

Study for Phytostabilization using Soil Amendment and *Aster koraiensis* Nakai in Heavy Metal Contaminated Soil of Abandoned Metal Mine

Mun-Ho Jung*, Sang-Hwan Lee, Won-Hyun Ji, Mi-Jeong Park, and Kang-Ho Jung¹

Institute of Mine Reclamation Technology, Mine Reclamation Corporation, Segye-ro 2, Wonju-si, Gangwon-do 26464, Republic of Korea

¹National Institute of Agricultural Sciences, Rural Development Administration, Nongsaengmyeong-ro 166, Iseo-myeon, Wanju-gun, Jeollabuk-do 55365, Republic of Korea

(Received: August 16 2016, Revised: September 20 2016, Accepted: October 25 2016)

The objectives of this study were to select optimal soil amendments through analysis of heavy metal availability in soil and uptake to *Aster koraiensis* Nakai for forest rehabilitation of heavy metal contaminated soil of abandoned metal mine. *A. koraiensis* was cultivated for 6 months at contaminated soil with several soil treatments (bottom ash 1 and 2%, fly ash 1 and 2%, waste lime+oyster 1 and 2%, Acid mine drainage sludge (AMDS) 10 and 20%, compost 3.4%, non-contaminated natural forest soil, and control). The analysis results of heavy metal concentrations in the soil by Mehlich-3 method, growth and heavy metal concentrations of *A. koraiensis* showed that waste oyster+lime 1% and compost were more effective than the other amendments for phytostabilization. However, it is needed comprehensive review of factors such as on-site condition, slope covering to reduce soil erosion and vegetation introduction from surround forest for revegetation to apply forest rehabilitation.

Key words: Abandoned metal mine, Heavy metal, Contaminated soil, *Aster koraiensis* Nakai, Phytostabilization

Heavy metal concentrations in shoots and roots of *Aster koraiensis* in the study after 6 months from plating (unit: mg kg⁻¹).

Treatment	Shoot					Root				
	As	Cd	Cu	Pb	Zn	As	Cd	Cu	Pb	Zn
AMDS 10%	16.7d	1.7c	19b	23cd	117c	57.4bc	0.7e	48bc	131b	62ef
AMDS 20%	19.5d	0.9c	17b	32c	116c	27.0e	0.4f	48bc	53cd	45f
BA 1%	33.9bcd	14.5b	41b	28c	1,298bc	74.4b	13.7b	74b	145b	1,762b
BA 2%	19.5d	13.3b	41b	31c	2,138b	22.0e	10.8c	61b	66c	1,822b
FA 1%	24.9cd	13.8b	31b	43bc	1,468bc	37.1de	10.5c	74b	116b	1,345c
FA 2%	33.6bcd	15.1b	26b	58b	973bc	94.7a	8.1c	56bc	159ab	1,370c
WLO 1%	33.6bcd	2.7c	25b	33bc	116c	52.8cd	1.7d	53bc	48d	77e
WLO 2%	41.1bc	1.7c	16b	20cd	95c	50.8cd	1.3d	24cd	69c	73e
Compost	51.1ab	2.0c	24b	37bc	156c	66.3bc	1.2d	130a	50d	147d
Forest Soil	1.3e	0.7c	22b	3e	87c	1.7f	0.5ef	28cd	7e	61ef
Control	63.3a	45.3a	157a	177a	2,518a	59.0bc	26.9a	158a	201a	4,160a
Reference [†]	0.5f	0.1d	14c	2e	42d	3.4f	0.1g	13e	2e	24g

AMDS: Acid Mine Drainage Sludge, BA : Bottom Ash, FA : Fly Ash, WLO : Waste Lime + Oyster

[†]Before treatment

*Corresponding author: Phone: +82339026724, Fax: +82339026739, E-mail: jungmh2@mireco.or.kr

[§]Acknowledgement: This research has been maintained with project "Development of complex model for ecological restoration of mine areas" from Mine Reclamation Corp.

Introduction

2014년 현재 국내에 있는 광산은 5,396개소이며 휴폐광산은 약 4,803개소이다 (MIRECO, 2014). 휴폐광산중 금속광산은 2,110개소로 전체의 약 44%를 차지한다. 휴폐금속광산의 광종은 금은이 1,698개소로 가장 많으며, Fe, Mn (160개소), Zn (81개소) 등이 많이 분포하고 있다. 휴폐금속광산에서 발생하는 광폐석은 As, Cd, Cu, Pb, Zn 등과 같은 중금속이 포함되어 있는데, 광폐석이 유실될 경우 주변 농경지나 하천 등으로 유입되어 토양과 수질을 오염시켜 생태계를 파괴하는 한편 국민의 건강을 해칠 위험이 있다 (Kim et al., 2006; Yun et al., 2010). 이를 예방하기 위해서는 토양내 중금속 농도를 낮추는 한편 광폐석의 유실을 방지해야한다. 여기에는 여러 가지 방법이 있는데 첫째로 외부에서 비오염토양을 유입하여 복토를 하는 방법이 있다. 하지만 이는 복토재 수급에 따른 복구비용증가 및 복토재 채취 현장에서의 토양 유실 등 2차적인 문제를 발생시킬 수 있다 (Ju et al., 2011). 그다음으로는 외국에서 많이 적용하고 있는 원위치 토양세정공법이나 토양세척법 등이 있다 (Yun et al., 2011). 하지만 이러한 기술들은 장비와 기술에 드는 비용이 고가이기 때문에 사업비용이 상승하는 단점이 있다 (Ok et al., 2004). 따라서 이를 대체하기 위한 공법으로 식물을 이용한 복원기술인 phytoremediation에 대한 관심이 증가하고 있다 (Cunningham et al., 1995; Cunningham et al., 1996; Hong and Cho, 2007; Ju et al., 2011; Ok et al., 2004). Phytoremediation은 중금속 처리에 대한 소요기간이 길기 때문에 오염의 정도가 심각한 지역은 적용하기 어려우나 (Ok et al., 2004) 다른 정화공법에 비해 비용이 저렴하고 친환경적인 장점이 있는 기술이다 (Kim et al., 2010; Nagendran et al., 2006; Ok et al., 2004). 또한 식물을 이용하기 때문에 광폐석장이 주로 위치한 산림지역에서 주변 산림과의 동화도 쉽게 이룰 수 있다.

Phytoremediation의 처리방법에는 처리 방법에 따라 Phytoextraction, Phytovolatilization, Phytostabilization 등이 있다. Phytoextraction은 식물이 토양내 중금속을 흡수하여 체내에 축적하면 식물체를 제거하여 중금속을 제거하는 방식으로 식물체 제거는 주로 소각을 하게 된다. Phytovolatilization은 식물이 토양내 중금속을 흡수한 후 대사과정을 통해 휘발성산물로 변화시켜 대기로 방출하여 중금속을 제거하는 방식이다 (Moreno et al., 2005). Phytostabilization은 이와는 달리 중금속이 식물체의 근권 주변에서 비활성의 상태로 축적되거나 식물체에 의해 이동이 차단되기 때문에 앞의 두 방식처럼 중금속을 원천적으로 제거하진 못하지만 확산을 방지하는 효과가 있다 (Berti and Cunningham, 2000). Phytostabilization은 중금속 확산을 방지하기 위해 토양개량제를 이용하는데 여기에는 크게 두 가지 방법이 있다. 하나는 칼사이트나 제강슬러그, 폐각 등 석회물질을 이용하여 토양 pH를 증가시킴으

로써 토양수내 중금속 이온을 토양에 흡착시키는 방법이며 (Cheng and Hseu, 2002; Hong et al., 2007, Kim et al., 2010; Ok et al., 2010; Yang et al., 2006) 다른 하나는 퇴비나 제올라이트와 같이 표면적이 넓고 작용기가 많은 유기물질이 자체적으로 가지는 흡착력을 통해 중금속 이온을 안정화시키는 방법인데 (Baldantoni et al., 2010; Kim et al., 2010; Panayotova and Velikox, 2002), 이미 여러 연구를 통해 토양개량제의 사용이 중금속으로 오염된 토양을 안정화시키는 효과가 있다고 하였다 (Kim et al., 2010; Oh et al., 2011; Oh et al., 2012).

Phytostabilization을 현장에 적용하기 위해서는 다양한 종류의 토양개량제에 대해 중금속 안정화 효율을 사전에 평가해야 한다. 식물의 중금속 흡수는 토양내 중금속의 유효태 함량과 밀접한 관계가 있기 때문에 (DIN, 1995 ; Kim et al., 2010; Krishnamurti and Naidu, 2000) 토양개량제 처리에 따른 중금속 유효태 함량을 분석함으로써 토양개량제의 중금속 안정화 효율을 평가할 수 있을 것으로 기대된다. 이에 더해 토양개량제 처리에 따라 적용식물의 생육도 원활해야 하며, 흡수한 오염물질 지상부보다 지하부에 축적되어야 오염물질의 확산방지에 유리하다. 따라서 토양개량제와 수종선택시 이러한 점을 고려해야 한다 (Kumpiene et al., 2007; Park et al., 2011; Vangronsveld et al., 1995).

본 연구는 중금속으로 오염된 폐금속광산의 광폐석장 토양을 대상으로 토양개량제사용에 따른 벌개미취의 부위별 중금속 흡수이행율을 평가하여 적정 토양개량제를 선발하고자 하였다.

Materials and Methods

실험 방법 실험은 충청남도 천안시 서북구 성환읍에 위치한 한국광해관리공단 광해기술연구소 부지에서 실시하였다. 실험에 사용한 공시토양은 소지광산 광폐석장에서 채취하여 광해기술연구소 부지로 운반하여 사용하였다. 사용한 토양 개량제는 Acid Mine Drainage 슬러지 (AMDS), 바닥재, 비산재, 폐석회+굴패각 및 퇴비였다. AMDS는 강원도 태백시에 위치한 한국광해관리공단 함태수질정화시설에서 채취하였으며, 바닥재와 비산재는 경상남도 하동군에 위치한 한국남부발전 하동발전본부, 폐석회는 강원도 영월군에 위치한 영동탄광에서 채취하였다. 퇴비와 굴패각은 시중에서 판매하고 있는 비료를 각각 사용하였다. Table 1에 개량제와 공시토양의 화학적특성을 나타냈다 (Jung et al., 2016). 공시토양의 pH는 4.1이었으며, 총유기탄소와 총질소는 각각 0.2와 0.04%였다. 각 개량제의 pH는 7.6~9.2의 분포를 보였는데, 폐석회+굴패각이 9.2로 가장 높고 AMDS가 7.6으로 가장 낮았다. TOC의 경우 비산재가 9.1%로 가장 높고 AMDS가 3.6%로 가장 낮았으며, 총질소는 0.06% (비산재)~0.02% (바

Table 1. Soil chemical characteristics of materials (†Jung et al., 2016).

Mine	pH [†]	TOC [†]	Total-N [†]	As	Cd	Cu	Pb	Zn
unit		----- % -----	----- % -----	----- mg kg ⁻¹ -----	----- mg kg ⁻¹ -----	----- mg kg ⁻¹ -----	----- mg kg ⁻¹ -----	----- mg kg ⁻¹ -----
AMDS	7.6	3.6	0.04	8.4	0.8	11.7	22.0	129.0
BA	8.6	8.1	0.02	6.8	0.0	13.6	9.2	18.4
FA	8.4	9.1	0.06	13.4	0.0	17.8	10.2	23.7
WLO	9.2	5.2	0.08	0.0	0.0	15.3	42.2	31.5
Soji Mine	4.1	0.2	0.04	2,133.4	4.3	257.6	4,233.0	1,367.5
Forest soil	5.6	0.3	0.08	50.1	0.3	26.9	77.8	9.4

AMDS: Acid Mine Drainage Sludge, BA : Bottom Ash, FA : Fly Ash, WLO : Waste Lime + Oyster

다재)의 분포를 보였다. 공시수종은 별개미취 (*Aster koraiensis Nakai*)를 사용하였다. 별개미취는 우리나라 전역에 자생하고 있는 다년생 초본 식물로 (Lee, 1999) 토양조건에 적응성이 높으며 (Shin et al., 2001), 중금속에 내성이 있는 식물로 알려져 있다 (Ju et al., 2011).

토양 개량제 처리수준은 폐석회+굴패각과 바닥재, 비산재는 각각 8 kg ha⁻¹ (1%), 16 kg ha⁻¹ (2%) 수준으로 처리하였으며, AMDS는 80 kg ha⁻¹ (10%)와 160 kg ha⁻¹ (20%), 퇴비는 27 kg ha⁻¹ (3.4%) 수준으로 처리하였다. 비교를 위해 광해기술연구소 주변 일반 산림의 비오염 토양을 사용하였으며, 토양 개량제를 처리하지 않은 소지광산 토양을 대조구로 사용하였다.

실험에 사용한 별개미취는 실험부지 인근 양묘장에서 포트묘로 재배 중인 1년생 별개미취를 사용하였다. 실험에 사용한 포트는 1/3000a 와그너포트로 각 포트당 소지광산토양 10 kg과 각각의 토양 개량제를 비율별로 혼합하고 1개월뒤 각 포트마다 별개미취 1주를 식재하였다. 각 처리구 및 대조구마다 3반복으로 설치하여 총 33개 처리구를 설치하였다. 별개미취의 재배기간은 2015년 5월부터 10월까지 총 6개월간이었으며, 재배기간동안 관수는 주 3회 실시하였다.

조사 및 분석 각 처리구별 토양특성을 분석하기 위해 개량제 처리후 각 처리구의 토양을 채취하여 실험실에서 48시간 동안 풍건한 후 2 mm 체로 쳐 분석용 시료로 이용하였다. 중금속 5종 (As, Cd, Cu, Pb, Zn)의 토양내 전함량을 분석하기 위해 토양오염공정시험기준에 따라 (Ministry of environment, 2016) ICP (ICP-OES, Perkin Elmer Optima 4300 DV, USA)를 이용하여 유도결합플라즈마-원자발광분광법에 의해 실시하였다. 또한 개량제 처리에 따른 토양내 중금속의 식물로의 전이성을 평가하기 위해 Mehlich-3 용출법 (Mehlich, 1984)을 적용하여 중금속 5종을 분석하였다. 별개미취 체내 중금속 함량을 분석하기 위해 105°C에서 48시간 건조한 별개미취 시료를 Ball Mill을 이용하여 분쇄하였다. 분석항목은 중금속 5종 (As, Cd, Cu, Pb, Zn) 이었으며, ICP (ICP-1000IV, Shimadzu, Japan)를 이용하여 유도결합플라

즈마-발광분광법에 의해 분석하였다. 토양분석은 광해기술연구소에서 실시하였으며, 별개미취 체내 중금속 함량 분석은 서울대학교 농생명과학공동기기원에서 실시하였다.

별개미취의 생장량 분석을 위해 구입한 별개미취 중 일부를 식재 전에 채취하여 지상부와 지하부의 건중량을 분석하였으며, 6개월간 재배 후 각 처리구의 별개미취의 지상부와 지하부의 건중량을 분석하였다. 재배기간동안 별개미취의 생장량 계산을 위해 실험 전후의 건중량을 분석하였다. 건중량 분석은 채취한 별개미취 시료를 105°C에서 48시간 건조한 후 중량을 측정하였으며, 생장량 계산은 아래와 같이 하였다.

$$\text{생장량 (g plant}^{-1}\text{)} = (\text{수확후 건중량}) - (\text{식재전 건중량})$$

또한, 별개미취의 중금속 축적형태와 개량제에 의한 토양내 중금속 안정화 효과를 나타내기 위해 식물체가 흡수한 중금속의 지상부와 지하부 간의 농도비 (Translocation factor, TF)와 식물체내 중금속 농도와 토양내 중금속 농도비 (Bioaccumulation factor, BF)를 아래와 같이 계산하였다.

$$\text{TF} = \text{지상부 중금속 함량} / \text{지하부 중금속 함량} \text{ (Ju, et al., 2011)}$$

$$\text{BF} = \text{별개미취 지상부 중금속 함량} / \text{Mehlich-3 함량} \text{ (Rezvani and Zaefarian, 2011)}$$

처리구별 토양특성과 별개미취 지상부 및 지하부 중금속 함량 및 축적량의 비교하기 위해 분산분석과 던컨의 다중검정을 실시하고 $p < 0.05$ 수준에서 처리구간 유의성을 검증하였다. 통계분석은 SPSS 14.0 (SPSS 14.0 Predictive Pack, SPSS Inc.) 통계 프로그램을 사용하였다.

Results and Discussion

토양중금속 함량 각 처리구별 토양 중금속 5종 (As, Cd, Cu, Pb, Zn)의 전함량과 Mehlich-3 용출에 의한 함량 (Mehlich-3 함량)을 Table 2에 나타냈다. 중금속 전함량의

Table 2. Heavy metal concentrations in treatments (unit: mg kg⁻¹).

Treatment	Total					Mehlich-3				
	As	Cd	Cu	Pb	Zn	As	Cd	Cu	Pb	Zn
AMDS 10%	1,890a	4.5ab	231a	3,717a	1,373ab	0.9e	1.1de	11.7g	5.1e	188.3cd
AMDS 20%	2,420a	5.9a	290a	4,867a	1,897a	0.5e	0.9ef	10.2g	3.8ef	146.7e
BA 1%	2,023a	3.9b	247a	4,100a	1,327b	34.7cd	1.7ab	24.9ab	32.3d	405.8a
BA 2%	2,327a	4.2b	282a	4,550a	1,457ab	34.5cd	1.5c	22.7cd	26.6d	352.8b
FA 1%	1,970a	3.9b	240a	3,907a	1,263b	35.7c	1.6b	23.6bc	29.4d	364.1b
FA 2%	2,063a	4.0b	251a	4,037a	1,313b	35.2c	1.5c	21.5de	27.6d	351.0b
WLO 1%	2,423a	5.3ab	294a	4,777a	1,750ab	46.4b	1.1de	19.5f	38.3c	177.4de
WLO 2%	2,027a	4.0b	242a	4,057a	1,370ab	43.8bc	1.0de	19.1f	45.9b	107.2g
Compost	2,087a	4.5ab	261a	4,340a	1,503ab	73.8a	1.2d	19.7ef	55.7a	219.9c
Forest Soil	50b	0.3c	26b	77b	9c	0.1f	0.1g	8.1h	1.2f	2.5h
Control	2,133a	4.3b	257a	4,233a	1,367ab	24.9d	1.8a	26.0a	39.8c	1429.8a

AMDS: Acid Mine Drainage Sludge, BA : Bottom Ash, FA : Fly Ash, WLO : Waste Lime + Oyster

경우 산림토양을 제외한 나머지 처리구에서 거의 차이가 없었다. 이에 비해 Mehlich-3 함량은 중금속 종류에 따라 처리구간 유의한 차이를 보였다. 개량제 처리가 없었던 대조구와 바닥재 1%가 중금속 3종에서 가장 높은 함량을 보여, 바닥재 1%는 중금속 안정화 효율이 떨어지는 것으로 나타났다. AMDS 10%와 20%는 다른 개량제에 비해 모든 중금속에서 Melich-3 함량이 낮아 안정화 효율이 높았다. 폐석회+굴패각의 경우 1%와 2% 모두 중금속 3종에서 다른 개량제에 비해 낮은 Melich-3 함량을 보였다. Mehlich-3 함량은 토양내 원소에 대한 식물의 유효도를 뜻한다 (Mehlich, 1984; Walworth, et al., 1992). 따라서 Mehlich-3 함량이 높으면 식물이 더 흡수를 많이 하게 되며, 식물이 중금속을 체내에 축적하여 토양내 중금속을 제거하는 Phytoextraction이나 Phytovolatilization을 적용하는 것이 더 유리하다. 하지만 Phytostabilization의 경우 중금속의 이동성이 낮아야 안정성이 유지되어 확산이 방지되므로 Phytoextraction이나 Phytovolatilization과는 반대로 Mehlich-3 함량이 낮을수록 유리하다. 이러한 점을 고려한다면 AMDS 20%는 모든 중금속에서, AMDS 10%는 Zn을 제외한 나머지 중금속 4종에서, 폐석회 굴패각 1%와 2%는 Cd, Cu, Zn 등 3종에 대해 적용 가능할 것으로 판단된다. 이에 비해 바닥재 1%와 2%, 비산재 1%와 2% 및 퇴비는 중금속 3종 이상에서 다소 높은 Mehlich-3 함량을 보여 중금속의 이동성을 낮추는데 효과적이지 못하여 Phytostabilization에 적절하지 않은 것으로 사료된다.

토양개량제 처리에 따른 벌개미취 생육 개량제 처리후 6개월간 생육한 벌개미취의 지상부와 지하부 건중량을 분석한 결과를 Table 3에 나타냈다. 지상부의 경우 AMDS 10%와 20%, 바닥재 2%, 비산재 1%, 폐석회+굴패각 1%와 2%, 퇴비, 산림토양은 초기보다 건중량이 증가하였으나, 바닥재

Table 3. Dry weight (unit: g plant⁻¹) of *Aster koraiensis* used in the study after 6 months from planting (Jung et al., 2016).

Treatment	Shoot	Root	Total	S/R ratio
AMDS 10%	1.26ab	1.06ab	2.32a	1.2ab
AMDS 20%	0.86c	0.81bc	1.68bc	1.1ab
BA 1%	0.39e	0.76cd	1.16ef	0.5b
BA 2%	0.72c	0.83bc	1.55bcd	0.9ab
FA 1%	0.64cd	0.79cd	1.43cde	0.8ab
FA 2%	0.45de	0.46e	0.92f	1.2ab
WLO 1%	1.38a	1.09a	2.48a	1.3ab
WLO 2%	1.12b	0.75cd	1.88b	1.6a
Compost	1.40a	1.18a	2.58a	1.2ab
Forest Soil	0.67cd	0.61de	1.28def	1.1ab
Control	0.22e	0.18f	0.40g	1.4a
Reference [†]	0.56e	0.64de	1.20def	0.9ab

AMDS: Acid Mine Drainage Sludge, BA: Bottom Ash, FA: Fly Ash, WLO: Waste Lime + Oyster

[†]Before treatment

1%와 비산재 2%, 대조구는 초기 건중량과 차이가 없었다. 지하부에서는 대조구가 유일하게 건중량이 감소하였으며, 퇴비와 폐석회+굴패각 1%, AMDS 10%는 지상부와 지하부 모두 가장 많은 건중량을 보였다. 바닥재 1%와 2%, 비산재 1%와 2%, 산림토양은 지상부와 지하부를 합친 전체 건중량에서 초기 건중량과 차이를 보이지 않았다.

토양개량제 처리에 따른 벌개미취 체내 중금속 함량 개량제 처리에 따른 벌개미취의 지상부와 지하부의 중금속 함량을 Table 4에 나타냈다. 모든 처리구에서 체내 중금속 함량은 식재 초기보다 증가하였으며, 대조구에서 모든 중금속의 함량이 가장 높았다. 지상부의 경우 As는 퇴비 > 바닥재

Table 4. Heavy metal concentrations in shoots and roots of *Aster koraiensis* in the study after 6 months from plating (unit: mg kg⁻¹).

Treatment	Shoot					Root				
	As	Cd	Cu	Pb	Zn	As	Cd	Cu	Pb	Zn
AMDS 10%	16.7d	1.7c	19b	23cd	117d	57.4bc	0.7e	48bc	131b	62ef
AMDS 20%	19.5d	0.9c	17b	32c	116d	27.0e	0.4f	48bc	53cd	45f
BA 1%	33.9bcd	14.5b	41b	28c	1,298bc	74.4b	13.7b	74b	145b	1,762b
BA 2%	19.5d	13.3b	41b	31c	2,138b	22.0e	10.8c	61b	66c	1,822b
FA 1%	24.9cd	13.8b	31b	43bc	1,468bc	37.1de	10.5c	74b	116b	1,345c
FA 2%	33.6bcd	15.1b	26b	58b	973c	94.7a	8.1c	56bc	159ab	1,370c
WLO 1%	33.6bcd	2.7c	25b	33bc	116d	52.8cd	1.7d	53bc	48d	77e
WLO 2%	41.1bc	1.7c	16b	20cd	95d	50.8cd	1.3d	24cd	69c	73e
Compost	51.1ab	2.0c	24b	37bc	156d	66.3bc	1.2d	130a	50d	147d
Forest Soil	1.3e	0.7c	22b	3e	87d	1.7f	0.5ef	28cd	7e	61ef
Control	63.3a	45.3a	157a	177a	2,518a	59.0bc	26.9a	158a	201a	4,160a
Reference [†]	0.5f	0.1d	14c	2e	42d	3.4f	0.1g	13e	2e	24g

AMDS: Acid Mine Drainage Sludge, BA: Bottom Ash, FA: Fly Ash, WLO: Waste Lime + Oyster

[†]Before treatment

1%, 비산재 2%, 폐석회+굴패각 1%, 2% > AMDS 10%, 20%, 바닥재 2%, 비산재 1% 순으로 높았다. Cd는 바닥재 1%와 2%, 비산재 1%와 2%가 대조구에 이어 두 번째로 높았으며, 낮은 함량을 보인 처리구는 AMDS 10%와 20%, 폐석회+굴패각 1%와 2%, 퇴비였다. Cu의 경우 토양개량제 처리별 차이는 유의하지 않았다. 처리구별 Pb의 함량 비교 결과 비산재 1%와 2%가 다소 높고 나머지 개량제들은 비슷한 결과를 보였다. Zn은 바닥재 1%와 2%, 비산재 1%와 2%가 높은 값을 보였다. 지하부의 As 함량은 비산재 2%가 가장 높은 함량을 보여 대조구보다도 높았다. 또한 AMDS 10%, 바닥재 1%, 퇴비도 대조구와 유사한 함량을 보였다. 이에 비해 AMDS 20%와 바닥재 2%, 비산재 1%, 폐석회+굴패각 1%와 2% 등이 상대적으로 낮았다. Cd는 비산재 1%가 대조구 다음으로 높았으며, 나머지 처리구는 낮은 함량을 보였다. Cu는 지상부와 마찬가지로 처리구간 유의한 차이가 거의 없었다. Pb의 경우 비산재 2%가 대조구와 비슷하였으며, AMDS 10%와 바닥재 1%, 비산재 1%가 그다음, 그리고 AMDS 20%, 바닥재 2%, 폐석회+굴패각 1%와 2% 및 퇴비 순으로 높았다. Zn의 경우 바닥재 1%와 2%가 높은 함량을 보였다. 종합적으로 보면 바닥재 1%는 지상부는 중금속 4종, 지하부는 5종 모두 높은 함량을 보였으며, 비산재 2%는 지상부에서 중금속 5종, 지하부에서 중금속 3종의 함량이 높았다. 비산재 1%는 지상부와 지하부에서 각각 4종 및 2종에서 높은 함량을 보였다. 이에 비해 폐석회+굴패각 2%는 지상부 As만 높은 함량을 보였으며, AMDS 20%는 지상부 1종, 지하부 1종에서 높은 함량을 보여 체내 축적이 다른 처리구에 비해 적었다. 벌개미취 체내에 중금속 함량이 높다는 것은 토양내 중금속의 이동성이 높다는 것을 의미하며, 이는 결국 중금속이 강우에 따른 지표수 및 지하수 발생 시 이를 통해 외부로 유출될 위험성이 높다는 것을 뜻한다.

또한 식물체내 축적된 중금속은 낙엽이나 종자 등을 통해 타 지역으로 확산될 위험성도 내재하고 있기 때문에 체내 축적량이 적을수록 유리하다. 이러한 점을 고려한다면 벌개미취 체내 축적된 중금속 함량으로 토양개량제의 적용성을 평가할 때 폐석회+굴패각 2%와 AMDS 20%가 적용가능할 것으로 판단된다.

토양개량제 처리에 따른 벌개미취 체내 중금속 이동계수 지상부와 지하부 중금속 함량을 토대로 각 처리구별 벌개미취의 중금속 이동계수를 산출하였다 (Table 5). As의 경우 이동계수가 1.0 이상인 처리구는 폐석회+굴패각 2% (1.3)와 퇴비 (1.0)였다. Cd에서는 바닥재 1% (0.6)만 이동계수 1이하였으며, Cu에서는 폐석회+굴패각 2% (1.1)가 유일하게 이동계수 1 이상을 보였다. Pb의 경우 모든 처리구에서 이동계수 1이하를 보였으며, Zn의 경우 비산재 1% (0.4)와 비산재 1% (0.9), 2% (0.8)가 1보다 낮은 이동계수를 보였다. 식물체의 중금속 축적에 대한 기존 연구결과를 살펴보면 수목이 중금속을 체내에 축적할 때 일반적으로 뿌리가 다른 부위보다 축적량이 더 많다고 하였다 (Adriano 1986; Han et al., 1998). 하지만 Ju et al. (2011)은 벌개미취는 As와 Cu는 지상부보다 지하부에 주로 축적하는 반면 Cd은 빠르게 지상부로 이동시킨다고 하였다. 또한 Shin et al. (2001)이 중금속 오염 토양에서 벌개미취의 중금속 축적을 분석한 연구결과나, Cho et al. (2010)의 연구에서 식물의 지하부보다 지상부에서 Zn과 Cd을 더 많은 축적한다고 보고하였는데, 본 연구도 이와 비슷한 결과를 보였다. 이는 수종이 중금속에 대해 가지는 내성이나 흡수 기작과 같은 특성, 토성이나 토양 pH와 같은 토양특성, 주변 환경조건 등에 따라 차이에 기인 한 것으로

Table 5. Translocation factors (ratio of heavy metal concentrations in shoot to root).

Treatment	As	Cd	Cu	Pb	Zn
AMDS 10%	0.4cd	2.9a	0.5cd	0.2cd	2.3ab
AMDS 20%	0.8abcd	2.5ab	0.4cd	0.7bcd	2.8a
BA 1%	0.3cd	0.6c	0.4cd	0.1d	0.4e
BA 2%	0.8abcd	1.1bc	0.6bcd	0.4bcd	1.0bcde
FA 1%	0.6bcd	1.1bc	0.4c	0.3bcd	0.9cde
FA 2%	0.4cd	2.2ab	0.5cd	0.4bcd	0.8de
WLO 1%	0.9abcd	2.1ab	0.8abcd	0.9ab	2.1abc
WLO 2%	1.3ab	2.0ab	1.1ab	0.5bcd	2.2abc
Compost	1.0abc	2.0ab	0.2d	0.9abc	1.3bcde
Forest Soil	0.5cd	1.6abc	0.9abc	0.5bcd	2.0abcd
Control	1.5a	2.0ab	1.3a	1.3a	1.7abcde
Reference [†]	0.1d	1.3bc	0.8abcd	0.6bcd	1.6abcde

AMDS: Acid Mine Drainage Sludge, BA: Bottom Ash, FA: Fly Ash, WLO: Waste Lime + Oyster

[†]Before treatment

사료된다 (Adriano, 1986; Han et al., 1998; Ross, 1994). 식물체내 중금속을 축적한 후 식물체 자체를 제거하여 중금속을 제거하는 방식인 Phytoextraction의 경우 지하부보다 지상부 축적이 많을수록 유리하다. 하지만 중금속 제거가 아닌 확산 방지를 위한 Phytostabilization의 경우 반대로 중금속이 지상부에 축적되지 않는 것이 유리하다. 이를 고려한다면 비산재 1%는 모든 중금속에서 이동계수가 1이하로 나타나 Phytostabilization에 가장 유리할 것으로 판단되며, 비산재 1%와 2%도 Cd를 제외한 나머지 4종에서 이동계수 1이하를 보여 적용 가능할 것으로 사료된다. 이에 비해 폐석회+굴패각 2%는 중금속 4종에서, 퇴비는 3종에서 이동계수가 1이상으로 나타나 다른 처리구에 비해 Phytostabilization에 적합하지 않을 것으로 판단된다.

토양개량제 처리에 따른 벌개미취 중금속 축적비
 벌개미취의 체내 중금속 농도와 토양내 중금속의 Mehlich-3 함량을 토대로 벌개미취의 중금속 축적비 (Bioaccumulation factor, BF)를 분석하였다 (Table 6). As의 경우 AMDS 10%와 20%의 중금속 축적비가 각각 20.6과 33.3으로 가장 높았다. 중금속 축적비 1이하를 보인 처리구는 비산재 1% (0.7)와 2% (1.0), 폐석회+굴패각 1% (0.8)와 2% (0.9)였다. Cd의 경우 모든 처리구에서 BF가 1 이상이었으며, 가장 높은 값을 보인 처리구는 바닥재 1%로 31.3이었으며, 비산재 1%와 2%도 각각 8.7과 8.0으로 높은 값을 보였다. Cu 역시 모든 처리구에서 BF가 1이상이었으며 대부분의 처리구에서 유의한 차이를 보이지 않았다. Pb의 경우 폐석회+굴패각 1%와 퇴비에서 각각 0.9와 0.6을 보였으며, 나머지 처리구에서는 1 이상이었다. Zn에서 BF가 가장 높은 처리구는 바닥재 1%로 27.0이었

Table 6. Bioaccumulation factors (ratio of heavy metal concentrations in soil to shoot and root).

Treatment	As	Cd	Cu	Pb	Zn
AMDS 10%	20.6a	1.6c	1.6b	4.8ab	0.6c
AMDS 20%	33.3a	1.1c	1.6b	8.0a	0.8c
BA 1%	1.8b	31.3a	1.6b	3.0ab	27.0ab
BA 2%	2.3b	11.4b	1.8b	5.2ab	6.9bc
FA 1%	0.7b	8.7b	1.3b	1.5b	4.5bc
FA 2%	1.0b	8.0b	1.2b	2.1ab	2.7c
WLO 1%	0.8b	2.4c	1.3b	0.9b	0.7c
WLO 2%	0.9b	1.6c	1.3b	1.1b	0.9c
Compost	0.7b	1.5c	1.2b	0.6b	0.6c
Forest Soil	25.9a	19.5ab	2.7b	2.9ab	35.4a
Control	3.3b	25.4ab	4.8a	5.6ab	5.9bc

AMDS: Acid Mine Drainage Sludge, BA: Bottom Ash, FA: Fly Ash, WLO: Waste Lime + Oyster

으며, AMDS 10% (0.6)와 20% (0.8), 폐석회+굴패각 1% (0.7)와 2% (0.9) 및 퇴비 (0.6)에서 BF 1 이하를 보였다. 일반적으로 BF가 1이상인 식물을 Accumulator로, 1이하이면 Excluder라고 한다 (Cluis, 2004; Mac et al., 2001; Rezvani and Zafarian, 2011). Phytoextraction과 Phytovolatilization 적용시에는 중금속 축적효율이 좋은 Accumulator가 유리하지만, Phytostabilization은 오히려 Excluder가 더 유리하다 (Pulford and Watson, 2003). 이러한 점을 고려한다면 중금속 3종에서 BF 1이하를 보인 폐석회+굴패각1%와 퇴비가 Phytostabilization이 적절하며, 중금속 4종 이상에서 BF1 이상을 보인 AMDS 10%와 20%, 바닥재 1%와 2%, 비산재 1%와 2%는 적용이 어려울 것으로 사료된다.

토양개량제 선정 Phytostabilization을 적용하기 위한 고려사항은 다양하다. 식물의 생장량과 중금속 내성 등에 대한 검토가 필요하며, 식물의 중금속 흡수능, 축적형태 등도 중요한 요인이다 (Bolan et al., 2011). 이러한 요인들에 대한 복합적인 검토가 뒷받침 되어야 Phytostabilization이 성공할 수 있다. 본 연구에서 Mehlich-3 분석을 통한 토양내 중금속의 생물학적 유효도와 지상부와 지하부의 건중량 및 체내 중금속 함량, 체내에서의 중금속 이동계수 및 중금속 축적비 등 7개 항목을 검토한 결과, 폐석회+굴패각 1%와 퇴비가 다른 처리구에 비해 효율성이 높았기 때문에 Phytostabilization을 위한 개량제로 선정하였다.

Conclusions

본 연구는 폐금속광산의 중금속 오염 토양을 산림복구 하기 위해 토양개량제 처리에 따른 토양내 중금속 이동성과 벌

개미취내 중금속 축적 형태 등을 분석하여 적정 토양개량제를 선별하고자 수행하였다. 이를 위해 중금속 오염토양을 바닥재 1, 2%, 비산재 1, 2%, 폐석회+굴패각 1, 2%, AMDS 10, 20%, 퇴비 3.4% 등으로 처리하고 비교를 위해 오염되지 않은 일반 산림토양 및 대조구에 같이 별개미취를 식재한 후 6개월을 재배하였다. Mehlich-3에 의한 토양내 중금속 함량, 별개미취 생육과 중금속 축적 형태 등을 분석한 결과 폐석회+굴패각 1%와 퇴비가 다른 개량제에 비해 Phytostabilization에 효율적이었다. 하지만 실제 산림복구사업의 경우 대산지 환경, 토양유실방지를 위한 사면피복, 생태복원을 위한 주변 산림으로부터의 식생 유입 등 여러 요인이 복합적으로 작용하기 때문에 이러한 요인에 대한 종합적인 검토가 선행되어야 할 것이다.

References

- Adriano, D.C. 1986. Trace Elements in the Terrestrial Environment. Springer-Verlag, New York. 533p.
- Baldaotoni, D., AN. Leone, P. Iovieno. L. Morra, M. Zaccardelli, and A. Ffani. 2010. Total and available soil trace element concentrations in two Mediterranean agricultural systems treated with municipal waste compost or conventional mineral fertilizers. *Chemosphere*. 80:1006-1013.
- Berti, W. R., and S.D. Cunningham. (2000). Phytostabilization of metals. In "Phytoremediation of Toxic Metals: Using Plants to Clean Up the Environment" (I. B. Raskin and D. Ensley, Eds.), pp. 71-88. Wiley, New York.
- Bolan, N.S., J.H. Park, B. Robinson, R. Naidu, and K.Y. Huh. 2011. Phytostabilization: A Green Approach to Contaminant Containment, p14-204. In: Sparks, D.L., Hallock, S., and Alison, F. (ed.). *Advances in Agronomy* 112:231p.
- Cheng, S.F., and Z.Y. Hseu. 2002. In-situ immobilization of cadmium and lead by different amendments in to contaminated soils. *Water Air Soil Pollut*. 140:73-84.
- Cho, J.S., Y.K. Ju, Y.D. Chang, and C.H. Lee. 2010. Screening of useful plants for zinc phytoremediation in upland soils contaminated with heavy metals. *Kor. J. Plant Res. Abstr.* 2010.5, p114.
- Cluis C. 2004. Junk-greedy greens: phytoremediation as a new option for soil decontamination. *Biotech J*. 2:60-67.
- Cunningham, S.D., W.R. Berti, and J.W. Huang. 1995. Agronomics remediation of contaminated soils. *Trends Bio. Sci.* 13:393-397.
- Cunningham, S.D., T.A. Anderson, A.P. Schwab, and F. Hsu. 1996. Phytoremediation of soils contaminated with organic compounds. *Adv. Agron.* 56:55-114.
- DIN (Deutsches Institut für Normung). 1995. Soil quality extraction of trace elements with ammonium nitrate solution. DIN 19730. Beuth Verlag, Berlin, Germany.
- Han, S.H., J.O. Hyun, K.J. Lee, and D.H. Cho. 1998. Accumulation of heavy metals(Cd, Cu, Zn, Pb) in five tree species in relation to contamination of soil near two closed-Zinc mining sites. *Jour. Korean For. Soc.* 87(3):466-474.
- Hong, S.H., and K.S. Cho. 2007. Effect of plants rhizobacteria and physicochemical factor on the phytoremediation of contaminated soil. *Kor. J. Microbiol. Biotechnol.* 35:261-271.
- Ju, Y.K., H.J. Kwon, J.S. Cho, S.L. Shin, and T.S. Kim. 2011. Growth and heavy metal absorption capacity of *Aster koraiensis* Nakai according to types of land use. *Korean J. Plant Res.* 24(1):48-54.
- Jung, M.H., S.H. Lee, Y.S. Kim, and M.J. Park. 2016. Effects of soil neutralizing treatments to soil characteristics and growth of *Aster koraiensis* in the acid soil of abandoned metal mine. *Jour. Korean J. Soil. Sci. Fert.* 49(3):287-292.
- Kim, H.J., J. Yang, J.Y. Lee, and H.J. Sang. 2006. Leaching characteristics of heavy metals from abandoned mines wastes in the Namhan River shore, Korean Soc. of Soil & Ground water Env't, Annual Meetings. p. 201-207.
- Kim, K.R., J.S. Park, M.S. Kim, N.I. Koo, S.H. Lee, J.S. Lee, S.C. Kim, J.E. Yang, and J.G. Kim. 2010. Changes in heavy metal phytoavailability by application of immobilizing agents and soil cover in upland soil nearby abandoned mining area subsequent metal uptake by red pepper. *Korean J. Soil Sci. Fert.* 43(6):864-871.
- Kim, K.R., R. Naidu, and J.G. Kim. 2010. Utilization of biosolid for enhanced heavy metal removal and biomass production in contaminated soils. *Korean J. Soil Sci. Fert.* 43(5):436-442.
- Kumpiene, J., A. Lagerkvist, and C. Maurice. 2007. Stabilization of As, Cr, Cu, Pb and Zn in soils using amendments—A review. *Waste Manage.* 28:215-225.
- Lee, C.B. 1999. Illustrated flora of Korea. Hyangmoonsa. Seoul. 990p.
- Mac L.Q., K.M. Komarc, C. Tuc, W. Zhang, Y. Cai, and E.D. Kenelly. 2001. A fern that hyper accumulates arsenic. *Nature* 409:579-582.
- Mehlich, A. 1984. Mehlich-3 soil test extractant: A modification of Mehlich 2 extractant' *Commun. Soil Sci. Plant Anal.* 15: 1409-1416.
- Ministry of environment. 2016. Standard analytical methods for heavy metals in soils. http://www.law.go.kr/DRF/lawService.do?OC=jaa80_6&target=admrl&ID=2100000036851&type=HTML&mobileYn=.
- MIRECO. 2014. YEAR BOOK OF MIRECO STATISTICS (2014). MINE RECLAMATION CORP. Seoul. 342 p.
- Moreno, F.N., C.W.N. Anderson, R.B. Stewart, and B.H. Robinson. 2005. Mercury volatilisation and phytoextraction from base-metal mine tailings. *Environ. Pollut.* 136:341-352.
- Nagendran, R., A. Selvam, K. Joseph, and C. Chiemchaisri. 2006. Phytoremediation and rehabilitation of municipal solid waste landfills and dump sites: A brief review, *Waste Manage.* 26: 1357-1369.
- Oh, S.J., S.C. Kim, T.H. Kim, K.H. Yeon, J.S. Lee, and J.E. Yang. 2011. Determining kinetic parameters and stabilization

- efficiency of heavy metals with various chemical amendments. *Soil Sci. Fert.* 44(6):1063-1070.
- Oh, S.J., S.C. Kim, R.Y. Kim, Y.S. Ok, H.S. Yun, S.M. Oh, J.S. Lee, and J.E. Yang. 2012. Change of bioavailability in heavy metal contaminated soil by chemical amendment. *Korean J. Soil Sci. Fert.* 45(6):973-982.
- Ok, Y.S., J.E. Lim, and D.H. Moon. 2010. Stabilization of Pb and Cd contaminated soil and soil quality improvement using waste oyster shells. *Environ. Geochem. Health*. DOI 10.1007/s10653-010-9329-3.
- Ok, Y.S., J.G. Kim, J.E. Yang, H.J. Kim, K.Y. Yoo, C.J. Park, and D.Y. Chung. 2004. Phytoremediation of heavy metal contaminated soil using transgenic plants. *Korean J. Soil Sci. Fert.* 37(6):396-406.
- Panayotova, M. and B. Velikov. 2002. Kinetics of heavy metal ions removal by use of natural zeolite. *J. Environ. Sci. Health*. 37:139-147.
- Park, J.H., P. Panneerselvam, D. Lamb, G. Choppala, and N.S. Bolan. 2011. Role of organic amendments on enhanced bioremediation of heavy metal(loid) contaminated soils. *J. Hazard. Mater.* 185:549-574.
- Pulford, I. D., and C. Watson. 2003. Phytoremediation of heavy metal-contaminated land by trees—A review. *Environ. Int.* 29: 529-540.
- Rezvani, M., and F. Zaefarian. 2011. Bioaccumulation and translocation factors of cadmium and lead in *Aeluropus littoralis*. *AJAE* 2(4): 114-119.
- Ross, S.M. 1994. *Toxic Metals in Soil-Plant System*. John Wiley and Sons Ltd. New York. 469p.
- Shin, S.G., J.H. Park, J.O. Jeon, T.L. Yun, and J.S. Yun. 2001. Effects of planting density on the growth for *Aster koraiensis* in the flat bare land. *J. Kor. Soc. People Plants Environ.* 4: 15-20.
- Vangronsveld, J., V.F. Assche, and H. Clijsters. 1995. Reclamation of a bare industrial area contaminated by non-ferrous metals: In situ metal immobilization and revegetation. *Environ. Pollut.* 87:51-59.
- Walworth, J.L., R.G. Gavlak, and M.T. Panciera. 1992. Mehlich 3 extractant for determination of available B, Cu, Fe, Mn, and Zn in cryic Alaskan soils. *Can. J. Soil. Sci.* 72:517-526.
- Yang, J.E. J.G. Skousen. Y.S. Ok. K.Y. Yoo., and H.J. Kim. 2006. Reclamation of abandoned coal min waste in Korea using lime cake by-products. *Mine Water Environ.* 25: 227-232.
- Yun, E.S., S.H. Park, J.Y. Ko, K.Y. Jung, K.D. Park, J.B. Hwang, and C.Y. Park. 2010. Vertical distribution of the heavy metal in paddy soils of below part at Gundong mine in milyang, Kora. *Korean J. Soil Sci. Fert.* 43(5):468-473.