14. As 처리구에서의 덩굴식물의 B. F 값의 변화

B. F 값은 식물체의 중금속 농도/ 토양의 중금속 농도로서 식물의 중금속 흡수능을 판단하는 하나의 지표로서 수치가 높을수록 중금속 흡수능이 우수하다는 것을 알 수 있다.

As 처리구에서는 담쟁이와 인동에서는 B. F 값이 낮게 나타났으며, 마삭줄에서는 무처리구보다는 EDTA 처리구에서 양호하게 나타난 것으로 보아 마삭줄이 다른 덩굴식물보다 As 흡수능이 우수하며, 자연상태보다는 EDTA 처리에서 중금속 흡수능이 양호하다는 것을 알 수 있다.

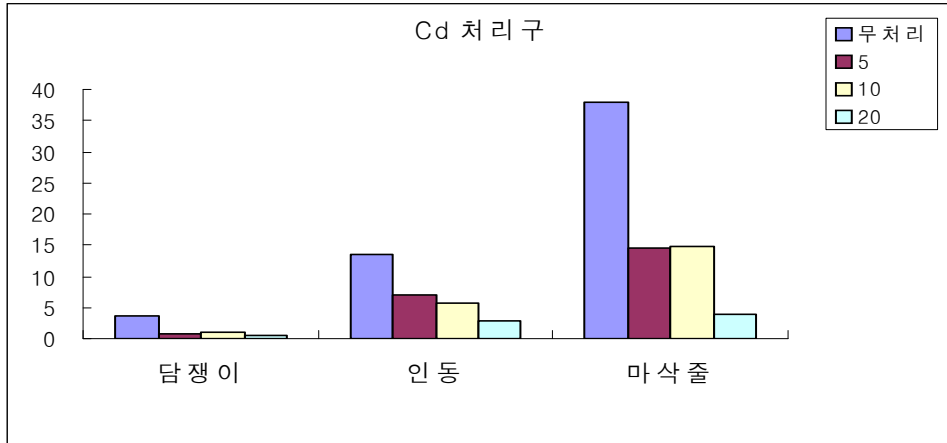


그림 15. Cd 처리구에서의 덩굴식물의 B. F 값의 변화

Cd 처리구에서는 담쟁이와 인동에서는 B. F 값이 낮게 나타났으며, 마삭줄에서는 EDTA 처리구보다는 무처리구에서 양호하게 나타난 것으로 보아 마삭줄이 다른 덩굴식물보다 Cd 흡수능이 우수하며, EDTA 처리보다는 자연상태에서 중금속 흡수능이 양호하다는 것을 알 수 있다.

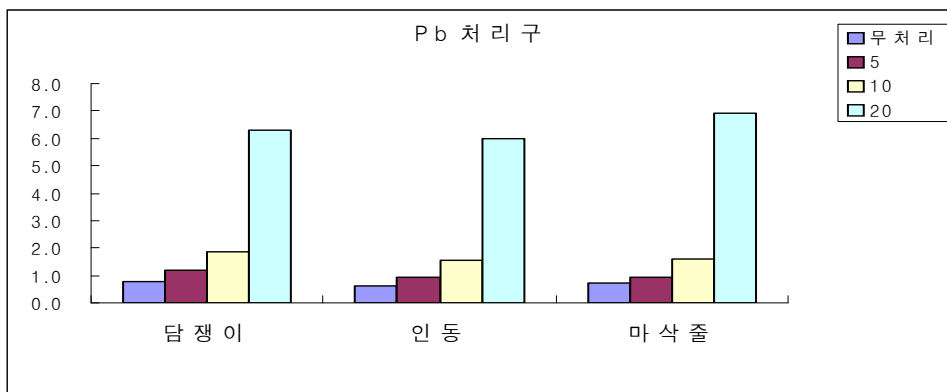


그림 16. Pb 처리구에서의 덩굴식물의 B. F 값의 변화

Pb 처리구에서는 담쟁이, 인동 및 마삭줄에서 B. F 값이 유사한 경향을 나타냈으며, 다른 처리구와 특이한 점은 EDTA 20처리구에서 다른 처리구 및 무처리구보다 B. F 값이 상당히 높게 나타난 것으로 보아 EDTA 20처리를 통하면 Pb의 흡수능을 최대치로 활용할 수 있으므로 Pb 오염지역에 활용성이 우수하다고 판단된다.

(2) EDTA처리를 통한 식물의 T. F(Transportation Factors) 값의 변화

EDTA처리를 통한 식물의 T. F 값의 변화는 다음과 같다.

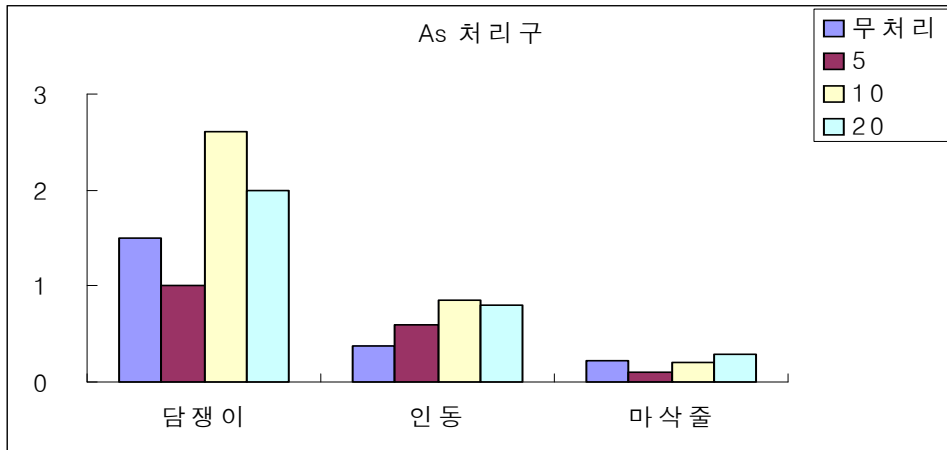


그림 17. As 처리구에서의 덩굴식물의 T. F 값의 변화

T. F 값은 식물체 지상부의 중금속 농도/ 식물체 지하부의 중금속 농도로서 B.F 값과 함께 식물의 중금속 흡수능을 판단하는 하나의 지표로서 수치가 높을수록 중금속 흡수능이 우수하다는 것을 알 수 있다.

As 처리구에서는 마삭줄과 인동에서는 T. F 값이 낮게 나타났고, 무처리보다는 EDTA처리에서 값이 높게 나타난 것으로 보아 자연상태보다는 EDTA 처리에서 중금속 흡수능이 양호하다는 것을 알 수 있다.

담쟁이에서는 다른 덩굴식물에 비하여 비교적 높게 나타났으며, 무처리구보다는 EDTA 처리구에서 양호하게 나타난 것으로 보아 마삭줄이 다른 덩굴식물보다 As의 흡수능이 우수하며, 다른 덩굴식물과 마찬가지로 자연상태보다는 EDTA 처리에서 중금속 흡수능이 양호하다는 것을 알 수 있다.



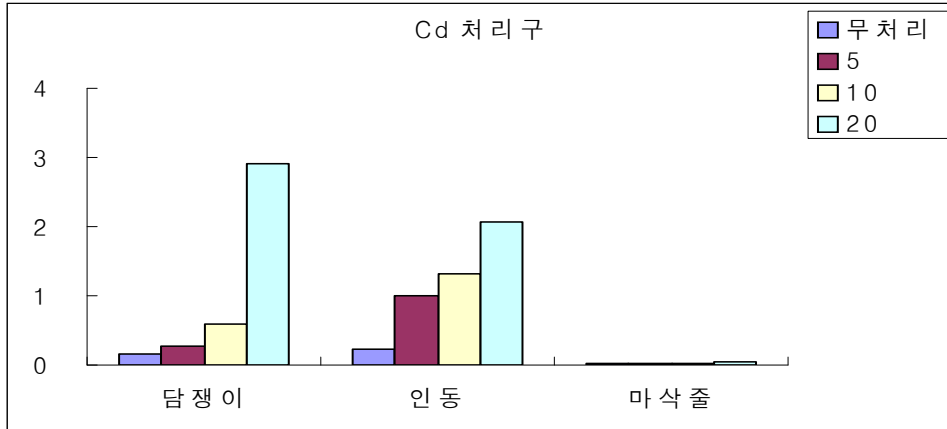


그림 18. Cd 처리구에서의 덩굴식물의 T. F 값의 변화

Pb 처리구에서는 마삭줄에서 T. F 값이 가장 낮게 나타났고, 무처리보다는 EDTA 처리에서 값이 높게 나타난 것으로 보아 무처리보다는 EDTA 처리에서 값이 높게 나타났다.

담쟁이와 인동에서는에서는 마삭줄에 비하여 비교적 높게 나타났으며, 무처리구보다는 EDTA 처리구에서 양호하게 나타난 것으로 보아 인동이 다른 덩굴식물보다 Cd의 흡수능이 우수하며, 다른 덩굴식물과 마찬가지로 자연상태보다는 EDTA 처리에서 중금속 흡수능이 양호하다는 것을 알 수 있다.

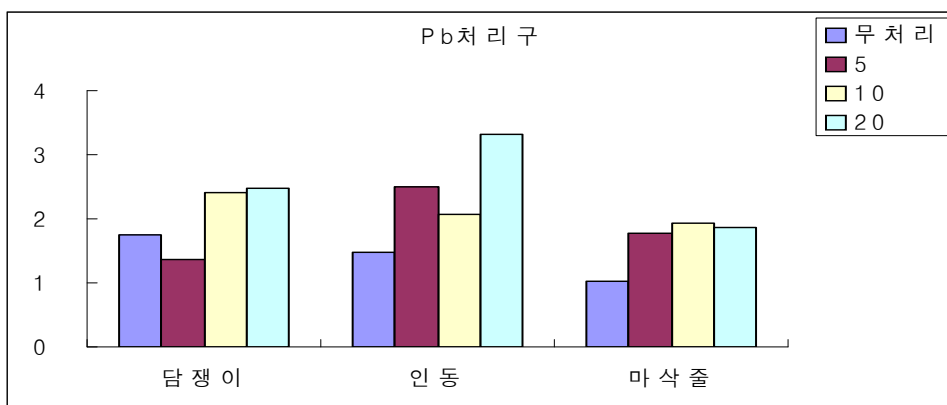


그림 19. Pb 처리구에서의 덩굴식물의 T. F 값의 변화

Pb 처리구에서는 앞의 B. F 값과 유사하게 모든 덩굴식물에서 T. F 값이 비슷하게 나타났으며 무처리보다는 EDTA처리에서 값이 높게 나타난 것으로 보아 Pb의 오염 지역에서는 자연상태로 복원을 하는 것보다는 EDTA처리를 통하여 중금속오염지역을 복원을 실시하는 것이 효율적이라 판단된다.

이상의 결과를 보면 각 중금속에 적합한 덩굴식물의 선택이 용이하며, 덩굴식물을 활용한 중금속 오염지역의 복원 가능성은 충분하며, 자연상태보다는 EDTA를 처리하는 것이 중금속흡수에 상당한 효과가 나타나는 것을 이번 연구를 통하여 판단할 수 있다.

4) 오염지역의 토양 분석 및 식물체 중금속 분석

가) 토양의 화학적 성질 분석

오염지역인 울산시 온산공단의 토양화학적 성질 현황은 다음과 같다.

표 25. 오염지역(울산시 온산공단)의 토양 화학적 성질 현황

수종	pH (H <sub>2</sub> O,1:5)	EC (dS/m)	O.M (%)	P <sub>2</sub> O <sub>5</sub> (mg/kg)	EX. Cation		
					K <sup>+</sup>	Ca <sup>+</sup>	Mg <sup>+</sup>
댕댕이A	4.6	0.80	2.48	31.87	0.33	0.64	0.19
댕댕이B	6.1	0.60	4.83	51.39	0.25	4.73	0.88
<b>평균</b>	<b>5.35</b>	<b>0.70</b>	<b>3.65</b>	<b>41.63</b>	<b>0.29</b>	<b>2.69</b>	<b>0.54</b>
개머루A	6.2	0.54	1.31	4.35	0.46	3.67	0.69
개머루B	4.1	1.10	2.34	17.59	0.22	1.87	0.10
개머루C	4.8	0.93	3.17	2.07	0.64	1.28	0.44
<b>평균</b>	<b>5.03</b>	<b>0.86</b>	<b>2.27</b>	<b>8.00</b>	<b>0.44</b>	<b>2.27</b>	<b>0.41</b>
인동	4.4	0.87	8.28	28.10	0.30	0.68	0.25
쇠뜨기	5.1	0.75	1.38	48.66	0.61	1.50	0.77
억새	4.6	0.82	2.28	50.88	0.30	13.52	0.15

댕댕이덩굴의 생육지 평균 토양 pH는 5.35, 개머루는 5.03, 인동덩굴은 4.4, 쇠뜨기는 5.1, 억새는 4.6으로 나타나 인동덩굴의 토양 pH가 가장 높게 나타났으며, 댕댕이덩굴이 가장 낮게 나타났으며 EC는 토양 pH와 부의 상관관계를 나타내고 있다.

O.M.은 인동덩굴에서 8.28로 가장 높았으며, 쇠뜨기에서 1.38로 가장 낮게 나타났으며, 유효인산은 억새에서 48.66으로 가장 높게 나타났으며, 개머루에서 5.70으로 가장 낮게 나타났다.

양이온 치환용량은 K<sup>+</sup>은 쇠뜨기에서, Ca은 억새에서, Mg<sup>2+</sup>는 쇠뜨기에서 가장 높게 나타났으며, 전반적으로 오염지역인 온산공단에서 생육하는 덩굴식물인 댕댕이, 개머루, 인동덩굴 토양의 화학적 성질은 다른 지역에 비하여 양호하지 않은 것으로 나타났으며, 이것으로 보아 덩굴식물은 다른 식물에 비하여 오염지역에서 잘 생육한다고 판단된다.

나) 오염지역의 토양 및 식물체 중금속 축적량

(1) 오염지역의 중금속 분석에 의한 토양 및 식물체의 As의 농도

오염지역의 중금속 분석에 의한 토양 및 식물체의 As의 농도는 다음과 같다.

표 26. 토양 및 식물체 부위별 As의 농도 (mg/kg)

수종	토양	뿌리	잎	줄기	열매
댕댕이A	0.13	0.20	0.70	0.30	0.20
댕댕이B	0.08	0.70	0.80	0.40	
<b>평균</b>	<b>0.21</b>	<b>0.90</b>	<b>1.50</b>	<b>0.70</b>	<b>0.20</b>
개머루A	0.01	0.20	1.10	0.30	0.40
개머루B	0.09	0.50	0.70	0.30	
개머루C	0.01	0.30	0.60	0.20	0.10
<b>평균</b>	<b>0.04</b>	<b>0.33</b>	<b>0.80</b>	<b>0.27</b>	<b>0.25</b>
인동	0.06	0.70	0.90	0.70	
쇠뜨기	0.01	0.50	0.50		
억새	0.04	0.50	0.20		

오염지역인 울산광역시 온산공단의 토양 및 식물체 분석을 실시한 결과 As의 농도는 토양에서는 댕댕이덩굴 생육지가 0.21mg/kg로 가장 높게 나타났으며, 인동덩굴이 0.06mg/kg, 개머루가 0.04mg/kg, 쇠뜨기가 0.01mg/kg로 가장 낮게 나타났다.

토양의 중금속 농도와 식물의 각 기관별 중금속 농도차이는 뿌리부위에서 쇠뜨기가 토양에 비하여 50.00배로 가장 높게 나타났으며, 댕댕이덩굴이 4.29배로 가장 낮게 나타났다.

잎부위에서는 쇠뜨기가 토양의 중금속 농도에 비하여 50.00배로 가장 높았고, 억새가 5.00배로 가장 낮았으며, 줄기에서는 인동덩굴이 11.67배로 가장 높았고, 댕댕이덩굴이 3.33배로 가장 낮게 나타났다.

열매부위에서는 개머루보다는 댕댕이덩굴에서 토양의 중금속 농도에 비하여 낮게 나타났는데, 전반적으로 중금속 축적이 우수한 덩굴식물은 큰 차이는 없지만 인동덩굴>개머루>댕댕이덩굴 순이며, 부위별 축적배수는 잎과 뿌리부위가 가장 높게 나타났으며, 이러한 결과를 바탕으로 덩굴식물을 활용하면 오염지 복원에 상당한 효과가 있으리라 판단된다.

(2) 오염지역의 중금속 분석에 의한 토양 및 식물체의 Cd의 농도

오염지역의 중금속 분석에 의한 토양 및 식물체의 Cd의 농도는 다음과 같다.

표 27. 토양 및 식물체 부위별 Cd의 농도 (mg/kg)

수종	토양	뿌리	잎	줄기	열매
맹꽁이A	0.04	0.20	0.40	0.40	0.50
맹꽁이B	2.17	0.70	0.40	0.60	
<b>평균</b>	<b>2.21</b>	<b>0.90</b>	<b>0.80</b>	<b>1.00</b>	<b>0.50</b>
개머루A	0.46	3.40	1.90	0.70	0.60
개머루B	0.03	2.40	1.60	1.40	
개머루C	0.58	4.30	1.30	1.00	0.70
<b>평균</b>	<b>0.36</b>	<b>3.37</b>	<b>1.60</b>	<b>1.03</b>	<b>0.65</b>
인동	0.01	4.90	1.80	2.10	
쇠뜨기	0.71	9.90	2.90		
억새	0.01	1.10	1.30		

오염지역인 울산광역시 온산공단의 토양 및 식물체 분석을 실시한 결과 Cd의 농도는 토양에서는 맹꽁이덩굴 생육지가 2.21mg/kg로 가장 높게 나타났으며, 인동 및 억새가 0.01mg/kg로 가장 낮게 나타났다.

토양의 중금속 농도와 식물의 각 기관별 중금속 농도차이는 뿌리부위는 인동덩굴 및 억새의 축적배수가 490.00배 및 110.00배로 가장 높게 나타났으며, 맹꽁이 덩굴이 0.41배로 가장 낮게 나타났다.

잎부위에서는 인동덩굴이 토양의 중금속 농도에 비하여 180.00배로 가장 높았고, 맹꽁이덩굴이 0.36배로 가장 낮았으며, 줄기에서는 인동덩굴 210.00배로 가장 높았고, 맹꽁이덩굴 0.45배로 가장 낮게 나타났다.

열매부위에서는 개머루보다는 맹꽁이덩굴에서 토양의 중금속에 비하여 식물체의 중금속 축적이 낮게 나타났는데, 전반적으로 중금속 축적배수가 우수한 덩굴식물은 큰 차이는 없지만 인동덩굴>개머루>맹꽁이덩굴 순이며, 부위별 축적배수 뿌리와 잎에서 높게 나타났으며, 이러한 결과에서 보듯이 덩굴식물을 활용하면 오염지 복원에 상당한 효과가 있으리라 판단된다.

(3) 오염지역의 중금속 분석에 의한 토양 및 식물체의 Pb의 농도

오염지역의 중금속 분석에 의한 토양 및 식물체의 Pb의 농도는 다음과 같다.

표 28. 토양 및 식물체 부위별 Pb의 농도 (mg/kg)

수종	토양	뿌리	잎	줄기	열매
댕댕이A	109.80	132.50	221.10	161.70	154.80
댕댕이B	78.26	172.80	196.20	179.90	
<b>평균</b>	<b>188.06</b>	<b>305.30</b>	<b>417.30</b>	<b>341.60</b>	<b>154.80</b>
개머루A	100.00	113.10	332.10	165.20	187.90
개머루B	100.18	109.10	281.10	227.30	
개머루C	27.79	122.70	308.10	219.60	116.20
<b>평균</b>	<b>75.99</b>	<b>114.97</b>	<b>307.10</b>	<b>204.03</b>	<b>152.05</b>
인동	24.50	387.70	384.10	484.40	
쇠뜨기	58.38	292.00	263.00		
억새	129.96	315.00	214.60		

오염지역인 울산광역시 온산공단의 토양 및 식물체 분석을 실시한 결과 Pb의 농도는 토양에서는 댕댕이덩굴 생육지가 188.06mg/kg로 가장 높게 나타났으며, 인동덩굴이 24.50mg/kg로 가장 낮게 나타났다.

토양의 중금속 농도와 식물의 각 기관별 중금속 농도차이는 뿌리부위에서 인동덩굴의 축적능이 15.82배로 가장 높게 나타났으며, 개머루가 1.51배로 가장 낮게 나타났다.

잎부위에서는 인동덩굴이 토양의 중금속 농도에 비하여 15.68배로 가장 높았고, 억새가 1.65배로 가장 낮았으며, 줄기에서는 인동덩굴이 토양의 중금속 농도에 비하여 19.77배로 가장 높았고, 댕댕이덩굴이 1.82배로 가장 낮게 나타났다.

열매부위에서는 개머루보다는 댕댕이덩굴에서 토양의 중금속 농도에 비하여 낮게 나타났는데, 전반적으로 중금속 축적이 우수한 덩굴식물은 큰 차이는 없지만 인동덩굴>개머루>댕댕이덩굴 순이며, 부위별 흡수능력은 뿌리가 높게 나타났으며, 이러한 결과에서 보듯이 덩굴식물을 활용하면 오염지 복원에 상당한 효과가 있으리라 판단된다.

4) 오염지역의 식물체 엽록소 함량

오염지역에서 채취한 식물체의 엽록소 함량은 다음과 같다.

표 29. 오염지역의 식물체 엽록소 함량 (mg/100cm<sup>2</sup>)

개체수	댕댕이A	댕댕이B	개머루A	개머루B	개머루C	인동
1	42.3	32.5	18.4	29.6	35.0	42.8
2	47.5	23.9	65.3	28.7	29.9	42.1
3	41.8	37.5	27.1	30.4	34.7	54.9
4	45.9	45.5	38.1	27.8	32.7	55.8
5	48.8	54.7	39.8	31.3	34.0	53.8
6	47.1	53.8	37.3	32.6	28.0	40.7
7	41.8	40.6	35.4	26.4	27.8	49.1
8	35.1	34.7	24.3	30.4	26.1	45.3
9	35.4	32.7	32.5	37.7	35.4	47.9
10	32.1	27.1	35.9	28.4	31.7	56.5
11	41.3	18.4	30.2	23.9	37.5	51.4
12	47.3	39.6	32.6	23.8	37.8	50.2
13	43.6	50.1	30.2	29.4	33.5	51.8
14	40.2	43.2	30.9	23.7	33.9	54.6
15	45.2	41.4	37.4	23.1	34.8	43.2
16	40.2	42.6	29.1	39.4	30.6	52.8
17	37.9	28.9	25.9	29.3	38.2	30.3
18	35.7	27.6	36.2	32.1	34.9	50.7
19	35.8	31.9	33.4	29.3	29.1	54.0
20	30.7	32.3	39.8	33.6	29.4	54.7
21	28.2	37.5	33.6	34.1	33.4	56.4
22	31.8	37.8	32.2	31.4	41.9	58.0
23	31.7	33.4	24.5	28.0	41.7	51.2
24	36.3	32.2	30.2	36.2	42.6	54.3
25	31.9	30.2	31.9	27.6	28.9	53.8
평균	39.0	36.4	33.3	29.9	33.7	50.3

엽록소함량은 간이엽록소측정기인 SPAD-502(Minolta Camera Co. LTD. Japan)로 조사하였으며, SPAD값으로 표시하였다. 엽록소함량은 29.9mg/100cm<sup>2</sup>-50.3mg/100cm<sup>2</sup>로서 댕댕이A 39.0mg/100cm<sup>2</sup>, 댕댕이B 36.4mg/100cm<sup>2</sup>, 개머루A 33.3mg/100cm<sup>2</sup>, 개머루B 29.9mg/100cm<sup>2</sup>, 개머루C 33.7mg/100cm<sup>2</sup>, 인동이 50.3mg/100cm<sup>2</sup>로서 인동덩굴의 엽록소 함량이 가장 높게 나타났으며, 개머루가 가장 낮게 나타났다. 이 결과로 보아 인동덩굴이 오염지역에서 가장 생육이 좋을 것으로 예상되며 오염지 식생복원에 활용가능할 것으로 사료 된다.

#### 4. 적 요

오염지역에서 자생하고있는 덩굴식물의 생육환경 분석과 중금속내성에 대한 연구를 수행하기 위하여 경상대학교 학술림내에 온실에서 실내시험을 수행하였으며 쓰여진 공시수종은 담쟁이, 인동, 마삭줄로서 토양 10Kg에 As, Cd, Pb를 각각 처리하였고 EDTA를 무처리구와 5, 10, 20으로 나누어 처리 하였으며 5월에서 10월까지 4회에 걸쳐 식물체의 성장량을 조사하였고 실험시작과 실험종료로 나누어 중금속 흡수 능력과 토양의 화학적 성질 및 중금속 잔여량을 조사 하였고 또한 현재 대기오염이 심각한 울산광역시 온산공단주변의 토양과 식물체 분석을 실시하였다.

각 중금속 처리별 토양의 화학적 성질은 EDTA 무처리구에 비하여 처리구에서 농도와 처리량이 많을수록 높게 나타나는 정의 상관관계를 보였고, 토양의 중금속변화를 보면 Cd와 Pb는 실험시작에 비하여 실험종료가 감소한 반면 As는 실험종료가 실험시작보다 더 증가한 것을 알 수 있는데 Cd와 Pb는 양이온의 형태로서 EDTA와 결합되어 식물체에 흡수되어진 것으로 사료되며 As의 경우는 음이온의 형태로서 EDTA와 결합이 양이온의 형태를 띠는 Cd와 Pb보다 불량하기 때문에 이러한 결과가 나타난 것으로 사료된다. 또한 pH는 EDTA에 의한 식물의 중금속 흡수에 중요한 인자로서 pH값의 증가함에 따라 토양 내 중금속 잔여량이 감소한 것을 알 수 있다. 식물체의 중금속 축적능은 As와 Cd는 인동>담쟁이>마삭줄 순이었으며, Pb는 3수종의 축적능이 비슷한 것으로 나타났고, 식물체의 부위별 중금속 축적능은 뿌리>잎>줄기 순으로 나타났다.

오염지역의 토양의 화학적 성질은 전반적으로 오염지역인 온산공단에서 생육하는 덩굴식물인 땃쟁이, 개머루, 인동덩굴 토양의 화학적 성질은 다른 지역에 비하여 양호하지 않은 것으로 나타났으며, 이것으로 보아 덩굴식물은 다른 식물에 비하여 오염지역에서 잘 생육한다고 판단된다. 오염지역의 토양 및 식물체 분석을 실시한 결과 인동덩굴이 생육하는 토양에서 중금속이 잔여량이 낮았으며, 식물체의 각 부위별 중금속 축적능이 우수한 덩굴식물은 전반적으로 As, Cd, Pb 모두 인동덩굴>개머루>땃쟁이덩굴 순이며, 부위별 흡수능력은 잎과 뿌리부위에서 높게 나타났다. 이러한 결과에서 보듯이 덩굴식물을 활용하면 오염지 복원에 상당한 효과가 있으리라 판단된다. 엽록소함량은 인동덩굴이 높게 나타났으며, 개머루가 낮게 나타났다. 이 결과로 보아 인동덩굴이 오염지역에서 생육이 좋을 것으로 예상되며 오염지 식생복원에 활용가능 할 것으로 사료 된다.



## 제 2 절. 환경오염 내성식물의 생리·생태적 특성 구명

### 1. 환경오염지역 산림의 실태분석

#### 가. 연구수행 방법

##### 1) 환경오염지역 산림의 식생구조 조사

본 연구에서는 환경오염지역을 공단지역과 폐탄광지역으로 구분하여 현장조사를 실시하였다. 공단지역은 울산광역시에 위치하고 있는 온산공단 주변 7개 지역을 조사대상지로 하였으며 폐탄광지역은 경북 문경의 4개 지역을 대상으로 식생구조를 조사하였다. 조사대상지로 선정된 각 조사지에서 5개의 조사구를 설정하였으며 표본 추출방법은 상층과 중층은 20m x 20m, 하층은 5m x 5m 크기의 방형구를 이용한 중복법을 적용하였다. 층위별 구분은 방형구 내에 출현하는 모든 수종에 대해 6m 이상의 수목군을 상층, 2m 이하의 수목군을 하층, 그 사이의 수목군을 중층으로 구분하였다. 식생구조 분석을 위하여 각 조사구별로 상·중층은 흉고직경에 의한 단면적을, 하층은 수관폭을 측정하여 수종별로 밀도와 빈도를 계산하였으며, 피도는 우점도 계급에 따라 출현식물의 종별 피도를 측정하였다. 식생조사 결과 얻어진 자료를 이용하여 각 수종별로 상대밀도, 상대빈도, 상대피도를 산출한 후 각 수종의 중요치를 산출하였다. 종다양성은 종다양도, 균재도, 우점도에 의하여 종합 분석하였는데, 종구성상태의 다양도를 나타내는 측도인 종다양도는 Shanon의 종다양도 지수를 적용하였고, 종다양도의 최대가능치를 나타내는 최대종다양도(Maximum  $H'$ )는  $H'_{max} = \log S$  (S는 종수)를 사용하였다. 균락내 구성종간의 개체수 분배정도를 나타내는 균재도 ( $J'$ )는  $J' = H'/H'_{max}$ 식을 이용하였으며 우점도는  $1 - J'$ 식을 이용하여 분석하였다.

##### 2) 환경오염지역 산림의 생육환경 분석

공단지역과 폐탄광지역에서 조사지로 선정된 각 조사지의 생육환경은 표고, 경사, 방위, A, B층 토심으로 구분하여 현장조사를 실시하였다.

##### 3) 환경오염지역 산림의 토양환경 분석

각 조사대상지역에서 낙엽층을 제거한 후 0~10cm 깊이의 표토를 대상으로 각 조사지에서 7개의 토양시료를 채취하여 풍건 후 20mesh 체로 친후 분석용 시료로 이

용하였다. 토양의 화학적 성질 분석 항목에 대해 토양 pH는 pH meter, 유기물 함량은 Tyurin법, 유효인산(available P<sub>2</sub>O<sub>5</sub>)은 Lancaster법, 전질소는 H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub>로 완전분해 후 Kjeldahl 증류법으로 분석하였다. 치환성양이온(Ca<sup>2+</sup>, Mg<sup>2+</sup>, K<sup>+</sup>, Na<sup>+</sup>)은 1N ammonium acetate(pH 7)로 침출하였다.

## 나. 연구수행 결과

### 1) 환경오염지역의 식생구조

#### 가) 공단지역

7개 조사지의 상층에 나타난 총 출현종수는 9종으로 나타났다. 오산 지역은 해송, 밤나무, 소나무, 아까시나무의 4종, 돌박산 지역은 해송, 소나무, 밤나무의 3종, 태봉산 지역은 해송, 소나무 2종, 염포산 지역은 해송, 사방오리나무, 리기다소나무, 소나무, 떡갈나무의 5종, 뚝질산 지역은 아까시나무와 해송의 2종, 내고산 지역은 소나무, 해송, 굴참나무, 떡갈나무, 아까시나무의 5종, 용곡산 지역은 해송, 소나무, 졸참나무 3종이 출현하는 것으로 조사되었다. 조사지별로 출현종수에 있어서 약간씩의 차이는 있지만 전조사지의 상층 출현종이 2-5종으로 나타나 아주 빈약하다는 것을 알 수 있었다. 내고산을 제외한 전조사지에 있어서 해송의 상대우점치가 가장 높은 것으로 나타났다.

표 30. 각 조사지 상층 산림식생의 중요치

식물종	오산	돌박산	태봉산	염포산	뚝질산	내고산	용곡산
해송	66.3	82.9	78.6	33.5	43.3	22.9	75.8
소나무	10.3	8.7	21.4	7.4	-	42.4	12.6
굴참나무	-	-	-	-	-	21.5	-
떡갈나무	-	-	-	6.4	-	7.8	-
리기다소나무	-	-	-	7.5	-	-	-
밤나무	16.5	8.4	-	-	-	-	-
아까시나무	6.9	-	-	-	56.7	5.3	-
사방오리나무	-	-	-	19.9	-	-	-
졸참나무	-	-	-	-	-	-	11.5
합계	100	100	100	100	100	100	100

온산공단주변 산림을 대상으로 중층에 대한 상대우점치를 분석한 결과는 다음과 같다. 전조사지의 중층에 출현한 수종은 24종으로 나타났으며, 오산 지역은 해송, 졸참나무, 개웃나무 등 5종, 돌박산 지역은 산철쭉, 소나무 등 7종, 태봉산 지역은 개웃나무, 사방오리나무 등 5종, 염포산 지역은 졸참나무, 해송 등 12종, 뚝질산 지역은 노린재나무, 아까시나무 등 3종, 내고산 지역은 졸참나무, 해송 등 7종, 용곡산 지역은 졸참나무, 때죽나무 등 7종이 출현하는 것으로 나타났다.

해송은 상층과 중층에서 조사지간의 정도의 차이는 있지만 모두 상대우점치가 높게 나타났으며 중층에서는 개웃나무, 때죽나무, 졸참나무의 등의 상대우점치가 높은 것으로 나타나 대기오염지역에 대한 내성이 강한 수종으로 조사되었다. 특히, 참나무류의 경우도 태봉산과 뚝질산을 제외한 조사지역에서 상대우점치가 상대적으로 높게 나타나 대기오염에 대한 내성이 강한 것으로 추정되었다.

표 31. 각 조사지 중층 산림식생의 중요치

식물종	오산	돌박산	태봉산	염포산	돛길산	내고산	용곡산
해송	23.7	10.6		11.6		23.2	7.4
졸참나무	29.9	11.3		28.5		33.0	43.4
개웃나무	21.3	8.4	41.4	6.4			9.5
때죽나무	13.6						15.8
떡갈나무				9.9		10.9	
노린재나무					63.5	14.3	
덜꿩나무				7.6			
감나무					13.9		
리기다소나무							11.3
밤나무	11.5			6.6			
사방오리			37.1	6.2			6.3
사철나무			6.7				
산뽕나무				4.9			
상수리나무		11.7					
생강나무				4.7			
소나무		14.9	7.1			6.3	
신갈나무				7.1			
아까시나무					22.6		
조록싸리						5.4	
귀똥나무			7.8				
산철쭉		37.6				6.8	6.3
층층나무		5.5					
팔배나무				3.3			
회나무				3.3			
합계	100	100	100	100	100	100	100

7개 조사지의 하층에 출현한 식물종수는 36종으로 나타났다. 오산 지역은 졸참나무, 밤나무, 인동 등 14종, 돌박산 지역은 청미래덩굴, 산뽕나무, 철쭉 등 13종, 태봉산 지역은 청미래덩굴, 개웃나무, 참싸리 등 11종이 출현하는 것으로 나타났으며, 염포산 지역은 청미래덩굴, 졸참나무, 계요등 등 16종, 뚝질산 지역은 청미래덩굴, 계요등, 노린재나무 등 6종, 내고산 지역은 청미래덩굴, 졸참나무, 싸리 등 11종, 용곡산 지역은 졸참나무, 청미래덩굴, 산딸기 등 10종이 나타났다. 오산 지역에서는 졸참나무, 돌박산과 내고산 지역에서는 청미래덩굴, 태봉산 지역에서는 개웃나무, 뚝질산 지역에서는 계요등, 용곡산 지역에서는 졸참나무의 상대우점치가 가장 높게 나타나 대기오염에 대한 내성이 강한 수종으로 추정된다. 하층의 출현종에 대한 덩굴식물이 차지하는 비율은 오산 지역이 26%, 돌박산 지역이 44.6%, 태봉산 지역이 35.6%, 염포산 지역이 41.5%, 뚝질산 지역이 53.3%, 내고산 지역이 33.7%, 염포산 지역이 17%로 나타나 뚝질산 지역이 덩굴식물의 비율이 가장 높게 나타났으며 염포산 지역이 가장 낮은 것으로 조사되었다.

표 32. 각 조사지 하층 산림식생의 중요치

식물종	오산	돌박산	태봉산	염포산	뚝질산	내고산	용곡산
개웃나무	8.0	9.8	19.1			9.1	4.6
개머루							
계요등	7.7	9.7	8.4	12.4	22.9	2.8	
국수나무				6.2			
난티나무	6.1						
난티잎개암나무				5.9			
노린재나무	3.4	2.2		2.1	18.9	2.8	
담쟁이덩굴			2.2	2.1			
맹맹이덩굴		2.2			10.2		
덜꿩나무				5.8			
감나무		3.0					
두릅나무		4.6		2.4			
매죽나무	5.2						7.6
떡갈나무				5.9		3.8	
마삭줄				2.1			
미역줄나무						3.8	
밤나무	10.2						

비목나무							5.3
사철나무			1.9				
산딸기	12.5	5.7				2.8	12.6
생강나무				2.3			
쇠물푸레				5.6			
싸리나무		2.9				11.3	
아까시나무					11.1		
용가시나무					16.7		
인동	8.8	10.1	9.1				
조록싸리	4.5	2.0		3.0			
줄참나무	30.5	4.5	11.2	12.2		19.9	19.9
진달래				2.0			
참싸리	2.4		15.5				
철쭉	3.6	14.1	8.0	4.9		9.8	15.0
청가시덩굴	2.5						
청미래덩굴	3.9	22.6	16.0	24.9	20.3	30.9	17.0
층층나무		2.8					
취	3.1						
해송						3.1	5.7
합계	100	100	100	100	100	100	100
덩굴식물의 중요치	26.0	44.6	35.6	41.5	53.3	33.7	17.0

7개 조사지에서 목본식물에 대한 층위별 종수와 종다양도 지수, 최대종다양도지수, 균재도, 우점도를 분석한 결과는 다음과 같다. 본 조사지의 상층과 중층에 있어서 출현종수는 공단지역 주변의 모든 조사지에서 빈약하게 나타나 식생이 일반 산림군집에 비하여 아주 단순하다는 것을 알 수 있었다. 일반적으로 종다양도 지수는 산림군집의 다양한 속성을 간접적으로 해석하는데 도움이 되고 출현종수가 많을수록 종간 상호작용은 다양할 것으로 이해되고 있다. 먼저 상층에 대한 종다양도 지수는 염포산 지역이 가장 높았으며(0.636), 돌박산과 용곡산 지역이 각각 0.137, 0.183으로 낮게 나타났다. 중층에서는 염포산 지역이 0.915로 가장 높은 종다양도 지수를 나타내었으며 뚝질산이 0.285로서 가장 낮은 종다양도 지수를 나타내었다. 하층에 있어서는 염포산 지역이 1.053으로 가장 높았으며, 뚝질산 지역이 0.739로서 가장 낮은 종다양도 지수를 기록하였다. 균재도는 상층에서 뚝질산 지역이 0.914로 가장 높은 것으로 조

사되었으며 돌박산 지역이 0.287로서 가장 낮은 균재도를 나타내었다. 그 외 지역은 0.384-0.824의 균재도를 나타내었다. 중층의 경우, 오산 지역의 균재도가 0.943으로 가장 높았으며 뚝질산 지역이 0.5978로서 가장 낮은 균재도를 기록하였다. 하층에 있어서는 뚝질산 지역이 0.950으로 가장 높았으며 오산 지역이 0.853을 나타내었다. 우점도는 상층은 용곡산 지역(0.616), 중층은 뚝질산 지역(0.403), 하층은 오산 지역(0.147)이 가장 높은 것으로 나타났다.

표 33. 각 조사지 내의 목본식물에 대한 종다양도

지역	층위	종수 (No.)	종다양도 (H')	최대종다양도 (H' max)	균재도 (J')	우점도 (1-J')
오 산	상	3	0.239	0.602	0.397	0.603
	중	5	0.659	0.699	0.943	0.057
	하	14	0.978	1.146	0.853	0.147
돌박산	상	3	0.137	0.477	0.287	0.713
	중	7	0.550	0.845	0.651	0.349
	하	13	0.992	1.114	0.890	0.110
태봉산	상	2	0.180	0.301	0.598	0.402
	중	5	0.508	0.699	0.727	0.273
	하	11	0.913	1.041	0.877	0.123
염포산	상	6	0.636	0.778	0.817	0.183
	중	12	0.915	1.079	0.848	0.152
	하	16	1.053	1.204	0.875	0.125
뚝질산	상	2	0.275	0.301	0.914	0.086
	중	3	0.285	0.477	0.597	0.403
	하	6	0.739	0.778	0.950	0.050
내고산	상	5	0.576	0.699	0.824	0.176
	중	7	0.683	0.845	0.808	0.192
	하	11	0.908	1.041	0.872	0.128
용곡산	상	3	0.183	0.477	0.384	0.616
	중	7	0.644	0.845	0.762	0.238
	하	10	0.931	1.000	0.931	0.069

온산공단 주변 산림의 초본류의 상대우점치를 분석한 결과는 다음과 같다. 전 조사지의 하층에 출현한 수종은 33종으로 나타났다. 오산 지역은 실새풀, 기름새, 닭의장풀 등 9종, 돌박산 지역은 참억새, 줄참나무(치수, 이하 sd), 개웃나무(sd) 등 12종, 태봉산 지역은 주름조개풀, 실새풀, 기름새 등 15종, 염포산 지역은 주름조개풀,

고사리 등 12종, 뚫질산 지역은 닭의장풀, 노린재나무(sd), 미국자리공 등 6종, 내고산 지역은 참억새, 대사초, 실새풀 등 9종, 용곡산 지역은 실새풀, 기름새 등 15종이 출현하는 것으로 조사되었다. 상대우점치는 오산 지역은 실새풀(25.6), 돌박산 지역은 참억새(14.2), 태봉산 지역은 주름조개풀(16.7), 염포산 지역은 주름조개풀(35.1), 뚫질산 지역은 닭의장풀(45.8), 내고산 지역은 참억새(21.5), 용곡산 지역은 실새풀(15.9)의 상대우점치가 가장 높은 것으로 조사되었다.

표 34. 각 조사지 초본층의 중요치

식물종	오 산	돌박산	태봉산	염포산	뚫질산	내고산	용곡산
개웃나무	-	13.5	11.0	5.8	-	12.1	8.5
고사리	-	8.8	3.7	17.8	-	6.0	4.5
국수나무	-	-	-	4.6	-	-	-
굴참나무	-	-	-	-	-	6.2	-
기름새	22.0	-	11.2	-	-	-	10.3
까치수영	7.5	4.4	-	-	-	-	4.2
노간주나무	-	-	3.7	-	-	-	8.8
노루귀	7.7	9.1	-	-	-	-	-
노린재나무	-	4.4	-	-	16.9	-	-
닭의장풀	-	-	3.7	2.9	45.8	-	-
대사초	-	-	-	-	8.1	12.3	4.5
도꼬마리	-	-	-	8.7	-	-	-
비목	-	-	-	2.9	-	6.0	4.2
두릅나무	-	4.4	-	-	-	-	-
마타리	7.1	-	-	-	-	-	-
물봉선	-	4.4	-	-	-	-	-
미국자리공	-	-	-	-	12.6	-	-
배풍등	7.5	-	3.7	-	-	-	-
산딸기	-	4.7	3.7	-	-	-	-
삼주	-	-	-	-	-	6.0	-
쇠물푸레	-	-	-	2.9	-	-	-
실새풀	25.6	-	13.0	5.9	8.1	17.5	15.9



애기수영	-	-	-	-	-	-	8.5
양지꽃	7.5	-	-	-	-	-	-
참억새	7.7	14.2	3.7	-	-	21.5	4.5
원추리	-	-	-	-	-	-	8.8
조록싸리	-	9.4	-	4.6	-	-	-
줄참나무	-	13.5	3.7	5.9	-	-	-
주름조개풀	7.5	-	16.7	35.1	8.4	-	4.2
귀똥나무	-	-	3.7	-	-	-	4.2
참싸리	-	-	7.7	-	-	-	4.2
산철쭉	-	9.1	7.5	2.9	-	12.1	4.5
참취	-	-	3.7	-	-	-	-
합계	100	100	100	100	100	100	100

초본류의 종수와 종다양도, 최대종다양도, 균재도, 우점도를 분석한 결과는 다음과 같다. 종다양도는 용곡산 지역이 1.14로 가장 높았으며 뚝질산 지역이 0.740으로 가장 낮게 나타났다. 그 외 지역은 0.931-1.129의 종다양도를 나타내었다. 균재도는 오산 지역이 0.985로 가장 높았으며 염포산 지역이 0.927로 가장 낮았으나 조사지간에 큰 차이는 없는 것으로 조사되었다. 우점도도 균재도와 마찬가지로 조사지간에 뚜렷한 차이는 나타나지 않았으나 전 조사지에 있어서 0.1 이하의 낮은 우점도 값을 나타내어 조사지간 차이는 크지 않은 것으로 분석되었다.

표 35. 각 조사지 내의 초본층에 대한 종다양도

지역	종수	종다양도 (H')	최대종다양도 (H' max)	균재도 (J')	우점도 (1-J')
오 산	9	0.940	0.954	0.985	0.015
돌박산	12	1.040	1.079	0.964	0.036
태봉산	15	1.129	1.176	0.960	0.040
염포산	12	1.000	1.079	0.927	0.073
뚝질산	6	0.740	0.778	0.951	0.049
내고산	9	0.931	0.954	0.976	0.024
용곡산	15	1.141	1.176	0.970	0.030

나) 폐광산지역

상층에 있어서 삼창탄광과 봉명탄광은 각각 자작나무와 물오리나무만이 출현하여 100의 중요치를 나타내었으며, 갑정탄광은 아까시나무의 중요치가 46.5로 가장 높았으며, 이어 물오리나무 22.8, 소나무 16.0의 중요치를 나타내었다. 단봉탄광은 갑정탄광과 마찬가지로 아까시나무 64.2, 물오리나무 22.8, 소나무 13.0의 순으로 중요치가 높게 나타났다. 대조구에서는 6종이 출현하였으며 소나무의 중요치가 54.1로 가장 높았고 이어 신갈나무 13.2, 굴참나무 12.2, 졸참나무 10.1의 순이었다.

표 36. 각 조사지 상층의 중요치

식물종	삼창	봉명	갑정	단봉	대조구
소나무	-	-	16.0	13.0	54.1
자작나무	100	-	-	-	-
물오리나무	-	100	37.5	22.8	-
아까시나무	-	-	-	-	-
신갈나무	-	-	-	-	13.2
굴참나무	-	-	-	-	12.2
졸참나무	-	-	-	-	10.1
산벚나무	-	-	-	-	6.1
박달나무	-	-	-	-	4.3

중층의 경우 삼창탄광은 자작나무의 중요치가 87.5로 가장 높았으며 족제비싸리 6.6과 참싸리 5.9의 순이었으며, 봉명탄광은 물오리나무 73.4와 아까시나무 26.6의 두 수종만이 출현하였다. 갑정탄광은 아까시나무의 중요치가 40.3으로 가장 높았으며 이어 물오리나무가 31.7의 중요치를 나타내는 등 6종이 출현하였다. 단봉탄광은 9종이 출현하여 경북 문경지역 폐탄광지 조사지중 가장 많은 출현종수를 나타내었으며, 그 중 아까시나무의 중요치가 56.2로 가장 높게 나타났다. 대조구에서는 15종이 출현하였으며 소나무의 중요치가 45.7로 가장 높게 나타났으며 이어 졸참나무 16.0, 신갈나무 8.5의 순이었다.

표 37. 각 조사지 중층의 중요치

식물종	삼창	봉명	갑정	단봉	대조구
자작나무	87.5	-	-	-	-
아까시나무	-	26.6	40.3	56.2	-
물오리나무	-	73.4	31.7	12.1	-
소나무	-	-	-	3.5	45.7
리기다소나무	-	-	11.5	7.8	-
잣나무	-	-	6.0	7.1	-
줄참나무	-	-	-	-	16.0
비목나무	-	-	-	5.0	1.4
생강나무	-	-	-	-	1.4
백동백나무	-	-	-	-	1.4
굴참나무	-	-	4.6	-	1.5
신갈나무	-	-	-	-	8.5
떡갈나무	-	-	-	-	2.8
노린재나무	-	-	-	2.6	-
당단풍나무	-	-	-	3.2	-
매죽나무	-	-	-	-	3.2
버드나무	-	-	-	2.5	-
붉나무	-	-	2.8	-	-
개울나무	-	-	-	-	2.7
산초나무	-	-	-	-	1.4
산벚나무	-	-	-	-	5.9
밤나무	-	-	-	-	1.4
노간주나무	-	-	-	-	5.2
참싸리	5.9	-	3.1	-	-
죽제비싸리	6.6	-	-	-	-
박달나무	-	-	-	-	1.5

하층에 있어서는 삼청탄광 10종, 봉명탄광 5종, 갑정탄광 11종, 단봉탄광 12종이 출현하였으며, 대조구에서는 17종이 출현하는 것으로 나타났다. 중요치는 삼창탄광에서는 참싸리가 55.3으로 가장 높았으며, 봉명탄광은 산딸기와 물오리나무의 중요치가 각각 36.4, 32.1로 가장 높게 나타났다. 갑정탄광은 산딸기의 중요치가 39.6, 참싸리의 중요치가 23.0으로 가장 높았으며 단봉탄광은 산딸기의 중요치가 41.8로 가장 높게 나타났다. 대조구에서는 진달래의 중요치가 15.1로 가장 높았으며 이어 참싸리가 10.0의 중요치를 나타내었다.

표 38. 각 조사지 하층의 중요치

식물종	삼창	봉명	갑정	단봉	대조구
참싸리	55.3	18.2	23.0	3.2	10.0
산딸기	5.4	36.4	39.6	41.8	-
물오리나무	-	32.1	3.1	2.7	-
갯나무	5.1	-	3.1	-	-
소나무	-	-	-	-	10.8
떡갈나무	-	-	4.3	-	1.3
줄참나무	-	-	2.7	-	13.0
자작나무	11.3	-	-	-	-
비목나무	2.4	-	-	6.3	2.9
생강나무	-	-	2.7	6.3	5.4
느릅나무	2.4	-	-	-	-
다래	-	-	-	2.7	-
쪽동백나무	-	-	-	-	1.6
작살나무	-	-	2.7	-	5.4
쥐똥나무	-	-	-	-	1.6
물푸레나무	-	-	-	-	2.5
쇠물푸레나무	-	-	-	-	1.8
청미래덩굴	-	-	-	3.2	4.5
개웃나무	2.4	-	-	-	1.6
붉나무	-	-	6.1	3.2	1.3
산초나무	2.4	-	10.2	6.3	3.2
병꽃나무	-	-	-	7.5	2.6
개암나무	-	-	-	-	1.3
명석딸기	2.7	7.5	-	-	-

국수나무	-	6.2	-	13.9	4.5
찔레꽃	-	-	2.7	-	1.5
광대싸리	-	-	-	-	1.7
철쭉꽃나무	-	-	-	-	6.4
진달래	-	-	-	-	15.1
참취	-	-	-	3.2	-
족제비싸리	10.7	-	-	-	-

폐탄광지 주변 5개 조사지에서 목본식물에 대한 층위별 종수와 종다양도 지수, 최대종다양도지수, 균재도, 우점도를 분석한 결과는 다음과 같다. 본 조사지는 일반 산림과 달리 석탄채굴이라는 인위적인 교란으로 산림이 파괴된 지역이기 때문에 층위별로 종다양도 지수를 이용하여 조사지별로 보다 상세한 분석을 하였다. 폐탄광지 상층의 수종은 1~3종이 나타나 상층을 구성하고 있는 수종은 모두가 인공식재 수종이라는 것을 알 수 있다. 중층의 경우 삼창탄광 0.201, 봉명탄광 0.255, 갑정탄광 0.650, 단봉탄광 0.666의 종다양도로 일반 산림지역보다 아주 낮은 종다양도를 나타내었으며 대조구는 이보다 높은 0.831의 종다양도를 나타내었다. 균재도는 중층은 삼창탄광 0.421, 봉명탄광 0.847, 갑정탄광 0.769, 단봉탄광 0.698의 균재도를 나타내었으며 대조구는 0.707의 균재도를 나타내었다. 하층의 경우는 대조구가 0.990의 균재도를 나타내었으나 조사대상지인 폐탄광지의 균재도는 0.683~0.875로 나타나 폐탄광지역이 대조구보다 균재도가 낮은 것으로 조사되었다. 우점도는 상층은 단봉탄광(0.230), 중층과 하층은 삼창탄광(0.597, 0.317)이 가장 높은 것으로 나타났다.

표 39. 각 조사지내의 목본식물에 대한 종다양도

지역	층위	종수 (No.)	종다양도 (H')	최대종다양도 (H' max)	균제도 (J')	우점도 (1-J')
삼 창	상	1	-	-	-	-
	중	3	0.201	0.477	0.421	0.597
	하	10	0.683	1.000	0.683	0.317
봉 명	상	1	-	-	-	-
	중	2	0.255	0.301	0.847	0.153
	하	5	0.612	0.699	0.875	0.125
갑 정	상	3	0.442	0.500	0.884	0.116
	중	7	0.650	0.845	0.769	0.231
	하	11	0.799	1.041	0.767	0.233
단 봉	상	3	0.385	0.500	0.770	0.230
	중	9	0.666	0.954	0.698	0.302
	하	12	0.895	1.079	0.829	0.171
대조구	상	6	0.605	0.778	0.778	0.222
	중	15	0.831	1.176	0.707	0.293
	하	17	1.218	1.230	0.990	0.010

초본층의 출현종수는 삼창탄광이 20종, 봉명탄광이 24종, 갑정탄광과 단봉탄광이 19종 그리고 대조구에서는 32종이 나타나 폐탄광지 중에서는 봉명탄광의 출현종수가 가장 많은 것으로 조사되었다. 각 조사지의 중요치는 삼창탄광의 경우 새가 19.3으로 가장 높았으며 이어 실새풀 13.4, 쑥부쟁이 11.8, 참억새 11.3으로 비슷한 중요치를 나타내었다. 폐탄광지 중 가장 많은 출현종수를 기록한 봉명탄광은 수까치개의 중요치가 37.9로 가장 높게 나타났으며 닭의 장풀의 중요치가 8.7로 나타났다. 수까치개는 다른 조사지와 대조구에는 전혀 출현하지 않고 봉명탄광에서만 높은 중요치를 나타내는 특이한 현상을 나타내었다. 갑정탄광은 참억새의 중요치가 22.7로 가장 높았으며 이어 벌등골나물 14.3의 중요치를 나타내었다. 단봉탄광은 쑥과 그늘사초의 중요치가 각각 10.4로 가장 높게 나타났다. 대조구의 경우는 실새풀의 중요치가 11.6으로 가장 높게 나타났다. 대조구에는 출현하나 폐탄광지 조사지에서는 출현하지 않은

초본종은 서덜취, 삼주, 단풍취, 수리취, 은대난초, 노루발, 매화노루발, 외대으아리, 노루오줌, 대사초, 도라지, 더덕의 12종이었다.

표 40. 각 조사지의 초본층의 중요치

식물종	삼 창	봉 명	갑 정	단 봉	대조구
참억새	11.3	3.2	22.7	6.7	4.2
참취	-	-	10.5	2.6	4.7
실새풀	13.4	-	7.3	7.5	11.6
그늘사초	2.0	-	8.1	10.4	5.3
수까치깨	-	37.9	-	-	-
새	19.3	-	-	-	4.3
쑥부쟁이	11.8	-	-	-	-
별등골나물	-	-	14.3	-	-
까마중	-	-	-	5.2	-
고비	-	-	-	-	2.2
고사리	-	-	2.4	-	4.2
쑥	-	4.5	-	10.4	-
사철쑥	-	2.2	-	-	-
산국	2.0	1.9	-	-	-
산구절초	5.9	-	-	-	-
구절초	2.0	1.9	-	-	1.6
개망초	-	2.2	-	-	-
도깨비바늘	-	2.2	-	-	-
개쑥부쟁이	-	2.2	-	-	-
미역취	1.7	-	-	-	-
분취	-	1.8	-	-	-
서덜취	-	-	-	-	2.7
돼지풀	-	2.2	-	-	-
진득찰	-	1.9	-	-	-
등골나물	-	2.2	-	-	-
우산나물	-	-	2.4	-	1.1
삼주	-	-	-	-	1.6
단풍취	-	-	-	-	2.6
수리취	-	-	-	-	1.1
들깨풀	-	3.2	-	-	-
향유	1.7	4.1	-	-	-
은대난초	-	-	-	-	1.1
노루발	-	-	-	-	6.9
매화노루발	-	-	-	-	5.3
비목sd	-	-	-	3.8	2.6

생강나무sd	-	-	-	-	7.4
다래나무sd	-	-	-	3.8	-
닭의장풀	-	8.7	-	-	-
단풍마	-	-	1.9	5.2	-
고추나물	-	-	-	3.8	-
외대으아리	9.3	1.9	-	-	1.1
달맞이꽃	-	-	-	-	-
땡땡이덩굴sd	-	-	1.9	3.8	2.7
산부추	-	1.9	-	-	-
원추리	-	-	9.1	-	1.1
청미래덩굴sd	-	-	-	3.8	-
노루오줌	-	-	-	-	1.6
강아지풀	-	4.5	-	-	-
개솔새	2.0	-	-	-	-
그렁	-	1.8	-	-	-
조개풀	-	-	-	7.5	-
사위질빵	-	2.2	-	-	-
바디나물	-	-	-	-	1.6
대사초	-	-	-	2.6	-
좁깨잎나무	-	-	2.4	-	-
까치수영	-	1.9	2.4	-	3.9
인동	-	-	-	-	1.6
자작나무sd	1.7	-	-	-	-
세잎양지꽃	2.0	-	-	-	3.1
양지꽃	-	-	2.4	-	-
산벚나무sd	1.7	-	-	-	-
제비꽃	-	-	-	6.4	-
줄방제비꽃	-	-	-	3.8	-
단풍제비꽃	-	-	-	6.4	-
족도리풀	-	-	1.9	-	-
진달래sd	-	-	-	-	2.7
상수리sd	1.7	-	-	-	-
굴참나무sd	1.7	-	-	-	2.7
밤나무sd	-	1.9	-	-	-
줄참sd	-	-	-	3.7	3.1
도라지	-	-	-	-	1.1
더덕	-	-	-	-	1.6
자귀풀	1.7	-	-	-	-



참싸리sd	4.7	-	-	-	-
취	-	-	-	2.6	-
괴불주머니	-	-	1.9	-	-
이고들빼기	2.4	-	1.9	-	-
은방울꽃	-	-	1.9	-	-
애기나리	-	-	2.2	-	-
취명아주	-	2.2	-	-	-
작살나무sd	-	-	-	-	1.6
방아풀	-	-	2.4	-	-

초본류의 종수와 종다양도, 최대종다양도, 균재도, 우점도를 분석한 결과는 표 12와 같다. 종다양도는 단봉탄광이 1.238로 가장 높았으며 봉명탄광이 1.102로 가장 낮게 나타났다. 그 외 지역은 각각 1.105, 1.127로 대조구의 1.406보다 모든 지역의 종다양도가 낮게 나타났다. 균재도는 0.798~0.968로 나타나 대조구 0.785보다 높은 균재도를 나타내었다. 우점도는 0.032~0.202로 나타나 대조구 0.215보다 낮은 우점도를 나타내었다.

표 41. 각 조사지내의 초본식물에 대한 종다양도

지역	종수	종다양도 (H')	최대종다양도 (H` max)	균재도 (J')	우점도 (1-J')
삼    창	20	1.127	1.301	0.866	0.134
봉    명	24	1.102	1.380	0.798	0.202
갑    정	19	1.105	1.279	0.864	0.136
단    봉	19	1.238	1.279	0.968	0.032
대조구	32	1.406	1.505	0.785	0.215

2) 환경오염지역 산림의 생육환경

표 42. 환경오염지역 산림의 생육환경

구분	조사지	고도(m)	방위	지형	경사(°)	토심(cm)		우점종
						A층	B층	
공단지역	경기화학	30	북서	산복	22	8	26	-
	오산	82	북동	산복	40	15	34	해송
	돌박산	88	남서	산복	18	15	26	해송
	태봉산	77	남	산록	17	16	28	해송
폐탄광지역	삼창	210	남서	산록	25	23	28	자작나무
	봉명	250	남서	산록	29	21	29	자작나무
	갑정	320	북서	산록	27	37	38	아까시나무
	단봉	280	북서	산록	31	31	32	아까시나무
	대조구	220	남서	산록	26	38	34	소나무

3) 환경오염지역 산림의 토양환경

가) 공단지역 산림토양의 화학적 특성

경기화학 A, B, C(이하 공단지역), 오산, 돌박산, 태봉산의 토양시료를 채취하여 화학적 성질을 분석한 결과는 표 13과 같다. 계요등 군락에서 채취한 토양 시료의 pH는 4.1~4.3으로 강산성을 나타내었으며, EC는 0.04~0.07dS/m, 유기물의 함량은 8.2~17.4g/kg로 공단지역과 산림지역간에서 큰 차이가 없는 것으로 나타나 조사 지역 전체에서 산성화가 계속 진행되고 있음을 알 수 있었다. 유효인산은 본 조사지 중 산림지역에 해당하는 오산, 돌박산, 태봉산 지역은 45mg/kg 전후의 함량을 나타내었으나 공단지역에 인접한 경기화학 A, B, C 지역은 산림지역에 비해 4~7배 이상 높게 나타났다. 이처럼 공단지역에서 유효인산의 함량이 높게 나타난 것은 주변 화학비료공장의 환경인자에 의한 영향인 것으로 생각되나 좀 더 많은 연구가 필요하다. 토양 pH에 영향을 주는 치환성양이온의 함량에서는 Ca > Mg > K > Na의 순으로 나타나 일반적인 산림토양의 치환성양이온 함량과 유사한 경향이였다. Ca, Mg, K의 함량이 산림지역인 오산, 돌박산, 태봉산 지역에서 높게 나타나 산림지역보다 공단지역에서 양료 결핍에 의한 피해가 발생할 가능성이 있는 것으로 생각된다. 전질소 함량의 경우는 0.91~1.62g/kg로 나타났으며, 유효황은 산림지역인 오산 지역이 38로 가장 낮게 나타났으며, 공단지역인 경기화학 A 지역이 75mg/kg으로 가장 높게 나타났다.

표 43. 계요등 군락에 있어서의 토양의 화학적 특성

조사지	pH (H <sub>2</sub> O)	EC (dS/m)	O.M. (g/kg)	T.N. (g/kg)	Av. P <sub>2</sub> O <sub>5</sub> (mg/kg)	Ex. cation(cmol <sup>+</sup> /kg)				Av. S (mg/kg)
						Ca <sup>2+</sup>	Mg <sup>2+</sup>	K <sup>+</sup>	Na <sup>+</sup>	
경기화학A	4.1	0.07	17.4	1.58	194	0.7	0.27	0.19	0.03	75
경기화학B	4.2	0.04	17.7	0.91	285	0.5	0.12	0.24	0.07	66
경기화학C	4.3	0.07	14.0	1.62	166	1.9	0.32	0.25	0.05	62
오 산	4.3	0.06	11.9	1.03	47	2.3	0.54	0.52	0.04	38
돌 박 산	4.3	0.06	16.5	1.41	46	2.3	0.54	0.52	0.04	64
태 봉 산	4.2	0.07	8.2	1.06	40	1.8	0.52	0.18	0.06	49

아래 표와 마찬가지로 인동덩굴 군락에서 채취한 토양 시료의 pH는 4.0~4.5로 경기화학A 지역이 가장 높게 나타났으며, EC는 0.4~0.12dS/m, 유기물의 함량은 12.0~18.8 g/kg으로 공단지역과 산림지역간에 큰 차이가 없는 것으로 나타나 계요등 군락과 마찬가지로 토양의 산성화가 전체적으로 나타나고 있음을 알 수 있었다. 유효인산의 함량은 산림지역인 오산 지역이 27mg/kg로 가장 낮았으며, 공단지역인 경기화학C 지역이 277mg/kg으로 가장 높게 나타나 지역 간의 큰 차이를 보이고 있어, 계요등 군락과 같이 토양의 유효인산 함량에 대한 연구는 좀 더 이루어져야 할 것으로 판단된다. 치환성양이온의 함량은 계요등 군락의 함량에서와 같이 Ca > Mg > K > Na의 순으로 나타났는데, Ca, Mg, K의 함량에서는 산림지역에서 공단지역보다 높게 나타나 계요등 군락의 토양 치환성이온의 함량과 상반된 경향을 보였다. 치환성양이온은 모암의 풍화작용에 따라 이온의 함량에 많은 차이를 나타내며, 주변환경 인자와 수종이 다른 식물체의 흡수량에 따른 차이 등이 원인인 것으로 생각된다. 전 질소 함량은 0.42~1.6g/kg로 나타났으며, 유효황 함량은 경기화학B 지역이 32mg/kg으로 가장 높게 나타났다.

표 44. 인동덩굴 군락에 있어서의 토양의 화학적 특성

조사지	pH	EC	O.M	T.N.	Av.P <sub>2</sub> O <sub>5</sub>	Ex. Cation(cmol <sup>+</sup> /kg)				Av. S
	(H <sub>2</sub> O)	(dS/m)	(g/kg)	(g/kg)	(mg/kg)	K	Ca	Mg	Na	(mg/kg)
경기화학A	4.0	0.12	14.5	0.54	204	0.29	2.2	0.43	0.05	28
경기화학B	4.5	0.08	18.8	0.42	216	0.55	4.8	0.66	0.06	32
경기화학C	4.5	0.08	16.4	0.52	277	0.37	4.8	0.51	0.06	31
오 산	4.1	0.05	15.2	0.60	27	0.10	0.4	0.24	0.03	30
돌 박 산	4.3	0.06	12.0	0.52	72	0.10	0.4	0.24	0.03	29
태 봉 산	4.2	0.04	15.5	1.60	39	0.11	0.7	0.37	0.04	21

계요등과 인동덩굴이 우점하고 있는 두 군락간 비교에서 pH와 EC 그리고 Ca의 함량은 인동덩굴 군락에서 높게 나타났으며, 전질소와 유효황 함량은 계요등 군락의 토양에서 높게 나타나 두 수종간의 차이를 알 수 있었다. 대기 중의 SO<sub>2</sub> 농도가 높은 지역일수록 엽중 S함량이 많고, 종자 채취원, 품종, 개체, 수령 및 토양조건에 따라 다르지만, 잎이 넓은 수종일수록 식물체내의 S함량이 많음이 알려지고 있는데, 계요등이 인동보다 엽면적이 넓은 수종으로 식물체에 따른 토양의 흡수량이 높은 것으로 나타났다.

나) 폐탄광지 산림토양의 화학적 성질

경북 문경지역 폐탄광지 중 삼창탄광, 갑정탄광, 단봉탄광, 봉명탄광과 대조구의 표토에서 채취한 산림토양의 화학적 성질에 대한 결과를 살펴보면, 토양 pH는 삼창탄광 6.76, 갑정탄광 6.16, 단봉탄광 5.30, 봉명탄광 5.63 그리고 대조구 5.23으로 나타났다. 폐광산 지역의 산림토양이 산성화되어 있을 것이라는 일반적인 예상과는 조금 다르게 나타났다. 본 조사지인 폐광산 지역 산림토양의 pH가 대조구 지역 산림토양의 pH보다 높은 것으로 나타나 토양산성화로 인한 식물생육이 저해될 수준은 아닌 것으로 판단되는데, 이것은 그 e4hd안 중금속 토양오염에 대한 대책의 일환으로 석회 및 규산 등의 처리가 이루어졌기 때문으로 사료된다. 유기물 함량은 삼창탄광

7.19%, 봉명탄광 6.81%, 갑정탄광 4.52%, 단봉탄광 4.46%, 그리고 대조구 지역이 5.77%로 분석되었다. 우리나라 산림토양의 평균 유기물 함량 4.49%와 유사하거나 높은 것으로 나타났다. Kim et al.(1999)은 19개 휴·폐광산 지역의 산림토양 중 유기물 함량은 0.29~11.51%로 지역에 따른 차이가 심하며, 그 중에서 8% 이상의 높은 유기물 함량을 나타낸 지역은 석탄을 채굴하기 위한 광산이었다는 것을 보고한 바 있다. 특히 삼창탄광과 봉명탄광처럼 산림토양 중 유기물 함량이 높게 나타난 것은 본 조사지역들도 과거 주로 석탄 채굴이 활발하게 이루어졌던 것으로 보아 유기물 함량 분석 시 폐석으로부터의 무기탄소가 방출되어 분석결과에 영향을 미쳤을 것으로 추정된다. 산림토양 중 전질소함량은 폐탄광지역이 대조구의 0.20%보다 낮은 0.07~0.15%의 범위를 나타내었다. 본 조사지인 문경지역의 폐탄광지는 우리나라 산림토양의 평균 전질소 함량 0.19% (jeong et al., 2002)보다 낮은 것으로 조사되었다. 또한 강원도 태백시의 보림, 성원, 협정, 대동탄광의 0.18~0.27%(Min, 2004)보다도 낮은 것으로 나타났다. 토양 중 질소 함량과 관련하여 Tilman(1987)은 토양 중 질소 함량의 증가는 그 지역의 식물 중 다양성을 감소시켜 특정 종에 의한 우점도가 증가한다고 보고하였으며, Aber et al.(1989)은 토양 중 질소함량이 과잉상태가 되면 산림을 구성하고 있는 수목의 영양밸런스가 무너져 산림이 쇠퇴할 가능성이 있다고 보고한 바 있다. 본 조사는 모든 지역에서 0.20% 이하의 전질소 함량을 나타내어 산림토양 중 질소함량 과다로 인한 수목 피해는 없을 것으로 판단된다. 유효인산 함량은 C 지역(단봉탄광)이 3.94mg/kg으로 가장 낮게 나타났으나 그 외 지역은 5.25~6.54 mg/kg으로 분석되었다. 산림토양의 유효인산 함량은 토양 pH와 밀접한 관계가 있으며 pH가 낮은 경우 인산의 불용화에 의해 유효인산의 함량이 낮은 것으로 알려지고 있다(진현오 등, 1994). 본 폐탄광지역도 토양 pH와 유효인산 간에는  $r=0.83(p<0.01)$ 의 상관관계를 나타내어 유효인산 함량은 토양 pH와 밀접한 관계가 있다는 일반적인 경향과 일치하는 것으로 나타났다. 석탄 채광 후 폐광된 지역의 산림토양 중 평균 유효인산 함량 1.19~20.83 mg/kg(Kim et al., 1999)의 범위 내에 있는 것으로 나타났으나, Lee(1981)의 동일한 산림지역에서도 유효인산의 함량은 변이가 아주 크다는 보고와는 일치하는 것으로 나타났다. 또한 대조구와 폐탄광지의 산림토양 내 유효인산함량이 조사지간에 큰 차이가 없는 것도 Finkelman(1981)의 석탄 속에는 P가 많이 함유되어 있어 일반 산림에 비해 폐탄광지의 인산함량이 높을 것이라는 보고와도 일치하지 않는 것으로 나타났다. 유효인산 함량과 마찬가지로 토양 pH와 밀접한 관계가 있는 것으로 알려지고 있는 치환성양이온( $Ca^{2+}$ ,  $Mg^{2+}$ ,  $K^{+}$ ,  $Na^{+}$ )을 살펴보면

(Fig 3), Ca<sup>2+</sup>의 경우 C지역이 132.1 cmol+/kg로 가장 높은 함량을 나타내었다. 본 조사지역의 산림토양 중 Ca<sup>2+</sup>함량은 강원도 태백시 폐탄광지역의 370.6~388.7 cmol+/kg(Min et al., 2004)에 비해 낮은 함량을 나타내었다. 토양 pH와 Ca<sup>2+</sup>함량관계에서도 r=0.76(p<0.01)의 상관관계가 성립하는 것으로 나타났다. 치환성양이온 함량은 A와 B지역이 Ca<sup>2+</sup>> Mg<sup>2+</sup>> K<sup>+</sup>> Na<sup>+</sup>로 나타나 산림토양의 치환성양이온 함량은 Ca<sup>2+</sup>> Mg<sup>2+</sup>> K<sup>+</sup>> Na<sup>+</sup>순으로 감소한다는 보고(河田弘, 1989)와 일치하는 것으로 나타났으나, C, D, E 지역은 K<sup>+</sup>이 Mg<sup>2+</sup>함량보다 높은 것으로 나타나 산림토양의 일반적인 경향과는 일치하지 않는 것으로 분석되었다.

표 45. 문경 폐탄광지 주변 산림토양의 화학적 성질

조사구	pH (H <sub>2</sub> O)	OM (%)	TN (%)	P <sub>2</sub> O <sub>5</sub> (mg/kg)	Exch cations(cmol <sup>+</sup> /kg)			
					Ca <sup>2+</sup>	Mg <sup>2+</sup>	K <sup>+</sup>	Na <sup>+</sup>
삼창탄광	6.76	7.19	0.07	6.54	229.0	138.6	95.4	10.4
	(0.14)	(0.64)	(0.05)	(1.21)	(26.8)	(26.9)	(21.3)	(3.2)
봉명탄광	6.16	6.81	0.09	6.52	242.1	128.6	71.7	10.0
	(0.19)	(0.59)	(0.01)	(1.59)	(21.5)	(31.5)	(13.4)	(3.6)
갑정탄광	5.30	4.52	0.15	3.94	132.1	24.2	64.9	8.0
	(0.26)	(1.18)	(0.03)	(0.98)	(11.4)	( 9.5)	( 8.7)	(1.9)
단봉탄광	5.63	4.46	0.07	5.45	181.3	63.4	120.8	12.2
	(0.14)	(1.15)	(0.02)	(1.05)	(25.4)	( 6.7)	(10.6)	(3.4)
대조구	5.23	5.77	0.20	5.25	192.8	95.8	104.0	21.2
	(0.12)	(0.87)	(0.03)	(1.47)	(29.8)	(12.4)	(16.4)	(2.7)

## 2. 환경오염지 자생식물에 대한 생리·생태적 특성분석

### 가. 연구수행 방법

#### 1) 환경오염지 자생식물의 생리·생태적 특성

##### 가) 산림토양의 중금속 함량 분석

각 조사대상지역에서 낙엽층을 제거한 후 0~10cm 깊이의 표토를 대상으로 각 조사지에서 7개의 토양시료를 채취하여 풍건 후 20mesh 체로 친후 분석용 시료로 이용하였다. 중금속 함량은 0.1N-HCl로 침출하여 10개 원소(Al, As, Cd, Cr, Cu, Fe, Mn, Ni, Pb, Zn)를 유도결합플라즈마분광계(Inductively Coupled Plasma, Atomscan 25, USA)로 측정하고 모든 분석은 3반복으로 실시하였다.

##### 나) 공시수종의 식물체 내 중금속 함량분석

1차년도 식생구조 조사에서 얻어진 자료를 바탕으로 공단지역에서는 출현빈도가 상대적으로 높은 것으로 나타난 인동덩굴과 계요등을, 폐탄광 지역에서는 3개 수종을 대상으로 식물체 내 중금속 함량을 분석하였다. 공단지역의 공시수종인 계요등은 경기화학, 오산, 돌박산, 태봉산, 봉화산, 동해펄프, 염포산, 내고산, 돛질산에서, 인동덩굴은 경기화학, 오산, 돌박산, 태봉산, 동해펄프, 봉화산 지역을 대상으로 하였다. 폐탄광지역에서는 물오리나무, 리기다소나무, 아까시나무, 갯조팝, 부들을 공시수종으로 선정하여 분석하였다. 각 조사지에서 고정 plot을 설치하여 공시수종을 대상으로 잎, 줄기, 뿌리로 구분하여 시료를 채취하였다. 채취된 시료는 실험실로 운반한 후 흙을 털어내고 증류수로 깨끗이 세척한 후 70℃ 건조기에서 기관별로 24시간 건조하였다. 건조된 각 기관은 분쇄기를 이용하여 마쇄한 후 60mesh를 통과한 것을 분석용 시료로 이용하였다. 분석방법은 각 시료 2g에 ternary solution(HNO<sub>3</sub> : HClO<sub>4</sub> : H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub>=10 : 4 : 1) 20ml를 첨가한 후 180~210℃의 가열관 상에서 가열 분해하고, 분해액이 무색 투명할 때까지 분해하였다. 분해가 완료된 시료는 원자흡광법을 이용하여 중금속 농도를 측정하였다.

#### 2) 오염지 자생식물의 생육상황 및 성장량 조사

환경오염지에서 자생하면서 출현빈도가 상대적으로 높은 수종들을 대조구와 비교

하여 생육상황 및 성장량을 조사하였다. 분석방법은 공단지역과 폐탄광지역 주변 산림에서 출현빈도가 상대적으로 높은 식물과 대조구에는 출현하지만 오염지에는 전혀 출현하지 않거나 출현빈도가 낮은 식물을 대상으로 각 수종당 5개체로부터 5개의 잎을 임의로 채취하여 절건한 후의 중량을 측정하였다. 또한 광합성 능력은 각 식물종의 성장과 모든 생리적인 활성이 최고조인 8월에 portable infra-red gas analyzer(LI-6400, LI-COR, Lincoln, NE)를 사용하여 조사하였다.

## 나. 연구수행 결과

### 1) 공단지역

#### 가) 산림토양의 중금속 함량

온산공단 주변의 산림토양 중 중금속 (As, Cd, Cr, Cu, Fe, Mn, Ni, Pb, Zn) 함량을 표 1에 나타내었다. 현재 우리나라에서 토양오염의 기준이 되는 중금속은 6개 (Cd, Cu, As, Hg, Pb, Cr)로 지정되어 있는데, 본 조사에서는 Hg는 분석하지 않고 Fe, Mn, Ni, Zn을 추가적으로 분석하였다. 공단지역인 경기화학 조사구의 토양 중 중금속 함량은 As 2.7, Cd 1.5, Cr 0.4, Cu 594, Fe 153, Mn 112, Ni 1.4, Pb 3 mg/kg 그리고 Zn 191 mg/kg으로 분석되었으며, 산림지역인 오산, 돌박산, 태봉산, 봉화산, 동해펄프, 염포산, 내고산, 돛질산 조사구의 중금속 함량은 As 0.8~2.4mg/kg, Cd 0.2~0.7mg/kg, Cr 0.3~0.8mg/kg, Cu 10~31mg/kg, Fe 71~244mg/kg, Mn 128~362mg/kg, Ni 0.7~3.1mg/kg, Pb 5~21mg/kg 그리고 Zn 18~112mg/kg으로 나타났다. 중금속 중 As, Cd, Cu, Pb, Zn은 공단지역인 경기화학 조사구가 산림지역보다 유의적으로 높은 함량을 나타낸 반면 Fe, Mn 및 Ni 함량은 산림지역의 토양 중 함량이 공단지역보다 유의적으로 높은 것으로 나타났다.

중금속별로 살펴보면 먼저 Cd의 경우 공단지역인 경기화학 조사구에서 1.5mg/kg으로 산림지역인 그 외 조사구의 0.2~0.7mg/kg보다 높은 것으로 분석되었다. 본 조사지인 공단지역의 Cd 함량은 토양환경보전법 상의 토양오염 우려기준 (Cd 1.5mg/kg)에 있는 것으로 보아 공단지역의 Cd 오염이 염려되는 것으로 나타났으며 Cd은 토양 내에서 가장 이동성이 큰 금속중 하나이기 때문에 (Alloway and Jackson, 1991; Schmitt and Sticher, 1991) 공단지역에서의 Cd의 동태에 대해서는 지속적인 관찰이 필요할 것으로 추정된다. Cr 함량은 D 조사구를 제외하면 공단지역과 산림지역 간에



유의적인 차이는 나타나지 않았다. Cu 함량은 공단지역이 주변 산림지역보다 26~60 배 정도의 높은 함량을 나타내어 상당한 양의 Cu가 토양에 축적되어 온 것으로 나타났다으며, 유의적으로 높은 함량을 나타내었다는 보고와 일치하였다. Fe 함량은 산림 지역인 태봉산과 오산 조사구가 공단지역보다 높은 것으로 분석되었다. Mn 함량도 Fe와 마찬가지로 공단지역인 경기화학 조사구 (112mg/kg)보다 산림지역 (133~362mg/kg)이 유의적으로 높은 것으로 조사되었다. Ni 함량은 돌박산 조사구가 3.1mg/kg로 가장 높은 함량을 나타내었으나 공단지역인 경기화학 조사구와 산림지역인 오산, 태봉산 조사구 간에는 유의적인 차이가 나타나지 않았다. Pb 함량은 공단지역인 경기화학 조사구가 38mg/kg로 산림지역 조사구의 5~21mg/kg보다 유의적으로 높게 분석되었다. Zn 함량은 공단지역인 경기화학 조사구가 191mg/kg로 가장 높은 함량을 나타내었으며, 산림지역 조사구가 18~112mg/kg으로 분석되었다. Zn 함량의 경우 같은 산림지역이라 하더라도 조사구에 따라 함량에 변이가 심한 것으로 나타났다.

표 46. 온산공단 주변 산림토양의 중금속 함량

조사지	As	Cd	Cr	Cu	Fe	Mn	Ni	Pb	Zn
	mg/kg								
경기화학	2.7	1.5	0.4	594	153	112	1.4	38	191
	(0.45)	(0.24)	(0.11)	(41.9)	(19.7)	(18.4)	(0.41)	(5.08)	(21.3)
오산	1.5	0.2	0.5	16	187	155	1.7	13	28
	(0.24)	(0.11)	(0.07)	(2.4)	(24.5)	(29.4)	(0.29)	(2.44)	(3.7)
돌박산	0.8	0.7	0.3	23	71	362	3.1	5	112
	(0.18)	(0.12)	(0.13)	(3.1)	(4.8)	(31.7)	(0.83)	(1.91)	(14.2)
태봉산	1.3	0.2	0.8	10	244	133	1.1	10	21
	(0.41)	(0.08)	(0.17)	(2.7)	(31.9)	(21.2)	(0.17)	(1.74)	(2.8)
봉화산	1.8	0.3	0.5	18	142	154	0.8	9	38
	(0.24)	(0.05)	(0.02)	(2.1)	(21.6)	(21.5)	(0.13)	(2.1)	(4.2)
동해펄프	2.3	0.4	0.4	27	87	136	0.7	11	18
	(0.54)	(0.02)	(0.06)	(2.4)	(11.8)	(19.7)	(0.14)	(1.9)	(2.8)
염포산	2.1	0.4	0.3	26	114	217	1.2	21	51
	(0.34)	(0.02)	(0.05)	(2.4)	(17.4)	(15.6)	(0.09)	(3.1)	(5.1)
내고산	1.8	0.2	0.3	31	105	143	1.1	15	46
	(0.17)	(0.01)	(0.02)	(3.7)	(10.3)	(24.8)	(0.41)	(2.4)	(4.1)
뚝질산	2.4	0.5	0.6	14	96	128	0.9	6	28
	(0.24)	(0.07)	(0.03)	(2.8)	(15.2)	(19.3)	(0.05)	(1.8)	(3.8)

#### 나) 식물체 내 중금속 함량

덩굴식물류 중 전 조사지에서 출현빈도 및 우점치가 높은 인동덩굴의 잎, 뿌리, 줄기 부분을 채취하여 기관별 중금속 함량을 분석한 결과는 다음과 같다. 중금속별로 살펴보면 먼저 As는 잎과 뿌리의 함량은 조사구 간에 유의적인 차이가 나타나지 않았으며, 줄기에 있어서는 공단지역인 경기화학 조사구가 4.6mg/kg으로 산림지역 조사구의 1.5~2.7mg/kg보다 유의적으로 높은 함량을 나타내었다. Cd는 인동덩굴의 잎, 줄기, 뿌리 부위에서 공단지역인 경기화학 조사구가 다른 조사구에 비해 유의적으로 높은 함량을 보였다. Cr은 잎과 뿌리에 있어서는 산림지역이 공단지역보다 유의적으로 높은 인동덩굴 식물체 내 Cr 함량을 보였다. Cu는 인동덩굴의 모든 부위에서 경기화학 조사구가 229~596 mg/kg로 산림지역 조사구의 10~33mg/kg보다 최대 60배 정도 높은 함량을 나타내었다. Fe은 잎과 줄기 부위에서는 공단지역 (526~634mg/kg)이 산림지역 (75~366mg/kg)보다 아주 높은 함량을 보였고 뿌리 부위에서는 반대로 산림지역 (220~292mg/kg)이 공단지역 (144 mg/kg)보다 높은 것으로 나타났다. Mn은 산림지역에서 자생하고 있는 인동덩굴 식물체 내의 함량이 공단지역에서 자생하는 식물체보다 유의적으로 높은 것으로 나타났으며, 부위별 함량은 잎, 줄기, 뿌리의 순이었다. Pb와 Zn은 공단지역인 경기화학 조사구가 산림지역 조사구보다 유의적으로 높은 함량을 보였다. 부위별 Pb 함량은 공단지역은 줄기, 뿌리, 잎의 순이었으며, 산림지역에서는 뿌리, 잎, 줄기의 순으로 나타났다. 인동덩굴의 부위에 따른 Zn은 뿌리, 줄기, 잎의 순으로 높은 함량을 보였다.

표 47. 인동덩굴의 기관별 중금속 함량

조사지	기관	mg/kg								
		As	Cd	Cr	Cu	Fe	Mn	Ni	Pb	Zn
경기화학	잎	3.4	3.9	1.8	229	634	135	4.8	24.2	658
오산		3.0	1.1	2.5	18	140	362	4.1	4.6	69
돌박산		2.6	1.0	2.6	14	212	452	3.9	5.0	71
태봉산		3.2	0.9	3.3	13	83	167	3.7	5.6	45
동해펄프		3.1	1.4	3.1	18	114	217	4.1	5.1	57
봉화산		2.8	1.0	2.8	24	108	354	2.9	4.9	64
경기화학	줄기	4.6	6.8	8.2	596	526	95	10.6	47.3	825
오산		1.5	1.6	4.5	13	150	240	3.4	2.4	118
돌박산		2.7	1.7	6.6	14	366	419	6.5	6.3	155
태봉산		2.5	1.4	3.2	10	75	171	3.6	3.7	76
동해펄프		2.4	1.4	3.8	19	54	109	3.4	4.1	71
봉화산		1.9	1.0	4.2	12	85	147	2.9	2.9	69
경기화학	뿌리	3.2	3.3	2.7	247	144	57	4.4	33.0	804
오산		3.2	2.4	11.5	13	292	240	8.2	6.9	287
돌박산		3.5	1.4	11.9	33	259	187	11.4	7.3	250
태봉산		3.4	1.3	8.1	13	220	147	7.4	7.2	228
동해펄프		2.9	1.4	9.1	14	189	124	6.7	8.4	348
봉화산		3.1	1.1	7.8	12	217	109	4.9	6.7	412

식물체 내에서 금속이온의 이동량이나 범위는 중금속의 종류와 식물의 기관 및 식물체의 연령 등에 따라 다른 것으로 알려지고 있다(Alloway, 1995). 온산공단 지역인 경기화학 조사구에 자생하고 있는 계요등의 잎에 축적된 중금속은 Zn > Fe > Cu

> Mn > Pb > Cd > Ni > As > Cr의 순이었고 각각 467mg/kg, 425mg/kg, 108mg/kg, 45mg/kg, 9.3mg/kg, 6.6mg/kg, 2.5mg/kg, 1.8mg/kg, 1.7mg/kg이었고, 줄기와 잎도 유사한 경향이었다(표 3). 온산공단 주변지역의 계요등 체내에 축적된 중금속 함량은 조사지역에 따라 다소의 차이는 있으나 잎에 있어서는 전체적으로 Mn > Fe > Zn > Cu > Pb > Ni > As > Cr > Cd의 순이었으며 함량은 각각 174~332mg/kg, 29~282mg/kg, 61~114mg/kg, 7~18mg/kg, 2.8~4.9mg/kg, 1.3~4.4mg/kg, 1.5~3.4mg/kg, 1.1~3.2mg/kg, 0.6~2.1mg/kg이었다. 줄기와 뿌리에 있어서는 Fe의 함량이 Zn 함량보다 다소 높은 것으로 분석되었다.

표 48. 개요등의 기관별 중금속 함량

조사지	기관	As	Cd	Cr	Cu	Fe	Mn	Ni	Pb	Zn
경기화학		1.8	6.6	1.7	108	425	45	2.5	9.3	467
오산		3.4	1.1	2.7	9	282	174	3.4	4.5	71
돌박산		3.0	0.9	3.2	8	99	180	4.4	4.9	63
태봉산		2.0	0.6	1.6	9	81	332	2.1	4.7	86
봉화산	앞	1.6	0.8	2.1	12	42	128	1.6	3.8	84
동해펄프		1.5	1.1	1.8	11	58	146	1.7	4.1	94
염포산		2.1	1.5	1.1	11	29	217	2.1	2.9	114
내고산		1.8	2.1	2.1	18	51	189	2.2	4.7	61
돛길산		2.0	1.3	1.9	7	34	234	1.3	2.8	82
경기화학		1.5	7.5	2.5	75	158	39	8.6	17.4	189
오산		2.5	1.3	4.4	9	135	138	3.5	5.4	80
돌박산		2.5	0.5	4.0	9	85	186	3.9	6.2	82
태봉산		2.4	0.9	3.5	13	117	308	3.5	4.8	176
봉화산	줄기	2.2	2.1	3.1	14	98	124	2.5	3.5	84
동해펄프		2.1	1.4	2.8	18	124	141	4.1	4.1	57
염포산		2.3	0.9	2.6	23	107	132	4.6	5.2	56
내고산		2.4	0.8	3.7	12	82	106	3.8	3.1	28
돛길산		1.9	0.9	4.1	11	88	118	5.2	5.4	91
경기화학		4.0	1.7	3.5	226	249	32	2.4	28.2	371
오산		3.5	1.0	3.8	19	244	39	3.9	11.8	92
돌박산		4.5	0.7	3.9	11	149	32	3.8	10.6	54
태봉산		3.4	1.7	9.1	10	234	103	3.4	7.8	152
봉화산	뿌리	4.1	0.8	7.4	14	189	76	2.8	9.4	84
동해펄프		3.9	1.2	7.1	11	217	85	3.1	8.6	114
염포산		3.1	1.2	8.3	12	135	49	2.1	9.2	117
내고산		3.8	0.4	5.6	19	114	85	1.9	10.4	106
돛길산		4.2	1.9	5.8	21	126	35	4.1	12.7	84

다) 토양과 식물체 내 중금속 함량의 상관관계

인동덩굴과 계요등의 기관별 중금속 함량과 산림토양 중 함량간의 상관관계를 분석한 결과는 표 49에 나타내었다. Cr, Mn, Ni 등을 제외한 중금속 원소는 토양 중 함량과 인동덩굴 식물체 기관별 함량 간에 정의 상관을 가지는 것으로 나타났다. As의 경우 잎과 줄기에서는 각각  $r=0.78, 0.83$  ( $p<0.01$ )으로 강한 정의 상관을 나타내었으나 뿌리에서는 부의 상관 ( $r=-0.75, p<0.01$ )을 가지는 것으로 분석되었다. Cu는 본 연구에서 분석된 중금속 중에서 토양과 식물체 기관별 함량 간에 가장 강한 정의 상관을 가지는 것으로 나타났다. Fe의 경우는 줄기에서 부의 상관 ( $r=-0.61, p<0.01$ )을 가지며, 잎과 뿌리에서는 토양 중 Fe 함량과 상관관계가 성립하지 않는 것으로 나타났다. Mn과 Ni은 토양 중 중금속과 식물체 기관별 함량 간에는 뚜렷한 관계가 없는 것으로 분석되었으며, Pb은 비교적 높은 정의 상관 ( $r=0.67\sim 0.81$ )을 보여주었다. Zn은 줄기와 뿌리에서는 정의 상관을 보였으나 잎에서는 뚜렷한 관계가 확인되지 않았다. 계요등의 경우 토양 중 함량과 식물체중 함량과는 일반적으로 Cd, Cu, Zn, Ni에서 유의성이 있는 것으로 나타나고 있다. Cu, As, Pb과 같이 토양의 중금속 함량과 식물체 내의 중금속 함량 간의 상관관계는 토양의 중금속 함량이 식물체 내 중금속 함량에 영향을 미친다는 것을 보여주는 것이고, 이는 바꿔 말하면 토양 중에 축적되어 있는 중금속을 특정 식물이 흡수할 수 있다는 것을 의미하는 것이다.

표 49. 인동덩굴과 계요등 식물체 내 기관별 중금속 함량과 산림토양 중 중금속함량간의 상관관계

식물종	As	Cd	Cr	Cu	Fe	Mn	Ni	Pb	Zn
인동덩굴	0.78** <sup>(L)</sup>	0.54** <sup>(L)</sup>	-0.42 <sup>(L)</sup>	0.96** <sup>(L)</sup>	-0.22 <sup>(L)</sup>	0.31 <sup>(L)</sup>	-0.16 <sup>(L)</sup>	0.70** <sup>(L)</sup>	0.44 <sup>(L)</sup>
	0.83** <sup>(S)</sup>	0.58** <sup>(S)</sup>	-0.22 <sup>(S)</sup>	0.99** <sup>(S)</sup>	-0.61** <sup>(S)</sup>	0.43 <sup>(S)</sup>	0.10 <sup>(S)</sup>	0.81** <sup>(S)</sup>	0.66** <sup>(S)</sup>
	-0.75** <sup>(R)</sup>	0.42 <sup>(R)</sup>	-0.43 <sup>(R)</sup>	0.93** <sup>(R)</sup>	-0.38 <sup>(R)</sup>	-0.06 <sup>(R)</sup>	0.43 <sup>(R)</sup>	0.67** <sup>(R)</sup>	0.71** <sup>(R)</sup>
계요등	0.38 <sup>(L)</sup>	0.52* <sup>(L)</sup>	-0.07 <sup>(L)</sup>	0.35 <sup>(L)</sup>	-0.19 <sup>(L)</sup>	-0.08 <sup>(L)</sup>	0.25 <sup>(L)</sup>	0.47* <sup>(L)</sup>	0.84** <sup>(L)</sup>
	0.33 <sup>(S)</sup>	0.50* <sup>(S)</sup>	-0.56* <sup>(S)</sup>	0.67** <sup>(S)</sup>	0.66** <sup>(S)</sup>	-0.16 <sup>(S)</sup>	-0.42* <sup>(S)</sup>	0.67** <sup>(S)</sup>	0.75** <sup>(S)</sup>
	0.25 <sup>(R)</sup>	-0.27 <sup>(R)</sup>	0.28 <sup>(R)</sup>	0.59* <sup>(R)</sup>	0.77** <sup>(R)</sup>	-0.23 <sup>(R)</sup>	0.39 <sup>(R)</sup>	0.55* <sup>(R)</sup>	0.77** <sup>(R)</sup>

## 2) 폐탄광지역

### 가) 산림토양의 중금속 함량

경북 문경시 지역의 폐탄광 산림토양의 중금속 함량을 표 50에 나타내었다. 현재 우리나라에서 토양오염의 기준이 되는 중금속은 Cd, Cu, As, Hg, Pb, Cr으로 지정되어 있는데, 본 조사에서는 Hg 함량은 분석하지 않았고 Al, Fe, Mn, Ni, Zn을 추가적으로 분석하였다. 산림토양 Al의 경우 폐탄광지에서는 397.3~916.5mg/kg로 조사지에 따라 차이가 큰 것으로 나타났으며, 대조구에서는 344.4mg/kg으로 측정되었다. 본 조사지인 폐탄광지역의 Cd 함량은 산림토양에서의 Cd 함량은 0.35mg/kg 정도라는 Bowen(1979)보다 낮은 것으로 나타나 본 조사지인 폐탄광지의 Cd 오염은 없는 것으로 판단된다. Cu 함량은 전 조사지가 6.3~19.6mg/kg 범위 내에 있는 것으로 분석되었다. Fe 함량은 대조구 지역 23.9 mg/kg, 폐탄광지 지역 39.2~49.1mg/kg으로 폐탄광 지역이 대조구 지역의 산림토양 중 Fe 함량보다 높은 것으로 나타났다. Mn 함량은 대조구 지역 22.5mg/kg, 폐탄광지는 29.1~99.9mg/kg으로 나타나 공단지역의 흑색 셰일(shales)을 모암으로 하는 산림토양의 Mn 함량 보다 높은 경향이었으나 폐아연광산의 Mn 함량 56.1~95.1mg/kg(Ok et al., 2003)과는 유사한 것으로 나타났다. Mn은 Mg와 경쟁적으로 흡수되기 때문에 토양 내에 과다로 존재할 경우 식물체 뿌리의 Mg 흡수를 저해시키며(Duncan et al., 1991), 양이온의 흡수를 저해시키는 정도가 강한 것으로 알려지고 있기 때문에(Alva and Edwards, 1990; Ohno et al., 1988) Mn에 의한 식물체의 Mg 흡수 저해와의 관계도 밝혀져야 할 것이다. Ni 함량은 충남 금산 지역 폐탄광지의 44 mg/kg(Min et al., 1997)과 폐아연광산 1.80mg/kg으로 지역에 따라 차이가 큰 것으로 나타났다.

식물체에 대한 중금속의 영향은 중금속의 총량보다도 형태에 의한 영향이 더 강하다고 알려지고 있다(Yoo et al., 1985; Lim et al., 1991). 또한 de Matos et al.(2000)은 산림토양 내 중금속의 이동성은 토양화 학성에 의존하며 Cd와 Zn 함량은 토양 내 Ca 함량과 그리고 Cu와 Pb 함량은 CEC 및 유기물함량과 밀접한 관계가 있다고 보고한 바 있으며, Martinez and Motto(2000)는 토양 pH는 토양 내에 존재하는 중금속의 유효도 및 식물독성을 좌우하는 가장 큰 인자라고 보고한 바 있다. 그러므로 토양 pH가 다른 조사지에 비해 다소 낮은 것으로 조사된 C 지역의 산림토양 중 중금속 함량이 중금속 원소에 따라 약간의 차이는 있으나 다른 조사지에 비해 전체적으로 중금속함량이 높지 않은 것으로 나타나 C 지역의 경우 중금속이 식물에 대한

유효도가 높은 형태로 존재하여 식물생육에 영향을 미칠 수 있을 것으로 추정된다. 산림토양 중 중금속이 형태별 분포는 주로 중금속 자체의 특성과 토양성질의 영향을 받으며, 이에 관여하는 토양의 성질로는 pH, 유기물함량, 산화환원전위 및 다른 공존이온 등으로 알려져 있다(Lim et al., 1991). 현재 우리나라에서 토양오염의 기준이 되는 중금속 중에서 본 연구에서 분석된 As, Cu, Pb 함량은 토양환경보전법 상의 토양오염 우려기준 As 6mg/kg, Cd 1.5mg/kg, Cu 50mg/kg, Pb 100mg/kg을 초과하는 조사지는 없는 것으로 분석되었으며, 본 연구에서 분석된 모든 중금속 함량에 대해 원소별로 함량의 차이의 정도는 있으나 대조구 지역보다 폐탄광지의 산림토양 중 중금속함량이 많은 것으로 나타났다.

본 연구결과는 산림토양 중 중금속 함량이 0.1N HCl 침출법으로 분석되었기 때문에 산림토양 중 중금속의 동태나 식물에 대한 유효도를 직접 나타내는 것은 아니다. 산림토양 중에 존재하는 중금속은 여러 종류의 화학적 형태로 존재하고 있으며 이들의 동태와 식물에 대한 작용도 각기 다르게 나타나므로 본 연구 대상지인 폐탄광지와 같이 중금속으로 오염된 토양을 식물을 활용하여 정화하고자 한다면 산림토양 중 중금속의 동태나 식물유효도와 관련된 추가적인 연구 및 그러한 토양환경에 대한 내성이 강한 식물종을 선발하는 등의 연구가 병행되어야 할 것으로 사료된다. 또한 폐탄광지에 인접해 있는 산림의 경우 지금까지는 주로 토양오염에 의한 수목의 피해에 대해서만 중요시되어 왔지만 토양용액의 화학적 특성악화도 산림쇠퇴의 주원인으로 작용할 수 있을 것으로 판단된다. 본 조사지인 경북 문경지역의 폐탄광지의 산림토양은 중금속에 의한 토양오염의 피해는 미약하여 직접적인 피해는 나타나지 않은 것으로 판단되나 대조구 지역에 비해 폐탄광지 산림토양 내 중금속 함량이 높게 나타난 것으로 보아 향후 중금속에 의한 토양오염이 식물에 미칠 수 있는 직접적인 피해에 대해서도 연구되어야 할 것으로 사료된다.



표 50. 폐탄광지 주변 산림토양의 중금속 함량

조사지	Al	As	Cd	Cr	Cu	Fe	Mn	Ni	Ph	Zn
	mg/kg									
삼창 탄광	612.4 (45.2)	2.20 (0.38)	0.19 (0.05)	0.11 (0.02)	7.9 (0.59)	49.12 (4.19)	90.52 (4.51)	0.96 (0.16)	7.16 (1.54)	9.92 (1.67)
봉명 탄광	397.3 (29.8)	2.28 (0.45)	0.19 (0.02)	0.14 (0.02)	18.4 (1.42)	43.16 (3.46)	97.66 (6.82)	2.01 (0.24)	7.84 (2.21)	4.69 (1.14)
갑정 탄광	916.5 (56.7)	1.25 (0.29)	0.16 (0.06)	0.18 (0.04)	16.6 (1.29)	39.24 (3.57)	99.94 (5.94)	0.41 (0.13)	40.68 (1.30)	1.98 (0.31)
단봉 탄광	546.1 (42.5)	1.83 (0.61)	0.14 (0.04)	0.25 (0.03)	19.6 (2.41)	43.13 (3.59)	29.07 (3.27)	0.39 (0.08)	6.84 (0.89)	2.93 (0.59)
대조구	344.4 (31.9)	1.25 (0.57)	0.10 (0.02)	0.10 (0.01)	2.3 (1.31)	23.85 (3.14)	22.53 (2.59)	0.24 (0.04)	2.82 (0.46)	1.50 (0.48)

### 3) 환경오염지 자생식물의 생육상황 및 성장량

#### 가) 공단지역

공단지역 자생식물의 생육상황 및 성장량 분석에 이용된 식물은 해송, 소나무, 떡갈나무, 아까시나무, 졸참나무, 개웃나무, 때죽나무, 계요등, 노린재나무, 땃땃이덩굴, 인동, 철쭉, 청미래덩굴, 참싸리, 두릅나무, 담쟁이덩굴, 산딸기의 17종이었다. 이들 식물종은 기존의 문헌조사에서 환경오염에 대한 내성이 강한 것으로 보고된 종 중에서 본 조사지를 대상으로 한 현장조사 시 상대적 출현빈도가 높은 수종들이다. 대조구에 자생하는 식물의 지역적인 특성은 오염지처럼 일정하지 않다. 환경오염의 영향을 받지 않았다고 판단되는 곳에 공시 수종이 나타나면 그곳을 각 대조구로 하였기 때문이다. 먼저 잎의 건조량을 살펴보면 개웃나무, 계요등, 인동, 철쭉, 청미래덩굴은 오염지역에서 자라는 경우가 비오염지역에서 자라는 경우보다 잎의 건조량이 조금 더 무거운 것으로 나타났으며 그 외 수종은 오염지역보다 비오염지역에서 자라

는 경우가 조금 더 건중량이 무거웠다. 광합성 속도는 계요등, 땃땃이덩굴, 인동, 담쟁이덩굴이 비오염지역보다 오염지역에서 자라는 경우가 광합성 속도가 더욱 활발한 것으로 나타났다. 이들 덩굴식물은 공단지역을 중심으로 한 오염지역에서 정화식물로의 활용가능성이 클 것으로 평가된다.

표 51. 공단지역과 대조구에 자생하는 동일 식물의 잎의 중량과 광합성 속도

수종	잎의 중량(g)		광합성속도(CO <sub>2</sub> /m <sup>2</sup> /sec)	
	오염지	대조구	오염지	대조구
해송	7.21	8.97	-	-
떡갈나무	12.14	15.19	3.2	3.8
아까시나무	4.34	5.42	3.1	3.3
졸참나무	9.57	10.14	3.0	3.1
개웃나무	12.51	11.10	2.9	3.0
때죽나무	6.68	7.96	4.2	4.4
계요등	8.48	7.31	5.2	4.7
노린재나무	11.32	15.53	3.1	3.7
땃땃이덩굴	8.19	9.43	4.8	4.2
인동	9.68	7.56	3.9	3.4
철쭉	9.48	8.47	2.9	2.7
청미래덩굴	13.36	12.47	3.3	4.8
참싸리	4.28	5.67	2.9	2.7
두릅나무	6.64	8.32	2.2	2.7
담쟁이덩굴	11.29	13.18	4.1	3.5
산딸기	11.34	14.24	2.4	3.1
소나무	5.16	6.23	-	-

나) 폐탄광지역

폐탄광 지역에 자생하는 식물종의 잎의 중량과 광합성 속도를 분석한 결과는 표와 같다. 경북 문경지역의 폐탄광지역에서는 자작나무, 물오리나무, 아까시나무 등 12개 수종을 공시수종으로 하였다. 식생조사에서 상층과 중층에서의 중요치가 높게 나타났던 자작나무와 아까시나무의 경우 자작나무는 오염지에서 자라는 개체의 잎 중량이 대조구에서 자라는 개체보다 무거운 중량을 나타내었으며 아까시나무는 오염지보다는 대조구가 잎의 중량이 높은 것으로 조사되었다. 특히 폐탄광 지역 하층에서 아주 높은 중요치를 나타내었던 산딸기와 참싸리는 오염지가 대조구보다 높은 잎의 중량을 나타내었다. 광합성 속도에서는 오염지에서 자라는 개체가 대조구에서 자라는 개체보다 광합성 속도가 높은 것으로 나타난 것은 자작나무, 물오리나무, 아까시나무, 졸참나무, 참싸리, 족제비싸리, 산딸기, 진달래, 산초나무 등 침엽수종을 제외한 모든 공시수종에서 높은 것으로 분석되었다. 이처럼 오염지에서 대조구보다 활발한 광합성 능력을 나타낸다는 것은 오염지에 대한 적응력이 아주 뛰어나거나 내성이 아주 강한 수종일 것이기 때문에 폐탄광지역과 같이 토양오염이 염려되는 곳에서는 정화식물로 리용할 수 있을 것으로 판단된다.

표 52. 폐탄광지역과 대조구에 자생하는 동일 식물의 잎의 중량과 광합성 속도

수종	잎의 중량 (g)		광합성속도 ( $\mu\text{molCO}_2/\text{m}^2/\text{sec}$ )	
	오염지	대조구	오염지	대조구
자작나무	4.21	2.28	1.4	1.1
물오리나무	8.64	9.23	1.8	0.7
아까시나무	1.17	2.42	6.2	5.4
소나무	0.97	0.59	-	-
졸참나무	2.54	2.28	2.9	2.7
갯나무	0.61	0.72	-	-
참싸리	4.84	3.22	3.2	2.5
족제비싸리	1.05	1.47	3.5	2.8
산딸기	10.97	8.28	2.9	2.7
진달래	0.29	0.37	5.1	3.9
산초나무	1.13	1.38	2.6	2.1
리기다소나무	0.39	0.51	-	-

### 3. 입지조건에 따른 환경오염 내성식물의 생리·생태적 특성 분석

#### 가. 연구수행 방법

##### 1) 환경오염 내성식물의 생리·생태적 특성 분석

폐탄광지역에서는 물오리나무, 리기다소나무, 아까시나무, 갯조팝, 부들을 공시수종으로 선정하여 식물체 내 중금속 함량을 분석하였다. 각 조사지에서 고정 plot을 설치하여 공시수종을 대상으로 잎, 줄기, 뿌리로 구분하여 시료를 채취하였다. 채취된 시료는 실험실로 운반한 후 흙을 털어내고 증류수로 깨끗이 세척한 후 70℃ 건조기에서 기관별로 24시간 건조하였다. 건조된 각 기관은 분쇄기를 이용하여 마쇄한 후 60mesh를 통과한 것을 분석용 시료로 이용하였다. 분석방법은 각 시료 2g에 ternary solution(HNO<sub>3</sub> : HClO<sub>4</sub> : H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub>=10 : 4 : 1) 20ml를 첨가한 후 180~210℃의 가열판 상에서 가열 분해하고, 분해액이 무색 투명할 때까지 분해하였다. 분해가 완료된 시료는 원자흡광법을 이용하여 중금속 농도를 측정하였다.

##### 2) 입지, 토양, 기상인자를 동시에 고려하는 내성식물의 생육범위 파악

환경오염에 내성이 있는 것으로 기존에 보고된 식물 중 본 조사에서 활용 가능성이 높은 것으로 조사된 식물종 및 본 조사대상지인 공단지역과 폐탄광지역 주변에 출현빈도가 상대적으로 높은 식물종들을 대상으로 논문결과를 참고하여 기상, 입지, 토양인자를 고려하여 생육범위를 파악하였다.

#### 나 연구수행 결과

##### 1) 환경오염 내성식물의 생리·생태적 특성

###### 가) 폐탄광 지역 식물체 내 중금속 함량

부들을 대상으로 지상부와 지하부에서 채취한 시료로 중금속을 분석한 결과는 지상부와 지하부 중금속함량이 지상부보다 지하부의 중금속 함량이 높게 나타났다(표 53). Al 함량은 봉명탄광이 지상부와 지하부 모두 216.0mg/kg으로 가장 높게 나타났으며, 가장 낮게 나타난 단봉탄광의 지상부와 지하부 각각 113.9mg/kg, 139.6mg/kg과는 상당한 차이가 있는 것으로 나타났다. As 함량은 봉명탄광이 각각 0.44mg/kg,

1.91mg/kg로 가장 높게 나타났다. 반면에 가장 낮게 나타난 조사지는 단봉탄광이 0.14mg/kg, 0.94mg/kg로 나타났다. Cu 함량 또한 봉명탄광이 0.25mg/kg, 0.53mg/kg으로 가장 높게 나타났으며, 가장 낮게 나타난 조사구 또한 단봉탄광으로 0.16mg/kg, 0.39 mg/kg로 나타났다. Fe 함량은 지하부에서 단봉탄광이 99.3mg/kg으로 가장 높게 나타나 가장 낮게 나타난 갑정탄광(56.9mg/kg)과는 많은 차이를 보였다. Mn 함량은 지상부와 지하부 모두 갑정탄광에서 각각 41.9mg/kg, 44.3mg/kg으로 가장 높게 나타났다. 지상부와 지하부와의 Mn 함량은 단봉탄광을 제외하고는 큰 차이를 보이지 않았다. Zn 함량은 지상부에서는 4곳 조사지가 2.94~3.61mg/kg로 큰 변화를 나타내지 않았지만 지하부에서는 갑정탄광이 9.43mg/kg으로 가장 높게 나타나 다른 조사지 3.73~5.03 mg/kg과는 상당한 차이를 나타내었다. 미량원소인 Ni 함량은 지상부에서 삼창탄광과 갑정탄광이 0.27mg/kg로 가장 높게 나타났으며, 봉명탄광이 지하부에서 3.03mg/kg으로 가장 높게 나타났다. Cd, Cr, Pb 등의 함량은 지상부가 지하부보다 낮게 나타났으며, 각각의 부위별에 따른 변화는 많이 나타나지 않았다. 10개 중금속에 따른 함량은 Mn을 제외한 중금속함량에서 봉명탄광이 다른 조사지보다 높은 것으로 나타났다.

표 53. 부들의 지상부와 지하부의 중금속 함량(mg/kg)

조사지	기관	Al	As	Cd	Cr	Cu	Fe	Mn	Ni	Pb	Zn
삼창	지상부	126.4	0.21	0.02	0.18	0.21	57.2	34.3	0.27	0.51	3.28
	지하부	159.7	1.28	0.11	0.64	0.49	86.1	36.9	2.41	0.81	4.85
봉명	지상부	216.0	0.44	0.04	0.10	0.25	82.0	37.2	0.24	0.59	3.61
	지하부	216.0	1.91	0.10	1.06	0.53	89.5	37.8	3.03	1.06	5.03
갑정	지상부	118.3	0.24	0.02	0.20	0.18	44.0	41.9	0.27	0.39	2.94
	지하부	176.2	1.60	0.12	0.72	0.43	56.9	44.3	2.02	0.79	9.43
단봉	지상부	113.9	0.14	0.01	0.22	0.16	36.2	35.8	0.20	0.56	2.96
	지하부	139.6	0.94	0.04	0.68	0.39	99.3	27.7	1.05	0.78	3.73

갯조풀에서 지상부와 지하부에서 나타난 중금속 결과는 표 54 와 같다. 각 조사구의 중금속함량은 뚜렷하게 어느 한곳에 집중하여 나타나지 않았다. 미량원소인 As, Cd, Cr의 경우엔 지상부와 지하부의 차이가 조금나긴 했지만 각각의 부위에 따른 변화는 크게 나타나지 않았다. Al 함량은 지상부에서는 삼창탄광이(32.0mg/kg), 지하부에서는 단봉탄광이(40.3mg/kg) 가장 높게 나타났다. 반면에 갑정탄광은 지상부와 지하부 모두 26.4mg/kg, 27.6mg/kg으로 가장 낮게 나타났다. Cu 함량은 지상부에서 봉명탄광이 0.51mg/kg, 지하부에서 삼창탄광이 0.73mg/kg으로 가장 높게 나타났다. Fe 함량은 지상부에서 갑정탄광이 91.7mg/kg로 가장 높게 나타났으며, 지하부에서 166.2mg/kg로 삼창탄광이 지상부와는 가장 큰 차이를 보이며 높게 나타났다. Mn 함량은 지상부에서는 단봉탄광이(26.8mg/kg) 지하부에서는 삼창탄광이(40.3mg/kg) 가장 높게 나타났다. 갯조풀에서는 일부 미량원소들을 제외하고 부들과는 달리 봉명탄광의 중금속 함량이 낮은 것으로 나타났다. 또한 미량원소인 As, Cd, Cr의 중금속 함량이 지상부에서 지하부보다 높게 나타났으며, 나머지 중금속에서는 부들과 마찬가지로 지하부에서의 중금속 함량이 높게 나타났다.

표 54. 갯조풀의 지상부와 지하부의 중금속 함량(mg/kg)

조사지	기관	Al	As	Cd	Cr	Cu	Fe	Mn	Ni	Pb	Zn
삼창	지상부	32.0	0.23	0.03	0.46	0.43	84.2	22.1	1.34	0.79	6.68
	지하부	29.1	0.17	0.03	0.10	0.73	166.2	40.3	3.05	0.61	5.13
봉명	지상부	28.1	0.34	0.02	0.26	0.51	78.3	17.6	0.98	0.58	5.24
	지하부	36.7	0.09	0.02	0.18	0.53	139.5	21.9	3.12	0.88	3.98
갑정	지상부	26.4	0.31	0.04	0.31	0.37	91.7	18.5	1.23	0.67	7.85
	지하부	27.6	0.21	0.02	0.22	0.63	146.7	30.7	2.84	0.69	4.93
단봉	지상부	30.9	0.28	0.03	0.42	0.49	86.4	26.8	1.19	0.83	6.49
	지하부	40.3	0.18	0.04	0.18	0.59	149.3	37.3	3.09	0.75	4.87

폐탄광 복구에 많이 식재하고 있는 수종은 물오리나무, 리기다소나무, 아까시나무 등이다. 경북 문경지역에 위치하고 있는 단봉탄광 부근의 물오리나무, 봉명탄광의 리

기다소나무, 감정탄광의 아까시나무를 대상으로 잎, 줄기, 뿌리로 구분하여 10개 원소(Al, As, Cd, Cr, Cu, Fe, Mn, Ni, Pb, Zn)의 중금속 함량을 분석하였다. 단봉탄광의 물오리나무는 Fe, Zn, Al, Cu, Pb 순으로 중금속 함량이 높게 나타났다. Fe 함량은 물오리나무의 줄기에서 56.2mg/kg로 높게 나타났으며, 그 뒤로 뿌리와 잎에서 각각 39.4mg/kg, 21.8mg/kg로 높은 수치를 보였다. Zn 함량의 잎과 뿌리는 각각 56.8mg/kg, 46.2mg/kg로 잎과 뿌리에서는 가장 높게 나타났다. Al 함량은 줄기에서 11.6mg/kg, Cu 함량은 뿌리에서 21.9mg/kg, Pb 함량은 뿌리에서 18.6mg/kg으로 높게 나타났다. 봉명탄광의 리기다소나무는 Zn, Fe, Cu, Pb, Al 순으로 중금속 함량이 나타났다. Zn 함량은 줄기와 뿌리에서 62.3, 64.8로 가장 높은 수치를 나타내었다. 그 뒤로 Fe 함량은 잎에서 41.7로 높은 수치를 보였다. Pb 함량과 Cu 함량은 21.4, 15.7로 뿌리에서 높은 수치를 보였다. 감정탄광의 아까시나무는 Zn, Fe, Cu, Al, Pb 순으로 중금속 함량이 나타났다. Zn 함량에서는 줄기 71.6, 잎 58.9, 뿌리 38.7로 가장 높은 수치를 나타내었다. 그 뒤로 Fe 함량은 줄기, 잎, 뿌리에서 각각 54.9, 46.8, 31.5로 높은 수치를 보였다. Cu 함량은 줄기에서 36.2, Al 함량은 줄기에서 12.7, Pb 함량도 역시 줄기에서 6.17로 높은 수치를 나타내었다.

전체적으로 보면 3개의 탄광지역에서 10개 원소 중 Zn, Fe, Cu, Al, Pb의 중금속 함량이 높게 나타났다. 이것은 본 조사지인 폐탄광지의 중금속 오염이 심각함을 보여 주고 있다.

표 55. 물오리나무, 아까시나무, 리기다소나무의 기관별 중금속 함량(mg/kg)

조사지	수종	기관	Al	As	Cd	Cr	Cu	Fe	Mn	Ni	Pb	Zn
단봉	물오리나무	잎	8.7	0.73	1.42	1.28	9.47	21.8	3.8	0.41	4.13	56.8
		줄기	11.6	0.65	0.03	0.16	0.21	56.2	4.2	0.22	0.45	1.6
		뿌리	7.5	0.43	1.34	7.34	21.9	39.4	4.3	0.35	18.6	46.2
봉명	리기다 소나무	잎	7.9	0.54	1.28	1.43	10.9	41.7	4.7	0.38	3.68	39.4
		줄기	8.4	0.38	2.16	0.28	7.28	38.7	5.2	0.34	2.17	62.3
		뿌리	3.8	0.24	1.28	7.15	15.7	24.1	3.9	0.42	21.4	64.8
감정	아까시나무	잎	4.6	0.29	1.05	0.97	12.7	46.8	4.1	0.47	3.92	58.9
		줄기	12.7	0.41	1.27	0.43	36.2	54.9	3.9	0.43	6.17	71.6
		뿌리	5.2	0.23	1.29	5.31	34.8	31.5	4.6	0.39	3.76	38.7

2) 입지, 토양, 기상인자를 동시에 고려하는 내성식물의 생육범위 파악

본 조사에서 식생구조와 증감속 함량 분석 등 다양한 수단에 의해 공시수종으로 선정된 모든 식물종을 대상으로 한 생육상황과 성장량 조사에서 잎의 중량이 오염지가 대조구보다 더 높다거나 아니면 광합성 능력이 보다 활발한 수종을 대상으로 기존의 문헌을 참고하여 생육범위를 도출한 결과는 다음과 같다.

표 56. 주요수종의 입지, 토양, 기상인자를 고려한 생육범위 파악

식물종	생육범위 및 경화식물로의 활용 가능성
아까시나무	내한성, 내염성 및 내공해성이 강하고 척박지에도 잘 자라지만 원래는 비옥한 토양을 좋아하는 나무이다.
졸참나무	토심이 깊고 완만한 경사지에서 생육이 왕성하며 높은 지대에서도 잘 자라며 추위에 잘 견딘다. 대기정화능력이 높은 수종으로 알려져 있다.
때죽나무	습기가 다소 있는 곳에서 잘 자라며, 양수이나 내음서도 약간 있어 나무 밑에서도 잘 견딘다. 내한성과 내조성, 각종 공해, 병충해에 강한편이나 건조에는 다소 약하다. 내공해수종, 가로수, 조경수, 공원수 등에 적합하다.
계요등	내한성은 약하며 건조한 땅에서 잘 견디고 바닷가의 해풍을 매우 좋아한다.
인동덩굴	내한성이 강하여 전국 어디에서나 자라며 건조한 곳에서도 충분한 햇빛만 받으면 생육이 왕성하다. 생장이 빠르고 공해에도 강하다.
산딸기	각지의 산야에서 자라며, 양성식물로 음지에서는 자라지 못하며 개방된 곳에서만 대군집을 형성한다. 산과 들, 특히 화전을 일구었던 곳이나 황폐한 곳에 1차로 침입하였다가 토양이 안정되면 쇠퇴해버린다.
물오리나무	생육속도가 빠르며 습지나 척박지에서도 생육이 잘 되기 때문에 자연보전용, 사방용으로 이용된다. 공기질소를 고정시키는 효과가 있고 바닷바람에 약하다.
진달래	어디서나 잘 자라고 내조성이 강하고 건조지보다는 적습지에서 잘 자라고 음수로 양지에서 잘 자라며, 노지에서 월동한다.
소나무	한국의 북부 고원지대를 제외한 전역에서 자라며 소나무 정유물질은 강력한 공기 정화력과 향균력을 가지고 있는 물질이다.
갯나무	추위를 좋아하는 수종으로 해안지방을 제외한 전국 어디서나 잘 자란다. 갯나무에서 나오는 피톤치드는 강력한 공기 정화력과 함께 미생물의 번식 및 성장을 억제하는 향균기능을 가진 정유물질을 함유하고 있다.
참싸리	산이나 들의 양지에서 자라며 싸리류 중에서 건조에 가장 강하고 줄기가 굵다. 헐벗은 곳의 지피물로서 흔히 심는다.
산초나무	산야에서 흔히 자라며 내한성은 강하나 양수로서 내음성이 약하다.
리기다소나무	내건성이 강하고 척박한 토양에서도 잘 자라며 건조한 곳이나 습지에서도 잘 자라므로 사방조림용으로도 사용할 수 있고 병충해에도 강하다.
죽제비싸리	전국 어디서나 식재가 가능하며 길가, 철도주변, 밭둑에서 자라며 내공해성, 내염성, 내한성이 강하며 생장이 빠르다. 경사지의 토사유출방지, 토양개량 등의 목적으로 심는다.



#### 4. 적 요

온산공단과 폐탄광지역 주변의 산림을 대상으로 식생복원에 관한 기초자료를 제공하기 위해 식생구조를 분석하였다. 먼저 온산공단 지역의 경우, 상층에서 총 9종이 출현하였으며 중층에서는 24종, 하층에서는 36종이 출현하였다. 상층에서는 주로 해송이 우점하고 있으며 중층은 개웃나무, 때죽나무, 졸참나무 등이 우점하고 있었고 하층에서는 덩굴식물의 중요치가 높게 나타났다. 각 조사지별 출현종수와 종다양도, 최대종다양도, 균재도, 우점도를 층위별로 나타낸 결과 상·중층에서는 종수, 종다양도, 최대종다양도, 균재도, 우점도가 산림지역이 공단지역보다 높게 나타났으며, 하층에서는 공단지역이 산림지역보다 높게 나타난 덩굴식물이 차지하고 있는 비율이 높음을 알 수 있었다. 폐탄광지역에서는 중·하층의 출현종수는 삼창탄광이 각각 3, 10종, 봉명탄광이 2, 5종, 갑정탄광이 7, 11종, 단봉탄광이 9, 12종 출현하였다. 하층의 중요치는 삼창탄광은 참싸리, 그 외 조사지에서는 산딸기의 중요치가 가장 높은 것으로 나타났다. 초본층의 중요치는 삼창탄광은 새, 봉명탄광은 수까치개, 갑정탄광은 참억새, 단봉탄광은 쑥과 그늘사초가 가장 높았으며 대조구에서는 실새풀의 중요치가 가장 높은 것으로 분석되었다. 폐탄광지 주변 조사대상지의 중층과 하층의 종다양도는 각각 0.201~0.666과 0.612~0.895로 나타났다.

온산공단지역 산림토양과 그곳에 우점하고 있는 인동덩굴의 기관별 중금속(As, Cd, Cr, Cu, Fe, Mn, Ni, Pb, Zn) 함량을 분석하고 산림토양과 식물체간 중금속 함량의 상관관계를 구명하여 덩굴식물인 인동덩굴을 중금속 오염지의 토양 정화 및 식생복원에 대한 기초자료를 수행하고자 분석하였다. 토양중금속 중 As, Cd, Cu, Pb, Zn은 공단지역이 산림지역보다 유의적으로 높은 함량을 나타낸 반면, Fe, Mn 및 Ni 함량은 산림지역이 공단지역보다 유의적으로 높은 것으로 나타났다. 중금속 중 Cd, Cu, Pb와 Zn은 인동덩굴의 잎, 줄기, 뿌리에 있어서 공단지역에서 자라는 식물체의 함량이 산림지역의 함량보다 유의적으로 높은 것으로 나타났다. 산림토양의 As, Cd, Cu, Pb, Zn 함량과 인동덩굴 기관별 함량은 높은 정의 혹은 부의 상관을 보여주었다. 인동덩굴 식물체의 기관 내의 높은 중금속 함량과 산림토양과의 관계를 고려하면 인동덩굴은 공단지역과 같이 중금속(특히 Cd, Cu, Pb와 Zn)에 오염된 산림토양에서 정화식물로 이용할 수 있을 것으로 판단된다. 폐탄광지 주변 산림토양의 화학적 특성과 중금속 오염현황을 조사하였다. 폐탄광지 산림토양의 pH는 5.30~6.76의 범위

에 있었으며, 유기물과 전질소 함량은 각각 4.46~7.19%, 0.07~0.15%의 범위에 있었다. 유효인산 함량은 삼창탄광 6.54mg/kg, 봉명탄광 6.52mg/kg, 갑정탄광 3.94mg/kg, 단봉탄광 5.45mg/kg로 토양 pH와 정의 상관성을 가지는 것으로 나타났다. 폐탄광지 산림토양의 중금속(Al, As, Cd, Cr, Cu, Fe, Mn, Ni, Pb, Zn) 함량은 대조구 산림토양보다 높은 것으로 분석되었다. 특히, Al, Mn 그리고 Pb 함량은 대조구에 비해 폐탄광지가 아주 높은 것으로 나타났다.

### 제 3 절. 향산화계를 이용한 스트레스 내성 및 지표 수목의 육성

#### 1. 오염지내 수목의 내성 판정 및 수종 선정

##### 가. 연구 수행 방법

###### 1) 수목의 피해 수준 분석

###### 가) 토양 오염지 현황 및 연구대상지 선정

토양 오염지 현황 및 연구대상지를 선정하기 위하여 삼산광산(경남 고성 삼산면 병산리), 덕음광산(전남 나주시 공산면 신곡리), 동일광산(경북 의성군 사곡면 토현리), 송천광산(강원 강릉시 연곡면 삼산리), 연화광산(경북 봉화군 석포면 대현리)등 5개소의 폐금속광산을 대상으로 토양 중 중금속 농도를 조사하였다.

또한 폐금속 광산의 복원 적정 수종을 선발하기 위하여, 5개소의 광구 주변과 광미사 적치장에서 성장하고 있는 초기 정착 수종을 조사하였다.

###### 나) 대상지 토양 및 수목의 체내 중금속 함량

5개소의 폐금속광산에서 채취된 토양은 대기 중에서 건조시켰다. 2mm 체를 통과한 토양 10g에 0.1 HCl 50ml를 가한 후, 1 시간 동안 교반기에서 흔들며 주었다. 중금속 농도를 측정하기 위하여 혼합액을 No. 1의 여과지로 여과시킨 후, 여과액을 원자흡광광도계를 이용하여 Cd, Cu, Zn, Pb 함량을 정량하였다.

수목의 잎 내 중금속 축적 능력을 조사하기 위하여 고성 삼산광산의 광구 주변에서 성장하는 해송 11개체와 사방오리나무 8개체의 잎을 채취하였다. 채취한 잎은 건조기에 넣고 건조시킨 후, 마쇄하여 분석 시료로 사용하였다. 중금속 함량 분석은 잎 시료 0.5g에 분해액으로 H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> 5ml와 HNO<sub>3</sub> 15ml를 첨가하여 마이크로파를 이용하여 완전히 용해하였다. 용액은 여과시킨 후, 증류수 50ml로 희석하고, 원자흡광광도계를 이용하여 Cd, Cu, Zn, Pb를 정량하였다.

#### 다) 오염지 수목의 피해 수준 분석

폐금속광산에서 성장하는 해송과 사방오리나무를 대상으로 피해 수준을 분석하기 위하여 잎 시료를 채취하였고, 대조구로서 인근 도로변에서 동일 수종의 잎 시료를 채취하였다. 피해 수준은 잎내 엽록소 함량과 스트레스에 의해 조직이 손상되어 잎내 축적되는 malondialdehyde (MDA) 함량을 측정하여 결정하였다.

엽록소 함량은 잎 시료 1g에 DMSO 10ml를 첨가한 후, 70℃에서 2시간 동안 추출한 후 흡광도를 측정하여 결정하였다. 피해 수준은 각 색소의 함량 변화와 색소 간 함량 비를 기준으로 판단하였다. MDA 함량은 잎 시료 0.1g을 이용하여 Esterbauer and Cheeseman(1990)의 방법을 따라 결정하였다.

### 2) 항산화 반응 분석을 통한 내성 평가

#### 가) 항산화물질 함량 차이

스트레스에 대한 내성 능력을 평가하기 위하여 해송과 사방오리나무의 잎에서 항산화물질의 일종인 안토시아닌의 함량을 분석하였다. 안토시아닌 함량은 0.1g의 잎 시료에 1% HCl-MeOH 10ml를 첨가하고 실온에서 4시간 동안 추출하여, 530, 620, 650nm의 흡광도를 측정한 후, Leng과 Qi(2003)의 방식에 따라 안토시아닌 함량을 계산하였다.

#### 나) 항산화효소 활성의 차이

스트레스에 대한 내성 능력을 평가하기 위하여 폐금속광산의 광구 주변에서 성장하는 해송과 사방오리나무의 잎에서 항산화효소 중 가장 일반적이며 superoxide( $O_2^{\cdot -}$ )를 제거하는 효소인 SOD (superoxide dismutase)의 활성을 측정하였다. 잎내 SOD 활성 측정은 nitroblue tetrazolium(NBT)-xanthine oxidase법에 의거하여 530nm에서 120초 동안의 흡광도 증가를 계산하여 결정하였다(Beauchamp and Fridovich, 1971). 측정값은 수종 간과 지역간 비교를 통해 내성 수준을 결정하였다.

## 나. 연구 수행 결과

### 1) 수목의 피해 수준 분석

#### 가) 오염지의 현황 및 대상지 선정

오염지의 특성을 조사하기 위하여 5곳의 광구주변이나 광미사 적치장에서 성장하는 수목을 조사한 결과는 표 57과 같았다. 폐금속광산 광구주변에서 성장하는 수종은 매우 한정되어 있었으며, 과거부터 사방조림용으로 식재하던 수종들이 대부분이었다. 이 중 고성 삼산에 위치한 폐광산의 광구 주변에는 해송과 사방오리나무가 우점하고 있었으며, 많은 개체가 장기간 적응하여 생존하고 있었다. 따라서 고성 삼산의 폐광산에서 성장하는 수목을 대상으로 중금속에 대한 내성 및 정화 능력을 분석하기 위하여 해송 11개체와 사방오리나무 8개체의 잎을 채취하였다.

표 57. 5곳 폐금속광산의 광구 주변 및 광미사 적치장에서 성장하는 수종

광산명	고성 삼산	나주 덕음	의성 동일	강릉 송천	봉화 연화
수종명	해송	오동나무	상수리나무	해송	소나무
	사방오리나무	해송	소나무	소나무	아까시나무
	사스래피	상수리나무	리기다소나무	물오리나무	쇠물푸레
	상수리나무 물오리나무	현사시나무	아까시나무	버드나무	
계	5수종	4수종	4수종	4수종	3수종

#### 나) 대상지 토양 및 수목의 체내 중금속 함량

##### (1) 토양 중 중금속 농도

표 58는 5곳의 폐금속광산의 광구 주변 및 광미사 적치장에서 채취한 토양 중 중금속 함량을 나타낸 것이다. 가장 독성이 높은 Cd은 봉화 연화 광산이 2.61mg/kg으로 가장 높은 함량을 나타내었으며, Cu는 고성 삼산이 46.2mg/kg으로 가장 높았다. Zn은 의성 동일과 봉화 연화가 각각 15.7과 15.8mg/kg으로 가장 높은 함량을 나타냈으며, Pb은 봉화 연화가 45.0mg/kg으로 가장 높았다.

대부분 지역의 중금속 농도는 독성을 나타낼 정도로 높은 수준을 나타내지 않았으

나, 봉화 연화와 의성 동일의 토양 중 Cd 농도는 우려 기준(1.5mg/kg이상)에 도달하였고, 고성 삼산의 토양 중 Cu 농도는 46.2mg/kg으로 우려 기준인 50mg/kg에 가까웠으며, 광미사 적치장의 토양 중 Cu 함량은 78mg/kg의 높은 함량을 나타내기도 하였다.

또한 중금속의 자연함유량을 기준으로 볼 때, 의성 동일, 강릉 송천 및 봉화 연화의 토양 중 Cd 함량은 Cd의 자연함유량인 0.35mg/kg보다 높았으며, 고성 삼산, 나주 덕음의 토양 중 Cu 함량은 자연함유량 30mg/kg보다 높은 수치를 나타냈다. 그러나 Zn의 경우 자연함유량보다 높은 지역은 없었으며, 강릉 송천과 봉화 연화의 토양 중 Pb는 자연함유량 35mg/kg보다 약간 높은 값을 나타냈다.

표 58. 폐금속광산의 토양 중 중금속 농도

광산명	Cd	Cu	Zn	Pb
	unit : mg/kg			
고성 삼산	0.09 ± 0.08	46.2 ± 22.9	6.5 ± 3.7	3.2 ± 1.3
나주 덕음	0.19 ± 0.10	38.7 ± 19.7	12.1 ± 2.8	17.4 ± 10.1
의성 동일	1.68 ± 0.79	6.8 ± 2.2	15.7 ± 0.4	25.5 ± 12.4
강릉 송천	0.52 ± 0.36	11.8 ± 9.4	14.1 ± 2.6	38.7 ± 34.3
봉화 연화	2.61 ± 1.11	7.8 ± 1.3	15.8 ± 0.4	45.0 ± 9.1

#### (2) 식물체 잎내 중금속 축적 농도

고성 삼산의 폐금속광산 광구주변에서 채취한 해송과 사방오리나무 잎의 중금속 함량은 표 59과 같다. Pb를 제외한 Cd, Cu 및 Zn의 체내 축적 함량은 토양 중 함량보다 월등히 높게 나타났다. 특히 식물체의 중금속 축적 능력을 나타내는 중금속 농도계수(CF=식물체내 중금속 농도/ 토양 중 중금속 농도)는 Cd의 경우 해송이 4.78, 사방오리나무가 5.89로 매우 높은 수치를 나타냈으며, Zn의 경우 해송이 8.29, 사방오리나무가 9.54로 식물체내에 많은 양의 Cd과 Zn이 축적된 것을 확인할 수 있었다. 그러나 Cu는 토양 중 함량과 큰 차이를 나타내지 않았으며, Pb는 식물체내 축적이 매우 저조하게 나타났다. 수종 간 비교해 볼 때 해송보다 사방오리나무가 Cd과 Zn에 대해 더 높은 축적 능력을 보여 주었다.

표 59. 폐금속광산에서 성장하는 수목의 잎 내 중금속 농도 (고성 삼산)

수종명	Cd	Cu	Zn	Pb
	unit : mg/kg			
해송	0.43 ± 0.24	46.0 ± 2.8	53.9 ± 19.2	0.05 ± 0.01
사방오리	0.53 ± 0.08	16.1 ± 13.0	62.0 ± 12.4	0.07 ± 0.02

다) 오염지 수목의 피해 수준 분석

(1) 수종별 엽록소 함량 변화

폐금속광산과 인근 도로변에서 채취한 해송과 사방오리나무의 잎 내 엽록소 함량은 수종 간에 큰 차이를 보여 주었다(표 60). 총 엽록소 함량은 해송보다 사방오리나무의 잎에서 높게 나타났다. 한편 광구 주변에서 성장하고 있는 해송의 잎 내 총 엽록소 함량은 0.50mg/g으로 도로변 해송의 0.58mg/g보다 적었다. 또한 카로테노이드 함량도 큰 차이는 없었으나 도로변 해송의 잎에서 약간 높은 값을 나타냈다. 스트레스의 판단 기준이 되는 엽록소 a와 b의 비율은 광구 주변의 해송이 3.82로 도로변 해송보다 높았다. 이것은 광구 주변에서 성장하는 해송에서 잎 내 엽록소 a의 함량이 크게 감소하였기 때문이다.

사방오리나무 경우, 잎 내 총 엽록소 함량은 광구 주변이 0.81mg/g, 도로변이 0.95mg/g으로 해송과 마찬가지로 광구 주변에서 낮게 나타났다. 또한 카로테노이드 함량도 해송과 마찬가지로 광구 주변에서 약간 낮은 값을 나타냈다. 엽록소 a와 b의 비율은 해송과 마찬가지로 광구 주변에서 높게 나타났고, 엽록소 함량과 카로테노이드 함량의 비도 광구 주변에서 약간 높았다.

표 4에서 보여 주는 바와 같이 사방오리나무의 잎 내 엽록소 b의 함량은 0.45mg/g으로 해송보다 3.75배 높았으며, 이것은 엽록소 a와 b의 비율을 낮추는데 기여했다. 따라서 엽록소 a와 b의 비율이 해송보다 상당히 낮게 유지되었다. 한편 카로테노이드 함량은 해송이 2배 이상 높았는데, 이것은 총 엽록소 함량과 카로테노이드 함량의 비에 영향을 주어 사방오리나무가 3배 정도 높은 비율을 나타냈다. 이와 같이 사방오리나무 잎에서 엽록소 b의 함량이 해송보다 상당히 높게 나타난 것은 매우 예외적인 경우로 생각된다. 그러나 스트레스에 대한 방어 기능을 가진 카로테노이드의 함량이 해송에 비해 상대적으로 낮은 것으로 보아 스트레스 요인에 의해 사방

오리나무의 엽내 엽록소 a가 파괴됨으로써 엽록소 a의 함량이 줄고 상대적으로 엽록소 b의 함량이 증가된 것으로 판단된다. 한편 해송은 스트레스에 의해서 발생하는 각종 활성 산소들에 의한 독성을 피하기 위해서 카로테노이드에 크게 의존 한다는 것을 보여 주었다. 또한 해송의 엽내 엽록소 b의 함량이 낮게 유지되는 것으로 보아 스트레스에 대한 엽록소의 피해는 사방오리나무가 더 크게 나타나고 있으며, 도로변보다 광구 주변의 스트레스 요인이 엽내 엽록소 함량에 더 큰 영향을 주고 있는 것으로 판단된다.

표 60. 폐금속광산과 인근도로변의 해송과 사방오리나무의 잎 내 엽록소 함량 차이

수종명	위치	Ca	Cb	Ca+b	Car	Ca/b	Ca+b/Car
		mg/g					
해송	광구주변	0.39±0.15	0.10±0.04	0.50±0.20	0.15±0.03	3.82±0.20	3.23±0.69
	도로변	0.45±0.11	0.13±0.04	0.58±0.15	0.16±0.03	3.52±0.57	3.56±0.49
	평균	0.42±0.13	0.12±0.04	0.54±0.18	0.16±0.03	3.67±0.44	3.39±0.61
사방오리	광구주변	0.41±0.07	0.40±0.09	0.81±0.15	0.08±0.02	1.06±0.20	10.97±1.49
	도로변	0.45±0.08	0.50±0.12	0.95±0.19	0.09±0.01	0.93±0.16	10.85±1.42
	평균	0.43±0.08	0.45±0.12	0.88±0.18	0.08±0.02	0.99±0.19	10.91±1.43

Ca: chlorophyll a, Cb chlorophyll b, Ca+b: total chlorophyll, Car: carotenoid, Ca/b: chlorophyll a와 b의 비, Ca+b/Car: total chlorophyll과 carotenoid의 비

## (2) 잎 내 MDA 함량 변화

폐금속광산의 광구 주변에서 성장하는 수목의 스트레스로 인한 피해 수준을 평가하기 위해서 측정된 잎 내 MDA 함량은 수종 간 큰 차이를 보여 주었다(그림 14).

잎 내 MDA 함량은 해송이 11.0 $\mu$ mol/g이었으며, 사방오리나무가 27.7 $\mu$ mol/g로 사방오리나무에서 더 높은 값을 나타냈다. 한편 해송의 잎 내 MDA 함량은 광구 주변과 도로변이 큰 차이가 없었으나, 사방오리나무의 잎 내 MDA 함량은 도로변이 30.5 $\mu$ mol/g로 광구주변의 사방오리나무보다 높게 나타났다. 따라서 폐금속광산에 존재하는 스트레스에 대한 내성은 해송이 사방오리나무보다 높은 것으로 판단되며, 이것은 엽록소 함량의 결과와도 일치한다. 그러나 사방오리나무의 경우, 도로변의 개체들이 광구 주변 보다 높은 MDA 함량을 보여 주었는데, 이것은 도로변의 자동차 매연 등과 같은 또 다른 스트레스 요인이 엽 조직을 파괴하는데 영향을 주었기 때문인 것으로



로 판단되는데, 한편 상대적으로 내성이 높은 해송은 이러한 스트레스에 대한 영향이 적게 나타나 사방오리나무와 같이 도로변의 개체들에서 잎 내 MDA 함량이 증가하지 않은 것으로 보인다.

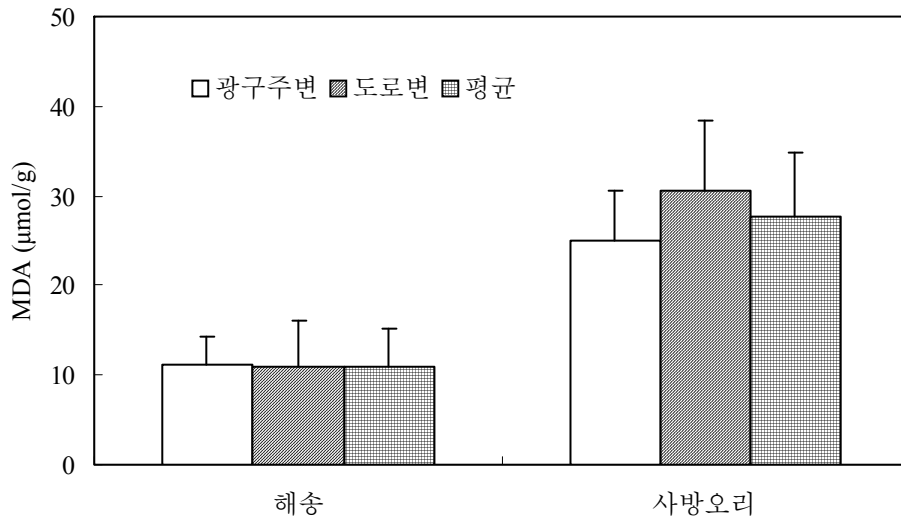


그림 20. 폐금속광산과 인근도로변의 해송과 사방오리나무의 잎 내 MDA 함량 차이

## 2) 항산화 반응 분석을 통한 내성 평가

### 가) 항산화물질 함량 변화

항산화물질인 안토시아닌은 스트레스를 받고 있는 식물체내에서 발생하는 각종 활성산소들의 제거에 기여한다. 폐금속광산의 광구주변과 인근 도로변에서 채취한 해송과 사방오리나무의 잎 내 안토시아닌 함량은 수종 간뿐만 아니라 지역간에도 큰 차이를 나타냈다(그림 15).

안토시아닌 함량은 해송보다 사방오리나무의 잎에서 높았으며, 두 수종 모두 광구 주변보다 도로변의 개체들에서 높은 값을 보였다. 광구 주변에서 성장하는 개체들의 안토시아닌 함량은 사방오리나무가 해송보다 21.1% 높았고, 도로변의 경우는 사방오리나무가 13.0% 높은 값을 나타냈다. 이러한 결과는 사방오리나무가 해송보다 스트레스에 더 민감하게 반응한다는 것을 보여주며, 또한 스트레스 요인에 의한 조직의 손상을 피하기 위해서 항산화물질의 함량을 증가시킨 결과로 해석된다.

또한 도로변 개체들이 광구주변 개체들보다 높은 안토시아닌 함량을 나타낸 것은 MDA 함량에서도 설명한 바와 같이 자동차의 매연 등에 의해 추가적인 스트레스를 받고 있기 때문인 것으로 판단된다.

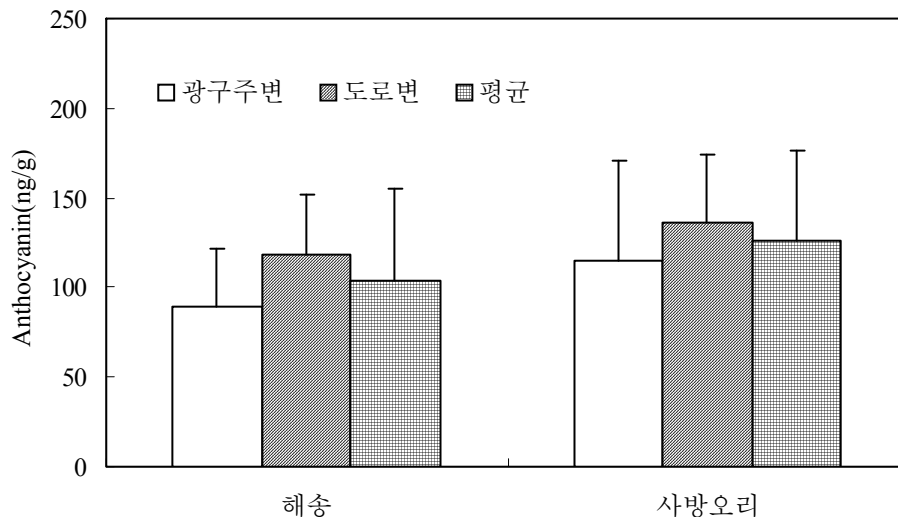


그림 21. 폐금속광산과 인근도로변의 해송과 사방오리나무의 안토시아닌 함량 차이

#### 나) 항산화효소 활성의 차이

해송과 사방오리나무의 잎 내 SOD 활성은 수종 간 및 지역 간에 큰 차이를 보여 주었다(그림 16). 해송의 잎 내 평균 SOD 활성은 365unit/g로 사방오리나무의 평균 SOD 활성인 650unit/g보다 낮은 값을 나타냈으며, 두 수종 모두 광구주변의 개체들이 도로변 개체들보다 SOD 활성이 높았다.

잎 내 SOD 활성을 기준으로 판단해 볼 때, SOD 활성이 높은 사방오리나무는 해송보다 스트레스에 대해 더 민감한 반응을 나타내는 수종으로 판단되며, 이로 인하여 MDA 함량이 증가한 것으로 보이는데, 이것은 사방오리나무가 스트레스에 대한 높은 민감성 때문에 조직이 쉽게 파괴되기 때문인 것으로 판단된다.

한편 낮은 SOD 활성을 나타내는 해송은 스트레스에 대한 내성이 강하며, 표 4에서 보여 주는 바와 같이 스트레스에 대한 내성을 증가시키기 위하여 카로테노이드의 함량을 증가시키는 추가적인 스트레스 방어 기능을 나타내는 것으로 보인다. 한편 두 수종 모두 광구 주변에서 도로변보다 높은 SOD 활성을 나타내는데, 이것은 광구

주변에 존재하는 개체들이 도로변의 개체들보다 더 큰 스트레스를 받고 있기 때문인 것으로 판단되며, 특히 광구 주변의 토양 중에 존재하는 중금속 등이 수목의 생리 대사에 큰 영향을 주었을 것으로 추정된다.

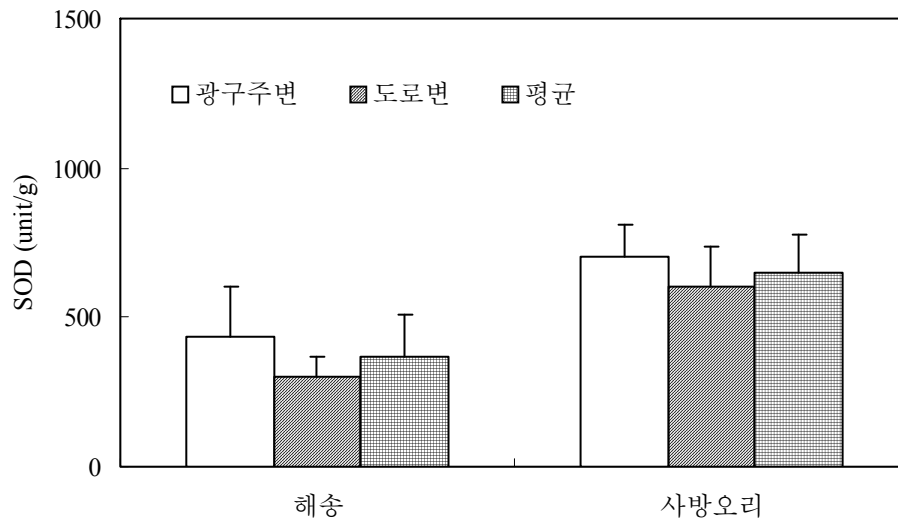


그림 22. 폐금속광산과 인근도로변의 해송과 사방오리나무의 엽내 SOD 활성 차이

다. 내성 수준에 따른 수목 선정 및 증식

폐금속광산의 광구 주변에서 성장하는 사방오리나무와 해송의 내성 및 정화능력이 우수한 개체를 선정하기 위하여 잎 내 중금속 함량을 측정하여 그 결과를 그림 17과 같이 나타내었다.

식물체내에 존재하는 Cu와 Zn의 일반적인 농도는 4~15mg/kg과 8~100mg/kg이며 스트레스를 야기할 수 있는 농도는 Cu가 20~100mg/kg이며 Zn은 100~400mg/kg이다. 해송의 경우, 잎 내 Cu 농도는 매우 낮은 수준으로 스트레스를 야기할 수 있는 수준에는 도달하지 않았으나, 가장 높은 축적 농도를 보인 개체는 14, 5, 1, 6번이었으며, Zn은 100mg/kg의 매우 높은 농도를 나타낸 3번 개체를 포함하여 5, 14, 4번 개체가 높은 축적 농도를 보였다. 따라서 스트레스를 야기할 수 있는 수준을 기준으로 3, 5, 14, 1, 6, 4번의 개체를 내성 개체로 선정하였다.

사방오리나무의 경우, 개체번호 18, 19, 3, 15번이 Cu 축적 농도가 가장 높았고, 18, 19, 17, 9번 개체는 Zn 축적 농도가 가장 높았다. 따라서 해송과 마찬가지로 스트

레스를 야기할 수 있는 수준을 기준으로 18, 19, 3, 15, 17번의 사방오리나무를 내성 개체로 선정하였다.

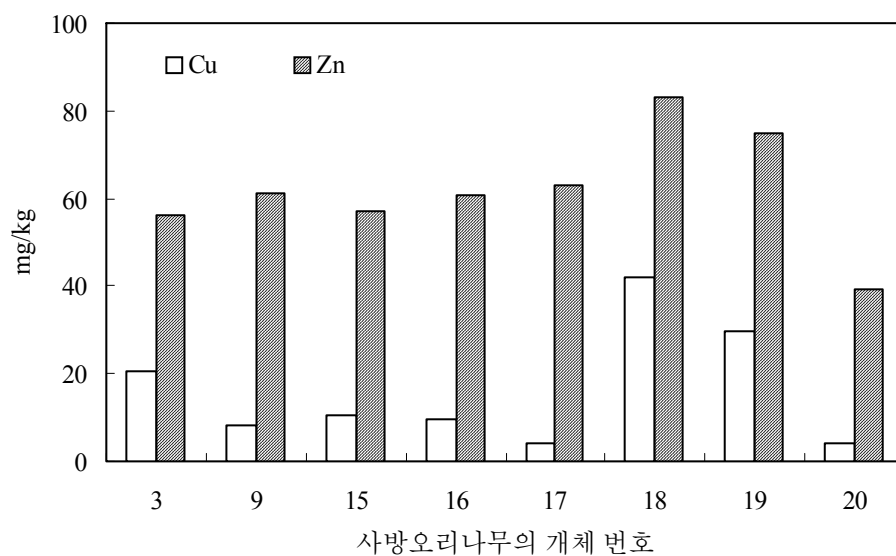
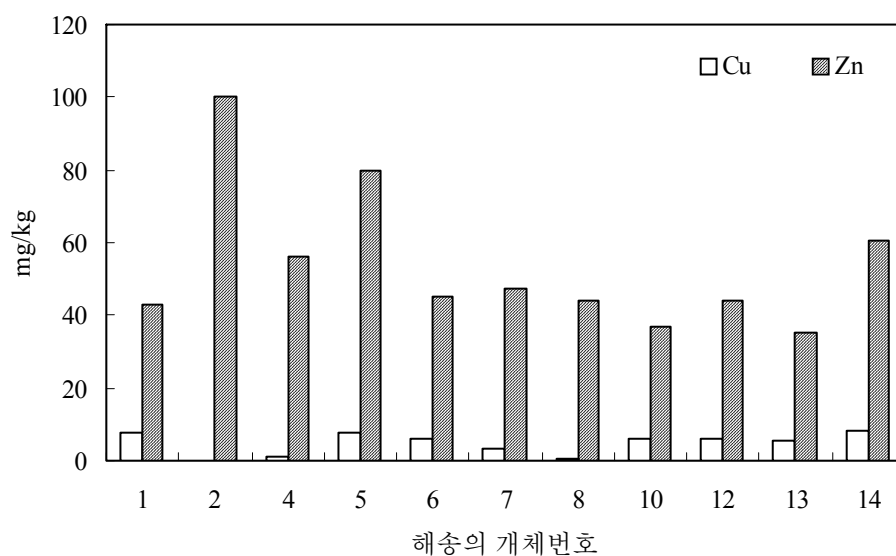


그림 237. 폐금속광산에서 성장하는 해송(상)과 사방오리나무(하)의 개체별 잎 내 중금속 함량 차이

## 2. 스트레스 내성 표지자 개발

### 가. 연구 수행 방법

#### 1) 수목의 스트레스 내성 고정 효과 분석

##### 가) 생육 환경에 따른 생리적 특성 차이

수목의 스트레스 내성 고정 효과를 분석하기 위하여, 해송을 대상으로 오염지역인 울산 공단에서 생육하며 적응한 개체와 대조지역으로 비교적 오염물질의 영향이 적은 지역인 서신에서 적응하며 성장한 개체를 선정하였다. 두 지역에서 성장하는 개체들로부터 종자를 채취하여 유묘를 생산한 후, 오염지역인 울산 공단에 식재하였다. 식재된 해송을 대상으로 지역별로 5개체를 선정하고, 잎 시료를 채취하여 엽록소 함량과 항산화 물질인 안토시아닌 및 SOD 활성을 분석하였으며, 피해 수준을 결정하기 위하여 MDA 함량을 측정하였다.

##### 나) 지역간 종자 특성 차이

생육 환경이 서로 다른 개체의 스트레스에 대한 내성 평가를 실시하기 위하여 오염지역과 청정지역에서 선정된 해송 개체를 대상으로 종자를 채취하고, 구과 분석과 함께 종자 특성을 분석하였다. 이 결과를 이용하여 선정 개체들의 생리적 특성과 연계하여 스트레스에 대한 내성 고정 효과를 평가하였다.

#### 2) 스트레스에 따른 물질 배분 패턴 분석

##### 가) 탄수화물 배분 패턴

스트레스에 따른 물질 배분 패턴을 분석하기 위하여 오염지역과 청정 지역에서 각각 선정된 해송 개체들을 대상으로 종자를 채취하고, 파종하여 얻은 유묘를 이용하여 Cd 0.6mM를 처리한 후, 성장 특성과 탄수화물의 배분 패턴을 분석하였다. 탄수화물 배분 패턴은 잎, 줄기, 뿌리에서의 총 탄수화물을 이용하여 결정하였다.

##### 나) 탄수화물 분할 패턴

탄수화물 분할 패턴은 잎, 줄기, 뿌리에서 측정된 포도당, 자당, 전분의 농도를 결

정하고 이를 기준으로 분할 패턴을 결정하였으며, 스트레스에 따른 분할 패턴을 기준으로 생육 환경에 따른 내성 능력을 결정하였다.

#### 다) 탄수화물 분석

Cd 처리 후 시험목을 수확하여 잎, 줄기, 뿌리로 구분하여 건조한 후 건조량을 측정하였다. 탄수화물 분석은 건조된 시료 0.1g에 methanol/chloroform/물을 12/5/3의 비율로 혼합한 추출액 1.5ml를 넣고 잘 섞은 후, 13,000×g에서 60초간 원심분리를 실시하고, 상등액을 0.1ml씩 뽑아내 포도당과 과당을 분석하는데 사용하였으며, 침전물은 전분 분석에 사용하기 위하여 건조기에 넣고 남은 액체를 건조시켰다. 탄수화물 함량은 glucose oxidase법(Hendry and Price, 1993)을 이용하였으며, 460nm의 파장에서 흡광도를 측정하여 결정하였다. 총 비구조 탄수화물(Total non-structural carbohydrate; TNC)의 함량은 Paynter *et al.*(1991)의 방법에 따라 계산하였다.

### 3) 분석용 스트레스 내성 표지자의 선정

#### 가) 수목의 활력 및 엽령에 따른 활성 변화

##### (1) 연구대상지 및 공시재료

연구대상지는 최근 오염물질의 주변 농경지 확산오염 때문에 사회적 문제를 야기했던 경남 고성에 위치한 폐금속광산으로 선정하였으며, 광구 주변의 폐석 더미 위에서 성장하고 있는 사방오리나무(*Alnus firma* Sieb. et Zucc)를 공시재료로 선택하였다. 강광 스트레스에 대한 보호 메커니즘을 조사하기 위하여, 폐석지내 존재하는 개체 목 중 육안으로 판단하여 활력이 가장 좋은 개체와 가장 불량한 개체를 각각 선정하였다. 선정된 개체에서 분석에 사용하기 위해 발달 단계별로 20장의 잎을 임의로 선정하였다. 엽록소 및 엽록소 형광 반응의 측정이 끝난 잎은 채취하여 엽면적을 측정하고, 개체별로 어린잎과 성숙 잎으로 구분한 후, 엽록소, 카로테노이드 및 항산화효소 활성을 분석하였다.

##### (2) 최대 광화효율 및 양자수율

엽록소 형광 측정은 광량에 따른 효과 분석을 위하여 오전 9시, 오후 12시, 오후 2시 및 오후 6시에 Pulse-modulated Fluorometer를 이용하여 측정하였다. 최대 광화

학효율(Fv/Fm)은 15분 동안 암 상태에 적응시킨 잎에서 측정하였으며, PSII의 실제 양자수율을 측정하여 엽령별 광 저해 (photoinhibition) 수준을 비교 분석하였다.

### (3) 엽록소 및 카로테노이드

엽 내 광색소 함량 측정은 dimethyl sulfoxide(DMSO)를 이용하여 추출하는 Hiscox and Israelstam(1979)의 방법을 사용하였다. 0.1g 생엽에 DMSO 10ml를 첨가하고 70℃의 항온 수조에서 2시간 동안 유지하여 색소를 추출하였다. 추출액의 흡광도는 470, 645, 663nm에서 측정하였다.

카로테노이드 함량은 Öncel *et al.* (2004)의 방법을 따랐다. 신선한 잎 0.5g에 5ml 아세톤과 200mg Na<sub>2</sub>SO<sub>4</sub>를 첨가하여 추출한 후 여과하였다. 여과액은 농축하여 1ml chloroform으로 녹이고, 추출액 0.2ml를 TLC 판에 올려 베타카로틴( $\beta$ -carotene)과 크산토펴(xanthophyll)을 분리하였다. 크로마토그램 상에서 분리된 베타카로틴과 크산토펴은 5ml 아세톤으로 녹인 후 5분간 원심분리하고, 상층액의 흡광도를 450nm에서 측정하였다.

### (4) SOD와 GR 활성

발달 단계별로 채취된 잎 0.5g은 50mM phosphate buffer (pH7.0), 10mM AsA와 1.0% (w/v) polyvinylpyrrolidone 혼합액 5mL를 넣고 균질화시킨 후, 20,000×g에서 30분 동안 원심분리한 후 상층액을 효소 활성 분석에 사용한다. Superoxide dismutase(SOD) 활성은 nitro blue tetrazolium(NBT)-환원법을 이용하였으며, 분광광도계로 530nm에서 120초 동안의 흡광도 증가를 측정하였다(Beauchamp and Fridovich, 1971). 활성은 Asada *et al.*(1974)의  $V/v-1$ 의 식에 의해서 계산하였다. V와 v는 각각 SOD가 없을 때와 존재할 때, NBT의 환원 속도를 나타낸다. GR 활성은 Carlberg and Mannervik(1985)의 분석법을 따랐으며, 0.2M potassium phosphate buffer (pH 7.0), 20mM GSSG 및 2mM NADPH의 반응액에 0.2mL 효소 추출액을 첨가하고 340nm에서 5분 동안의 흡광도 감소 비율을 측정함으로써 결정하였다.

#### 나) 계절 변화에 따른 활성 변화

##### (1) 연구대상지 및 공시재료

연구대상지는 최근 오염물질의 주변 농경지 확산오염 때문에 사회적 문제를 야기

했던 경남 고성에 위치한 폐금속광산과 경남 온산에 위치한 석유화학공단지역을 선정하였으며, 공시재료는 광구 주변의 폐석 더미와 공단 인근 산림에서 성장하고 있는 사방오리나무(*Alnus firma* Sieb. et Zucc)로 하였다. 대조지역은 폐광지역에서 3km 정도 떨어진 도로변과 공단지역으로부터 약 4km 떨어진 산림으로 선정하였다. 각 대상지역에서 자생하는 사방오리나무를 각각 5개체씩 선정하였고, 1월에는 동아를 채취하였으며, 4월과 6월에는 잎을 채취하여 효소 활성 및 활성 산소 소거 능력을 측정하는데 사용하였다.

### (2) 항산화효소 활성 분석

채취된 잎 0.5g은 50mM phosphate buffer (pH7.0), 10mM ascorbic acid(AsA)와 1.0% (w/v) polyvinylpyrrolidone(PVP) 혼합액 5mL를 넣고 균질화시킨 후, 20,000×g에서 30분 동안 원심분리한 후 상등액을 효소 활성 분석에 사용한다. SOD 활성은 nitro blue tetrazolium(NBT)-환원법을 이용하였으며, 분광광도계로 530nm에서 120초 동안의 흡광도 증가를 측정하였다(Beauchamp and Fridovich, 1971). 활성은 Asada *et al.*(1974)의  $V/v-1$ 의 식에 의해서 계산하였다. V와 v는 각각 SOD가 없을 때와 존재할 때, NBT의 환원 속도를 나타낸다. GR 활성은 Carlberg and Mannervik(1985)의 분석법을 따랐으며, 0.2M potassium phosphate buffer (pH 7.0), 20mM GSSG 및 2mM NADPH의 반응액에 0.2mL 효소 추출액을 첨가하고 340nm에서 5분 동안의 흡광도 감소 비율을 측정함으로써 결정하였다. APX 활성은 Nakano and Asada(1981)의 방법에 의해 결정되었다. 분석은 50mM phosphate buffer (pH 7.0), 0.5mM AsA, 0.1 mM EDTA, 0.1mM H<sub>2</sub>O<sub>2</sub>와 0.1ml 효소 추출액을 포함하는 반응혼합물 안에서 수행하였다. H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> 첨가 후, 290nm에서 1분 동안 흡광도의 변화를 이용하였다. CAT 활성 분석을 위하여 효소 추출액 30μl와 10mM H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> 500μl를 혼합하여 1분간 실온에서 반응시킨 후, 500μl sodium azide로 반응을 멈추었다. 다시 반응액 20μl와 HRP/Chromogen 2ml를 첨가하고 10분 후에 520nm에서 흡광도를 측정하였다 (Fossati *et al.*, 1980).

### (3) 항산화 능력 측정

항산화 능력의 평가를 위하여 채취된 잎은 즉시 동결 건조한 후 분말로 만들었다. 건조 시료 0.1g에 메탄올 1ml를 첨가하여 24℃에서 24시간 동안 추출한 후, 395xg에서 5분간 원심분리하여 상등액을 제거하고, 다시 증류수 1ml를 첨가하여 추출과정을



반복한 후, 1,1-diphenyl-2-picrylhydrazyl(DPPH) radical의 소거를 기초로 한 Brand-Williams (1995)의 방법을 약간 변형하여 사용하였다. 2ml 추출액과 2ml DPPH 용액을 잘 혼합한 후, 1시간 동안 24℃에서 반응시키고, 222×g에서 5분간 원심분리하였다. 상등액은 517nm에서 흡광도를 측정하여 DPPH radical 소거율을 계산하였다.

## 나. 연구 수행 결과

### 1) 수목의 스트레스 내성 고정 효과 분석

#### 가) 생육 환경에 따른 생리적 특성 차이

##### (1) 엽록소 함량 차이

생육환경이 서로 다른 지역에서 채취한 종자로부터 생산된 해송 차대의 엽록소 함량은 표 5와 같이 나타났다. 총 엽록소 함량은 대조지역으로부터 온 개체가 0.59mg/g으로 오염지역으로부터 온 개체의 0.51mg/g보다 높게 나타났으며, 엽록소 a와 b도 대조지역 개체들에서 높았다. 또한 카로테노이드 함량도 대조지역이 0.10mg/g으로 오염지역보다 높았다. 이러한 결과는 오염지역에서 생육하는 해송 개체들이 여러 가지 오염물질로 인해 엽록소 합성을 저해 받을 수 있음을 보여 주며, 그들의 차대에도 영향을 미치고 있음을 보여 준다. 또한 오염물질에 대한 영향은 차대들의 광합성을 저해하여 성장을 감소시키는 결과를 가져올 것이다.

표 61. 생육 환경이 다른 두 지역의 해송 잎 내 엽록소 함량 차이

지역	Ch a	Chl b	Total Chl	Car	Chl a/b	T chl/ Car
	mg/g					
대조(서신)	0.46±0.03	0.13±0.01	0.59±0.04	0.10±0.01	3.62±0.32	5.89±0.19
오염(울산)	0.40±0.03	0.11±0.01	0.51±0.04	0.09±0.01	3.77±0.07	5.69±0.35

##### (2) 항산화 반응 및 피해 수준차이

서로 다른 지역에서 온 해송 차대들의 잎에서 분석한 항산화 물질과 항산화 효소

의 활성은 모두 대조지역이 오염지역보다 높게 나타났다(그림 18). 이러한 결과는 엽록소 함량의 결과와 일치하는 것으로 오염지역으로부터 온 차대들이 대조지역의 차대들보다 생리 활성이 낮게 유지되고 있음을 보여 준다. 따라서 오염물질에 대한 완충능력은 오염지역의 차대들이 대조지역의 차대들보다 낮게 나타나고 있으며, 대조지역 차대들의 수목 활력은 오염물질에 대한 그들의 내성에 크게 영향을 주고 있는 것으로 나타났다.

이러한 영향은 그림 18의 MDA 함량에서 찾아볼 수 있는데, 오염지역의 차대들이 대조지역보다 상대적으로 높은 MDA 함량을 보이는 것은 오염지역의 각종 오염물질에 더 많은 영향을 받고 있다는 것을 의미한다. 또한 대조지역의 차대들은 부모로부터 물려받은 왕성한 성장 능력을 이용하여 정상적인 생리 대사가 가능하며, 오염물질로 인한 스트레스를 효과적으로 완화시키는 능력을 가지는 것으로 판단된다.

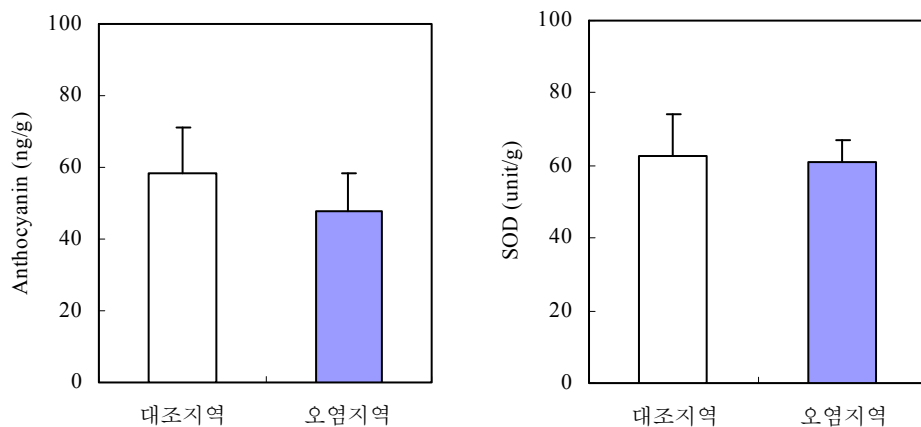


그림 24. 생육 환경이 다른 해송 차대의 잎에서 측정된 안토시아닌 함량과 SOD 활성 차이

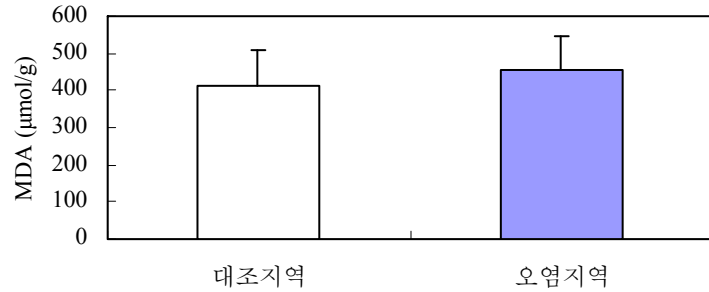


그림 25. 생육 환경이 서로 다른 지역의 해송 차대에서 채취한 잎의 MDA 함량 차이

나) 지역간 종자 특성 차이

(1) 구과 및 종자 특성의 지역간 차이

대조지역인 청정지역과 오염지역의 구과 및 종자 특성의 차이를 조사한 결과, 오염지역의 구과들은 대조지역의 구과보다 불량한 것으로 나타났다 (표 62). 오염지역의 생구과 무게는 대조지역의 구과 무게 보다 12.5% 정도 낮았으며, 건조 구과의 무게도 대조지역보다 떨어졌다. 또한 인편수는 대조지역이 85.46개로 오염지역의 82.13보다 많았으며, 오염지역 구과의 종자 생산 능력은 대조지역보다 15.7% 정도 낮았다.

표 62. 대조지역과 오염지역의 해송 구과의 특성 차이

지역	생구과 무게(g)	건조구과 무게(g)	인편수(개)	종자생산 능력	고사배주수 (립)	성숙종자수 (립)
대조	8.51±3.01	3.72±1.22	85.46±12.99	89.54±17.01	68.23±18.29	21.31±13.33
오염	7.45±3.36	3.26±0.92	82.13±11.86	75.50±10.24	30.25±22.32	45.25±17.02

(2) 종자 특성 차이

종자 특성을 살펴 본 결과 100립 중은 오염지역이 대조지역보다 현저히 낮았으나, 종자 발아율은 대조지역이나 오염지역간에 큰 차이가 없었다(그림 20).

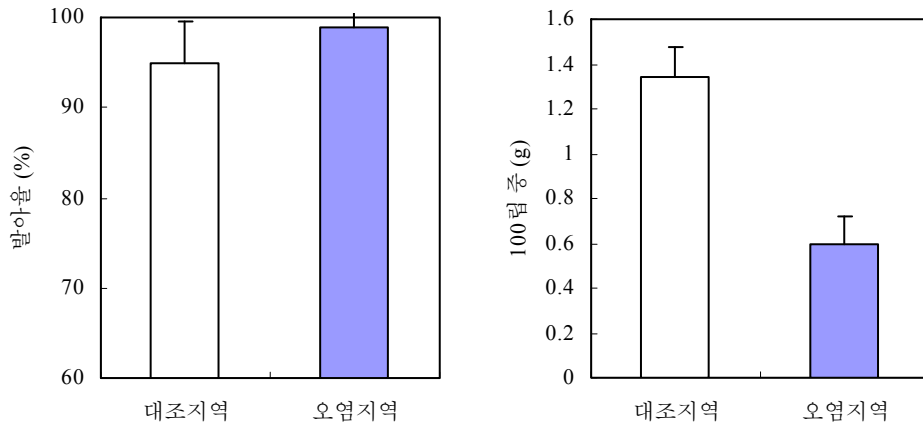


그림 26. 대조지역과 오염지역의 해송 종자 발아율 (좌) 및 100립 중(우)의 차이

2) 스트레스에 따른 물질 배분 패턴 분석

가) Cd 처리에 따른 생장 특성

Cd 처리된 해송의 생장 특성은 지역간에 큰 차이를 보여 주었다 (표 63). 대조지역의 경우, Cd 처리된 1년생 묘목의 생장량은 무처리 묘목보다 더 크게 나타났다. 즉 잎, 줄기, 뿌리의 생체량 모두가 Cd 처리로 증가되었으며, 이로 인하여 지상부와 지하부의 비가 무처리구보다 감소하는 결과를 나타냈다. 이러한 결과는 Cd 처리된 묘목의 경우 건강한 활력을 가진 대조 묘목이 일시적인 보상 반응을 통하여 생장을 도모한 것으로 판단되며, Cd에 의한 독성은 왕성한 생장으로 크게 완화된 것으로 판단된다. 그러나 오염지역의 해송 묘목들은 표 7에서 보는 바와 같이 Cd 처리구에서 모두 생장이 감소되는 현상을 나타냈는데 이것은 이들의 낮은 활력으로 Cd의 독성을 완화시키지 못하고, 생장 저해를 가져온 것으로 판단된다. 즉 왕성한 활력을 가진 묘목은 Cd의 독성에 충분히 대항할 수 있지만 활력이 낮은 묘목은 Cd의 독성에 피해를 입을 수 있음을 보여 준다.

표 63. Cd 처리된 해송의 지역간 생장 특성 변화

지역	Cd 처리	잎	줄기	뿌리	합계	지상부 /지하부
대조지역	Control	0.717±0.103	0.235±0.015	0.666±0.117	1.618±0.226	1.444±0.122
	0.6mM	0.723±0.244	0.256±0.046	0.696±0.134	1.676±0.382	1.415±0.307
오염지역	Control	0.413±0.090	0.143±0.034	0.432±0.072	0.988±0.164	1.304±0.249
	0.6mM	0.341±0.056	0.133±0.030	0.334±0.034	0.809±0.113	1.415±0.192

나) Cd 처리에 의한 탄수화물 배분 및 분할 패턴 변화

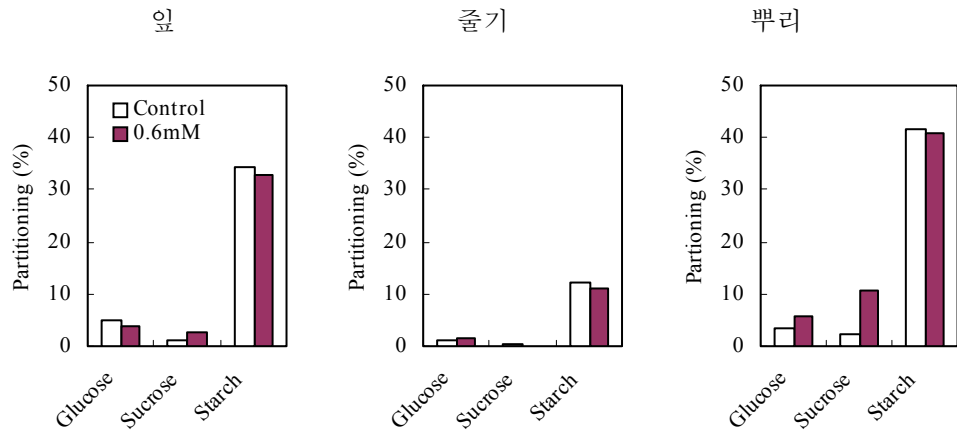
대조지역에서 해송의 탄수화물 배분 패턴을 조사한 결과, 무처리구와 처리구 모두 뿌리 가장 많은 탄수화물을 배분하였으며, 그 다음은 잎과 줄기 순이었다. 특히 이러한 패턴은 Cd 처리된 해송 묘목에서 뚜렷하게 나타났다. 잎과 줄기에서의 배분은 Cd 처리구가 무처리구 보다 낮았으며, 뿌리의 배분은 Cd 처리구가 무처리구 보다 높았다. 한편 오염지역 해송의 탄수화물 배분은 대조지역과 마찬가지로 뿌리, 잎, 줄기의 순으로 나타났으나, Cd 처리구에서는 약간 변화를 보여 주었다. Cd 처리된 해송의 경우 배분은 잎, 뿌리, 줄기의 순으로 나타났으며, 잎과 줄기에서의 배분은 무처리구보다 높았으나, 뿌리에서는 반대로 Cd 처리구가 무처리구보다 낮은 배분을 나타냈다.

탄수화물의 분할 양상은 전분, 포도당, 자당의 순으로 모든 부위와 모든 처리구에서 동일한 양상을 보여 주었다. 그러나 그들의 분할 비는 Cd 처리에 따라 달라졌다. 대조지역의 경우 전분의 경우 모든 부위에서 Cd 처리구가 무처리구보다 낮게 나타났으나, 포도당은 모든 부위에서 Cd 처리구가 무처리구보다 높았으며, 자당의 경우는 잎과 뿌리에서만 Cd 처리구가 무처리구보다 높았고 줄기에서는 무처리구가 Cd 처리구보다 높게 나타났다. 그러나 오염지역에서는 부위별, 처리별 분할비의 차이를 보였다.

먼저 잎의 경우 무처리구에서의 분할비가 전분, 자당, 포도당의 순으로 나타났으나, Cd 처리구에서는 전분, 포도당, 자당의 순으로 변화하였으며, 포도당과 전분은 Cd 처리구가 무처리구보다 높게 나타났다. 줄기의 탄수화물 분할비는 대조지역과 마찬가지로 전분, 포도당, 자당의 순으로 나타났으나, 처리구간에 차이를 보였다. 3가지 탄수화물은 모두 대조지역과는 달리 Cd 처리구가 무처리구보다 높았다. 뿌리에서는 처리구간에 큰 차이를 나타냈는데, 무처리구에서의 탄수화물 분할 비는 전분, 자당, 포도당의 순이었으나, Cd 처리구에서는 전분, 포도당, 자당의 순으로 변화되었다. 또

한 포도당과 자당의 분할 비는 Cd 처리구가 무처리구보다 낮았으나, 전분의 경우에는 Cd 처리구가 무처리구보다 높게 나타났다. 이와 같은 탄수화물의 배분과 분할 패턴의 변화는 그들의 활력과 Cd 독성에 따라 변화되는 것을 알 수 있었다.

(a) 대조지역



(b) 오염지역

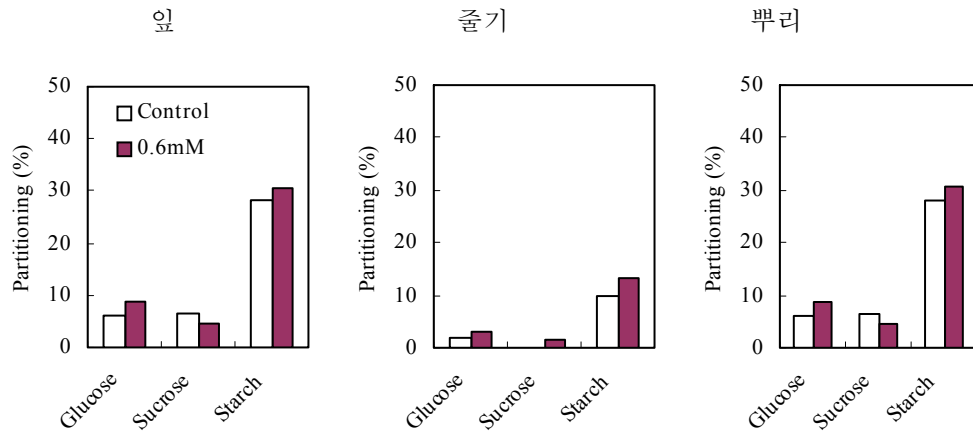


그림 27. Cd 처리에 의한 해송의 탄수화물 배분 및 분할 패턴 변화

3) 분석용 스트레스 내성 표지자의 선정

가) 수목의 활력 및 엽령에 따른 활성 변화

(1) 최대 광화합효율 및 양자수율

폐석지에서 자생하는 수목의 강광 저해 및 회복 기구를 이해하기 위하여, 광의 세기를 고려해서 시간대별로 측정된 최대 광화합효율과 PSII의 양자 수율은 그림 9와 같이 나타내었다.

최대 광화합효율의 초기 측정값은 비교적 높았다. 오전 9시에 측정된 최대 광화합효율은 수목의 엽령에 따른 차이는 없었으나, 활력이 높은 개체의 측정값이 활력이 낮은 개체의 측정값보다 높았다. 오후 12시와 오후 2시에 측정된 최대 광화합효율은 수목의 활력은 물론 엽령에 따라 차이를 나타냈으며, 활력이 낮은 개체의 경우 엽령에 관계없이 오후 2시까지 지속적으로 광화합효율이 감소하다가 오후 6시에 오전 9시의 측정값을 회복하였다. 이와는 달리 활력이 높은 개체는 오후 12시에 광화합효율이 가장 낮았지만, 이후 서서히 증가하여 오후 6시에는 오전 9시의 측정값까지 효율을 회복하였다. 한편 활력이 낮은 개체와 높은 개체 모두 어린잎의 광화합효율은 성숙 잎보다 낮았다.

PSII의 양자수율은 오전 9시 측정값을 제외하고는 엽령과는 상관관계를 나타내지 않았으나, 수목의 활력에는 크게 영향을 받는 것으로 나타났다. 활력이 낮은 개체의 경우, 양자수율은 어린잎에서는 12시에 급격히 감소하다가 이후 지속적으로 증가하였으나, 성숙 잎은 12시 이후부터 지속적으로 증가하였으며, 활력이 높은 개체는 어린잎과 성숙 잎 모두 지속적으로 증가하여 오후 6시에는 수목의 활력과 엽령과는 무관하게 모든 측정값이 유사한 수준을 나타냈다.

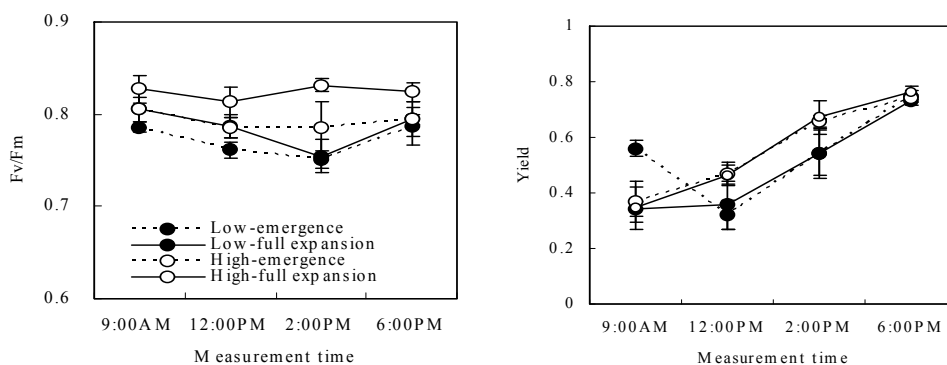


그림 28. 사방오리나무의 활력과 잎 발달 단계에 따른 최대광화합효율(좌) 및 양자수율(우)의 변화

(2) 엽록소 및 카로테노이드

엽록소 a는 수목의 활력 및 엽령과 매우 상관성이 높았으나, 엽록소 b는 수목의 활력 및 엽령에 전혀 영향을 받지 않았다 (표 64). 활력이 높은 개체의 엽록소 a는 활력이 낮은 개체의 엽록소 a 함량보다 높았으며, 성숙 잎의 엽록소 a는 어린잎의 엽록소 a 함량보다 높게 나타났다. 엽록소 a의 영향으로 엽록소 a와 b의 비는 활력이 높은 개체 일수록 높게 나타났고, 성숙 잎의 엽록소 a와 b의 비는 어린잎보다 크게 증가하였다. 또한 베타카로틴 함량은 수목의 활력 간에 큰 차이를 나타냈으며, 활력이 높은 개체일수록 잎 내 베타카로틴 함량이 증가하였다. 그러나 엽령에 따른 차이는 활력이 높은 개체에서만 나타났고, 어린잎은 성숙 잎보다 높은 함량을 보였다. 크산토틸(xanthophyll)은 수목의 활력과 엽령에 따라 크게 영향을 받아 활력이 높은 개체의 경우 활력이 낮은 개체보다 크산토틸 함량이 어린잎에서는 8.7배, 성숙 잎에서는 18.8배 높게 나타났다. 한편 활력이 낮은 개체의 어린잎은 성숙 잎과 크산토틸 함량 차이가 거의 없었으나, 활력이 높은 개체의 경우 성숙 잎이 어린잎보다 크산토틸 함량이 2.2배 정도 높아 베타카로틴( $\beta$ -carotene)과는 대조를 보였다.

표 64. 활력과 잎 발달 단계에 따른 사방오리나무 잎의 엽록소 함량 변화

Vitality	Leaf age	Chl a	Chl b	Total	Chl a/Chl b
				chlorophyll	
mg/g					
Low	Emergence	0.67±0.04	0.33±0.03	1.00±0.07	2.06±0.06
	Full expansion	0.98±0.07	0.40±0.02	1.38±0.09	2.45±0.07
High	Emergence	0.92±0.09	0.41±0.01	1.32±0.08	2.25±0.27
	Full expansion	1.27±0.05	0.36±0.06	1.63±0.11	3.57±0.41



### (3) SOD와 GR 활성

사방오리나무의 어린잎과 성숙 잎에서 측정된 SOD 활성은 수목의 활력이 높을수록 낮았으며, 어린잎에서 성숙 잎으로 갈수록 높았다 (그림 23). 활력이 낮은 개체의 경우 어린잎과 성숙 잎의 SOD 활성은 뚜렷한 차이를 보이지 않았으나, 활력이 높은 개체의 SOD 활성은 성숙 잎이 어린잎보다 2배정도 높게 나타났다. GR 활성은 수목의 활력에는 큰 영향을 받지 않는 것으로 나타났으며, 연령에 따른 차이도 SOD 활력과는 달리 활력이 낮은 개체에서만 뚜렷하게 나타났다.

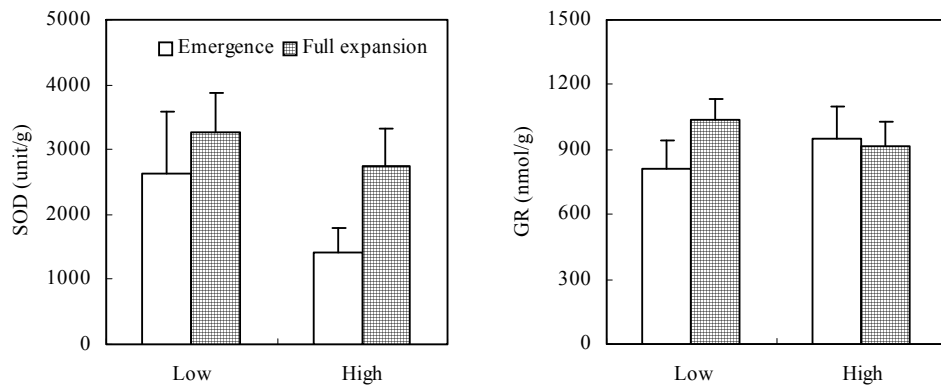


그림 29. 활력과 잎 발달 단계에 따른 사방오리나무 잎내 SOD와 GR 활성 변화

## 나) 계절 변화에 따른 활성 변화

### (1) 항산화 효소의 활성 변화

항산화효소의 활성은 효소 종류, 지역 및 시기에 따라 다양한 반응을 나타냈다(표 65). SOD는 잎 발달이 진행되면서 활성이 크게 증가하였으나, 오염지역과 대조구와의 차이는 크지 않았다. 비록 폐석지역의 1월 SOD 활성과 공단지역의 4월 SOD 활성이 대조지역보다 높았지만, 대체로 폐석지역과 공단지역의 잎 내 SOD 활성은 대조지역보다 낮았다. APX는 지역간 변화가 크게 나타났는데, 폐광지역의 경우, 대조지역의 APX 활성은 잎 발달과 함께 증가한 반면, 폐석지역의 APX 활성은 대조구와는 달리 4월부터 감소하였다. 또한 폐석지역의 APX 활성은 전 측정기간에 걸쳐 대조지역 보다 낮았다. 한편 공단지역의 APX 활성은 대조구와 오염지역 모두 4월에 가장 낮은 값을 나타냈다. 그러나 폐광지역과는 달리 오염지역에서는 4월과 6월의 APX 활성이 대조지역보다 높았다. GR 활성은 폐광지역의 대조구에서는 잎 발달과 함께 증가하였으며, 폐석지역에서는 4월에 약간 감소한 후, 6월에 다시 증가하였다. 그러나 공단지역에서는 대조지역과 오염지역 모두 4월에 GR 활성이 뚜렷하였고 6월에는 다시 상승하였으나, 1월보다는 낮은 값을 보였다. CAT 활성은 모든 지역에서 SOD 활성과는 반대로 잎 발달과 함께 감소하였으며, 특히 6월에 급격한 감소를 나타냈다. 한편 폐광지역에서의 CAT 활성은 대조지역보다 높았으나, 공단지역에서는 대조지역과 오염지역간에 CAT 활성 차이가 없었다.

표 65. 폐석지역과 공단지역에서 생육하는 사방오리나무의 항산화 효소 활성의 계절 변화.

Area	Month	SOD (unit/g)	APX (mmol/g)	GR (nmol/g)	CAT (unit/g)	
Abandoned mine	Control	Jan.	298 ± 67	1.27 ± 0.54	107 ± 13	2487 ± 433
		Apr.	1786 ± 639	1.40 ± 0.99	129 ± 33	2392 ± 475
		Jun.	6986 ± 568	2.38 ± 0.97	254 ± 22	528 ± 66
	Tailings	Jan.	432 ± 171	1.14 ± 0.52	142 ± 53	2795 ± 632
		Apr.	885 ± 388	0.77 ± 0.35	131 ± 31	2418 ± 450
		Jun.	4033 ± 881	0.70 ± 0.46	181 ± 48	559 ± 108
Industrial complex	Control	Jan.	506 ± 105	1.07 ± 0.55	170 ± 56	2822 ± 515
		Apr.	1274 ± 195	0.53 ± 0.22	129 ± 20	2116 ± 70
		Jun.	2676 ± 299	1.18 ± 0.51	158 ± 21	873 ± 94
	Polluted	Jan.	477 ± 165	0.89 ± 0.51	163 ± 32	2447 ± 366
		Apr.	1667 ± 696	0.76 ± 0.45	124 ± 27	2124 ± 107
		Jun.	2258 ± 301	1.42 ± 0.71	147 ± 28	894 ± 212

(2) 항산화 능력 측정

사방오리나무의 잎 내 항산화 능력은 활성산소인 DPPH radical의 소거율을 기준으로 판단하였다. 폐광지역의 활성산소 소거율은 1월에 가장 높고, 4월에는 감소하였다가 다시 6월에는 증가하였다. 활성산소 소거율은 전 기간에 걸쳐 폐석지역이 대조지역보다 낮았다(그림 24). 공단지역의 활성산소 소거율은 폐광지역과 마찬가지로 4월에 가장 낮았으며, 6월에 가장 높게 나타났다. 그러나 오염지역에서의 활성산소 변화는 잎 발달에 따라 큰 차이를 나타내지 않았다. 한편 4월의 활성산소 소거율은 오염지역이 대조지역보다 높게 나타나 1월과 6월의 결과와는 대조를 보였다.

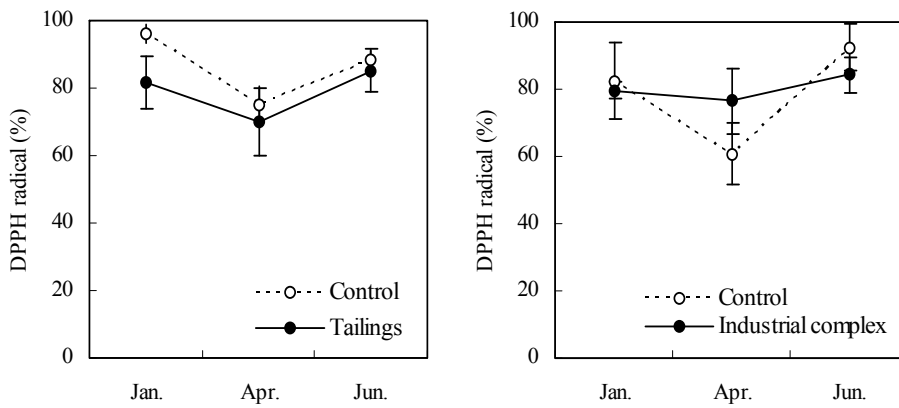


그림 30. 폐석지역과 공단지역에서 생육하는 사방오리나무의 잎내 항산화 능력의 계절 변화.

### 3. 스트레스 내성 표지자를 이용한 수종 개발

#### 가. 연구 수행 방법

##### 1) 스트레스의 이월 효과 분석

중금속 흡수 및 내성에 대한 스트레스 이월 효과를 분석하기 위하여 서신과 울산에서 채취한 해송 종자를 파종한 후, 유묘를 생산하고 일정한 크기로 생장한 후 Cd를 처리하였다. Cd 처리는 0.6mM의 CdSO<sub>4</sub> 용액을 이용하여 3일 간격으로 200ml씩 처리하였으며, 5월부터 9월까지 5개월 간 처리 후 수확하였다. 수확된 식물체는 잎, 줄기, 뿌리로 구분하여 건조시키고, 건조량을 측정하였다. 체내의 중금속 흡수 능력을 비교하기 위하여 건조된 시료를 마쇄하고, 분해액을 이용하여 완전히 분해 한 후, 원자흡광도계를 이용하여 체내 축적된 Cd 농도를 측정하였다. 측정 결과는 가계간 및 처리 년도별로 구분하여 비교 분석하였다.

##### 2) 스트레스 내성 표지자의 민감성 평가

###### 가) Cd 처리에 따른 피해 및 내성 특성의 차이

스트레스 내성 표지자의 민감성을 평가하기 위하여, 서신과 울산에서 종자를 채취하여 얻은 유묘를 대상으로 Cd를 처리하고 피해수준을 나타내는 MDA와 내성을 나타내는 항산화효소 (SOD, GR) 활성을 측정하였다. Cd 처리는 0.6mM 농도의 CdSO<sub>4</sub> 용액을 사용하였으며, 이월 효과 분석시와 같은 방법으로 처리하였다. 시험이 종료되는 시점에 엽 시료를 채취한 후 분석에 사용하였다. MDA 함량은 잎 시료 0.1g을 이용하여 Esterbauer and Cheeseman(1990)의 방법을 따라 결정하였다.

###### 나) 가계간 피해 수준 및 항산화 특성 차이

가계간 피해 수준 차이를 비교하기 위하여, 울산에서 선발된 해송을 대상으로 조사하였다. 울산에서 선발된 해송은 생장이 우수한 울산 7번과 생장이 저조한 울산 16번으로 이들의 모수는 수원에 위치한 국립산림과학원의 포지에 접목을 실시하여 보존하고 있다. 두 가계의 피해 수준 및 특성을 분석하기 위하여 울산 공단 현지에 식재된 차대와 수원 클론보존원의 모수에서 각각 잎을 채취하였다. 분

석에 사용된 해송 잎은 당년생 잎과 1년생 잎으로 구분하여 채취하였다. 채취된 잎은 엽록소 함량, MDA 함량을 측정하여 피해 수준을 결정하였다. 엽록소 함량은 dimethyl sulfoxide(DMSO)를 이용하여 추출하는 Hiscox and Israelstam(1979)의 방법을 사용하였다. 0.1g 생엽에 DMSO 10ml를 첨가하고 70°C의 항온 수조에서 2시간 동안 유지하여 색소를 추출하였다. 추출액의 흡광도는 470, 645, 663nm에서 측정하였다. MDA 함량은 잎 시료 0.1g을 이용하여 Esterbauer and Cheeseman(1990)의 방법을 따라 결정하였다.

또한 가계간 항산화 특성을 분석하기 위하여 채취된 잎에서 SOD 활성을 분석하였다. 채취된 잎 0.5g은 50mM phosphate buffer (pH7.0), 10mM ascorbic acid(AsA)와 1.0% (w/v) polyvinylpyrrolidone(PVP) 혼합액 5mL를 넣고 균질화시킨 후, 20,000×g에서 30분 동안 원심분리한 후 상등액을 효소 활성 분석에 사용한다. SOD 활성은 nitro blue tetrazolium(NBT)-환원법을 이용하였으며, 분광광도계로 530nm에서 120초 동안의 흡광도 증가를 측정하였다(Beauchamp and Fridovich, 1971). 활성은 Asada *et al.*(1974)의  $V/v-1$ 의 식에 의해서 계산하였다. V와 v는 각각 SOD가 없을 때와 존재할 때, NBT의 환원 속도를 나타낸다.

### 3) 오염지내 내성 및 지표 수종의 탐색 및 육성

#### 가) 폐금속광산의 초기 정착 수종간 중금속 축적 차이

오염지역의 친환경 복원을 위하여, 중금속에 대한 내성 및 지표 수종을 선발하고자 중금속 오염이 비교적 높게 나타난 경북 봉화의 연화광산을 대상으로 폐석지내 초기 정착 수종을 탐색하였다. 초기 정착 수종은 소나무, 물푸레나무, 아까시나무, 신나무, 호랑버들이었다. 초기 정착 수종에 대해서는 수종별 5개체의 식물체 시료와 토양 시료를 채취하였으며, 식물체는 실험실로 가져와 세척 후 건조하였다. 건조된 시료는 잎, 줄기, 뿌리로 구분하여 마쇄하고, 분해액을 이용하여 완전히 용해시킨 후 원자흡광광도계를 이용하여 Cd, Zn, Pb, Cu의 함량을 측정하였다. 측정된 결과는 수종별로 비교 분석하였다.

## 나) 중금속 정화 수종의 흡수 및 내성 특성

### (1) 수종별, 부위별 Cd와 Zn 흡수 특성

폐금속광산에서 분석된 결과를 바탕으로 가장 정화능력이 우수한 버드나무류를 대상으로 수종별 정화능력을 비교하였다. 대상수종은 능수버들, 버드나무, 채양버들, 키버들, 호랑버들이었으며, 대조수종으로 현사시나무를 선정하였다. 공시 수종은 3월에 삽수를 채취하여 모래에 삽목을 실시하였다. 삽목묘가 충분히 활착이 이루어진 5월 초부터 Cd와 Zn 처리를 실시하였다. Cd는 1mM CdSO<sub>4</sub> 용액을 3일 간격으로 200ml 씩 처리하였으며, Zn은 ZnSO<sub>4</sub> 용액을 사용하여 Cd 처리와 같은 방법으로 5개월간 처리하였다.

중금속 처리가 종료된 후 식물체는 수확하여 물로 세척하고, 잎, 줄기, 뿌리로 구분하여 건조하였다. 건조된 시료는 마쇄하여 중금속 분석 시료로 사용하였다. 분말시료는 분해액을 이용하여 완전히 용해하고, 원자흡광광도계를 이용하여 Cd와 Zn 함량을 측정하였다.

### (2) 수종별 증산량 및 thiol 함량 차이

수종별 중금속 흡수 특성 차이를 설명하기 위하여 중금속 처리가 종료되는 시점에서 잎의 증산량과 thiol 함량을 측정하였다. 증산량은 LI-6400 휴대용 광합성 측정기(Li-COR Inc, USA)를 이용하여 측정하였다. 광량을 임의로 조절할 수 있는 LED 광원을 이용하여 11:00부터 14:00 사이에 측정하였으며, 잎 챔버의 조건은 온도 25℃, 상대습도 50%를 유지하였다. 광량은 1100 $\mu$ mol/m<sup>2</sup>/s으로 고정하고 줄기 끝에서 4-6번 잎을 3번씩 측정하여 평균치를 사용하였다. Total thiol compound 함량은 Ellman 시약을 이용하여 412nm에서 결정하였다(Ellman, 1959). 상등액 300 $\mu$ L와 완충액을 이용하여 제조된 0.5mM KPi buffer(pH 7.5) 630 $\mu$ L와 10mM DTNB 25 $\mu$ L를 첨가한 후 발색시키고, 412nm에서 흡광도를 측정하여 결정하였다.

### (3) 중금속 내성 및 생리적 특성 변화

버드나무류의 중금속 내성 및 생리적 특성은 중금속 정화 능력을 비교한 결과를 이용하여 가장 중금속 정화 능력이 우수한 호랑버들과 비교적 정화 능력이 낮은 키버들을 선정하여 비교 분석하였다.

중금속 처리가 진행되는 동안 탄소고정효율, 광호흡 속도, MDA 함량, SOD 활성을 측정하였다. 탄소고정효율과 광호흡속도를 측정하기 위하여 휴대용 광합성 측정기를 이용하였다. CO<sub>2</sub> 농도는 0, 25, 50, 100, 200, 350, 500 μmol CO<sub>2</sub>/mol air로 조절하면서 광합성량을 측정하여 A-Ci curve를 생성하였다. A-Ci 곡선에서 초기에 기울기가 직선으로 증가하는 값을 이용하여 회귀식을 구하였으며, 기울기는 탄소고정효율 값으로 y 절편은 광호흡속도의 값으로 사용하였다. 탄소고정효율은 rubisco의 활성을 간접적으로 나타내는 지표가 된다.

신선한 잎을 이용하여 피해 수준을 결정하기 위하여 MDA 함량을 측정하였으며, 중금속 내성을 판단하기 위하여 SOD 활성을 측정하였다. MDA 함량은 잎 시료 0.1g을 이용하여 Esterbauer and Cheeseman(1990)의 방법을 따라 결정하였다. SOD 활성은 nitro blue tetrazolium(NBT)-환원법을 이용하였으며, 분광광도계로 530nm에서 120초 동안의 흡광도 증가를 측정하였다(Beauchamp and Fridovich, 1971).

#### 다) 우수클론 선발 및 중금속 배분 배턴 분석

중금속 정화 능력 및 내성이 가장 우수한 수종을 결정된 호랑버들을 대상으로 우수 클론 선발 및 중금속 배분 특성을 분석하였다. 호랑버들은 경북 봉화에 위치한 연화광산을 폐석지에서 자생하는 11개체를 대상으로 클론 번식을 실시하였다. 각 클론에서 개체에서 삽수를 채취하여 삽목을 실시하고, 활착이 충분히 이루어진 후 Cd와 Zn 처리를 실시하였다. Cd는 1mM CdSO<sub>4</sub> 용액을 3일 간격으로 200ml 씩 처리하였으며, Zn은 ZnSO<sub>4</sub> 용액을 사용하여 Cd 처리와 같은 방법으로 5개월간 처리하였다. 5개월간의 중금속 처리 후 식물체를 수확하였다. 식물체는 물로 세척하고, 잎, 줄기, 뿌리로 구분하여 건조하였다. 건조된 시료는 마쇄하여 중금속 분석 시료로 사용하였다. 분말시료는 분해액을 이용하여 완전히 용해하고, 원자흡광광도계를 이용하여 Cd와 Zn 함량을 측정하였다.

측정결과를 토대로 Cd에 대한 정화 우수 클론으로 봉화 2번이 선정되었으며, 가장 정화 능력이 낮은 봉화 1번 클론은 대조구로 선정하였다. Zn에 대해서는 가장 정화 능력이 우수한 클론으로 봉화 8번을 선정하였고, 가장 정화 능력이 낮은 클론으로 봉화 1번을 선정하였다. 선정된 클론은 잎, 줄기, 뿌리에서의 중금속 농도를 측정하여 클론간 배분 패턴을 결정하였다. 또한 우수 클론으로 선정된 봉화 2번과 8번은 클론 보존원에 보존하여 관리하였다.



## 나. 연구 수행 결과

### 1) 스트레스의 이월 효과 분석

#### 가) 중금속 흡수 및 내성의 가계간 특성 분석

##### (1) 가계간 Cd 흡수 특성의 변화

해송의 Cd 배분 패턴은 뿌리 > 줄기 > 잎의 순으로 나타나며, 이러한 Cd 축적 패턴은 1차년도 결과보다 2차년도 결과에서 더 뚜렷하게 나타난다. 특히 울산에서 채취된 종자의 유묘보다 서신에서 채취된 종자의 유묘가 더 명확한 결과를 보여 주었다. 그러나 서신과 울산 두 곳 모두 잎의 축적 농도가 2차년도에 1차년도보다 낮게 나타나는 데 이것은 잎과 줄기의 생장으로 인한 체내 Cd 농도의 희석 효과로 보인다(그림 12). 즉 수목의 생장으로 생체량이 증가되면서 체내에 축적된 중금속 농도는 상대적으로 낮게 나타난다는 것을 의미한다. 그러나 체내 축적된 총 중금속 함량은 생체량의 증가와 더불어 증가한다.

해송의 Cd 흡수 특성은 가계 간 차이를 크게 보여준다. 서신 가계의 경우 1차년도와 2차년도의 Cd 축적 패턴이 매우 뚜렷하게 나타났다. 즉, 서신 가계의 잎과 줄기의 Cd 축적 농도는 1차년도에 높았으며, 뿌리에서의 축적 농도는 2차년도에 높았다. 그러나 울산 가계의 경우 1차년도에서는 잎과 줄기의 배분이 뚜렷하지 않았고, 2차년도에서는 뿌리 > 줄기 > 잎으로 뚜렷한 배분 패턴을 보여주었다. 또한 잎에서의 배분은 1차년도가 2차년도보다 매우 높게 나타났으며, 줄기와 뿌리에서는 2차년도에 축적농도가 높게 나타났다(그림 25). 이러한 결과는 Cd 처리에 따른 성장 특성의 변화와 관련이 있다.

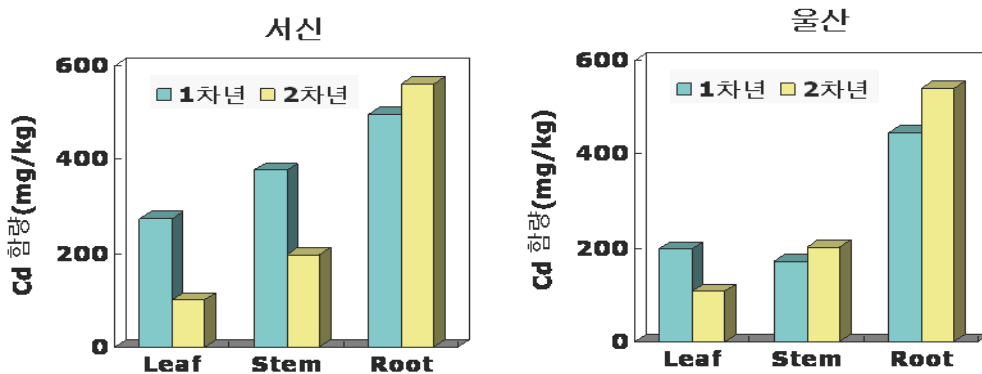


그림 31. Cd 처리된 해송의 가계간 Cd 흡수 특성

(2) Cd 처리에 따른 생장 특성의 차이

Cd 처리된 해송의 총 건중량은 감소하였으나, 1차년도에서의 생장 감소는 서신 가계에서는 나타나지 않았고, 울산 가계에서만 나타났으며, 2차년도에는 서신 가계와 울산 가계 모두에서 Cd 처리에 의한 생장 감소가 나타났다(그림 26). 한편 1차년도에서는 서신 가계와 울산 가계간 차이를 보여준 반면, 2차년도 처리에서는 서신과 울산 가계간 생장 차이가 거의 나타나지 않았다. 또한 1차년도에 비해 2차년도의 해송 생장은 급격하게 증가하였으며, 이러한 생장 증가는 체내 Cd 축적농도에 영향을 미쳤을 것으로 판단된다. 즉, 2차년도의 생장 증가는 체내 중금속 농도의 희석으로 낮은 값을 나타내게 하지만 뿌리와 같이 중금속에 직접 노출된 부위는 중금속에 의한 생장 저해로 축적 농도가 증가하여 1차년도보다 높은 값을 보여 주게 된다. 따라서 중금속에 대한 스트레스 이월효과는 식물의 생장 특성과 관계가 되며, 생장 증가는 중금속의 축적 농도 희석 효과로 스트레스를 완화시키는 결과를 가져와 생장이 큰 식물체의 경우 지속적으로 중금속을 흡수하여 저장할 수 있는 능력을 유지하게 된다.

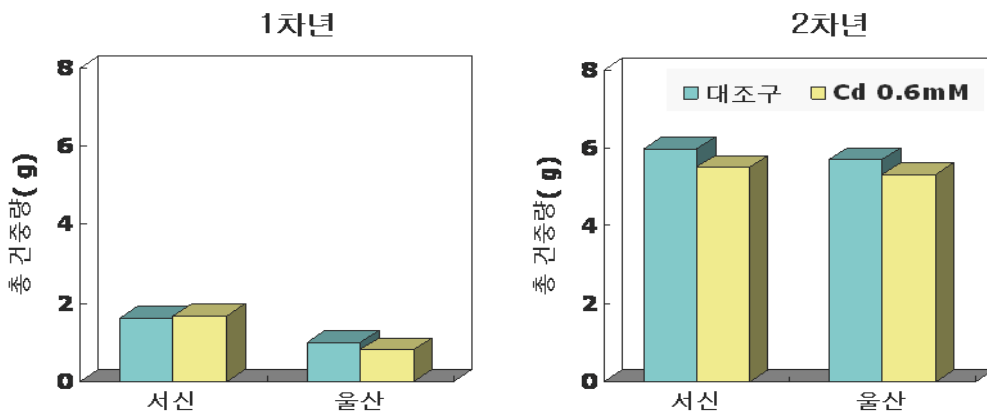


그림 32. Cd 처리된 해송의 가계간 총 건중량 변화

2) 스트레스 내성 표지자의 민감성 평가

가) Cd 처리에 따른 피해 및 내성 특성의 차이

스트레스 내성 표지자의 민감성을 평가하기 위하여, Cd 처리된 해송의 잎에서 MDA 함량을 측정된 결과, 해송의 MDA 함량은 Cd 처리로 증가하는 경향을 보여주었다. 특히 서신 가계가 울산 가계에 비해 큰 증가폭을 나타내 Cd 독성에 민

감한 것으로 나타났으며, MDA 함량은 Cd 처리에 의한 식물의 독성을 평가는 표지자로서 유용하게 이용할 수 있을 것으로 판단되었다 (그림 27).

한편 해송의 잎에서 측정된 항산화 활성 효소인 SOD와 GR 활성은 서신 가계가 울산 가계보다 높았으며, Cd 처리는 두 가계의 효소활성을 모두 감소시켰으나, 가계간 큰 차이는 크지 않았다(그림28). 일반적으로 스트레스를 받은 식물에서 항산화 효소 활성은 증가하는 것으로 보고되고 있지만 본 연구 결과에서처럼 항산화 효소의 활성이 감소한 것은 Cd 독성으로 효소 변성 또는 활성 부위의 손상 탓으로 보인다. 따라서 고농도 Cd 처리된 식물에서의 스트레스 내성 표지자로서 항산화효소의 활성을 이용할 경우 큰 효과가 없을 것으로 판단된다. 다만 적당한 처리 농도 및 처리 기간을 설정하는 것이 매우 중요하다.

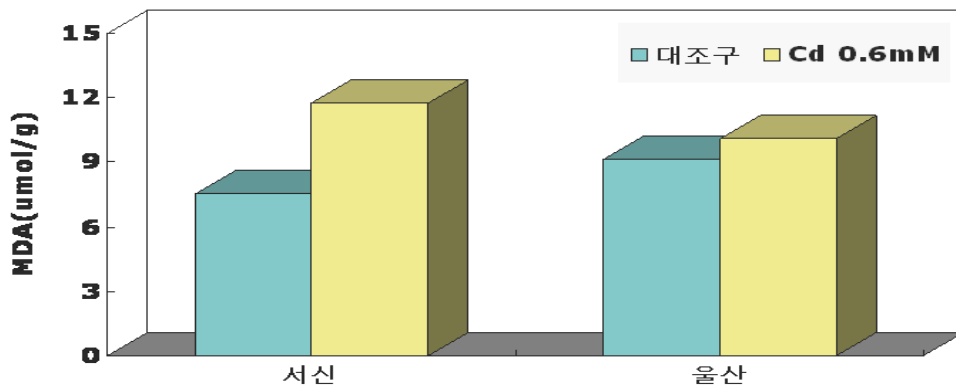


그림 33. Cd 처리하에서 해송의 엽내 MDA 함량 변화

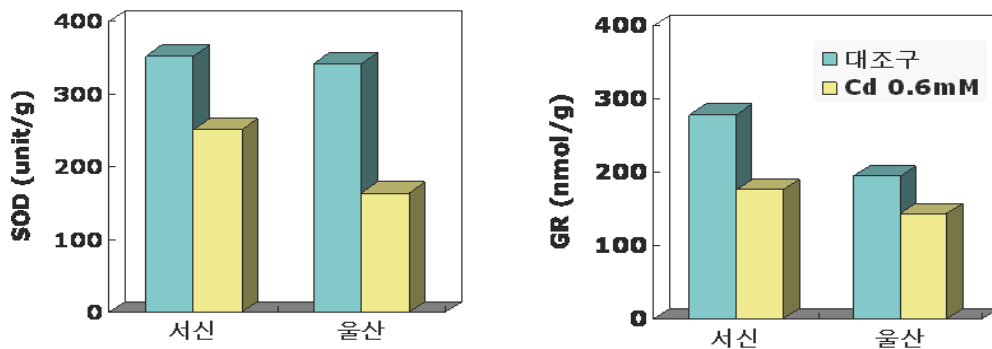


그림 34. Cd 처리하에서 해송의 엽내 항산화 효소의 활성 변화

나) 가계간 피해 수준 차이

대기오염 농도가 높은 공단지역에서 성장하는 수목의 스트레스 표지자의 민감성을 평가하기 위하여, 울산공단내 해송 중 생장이 가장 우수한 가계인 울산7번과 생장이 가장 저조한 울산16번의 잎내 피해를 조사한 결과, 생장이 저조한 울산16번이 울산7번 보다 더 높은 MDA 함량을 나타냈다. 또한 이러한 결과는 차대와 모수에서 일치하였고, 모수에서 더 뚜렷한 차이를 나타냈다. 즉 MDA 함량은 대기 오염 지역에서 식물의 민감성을 평가하는 표지자로서 매우 적당한 물질임을 확인할 수 있었다(그림 29).

또한 MDA 함량의 가계간 차이는 당년 잎보다 2년생 잎에서 더 뚜렷한 차이를 보여 주며, 가계간 차이가 크게 나타남에 따라 스트레스 표지자의 분석시 분석시료의 선정이 매우 중요한 인자임을 보여 주었다.

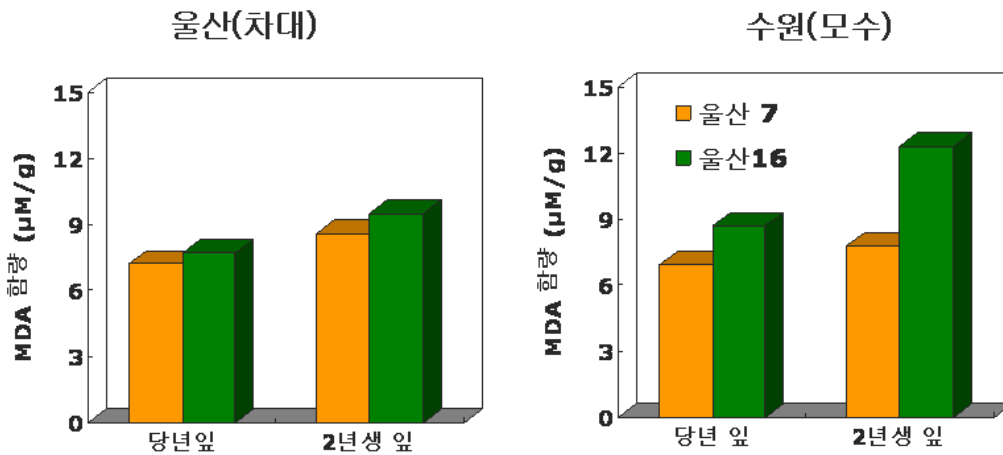


그림 35. 울산공단에 식재된 해송의 가계간 MDA 함량 차이

해송 잎의 엽록소 함량을 분석한 결과도 MDA의 분석 결과와 마찬가지로 울산공단에서 자라는 차대의 2년생 잎에서 가계간 차이를 확인할 수 있었다. 또한 모수에서는 당년 잎과 2년생 잎 모두에서 가계간 차이가 크게 나타나, 엽록소 함량은 생장이 우수한 울산7번이 생장이 저조한 울산16번보다 더 높은 값을 보여주었다(그림 30). 즉 잎내 엽록소 함량도 스트레스의 표지자로서 적절히 이용할 것으로 판단되었다.

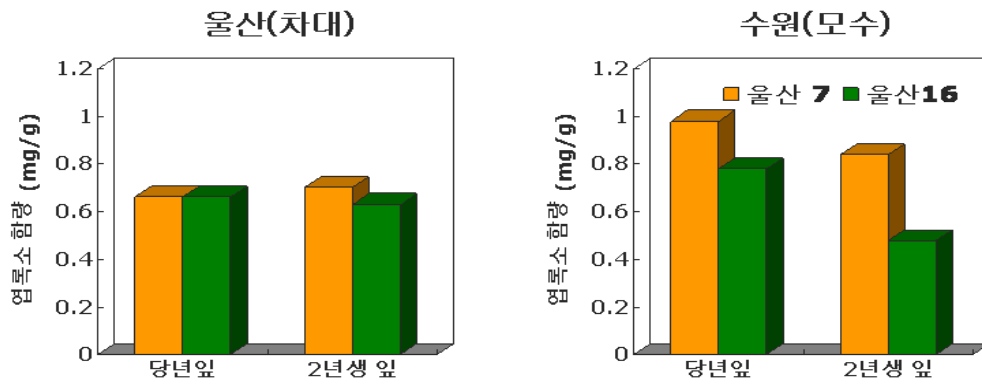


그림 36. 울산공단에 식재된 해송의 가계간 엽록소 함량 차이

다) 가계간 항산화 특성 차이

해송의 항산화 효소 활성은 울산7번이 울산16번 보다 높은 것으로 나타났으며, 이러한 특성은 차대와 모수에서 동일하게 나타났다(그림 31). 또한 2년생 잎에서 가계 간 뚜렷한 차이를 보여 줌으로써 생리 활성 및 피해 수준을 분석 시 2년생 잎을 대상으로 조사하는 것이 바람직하며, 특히 생장이 우수한 가계에서 항산화 효소의 활성이 높게 나타나는 것으로 보아 스트레스에 대한 항산화 효소의 민감성은 수목의 활력에 좌우됨을 알 수 있었다.

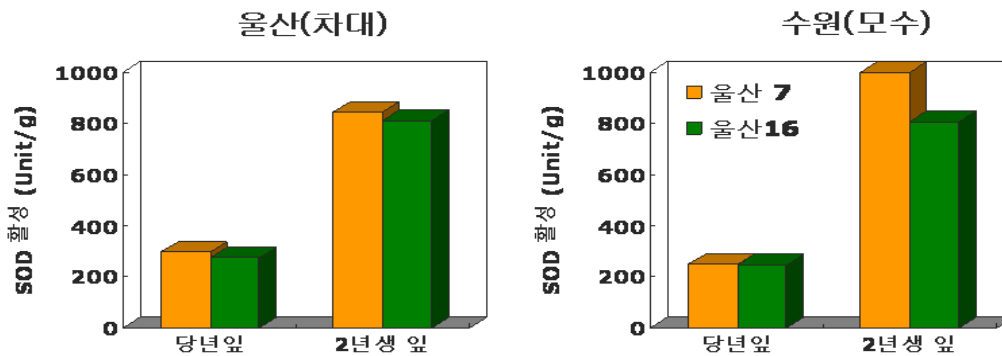


그림 37. 환경 수종의 수종별 항산화 능력

3) 오염지내 내성 및 지표 수종의 탐색 및 육성

가) 폐금속광산지역의 초기 정착 수종간 중금속 축적 차이

봉화에 위치한 금속 폐광지역내 폐석지에 초기 정착 수종인 소나무, 물푸레나무, 아까시나무, 신나무 및 호랑버들의 중금속 정화능력을 조사한 결과, 호랑버들의 앞에서 Cd와 Zn가 가장 높게 나타났으며, Cd의 경우 다른 수종의 5배, Zn의 경우 10배에서 40배의 높은 축적 농도를 나타냈다(그림 32). 이러한 특성은 호랑버들이 오염지역내에 초기 정화 수종으로서의 잠재력을 가지고 있음을 보여주는 것이다.

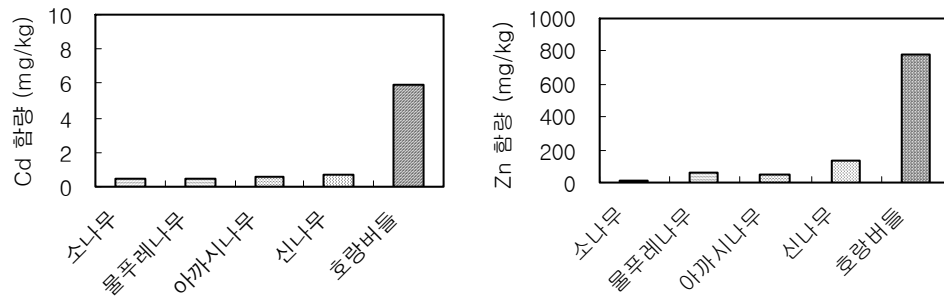


그림 38. 봉화 연화광산의 폐석지내 수종의 엽내 중금속 함량

나) 중금속 정화 수종의 흡수 및 내성 특성

(1) 수종별, 부위별 Cd와 Zn 흡수 특성

폐금속광산에서의 분석 결과를 토대로 호랑버들의 중금속 정화 특성을 분석하기 위하여 같은 속내에 위치한 버드나무속 5종을 대상으로 중금속 정화 특성을 분석하였다. 현지에서의 결과와 마찬가지로 버드나무속 5종 중 호랑버들의 Cd 축적 농도는 버드나무 중 가장 높았으며, Cd 배분 패턴은 뿌리 > 잎 > 줄기의 순이었다. 이러한 축적 결과는 대조수종인 현사시보다 높은 값이었다 (표 66). 또한 Zn의 축적 특성도 Cd과 마찬가지로 호랑버들이 가장 높은 축적 농도를 나타냈으며, Zn의 배분 패턴은 뿌리 > 잎 > 줄기의 순으로 나타났다. 따라서 호랑버들은 Cd와 Zn의 정화에 적합한 수종으로 판단되었다(표 66).

표 66. 버드나무속 5종의 부위별Cd와 Zn 축적 특성 (mg/kg)

수종	Cd			Zn		
	잎	줄기	뿌리	잎	줄기	뿌리
능수버들	72.8±0.5c	47.0±0.8b	616.2±1.3c	1195±11b	605±5c	1324±15c
버드나무	67.8±1.3d	48.3±1.0b	397.0±2.9f	1117±12c	713±9a	1517±16b
채양버들	54.3±0.5e	44.8±0.5c	633.0±0.5b	515±5f	432±4e	1298±16d
키버들	67.0±0.8d	43.3±0.9d	487.8±3.3e	728±9e	533±7d	1079±13f
현사시	269.3±2.1a	28.3±0.9e	544.3±4.5d	1001±9d	284±2f	1103±8e
호랑버들	139.8±1.3b	102.3±0.9a	656.3±3.9a	1337±13a	667±7b	1976±8a
Pr>F	0.0001	0.0001	0.0001	0.0001	0.0001	0.0001

(2) 수종별 증산량 및 thiol 함량 차이

호랑버들에서 나타난 중금속 정화력의 영향인자를 찾기 위하여, 버드나무 5종을 대상으로 증산량과 thiol 함량을 측정하였다. 중금속의 흡수 능력에 영향을 주는 인자인 수목의 증산량은 Cd와 Zn 처리 모두에서 가장 높은 중금속 흡수 농도를 보여 주었던 호랑버들이 가장 높은 것으로 나타났다(그림 33). 또한 중금속 결합 및 이송과 관련된 물질인 thiol 함량을 측정한 결과, Cd 처리구에서는 역시 호

랑버들이 가장 높은 함량을 보여 주었으며, Zn 처리구에서는 능수버들이 가장 높았고, 다음은 호랑버들이 높은 함량을 보여주었다(표 67).

즉, 호랑버들의 Cd과 Zn 흡수 및 축적 농도가 가장 높은 것은 빠른 증산량과 높은 thiol 함량에 기인하는 것으로 판단된다. 따라서 중금속 정화 수종의 선발 시 증산량 및 thiol 함량의 결과를 이용하면 보다 정확한 결과를 얻을 수 있을 것으로 판단된다.

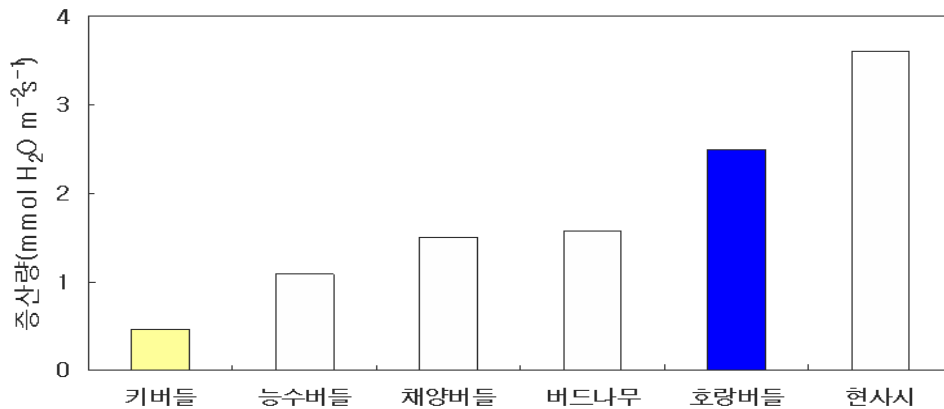


그림 39. Cd 처리된 버드나무속 5종의 증산량 비교

표 67. Cd과 Zn 처리하에서 버드나무속 5종의 잎내 thiol 함량 변화

수종	대조구(A)	처리구(B)		증감((A-B)/A, %)	
		Cd	Zn	Cd	Zn
능수버들	2.26 ± 0.03f	3.80 ± 0.05f	5.42 ± 0.03e	68.1	139.8
버드나무	5.84 ± 0.07c	5.59 ± 0.07d	5.67 ± 0.03d	-4.3	-2.9
채양버들	4.78 ± 0.09d	5.09 ± 0.06e	4.43 ± 0.03f	6.5	-7.3
키버들	21.58 ± 0.17a	22.77 ± 0.18a	19.52 ± 0.12a	5.5	-9.5
현사시	9.96 ± 0.03b	10.7 ± 0.23b	9.78 ± 0.03b	7.8	-1.9
호랑버들	3.93 ± 0.03e	6.65 ± 0.06c	5.92 ± 0.03c	69.2	50.6
Pr>F	0.0001	0.0001	0.0001		



(3) 중금속 내성 및 생리적 특성 변화

호랑버들의 중금속 내성 및 생리적 특성을 파악하기 위하여, 증산량이 가장 낮고 중금속 흡수 능력이 비교적 낮은 키버들을 대조 수종으로 하여 비교 분석하였다. Cd와 Zn 처리된 두 수종의 광합성 효율은 크게 감소하였으며, 특히 rubisco의 활성을 나타내는 탄소고정효율과 광호흡 속도는 중금속 처리로 크게 감소하였다. (표 68). 잎내 피해 수준을 반영하는 MDA 함량은 중금속 처리로 크게 증가하였으며, 호랑버들보다는 키버들에서 높은 증가율을 나타냈다(그림 34). 한편 항산화 효소인 SOD 활성은 키버들이 호랑버들보다 높았으며, Cd 처리구에서는 활성 상실로 감소하였으나, Zn 처리구에서는 증가하였으나, 호랑버들은 중금속 처리에 영향을 받지 않았다.

표 68. Cd와 Zn 처리하에서 버드나무속 5종의 광합성 효율 변화

수종	처리	Cd		Zn	
		탄소고정효율 (mmol CO <sub>2</sub> /mol)	광호흡속도 ( $\mu$ mol CO <sub>2</sub> /m <sup>2</sup> /s)	탄소고정효율 (mmol CO <sub>2</sub> /mol)	광호흡속도 ( $\mu$ mol CO <sub>2</sub> /m <sup>2</sup> /s)
키버들	대조구	0.028 ± 0.004c	1.57 ± 0.33c	0.028 ± 0.004b	1.57 ± 0.33ab
	처리구	0.016 ± 0.003ab	1.14 ± 0.17ab	0.014 ± 0.007d	1.21 ± 0.57b
호랑버들	대조구	0.036 ± 0.003a	1.87 ± 0.12a	0.036 ± 0.003a	1.87 ± 0.12a
	처리구	0.024 ± 0.009bc	1.40 ± 0.37bc	0.021 ± 0.001c	1.30 ± 0.15b
Species(S)		0.0130	0.0573	0.0029	0.2810
Treat(T)		0.0008	0.0055	0.0001	0.0194
S×T		0.9627	0.8783	0.9523	0.5411

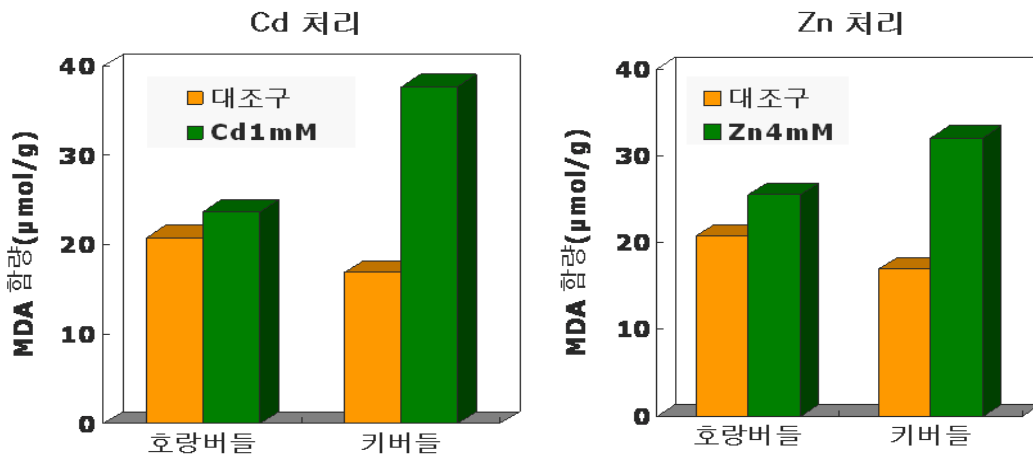


그림 40. 중금속 처리된 호랑버들과 키버들의 MDA 함량 변화

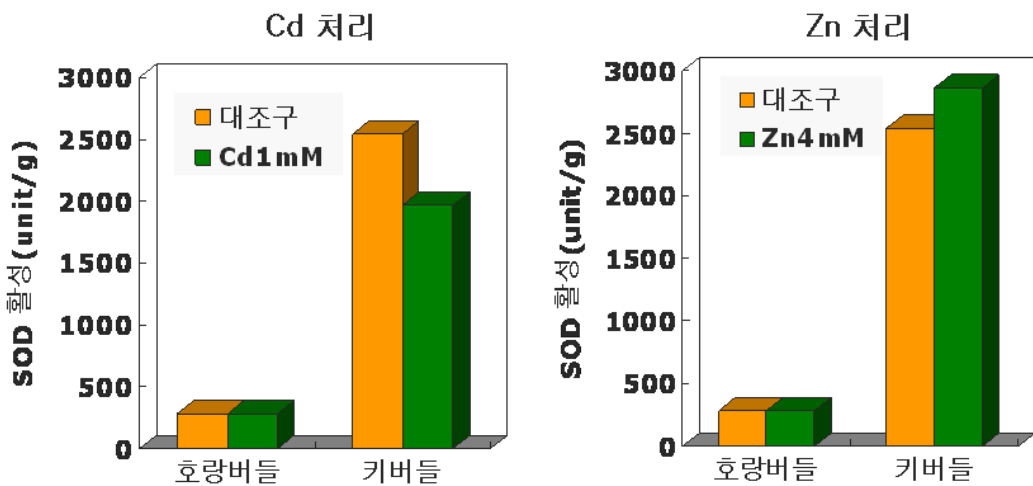


그림 41 중금속 처리된 호랑버들과 키버들의 SOD 활성 변화

다) 우수클론 선발 및 중금속 배분 배턴 분석

(1) Cd과 Zn 축적의 클론간 차이

Cd 처리된 호랑버들 8클론의 Cd 축적 농도를 비교해 본 결과, 1번 클론이 가장 낮은 Cd 축적 농도를 나타냈고, 2번 클론이 가장 높은 Cd 축적 농도를 보여

주었다(그림 34). 한편 Zn 처리에서는 8번 클론이 가장 높은 Zn 축적 농도를 보인 반면, 1번 클론이 가장 낮은 Zn 축적 농도를 나타냈다. 따라서 2번 클론과 8번 클론이 중금속 정화에 적합한 것으로 판단된다(그림 36).

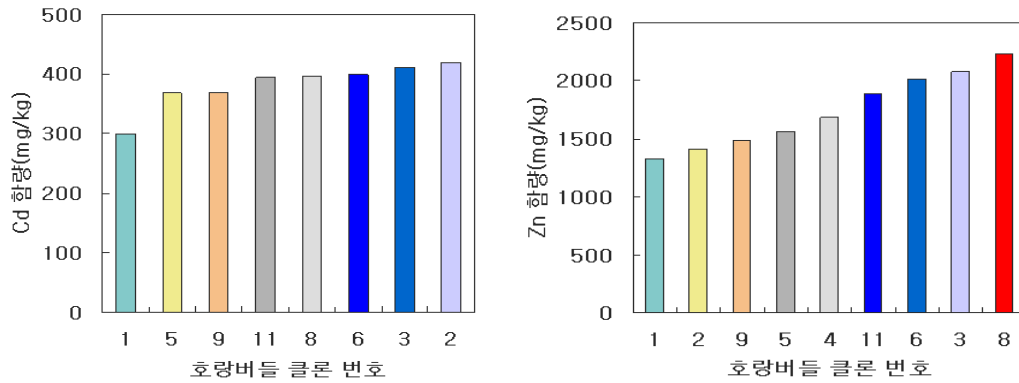


그림 42. Cd와 Zn 처리하에서 호랑버들의 클론별 축적 능력 차이

(2) Cd와 Zn의 배분 패턴

Cd 처리된 호랑버들은 뿌리에 가장 높은 Cd를 축적하며, 축적 농도가 가장 높았던 2번 클론은 1번 클론보다 잎과 줄기에 더 높은 Cd 축적 농도를 보여준다(그림 24). 또한 Zn 처리에서는 뿌리 > 잎 > 줄기의 순으로 배분 패턴이 나타났으며, Zn 축적 농도가 가장 높았던 8번 클론은 잎, 줄기, 뿌리 모두에서 높은 축적 농도를 보여줌으로써 정화용 재료로 적합한 것으로 판단된다(그림 37).

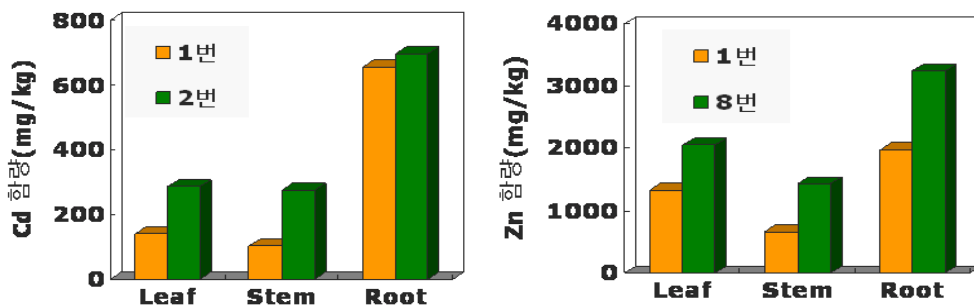


그림 43. Cd와 Zn 처리된 호랑버들의 배분 패턴 차이

#### 4. 적요

항산화계를 이용한 스트레스 내성 및 지표 수목의 육성을 위하여, 폐석지내 선구수종들을 대상으로 그들의 생리적인 내성 특성을 밝히고, 오염물질 정화 능력을 평가하여 우수한 친환경 복원 재료를 선발하고자 하였다.

먼저 폐석지내 선구수종들의 생리적인 내성 특성을 구명하기 위하여, 폐석지내 선구수종인 사방오리나무를 대상으로 수목의 활력과 잎 발달 단계에 따라 잎 내 엽록소 형광, 엽록소와 카로테노이드 함량 및 항산화 효소 활성을 분석하였다. 활력이 높은 개체는 오후 12시에 활력이 낮은 개체는 오후 2시에 가장 낮은 광화합효율을 나타냈으며, 두 개체 모두 오후 6시에 광화합효율을 완전히 회복하였다. 성숙 잎은 어린잎보다 전 측정 시간에 걸쳐 광화합 효율이 높았다. 엽록소, 베타카로틴 및 크산토펴 함량은 활력이 높은 개체와 성숙한 잎에서 높았으며, 특히 크산토펴 함량은 활력이 높은 개체가 활력이 낮은 개체보다 어린잎에서는 8.7배, 성숙 잎에서는 18.8배 높았다. 항산화효소는 SOD만이 활력이 높은 개체에서 잎의 연령 간 활성 차이를 나타냈다.

또한 오염물질에 노출된 수목에서 잎의 발달 단계와 항산화 기능의 관계를 구명하기 위하여, 1월부터 6월까지 색소 함량과 항산화 활성의 변화를 조사하였다. 폐광지역과 공단지역내 수목의 스트레스에 대한 항산화 기능은 잎 발달과 함께 변화하며, 6월에 가장 높은 항산화 활성을 나타내었다. 항산화 물질 중 계절 변화와 상관을 나타내는 것은 카로테노이드, SOD 및 CAT였으나, 카로테노이드와 SOD는 정의 상관을 나타냈고, CAT는 부의 상관을 보였다. 또한  $H_2O_2$ 를 제거하는 데 관여하는 APX와 CAT는 상호 보완적인 관계를 나타냈다. 가장 낮은 항산화 활성을 나타내는 시기는 4월이었으며, 이 시기에는 스트레스로 인해 피해 수준도 낮았다.

중금속에 오염된 산림 토양의 복원을 위하여 선구수종을 이용하고자 6 수종의 정화능력을 조사하였다. 능수버들, 버드나무, 채양버들, 키버들, 호랑버들과 대조수종으로 현사시나무가 사용되었으며, 1mM  $CdSO_4$ 와 4mM  $ZnSO_4$ 를 5개월간 처리하여 중금속 함량을 측정하였다. 또한 생리적인 특성과 증산 속도 및 티올 함량을 분석하였다.

폐광지역의 선구수종인 호랑버들은 다른 수종에 비해 잎, 줄기, 뿌리에서 Cd 축적이 가장 높았고, 그들의 Zn 축적 또한 다른 수종과 비교했을 때 잎, 줄기, 뿌리에서 가장 높게 나타났다. 호랑버들의 증산 속도는 Cd와 Zn 처리 하에서 각각 2.5, 1.5 mmol  $H_2O/m^2/s$ 로 가장 높은 값을 보여 주었으며, 잎내 티올 함량 역시 Cd와 Zn

처리 하였을 때 무처리 보다 69.2%와 50.6%로 증가하였다. 결론적으로 높은 Cd와 Zn 함량과 내성 특성을 보여주는 호랑버들은 폐광지역의 복원에 적합한 수종으로 판단된다.

## 제 4장. 목표 달성도 및 관련분야에의 기여도

### 제 1절. 덩굴식물류를 이용한 오염지 복원 및 적용

#### 1. 덩굴식물의 생육환경 분석(달성도 100%)

1차년도 연구개발 목표는 덩굴식물의 생활형과 생리적 특성분석, 덩굴식물의 정화능력 분석(토양화학적 성질 및 중금속함량, 수중별 기관별 중금속 등 오염물질의 축적량, 중금속흡수능력 계산)이다.

이 목표를 달성하기 위하여 오염지역인 울산광역시 온산공단과 비오염지역인 경남 진주시 청곡사 일대를 조사구로 하여 개머루, 담쟁이덩굴, 땃덩이덩굴, 인동덩굴을 대상으로 조사구내 토양분석과 식물체 분석 및 엽록소함량을 분석하여 토양내 중금속함량과 식물체의 중금속함량을 비교 분석하여 덩굴식물의 중금속 흡수능력을 계산하여 덩굴식물의 이용가치를 평가하였다.

#### 2. 덩굴식물의 성장특성 구명(달성도 100%)

2차년도 연구개발 목표는 덩굴식물의 성장특성 구명으로서 이 목표를 달성하기 위하여 오염지역인 울산광역시 온산공단을 조사구로 하여 담쟁이덩굴, 땃덩이덩굴, 인동덩굴을 대상으로 조사구내 토양분석과 식물체 분석 및 엽록소함량을 분석하여 토양내 중금속함량과 식물체의 중금속함량을 비교 분석하여 덩굴식물의 중금속 흡수능력을 계산하여 덩굴식물의 이용가치를 재평가하였다.

오존에 노출한 덩굴식물류의 엽록소 함량 및 SOD활성변화에 대한 분석을 하였다.

#### 3. 오염지 복원을 위한 덩굴식물류의 현지시험(달성도 100%)

2차년도 연구개발 목표는 오염지 복원을 위한 덩굴식물류의 현지 적용 시험으로서 토양에 중금속을 처리하여 토양에 잔류하는 중금속 양 및 식물체 각 기관에 잔류하는 중금속의 양을 비교분석함으로써 복원에 이용할 수 있는 덩굴식물인 담쟁이덩굴, 마삭줄, 인동덩굴의 중금속에 대한 내성 및 생장에 대한 성적조사를 통하여 적합한 수종임을 구명함으로써 오염지역의 복원에 필요한 수종을 선발하였다.

## 제 2절. 환경오염 내성식물의 생리·생태적 특성 구명

### 1. 환경오염지역 산림의 실태 (달성도 100%)

1차년도 연구 목표는 환경오염지역을 중심으로 산림실태와 토양환경을 파악하고자 하는 당초 목표에 대해서는 100% 달성하였다. 이 목표를 달성하기 위하여 식생구조 분석에 대해서는 울산광역시 온산공단 주변의 7개 산림지역을 조사대상지로 하였으며, 토양의 화학적 특성과 중금속함량 분석을 위해서는 계요등과 인동덩굴이 우점하고 있는 지역을 크게 공단지역과 산림지역으로 구분하여 분석하였다.

### 2. 오염지 자생식물에 대한 생리·생태적 특성 파악(달성도 100%)

2차도 연구목표인 오염지 자생식물의 생리·생태적 특성을 분석 및 오염지 자생식물을 대조구와 비교하여 생육상황 및 성장량을 조사하고자 하는 당초목표를 100% 달성하였다. 또한 폐탄광지 주변 산림토양의 중금속 함량을 분석하기 위하여 5개소의 폐탄광지를 대상으로 토양 채취 및 분석을 실시하였다. 폐탄광지 주위에 자생하는 식물의 식물체 내 중금속 함량은 현재 분석 중에 있다.

### 3. 입지조건에 따른 환경오염 내성식물의 생리·생태적 특성 구명(달성도 100%)

3차년도 연구목표인 입지조건에 따른 환경오염 내성식물의 생리·생태적 특성 및 입지, 토양, 기상인자들을 고려하여 생육상황 및 성장량을 조사하였다. 또한 4개소의 폐탄광지에 나타난 부들과 갯조팝을 통한 중금속함량을 분석하고 폐탄광지 복구에 인위적인 식재를 많이 하고 있는 수종에 대해서도 중금속함량을 분석하였다.

환경오염 내성식물의 생육상황과 성장량 조사에서 대조구보다 생리적 능력이 활발한 수종을 대상으로 생육범위를 도출하였다. 도출된 수종들은 환경의 영향을 거의 받지 않는 생리·생태적 특성이 나타났다.

## 제 3절. 향산화계를 이용한 스트레스 내성 및 지표 수목의 육성

### 1. 오염지내 수목의 내성 판정 및 수종 선정(달성도 100%)

1차년도 연구 목표는 오염지 수목의 내성 판정 및 수종 선정으로 당초 목표인 오염지 내성 수종으로 해송과 사방오리나무를 선정함으로써 당초목표를 100% 달성하였다. 이 목표를 달성하기 위하여 폐금속광산 5개소를 대상으로 토양 오염실태 및 현황을 조사하고 오염 수준을 평가하였으며, 내성 수종을 선발하기 위하여 폐금속광산에서 성장하는 수종을 대상으로 중금속 정화 능력을 비교 분석하였다. 또한 오염지역에서의 생존 가능성과 내성 능력을 평가하기 위하여 생화학적인 검정을 실시하였다. 이러한 자료를 기초로 하여 폐금속광산의 광구 주변에서 성장하는 개체들 중 내성이 우수하고 중금속 정화 능력이 우수한 개체를 수종별로 5개체씩 선정하였다. 또한 선정된 개체로부터 종자를 수집하여 특성을 분석한 후 증식 중에 있다.

### 2. 스트레스 내성 표지자 개발(달성도 100%)

2차년도 연구 목표는 오염지 수목의 내성 판정 및 수종 선정으로 당초 목표인 오염지 내성 수종으로 해송과 사방오리나무를 선정함으로써 당초목표를 100% 달성하였다. 이러한 자료를 기초로 하여 폐금속광산의 광구 주변에서 성장하는 개체들 중 내성이 우수하고 중금속 정화 능력이 우수한 개체를 수종별로 5개체씩 선정하였다. 또한 선정된 개체로부터 종자를 수집하여 특성을 분석한 후 증식 중에 있다.

### 3. 스트레스 내성 표지자를 이용한 수종 개발 (달성도 100%)

3차년도 연구 목표는 스트레스 내성 표지자를 이용한 수종 개발로서 스트레스의 이월 효과 분석과 스트레스 내성 표지자의 민감성 평가 및 오염지내 내성 및 지표 수종의 탐색 및 육성을 통하여 중금속에 오염된 산림 토양의 복원을 위하여 선구 수종을 이용하고자 6 수종의 정화능력을 조사하였다. 능수버들, 버드나무, 채양버들, 키버들, 호랑버들과 대조수종으로 현사시나무가 사용되었으며, 1mM CdSO<sub>4</sub>와 4mM ZnSO<sub>4</sub>를 5개월간 처리하여 중금속 함량을 측정하였다. 또한 생리적인 특성과 증산속도 및 티올 함량을 분석하였다.

폐광지역의 선구수종인 호랑버들은 다른 수종에 비해 잎, 줄기, 뿌리에서 Cd 축적



이 가장 높았고, 그들의 Zn 축적 또한 다른 수종과 비교했을 때 잎, 줄기, 뿌리에서 가장 높게 나타났다. 호랑버들의 증산 속도는 Cd와 Zn 처리 하에서 각각 2.5, 1.5 mmol H<sub>2</sub>O/m<sup>2</sup>/s로 가장 높은 값을 보여 주었으며, 잎내 티올 함량 역시 Cd와 Zn 처리 하였을 때 무처리 보다 69.2%와 50.6%로 증가하였다. 결론적으로 높은 Cd와 Zn 함량과 내성 특성을 보여주는 호랑버들은 폐광지역의 복원에 적합한 수종으로 판단된다.

## 제 5장. 연구개발결과의 활용계획

### 1절. 기술적 측면

1. 환경오염지에 대한 내성 수종 선발
2. 내성 수종의 특성 구명
3. 환경오염 내성식물의 생리·생태적 특성 구명
4. 공단주변의 오염지역에 자생하고 있는 식물의 생리·생태적 특성을 구명하여 공단지역 주변 산림에 대한 보다 효율적인 관리
5. 환경스트레스 내성종 개발로 인한 환경오염지의 식생복원

### 2절. 경제·산업적 측면

1. 공단주변의 환경정화로 공단지역의 경제 활성화에 기여
2. 공단주변 시민들에게 보다 쾌적한 생활환경 제공
3. 공단 신설시 오염물질에 대한 환경정화 수종을 제시할 수 있어 산림관리를 위한 기초 자료로 활용가능
4. 최근 산림이 가지는 공익적인 기능을 중시하여 그 가치를 경제적으로 환산하는 등 산림의 간접적인 부분이 더욱 중요시 되고 있으며, 전 세계적으로 환경오염이 문제가 되고 있는 만큼 산림이라는 거대한 오염물질의 정화고를 식물을 이용하여 그 가치와 능력의 극대화가 가능.

### 3절. 기대효과

1. 환경오염에 대한 내성을 가지고 있거나 오염물질을 정화시킬 수 있는 수종을 선발함으로써 공단주변 산림의 효율적으로 관리할 수 있을 것임
2. 내성수종을 선발하여 현지에 식재함으로써 환경개선 비용을 절감할 수 있을 것임

## 제 6장. 참고문헌

1. 김명희, 민일식, 송석환. 1999. 울산시의 사문암 및 유문암 지역 표토와 식물체의 중금속 함량 비교. 한국환경생태학회지 13(2):176~183.
2. 김성조, 백승화, 문광현, 장광호, 김수진, 이승현. 1999. 익산 제2공단 토양의 중금속 함량 분포 조사. 한국환경농학회지 18(3):250~258.
3. 김종갑. 1992. 온산공단 주변의 삼림식생에 관한 조사. 한국생태학회지 15(53):231~246.
4. 김종갑, 김재생. 1989. 대기오염지역의 산림식생구조와 업내오염물질 함량에 관한 연구. 한국임학회지 78(4):360~371.
5. 김종욱, 김준호. 1995. 오존에 대한 신갈나무 잎의 순광합성능의 반응. 한국생태학회지 18(2):265~273.
6. 김주현 등 16인. 1996. 한국산림과 온실가스-흡수 저장 및 저감방안-. 임업연구원. 270pp.
7. 김준선, 박인협, 제정근. 1988. 오염지역의 생태계의 변화에 관한 연구(I)-여천공단 주변지역의 식생을 중심으로-. 국립환경연구원보 10:89~110.
8. 구영본, 이성규, 김판기, 변광옥, 우수영. 1997. 난지도 폐기물 매립지의 포플러 성장 및 오염물질 흡수 가능성. 포플러 14 : 23-32.
9. 민일식, 이수욱. 1990. 인공 산성우가 삼림토양의 완충능에 미치는 영향. 한국임학회지 79 (4):376~387.
10. 박은희. 2003. 덩굴식물류의 대기오염 내성에 관한 연구. 경상대학교 대학원 박사학위논문. 79pp.
11. 심경구, 안영희, 류미선. 1985. 덩굴성 식물의 광합성 특성에 관한 연구. 한국환경농학회지 26(1):44~50.
- 오창영, 이경준, 이재천, 한심희. 2004. Cd 처리에 대한 박달나무의 가계간 생리적 피해 및 항산화 반응 차이. 한국임학회지 428-435.
12. 이길철, 설증민, 이민효, 이홍재, 김동호, 박윤희, 김성수, 윤정기, 최정호, 이원석. 1994. 오염토양의 정화방법에 관한 연구(III-1)-식물에 의한 오염토양 정화효과. 국립환경연구원보 16 : 201-209.
13. 이수래, 송기준. 1985. 온산공단 주변토양의 중금속 농도조사. 한국환경농학회지 4(2):88~94.
14. 이수욱, 민일식. 1989. 대기오염 및 산성우가 산림생태계의 토양산도 및 양료분포

- 에 미치는 영향. 한국임학회지 78(1):11~25.
15. 이승우, 이수옥. 1995. 울산 공단주변 산림토양의 산성화가 산림생태계의 양료와 중금속 분석에 미치는 영향. 한국임학회지 84(3):286~298.
- 이재천, 오창영, 한심희, 김판기. 2005. 오존 노출 시간에 따른 버즘나무와 백합나무의 광합성과 SOD 활성 변화. 한국농림기상학회지 156-163.
- 이재천, 한심희, 장석성, 김판기, 허재선, 염규진. 2003. 탄광 폐석지내 자생 수종의 생리적 피해 및 내성. 한국농림기상학회지 5: 172-178.
17. 이재천, 한심희, 장석성, 조경진, 김용율. 2002. 자작나무류 잎의 오존흡입량이 광합성 및 항산화효소 활성에 미치는 영향. 한국농림기상학회지 4(2):72~79.
18. 우수영. 1997. 오존에 노출시켰을 때 저항성을 갖는 잡종포플러의 성장, 광합성 그리고 Rubisco 활성에 관한 연구: 수목의 보상전략의 관계. 한국임학회지 86(1):80~86.
19. 한상욱 외 9인. 1989. 대기오염에 의한 식물군집의 피해평가 및 유지방안에 관한 연구(I). -온산공단 주변지역의 식생을 중심으로-. 국립환경연구원보 11:185~206.
- 한심희, 현정오, 이경준, 조덕현. 1998. 아연폐광산 주변 토양의 중금속(Cd, Cu, Zn, Pb) 오염에 따른 5개 수종의 부위별 중금속 축적. 한국임학회지 87: 466-474.
20. Asada, K.M. 1999: The water-water cycle in chloroplasts: Scavenging of active oxygen and dissipation of excess photons. *Analytical Biochemistry* 44:276~287.
21. Bergkvist, B. 1986. Leaching of metals from a spruce forest soil as influenced by experimental acidification. *Water Air Soil Pollution* 31:901~916.
22. Brown, S.L., R.L. Chaney, J.S. Angel, and A.F.M. Baker. 1994. Phytoremediation potential of *Thlaspo caerulesens* and bladder campion for zinc-and cadmium -contamianted soil. *J. Environ. Qual.* 23:1151~1157.
23. Brummer, G. and B. Ulrich. 1983. Influence of soil reaction and organic matter on the solubility of heavy metals in soils. 233~243pp. D. Reidel Publishing Company.
24. Heath, R.L., 1980: Initial events in injury to plants by air pollutants. *Annual Review of Plants Physiology* 31:395~431.
25. Hentsschel, E., D. L. Godbold, P. Marschner, H. Schlegel and G. Jentschke. 1993. The effects of *Paxillus involutus* Fr. on aluminum sensitive of Norway

- spruce seedlings. *Tree Physiology*. 12:379-390.
26. Hoffman, W.A. 1980. Precipitation acidity. The role of forest canopy in acid exchange. *Journal of Environmental quality* 9(1):95~100.
  27. Puckett, L.J. 1982. Acid rain, air pollution and tree growth in Southeastern New York. *J. Environment Qual.* 11(3):376~381.
  28. Robitaille, G. 1981. Heavy metal accumulation in the annual rings of Balsam Fir *Abies balsamea*(L.) Mill. *Environmental Pollution*(series B) 2:193~202.
  29. Ross, S.M. 1994. *Toxic Metals in Soil-Plant Systems*. John Wiley and Sons Ltd. New York. 469pp.
  30. Tyler, G. 1978. Leaching rates of heavy metal ions in forest soil. *Water Air Soil Pollution* 9:137~148.
  31. Ulrich, B., R. Mayer and P.K. Khanna. 1980. Chemical changes due to acid precipitation in a loess derived soil in central Europe. *Soil Science* 130:193~199.
  32. Álvarez E, Fernández Marcos ML, Vaamonde C, Fernández-Sanjurjo MJ. 2003. Heavy metals in the dump of an abandoned mine in Galicia (NW Spain) and in the spontaneously occurring vegetation. *The Science of The Total Environment* 313: 185-197.
  33. Asada K, Takahashi M, Nagate M. 1974. Assay and inhibitors of spinach superoxide dismutase. *Agricultural Biological Chemistry* 38: 471-473.
  34. Asada K. 1999. The water-water cycle in chloroplast: scavenging of active oxygens and dissipation of excess photons, *Annual Review of Plant Physiology and Plant Molecular Biology* 50: 601-639.
  35. Beauchamp C, Fridovich I. 1971. Superoxide dismutase: Improved assays and an assay applicable to acrylamide gels. *Analytical Biochemistry* 44: 276-297.
  36. Biehler K. and Fock H. 1996. Evidence for the contribution of the Mehler peroxidase reaction in dissipating excess electrons in drought-stressed wheat. *Plant Physiology* 112 : 265-272.
  37. Bowler C, van Montagu M, Inze D. 1992. Superoxide dimutase and stress tolernce. *Annual Review of Plant Physiology and Plant Molecular Biology* 43:83-116.
  38. Brand-Williams W. 1995. Use of a free radical method to evaluate antioxidant

- activity. *Food Science Technology* 28: 25-30.
39. Carlberg I. and Mannervik B. 1985. Glutathione Reductase. *Methods in Enzymology* 113: 485-490.
  40. Cartelat A, Cerovic ZG, Goulas Y, Meyer S, Lelarge C, Prioul JL, Barbottin A, Jeuffroy MH, Gate P, Agati G, Moya I. 2005. Optically assessed contents of leaf polyphenolics and chlorophyll as indicators of nitrogen deficiency in wheat (*Triticum aestivum* L.). *Field Crops Research* 91: 35-49.
  41. Demmig-Adams B. 1990. Carotenoids and photoprotection in plants: a role of xanthophyll zeaxanthin. *Biochimica et Biophysica Acta* 1020: 1-24.
  42. Fossati P, Prencipe L, Berti G. 1980. Use of 3,5-dichloro-2-hydroxy benzenesulfonic acid /4-aminophenazone chromogenic system in direct enzymic assay of uric acid in serum and urine. *The Clinical Chemistry Methodology* 26: 227-231.
  43. Foyer CH, Lelandais M, Kunert KJ. 1994. Photooxidative stress in plants. *Physiologia Plantarum* 92: 696-717.
  44. Foyer, C.H. and Halliwell, B. 1976. The presence of glutathione and glutathione reductase in chloroplasts: proposed role in ascorbic acid metabolism. *Plant* 133: 21-25.
  45. Halliwell B. 1987. Oxidative damage, lipid peroxidation and antioxidant protection in chloroplasts. *Chemistry and Physics of Lipids* 44:327-340.
  46. Han SH, Lee JC, Jang SS, Kim PG. 2004. Composted sewage sludge can improve the physiological properties of *Betula schmidtii* grown in tailings. *Journal of Plant Biology* 47: 99-04.
  47. Heath RL, Parker L. 1968. Photoperoxidation in isolated chloroplasts. I. Kinetics and stoichiometry of fatty acid peroxidation. *Archives of Biochemistry and Biophysics* 125: 189-198.
  48. Hiscox JD, Israelstam GF. 1979. A method for the extraction of chlorophyll from leaf tissue without maceration. *Canadian Journal of Botany* 57: 1332-1334.
  49. Hossner LR, Hons FM. 1992. Reclamation of mine tailings. *Advances in Soil Science*. Vol. 17. (Eds.) B.A. Stewart. Springer-Verlag, New York, 311-348.
  50. Jiang CD, Li PM, Gao HY, Zou Q, Jiang GM, Li LH. 2005. Enhanced

- photoprotection at the early stages of leaf expansion in field-grown soybean plants. *Plant Science* 168: 911-919.
51. Jiang C.D., Gao H.Y., Zou Q., Jiang G.M. and Li L.H. 2006. Leaf orientation, photorespiration and xanthophyll cycle protect young soybean leaves against high irradiance in field. *Environmental and Experimental Botany* 55: 87-96.
  52. Jung S. 2004. Variation in antioxidant metabolism of young and mature leaves of *Arabidopsis thaliana* subjected to drought. *Plant Science* 166: 459-466.
  53. Jung S. and Steffen K.L. 1997. Influence of photosynthetic photon flux densities before and during long-term chilling on xanthophyll cycle and chlorophyll fluorescence quenching in leaves of tomato (*Lycopersicon hirsutum*). *Physiologia Plantarum* 100: 958-966.
  54. Külheim C., Agren J. and Jansson S. 2002. Rapid regulation of light harvesting and plant fitness in the field. *Science* 297:91-93.
  55. Larson RA. 1988. The antioxidants of higher plants. *Phytochemistry* 27:969-978.
  56. Larson RA. 1995. Defenses against oxidative stress. *Archives of Insect Biochemistry and Physiology* 29: 175-186.
  57. Lee JC, Han SH, Kim PG, Jang SS, Woo SY. 2003. Growth, physiological responses and ozone uptake of five *Betula* species exposed to ozone. *Korean J. Ecol.* 26: 165-172.
  58. Lichtenthaler H.K. 1987. Chlorophylls and carotenoids: pigments of photosynthetic biomembranes. *Methods in Enzymology* 148:350-382.
  59. Logan TJ. 1992. Chemical degradation of soil. *Advances in Soil Science*. Vol. 17. (Eds.) Stewart BA, Springer-Verlag, New York, 13-35.
  60. Loggini B., Scartazza A., Brugnoli E. and Navari-Izzo F. 1999. Antioxidative defence system, pigment composition, and photosynthetic efficiency in two wheat cultivars subjected to drought. *Plant Physiology* 119:1091-1099.
  61. Ma Y.Z., Holt N.E. Li X.P. Niyogi K.K. and Fleming G.R. 2003. Evidence for direct carotenoid involvement in the regulation of photosynthetic light harvesting. *Proc. Natl. Acad. Sci.* 100: 4377-4382.
  62. Melis A. 1999. Photosystem II damage and repair cycle in chloroplasts: what

- modulates the rate of photodamage in vivo. *Trends in Plant Science* 4: 130–135.
63. Minkov I.N., Jahoubjan G.T., Denev I.D. and Toneva V.T. 1999. Photooxidative stress in higher plants. pp. 499–525. In: M. Pessrakli, ed. *Handbook of Plant and Crop Stress*, 2nd edition. Marcel Decker, New York, Basel.
  64. Minkov IN, Jahoubjan GT, Denev ID, Toneva VT. 1999. Photooxidative stress in higher plants. *Handbook of Plant and Crop Stress*, 2nd edition. (Eds.) M. Pessrakli, Marcel Decker, New York, Basel. 499–525.
  65. Müller P., Li X.P. and Niyogi K.K. 2001. Non-photochemical quenching. A response to excess light energy. *Plant Physiology* 125 : 1558–1566.
  66. Nakano Y, Asada K. 1981. Hydrogen peroxide is scavenged by ascorbate-specific peroxidase in spinach chloroplasts. *Plant Cell Physiology* 22: 867–880.
  67. Öncel I., Yurdakulol E., Keleş Y., Kurtm L. and Yildiz A. 2004. Role of antioxidant defence system and biochemical adaptation on stress tolerance of high mountain and steppe plants. *Acta Oecologia* 26: 211–218.
  68. Osmond C.B. 1994. What is photoinhibition? some insights from comparisons of shade and sun plants. pp. 1–24. In: N.R. Baker, and J.R Bowyer, ed. *Photoinhibition of Photosynthesis: From Molecular Mechanisms to the Field*. Bios Scientific. Oxford.
  70. Prasil O., Adir N. and Ohad I. 1992. Dynamic of PSII: Mechanism of photoinhibition and recovery process. pp. 293–348. In: J. Barber, ed. *The Photosystems: Structure, Function and Molecular Biology*. Elsevier, Amsterdam.
  71. Prochazkova D, Sairam RK, Srivastava GC, Singh DV. 2001. Oxidative stress and antioxidant activity as the basis of senescence in maize leaves. *Plant Science* 161: 765–771.
  72. Schansker G. and Van Rensen J.J.S. 1999. Performance of active Photosystem II centers in photoinhibited pea leaves. *Photosynthesis Research* 62: 175–184.
  73. Schöner S, Krause GH. 1990. Protective systems against active oxygen species in spinach: response to cold acclimation in excess light. *Planta* 180:383–389.



74. Siefermann-Harms D. 1987. The light-harvesting and protective functions of carotenoids in photosynthetic membranes. *Physiologia Plantarum* 69: 561- 568.
75. Smirnoff N. 1993. The role of active oxygen in the response of plants to water deficit and desiccation. *New Phytologist* 125 : 27-58.
76. Webb M.R. and Melis A. 1995. Chloroplast response in *Dunaliella salina* to irradiance stress. Effect on thylakoid membrane protein assembly and function. *Plant Physiology* 107: 885-893.
77. Zhao D, Reddy KR, Kakani VG, Reddy VR. 2005. Nitrogen deficiency effects on plant growth, leaf photosynthesis, and hyperspectral reflectance properties of sorghum. *European Journal of Agronomy* 22: 391-403.

## 주 의

1. 이 보고서는 농림부에서 시행한 농림기술개발사업의 연구보고서입니다.
2. 이 보고서 내용을 발표할 때에는 반드시 농림부에서 시행한 농림기술개발사업의 연구결과임을 밝혀야 합니다.
3. 국가과학기술 기밀유지에 필요한 내용은 대외적으로 발표 또는 공개하여서는 아니 됩니다.