

아연폐광지역 오염토양에 대한 토양개량제 처리가 구절초와 총꽃나무의 생육에 미치는 영향¹⁾

박은아 · 최 영 · 이상각¹ · 장매희*
서울여자대학교 원예학과, ¹(주)유니모 농원

Effect of Soil Conditioners for Contaminated Soil of Abandoned Zinc Mine Area on Growth of *Chrysanthemum zawadskii* and *Caryopteris incana*(Tunb) Miq

Eun A Park, Young Choi, Sang Gak Lee¹, and Mae Hee Chiang*

Dept. of Horticulture, Seoul Women's University, Seoul 139-774, Korea

¹Unimo Farm Co., Yangpeoung 476-800, Korea

Abstract. This study was conducted to investigate the effect of soil conditioner such as dolomite, sludge and organic manure on changes of soil chemical properties of abandoned zinc mine area. Growth responses of *Chrysanthemum zawadskii* and *Caryopteris incana* (Tunb) Miq affected by the application were also determined. In the soil of abandoned zinc mine area, total heavy metal contents especially Cd, Cu, Pb and Zn were high and organic matter content was low. Application of sludge for phytoremediation resulted in higher soil organic contents than other treatments tested. Heavy metal concentrations after application of soil conditioners were not different among treatments. The growth of *C. zawadskii* and *C. incana* (Tunb) Miq were significantly higher in sludge treatment than those in other treatments. The chlorophyll content, chlorophyll fluorescence, protein content, photosynthetic rate and transpiration were high in sludge treatment. The heavy metal contents of *C. zawadskii* were the lowest in sludge treatment while those of *C. incana* (Tunb) Miq was the highest in sludge treatment.

Key words : chlorophyll, chlorophyll fluorescence, photosynthetic rate, phytoremediation, sludge

*Corresponding author

¹본 연구는 2001년도 한국과학기술기획평가원 여대연구기반확충사업에 의해 수행되었음.

서 언

그 동안 전국적으로 산재되어 있던 많은 금속광산은 현재 경제성의 악화로 대부분 휴광 또는 폐광되었으며, 이에 따라 많은 금속 성분들이 모래나 돌가루에 잔존한 상태로 적치되거나 방치되어 왔다(Ryu 등, 1996a). 이들은 여러 경로를 통해 주변환경을 오염시키는데, 중금속은 주변 토양에 낙진하거나 직접 토양에 유입되어 식물의 생육 장에는 물론 광산 인근지역의 농작물들의 중금속 함량을 증가시키고 결국 인간에게까지 영향을 미치게 된다. 또한 광산 폐수가 지표수나 지하수를 통해 농업용수 및 식수로 유입되기도 하며, 하천 저니트에 다량의 중금속이 집적되는 경우 하천 주변 동물과

식물에 치명적인 영향을 끼치게 된다(Ryu 등, 1996b).

이러한 중금속 오염토양을 정화하기 위하여 최근 다양한 환경 친화적인 생물복원법이 연구되고 있다. 그 중 식물복원법(phytoremediation)은 botanical bioremediation 또는 green-remediation으로도 불리는데, 토양의 유해 오염물질 제거, 안정화, 무독화 과정에 식물을 이용하는 방법이다(Kim과 Lee, 1999; Terry와 Banuelos, 2000). 식물복원법은 정화기간이 긴 단점은 있지만 복원경비가 저렴하다. 특히 식물복원법은 오염토양에서 생장을 저해하는 불필요한 독성이온들의 흡수를 억제하거나 또는 다량으로 흡수하여도 원활한 체내활성을 유지하며 성장할 수 있는 내성이 강한 식물을 이용하므로 대표적인 친환경 정화기술로 알려져 있

다(Baker, 1981; Chen 등, 2000; Meagher, 2000; Stephen과 Leon, 1997).

본 연구는 아연폐광지역의 토양을 사용하여 토양개량제 처리효과를 검토하는 한편, 구질초와 층꽃나무의 재배효과를 비교함으로써 식물복원법 개발 및 친환경적인 생태계 복원에 관한 기초 자료를 얻고자 실시하였다.

재료 및 방법

중금속오염토양은 경기도 시흥군에 위치한 아연폐광(구 가학광산)의 서쪽 갭 입구의 토양을 채취, 운반하여 사용하였다. 토양 개량제 처리는 토양의 물리성 및 화학적 성질 변화를 목적으로 돌로마이트(계품번호; 강원 11-가 석회-3-2), 슬러지(서울시 중랑하수처리장), 유기질 비료 처리구로 구분하였고, 공시재료는 구질초(*Chrysanthemum zawadskii*)와 층꽃나무(*Caryopteris incana*(Tunb) Miq)의 유묘를 사용하였다. 식물체는 와그너 포트에 토양 3 kg당 개량제를 2% 수준으로 처리한 후 정식하였고, 완전 임의배치법 3반복으로 실시하였다(Kim 등, 1999). 식물체를 정식한 후 60일간 재배하여 생육조사 및 분석을 실시하였으며, 생육조사는 초장, 엽장, 엽폭, 생체중, 건물중 등을 조사하였다. 광합성량과 증산량은 photosystem(Licor, LI6200)을 이용하여 측정하였으며, 엽록소 형광은 공시식물 잎을 30분간 암상태를 유지한 후 fluorometer probe를 잎 양측면에 고정하여 FIM 1500(Analytical development company limited, Hoddesdon, U. K.)으로 5초간 3000 $\mu\text{mol} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{s}^{-1}$ 의 적색광을 조사하여 발산되어 나오는 형광을 측정하였다. 식물체의 가용성단백질은 0.1 mM Tris HCl(pH 7.8)로 추출하여 Bradford(1976)방법으로 정량하였고, 표준물질은 bovine serum albumin을 사용하였다. 토양 중금속함량은 토양 10 g에 0.1 N HCl 용액 50 mL을 가하여 1시간 진탕한 후 No.6 여과지

로 여과한 여액을 분석 시료로 준비하였고, 식물체의 중금속 함량 분석은 건조 시료 1 g을 삼각 플라스크에 넣고 conc. HNO_3 2.5 mL을 가하여 180~200°C로 서서히 가열한 후 ternary solution($\text{HNO}_3:\text{H}_2\text{SO}_4:\text{HClO}_4 = 10:1:4$) 10 mL을 넣고 200°C의 전열판에서 완전히 분해한 후 여과하여 분석 시료를 준비하였다. 분석 시료는 ICP(GBC intgra XL)를 사용하여 중금속함량을 측정하였다.

결과 및 고찰

폐광지역의 토양은 중금속 축적률이 높고, 질소, 인산과 같은 양분이 부족한 척박한 토양으로서 물리성이 악화되어 있고, 황 함량이 높으며, pH가 낮다(Nedelkoska와 Doran, 2000; Ruano 등, 1987; Wild, 1993). 생태학적 특성을 보면 내성이 강한 식물만이 적용하여 종의 단순화가 지배적이다(Kim 등, 1999). 본 실험에 사용한 경기도 시흥군 아연폐광지역의 토양과 토양개량제를 처리한 토양의 성분을 비교 분석한 결과 아연폐광지 토양의 유기물 함량은 0.42%로, 우리 나라 일반 농경지 토양 평균 2.3%에 비해 상당히 낮은 수준이었는데, 토양개량제 처리에 의해 유기물 함량과 치환성 양이온의 함량이 증가하였다(Table 1). 중금속 함량은 환경부에서 발표한 공정 시험법을 기준으로 보았을 때 폐광지 토양의 Cd함량은 농작물 생육 피해 한계 농도인 $25 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ 에 유사한 농도이었으나 Cu의 함량은 한계농도인 $125 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ 을 초과하였고, Pb는 한계농도인 $400\sim 500 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ 의 6배나 많았으며, Zn은 한계농도 $150\sim 500 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ 에 비하여 4~14배 이상 높게 나타났으며, 개량제 처리시 중금속함량은 대조구 토양과 비슷하거나 감소하는 효과가 나타났다(Table 2).

토양개량제 처리에 따른 식물생장반응을 보면 구질초는 슬러지 처리구에서 초장, 생체중 및 건물중이 증

Table 1. The effect of dolomite, sludge and organic manure on chemical properties of polluted soil from abandoned zinc mine area.

Treatment	Soil class (USDA)	Organic matter (%)	P_2O_5 ($\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$)	Exchangeable cation ($\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$)			
				Ca	Mg	K	Na
Control	SL	0.42	25.08	1964.0	0.18	32.63	73.05
Dolomite	SL	0.72	24.16	2060.3	11.01	31.34	77.52
Sludge	SL	1.17	23.71	2030.0	22.10	46.11	80.56
Organic manure	SL	0.96	20.97	2012.0	3.26	39.75	74.89

Table 2. The effect of dolomite, sludge and organic manure on heavy metal content of polluted soil from abandoned zinc mine area.

Treatment	Heavy metal (mg · kg ⁻¹)				
	Cd	Cu	Ni	Pb	Zn
Control	24.93	148.30	2.52	2901.5	2219.3
Dolomite	24.65	193.56	2.41	2843.1	2164.3
Sludge	24.00	122.80	2.81	2222.1	2131.8
Organic manure	24.41	128.05	2.42	2653.6	2126.3

Table 3. The effect of dolomite, sludge and organic manure on growth of *C. zawaskii* grown for 60 days in polluted soil from abandoned zinc mine area.

Treatment	Plant height (cm)	Leaf length (cm)	Leaf width (cm)	Fresh weight (g)		Dry matter (%)	
				Shoot	Root	Shoot	Root
Control	9.9a	4.8a	4.6a	22.4	18.6	13.6	30.2
Dolomite	6.9b	3.8b	3.2b	20.7	30.0	9.0	41.6
Sludge	11.4a	4.6ab	3.6ab	31.6	29.6	15.4	36.2
Organic manure	8.5b	4.4ab	4.2ab	25.5	20.5	15.6	29.2

^aMean separation within columns by DMRT at 5% level.

Table 4. The effect of dolomite, sludge and organic manure on growth of *C. incana*(Tunb) Miq grown for 60 days in polluted soil from abandoned zinc mine area.

Treatment	Plant height (cm)	Leaf length (cm)	Leaf width (cm)	Fresh weight (g)		Dry matter (%)			
				Shoot	Root	Flower	Stem	Leaf	Root
Control	38.9c ^z	6.9a	3.1ab	5.6c	6.2b	25.7	40.4	33.1	16.2
Dolomite	49.9a	6.6a	2.9b	7.5b	7.8ab	22.9	19.9	17.6	20.8
Sludge	49.1a	7.0a	3.9a	9.7a	10.0a	26.1	35.2	24.1	34.7
Organic manure	45.0b	6.3a	2.9b	6.5bc	7.9ab	25.5	31.1	16.9	22.8

^aMean separation within columns by DMRT at 5% level.

가하였고, 유기질비료 처리구에서도 지상부 생체중이 증가되었으며, 특히 돌로마이트 처리구에서는 뿌리발달이 뚜렷하여 뿌리의 생체중과 건물중 모두 증가하였다 (Table 3). 층꽃나무는 슬러지 처리구의 초장, 생체중, 뿌리의 건물중 증가가 나타났다(Table 4). 이러한 슬러지 처리구의 생육증진효과는 맨드라미의 생육을 촉진시킨 보고와도 유사하며 (Huh 등, 2002), 특히 돌로마이트 처리구의 뿌리 발달은 토양의 산도 조정 및 물리성 개선에 의한 효과로 생각된다. 엽장과 엽폭은 두 식물체 모두 처리구간의 큰 차이는 없었는데, 이는 생육기간 중 잎 확대감소, 황백화 현상, 페놀성 물질로 보이는 적갈색색소 출현 등의 생육장애가 나타났던 결과와도 관련된 것으로 보인다. 이와 같은 현상은 중금속 처리토양에서 토양 pH값이 낮아짐에 따라 토양내 Cu, Pb 및 Zn의 가용화가 증가되어 중금속의 이동성과 식물의 유효도 및 독성을 증가시키기 때문이라고

보고된 바 있다(Martinez와 Motto, 2000).

세포의 생화학반응을 통해 식물체의 생명현상의 중심적 역할을 하는 가용성단백질 함량을 보면 구절초는 슬러지 처리구, 유기질 비료 처리구, 돌로마이트 처리구 순이었으며(Table 5), 층꽃나무는 슬러지 처리구에서 가장 많았다(Table 6). 이처럼 생육이 양호하였던 슬러지 처리구에서 가용성 단백질 함량이 증가하는 특성을 보였는데, 특히 스트레스환경에서 식물의 생리적 반응을 위한 단백질대사의 조절은 생장과 발달에 중요하다고 Lee 등(1998)은 보고하였다. 식물체의 구성 성분 중 생체내의 광합성능을 간접적으로 평가할 수 있는 엽록소함량은 구절초는 슬러지 처리구에서 높았으나(Table 5) 층꽃나무는 돌로마이트와 유기질비료 처리구에서 높았다(Table 6). 한편 엽록소 형광반응결과를 보면 구절초는 엽록소함량과 비슷한 경향을 보여 슬러지 처리구에서 조금 높았지만, 층꽃나무의 경우 처리구

Table 5. The effect of sludge, dolomite and organic manure on protein, chlorophyll, chlorophyll fluorescence, photosynthetic rate and transpiration of *C. zawaskii* in polluted soils from abandoned zinc mine area.

Treatment	Protein (mg · g ⁻¹ FW)	Chlorophyll (mg · g ⁻¹ FW)	Chlorophyll fluorescence (Fv · Fm ⁻¹)	Photosynthetic rate (μmol · m ⁻² · s ⁻¹)	Transpiration (mmol · m ⁻² · s ⁻¹)
Control	0.4c ^z	4.5ab	0.52b	4.0b	2.3b
Dolomite	0.7b	2.0b	0.48b	3.9c	5.0a
Sludge	1.9a	7.0a	0.58a	10.6a	6.2a
Organic manure	0.9b	2.0b	0.54ab	7.4b	5.5a

^zMean separation within columns by DMRT at 5% level.

Table 6. The effect of sludge, dolomite and organic manure on protein, chlorophyll, chlorophyll fluorescence, photosynthetic rate and transpiration of *C. incana*(Tunb) Miq in polluted soils from abandoned zinc mine area.

Treatment	Protein (mg · g ⁻¹ FW)	Chlorophyll (mg · g ⁻¹ FW)	Chlorophyll fluorescence (Fv · Fm ⁻¹)	Photosynthetic rate (μmol · m ⁻² · s ⁻¹)	Transpiration (mmol · m ⁻² · s ⁻¹)
Control	0.9b ^z	4.93b	0.468a	7.1c	2.3b
Dolomite	0.7b	12.63a	0.469a	8.2bc	5.7a
Sludge	1.5a	7.00b	0.482a	11.3a	5.9a
Organic manure	0.8b	11.17a	0.473a	9.1b	5.3a

^zMean separation within columns by DMRT at 5% level.

간의 차이는 없었다. 엽록소 형광반응은 광에너지 전달 과정 중 들뜬 에너지가 제2광계 안테나에 의해 수확된 후 제2광계 반응중심으로 전달되어 광화학반응에 이용되는 효율을 의미하는 광화학반응의 최대양자수율(Fv/Fm) 값이다(Kate와 Johnson, 2000). 최대양자수율은 광화학반응의 활성 증가 또는 감소에 따라 나타나는 형광방출량으로서 식물의 잎이 광합성을 수행할 수 있는 잠재력을 의미하므로 광합성에 대한 지표로 사용되기도 한다. 식물의 엽록소 형광반응은 0.830이 광합성 수행의 지표로서 사용되며 이보다 낮은 값을 가질 때는 광저해 현상을 나타낸다고 한다(Kate와 Johnson, 2000). 본 실험에서는 아연폐광지역의 아연오염토양에서의 구절초와 층꽃나무의 엽록소형광반응이 현저히 낮은 것으로 보아 식물체가 심한 스트레스를 받았음을 알 수 있었다. 특히 층꽃나무의 경우 개량제 처리구의 엽록소 함량이 증가하여 개량제 처리 효과는 인정되었으나 엽록소함량과 엽록소 형광반응간의 결과는 일치하지 않았는데, 이는 독성피해에 의한 광합성기구의 기능상실이 엽록소의 감소율보다 빠르거나 또는 단위면적 당 생육장에 세포수가 증가된 결과로 생각된다. 최근 연구결과에 따르면 환경 요인에 따라 양적인 분포보다는 활력의 차이가 중요하므로 엽록소와 최대 양자수율과의 상관된 결과가 나타날 수 있다고 한다(Lee 등, 1998). 광합성량과 증산량은 대조구의 중금속 오

염토양에 비하여 개량제 처리구에서 증가하였는데, 구절초의 광합성량은 슬러지처리구에서 대조구보다 약 2.5배 높게 나타났고, 층꽃나무도 슬러지처리구에서 가장 높았다(Table 5, 6). 대조구에서 광합성량이 낮았던 결과는 중금속 오염토양에서의 식물의 생리적인 반응은 중금속이온의 축적에 따른 전자전달연체와 제2광계 작용중심의 전하분리를 저하시켜 생체내의 활성을 감소시킴으로서 광합성능을 감소시킨다는 연구보고(Baishnab와 Mohanty, 1980)와 유사한 경향이였다. 증산량은 대조구에 비해 모든 처리구에서 증가하였으며, 대조구는 중금속이온의 독성의 영향을 받은 것으로 보인다. 돌로마이트 처리구에서도 증산량이 높았던 점은 구절초의 뿌리발달이 동일한 처리구에서 양호했던 결과와 연관시켜 볼 때 수분 흡수가 원활히 이루어짐으로서 생체내의 활성이 유지된 것으로 사료된다.

중금속에 오염된 토양에서 자라는 식물은 중금속 이온의 흡수를 억제할 뿐만 아니라 중금속을 세포 소기관에 분리하여 저장하거나 조직에 축적시키는 것으로 알려져 있다(Grill 등, 1985). 이에 따라 식물체 재배 후의 토양 중금속함량(Table 7, 8)을 재배 전 토양(Table 1, 2)과 비교한 결과 치환성 양이온은 뿐 아니라 Cd, Ni, Zn 등의 중금속 함량이 식물체를 재배한 토양에서 감소하여 구절초와 층꽃나무에 의한 식물복원 가능성을 확인할 수 있었으며, 층꽃나무에 비해 구절초

아연폐광지역 오염토양에 대한 토양개량제 처리가 구절초와 총꽃나무의 생육에 미치는 영향

Table 7. The concentration of exchangeable cation and heavy metals in the polluted soils from the abandoned zinc mine area after phytoremediation with *C. zawadzskii* and soil conditioners.

Treatment	Exchangeable cation (mg · kg ⁻¹)				Heavy metal (mg · kg ⁻¹)				
	Ca	Mg	K	Na	Cd	Cu	Ni	Pb	Zn
Control	1292a [‡]	↘	17.09a	62.52a	20.59a	161.33a	2.08ab	2736.3ab	1979.6a
Dolomite	1217a	0.89a	22.67a	71.10a	21.12a	160.60a	2.05b	2627.8b	1970.0a
Sludge	1178a	0.78a	20.44a	69.28a	19.32a	157.16a	2.21a	2697.8ab	1874.5a
Organic manure	1313a	–	18.89a	72.60a	19.07a	156.45a	2.05b	2864.8a	1849.0a

[‡]Mean separation within columns by DMRT at 5% level.

[↘]Undetected

Table 8. The concentration of exchangeable cation and heavy metals in the polluted soils from the abandoned zinc mine area after phytoremediation with *C. incana*(Tunb) Miq and soil conditioners.

Treatment	Exchangeable cation (mg · kg ⁻¹)				Heavy metal (mg · kg ⁻¹)				
	Ca	Mg	K	Na	Cd	Cu	Ni	Pb	Zn
Control	1300b [‡]	0.00b	19.75a	64.88a	22.59a	168.98a	2.19b	2730.3a	2139.0a
Dolomite	1276b	1.76a	23.61a	71.00a	21.93a	162.83a	2.09b	2897.2a	2086.8a
Sludge	1298b	0.45ab	18.29a	75.58a	22.17a	167.11a	2.39a	2760.0a	2110.8a
Organic manure	1508a	0.94ab	19.41a	71.54a	21.95a	169.38a	2.21b	2823.6a	2072.1a

[‡]Mean separation within columns by DMRT at 5% level.

Table 9. Effects of soil conditioners on heavy metal concentration of *C. zawadzskii* grown for 60 days in the polluted soils from abandoned zinc mine area.

Part	Treatment	Exchangeable cation (mg · kg ⁻¹)				Heavy metal (mg · kg ⁻¹)						
		Ca	Mg	K	Na	Al	Cd	Cr	Cu	Ni	Pb	Zn
Leaf	Control	5610 [‡]	1021	14995	180	698	11.69	3.95	45.75	2.05	153.20	383.2
	Dolomite	1660	681	3102	334	3555	27.33	59.60	26.49	22.90	52.80	381.8
	Sludge	5155	594	12110	69	111	5.91	0.99	4.67	0.08	25.94	87.8
	Organic manure	6365	1162	15390	209	292	10.70	4.15	7.55	2.05	24.49	142.6
Root	Control	1990	651	5145	1128	1415	11.83	92.75	45.08	38.73	113.25	275.2
	Dolomite	3309	1273	7200	1099	3661	13.52	119.60	86.50	51.60	133.50	522.0
	Sludge	2504	821	3314	1128	1190	16.90	23.29	41.25	9.43	97.50	357.0
	Organic manure	1938	746	5255	853	1998	10.43	117.05	33.79	50.60	80.25	244.9

의 중금속 감소 효과가 더 컸다. 아울러 식물체의 중금속축적량을 조사한 결과 구절초는 지상부에 비하여 지하부인 뿌리에 중금속 축적량이 많았고, 개량제 처리 별로는 돌로마이트 처리구의 중금속함량이 높았던 반면(Table 9), 총꽃나무는 줄기를 제외한 꽃, 잎, 뿌리 등의 무기이온과 중금속 함량이 슬러지 처리구에서 뚜렷하게 높았다(Table 10). 특히 뿌리부분에 축적량이 많은 것은 식물의 형태적 특성상 뿌리부분의 비율이 높기 때문이라고 생각된다. 이처럼 오염지역에서 식물은 막의 조성변화에 의해 이온의 흡수를 저해하거나 독성제거를 위한 격리 기작을 통해 생존을 위한 생리

적 기능을 수행한다고 알려져 있으나(Lee 등, 1998) 식물특성에 의한 추가 연구가 필요한 실정이다. 또한 토양개량제 처리간 개량효과를 식물의 성장량 및 식물체내 아연축적량과 함께 비교해 보면 총꽃나무는 생육이 증진된 슬러지 처리구가 아연을 비롯한 중금속 축적량도 많았으나, 구절초는 생육이 왕성하였던 슬러지 처리구는 오히려 식물체내 중금속 함량이 낮았으며, 반면에 뿌리발달이 좋았던 돌로마이트 처리구는 중금속 축적량이 많았으나 생육이 저조하였다. 이러한 식물간의 상이한 반응을 통하여 총꽃나무는 중금속 축적능력이 크고, 이에 대한 내성이 강한 반면, 구절초는 체내

Table 10. Effects of soil conditioners on heavy metal concentration of *C. incana*(Tunb) grown for 60 days in the polluted soils from abandoned zinc mine area.

Part	Treatment	Exchangeable cation (mg · kg ⁻¹)				Heavy metal (mg · kg ⁻¹)						
		Ca	Mg	K	Na	Al	Cd	Cr	Cu	Ni	Pb	Zn
Flower	Control	2936	386	5160	85.9	28.5	0.00	0.98	4.76	0.68	0.96	29.9
	Dolomite	3283	690	7450	120.3	48.2	0.42	0.98	7.21	1.62	5.28	41.4
	Sludge	4223	818	8430	192.5	50.8	0.28	2.37	7.86	1.92	1.44	69.7
	Organic manure	3684	352	4382	101.7	27.6	0.14	1.18	3.83	0.89	0.00	24.1
Leaf	Control	7675	285	2674	103.5	196.6	0.98	1.38	8.16	1.23	60.50	67.7
	Dolomite	6985	585	3084	99.5	237.3	1.12	1.38	18.31	0.59	63.50	108.4
	Sludge	9600	948	5305	213.7	799.0	2.25	8.68	40.53	3.41	157.05	325.2
	Organic manure	6840	355	3345	110.3	207.9	2.53	1.38	9.84	0.59	49.95	75.3
Stem	Control	3448	443	448.2	210.1	224.2	1.54	2.17	7.96	0.98	37.94	132.7
	Dolomite	2545	221	3140	193.6	132.0	0.56	0.78	9.08	0.68	31.70	72.6
	Sludge	2214	331	3365	95.6	148.2	0.84	2.56	5.93	0.51	22.57	68.5
	Organic manure	4646	389	4968	137.3	185.7	1.26	1.57	6.49	0.38	22.09	94.8
Root	Control	4090	633	9605	120.9	205.2	5.63	1.97	11.54	0.59	67.70	143.3
	Dolomite	2466	847	3180	367.1	4725.5	14.50	87.60	31.06	35.48	63.85	294.2
	Sludge	2727	877	4711	482.7	1242.0	46.62	120.00	46.45	53.70	83.55	550.5
	Organic manure	2447	813	3013	663.0	1472.5	39.01	56.85	36.17	24.01	87.85	663.0

중금속에 대한 내성이 적은 것으로 생각되지만, 좀더 정확한 결과를 얻기 위해서는 앞으로 오염지역의 강산 성토양에서 식물에 미치는 영향 즉 대사과정의 효소의 불활성화원인, 호흡저하, 미량원소와 수분흡수기능 감소 등에 관한 연구가 추가 실시되어야 할 것이다(Choi와 Chiang, 2003a, 2003b).

적 요

본 연구는 아연폐광지역의 토양에 토양개량제를 처리한 후 구절초와 층꽃나무의 성장반응을 연구함으로써 생태계 복원을 위한 기초자료를 얻고자 실시하였다. 아연폐광지역의 토양은 유기물 함량이 낮았고, 토양 중 중금속 이온은 Zn의 함량이 가장 높았고 Pb, Cu, Cd 순이었다. 아연폐광지역 토양에 슬러지 처리 시 유기물 함량이 가장 높았고, 중금속 이온 함량은 토양개량제 처리구간의 차이가 적었다. 생육반응을 보면 구절초와 층꽃나무 모두 슬러지 처리구의 효과가 나타났다. 구절초와 층꽃나무의 가용성 단백질, 엽록소 함량, 엽록소 형광 반응은 슬러지 처리구에서 가장 높았고, 광합성량과 증산량도 슬러지 처리구에서 높았다. 중금속 축적량은 구절초는 슬러지 처리구에서 낮았던 반면 층꽃나무는 슬러지 처리구에서 높았다.

주제어 : 광합성을, 슬러지, 식물복원법, 엽록소, 엽록소형광

인 용 문 헌

- Baishnab, C.T. and P. Mohanty. 1980. Zinc-inhibited electron transport of photosynthesis in isolated barley chloroplasts. *Plant Physiol.* 66:1174-1178.
- Baker, A.J.M. 1981. Accumulators and excluders-strategies in the response of plants to heavy metals. *J. Plant Nutri.* 3:643-654.
- Bradford, M.M. 1976. A rapid and sensitive method for the quantitation of microgram quantities of protein utilizing the principle of protein-dye binding. *Anal. Biochem.* 72:248-254.
- Chen, H.M., C.R. Zheng, C. Tu, and Z.G. Shen. 2000. Chemical methods and phytoremediation of soil contaminated with heavy metals. *Chemosphere* 41:229-234.
- Choi, M.K. and M.H. Chiang. 2003a. Soil conditioner treatment and growth responses of *Artemisia princeps* and *Helianthus annuus* for ecological restoration in abandoned zinc mine area. *Kor. J. Hort. Sci. Technol.* 21:447-450.
- Choi, M.K. and M.H. Chiang. 2003b. Physiological and biochemical responses, and heavy metal accumulation of *Artemisia princeps* and *Helianthus annuus* in the abandoned zinc mine area for phytoremediation. *Kor. J. Hort. Sci. Technol.* 21:451-456.

7. Grill, E., E.L. Winnacker, and M.H. Zenk. 1985. Phytochelatins : The principal heavy metal complexing peptides of high plants. *Science* 230:674-676.
8. Huh, M.R., J.S. Choi, H.T. Shin, D.W. Shin, and J.C. Park. 2002. Effects of newly developed inorganic substrate from sludge on the growth of pot flower of *Celastris cristata* and *Salvia splendens*. *J. Kor. Soc. Hort. Soc.* 43:249-254.
9. Kate, M. and G.N. Johnson. 2000. Chlorophyll fluorescence-a practical guide. *J. Exp. Bot.* 51:659-668.
10. Kim, J.G. and S.H. Lee. 1999. Phytoremediation. Proc. 30th Symp. on "Remediation-technology and prospect". *Kor. Soc. Environ. Agr.* 57-88.
11. Kim, J.G., S.K. Kim, S.H. Lee, C.H. Lee, and C.C. Jeong. 1999. Evolution of heavy metal pollution and plant survey around inactive and abandoned mining areas for phytoremediation of heavy metal contaminated. *Kor. J. Environ. Agr.* 18:28-34.
12. Kim, J.G., H.S. Moon, Y.G. Song, and J.H. Yoo. 1999. Chemical forms of heavy metals elements in mine wastes, stream sediments and surrounding soils from the Gubong mine. *Kor. Econ. Environ. Geol.* 32:261-271.
13. Lee, S. G., B.M. Lee, H.S. Lee, and G.K. Bae. 1998. Effect of salt stress on protein content, ATPases and peroxidase activities in tobacco. *Kor. J. Environ. Agri.* 17:296-300.
14. Martinez, C.E. and H.L. Motto. 2000. Solubility of lead, zinc and copper added to mineral soils. *Environ. Pollu.* 107:153-158.
15. Meagher, R.B. 2000. Phytoremediation of toxic elemental and organic pollutants. *Curr. Opin. Plant Biol.* 3:153-162.
16. Nedelkoska, T.V. and P.M. Doran. 2000. Characteristics of heavy metal uptake by plant species with potential for phytoremediation and phytomining. *Min. Eng.* 13:549-561.
17. Ruano, A., J. Barcelo, and C. Poschenrieder. 1987. Zinc toxicity induced variation of mineral element composition in hydroponically grown bush bean plants. *J. Plant Nutr.* 10:373-384.
18. Ryu, S.H., K.J. Roh, S.M. Lee, M.U. Park, and G.H. Kim. 1996a. Distribution of cadmium, copper, lead, and zinc in paddy soils around an old zinc mine. *Kor. J. Soil Sci. & Fer.* 29:424-431.
19. Ryu, S.H., K.J. Roh, S.M. Lee, M.U. Park, and G.H. Kim. 1996b. Characterization of heavy metals in the stream sediment around an old zinc mine. *Kor. J. Soil Sci & Fer.* 29:432-438.
20. Stephen, D.E. and V.K. Leon. 1997. Toxicity of zinc and copper to brassica species: Implications for phytoremediation. *J. Environ. Qual.* 26:776-781.
21. Terry, N. and G. Banuelos. 2000. Phytoremediation of contaminated soil and water. pp.85-107. CRC Press, Boca Raton, FL, USA.
22. Wild, A. 1993. Soils and the environment: An introduction. pp.189-210. Cambridge Univ. Press, Cambridge, UK.