

최 중  
연구보고서

농산촌 부숙 오니를 이용한 광산 피해  
산림지의 식물생산성 증대방안 연구  
Improvement of Plant Productivity in  
Abandoned Coal-Mine Forest by Using Rural  
Sewage Sludge

국립산림과학원

농 립 부

# 제 출 문

농림부 장관 귀하

본 보고서를 “농산촌 부속 오니를 이용한 광산 피해 산림지의 식물 생산성  
증대 방안 연구” 과제의 최종보고서로 제출합니다.

2004년 8월 일

주관연구기관명 : 국립산림과학원

총괄연구책임자 : 장 석 성

연 구 원 : 이 재 천

연 구 원 : 한 심 희

연 구 원 : 김 용 울

연 구 원 : 오 창 영

연 구 원 : 이 명 희

연 구 원 : 김 명 화

협동연구기관명 : 코엔바이오

협동연구책임자 : 염 규 진

협동연구기관명 : 순천대학교

협동연구책임자 : 허 재 선

# 요 약 문

## I. 제 목

농산촌 부숙오니를 이용한 광산피해 산림지의 식물생산성 증대 방안 연구

## II. 연구개발의 목적 및 필요성

우리나라 석탄광산은 1980년대 후반부터 국제 석유 가격의 안정과 낮은 채탄(採炭) 생산성, 임금상승 등으로 국제 경쟁력이 약화되어 폐광이 속출하였으며, 폐갱구(廢坑口)와 폐광석(廢鑛石), 광재 등 각종 황화합물에 오염된 폐수가 유출·확산되어 주변 농림지의 식물생산성을 감소시키고 있다.

이들 복구 대상지는 석탄산업합리화산업단의 지원으로 상당수가 복구되었으나, 그 지역의 토양은 pH가 낮고, 식물의 생장에 필요한 영양원소가 부족하며, 식물에 유해한 중금속 함량이 높고, 낮은 보습력으로 인하여 식물의 물질생산 능력이 매우 낮아 큰 성과를 거두지 못하였다.

한편, 우리나라의 산업발달과 생활수준 향상으로 물 사용량의 증가에 따른 하·폐수 양의 증가로 다량의 오니(汚泥)가 발생되고 있다. 오니에는 저농도의 오염물질이 다량 함유되어 있으나, 다량의 유기물질이 함유되어 유기물 자원으로서 충분한 가치가 있다. 그러나 대부분의 오니는 매립되고, 농업이용과 같이 재활용되는 오니는 불과 2.9%이다.

한편 지금까지 광산피해지 산림 복구를 위한 토양 개량에 황토 복토에 의한 전면 객토는 경제적 부담이 큰 상황이며, 농산촌 발생 폐기물 처리에도 환경적 비용이 증가하고 있다. 또한 협소한 국토 면적으로 인하여 개발 가능한 토지가 절대적으로 부족한 현 상황에서 이미 오염되어 있는 광산피해지를 복원하여 생태적, 환경적으로 안정한 개발 가능한 토지 면적을 늘려 나가는 것은 매우 중요한 현실적 대안이라고 볼 수 있다.

국내에서는 농·축산 부산물을 부숙하여 재활용하거나, 이를 하수오니와 혼합하여 농업용 비료 등으로 이용한 기술과 광산피해지 토양과 하수오니를 조합함으로써 발생하는 상승효과를 연구한 예는 있으나, 이것은 모두 시험실 차원이었으며, 광산 피해지 생태계 복원에 대한 연구는 매우 활발하게 진행되어 상당한 성과를 거두고 있으나, 그 대부분은 폐광지 복구를 위한 사방공학적인 연구와 고가의 유기물을 투입하는 방법이 주종을 이루고 있다. 한편 미국과 유럽 주요국에서는 하수슬러지를 조경용, 인공토, 녹생토 등 여러 가지 용도로 재활용한 사례가 있으며, 미국의 경우 몇 개 주에서 하수 슬러지를 폐광지역 주변 오염정화에 재활용하는 기술 개발을 진행 중에 있거나 성공한 사례가 있고, 일본의 경우 농축산 폐기물을 부숙시켜 퇴비로 재활용하거나 하수 슬러지를 이용하여 보도 블록이나 인공자갈 등을 제조하는 기술이 개발되었다.

따라서 본 연구는 농축산 폐기물을 광산피해지 식생 복원에 활용하기 위해 적정 부숙 공정에 대한 기술을 개발함과 더불어 광산피해지 토양 조건에 적응력이 높은 수종 및 품종 선발하여 친환경적이고 안정적인 식생 복원 기술을 개발하는데 그 목적이 있다.

### III. 연구개발 내용 및 범위

광산피해 산림지 조립 수종 및 품종 개발을 위하여 광산피해 토양에 대한 적응력이 높은 향토 수종을 대상으로 탐색하였다. 우선 광산 피해 모델 시험지를 선정하여 식생 조사와 생리활성 분석을 실시하였다. 한편 모델 시험지 토양의 특성을 조사하기 위하여 토양 미생물 활성, 토양 이화학적 특성 및 토양수질을 분석하였으며, 폐광지 토양에서 자생 수종의 내성 특성과 오염물질 흡수 능력을 평가한 후 우점종을 선발하였다.

폐석지 자생수종을 대상으로 선발한 수종들 중 우수한 가계 선발을 위하여 폐석지 내 자생 수종으로부터 종자를 채취하여 반형매 차대를 얻고 이들을 대상으로 생리·생화학적 특성을 조사하였으며, 가장 우수한 가계들을 선발하여 오염 현지에 시험림을 조성하였다. 우수 가계의 선발은 폐석 토양 내에서의 생장 특성과 내성 특성을 중심으로 조사하였으며, 부숙토의 효과를 동시에 검증하였다.

오염지내 조성된 검정림에서의 식생복원과 정화 효과를 확인하기 위하여 식재된 수목의 활착 및 성장 특성과 생리 생화학적 특성을 조사하였다. 또한 선발된 수목의 유전적 특성을 구명하기 위하여 주변 산림에 존재하는 천연 집단과의 비교 분석을 실시하였다.

한편 석탄 광산 피해 산림지의 식물생산성 증대를 위한 농산촌 폐자원의 재활용 기술을 개발하기 위하여 연구 대상지역에서 발생하는 재이용 가능한 폐기물 현황 조사를 실시하였으며, 조사된 폐기물 중 농산촌 하수오니 및 농립 축산물의 재활용 가능성을 확인하기 위하여 하수오니에 함유되어있는 무기 원소 함량을 분석하였다. 또한 폐기물의 재활용을 위한 부숙 첨가 소재 탐색 및 부숙 소재 간 적정 혼합 비율을 결정하여 포트 재배 시험용 부숙토를 생산하였다. 시험용 부숙토를 이용하여 수목의 생산성 증대와 관련된 분석을 통하여 적정 인공토와의 혼합비를 조사하였다.

또한 부숙토 생산 시 소요되는 비용을 절감하여 경제성을 높이기 위한 방안으로 부숙 촉진용 첨가 소재와 야적 부숙 공정을 개발하였다. 부숙 촉진용 첨가 소재의 개발은 부숙 공정에서 존재하는 유용 미생물을 탐색하여 이를 부숙 공정에 재 투입한 후 나타나는 부숙 효과를 평가하여 결과를 도출하였으며, 이를 이용하여 모델 시험지 처리용 부숙토를 생산하였다.

개발된 부숙토의 처리 효과를 확인하기 위하여 현지 검정림 내 처리 하였으며, 최적 부숙토 생산 공정을 확립함은 물론 경제성을 평가하였다. 또한 현지 검정림에 식재된 선발 수종과 처리된 부숙토의 phytoremediation 효과를 종합적으로 평가하였다.

#### IV. 연구개발 결과 및 활용에 대한 건의

본 연구에서는 폐광지 복원에 적절한 향토수종을 선발하기 위하여 폐석지내 자생 선구수종의 내성 특성 및 오염물질 흡수 능력을 조사한 결과 자작나무류인 박달나무와 거제수나무가 가장 우수한 수종인 것으로 나타나 이들을 대상으로 가계를 선발하였다. 한편 폐석지내 대부분의 수목은 양료 부족을 경험하고 있으며, 이로 인해 다양한 스트레스로 세포가 파괴되어 조직의 손상을 보였으며, 각종 스트레스를 극복하기 위한 에너지원의 부족으로 심각한 고사위기에 처해 있음을 알 수 있었다.

선발된 수종을 대상으로 우수한 가계를 선발하기 위해 성장 특성을 조사한 결과 총

10개 박달나무 가계 중 2, 4, 5, 7, 9번 가계가 가장 우수한 것으로 나타나 이들을 이용하여 오염지내 현지 검정립을 조성하였다. 또한 폐석지에서 성장하는 이들 박달나무는 부숙토 처리를 통하여 성장뿐만 아니라 생리적인 특성까지 개선하여 매우 효과적인 정화능력 및 내성 능력을 나타내는 것으로 밝혀졌다.

현지에 조성된 박달나무 검정립의 정화 효과 및 식생복원 효과를 분석한 결과, 부숙토 시비는 양료가 매우 부족한 폐석지의 이화학적 특성을 개선하여 수목의 성장 및 생리적인 특성에 기여하는 것으로 나타났으며, 이러한 특성은 선발 가계 간에 매우 큰 차이를 보여줌으로써 향후 우수 가계 및 품종 개발의 가능성을 보여 주었다.

하수슬러지와 톱밥을 혼합한 후, 초기함수율이 65~67% 범위에서 부숙온도 기준으로 정상적인 부숙이 진행되었으며, 부숙공정을 거친 후의 부숙토 관찰 결과, 발토양과 외형적으로 구분하기 어려울 정도로 완숙이 이루어졌다. 적정한 함수율의 범위를 넘게 되면 부숙 온도가 50℃이상으로 상승하지 못하여 적정 부숙이 이루어지지 않는다. 즉, 혼합초기 함수율을 65~67%로 갖게 하는 하수슬러지와 톱밥 혼합비가 적정 혼합비율이다.

적정 부숙이 이루어진 혼합시료의 초기 C/N비는 16.6~24.3이었으나, 부숙 후 C/N비는 9.8~18.3으로 낮아졌으며, 용출 pH는 부숙 전 중성(6.7)에서 약산성(5.6~6.3)으로 변화하였다. 함수율의 경우 혼합비 30, 40, 50% 시료 부숙 후 각각 33.7, 40.3, 50.2%의 비율로 수분함량이 줄어들었고 유기물 함량은 각각 28.5, 19.7, 12.1%의 비율로 감소하였다. 이와 같은 결과는 톱밥 혼합비 변화와 그에 따른 난분해성 (cellulose) 유기물함량 및 최고 부숙온도 차이에 기인한 것으로 판단된다.

최적 야적 부숙 공정 개발은 60ℓ의 경우 적정 부숙이 이루어졌으며, 이를 볼 때 최소 야적 부피는 60ℓ 이상이 되어야 적합한 것으로 판단된다. 야적 공정 중 온도변화 및 부숙 전·후의 이화학적 특성(온도변화, 질소, 탄소, 인, 황, 유기물, 함수율, 침출수 pH, C/N비)을 조사한 결과 부숙공정 및 제품 기준을 모두 만족하였다.

부숙반응기의 공기공급량의 변화량에 따른 온도 변화 실험결과 부숙토 1ℓ 기준으로 100ml/min와 200ml/min 각각 공기 공급 시 모두 정상적으로 부숙이 잘 이루어졌으나, 부숙 초기 함수율이 67%정도로 높은 경우에는 공기량이 많을수록 부숙기간이 약 10일정도 단축되는 것을 알 수 있다. 공기 공급량에 따른 부숙온도 변화 실험결과 부숙 초기에는 많은 양의 공기가 필요하지만 부숙이 진행됨에 따라 부숙토 부피가 감소하므로 이에 맞도록 공기량을 줄여주어야 할 것으로 판단된다.

부숙토와 인공토의 적정 혼합비 실험결과 첨가된 부숙토의 양이 증가할수록 유기물 함량이 과대하게 증가하므로 어린 묘의 새순이 나오지 못하고 시일이 지날수록 잎이 끝이 까맣게 타는 현상과 잎에 생기가 없고 성장력이 떨어지는 것으로 나타났다. 따라서 부숙토가 함유한 양료성분(N, P, K)이 매우 높아 (0.2~3%) 인공토와의 혼합 시 부숙토를 소량(20%이하)혼합하는 것이 어린 묘 성장에는 양호한 것으로 판단된다.

부숙 촉진용 첨가소재 탐색 결과, 각 부숙기간별(온도별)로 선발한 미생물 중 고온성 미생물들을 중심으로 우점종인 세균 Type-1과 사상균 Type-1을 선발하여 부숙토 혼합소재인 톱밥에 미생물을 증식시켜 전체 톱밥 투입량의 약 5%를 부숙초기에 투입하고, 부숙온도 변화 및 최종 부숙토 성분 변화여부를 조사한 결과, 부숙 초기(12일 경과) 미생물 투입한 부숙공정에서 보다 빠른 부숙온도 변화를 보여주어 부숙 촉진 공정개발을 위해서 선발된 균주들은 이용 가능한 것으로 판단된다.

난분해성 첨가제인 톱밥을 70%이상으로 과 투입한 경우 톱밥(cellulose) 분해 균주 투입에 따른 부숙 촉진 탐색결과 함유율은 61.36%에서 42.61% 감소하였으며, 유기물 함량은 51.86%에서 25.92%로 C/N ratio 결과는 12.26%에서 11.42%로 감소한 것으로 나타나 부숙토 제품기준을 만족하였으며, 또한 온도 변화분석 결과 Cellulose 분해 미생물 투입 시 후 부숙 온도도 40℃정도로 10일간 유지되어 안정적인 후 부숙 공정을 보여주었다.

토양개량제 생산시설 및 대량 생산 공정도(Flow Sheet)는 일일 당 하수슬러지 100ton 가량 처리할 수 있는 용량, 부지면적 30m × 60m의 전 처리장, 1차·2차 발효조, 후부숙조 및 제품포장 처리 작업장 등을 포함하도록 개발하였다.

토양개량제 최적 생산 공정 경제성 평가 및 분석 결과 월 총 수입 8,500천원에서 월 총 지출액 370천원으로 월별 순이익은 8,130천원으로 약 18개월 후 시설 설치비 회수가 가능한 것으로 분석되었다.

태백시 함백산 인근의 석탄 광해지 토양의 이화학적 특성은 낮은 pH, 낮은 영양염류 농도, 높은 유해 중금속 농도 등으로 일반미생물과 식물생육에 매우 부적합한 것으로 나타났다.

일반토양에 비하여 석탄토양의 경우, 미생물의 밀도가 매우 낮은 것으로 나타났으며 토양미생물의 활성도 매우 낮은 것으로 나타났다. 이는 미생물의 먹이가 될 수 있는 가용성 유기물이 절대적으로 부족하기 때문이며, 따라서 식물체를 이용한 석탄

토양 복원을 위해서는 물질순환과 영양학적 측면에서 인위적인 유기물 공급이 절대적으로 필요하다고 하겠다.

석탄토양에 하수오니 부속 토양개량제를 첨가한 경우, 갯이나 내성 선발 수종 모두 생장이 촉진되었으며, 엽록소 함량 증가, 수용성 단백질 함량 증가와 같은 생리, 생화학적 활성도 증가하는 것을 볼 수 있었다. 또한 토양개량제를 첨가함으로써 토양호흡율과 가수분해 관련 효소들의 활성이 증대되어 토양의 미생물 활력도가 개선되는 것을 알 수 있었으며, 이러한 효과는 토양개량제 첨가율이 증대될수록 증진되었지만 적정 최대 첨가 비율은 약 25%(v/v) 정도 되는 것으로 조사되었다. 토양개량제 첨가에 따른 식물의 성장 증대는 축적 중금속 함량의 증가를 가져와 궁극적으로 토양개량제 시비에 따른 식물의 phytoremediation 효과를 증대시키는 것으로 나타났다.

토양개량제 첨가에 따른 토양미생물 활력도 평가를 위하여 적용한 cellulose fabric assay는 석탄토양에서 토양개량제 시비 후에 변화되는 토양생물활성 측정에 적합한 것으로 판정되었으며, 토양깊이, 토양개량제 첨가량, 배양기간 등에 대한 기준치가 본 연구를 통하여 설정되었다.

석탄 광해지 토양을 대상으로 실시한 현장 적용 평가에서는 실내에서 검증된 토양개량제 첨가 효과가 모두 재현되었다. 즉 토양개량제 첨가에 의하여 선발 수종의 생장이 촉진되었으며, cellulose fabric assay로 평가한 토양미생물 활력도 증가되었으며, 궁극적으로 내성 수종을 이용한 phytoremediation 효과도 입증되었다. 따라서 내성 수종 정착 및 성장에 매우 불리한 석탄 광해지 토양의 산림 복원을 위하여, 농산촌 하수오니를 이용한 토양개량제의 활용은 생물학적으로 불활성 상태인 석탄토양을 생물학적으로 활성을 지니는 생산성이 높은 토양으로 전환시키기 위하여 절대적으로 필요한 것으로 나타났다.

본 연구 결과는 광산피해지 주변 식생을 친환경적으로 복원하고, 오염물질의 확산을 방지하며 이를 통해서 개발 가능한 토지 면적을 늘리는 기술로 활용할 수 있을 것이며, 특히 광산 피해지의 척박한 토양에서 우수한 성장을 보이는 것은 물론 오염물질을 안정적으로 정화할 수 있는 품종을 개발하고 식재하여 생태경관 복원과 산림자원을 확보하는 방법으로 활용할 수 있을 것이다.



## SUMMARY

We selected the indigenous and pioneer tree species through assessing the physiological damage level and tolerance of native tree species for successful restoration and revegetation of the abandoned coal mine spoils in Taebaek, Kangwon Province, Korea and investigated effects on the physiological response of pioneer tree species selected at the coal-mine spoils to the application of the composted sewage sludge in tailings.

The number of plant species in the abandoned coal mine land was smaller than the surrounding forest. The common species of the coal mine lands and the surrounding forest were 6 species(*Betula schmidtii* etc.) in Sododong and 4 species(*B. costata* etc.) in Sarijae. It was considered that the species in the coal mine lands introduced from the species of top layer in the surrounding forest. Especially, *B. costata* in Sarijae showed the edge effect, which regenerates the vegetative community from the boundary area of coal mine land and surrounding forest. Natural revegetation in Sododong was also progressing by the invasion of tree species in surrounding forest, such as *B. schmidtii*.

Trees in the abandoned coal-mine spoils have been influenced by inadequate factors, because MDA and H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> content in the leaves of two species were higher at the coal-mine spoils than at the surrounding forest. Low NR activity indirectly represented nitrogen deficiency in the soil of the coal-mine spoils, an unmanageable SOD activity implied that tolerant functions didn't act against a certain stress of the coal-mine spoils. Especially the decreased glucose and the increased starch concentration showed the inhibition of the carbohydrate metabolism by inadequate factors.

Growth responses were significantly different among soil compositions. Dry weights were greatest for seedlings on the composted soil and smallest for seedlings in tailings, the ratio of shoot to root for seedlings on the composted

soil was higher than their ratios in tailings and nursery soil. Chlorophyll content in the leaves of seedlings on the composted soil was twice higher in comparison with the nursery soil and tailings, chlorophyll fluorescence (Fv/Fm) of seedlings on the nursery soil and tailings were lower than seedlings on the composted soil. Seedlings on the nursery soils and tailings showed higher starch concentration in the stem in contrast to the composted soil, whereas carbohydrate content of seedlings on the composted soil was highest in the leaf, followed by stem and root. Carbohydrate allocation of seedlings on three types of soil except tailings, was the highest in the leaves.

Consequently, natural revegetation in the disturbed coal mine lands may be related to the species composition of the surrounding forest, low nitrogen content in the coal-mine soils might increased the damage of trees as a result from inhibiting the expression of tolerance against a certain stress. Trees in the coal-mine spoils need more than nitrogen to use as a energy source of several metabolism in order to prevent a damage and to increase tolerance against several stress. Therefore the composted soil can supply appropriate nutrient for trees in tailings and improve growth and physiological and biochemical properties of trees.

The optimum composting process using sewage sludge and sawdust was developed to produce soil amendment for the revegetation of heavy-metal contaminated area. The optimum range of water content was 65~67% in the uncomposted mixture of sludge and sawdust. The optimum aeration rate was 0.2  $\ell$ /min per mixture volume( $\ell$ ) for the first-stage of composting and 0.1  $\ell$ /min  $\cdot$   $\ell$  for the second-stage of composting. The soil amendment made of sludge and sawdust had high nutrient(N, P) content(2~3%). Due to the high nutrient content young trees showed better growing pattern at the smaller mixture ratio(below than 20%) of soil amendment with artificial soil(perlite).

During the composting period one bacterial species and one fungal species, which had the highest population at the temperature range of 30~60°C, were

selected to enhance the composting efficiency by seeding with the inocula. The microbial inoculation enhanced the composting rate as indicated by higher composting temperature, faster temperature change, and lower moisture content of compost. Lignin-degradation fungus was used as an additional inoculum to increase the composting rate for the mixture with high sawdust content (above 70%). The fungus seeded compost showed the higher temperature at second-stage composting period and post-composting period than the unseeded control. The 5% of total sawdust volume was inoculated by seeding of mesophilic microorganisms and lignin-degrading fungus and then the seeded sawdust was mixed with sewage sludge.

Finally the large producing (100m<sup>3</sup>/day) process for the soil amendment was developed using the optimum parameters based on the results of the experiment.

Soil conditioner (improver) made with sewage sludge produced in local wastewater treatment facility plays an important role in the restoration of dump substrate into a biologically active and sustainable soil by establishing soil microbial flora and thus inducing soil microbial activities. Their positive effects on the restoration of coal-mine waste dump substrate into a biologically active and sustainable soil are followings;

Analysis of soil properties in coal-mine waste dump soil showed that characteristics of the coal-mine dump soil were inhospitable to soil biota growth; high levels of heavy metals, low value of soil pH and lack of microbial activity.

Compared with mature forest soil, coal-mine waste soil showed simple micro flora and low number of microorganism. This resulted in low activity of microbial metabolic capacity. Lack of organic materials was responsible for low microbial activity in coal-mine waste soil. Thus, addition of organic material such as composted sewage sludge can improve the biological activity and consequently, restore soil ecosystem in the dump waste soil.

Addition of the compost stimulated the growth of tolerant trees selected for restoration of the coal-mine soil. The enhanced growth was partly contributed to

increase in physiological activity such as chlorophyll synthesis and soluble protein synthesis. Addition of the compost into the coal-mine soil also significantly increased microbial enzyme activity involved in C and N mineralization and nutrient cycle in soil. All these improvements induced phytoremediation activity of the trees by stimulating heavy metal uptake. Optimum ratio of amended compost was found to be 25% (v/v) in short term response.

Cellulose fabric assay with use of cotton strip was found to be very effective and simple method to evaluate restoration progress in coal-mine soil after amendment of the compost. Standardization of the assay for coal-mine waste dump soil was completed in this study.

Field trial in coal-mine waste dump site confirmed all the findings in lab scale. Amendment of sewage sludge compost stimulated the tree growth, soil microbial activity and accumulation of heavy metal in the trees. Cellulose fabric assay was also proved to be very simple and reliable method for the evaluation of restoration progress in the field.

For the reconstruction of ecosystems and ecological functions in a coal-mine refuse dump soil, the reorganization of dump substrate into a biologically active and sustainable soil is of foremost interest. This study demonstrated that amendment of the compost made with sewage sludge is very attractive treatment for the purpose.

# CONTENTS

<b>Chapter 1 Introduction</b> .....	16
<b>Chapter 2 Present status of technology development</b> .....	18
<b>Chapter 3 Selection and cultivation of pioneer tree species</b> .....	19
Section 1 Selection of pioneer and tolerant species .....	20
Section 2 Tolerant test among selection families .....	38
Section 3 Filed application of selection tree species .....	44
<b>Chapter 4 Development of soil amendment</b> .....	55
Section 1 Investigation of proper sewage and additive material .....	56
Section 2 Development of optimum composting process .....	66
<b>Chapter 5 Phytoremediation effect test</b> .....	83
Section 1 Characters of abandoned coal-mine soil .....	84
Section 2 Application effects of composted sludge .....	90
Section 3 Phytoremediation effects .....	122
<b>Chapter 6 Achievement level of aims</b> .....	141
<b>Chapter 7 Practical use of results</b> .....	143
<b>Reference</b> .....	144

# 목 차

제 1 장 연구개발과제의 개요 .....	16
제 2 장 국내의 기술개발 현황 .....	18
제 3 장 향토수종 및 내성 품종 육성 .....	19
제 1 절 향토 수종 및 내성 개체 선발 .....	20
1. 연구 수행 방법 .....	20
가. 국내 폐광지 피해 현황 자료 조사 .....	20
나. 태백지역 석탄 폐석지의 식생 복원을 위한 향토 수종 선발 .....	20
다. 폐석지내 자생 수종의 체내 유해원소 함량 .....	22
라. 폐광지 향토 수종의 생리 활성 .....	22
마. 광산 피해지의 내성 개체 선발 및 양묘 .....	23
2. 연구 수행 결과 .....	24
가. 태백지역 석탄 폐석지의 식생 복원을 위한 향토 수종 선발 .....	24
나. 탄광 폐석지내 자연 이입 수종의 수체 내 유해원소 함량 .....	31
다. 폐광지 향토수종의 생리 활성 .....	32
라. 광산 피해지의 내성 개체 선발 및 양묘 .....	37
제 2 절 선발 가계의 내성 특성 구명 .....	38
1. 연구 수행 방법 .....	38
가. 내성 가계의 기내선발 .....	38
나. 선발 가계의 생리·생화학적 특성 분석 .....	38
다. 현지내 가계 시험립 조성 .....	39
2. 연구 수행 결과 .....	39
가. 내성 가계의 기내 선발 .....	39
나. 선발 가계의 생리·생화학적 특성 분석 .....	39
다. 현지 내 가계 시험립 조성 .....	43
제 3 절 선발 수종의 현지 내 적용 .....	44
1. 연구 수행 방법 .....	44

가. 선발가계의 현지적응력 평가 .....	44
나. 현지 적용 수목의 생리·생화학적 검정 .....	44
다. 선발 수종의 유전 특성 .....	44
2. 연구 수행 결과 .....	45
가. 선발가계의 현지적응력 평가 .....	45
나. 현지 적용 수목의 생리·생화학적 검정 .....	47
다. 선발 수종의 유전 특성 .....	50
<b>제 4 장 토양개량제 개발 .....</b>	<b>55</b>
<b>제 1 절 적정 오니 원료 및 부가 소재 개발 .....</b>	<b>56</b>
1. 연구 수행 방법 .....	56
가. 부숙용 농업부산물 첨가소재 선발 .....	56
나. 부숙소재간 적정혼합비율 결정 .....	58
다. 부숙토의 이화학적 성상 분석 .....	58
2. 연구 수행 결과 .....	59
가. 부숙 소재 간 적정혼합비율 결정 .....	59
나. 소형 부숙반응기 장치 설치 .....	65
<b>제 2 절 부숙 촉진 처리법 개발 .....</b>	<b>66</b>
1. 연구 수행 방법 .....	66
가. 부숙토와 인공토의 적정 혼합비 조사 .....	66
나. 부숙 촉진용 첨가소재 탐색 및 선발 .....	66
다. 최적 야적 부숙 공정 개발 .....	67
라. 모델시험지 처리용 부숙토 생산 .....	68
마. 톱밥(Cellulose) 분해 균주 투입에 따른 부숙 촉진 탐색 .....	69
바. 토양개량제 최적 생산 공정 확립 .....	69
2. 연구 수행 결과 .....	70
가. 부숙토와 인공토의 적정 혼합비 조사 .....	70
나. 부숙 촉진용 첨가소재 탐색 .....	70
다. 최적 야적 부숙 공정 개발 .....	74
라. 부숙토 대량생산을 위한 적정 공기공급량 조사 .....	75

마. 톱밥(cellulose)분해 균주 투입에 따른 부속촉진탐색 .....	77
바. 토양개량제 최적 생산 공정 확립 .....	79
사. 토양개량제 생산시 부속공정 경제성 평가 .....	81
<b>제 5 장 Phytoremediation 효과 검증 .....</b>	<b>83</b>
<b>제 1 절 광산 피해지 토양의 특성 조사 .....</b>	<b>84</b>
1. 석탄 폐광지 토양의 이화학적 특성 .....	84
2. 석탄 폐광지 토양의 토양 미생물상 및 활력도 조사 .....	86
<b>제 2 절 부속 오니 시비의 효과 검증 .....</b>	<b>90</b>
1. 토양개량제 첨가에 따른 성장 촉진 효과 .....	90
2. 토양개량제 첨가에 따른 내성수목의 성장 촉진 효과 .....	96
<b>제 3 절 Phytoremediation 효과 검증 .....</b>	<b>122</b>
1. Cellulase fabric assay 개발 .....	122
2. 석탄 광해지 현장 적용 평가 .....	128
<b>제 6 장 목표달성도 및 관련분야에의 기여도 .....</b>	<b>141</b>
<b>제 7 장 연구개발 결과의 활용계획 .....</b>	<b>143</b>
<b>참고문헌 .....</b>	<b>144</b>



## 제 1 장 연구개발과제의 개요

우리나라 석탄광산은 1980년대 후반부터 국제 석유 가격의 안정과 낮은 채탄(採炭) 생산성, 임금상승 등으로 국제 경쟁력이 약화되어 폐광이 속출하였다. 특히 강원도 태백, 삼척, 영월, 정선은 전체 석탄 폐광(314개소)의 34.7%(109개소)가 밀집하여 있는 지역으로서, 광해(鑛害)에 의한 산림식생(山林植生) 파괴가 심한 지역이다(석탄합리화사업단, 1995). 이들 4개 시·군의 109개소 탄광 중 87개소에 대해서는 산림복구사업이 이루어져 있으나, 수중선택의 문제점과 부적절한 조림기술로 완벽한 산림복구가 이루어지지 못하였다(강원개발연구원, 1996). 더욱이 폐갱구(廢坑口)와 폐광석(廢鑛石), 광재 등 매립지에서 각종 황화합물에 오염된 폐수가 유출·확산되어 주변 농림지의 식물생산성을 감소시키고 있다.

광산에 의하여 피해를 받은 복구 대상이 되는 산림지는 529개소, 1,424ha이다(한창수, 2000). 이들 복구 대상지는 석탄산업합리화산업단의 지원으로 상당수가 복구되었으나, 그 지역의 토양은 pH가 낮고, 식물의 생장에 필요한 영양원소가 부족하며, 식물에 유해한 중금속 함량이 높고, 낮은 보습력으로 인하여 식물의 물질생산능력이 매우 낮다. 따라서 오염된 광산피해지 토양의 식물 생산성 증대를 위하여 광산피해지에서 생장이 가능하며, 체내에 토양 오염물질을 흡수·고정시키는 능력이 높은 수종과 정화능력이 높은 품종의 개발이 필요하였다.

한편, 우리나라의 산업발달과 생활수준 향상으로 물 사용량의 증가에 따른 하·폐수 양의 증가로 다량의 오니(汚泥)가 발생되고 있다(연간 오니 발생량 1,478,229톤). 오니에는 저농도의 오염물질이 다종 함유되어 있으나, 다량의 유기물질이 함유되어 유기물 자원으로서 충분한 가치가 있다(염규진, 1999). 그러나 대부분의 오니는 매립되고, 농업이용과 같이 재활용되는 오니는 불과 2.9%이다(환경부, 1997). 그런데 1997년 7월 19일에 개정된 폐기물관리법시행규칙에 의하여, 2001년부터 하수종말처리시설과 1종 폐수배출업소에서 발생된 유기성 오니의 직접매립을 금지하고, 소각하거나 퇴비화한 잔재물 만을 매립하도록 하였다. 그리고 2005년부터는 분뇨처리시설, 축산폐수시설, 2종 폐수배출업소에서 발생된 유기성 오니도 직접매립이 불가능하게 된다. 따라서 증가추세에 있는 하수슬러지를 처리하기 위해서는 많은 비용을 투자하여 소각시설을 설립하거나, 효율적인 퇴비화 기술과 용도를 개발하여야 한다.

즉, 오니의 직접매립이 금지됨에 따라 새로운 처리시설(예, 소각로)을 설립하는 것

은 처리규모가 작은 농산촌의 경우, 유해물질의 함량이 낮아 부산물 비료(비료관리법 4조)로서의 이용이 가능함에도 불구하고 고가의 처리시설을 설치하는 것은 비합리적이다. 따라서 재활용자원으로서 가치가 높은 농산촌지역의 하수오니를 합리적으로 처리하는 방안의 모색이 필요하다.

한편 지금까지 광산피해지 산림 복구를 위한 토양 개량에 황토 복토에 의한 전면객토는 경제적 부담이 큰 상황이며, 농산촌 발생 폐기물 처리에도 환경적 비용이 증가하고 있다. 또한 협소한 국토 면적으로 인하여 개발 가능한 토지가 절대적으로 부족한 현 상황에서 이미 오염되어 있는 광산피해지를 복원하여 생태적, 환경적으로 안정한 개발 가능한 토지 면적을 늘려 나가는 것은 매우 중요한 현실적 대안이라고 볼 수 있다.

따라서 본 연구의 목적은 농축산 폐기물을 광산피해지 식생 복원에 활용하기 위하여 적정 부숙 공정에 대한 기술을 개발하고, 광산피해지 토양 조건에 적응력이 높은 수종 및 품종 선발하고, 육종학적인 접근을 통하여 친환경적이고 안정적인 폐광지 식생 복원 기술을 개발하는 것이다.

## 제 2 장 국내외 기술개발 현황

국내에서는 농·축산 부산물을 부숙하여 재활용하거나, 이를 하수오니와 혼합하여 농업용 비료 등으로 이용한 기술과 광산폐해지 토양과 하수오니를 조합함으로써 발생하는 상승효과를 연구한 예는 있으나, 이것은 모두 시험실 차원이었다.

또한 폐광지 등 오염지 정화를 위하여 정화능력이 높은 식물을 선발하거나 생명공학기술을 이용하여 특정 정화 능력을 증가시키는 기술의 개발은 국내외에서 활발히 진행되고 있으며, 일부 연구 결과들이 제시되고 있다. 그러나 이러한 연구는 대부분이 초본 식물을 대상으로 진행되어 일부 주목할 만한 성과를 거두었으나, 오염물질의 정화 및 식생복원에 있어 높은 효율성을 가지는 목본 식물에 대한 연구는 매우 미진하다. 일부 연구에서 폐광지역을 대상으로 현지에 자생하는 수목의 정화 특성을 조사한 예는 있으나, 이 결과를 실제로 현지에 적용한 사례는 보고되지 않았다.

한편 광산 피해지의 생태계 복원에 대한 연구는 최근까지도 매우 활발하게 진행되어 상당한 성과를 거두고 있으나, 그 대부분은 폐광지 복구를 위한 사방공학적인 연구와 고가의 유기물을 투입하는 방법이 주종을 이루고 있다.

그러나 미국과 유럽 등 선진국에서는 하수슬러지를 조경용, 인공토, 녹생토 등 여러 가지 용도로 재활용한 사례가 있으며, 미국의 경우 몇 개 주에서 하수슬러지를 폐광지역 주변 오염정화에 재활용하는 기술 개발을 진행 중에 있거나 성공한 사례가 있고, 일본의 경우 농축산 폐기물을 부숙시켜 퇴비로 재활용하거나 하수 슬러지를 이용하여 보드블럭이나 인공자갈 등을 제조하는 기술이 개발되었다.

본 연구는 폐광지와 같은 광범위한 토양 오염지역의 복원을 위하여 친환경적이고, 생태적으로 안정된 기술을 개발하려고 시도하였으며, 이러한 결과, 현재 강원도 태백지역에 위치한 폐광지역의 복원에 매우 적합한 수종인 박달나무를 선발하였다. 또한 이러한 낮은 생산성을 가진 폐광지 토양에서 식물의 생산성을 증가시키기 위하여 폐자원의 재활용 기술을 개발하여, 오염지 토양의 생산성을 증가시키는데 크게 기여하였다. 또한 이러한 기술들은 현지에 적용하여 검증함으로써 향후 오염지 복원의 대표적인 성공 모델을 제시하였다. 이러한 결과는 과거 폐광지 복원의 문제점을 개선하고, 폐광지 복원 이후 장기적으로 안정된 생태계를 유지하는 큰 도움을 줄 것으로 기대된다.

### 제 3 장 향토수종 및 내성 품종 육성

주관연구기관명 : 국립산림과학원

총괄연구책임자 : 장 석 성

연 구 원 : 이 재 천

연 구 원 : 한 심 희

연 구 원 : 김 용 울

연 구 원 : 오 창 영

연 구 원 : 이 명 희

연 구 원 : 김 명 화

# 제 1 절 향토 수종 및 내성 개체 선발

## 1. 연구 수행 방법

### 가. 국내 폐광지 피해 현황 자료 조사

국내 폐광지 피해 현황 조사는 기존의 자료를 토대로 하였으며, 산림복구 대상지, 미 복구지, 재 훼손지 및 폐석 유실지를 대상으로 조사하였다. 현재 폐광지를 대상으로 복구 사업이 추진되고 있는 곳은 447개소이며, 이 중 미복구지는 61개소로 알려져 있다. 이러한 결과는 본 연구 과제를 수행하기 위한 기초 자료로 이용하였으며, 특히 폐광지 중 미복구지를 대상으로 연구 대상 모델 시험지를 선정하였다.

### 나. 태백지역 석탄 폐석지의 식생 복원을 위한 향토 수종 선발

#### 1) 조사지 개황

강원도의 탄광 폐석지는 채탄과정에서 나오는 폐석들을 쌓아 놓은 산으로, 식생 복원을 위하여 복토를 시행한 후, 아까시나무, 물오리나무, 싸리류, 죽제비싸리 등 자기 시비계 식물을 식재하여 단기간에 녹화를 시도한 지역이다. 이들 주변지역의 임상은 신갈나무가 우점하고 있는 혼효림이고, 천이과정에서 소나무가 쇠퇴하고 있는 양상을 보이고 있다.

조사대상지는 강원도 태백시 소도동 북동사면과 싸리재 북동사면 2개 지점을 중심으로 하였으며(그림 1), 강원도 태백지역의 1986년부터 2002년까지 평균 기온과 강수량은 그림 2와 같이 나타났다. 강원도 대부분의 탄광 폐석지는 복구공사를 실시하였지만, 식생의 성립에는 시간적 경과가 중요한 인자로 나타나고 있다. 그러나 인위적으로 식생이 조성되지 않은 탄광 폐석지에서는 주변 산림 구성종의 종자가 자연적으로 침입하여 개척종의 역할을 하고 있는 것으로 추정되어 본 조사를 수행하였다.



그림 1. 강원도 태백시에 위치한 시험 조사구의 위치

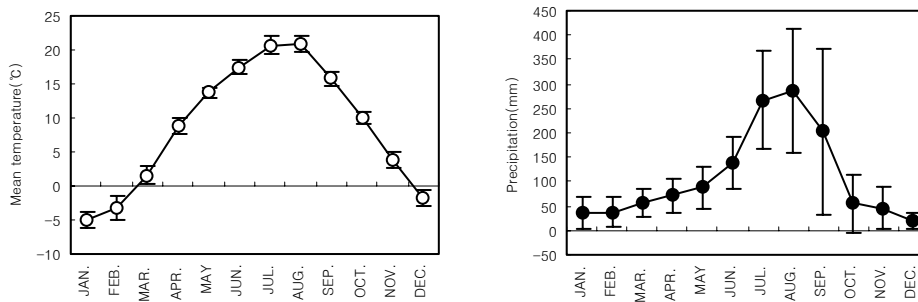


그림 2. 태백지역의 1986년부터 2002년까지 월간 평균 온도 및 강수량

## 2) 조사방법

탄광 폐석지에 나타난 종을 대상으로 실시한 식생조사는 5m × 5m 방형구를 각각 10곳에 설치한 후, 초본과 목본으로 구분하여 실시하였다. 주변산림지역에서는 10m × 10m 방형구를 10곳에 설치한 후, 교목층, 아교목층, 관목층으로 구분하여 조사하였으며, 수고가 8m 이상인 나무를 교목층으로 하였다. 수목의 직경을 측정하여 수종별 기저면적으로 사용하였으며, 식생분석을 위하여 방형구 안에서 출현하는 모든 수종들을 조사한 후, 각 층위별로 밀도, 빈도, 기저면적에 의한 피도로써 상대밀

도, 상대빈도, 상대피도와 중요치를 아래와 같은 식으로 산출하였다(Curtis and McIntoshi, 1951).

$$IV \text{ (Importance value)} = RD + RC + RF$$

$$RD \text{ (Relative Density)} = \text{대상종의 밀도} / \text{전체종의 밀도합계} \times 100 (\%)$$

$$RC \text{ (Relative Coverage)} = \text{대상종의 피도} / \text{전체종의 피도합계} \times 100 (\%)$$

$$RF \text{ (Relative Frequency)} = \text{대상종의 빈도} / \text{전체종의 빈도합계} \times 100 (\%)$$

초본층의 종 조성은 방형구내에서 1m × 1m 소방형구를 임의로 설치하여 출현한 종을 기입하고 빈도와 피도를 계산하였다.

#### 다. 폐석지내 자생 수종의 체내 유해원소 함량

조사대상지는 강원도 태백시 소도동과 싸리재에 위치한 탄광 폐석지로 이 지역은 폐광이후 미복원 상태로 남아있다. 대상 수종은 선정된 조사지내에서 자연 이입된 수종 중에서 10개 수종을 선발하였으며, 대조구는 탄광 폐석지 주변 산림으로 하였다. 선발된 10개 수종은 대조구와 폐석지에서 각각 3개체씩을 선발하고, 가지를 채취하여 수체 내 유해원소의 분석에 이용하였다. 채취한 가지는 건조 후 분쇄하여 분석 시료로 이용하였다.

선발된 10개 수종의 수체내 유해원소는 Al, As, Cd, Cr, Cu, Hg, Mn, Ni, Pb, Zn 등 10종을 대상으로 하였다. 분석 시료는 분해액을 이용하여 완전 분해한 후 ICP를 이용하여 유해원소의 농도를 측정하고 수종별 차이를 비교하였다.

#### 라. 폐광지 향토 수종의 생리 활성

##### 1) 공시재료

본 조사는 2002년에 태백지역 폐광지의 환경친화적인 식생 복원에 이용하기 위하여 이미 선발한 거제수나무와 박달나무를 대상으로 하였다(Lee *et al.*, 2002). 분석에 이용할 잎 시료를 채취하기 위하여, 폐석지내와 폐석지 주변 산림내에서 수종 당 각각 5개체씩을 선정하고, 8월 중순경에 거제수나무와 박달나무 대상목으로 부터 잎

시료를 채취하였다. 채취된 잎 시료는 4℃에 보관하여 실험실로 운반한 후 생리생화학적 특성 분석에 이용하였다.

## 2) 생리적 특성 분석

수목이 자라는 토양 내 질소의 수준을 파악하기 위해서 실시한 잎의 질산환원효소(nitrate reductase; NR) 활성 측정은 Högberg *et al.*(1986)의 방법을 변형하여 실시하였으며, 540nm에서 흡광도를 측정하여 결정하였다.

잎의 Malondialdehyde(MDA)와 H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> 함량은 수목의 피해 수준을 파악하기 위해서 분석하였다. MDA 함량은 45℃에서 N-methyl-2-phenylindole (NMPI)과 MDA와의 반응을 기초로 한 Esterbauer와 Cheeseman(1990)의 방법을 따라 586nm에서 흡광도를 측정하여 결정하였다. H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> 함량은 436nm에서 시료의 흡광도와 H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> 표준물질의 흡광도를 비교하여 결정하였다(Bernt와 Bergmeyer, 1974).

수목의 내성 반응을 파악하기 위해 분석한 잎 내 항산화효소(superoxide dismutase, SOD) 활성은 nitro blue tetrazolium(NBT)-xanthine oxidase법에 의거하여, 530nm에서 120초 동안의 흡광도 증가를 측정하여 결정하였다(Beauchamp and Fridovich, 1971). 탄수화물 분석은 methanol/chloroform/물을 12/5/3의 비율로 혼합한 용액에 건조된 잎 시료 0.1g를 넣고 원심 분리한 후, glucose oxidase법(Hendry와 Price, 1993)에 따라 460nm에서 흡광도를 측정하여 결정하였다.

## 마. 광산 피해지의 내성 개체 선발 및 양묘

연구 대상 모델 시험지로 선정된 지역에서 자연 이입된 수종 중 가장 우점도가 높은 수종인 거제수나무와 박달나무의 내성 개체를 선발하기 위하여, 거제수나무 5가계와 박달나무 10가계를 현지에서 선발하였다. 선발된 각 수종에서 가계별로 종자를 채취하였으며, 채취된 종자는 발아시험을 실시하였다. 발아시험은 폐광지 토양 환경에서의 발아 능력을 검정하기 위하여 대조구(탈이온수)와 처리구(폐광지 토양 용출수)로 구분 처리하였으며, 수종별로는 5가계를 대상으로 실시하였고, 가계별로는 3반복으로 발아시험을 실시하였다.



## 2. 연구 수행 결과

### 가. 태백지역 석탄 폐석지의 식생 복원을 위한 향토 수종 선발

강원도에 존재하는 대부분 폐석지는 복구공사가 완료되었지만, 식생의 성립은 시간적 경과가 중요한 인자로 작용하고 있는 것 같다. 1차 천이적인 단계에 놓여 있는 폐석지에서 개척종의 식생조성을 구명하기 위하여 주변 산림의 종 구성 상태를 조사한 결과는 표 1과 같다. 중요치(IV)를 기준으로 하였을 때, 상층림의 식생조성은 소도동 지역에서 박달나무(100.39), 소나무(50.15), 졸참나무(50.76), 층층나무(26.73) 등 9개 수종으로 구성되어 있었으며, 싸리재는 거제수나무(97.5), 신갈나무(82.9), 층층나무(66.51), 피나무(40.13) 등 6개 수종이 우점하고 있었다. 이들 두 지역에서 동시에 나타난 수종은 신갈나무, 거제수나무, 층층나무였다.

소도동의 아교목층은 박달나무(40.63), 층층나무(40.9), 신갈나무(28.16), 고로쇠나무(25.93) 등 13개 수종이 차지하고 있었고, 싸리재의 아교목층은 피나무(66.4), 층층나무(30.44), 신갈나무(28.31), 함박꽃나무(28.86), 고로쇠나무(26.54) 등 15종류가 우점하고 있었다. 이 두 지역에서 공통으로 출현하는 종은 고로쇠나무, 층층나무, 신갈나무, 피나무, 당단풍이었다.

관목층의 경우, 소도동은 국수나무(52.88), 함박꽃나무(16.64), 작살나무(16.61), 철쭉꽃(13.89) 등 23종이 분포하고 있었고, 싸리재는 고로쇠나무(24.96), 당단풍(26.59), 조릿대(18.66) 등 31종이 분포하고 있는 것으로 조사되었으며, 두 조사지에서 공통으로 출현한 종은 고로쇠나무, 철쭉꽃, 당단풍, 신갈나무, 참개암나무, 피나무, 검노린재, 함박꽃나무, 물푸레나무 9종류로 조사되었다.

초본층은 소도동에서 단풍취(30.81), 미역줄(18.78), 대사초(17.09) 등 23종, 싸리재에서는 단풍취(13.38), 노루오줌(12.31), 방아풀(36.3), 넓은외잎쭈(12.31) 등 24종이 나타났다. 두 지역에서 공통으로 나타나는 종은 단풍취, 미역줄, 노루오줌, 방아풀, 실새풀 등 9종이었다.

표 2는 산림이 교란된 탄광 폐석지에서 출현하는 종을 나타낸 결과이다. 소도동에서는 박달나무(112.79), 진달래(31.17), 참싸리(24.59), 신갈나무(20.14), 소나무(14.63), 잎갈나무(13.84), 물푸레나무(12.94), 쇠물푸레(12.94) 등 18종이 출현하였고, 싸리재에

서는 거제수나무(117.42), 쉬땅나무(35.15), 병꽃나무(27.23), 철쭉꽃(25.51), 호랑버들(20.53), 물푸레나무(15.99) 등 18종이 조사되었다. 이 두 지역에서 공통으로 나타나는 종은 소나무, 물푸레나무, 쇠물푸레, 진달래, 병꽃나무, 당단풍, 철쭉꽃, 호랑버들 등 8종류였다. 또한 탄광 폐석지와 인근 산림에서 공통으로 출현한 수종은 소도동의 경우 박달나무, 소나무, 신갈나무, 철쭉꽃, 당단풍, 물푸레나무 6종류였으며, 싸리재의 경우 거제수나무, 당단풍, 물푸레나무, 철쭉꽃 4종류였다. 소도동의 초본층에서는 실새풀(64.69), 이고들빼기(21.44), 달맞이꽃(17.8), 골등골나무(14.17) 등 13종류가 출현하였으며, 싸리재에서는 실새풀(82.01), 이고들빼기(20.61), 각시취(24.63), 쥐오줌풀(19.47), 넓은외잎쭈(16.59) 등 모두 12 종류의 초본이 출현되어 두 지역에서 출현한 종 수는 비슷하였으며, 공통종은 실새풀, 이고들빼기, 달맞이꽃, 넓은외잎쭈 등이었다(표 3). 초본층의 종 구성상태로 볼 때 종자가 바람에 의하여 전파되거나 많은 종자를 생산하는 1년생과 다년생 초본이 우선 침입하여 1차 천이 초기단계의 식생을 구성하는 것으로 조사되었다.

1차 천이가 일어나고 있는 탄광 폐석지에서 출현한 종은 대조구인 소도동 45종, 싸리재 54종보다 훨씬 적은 소도동 31종과 싸리재 30종이었다. 일반적으로 탄광 폐석지는 토양 양분 부족, 직사광선의 장기간 노출, 수분부족 등 환경조건이 매우 열악하며, 침입종자의 정착과 생장에 많은 어려움이 있어 정상적인 생활사가 제한을 받는다. 따라서 1차 천이가 일어나는 지역에서는 식물 생장의 제한 요인을 극복할 수 있는 콩과식물 등이 대부분을 차지하는 경향이 있다(Tilman, 1982). 또한 교란 지역에서는 종자가 침입하여 초기 식생 발달이 진행되며, 비산성 종자는 날개 특성, 종자 무게, 바람 조건 등에 의해 영향을 받기 때문에 버드나무류나 자작나무류 등과 같이 날개를 달고 있는 수종은 종자 이동에 유리하다(Schopmeyer, 1974). 또한 버드나무속, 자작나무속, 오리나무속 등과 같이 외부에서 침입한 식물들은 다년생 초본식물보다 성장속도는 느리지만, 피도는 증가하는 경향을 보여준다(Vitousek and Walker, 1987). Tsuyuzaki(1995)는 화산지역의 초기 식생복원이 *Salix*, *Populus*, *Betula*, *Larix* 등의 주요 침입종에 의해서 이루어진다고 보고하고 있다.

김혜주 등(2000)은 탄광 경석지에 자연 이입된 수종은 물박달나무, 물푸레나무, 미역줄, 박달나무, 참싸리, 산딸기, 개쉬땅나무 등 7종으로 보고한 바 있고, 김보현 등(2000)도 폐탄광 경석지에 자연 이입된 수종은 박달나무, 물박달나무, 산딸기, 조록싸리, 참싸리, 호랑버들 등 6종류이며, 이 종들은 건조와 척박지에서 양호한 성장을 보

이고, 주변 산림에서 흔히 출현하는 종으로 보고한 바 있다.

표 1. 태백지역내 석탄 폐광지의 주변 산림내 수종별 중요치

Layer	Scientific name	Sododong				Sarijae				
		RF	RD	RC	IV	RF	RD	RC	IV	
Tree	<i>Pinus densiflora</i>	10.53	14.29	25.33	50.15					
	<i>Betula costata</i>	5.26	2.04	3.96	11.26	21.05	24.07	52.38	97.5	
	<i>Betula schmidtii</i>	21.05	46.94	32.4	100.39					
	<i>Brtula davurica</i>	10.53	6.12	6.70	23.35					
	<i>Carpinus laxiflora</i>	10.53	4.08	3.94	18.55					
	<i>Quercus serrata</i>	21.05	10.20	19.51	50.76					
	<i>Quercus mongolica</i>	5.26	4.08	1.34	10.68	21.05	40.74	21.11	82.9	
	<i>Acer mono</i>	5.26	2.04	0.82	8.12					
	<i>Meliosma oldhami</i>					5.26	1.85	1.50	8.61	
	<i>Tilia amurensis</i>					21.05	12.96	6.12	40.13	
	<i>Cornus controversa</i>	10.53	10.20	6.00	26.73	21.05	9.26	6.20	66.51	
	<i>Fraxinus rhynchophylla</i>					10.53	11.11	12.69	34.33	
	Subtree	<i>Pinus densiflora</i>	7.69	7.89	6.17	21.75				
		<i>Abies holophylla</i>					5.71	3.39	4.36	13.46
<i>Betula schmidtii</i>		7.69	15.78	17.16	40.63					
<i>Betula davurica</i>		7.69	5.26	6.25	19.2					
<i>Carpinus laxiflora</i>		7.69	5.26	5.89	18.84					
<i>Corylus sieboldiana</i>		3.84	2.63	0.42	6.89					
<i>Corylus sieboldiana</i>						5.71	5.08	0.11	10.90	
<i>Quercus serrata</i>		7.69	5.26	9.19	22.14					
<i>Quercus mongolica</i>		7.69	10.53	9.94	28.16	5.71	8.47	14.13	28.31	
<i>Morus bombysis</i>		3.84	2.63	3.72	10.19					
<i>Magnolia sieboldii</i>						11.42	11.86	5.58	28.86	
<i>Sorbus commixta</i>						8.57	11.86	0.59	21.02	
<i>Prunus padus</i>						2.86	1.69	1.34	5.89	
<i>Maackia amurensis</i>		7.69	7.89	7.55	23.13					
<i>Euonymus oxyphyllus</i>						2.86	3.39	3.25	9.50	
<i>Euonymus sachalinensis</i>						2.86	1.69	0.60	5.15	
<i>Acer mono</i>		11.54	7.89	6.5	25.93	11.42	13.56	1.56	26.54	
<i>Acer tegmentosum</i>						5.71	3.39	1.24	10.34	
<i>Acer pseudo-sieboldianum</i>		7.69	7.89	2.48	18.06	8.57	6.78	3.81	19.16	
<i>Tilia amurensis</i>		7.69	7.89	8.5	24.08	8.57	11.86	45.97	66.4	
<i>Cornus controversa</i>		11.54	13.16	16.2	40.9	8.57	8.47	13.40	30.44	
<i>Rhododendron schlippenbachii</i>						5.71	3.39	0.29	9.39	
<i>Fraxinus rhynchophylla</i>					8.57	10.17	3.78	22.52		

표 1. 계속

Layer	Scientific name	Sododong			Sarijae		
		RF	RC	IV	RF	RC	IV
Shrub	<i>Betula schmidtii</i>	2.33	1.38	3.71			
	<i>Corylus sieboldiana</i>	4.65	0.92	5.57	2.63	2.44	5.07
	<i>Quercus serrata</i>	2.33	1.38	3.71			
	<i>Quercus mongolica</i>	4.65	2.75	7.4	5.26	4.88	10.14
	<i>Clematis heracleifolia</i>				5.26	3.25	8.51
	<i>Magnolia sieboldii</i>	9.30	7.34	16.64	5.26	1.63	6.89
	<i>Schizandra chinensis</i>	2.33	1.38	3.71			
	<i>Lindera obtusiloba</i>	4.65	2.75	7.4			
	<i>Deutzia parviflora</i>				2.63	2.44	5.07
	<i>Stephanandra incisa</i>	9.30	43.58	52.88			
	<i>Pyrus ussuriensis</i>				2.63	6.50	9.13
	<i>Sorbus commixta</i>				2.63	2.44	5.07
	<i>Rubus crataegifolius</i>	2.33	0.46	2.79			
	<i>Lespedeza maximowiczii</i>	2.33	0.46	2.79			
	<i>Rhus trichocarpa</i>	6.98	3.21	10.19			
	<i>Tripterygium regelii</i>				5.26	3.25	8.51
	<i>Euonymus oxyphyllus</i>				5.26	6.50	11.76
	<i>Acer mono</i>	4.65	2.75	7.4	7.89	17.07	24.96
	<i>Acer pseudo-sieboldianum</i>	6.98	5.96	12.94	7.89	18.70	26.59
	<i>Rhamnus yoshinoi</i>	2.33	0.46	2.79			
	<i>Tilia amurensis</i>	4.65	2.75	7.4	5.26	3.25	8.51
	<i>Kalopanax pictus</i>	2.33	0.46	2.79			
	<i>Aralia elata</i>				5.26	3.25	8.51
	<i>Cornus controversa</i>				5.26	1.63	6.89
	<i>Rhododendron schlippenbachii</i>	9.30	4.59	13.89	5.26	4.88	10.14
	<i>Rhododendron schlippenbachii</i>	2.33	2.29	4.62			
	<i>Vaccinium koreanum</i>				5.26	1.63	6.89
	<i>Symplocos paniculata</i>	2.33	0.46	2.79	5.26	3.25	8.51
	<i>Fraxinus rhynchophylla</i>	2.33	0.46	2.79	5.26	4.88	10.14
	<i>Fraxinus sieboldiana</i>	6.98	3.21	10.19			
	<i>Callicarpa japonica</i>	6.98	9.63	16.61			
	<i>Weigela subsessilis</i>	2.33	1.38	3.71			
<i>Sasa borealis</i>				10.53	8.13	18.66	

표 1. 계속

Layer	Scientific name	Sododong			Sarijae		
		RF	RC	IV	RF	RC	IV
	<i>Quercus serrata</i>	2.44	2.26	4.5			
	<i>Aristolochia contorta</i>	2.44	2.26	4.70			
	<i>Asarum sieboldii</i>				6.38	3.23	9.61
	<i>Melandryum firmum</i>				2.13	0.54	2.67
	<i>Hepatica asiatica</i>				4.26	3.23	7.49
	<i>Schizandra chinensis</i>	4.88	6.02	10.9	4.26	4.31	8.57
	<i>Lindera obtusiloba</i>	4.88	4.51	9.39			
	<i>Astilbe chinensis</i> var. <i>dauidii</i>	4.88	3.00	7.88	6.38	5.93	12.31
	<i>Hydrangea serrata</i> var. <i>acuminata</i>	2.44	2.26	4.7			
	<i>Agrimonia pilosa</i>	4.88	3.00	7.88			
	<i>Rhus trichocarpa</i>	2.44	3.00	5.44			
	<i>Euonymus alatus</i>				2.13	1.62	3.75
	<i>Tripterygium regelii</i>	9.76	9.02	18.78	4.26	2.16	6.42
	<i>Vitis flexuosa</i>	2.44	0.75	3.19			
	<i>Rhododendron schlippenbachii</i>	4.88	4.51	9.39			
	<i>Lysimachia barystachys</i>	4.88	3.00	7.88			
	<i>Pedicularis resupinata</i>				2.13	1.62	3.75
	<i>Rubia okane</i>				4.26	1.08	5.34
	<i>Ainsliaea acerifolia</i>	9.76	21.1	30.81	6.38	7.00	13.38
Herb	<i>Eupatorium fortunei</i>	2.44	2.26	4.5			
	<i>Solidago virga-aurea</i> var. <i>asiatica</i>				2.13	1.62	3.75
	<i>Aster scaber</i>	4.88	4.51	9.39	4.26	3.23	7.49
	<i>Artemisia stolonifera</i>				6.38	5.93	12.31
	<i>Adenocaulon himalaicum</i>				4.26	2.17	6.43
	<i>Saussurea pulchella</i>				4.26	2.17	6.43
	<i>Saussurea pulchella</i>				2.13	1.62	3.75
	<i>Synurus deltooides</i>				2.13	1.62	3.75
	<i>Calamagrostis arundinacea</i>	4.88	4.51	9.39	2.13	2.69	4.82
	<i>Arisaema amurense</i> var. <i>serratum</i>				2.13	0.54	2.67
	<i>Hosta longipes</i>	2.44	2.26	4.5			
	<i>Polygonatum odoratum</i> var. <i>pluriflorum</i>	2.44	2.26	4.7			
	<i>Disporum smilacinum</i>	4.88	3.00	7.88			
	<i>Carex ciliato-marginata</i>	7.32	9.77	17.09	4.26	4.31	8.57
	<i>Artemisia keiskeana</i>	4.88	4.51	9.39			
	<i>Isodon japonicus</i>	2.44	2.26	4.5	6.38	29.92	36.3
	<i>Dryopteris crassirhizoma</i>				6.38	4.85	11.23
	<i>Cacalia auriculata</i> var. <i>kamtschatica</i>				2.13	1.62	3.75
	<i>Rubia cordifolia</i> var. <i>pratensis</i>	2.44	0.75	3.19			
	<i>Silene jensisensis</i>				4.26	3.23	7.49

표 2. 태백 지역에 위치한 석탄폐광지에서 자생하는 자연이입 수종별 중요치

Scientific name	Sododong				Sarijae			
	RF	RD	RC	IV	RF	RD	RC	IV
<i>Pinus densiflora</i>	8.33	3.94	2.36	14.63	2.63	0.6	0.23	3.46
<i>Larix leptolepis</i>	8.33	3.15	2.36	13.84				
<i>Populus davidiana</i>	2.08	0.79	1.18	4.05				
<i>Salix hultenii</i>	2.08	3.15	1.18	6.41	10.53	7.23	2.77	20.53
<i>Salix gracilistyla</i>					5.26	1.20	0.46	6.92
<i>Betula costata</i>					13.15	45.2	57.1	117.42
<i>Betula schmidtii</i>	10.42	31.5	70.8	112.79				
<i>Betula davurica</i>	4.17	0.79	0.79	5.75				
<i>Corylus sieboldiana</i>					2.63	1.20	0.23	4.06
<i>Quercus serrata</i>					2.63	0.6	0.23	3.46
<i>Quercus mongolica</i>	8.33	7.09	4.72	20.14				
<i>Magnolia sieboldii</i>	2.08	3.15	1.18	6.41				
<i>Lindera obtusiloba</i>	4.17	0.79	0.79	5.75				
<i>Sorbaria sorbifolia</i> var. <i>stellipila</i>					7.89	14.5	12.8	35.15
<i>Sorbus commixta</i>					2.63	1.81	0.69	5.13
<i>Rubus crataegifolius</i>					5.26	2.41	1.38	9.05
<i>Rubus phoenicolasius</i>					2.63	0.6	0.23	3.46
<i>Lespedeza crytobotrya</i>	10.42	11.0	3.15	24.59				
<i>Rhus chinensis</i>	2.08	0.79	1.18	4.05				
<i>Rhus trichocarpa</i>	2.08	2.36	0.39	4.83				
<i>Euonymus oxyphyllus</i>					5.26	2.41	0.92	8.59
<i>Tripterygium regelii</i>					2.63	1.81	0.69	5.13
<i>Acer pseudo-sieboldianum</i>	4.17	1.57	0.39	6.13	2.63	0.6	0.23	3.46
<i>Rhododendron mucronulatum</i>	8.33	18.9	3.94	31.17	2.63	0.6	0.23	3.46
<i>Rhododendron schlippenbachii</i>	6.25	2.36	1.57	10.18	7.89	4.82	12.8	25.51
<i>Fraxinus rhynchophylla</i>	6.25	4.72	1.97	12.94	10.53	3.61	1.85	15.99
<i>Fraxinus sieboliana</i>	6.25	2.36	1.18	12.94	2.63	0.6	0.69	3.92
<i>Weigelia subsessilis</i>	4.17	1.57	0.79	6.53	10.53	10.2	6.46	27.23

표 2에서와 같이 박달나무, 거제수나무, 소나무, 물푸레나무, 쇠물푸레, 진달래, 병꽃나무, 당단풍, 철쭉꽃, 호랑버들 등은 비교적 앞에서 설명한 조건에 맞는 종으로 추정할 수 있었다. 또한 탄광 폐석지의 식생은 주변 산림의 상층림을 형성하고 있는 우점종의 종자가 개척종으로써 정착한 것으로 나타났으며, 주변지역의 종자 중 바람에 의하여 산포되는 특성을 가지고 있는 종들이 나지에 먼저 정착한 것으로 판단된다. 그 정착 방법도 기존 산림의 임연부에서부터 정착속도 및 생장이 비교적 높은 것으로 조사되어 주변효과(edge effect)가 작용하고 있는 것으로 보이는데, 특히 싸리

재에서는 주변의 상층을 차지하고 있는 거제수나무의 종자가 비산되어 기존 산림부와 폐석지 경계부에서부터 산림이 형성되고 있었다. 또한 소도동에서는 박달나무, 소나무 등의 종자가 이입되어 식생 복원이 진행 중에 있었다. 이처럼 주변 산림에 종자를 산포할 수 있는 식생원이 있을 경우, 교란지역의 복원속도가 빠르게 진행되므로 종자를 산포하는 수종은 식생복원에 있어서 가장 주요한 결정 인자로서 작용한다고 볼 수 있다 (Dale, 1985; Nakashizuka *et al.*, 1993; Walker *et al.*, 1986; Tsuyuzaki, 1995).

표 3. 태백지역내 석탄 폐석지위에서 자생하는 초본식물의 중요치

Scientific name	Sododong			Sarijae		
	RF	RC	IV	RF	RC	IV
<i>Melandryum firmum</i>				3.45	0.57	4.02
<i>Schizandra chinensis</i>	5.26	5.45	10.71			
<i>Oenothera odorata</i>	10.53	7.27	17.80	3.45	1.70	5.15
<i>Pedicularis resupinata</i>	5.26	1.82	7.08			
<i>Melampyrum roseum</i>	5.26	1.82	7.08			
<i>Plantago asiatica</i>				3.45	0.57	4.02
<i>Patrinia scabiosaefolia</i>				3.45	0.57	4.02
<i>Valeriana fauriei</i>				13.79	5.68	19.47
<i>Ambrosia artemisiifolia</i>	5.26	3.64	8.90			
<i>Eupatorium lindleyanum</i>	10.53	3.64	14.17			
<i>Artemisia stolonifera</i>	5.26	5.45	10.71	10.34	6.25	16.59
<i>Artemisia princeps</i> var. <i>orientalis</i>				3.45	1.70	5.15
<i>Saussurea pulchella</i>				17.24	7.39	24.63
<i>Youngia denticulata</i>	10.53	10.91	21.44	13.79	6.82	20.61
<i>Calamagrostis arundinacea</i>	21.05	43.64	64.69	17.24	64.77	82.01
<i>Miscanthus sinensis</i>				3.45	0.57	4.02
<i>Artemisia keiskeana</i>	5.26	1.82	7.08			
<i>Pimpinella brachycarpa</i>	5.26	3.64	8.90			
<i>Boehmeria spicata</i>	5.26	5.45	10.71			
<i>Youngia chelidoniifolia</i>	5.26	1.82	7.08			
<i>Aster yomena</i>				6.90	3.41	10.31

본 조사지에서도 기존의 묵밭이나 산불 발생지 등과 같은 교란지역에서 나타나는 식물상 교체 모델을 따르지 않고, 교목과 관목의 실생묘가 그대로 생육하고 있음을 알 수 있다. 즉 1년생과 다년생 초본류의 역할보다 많은 종자가 침입할 수 있는 목본류의 정착에 따라 초본류의 밀도와 피도가 증가하는 것으로 추정된다. 이러한 결

과로 이루어 볼 때 교란된 지역에서의 식생 복원은 주변 산림 구성종과 밀접한 관계가 있는 것으로 판단된다. 그러나 Tilman(1988)은 인위적인 교란 후에 나타나는 특정 종의 단기적인 동태에 대한 추론이 장기간의 효과와는 무관한 일시적인 동태이기 때문에 위험하다고 보고한 바 있다. 그러므로 광산지역과 같이 인위적 교란이 발생한 지역의 식생 동태를 구명하기 위해서는 지역적인 기후 조건을 고려한 장기적인 조사 외에도 매년 주변 종자의 이입에 의한 유묘의 발아와 생존에 대한 조사뿐만 아니라 앞으로 천이기작과 천이단계에 미치는 다양한 환경 및 기후 요인에 대한 검정과 실험이 수행되어야 할 것이다.

#### 나. 탄광 폐석지내 자연 이입 수종의 수체 내 유해원소 함량

탄광 폐석지에서 채취된 수목의 수체 내 유해원소 중 가장 높은 농도를 나타낸 것은 Mn으로 111.3mg/kg이었으며, 가장 낮은 농도를 나타낸 원소는 As로 0.21mg/kg이었다(표 4). 10개 원소 중 Cd은 수체 내에서 감지되지 않았다.

폐석지에서 채취된 수종의 수체 내 유해원소 중 대조구와 가장 뚜렷한 차이를 나타낸 것은 As와 Ni이었다. As는 대조구에 비해 폐석지에서 채취한 수체 내의 농도가 2배에서 7배 정도 높았으며, Ni은 대조구 수체 내에서는 감지되지 않은 반면 폐석지의 모든 수종에서 감지되었다. 폐석지에서 채취한 수종별 유해원소의 함량을 비교하면, Al의 경우, 소나무가 가장 높은 204.52mg/kg을 나타냈으며, 박달나무가 39.95mg/kg으로 가장 낮았다. 대조구와 폐석지에서 채취한 수체 내 함량이 뚜렷한 차이를 나타낸 수종은 물박달나무, 물푸레나무, 병꽃나무였으며, 이들은 모두 폐석지에서 대조구보다 높은 농도를 나타냈다. 폐석지에서 채취된 수목의 As 농도는 박달나무와 자작나무가 0.30mg/kg으로 가장 높았으며, 물푸레나무가 가장 낮았고, 모든 수종의 As 농도는 대조구보다 폐석지에서 높았다. Hg은 폐석지의 박달나무가 가장 높은 농도인 1.06mg/kg을 나타냈으며, 물푸레나무가 가장 낮은 0.04mg/kg을 나타냈다. 대조구와 뚜렷한 차이를 보이는 수종은 박달나무, 거제수나무, 물푸레나무였다. Mn의 농도는 폐석지 수목 중 철쭉이 가장 높은 244.76mg/kg을 나타냈으며, 물푸레나무가 가장 낮은 11.4mg/kg을 나타냈다. 거제수나무, 병꽃나무, 소나무의 Mn 농도는 대조구보다 높았다. Ni의 농도는 폐석지의 소나무에서 가장 높은 3.48mg/kg을 나



타냈으며, 철쭉이 가장 낮은 0.12mg/kg을 나타냈다. Pb의 농도는 폐석지의 거제수나무가 12.04mg/kg으로 가장 높았으며, 병꽃나무가 0.18mg/kg으로 가장 낮았다. 폐석지 수목의 Zn 농도는 거제수나무와 물박달나무가 각각 116.27, 115.59mg/kg으로 가장 높았으며, 낙엽송이 가장 낮은 15.81mg/kg을 나타냈다. 그러나 폐석지에 채취한 모든 수목의 Cr과 Cu 농도는 대조구와 큰 차이가 없었다.

표 4. 태백지역에 위치한 폐석지와 주변 산림에서 채취한 수목의 조직내 중금속 함량  
(단위: mg/kg)

수종	시험구	Al	As	Cd	Cr	Cu	Hg	Mn	Ni	Pb	Zn
박달나무	M	39.95	0.30	-	2.88	2.13	1.06	32.19	2.05	1.90	54.73
	C	66.05	0.14	-	2.67	2.54	0.05	136.01	-	2.88	76.60
물박달나무	M	69.13	0.25	-	2.82	2.17	0.42	73.94	2.87	4.14	115.59
	C	38.53	0.09	-	2.64	3.32	0.65	146.38	-	5.04	91.68
거제수나무	M	66.68	0.15	-	2.95	3.77	0.57	153.87	0.98	12.04	116.27
	C	54.17	0.03	-	2.96	2.97	0.24	98.15	-	11.31	94.77
자작나무	M	43.63	0.30	-	2.87	2.73	0.35	196.55	1.30	5.75	109.10
	C	38.57	0.04	-	2.58	3.18	0.38	254.53	-	0.88	115.35
물푸레나무	M	50.72	0.10	-	2.65	0.58	0.04	11.40	0.18	-	20.90
	C	29.07	0.01	-	2.63	2.34	-	39.62	-	2.08	12.44
병꽃나무	M	161.52	0.16	-	3.18	2.43	0.34	232.17	1.95	0.18	65.27
	C	91.17	-	-	2.65	3.18	0.32	164.94	-	3.01	51.35
수양버들	M	45.40	0.16	-	3.08	2.23	0.39	18.05	1.68	3.04	93.89
	C	44.29	0.05	-	2.86	3.01	0.29	80.61	-	0.11	104.59
철쭉	M	82.75	0.27	-	2.94	0.39	-	244.76	0.12	2.65	17.41
	C	79.51	0.18	-	2.78	2.00	0.41	270.48	-	9.31	18.84
소나무	M	204.52	0.13	-	3.43	1.75	-	92.99	3.48	0.51	18.53
	C	182.15	-	-	3.02	1.90	-	43.87	-	0.43	14.36
낙엽송	M	90.28	0.22	-	3.03	2.66	0.27	160.71	1.39	1.71	15.81
	C	343.18	0.08	-	3.13	4.49	0.55	200.89	-	2.33	24.64
평균	M	85.46	0.21	-	2.97	2.08	0.34	111.30	1.60	3.19	62.75
	C	96.57	0.06	-	2.81	2.89	0.29	133.12	-	3.74	60.46

- : not detected, M : 탄광 폐석지, C : 대조지역(폐석지 주변 산림)

다. 폐광지 향토수종의 생리 활성

1) 잎 내 MDA와 H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> 함량 차이

MDA는 생체 내 지질의 과산화반응에 의해 생성되는 물질로 여러 가지 스트레스

에 의한 피해 수준을 나타내는 지표로 이용된다(Kim and Lee, 1994; Davis and Swanson, 2001).

거제수나무와 박달나무의 잎에서 측정된 MDA 함량은 수종 간뿐만 아니라 지역간에도 큰 차이를 보여 주었다(표 5). 특히 폐석지 내에서 자라는 거제수나무와 박달나무 개체들의 MDA 함량은 폐석지 주변 산림 내에서 자라는 개체들보다 높았다(그림 3). 이 결과는 폐석지 내 환경이 여러 가지 스트레스 요인들을 가지고 있으며, 폐석지 내 수목들은 여러 가지 스트레스 요인들에 의해 피해를 받고 있음을 보여준다.

표 5. 태백지역의 폐석지역과 주변산림에서 자생하는 거제수나무와 박달나무의 잎 내 질산환원효소(NR) 및 SOD 활성, H<sub>2</sub>O<sub>2</sub>과 MDA 함량에 대한 통계분석 결과

Source	F values			
	MDA	H <sub>2</sub> O <sub>2</sub>	NR	SOD
Species	52.86***	40.54***	336.1***	15.69**
Sites	35.57***	8.12*	10.1*	0.79
Species×Sites	0.09	3.52	5.2	2.09

\*, \*\*, \*\*\* 는 유의수준 0.01, 0.001, 0.0001에서 차이가 있음을 의미

잎 내에서 측정된 H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> 함량도 수종간과 지역간 차이를 보여 주었으나, 지역간 차이는 수종 간 차이만큼 크지 않았다(표 5). 즉 거제수나무 잎의 H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> 함량은 지역간 차이를 보인 반면, 박달나무 잎의 H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> 함량은 지역간 차이가 없었다(그림 3). H<sub>2</sub>O<sub>2</sub>는 강력한 산화제로서 틸라코이드 막에 붙어 있는 SOD에 의해 O<sub>2</sub><sup>-</sup>가 분해되어 생성되며(Cadenas, 1989), 생물계에서 H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> 농도는 catalase와 peroxidase에 의해 조절되어 적정 수준으로 유지되는데 식물이나 광합성 조류의 경우 ascorbate peroxidase(APX)가 부가적으로 존재하며, 특히 이 효소는 광합성 기구인 엽록체에서 H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> 제거에 중요한 역할을 한다(Foyer, 1993). 또한 H<sub>2</sub>O<sub>2</sub>는 특징적인 막투과성과 비교적 긴 수명으로 PSI과 PSII를 포함하는 광합성기구는 물론 세포 전반에 영향을 미칠 수 있으며, 특히 APX에 의한 보호를 받지 못하는 PSII의 경우 H<sub>2</sub>O<sub>2</sub>의 축적에 의해 심각한 손상을 받을 수 있다(Prasad *et al.*, 1994). 즉 잎 내 H<sub>2</sub>O<sub>2</sub>의 증가는 H<sub>2</sub>O<sub>2</sub>가 체 내 축적되어 나타난 것으로 본 조사지역의 거제수나무는 박달나무보다 H<sub>2</sub>O<sub>2</sub>에 의해 더 큰 피해를 받을 수 있음을 알 수 있었다. 즉 거제수나무는 박달나무

보다 스트레스에 더 민감한 수종인 것으로 판단되는데, 오존에 노출시킨 자작나무류의 내성 능력을 조사한 결과, 거제수나무가 스트레스에 가장 민감한 수종인 것으로 보고된 바 있다(Lee *et al.*, 2002; Han *et al.*, 2002).

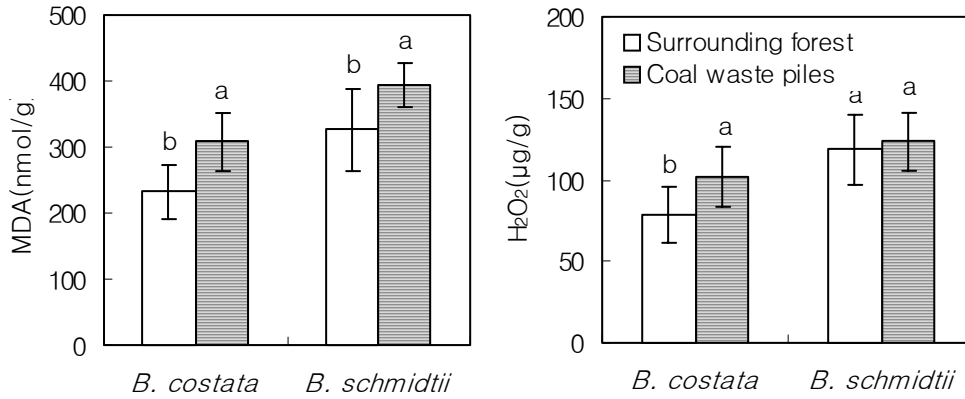


그림 3. 태백지역에서 폐석지역과 주변산림에서 자생하는 거제수나무와 박달나무의 잎 내 MDA, H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> 함량

## 2) 잎 내 질산환원효소와 항산화효소의 활성 차이

잎 내 질산환원효소의 활성은 수목이 자라는 토양 중 질소 이용도(availability)를 간접적으로 판단하는 기준으로 사용되며, 환경 스트레스에 의한 식물의 반응을 판단하는데도 이용된다(Srivastava, 1980; Högberg *et al.*, 1986). 폐석지에서 측정된 거제수나무와 박달나무의 질산환원효소의 활성은 수종간은 물론 지역간에도 큰 차이를 나타냈다(표 5). 질산환원효소의 활성은 박달나무가 거제수나무보다 높은 129.5µmol/g이었으며, 폐석지 주변 산림 내에서 자라는 박달나무와 거제수나무 개체가 폐석지 위에서 자라는 개체보다 활성이 높게 나타났다(그림 4). 수종간 질산환원효소의 활성 차이가 크게 난 것은 각 수종이 자라는 토양 조건의 차이와 질소 이용 효율이 수종 간에 다르기 때문인 것으로 판단된다(Adams and Attiwill, 1982; Crick and Grime, 1987). 또한 폐석지 내 수목의 질산환원효소 활성이 낮게 나타난 것은 폐석지 토양의 적은 질소 함량과 관계가 있으며, 폐석지 토양의 부적당한 환경 조건이 폐석지 위에서 자라는 수목에 스트레스로 작용하여 효소 활성에 영향을 미쳤기 때문인 것으로 판단된다(Srivastava, 1980).

항산화효소인 SOD 활성은 수종 간에는 차이가 있었지만 지역간에는 차이가 없었

다(표 5). 그러나 폐석지 내의 수목들은 여러 가지 스트레스에 의해 영향을 받고 있는 것으로 나타났다(그림 4). 그럼에도 불구하고 스트레스에 대한 대표적인 방어 반응인 SOD 활성이 증가하지 않은 것은 방어 작용에 이용할 수 있는 에너지원이 충분히 공급되지 못했기 때문인 것으로 판단된다. 즉 폐석지 수목의 잎 내 질산환원효소의 활성 저하에서도 나타난 것과 같이, 폐석지 토양의 적은 질소함량은 스트레스 해소와 관여하는 효소 생산에 영향을 미쳤을 것으로 판단된다.

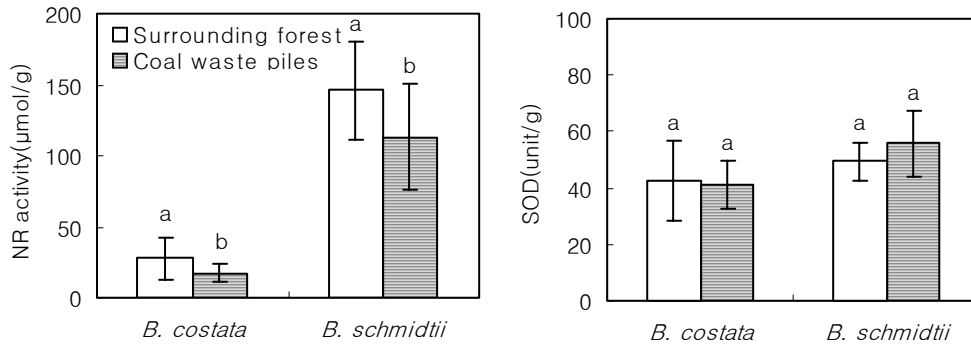


그림 4. 태백지역에서 폐석지역과 주변산림에서 자생하는 거제수나무와 박달나무의 잎 내 NR과 SOD 활성 차이

### 3) 잎 내 탄수화물 농도의 차이

폐석지와 폐석지 주변 산림의 거제수나무와 박달나무의 잎에서 측정된 탄수화물의 농도는 수종 간 차이가 없었으나, 지역간 차이는 나타났다(표 6). 그러나 거제수나무의 잎 내 탄수화물은 박달나무와는 달리 지역간에도 차이가 없었다(그림 5). 박달나무의 경우, 잎 내 포도당 농도는 폐석지 주변 산림 내에서 자라는 개체들이 폐석지의 개체들보다 높았으나, 잎 내 전분 농도는 반대로 주변 산림보다 폐석지내 개체들이 높았다.

폐석지내 수목의 잎 내 포도당 농도가 감소한 것은 스트레스에 대한 내성반응과 관련된 것으로 판단된다. 즉 포도당 농도의 감소는 포도당이 항산화물질의량을 유지하기 위해 사용되는 NADPH의 근원으로 사용되었기 때문이며(Robinson and Rowland, 1996), 스트레스 요인이 자당의 가수분해를 저해하여 소모된 포도당을 보충하지 못한 것으로 판단된다. 또한 정상적인 조건하에서 전분은 낮 시간 동안 잎에

축적되며, 밤 시간에는 가수분해된 후 자당으로 전환되어 수용부(sink)로 수송된다. 그러나 전분과 총 탄수화물의 농도가 오염지에서 증가하는 현상이 종종 발견되는데, 이러한 결과는 전분의 가수분해와 자당의 수송이 오염물질에 의해 저해되기 때문이다(Samarakoon and Rauser, 1979). 특히 질소 공급이 매우 적은 식물에서는 질소 공급이 충분한 식물보다 잎에 전분을 더 많이 축적하는 것으로 알려져 있다(Ericsson, 1979; Balsberg-Påhlsson, 1989)).

표 6. 태백지역의 폐석지역과 주변산림에서 자생하는 거제수나무와 박달나무의 잎 내 포도당, 전분, 총 탄수화물(TNC) 함량에 대한 통계분석 결과

Source	F values		
	Glucose	Starch	TNC
Species	6.33	6.11	7.03
Sites	10.9*	8.04*	9.52*
Species×Sites	0.91	13.0**	0.51

\*과 \*\*는 유의수준 0.01, 0.001에서 차이가 있음을 의미

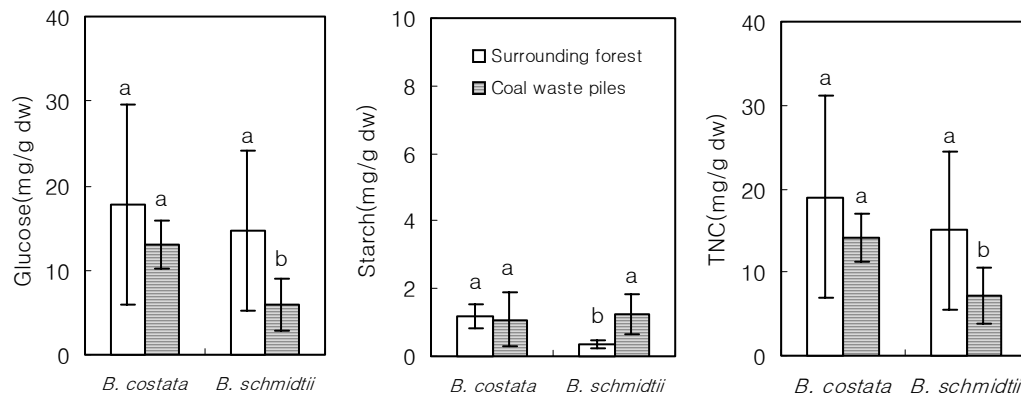


그림 5. 태백지역에서 폐석지역과 주변산림에서 자생하는 거제수나무와 박달나무의 잎 내 포도당, 전분 및 총 탄수화물 함량 차이

본 조사의 폐석지 수목들에서 나타난 여러 가지 현상들을 종합해 볼 때, 폐석지 내 수목들은 스트레스에 의해 각종 대사작용 및 내성 발현의 저해로 가시적인 피해

를 나타내고 있으며, 폐석지 토양의 낮은 질소함량은 스트레스에 대한 내성 발현에 도움을 주지 못하여 수목의 피해가 증가할 것으로 판단된다. 따라서 폐석지 내 수목의 피해를 막고 스트레스에 대한 내성을 증가시키기 위해서는 각종 대사의 에너지원으로 이용되는 양료 공급이 절실히 요구된다.

라. 광산 피해지의 내성 개체 선발 및 양묘

광산 피해지의 내성 수종 선발은 식생조사 결과와 수체 분석 결과를 토대로 하였으며, 폐석지 자연이입 수종 중 거제수나무와 박달나무가 가장 우수한 수종으로 판단되었다. 선발된 수종은 폐석지의 자연 이입된 개체를 대상으로 각 수종 별로 선발하여 현지에 표시하고 종자를 채취하였다. 채취된 종자를 이용하여 발아시험을 실시한 결과, 매우 낮은 발아율을 보였다. 즉 거제수나무의 발아율은 12%이하, 박달나무의 발아율은 8%이하로 나타났다(그림 6). 이러한 발아율은 처리 조건인 증류수 처리구와 폐석지 침출수 처리구 모두 낮았다. 발아시험이 종료된 후, 내성 개체 선발을 위하여 수종별 및 개체별로 양묘하였다.

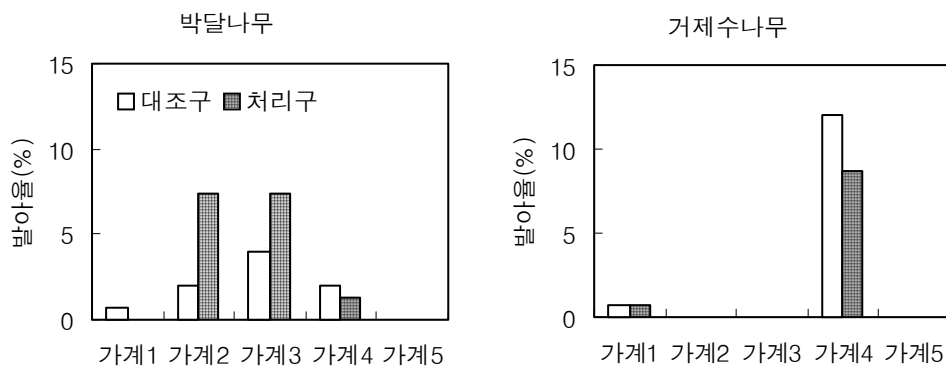


그림 6. 폐석지에서 선발된 거제수나무와 박달나무 종자의 발아시험 결과

## 제 2 절 선발 가계의 내성 특성 구명

### 1. 연구 수행 방법

#### 가. 내성 가계의 기내선발

내성 가계의 기내 선발은 폐석지내 자연 이입된 수종 중 유해물질의 정화능력이 가장 우수한 수종으로 선발된 거제수나무와 박달나무를 대상으로 하였다. 이 두 수종의 우수 가계를 선발하기 위하여 4가지 처리구에서 생장 시험을 실시하였다.

#### 나. 선발 가계의 생리·생화학적 특성 분석

선발 가계의 생리 생화학적 특성 분석을 위하여 4가지 처리구를 설정하였다. 4가지 처리구는 대조구로 일반 발토양, 폐석지 토양, 부숙토와 폐석 혼합 토양, 부숙토양으로 구분하였다. 토양 조성은 피트모스, 펄라이트 모래를 1: 1: 1로 혼합한 인공 토양 50%를 기본으로 하여, 처리구에 따라 일반 발토양 50% 처리구, 폐석토양 50% 처리구, 부숙토 25%와 폐석 혼합토양 25% 처리구, 부숙토 50% 처리구로 하였다.

생리적 특성은 1주일 간격으로 수고 생장을 측정하여 상대 수고생장율을 구하였으며, 실험이 종료된 후 묘목을 수확하여 건중량을 측정하고 상대수고생장율과 함께 생장 분석에 이용하였다. 또한 잎 내 엽록소 함량은 SPAD를 이용하여 측정된 값을 이용하여 추정하였으며, 엽록소 형광 반응 측정하여 잎 내에서 일어나는 최대 광화학 효율을 계산하였다. 또한 광합성을 통하여 고정된 탄소의 배분 및 분할 패턴이 토양 내 영양상태 및 스트레스 요인에 의하여 변화되는 특성을 밝히고자 탄소화물 배분 및 분할 패턴을 분석하였다.

## 다. 현지내 가계 시험림 조성

기내 시험을 통해 평가된 가계들 중 상위 5 가계를 대상으로 현지 폐석지내 시험림을 조성하였으며, 시험림은 가계별 생장 특성과 코엔바이오에서 개발한 부숙토의 효과를 파악할 수 있도록 설계하였고, 설계시 입지 조건을 고려하였다.

각 가계별로 3개의 시험구를 설정하고 1개의 시험구에 선발된 가계당 15개체가 임의적으로 배치되도록 하였다. 처리는 무처리구, 혼합 부숙토에 미리 식재된 묘목, 폐석지 위에 부숙토 처리구 등 3개로 구분하였다.

## 2. 연구 수행 결과

### 가. 내성 가계의 기내 선발

내성 가계의 기내선발은 폐석지내 자연 이입된 수종 중 유해물질의 정화능력이 가장 우수한 수종으로 선발된 거제수나무와 박달나무를 대상으로 하였다. 이 두 수종의 우수 가계를 선발하기 위하여 4가지 처리구에서 생장 시험을 실시하였다. 처리구는 대조구로 일반 밭토양, 폐석지 토양, 부숙토와 폐석 혼합 토양, 부숙토양으로 구분하였으며, 각 처리구에 식재된 묘목은 가계별로 생장 특성을 중심으로 우수 가계(박달나무 2, 4, 5, 7, 9번)를 선발하였다(그림 7).

### 나. 선발 가계의 생리·생화학적 특성 분석

#### 1) 생장 특성

선발된 박달나무 가계의 생장 특성은 처리구별로 큰 차이를 보여 주었다(표 7, 그림 8). 잎, 줄기, 뿌리 및 총 건중량과 상대생장율은 토양 조성 간 차이가 다양하게 나타났으며, 잎, 줄기, 뿌리의 건중량은 부숙토가 포함된 토양에서 자란 나무가 가장



높았으며, 폐석토양에서 자란 나무가 가장 적었다. 25% 부숙토를 포함한 폐석지 토양의 생장은 50%의 부숙토를 포함한 토양에서 자란 나무의 생장과 큰 차이를 나타내지는 않았다. 또한 부숙토를 포함한 토양에서 자란 나무들의 SR율은 폐석지 토양이나 일반 밭토양의 나무들보다 더 컸다. 즉 부숙토는 수목의 생장을 개선할 뿐만 아니라 25% 이하의 부숙토에서도 수목 생장은 개선될 수 있음을 알 수 있었다.

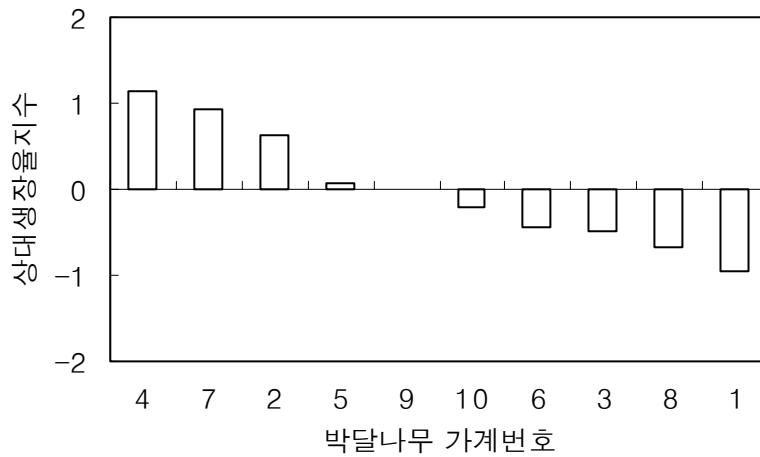


그림 7 태백지역에 위치한 폐석지에서 채취한 박달나무 10가계의 상대생장율지수

표 7. 일반토양, 폐석토양, 부숙토+폐석토양, 부숙토양에서 자란 박달나무 유묘의 잎, 줄기, 뿌리의 건중량 및 SR율의 비교

Treatment	Dry Weight(g)				SR ratio
	Leaf	Stem	Root	Total	
N(50)	0.25±0.08 <sup>b</sup>	0.11±0.03 <sup>c</sup>	0.26±0.05 <sup>b</sup>	0.62±0.15 <sup>b</sup>	1.35±0.26 <sup>b</sup>
T(50)	0.08±0.02 <sup>c</sup>	0.02±0.01 <sup>c</sup>	0.08±0.02 <sup>c</sup>	0.19±0.03 <sup>c</sup>	1.28±0.24 <sup>b</sup>
T(25)+S(25)	1.08±0.33 <sup>a</sup>	0.58±0.17 <sup>b</sup>	0.65±0.31 <sup>a</sup>	2.31±0.74 <sup>a</sup>	2.73±0.69 <sup>a</sup>
S(50)	1.10±0.27 <sup>a</sup>	0.70±0.24 <sup>a</sup>	0.63±0.18 <sup>a</sup>	2.44±0.64 <sup>a</sup>	2.92±0.57 <sup>a</sup>
Pr > F	0.0001	0.0001	0.0001	0.0001	0.0001

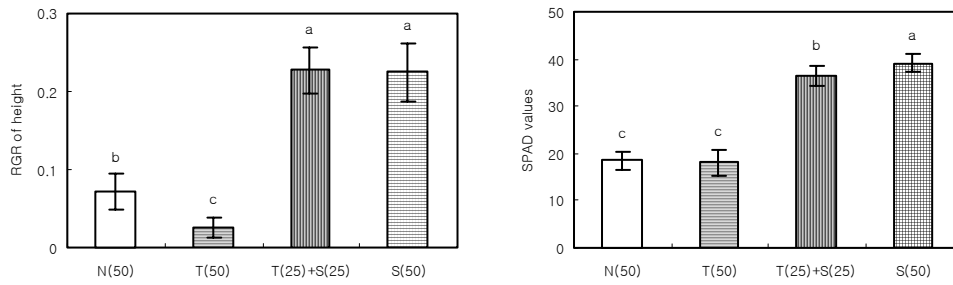


그림 8. 일반 토양(N), 폐석토양(T), 부숙토(S)+ 폐석토양(T) 및 부숙토양(S)에서 자란 박달나무 유묘의 상대수고생장율과 엽록소 함량(SPAD-502 value)의 비교

## 2) 엽록소와 엽록소 형광반응

엽록소 함량은 생장 특성과 유사한 결과를 보여 주었다. 즉 SPAD 값(엽록소 함량)은 부숙토를 함유한 토양에서 자란 나무의 잎에서 폐석지나 일반 밭 토양보다 2 배나 높게 나왔다(그림 8). 잎 내 엽록소 형광반응은 토양 조성 간 유의한 차이를 나타냈으며, 일반 밭토양과 폐석지 토양에서의 최대 광화학수율은 25%와 50% 부숙토를 포함한 토양에서 자란 나무들보다 낮게 나타났다(표 8). 즉 부숙토는 수목의 생장을 개선시키는 것은 물론 폐석지에서 나타나는 각종 생장 장애 요인들을 완화시킴으로써 스트레스에 대한 저항성을 증가시킴을 알 수 있었다. 즉 높은 엽록소 형광 반응은 이러한 스트레스의 지표로서 부숙토를 포함한 나무들의 활력이 높게 유지되고 있음을 보여준다.

표 8. 일반 토양(N), 폐석토양(T), 부숙토(S)+ 폐석토양(T) 및 부숙토양(S)에서 자란 박달나무 유묘의 엽록소 형광반응의 비교

Treatment	$F_0$	$F_v$	$F_m$	$F_v/F_m$
N(50)	143.1±13.9 <sup>a</sup>	337.5±48.7 <sup>b</sup>	480.6±51.0 <sup>b</sup>	0.699±0.034 <sup>b</sup>
T(50)	124.5±16.8 <sup>b</sup>	291.3±51.2 <sup>c</sup>	415.8±59.3 <sup>c</sup>	0.697±0.042 <sup>b</sup>
T(25)+S(25)	131.5± 9.4 <sup>b</sup>	463.4±39.2 <sup>a</sup>	594.9±43.7 <sup>a</sup>	0.778±0.015 <sup>a</sup>
S(50)	127.6± 8.9 <sup>b</sup>	443.5±44.8 <sup>a</sup>	571.1±45.6 <sup>a</sup>	0.775±0.021 <sup>a</sup>
Pr > F	0.0011	0.0001	0.0001	0.0001

### 3) 탄수화물 배분 패턴

선발된 박달나무의 잎에서 측정된 탄수화물 농도는 토양 조성 간 또는 기관 간에 유의한 차이를 보여 주었다(그림 9). 특히 일반 밭토양과 폐석지 토양의 나무들은 부속토를 포함한 토양과 대조적으로 줄기에서 높은 전분 농도를 나타내었다. 그러나 일반 밭 토양과 폐석 토양의 유묘들의 기관 간 총 탄소 함량은 기관 내 탄수화물 농도와 같이 뚜렷한 차이는 없었다. 특히 부속토가 처리된 유묘의 총 탄수화물 함량은 잎, 줄기, 뿌리의 순으로 높았으며, 탄소 배분은 폐석토양을 제외하고는 모든 처리구 유묘의 잎에서 가장 높았다. 특히 이러한 결과는 부속토를 포함한 토양에서 자란 묘목의 잎에서 뚜렷하였다(그림 10).

이러한 결과는 부속토 위의 유묘들이 지하부의 성장보다 지상부의 성장에 더 많은 에너지를 투자하고 있으며, 폐석지의 유묘는 에너지의 부족으로 성장에 제한을 받는다는 것을 의미한다. 즉 지상부의 빠른 성장은 폐광지의 조기 식생 복원을 가능하게 할 것으로 판단된다.

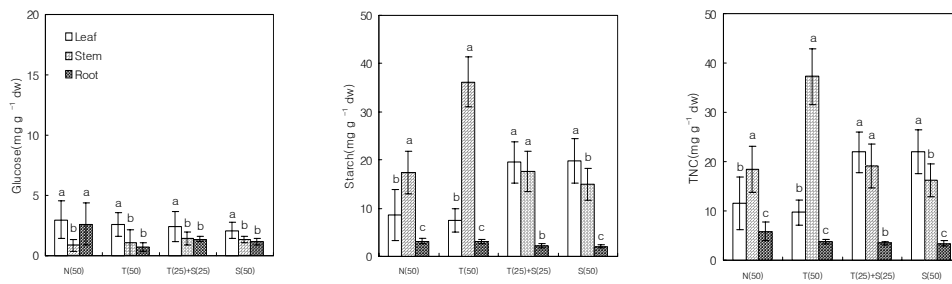


그림 9. 일반 토양(N), 폐석토양(T), 부속토(S)+ 폐석토양(T) 및 부속토양(S)에서 자란 박달나무 유묘의 잎 내 탄수화물 농도의 변화

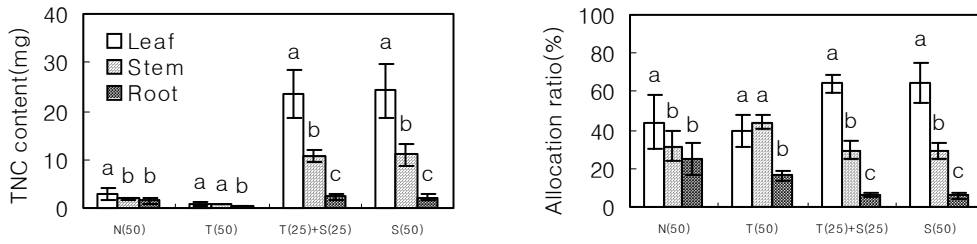


그림 10. 일반 토양(N), 폐석토양(T), 부숙토(S)+ 폐석토양(T) 및 부숙토양(S)에서 자란 박달나무 유묘의 잎 내 탄수화물 농도의 변화와 기관 간 배분비

#### 다. 현지 내 가계 시험림 조성

기내 시험을 통해 평가된 가계들 중 상위 5 가계(박달나무 2, 4, 5, 7, 9번)를 대상으로 현지 폐석지내(강원도 정선군 고한읍 고한리 산 2-141) 시험림을 조성하였으며, 시험림은 가계별 성장 특성과 코엔바이오에서 개발한 부숙토의 효과를 파악할 수 있도록 설계하였고, 설계시 입지 조건을 고려하였다.

각 수종별로 3개의 시험구를 설정하고 1개의 시험구에 선발된 가계당 10개체가 임의적으로 배치되도록 하였으며, 총 450본을 식재하였다. 처리는 무처리구, 검정림에 식재하기 전에 부숙토와 혼합하여 묘목을 키운 혼합시비구, 폐석지 위에 묘목을 식재한 후 부숙토를 처리한 직접시비구 등 3개로 구분하였다..

## 제 3 절 선발 수종의 현지내 적용

### 1. 연구 수행 방법

#### 가. 선발가계의 현지적응력 평가

선발 가계의 현지 적응력 평가를 위하여 검정림에 식재한 지 1년 후, 완전히 활착되었다고 판단되었을 때 처리별, 가계별 활착율을 조사하였으며, 선발 가계의 생장 특성은 수고 생장을 기준으로 하여 처리별, 가계별로 비교 분석하였다.

#### 나. 현지 적용 수목의 생리·생화학적 검정

현지 적용 수목의 생리·생화학적 검정을 위하여 검정림에서 처리별, 가계별로 SPAD 측정값을 이용하여 엽록소함량을 추정하였으며, 현지 검정림에서의 스트레스 수준을 평가하기 위하여 잎 내 MDA 함량을 측정하였다. 또한 스트레스로 나타나는 내성 능력을 평가하기 위하여 잎 내 SOD 활성을 측정하였으며, 시비효과를 분석하기 위하여 토양 내 질소 수준을 반영하는 질산환원효소의 활성을 분석하였다.

#### 다. 선발 수종의 유전 특성

동위효소 분석은 폐광지에 자생하는 박달나무 집단과 천연적으로 자생하는 집단의 개체로부터 유엽(幼葉)을 채취하여 Lee *et al.*(2002)의 방법에 의해 실시하였는데, 조사된 효소는 표 9과 같다. 이 가운데 다형성을 보인 5개 동위효소 6개 유전자좌(*MDH*, *MNR*, *6PGD*, *PGI-1*, *PGI-2*, *SKDH*)가 유전 분석에 사용되었다. 각 동위효소별 유전양식은 교배차대가 없기 때문에 직접 추정할 수는 없었으나, 다른 유사

식물로부터 보고된 자료 및 효소의 기능과 생화학적 구조 (Weeden and Wendel, 1989)를 고려하여 간접적으로 추정하였다. 각 유전자좌별로 대립유전자 빈도 및 유전자형 빈도를 구한 후 두 그룹의 유전적 다양도를 비교하기 위해서는 유전자좌당 대립유전자수( $A$ ), 유전자좌당 유전자형수( $GL$ ), 이형접합도의 기대치( $H_e$ )를 구하였으며, 이상의 모든 통계분석은 BIOSYS-1(Swofford and Selander, 1989), POPGENE(Yeh *et al.*, 1997) 컴퓨터 프로그램에 의해 수행되었다.

표 9. 시험에 이용된 효소계

Enzyme	Abbreviation	E.C. No.	Buffer *	No. of loci scored
Aspartate aminotransferase	<i>AAT</i>	2.6.1.1	B	1
Glutamate dehydrogenase	<i>GDH</i>	1.4.1.3	B	1
Isocitrate dehydrogenase	<i>IDH</i>	1.1.1.42	E	1
Leucine aminopeptidase	<i>LAP</i>	3.4.11.1	A	1
Malate dehydrogenase	<i>MDH</i>	1.1.1.37	E	1
Menadion reductase	<i>MNR</i>	1.6.99	A	1
6 Phosphogluconate dehydrogenase	<i>6PGD</i>	1.1.1.44	B	1
Phosphoglucose isomerase	<i>PGI</i>	5.3.1.9	A	2
Shikimate dehydrogenase	<i>SKDH</i>	1.1.1.25	E	1

\*A = a lithium borate electrode buffer (pH 8.3) used with a Tris citrate gel buffer (pH 8.3), B = a sodium borate electrode buffer (pH 8.0) used with a Tris citrate gel buffer (pH 8.8), E = a morpholine electrode and gel buffer (pH 8.0). For more details, refer to Conkle *et al.* (1982).

## 2. 연구 수행 결과

### 가. 선발가계의 현지적응력 평가

선발가계의 현지 적응력을 평가하기 위해 조사된 활착율은 처리별, 가계별 차이

를 나타내었다(그림 11). 즉 처리별 활착율은 검정림에 이식하기 전 부숙토와 혼합하여 묘목을 키운 후, 현지에 식재한 혼합시비구가 91.3%로 가장 높았으며, 대조구가 72%로 가장 낮았다. 가계별 활착율은 7번 가계가 90%로 가장 높았으며, 4번 가계가 72.2%로 가장 낮았다.

생장 특성을 분석하기 위해 측정된 수고는 활착율과 마찬가지로 처리별, 가계별 차이를 나타냈으며(그림 12), 처리별 수고 생장을 보면, 대조구, 직접시비구, 혼합시비구가 각각 17.9, 24.8, 40.7cm를 나타내 혼합시비구의 수고 생장이 가장 좋았음을 알 수 있었으며, 대조구보다 2배나 높은 값을 나타내었다. 한편, 가계별 수고 생장은 2번 가계가 25cm로 가장 낮았으며, 4번과 7번 가계가 29.6과 29.7로 가장 높은 수고 생장을 나타내었다.

이와 같은 결과로 비추어 볼 때 현지에 식재된 묘목의 초기 활착율과 수고 생장은 식재 당시의 영양상태에 크게 영향을 받는 것을 알 수 있다. 즉 식재 당시 토양 내의 영양 상태에 따라 묘목의 활력이 좌우된다고 말할 수 있으며, 특히 직접시비구의 활착율과 수고 생장이 혼합시비구보다 저조한 것은 직접 시비된 부숙토가 토양 중에서 용해되어 식물에 영양을 공급하는데 상당한 시간이 소요된다는 것을 알 수 있었다. 또한 가계별로 활착율과 수고 생장이 다른 것으로 판단해볼 때 사전 검정을 통하여 현지에서 우세한 가계를 선발하는 것이 매우 중요하다는 것을 알 수 있었다.

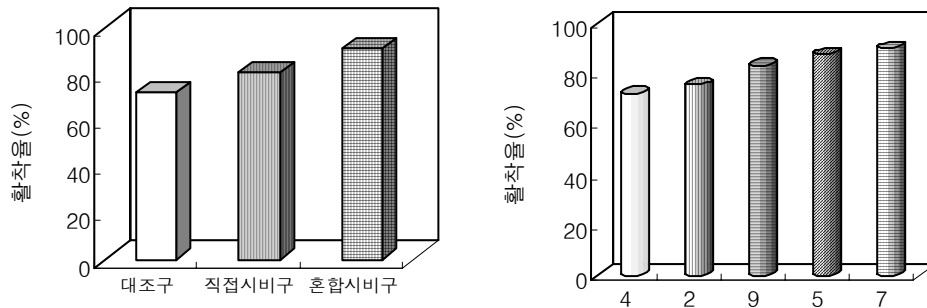


그림 11. 현지 검정림에 식재된 박달나무의 처리별, 가계별 활착률 차이

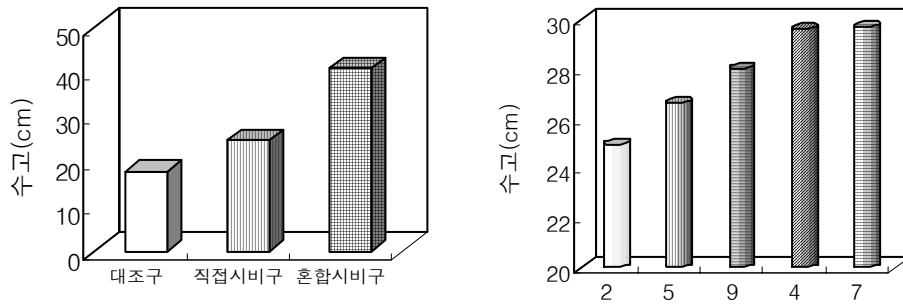


그림 12. 현지 검정림에 식재된 박달나무의 처리별, 가계별 수고 성장 특성 차이

나. 현지 적용 수목의 생리·생화학적 검정

1) MDA 함량 변화

현지 내 식재된 박달나무의 처리별 가계별 피해 특성을 조사하기 위해 측정된 MDA 함량은 처리별, 가계별 큰 차이를 나타냈다(그림 13). 처리별 MDA 함량은 직접시비구가 479 nmol/g으로 가장 낮았으며, 혼합시비구가 619.2 nmol/g으로 가장 높았다. 또한 가계별로는 2번 가계의 MDA 함량이 559.6 nmol/g으로 가장 높았으며, 4번가계가 512.6 nmol/g으로 가장 낮았다. 일반적으로 산화스트레스를 받는 식물에서 대사과정 중에 발생된 활성 산소가 완전히 제거되지 않으면 세포막 손상을 입게 된다. 본 연구에서는 부숙토 처리된 직접시비구는 대조구보다 낮은 MDA 함량을 나타내어 산화스트레스에 의한 영향이 매우 적은 것으로 나타났으나, 예외적으로 생장이나 활착률이 가장 높았던 혼합시비구에서의 MDA 함량이 대조구나 직접시비구보다 높게 나타난 것은 토양의 영양 상태를 개선하여 초기 생장은 개선되었지만, 폐광지 환경에 다양하게 발생하는 스트레스 요인에 과다하게 노출되어 손상을 받은 것으로 추정된다. 식재 이전에 혼합 투여한 부숙토가 초기 생장에 기여하면서 영양상태가 부족해지기 시작하여 스트레스를 유발하는 단계에 이른 것으로 판단된다. 한편 가계별 MDA 함량은 매우 다양하여 스트레스에 대한 피해율이 가계별로 매우 달라 내성 또한 다르게 나타날 것으로 기대되었다.



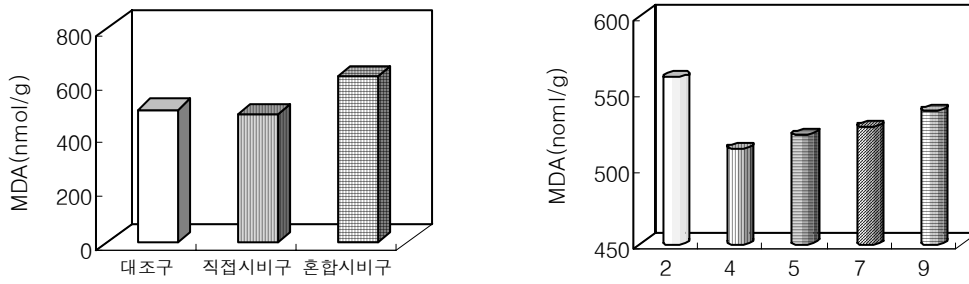


그림 13. 폐광지에 식재된 박달나무의 처리구별, 가계별 MDA 함량 차이

## 2) 질산환원효소의 활성 차이

처리 간 질산환원효소의 활성은 직접시비구가 383 nmol/g/hr로 가장 높았으며, 혼합구와 대조구는 유사한 값을 보여 주었다(그림 14). 가계별로는 5번가계가 가장 낮은 306 nmol/g/hr를 나타냈으며, 2번가계가 385 nmol/g/hr로 가장 높았다.

질산환원효소의 활성은 토양 내 질소 수준을 반영하는 것으로 직접시비구가 가장 높은 활성을 나타낸 것은 전년도에 시비하였던 부숙토의 효과로 나타난 것으로 판단되며, 혼합시비구의 질산환원효소의 활성이 낮게 나타난 것은 전년도에 처리한 부숙토의 영양 소진으로 효과가 사라진 것을 의미한다. 즉 부숙토는 토양 내 직접 시비할 경우 식물이 이용하기 위한 적절한 조건으로 변화되는 데 상당한 시간이 요구되며, 장기간에 걸쳐 지속적으로 양료를 공급하는 효과를 보여줄 것으로 기대된다.

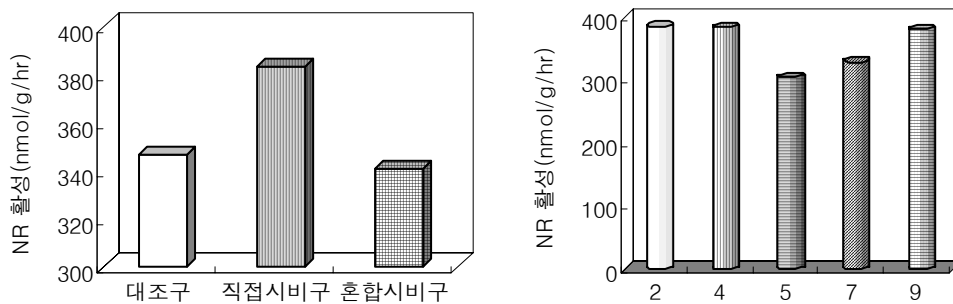


그림 14. 폐광지에 식재된 박달나무의 처리별, 가계별 질산환원효소의 활성 차이

### 3) 엽록소 함량 분석

SPAD를 이용해서 잎 내에서 측정된 엽록소 함량은 혼합시비구가 23.0로 가장 높았으며, 대조구가 22.0으로 가장 낮았으며, 가계별로는 7번 가계가 가장 낮은 21.9였으며, 9번가계가 가장 높은 23.6을 보였다(그림 15). 그림에서 보는 바와 같이 직접시비구와 혼합시비구의 엽록소 함량이 대조구 보다 높게 나타난 것은 부숙토에 의한 질소 공급 효과로 판단된다. 특히 질산화원효소의 활성에서와 같이 직접시비구의 엽록소 함량이 혼합시비구와 유사한 수준을 보인 것은 전년도 처리된 부숙토의 용해로 질소 공급이 원활이 이루어지고 있음을 보여 준다. 또한 가계별 차이에서 보여 주듯이 7번과 5번가계의 엽록소함량이 낮은 것은 체내 질소 흡수 및 효소 활성이 낮아 엽록소의 합성에 원활하게 기여하지 못했음을 보여준다. 즉, 부숙토 처리로 인해 나타나는 질소 이용의 효율은 가계별로 매우 차이가 있음을 알 수 있다.

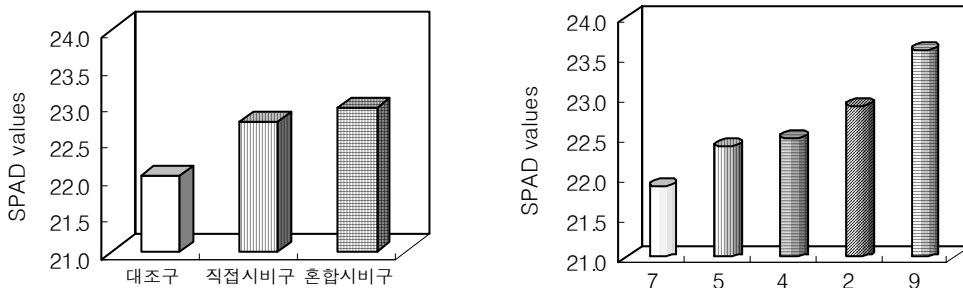


그림 15. 폐광지에 식재된 박달나무의 처리별, 가계별 엽록소 함량 차이

### 4) SOD의 활성 차이

잎 내에서 측정된 SOD 활성은 혼합시비구에서 가장 낮은 60.7 unit/g을 나타냈으며, 대조구와 직접시비구는 유사한 값을 나타냈다(그림 16). 가계별 SOD 활성은 4번 가계가 가장 높은 87.5 uit/g을 나타냈으며, 2번과 7번가계가 가장 낮은 값인 54.5와 51.5 unit/g을 나타냈다. 이와 같이 부숙토를 인공토와 함께 처리하여 식재한 혼합처리구에서 SOD 활성이 낮게 나타난 것은 위의 질산화원효소의 활성에서 보여주는 바와 같이 전년도에 처리한 부숙토가 생장에 이용되면서 시간이 지나 소진되어 가장 많은 성장량을 유지하기에 필요한 에너지로서 충분하지 못하고 성장량이 증가하면서 다양한 환경의 영향을 받으면서 세포의 파괴를 유발하여 활성을 상실하여 손

상된 것으로 판단된다.

위의 결과를 종합해 볼 때 부숙토 처리는 수목의 성장과 생리적인 스트레스 완화에 크게 기여할 수 있는 것으로 판단된다. 그러나 부숙토를 직접 시비할 경우 수목이 이를 직접 양료로 이용하는 데는 상당한 시간이 소요되며, 부숙토를 혼합처리 할 경우 부숙토의 효과가 초기에는 크게 나타나지만 시간이 지나면서 스트레스 완화력이 저하되는 등 부작용이 발생하는 것으로 판단되었다. 따라서 폐광지에 식재된 수목에 양료 공급원으로 부숙토를 이용하는 것은 매우 바람직하지만 조기 성장 촉진으로 나타나는 부작용을 막기 위해서는 적정량을 주기적으로 공급하는 것이 가장 바람직하다고 판단된다.

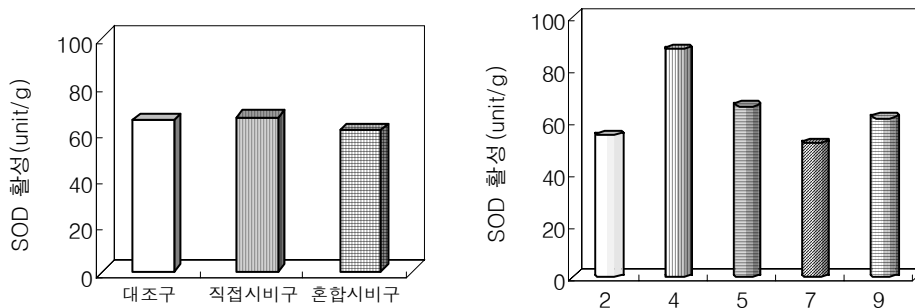


그림 16. 폐석지에 식재된 박달나무 5가계의 처리별 SOD 활성 차이

#### 다. 선발 수종의 유전 특성

태백지역의 폐석지역내 박달나무 집단(tailing group, T)과 인접된 천연 집단(control group, C)에 대한 유전자좌별 대립유전자 빈도와 유전자형 빈도는 표 10과 같다. 비교된 5개의 다형적 유전자좌 가운데 유전자좌 6PGD에서는 천연집단에서는 발견되지 않은 대립유전자 a가 (6PGD 2a2c)의 상태로 폐석지역의 박달나무 집단에서만 발견되었다. 반면에 폐석지역에서는 나타나지 않고 천연집단에서만 나타나는 (6PGD aa, 6PGD ab)의 유전자형이 각각 0.067, 0.133의 빈도로 발견되었으며, 천연집단에서는 대립유전자 b가 주대립유전자(0.750)로 나타난 반면 폐석지역에서는 c

가 주대립유전자(0.617)인 것으로 나타났다. *MDH*에서는 폐석지역 및 천연집단 모두에서 대립유전자 *a*가 주대립유전자인 것으로 나타났으나, 폐석지역에서 대립유전자 *b*의 빈도(0.217)가 천연집단의 빈도(0.033)보다 높게 나타났다. *MDH*와 *PGI-1*에서는 주대립유전자가 *a*로 나타난 반면에 *PGI-2*와 *SKDH*에서는 주대립유전자가 *b*로 나타났다. *PGI-1*에서는 폐석지역에서 대립유전자 *b*가 0.100으로 천연집단의 0.017보다 높은 것으로 나타났으며, *SKDH*에서도 대립유전자 *a*의 빈도(0.283)가 천연집단의 빈도(0.133)보다 높게 나타났다(표 10).

유전자형 빈도의 경우 유전자좌 *MDH*, *PGI-1*에서 주대립유전자형이 *aa*의 형태로 나타난 반면 *MNR*, *6PGD*, *PGI-2*, *SKDH*에 *bb*가 주대립유전자형으로 나타났다. 유전자좌 *MDH*의 경우 두 그룹 간에 차이가 있었는데, 폐석지 집단에서는 유전자형 *MDH-1a1a*, *MDH-1a1a*의 빈도가 각각 0.567과 0.433으로 나타났고, 천연집단에서는 각각 0.933과 0.067로 나타나서 약간의 차이를 보였다. *PGI*의 경우 폐석지 집단에서 유전자형 *MNR-1a1a*, *MNR-1a1b*의 빈도가 각각 0.233, 0.767로 나타났고, 천연집단에서는 0.200과 0.800으로 나타났다. *PGI-1a1a*, *PGI-1a1b*의 유전자형 빈도는 폐석지역이 0.800, 0.200으로 천연집단에서는 0.967과 0.033으로 나타나 차이를 보였다. 또한 *PGI-2a2a*, *PGI-2a2b*의 유전자형 빈도는 폐석지역이 0.167, 0.833으로 나타났고, 천연집단에서는 0.233과 0.767로 조사되었고, *SKDH-1a1a*, *SKDH-1a1b*, *SKDH-1b1b*, *SKDH-1b1c*의 유전자형 빈도는 폐석지역이 0.133, 0.300, 0.433, 0.133 천연집단에서는 0.033, 0.200, 0.567, 0.200으로 각각 나타났다(표 10).

유전다양성은 폐석지역의 박달나무 집단에서 유전자좌당 평균 대립유전자의 수(*A*)가 1.9개로 나타났으며, 천연집단에서는 1.8로 나타났다. 천연집단의 이형접합도 관찰치( $H_o$ )와 기대치( $H_e$ )가 0.12, 0.13으로 나타났으며, 폐석지역의 박달나무 집단은 이형접합도 관찰치( $H_o$ )와 기대치( $H_e$ )가 0.16, 0.21로 나타났다(표 11). 두 집단 공히 이형접합도의 관측치가 기대치 보다 낮게 나타나 임목의 특성상 genetic patch를 형성하고 있는 주변의 근연관계에 있는 화분수들과의 근친교배의 영향이 있는 것으로 생각된다.

표 10. 폐석지와 천연집단에 자생하는 박달나무 집단간 대립유전자 및 유전자형 빈도

Locus	Allele	Genotype	Frequency C group (No. of trees)	Frequency T group (No. of trees)	G-test	
<i>MDH</i>	<i>a</i>		0.967	0.783	11.512***	
	<i>b</i>		0.033	0.217		
<i>MNR</i>		<i>aa</i>	0.933(28)	0.567(17)	13.439***	
		<i>ab</i>	0.067(2)	0.433(13)		
	<i>a</i>		0.100	0.117	0.086 <sup>n.s</sup>	
	<i>b</i>		0.900	0.883		
<i>6PGD</i>		<i>ab</i>	0.200(6)	0.233(7)	0.098 <sup>n.s</sup>	
		<i>bb</i>	0.800(24)	0.767(23)		
	<i>a</i>		0.133	0.017	59.795***	
	<i>b</i>		0.750	0.217		
			0.117	0.617	43.172***	
		<i>d</i>	0.000	0.150		
		<i>aa</i>	0.067(2)	0.000		
		<i>ab</i>	0.133(4)	0.000		
		<i>ac</i>	0.000	0.033(1)		
		<i>bb</i>	0.600(18)	0.200(6)		
		<i>bc</i>	0.166(5)	0.033(1)		
		<i>cc</i>	0.033(1)	0.533(16)		
	<i>cd</i>	0.000	0.100(3)			
	<i>dd</i>	0.000	0.100(3)			
<i>PGI-1</i>	<i>a</i>		0.983	0.900		4.184*
	<i>b</i>		0.017	0.100		
<i>PGI-2</i>		<i>aa</i>	0.967(29)	0.800(24)	4.435*	
		<i>ab</i>	0.033(1)	0.200(6)		
	<i>a</i>		0.117	0.083	0.372 <sup>n.s</sup>	
	<i>b</i>		0.883	0.917		
<i>SKDH</i>		<i>ab</i>	0.233(7)	0.167(5)	0.418 <sup>n.s</sup>	
		<i>bb</i>	0.767(23)	0.833(25)		
	<i>a</i>		0.133	0.283	7.564*	
	<i>b</i>		0.767	0.650		
	<i>c</i>		0.100	0.067	5.978 <sup>n.s</sup>	
	<i>aa</i>	0.033(1)	0.133(4)			
	<i>ab</i>	0.200(6)	0.300(9)			
	<i>bb</i>	0.567(17)	0.433(13)			
		<i>bc</i>	0.200(6)	0.133(4)		

표 11. 태백지역내 박달나무의 폐석지 집단과 천연집단간 유전다양성

Population	$A$	$A_e$	$H_o$	$H_e$
			0.1	
Control group	1.80(0.7888)	1.18(0.2629)	2(0	0.13(0.1628)
Tailing group	1.90(0.9944)	1.34(0.4367)	.14	0.21(0.2116)
			83)	
			0.16(0.1696)	

$A$  = number of alleles per locus,  $A_e$  = effective number of alleles per locus  $H_o$  = observed heterozygosity,  $H_e$  = expected heterozygosity.

폐석지역에서 자생하는 박달나무 집단과 천연집단 집단의 평균 이형접합도를 조사한 결과, 각각 60%, 40%로 나타나 폐석지역에서 자생하는 박달나무 집단이 천연 집단보다 높은 변이율을 나타내었다(표 12).

표 12. 태백지역내 폐석지와 천연집단에서 자생하는 박달나무 집단의 유전변이

Population	Mean sample size per of Locus	Mean no. of alleles per Locus	Mean heterozygosity percentage of loci polymorphic (%)
Control group	30	1.8	40
Tailing group	30	1.9	60



## 제 4 장 토양개량제 개발

협동연구기관명 : 코엔바이오

협동연구책임자 : 염 규 진

연 구 원 : 김 판 기

연 구 원 : 김 선 미

연 구 원 : 박 영 준

연 구 원 : 차 재 욱



# 제 1 절 적정 오니 원료 및 부가 소재 개발

## 1. 연구 수행 방법

### 가. 부숙용 농업부산물 첨가소재 선별

현재 연구대상 지역인 강원도에는 태백시만이 유일하게 하수처리장을 가지고 있는 것으로 조사되었으며, 발생 전량(2,200톤/년)을 육상매립에 의존하고 있어서 향후 하수슬러지의 직매립 규제 강화와 처리비용 상승 등의 어려움을 가지고 있었다. 2001년 영월군과 정선군에 소규모 분뇨처리장이 있었으나, 발생 전량을 인근 농가에 비료 등으로 재활용하고 있으며, 태백시의 경우 2002년 하수슬러지 처리를 시멘트 소성로에 직투입하는 처리법으로 톤당 처리단가가 44,000원 정도로 비싼 편이었다. 위와 같은 조사 결과에 근거하여 태백시 하수처리장에서 발생하고 있는 하수슬러지를 선별하였다(표 1).

표 1. 분뇨 및 축산폐수 공공 처리시설 슬러지 발생 및 처리현황 (단위:톤/년)

지역	처리장명	시설 용량 (m <sup>3</sup> /일)	슬러지 발생량	처 분 량						미처 분량
				계	재이용 (퇴비등)	매립	소각	해양 투기	기타	
전 국	156개소	589,228	141,195	135,329	89,503 (63.4%)	45,372 (32.1%)	4 (0.003%)	439 (0.3%)	12 (0.008%)	3,144 (2.2%)
강원도	19개소	180	1,390	1,270	1,270	0	-	-	-	120
태백시	수질 환경 사업소	80	-	-	-	-	-	-	-	-
영월군	위생 환경 처리 시설	30	500	500	500	-	-	-	-	-
정선군	환경 위생 시설	70	890	770	770	-	-	-	-	120

본 실험에서는 100% 분뇨를 병합처리하고 있으며, 폐탄광 주변지역에 위치한 태백시 하수처리장에서 발생하고 있는 하수슬러지를 본 연구에 토양개량제 개발 시료로 선발하였으며, 현지에서 채취한 하수슬러지 시료 분석결과(표 2), 유기물 함량 49%, 함수율 77%, 질소전량 3.2%, 용출 pH 6.8, C/N비 11.1의 평균값을 갖는 것으로 나타나 적당한 첨가소재와 혼합시 부숙이 용이할 것으로 판단되었으며, 유해중금속(구리, 크롬, 수은, 카드뮴, 납, 비소) 함량 역시 환경부의 부속토 원료기준(표 3)을 만족하는 것으로 나타났다.

표 2. Sludge 함량분석 결과(전량분석) (단위 : mg/ℓ)

검사항목	유기물 (%)	납	카드뮴	구리	크롬	비소	수은	질소 (%)	염분 (%)	수분 (%)
부숙토 제품기준 (가등급)	25<	150>	5>	500>	300>	50>	2>	-	1%>	-
3회평균값	49.64	65.60	3.60	267.14	14.09	15.04	0.05	3.20	0.14	69.55

표 3. 부속토 원료기준 (단위 : mg/ℓ)

구 분		등 급	
		가 등급	나 등급
유 해 물 질 함 량	비소(As)	50 이하	50 이하
	카드뮴(Cd)	5 이하	8 이하
	크롬(Cr)	300 이하	370 이하
	구리(Cu)	500 이하	750 이하
	납(Pb)	150 이하	225 이하
	수은(Hg)	2 이하	3 이하

비고 : 단위는 건조중량을 기준으로 mg/kg 임.

부숙토 제조에 재활용 가능한 주변 농업부산물의 선발에는 연구대상지역인 강원도 내 주요 임업 부산물로 부산물의 재활용 효과와 현지조달이 용이하고 운반비 부담이 적은 톱밥으로 선발하였다. 톱밥은 발열량이 4,600(kcal/kgTS)로 부숙시 온도발현이 가장 유리한 소재이며, 함수율이 30% 수준으로 수분 조절제 및 증량제로서 좋은 조건을 갖추고 있다. 또한 하수슬러지 건조를 위해 태백하수처리장 현장에서 첨가된 응집제(양이온계 폴리머, 0.65kg/m<sup>3</sup>)로 인하여 부숙 공정시 하수슬러지 통기성이 좋지 않으나, 30~50%의 부피비로 첨가된 톱밥에 의하여 통기성이 매우 양호해지므로 부숙 기간 단축 및 부숙이 용이해지는 효과가 있다. 참나무 톱밥의 경우, C/N 비가 100정도로 낮은 C/N 비를 가지고 있는 하수슬러지와 혼합시 부숙에 적당한 C/N 비를 나타내며, 2차 부숙시 높은 안정도를 보일 것으로 판단되어 최종 선발하였다.

#### 나. 부숙 소재 간 적정혼합비율 결정

본 실험을 수행하기 위한 부숙반응기 장치는 23ℓ 용량의 직육면체 부숙반응기 2기를 투명 아크릴로 제작하여 부숙재료 20ℓ를 6가지 종류의 혼합비로 지역 특성에 의한 하수슬러지 성상 변화를 따라 부숙에 적정한 함수율을 고려하여 0, 10, 20, 30, 40, 50%(톱밥부피/슬러지부피) 시료를 준비한 후 부숙공정 중의 온도변화 및 부숙 전·후의 이화학적 특성(온도변화, 질소, 탄소, 인, 황, 유기물, 함수율, 침출수 pH, C/N비)을 조사하였다.

#### 다. 부숙토의 이화학적 성상 분석

본 연구에서는 부숙토를 토양개량제로 재활용함이 목적이므로 환경부에서 정한 토양오염공정시험방법이나 폐기물공정시험법을 따르지 않고 농림부에서 정한 비료관리법상의 시험방법이나 환경부에서 최근에 개정된 폐기물재활용 촉진법에 의한 부숙토 분석방법을 이용하여 전량분석을 실시하였다. 원소분석기(C/N/S Analyzer PE-2400, USA)를 이용하여 탄소, 수소, 질소, 황 함량을 측정하였고, Ag, Hg 함량은 매우 소량(ppb)으로 존재하여 원자흡광광도계(GBC-932AA, Australia)를 이용하여 측정하였

으며 질소의 경우 킬달 분석 방법(Kjeltec Auto 1035/1038 system, Sweden)을 병행하였는데, 원소분석기를 이용한 경우 보다 정확하여 이후로는 킬달분석법을 이용하였으며, ICP(ICP-1000IV, Japan)를 이용하여 중금속과 인 함량을 조사하였는데 유해 중금속 5개 항목(Pb, Cr, Cu, As, Cd), 다량원소 4개 항목(Ca, Mg, K, P), 미량원소 4개 항목(Fe, Mn, Zn, B), 중요원소 3개 항목(Si, Co, Na), 환경유해원소 2개 항목(Al, Ni), 기타 2개 항목(Ba, Be) 등 총 26개 항목을 분석하였다.

## 2. 연구 수행 결과

### 가. 부숙 소재 간 적정혼합비율 결정

분류식이 아닌 합류식인 태백시 하수처리장에서 우기와 갈수기에 발생하는 하수슬러지의 성상은 차이를 나타냈는데 갈수기 때 발생한 하수슬러지의 수분함량은 약 74~77%, 유기물함량은 약 48~50%였으나 우수기 때 발생한 하수슬러지의 수분함량은 약 79~81%, 유기물함량은 51~62%로 높게 나타났다. 대부분의 경우 우수기 때 발생하는 하수슬러지의 유기물 함량은 40% 이하로 낮아지는 것이 일반적이지만 태백시의 경우 강우 후 하천 퇴적물과 주변 폐광산에서 흘러내린 폐석 가루를 함유한 하천수가 하수처리장으로 대량으로 유입되어 유기물 함량과 슬러지 발생량이 일시에 증가되는 것으로 판단되며, 이와 같은 지역 특성에 의한 하수슬러지 성상 변화를 따라 부숙에 적정한 함수율을 고려하여 0, 10, 20, 30, 40, 50%(톱밥 부피/슬러지 부피)의 총 6가지 혼합 시료를 준비한 후 부숙과정 중 온도변화 및 부숙 전후의 이화학적 특성(온도변화, 질소, 탄소, 인, 황, 유기물, 함수율, 침출수 pH, C/N비)을 조사한 결과는 표5와 표6에 나타났다.

하수슬러지와 톱밥을 혼합한 후 초기함수율이 65~67% 범위에서 부숙온도 기준으로 정상적인 부숙이 진행되었으며. 이때의 톱밥 혼합 비율은 30, 40, 50%로 나타났다(그림 2, 3, 4). 톱밥 30% 혼합 시 최고 부숙온도는 약 52℃, 톱밥 40% 혼합 시는 약 54℃, 톱밥 50%는 약 69℃로 나타났으며 이때의 부숙 전 유기물 함량은 각각 60, 63, 67%로 측정되어 유기물 함량이 부숙 최고온도에 정의 상관관계를 갖는 것으로

나타났지만 하수슬러지의 수분함량이 79%이상이 되는 경우에는 톱밥 혼합비가 30%가 되어도 부숙에 적절한 초기 함수율인 65~67% 범위를 넘게 되어 부숙온도가 50°C 이상으로 상승하지 못하여 적정 부숙이 이루어지지 않으므로 부숙 재료 간 적정 혼합비는 혼합초기 함수율(65~67%)로 판단하여야 한다는 결론을 얻었다. 즉, 혼합초기 함수율을 65~67%로 갖게 하는 하수 슬러지와 톱밥 혼합비가 적정 혼합비율로 나타났다.

적정 부숙이 이루어진 30, 40, 50% 혼합시료의 초기 C/N비는 16.6~24.3이었으나 부숙 후 C/N비는 9.8~18.3으로 낮아졌으며 용출 pH는 부숙 전 중성(6.7)에서 약산성(5.6~6.3)으로 변화하였다. 또한 함수율의 경우 혼합비 30, 40, 50% 시료 부숙 후 각각 33.7, 40.3, 50.2%의 비율로 수분함량이 줄어들었고 유기물 함량은 각각 28.5, 19.7, 12.1%의 비율로 감소하였다. 이와 같은 결과는 톱밥 혼합비 변화와 그에 따른 난분해성(cellulose) 유기물함량 및 최고 부숙온도 차이에 기인한 것으로 판단된다.

40일 부숙공정을 거친 후 부숙이 완료된 부숙토는 원재료의 냄새가 없어져 좋은 흙냄새(good earthy odor: 퇴비취)가 나고 암갈색을 띤다. 미부숙시 부숙토 중·상층에 나타나는 흰색 곰팡이나 미세 벌레 등을 발견할 수 없었고 발토양과 외형적으로 구분하기 어려운 정도로 완숙이 이루어졌다(그림 5). 따라서 환경부에서 제정한 부숙 공정 및 제품 기준(표 4)을 만족한 톱밥 혼합비는 30, 40, 50%로 나타났으며, 이때 부숙 재료 간 초기 혼합 함수율은 반드시 65~67% 범위를 유지해야만 하는 것으로 나타났다.

표 4. 부숙토 제품 기준

구 분		등 급	
		가 등급	나 등급
유 해 물 질 함 량	비소(As)	50이하	50이하
	카드뮴(Cd)	5이하	8이하
	크롬(Cr)	300이하	370이하
	구리(Cu)	500이하	750이하
	납(Pb)	150이하	225이하
	수은(Hg)	2이하	3이하
유기물함량		25%이상	25%이상
유기물대 질소비		50이하	50이하
염분(NaCl)		1%이하	1% 이하
부 숙 도		실험수행시 실온 보다 20°C이상 재발열이 없을 것.	

비고 : 유해물질함량, 유기물대 질소비의 단위는 건조중량을 기준으로 mg/kg

표 5. 부숙 전 하수슬러지의 함량 분석 결과(전량분석)

항목	시료	부 숙 전				
		톱밥 0%	톱밥 10%	톱밥 20%	톱밥 30%	톱밥 40%
함수율		77.07	74.70	74.45	67.30	64.53
유기물		48.84	46.27	59.19	59.62	63.05
pH		6.79	6.77	6.33	6.72	6.72
C/N		7.93	9.71	10.77	16.64	19.82
C(%)		25.53	28.46	27.36	34.27	36.63
H(%)		3.62	4.03	3.82	4.65	5.11
N(%)		3.22	2.93	2.54	2.06	1.85
P(mg/kg)		20,675.30	16,673.81	17,865.64	13,147.08	11,290.99
S(mg/kg)		11,456.54	9,922.37	9,757.19	7,217.87	5,977.12
Cu(mg/kg)		420.94	340.44	358.51	255.28	213.00
Cr(mg/kg)		29.71	21.98	25.77	18.89	20.17
Cd(mg/kg)		7.27	5.77	6.19	4.23	3.76
Pb(mg/kg)		106.38	80.88	91.51	67.27	61.58
As(ppb)		24.92	23.81	22.35	15.82	20.50
Hg(ppb)		25.33	15.82	16.27	13.61	11.39
Na(mg/kg)		428.52	267.74	385.91	279.20	386.91
Mg(mg/kg)		3,455.31	2,821.31	3,119.55	2,206.69	2,231.35
Mn(mg/kg)		3,650.44	3,038.57	3,191.62	2,385.94	2,051.20
Zn(mg/kg)		1,306.43	1,078.47	1,178.08	804.17	666.90
Al(mg/kg)		36,911.72	27,981.02	31,073.82	23,518.51	23,731.02
Ca(mg/kg)		22,911.00	19,827.45	19,721.14	15,830.66	14,180.52
Fe(mg/kg)		17,012.64	13,105.69	14,234.19	10,843.91	10,226.40
K(mg/kg)		2,339.03	1,862.23	2,550.73	2,298.77	3,560.20
Sr(mg/kg)		142.52	121.28	126.30	96.59	91.06
Co(mg/kg)		108.02	84.54	91.02	65.43	55.87
Ni(mg/kg)		141.08	111.14	115.66	83.47	70.95
Ba(mg/kg)		455.75	352.95	380.30	270.44	279.37
B(mg/kg)		14.07	11.59	12.55	10.40	12.88
Si(mg/kg)		198.72	176.32	225.53	193.74	268.19

표 6. 부숙 후 하수슬러지의 함량 분석 결과(전량분석)

항목	시료	부 숙 후			
		톱밥 10%	톱밥 20%	톱밥 30%	톱밥 40%
함수율		54.74	62.26	44.64	38.53
유기물		41.65	42.24	42.60	50.66
pH		5.88	5.67	6.27	5.56
C/N		9.22	11.21	9.81	13.93
C(%)		24.92	26.34	27.04	29.96
H(%)		3.77	3.76	3.91	4.07
N(%)		2.70	2.35	2.76	2.15
P(mg/kg)		20,768.73	16,259.21	18,225.69	11,973.00
S(mg/kg)		11,116.88	10,571.87	9,394.15	8,553.78
Cu(mg/kg)		397.31	332.74	339.64	252.53
Cr(mg/kg)		27.13	28.76	24.71	21.01
Cd(mg/kg)		6.31	7.31	5.75	5.26
Pb(mg/kg)		98.46	77.25	88.69	59.24
As(ppb)		25.19	0.79	28.93	0.62
Hg(ppb)		17.59	10.00	17.41	7.27
Na(mg/kg)		302.01	325.24	329.95	257.55
Mg(mg/kg)		3,292.07	2,809.98	3,036.61	1,820.01
Mn(mg/kg)		3,490.81	3,542.31	3,046.50	2,747.39
Zn(mg/kg)		1,222.52	1,228.62	1,053.92	886.70
Al(mg/kg)		34,448.06	35,376.22	30,579.05	26,306.08
Ca(mg/kg)		22,114.05	19,141.54	19,466.27	19,052.26
Fe(mg/kg)		15,292.91	15,587.75	13,463.65	11,557.13
K(mg/kg)		2,419.93	1,370.55	2,730.18	1,236.14
Sr(mg/kg)		136.03	131.55	124.65	106.78
Co(mg/kg)		99.70	85.67	85.57	67.72
Ni(mg/kg)		129.91	92.81	109.55	74.16
Ba(mg/kg)		419.49	460.64	380.62	358.89
B(mg/kg)		12.94	14.91	12.59	13.70
Si(mg/kg)		174.60	274.80	159.17	450.82

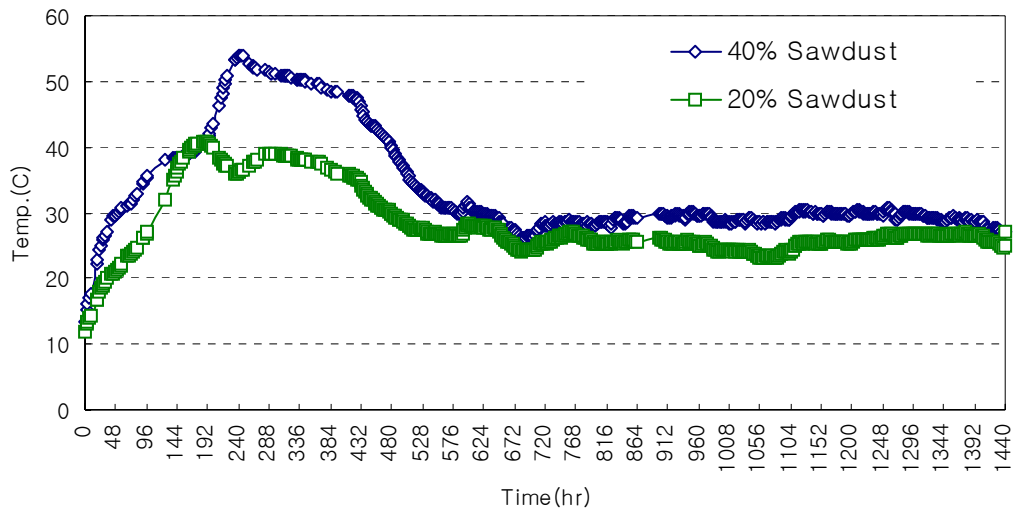


그림 2. 톱밥 20% 및 40% 혼합시 부숙온도 변화도

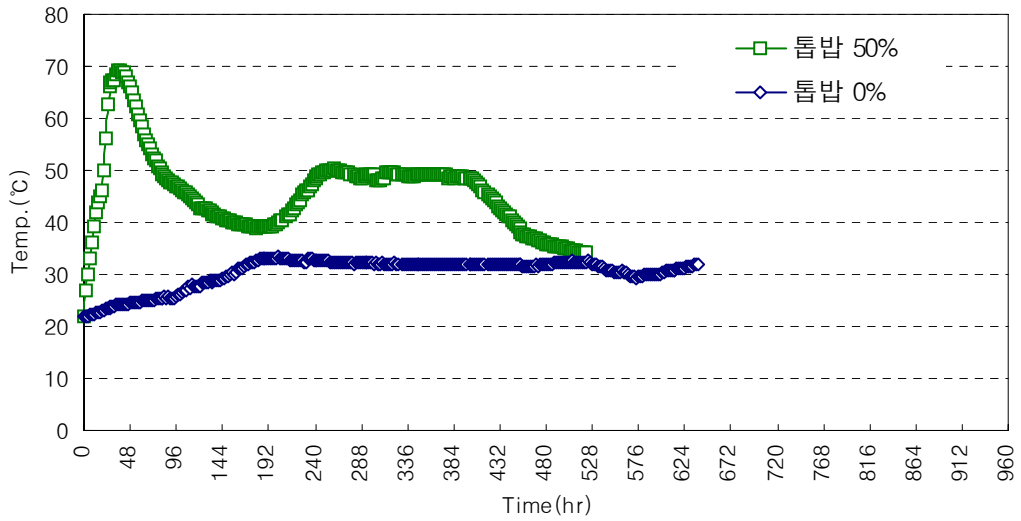


그림 3. 톱밥 0% 및 50% 혼합시 부숙온도 변화도



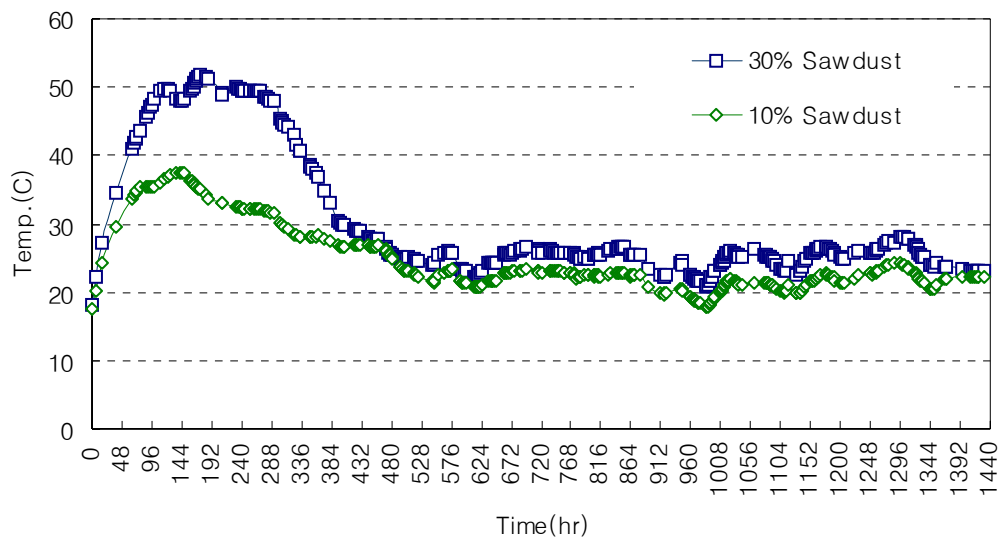


그림 4. 톱밥 10% 및 30% 혼합시 부숙온도 변화도

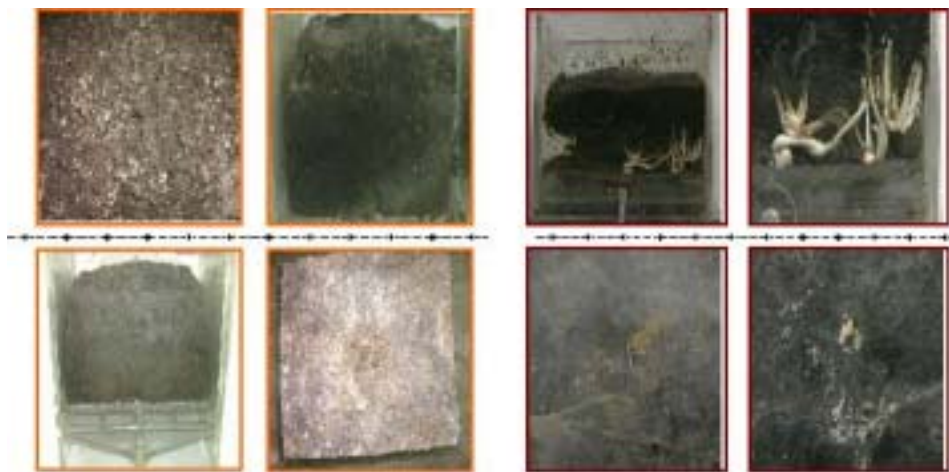


그림 5. 완숙 부숙토와 미부숙토의 비교

나. 소형 부숙반응기 장치 설치

부숙토 부피가 20ℓ로 외부로 쉽게 열을 빼앗길 수 있으므로 부숙반응 온도에 대한 외부의 영향을 최소화하기 위하여 직경 10cm의 스티로폼(단열재)을 부숙반응기 주위로 부착시켰으며 부숙반응기 2기를 hood안에 설치하여 부숙 공정시 발생하는 냄새를 연속적으로 배출시켰으며 hood안에 온풍기와 습도조절기를 설치하여 33℃와 40%의 습도를 유지시켰다.

부숙 공정시 부숙토 온도를 측정하기 위하여 온도센서를 부숙토 중간지점에 설치하고 실시간으로 온도를 자동으로 PC에 저장할 수 있는 프로그램에 연결하여 온도 Data를 컴퓨터에 저장하였으며 공기공급은 부숙토 1ℓ 기준으로 분당 100ml의 공기를 강제 방식으로 부숙반응기 하단에서 공급하였다(그림 1).

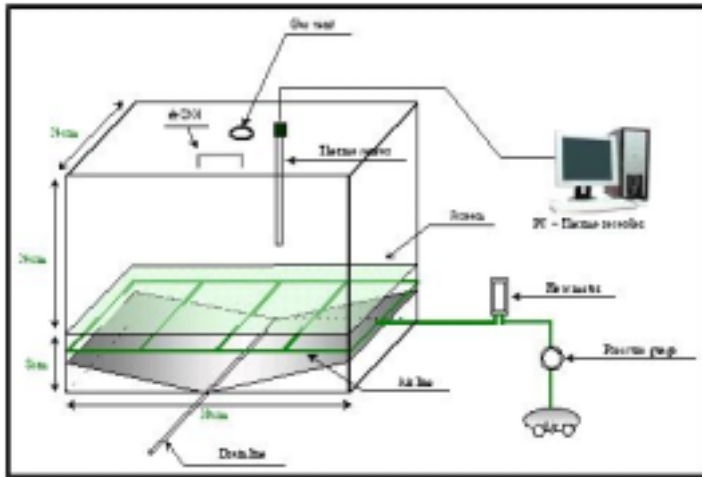


그림 1. 부숙반응기 모식도

## 제 2 절 부숙 촉진 처리법 개발

### 1. 연구 수행 방법

#### 가. 부숙토와 인공토의 적정 혼합비 조사

선발된 부숙토와 인공토의 적정 혼합비를 조사하기 위해 포트 재배 실험을 실시하였다. 부숙토와 perlite를 100%:0%(v/v), 80%:20%, 60%:40%, 40%:60%, 20%:80, 10%:90%비율로 혼합 조제하여 국립산림과학원에서 분양받은 내성 수목인 박달나무의 유묘를 50일간 온실 재배하면서 성장정도를 비교하기 위하여 6처리 5반복 실험을 수행하였다.

#### 나. 부숙 촉진용 첨가소재 탐색 및 선발

부숙토의 질을 향상시킬 수 있는 분해관련 서식 세균 및 진균의 빈도조사와 첨가소재로서의 가능성 여부 검증하기 위하여 부숙 과정 중에 각 온도별 (고온균, 중온균, 후부숙 공정 관여균)로 시료를 채취하여 서식 미생물(세균, 진균, 방선균)들의 농도와 종수를 조사하고 부숙기간을 단축시킬 수 있는 균주를 선발하여 미생물 첨가효과 검증 실험을 수행하였다(그림 6). 고온성 미생물의 sampling시 부숙 온도는 50℃이며, 중온성 미생물의 sampling시 부숙 온도는 35℃이었다.

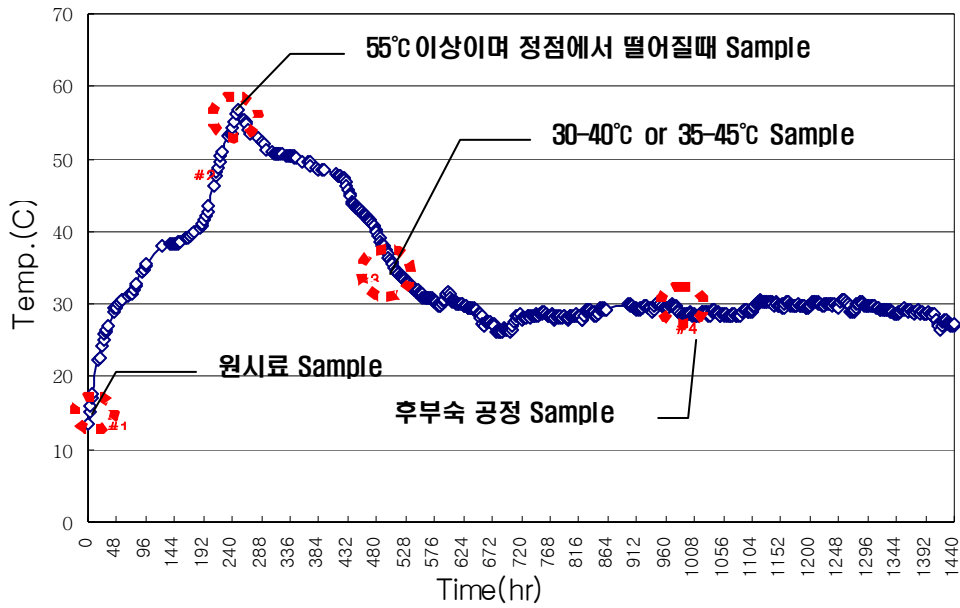


그림 6. 부숙공정 중 각 시료 채취 온도

#### 다. 최적 야적 부숙 공정 개발

소형 부숙반응장치 실험결과 얻어진 하수슬러지와 톱밥의 최적 혼합비로 (6:4, v/v) 후 초기함수율이 65~67%(함수율 66.4%)범위에서 실험을 수행하였으며 야적 공정 개발을 위하여 공기주입은 강제 공급 방식을 피하고 부숙 온도 변화에 따라 뒤집기 (mixing)로 수행하였다. 실제 야적 현장에서 하우스(housing)를 고려하여 내부온도가 25~30°C가 유지되는 조건에서 최소 한계 야적부피를 조사하기 위하여 35ℓ와 60ℓ 두 가지로 실험을 수행하였으며, 부숙기간 중 적정 뒤집기 횟수 및 시점을 파악하기 위하여 부숙온도를 2시간 간격으로 연속적으로 자동 측정하면서 1차 부숙 기간 중 50°C이상으로 3일간 유지될 수 있도록 부숙온도가 40°C이하로 하강하기 전에 뒤집기를 시행하였다. 뒤집기 시행 종료 시점은 바로 전회의 뒤집기 시점의 온도보다 부숙 온도가 상승하지 않을 때로 확인하여 뒤집기 시행을 종료하였으며, 부숙 종료 시점은 실온보다 2°C이상 상승하지 않을 때로 결정하였다.

라. 모델시험지 처리용 부숙토 생산

모델시험지에 처리할 부숙토를 검증된 혼합비율을 토대로 대량생산하여 공급하기 위해서 원통형의 부숙반응기(유효용량 70ℓ)를 2기 제작하여 부숙반응장치 실험결과를 토대로 초기함수율을 65~67%범위가 되게 부숙재료인 톱밥을 혼합하였다. 부숙과정 시 부숙과정의 온도변화를 측정하기 위해 온도 센서를 부숙토 중간지점에 설치하고 부숙 과정중의 부숙토 변화 관찰이 용이하도록 반응기 벽면에 2개의 모니터링 창을 설치하였으며, 공기 공급은 부숙토 1ℓ 기준 각각 100ml/min와 200ml/min로 공기를 강제주입방식으로 진공펌프를 이용하여 24시간 연속으로 하단과 상단에서 각각 공급하였다. 공기 주입 시 상단에서 공급되는 공기 Line은 부숙과정 중 부피가 약 30~40%감소하므로 공기손실을 줄이기 위해 길이의 1/2지점부터 십자모양으로 구멍을 뚫었으며, 하단의 공기 line은 위쪽으로만 공기가 공급 되도록 뚫었다. 부숙 온도 변화를 실시간으로 자동 측정 할 수 있도록 PC에 저장할 수 있는 프로그램에 연결하여 부숙온도 데이터를 컴퓨터에서 확인과 저장이 가능하도록 설치하였다(그림 7, 8).

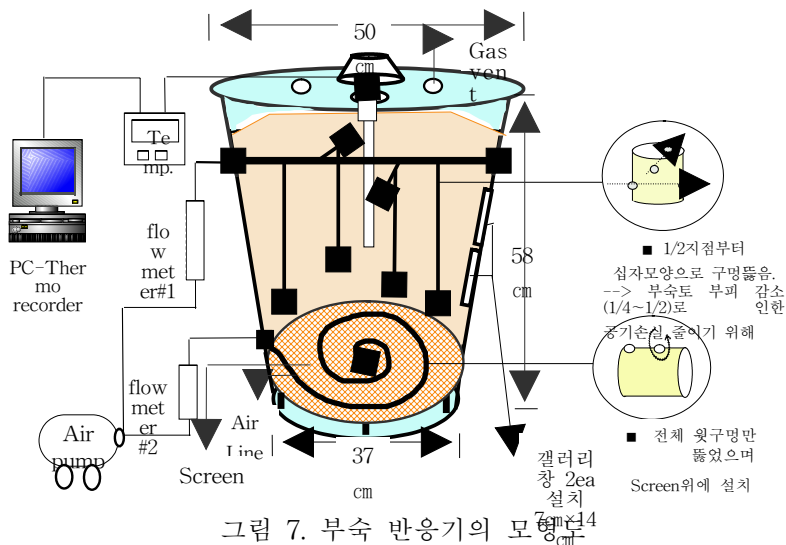




그림 8. 대용량 부숙 반응기

마. 톱밥(Cellulose) 분해 균주 투입에 따른 부숙 촉진 탐색

슬러지의 수분함량으로 인하여 투입된 톱밥의 양이 많은(톱밥 70%이상 첨가 시) 경우 난분해성(cellulose, lignin 등) 유기물 함량의 증가로 인하여 부숙 과정 중 유기물 분해속도가 지연되므로 부숙기간의 단축 문제 해결로서 각 부숙기간별(온도별)로 선발한 중·고온성 미생물들과 톱밥(cellulose) 분해 균주를 혼합하여 부숙토 생산 시 첨가 소재로서의 가능성 여부를 검증하고 부숙 온도변화와 부숙기간 단축여부 실험을 수행하였다.

바. 토양개량제 최적 생산 공정 확립

하수슬러지와 부숙촉진 미생물 균주가 첨가된 톱밥을 이용한 폐광지 식생복원용 토양개량제를 대량생산하기 위한 최적 부숙공정을 개발하였다.

## 2. 연구 수행 결과

### 가. 부숙토와 인공토의 적정 혼합비 조사

50일후 성장정도를 살펴본 결과 부숙토와 perlite를 20%:80(v/v), 10%:90% 혼합 시 새순이 자랐으며, 성장정도가 부숙토가 많이 섞인 100%:0%(v/v), 80%:20%, 60%:40%, 40%:60% 처리구보다 양호하게 나타났다. 첨가된 부숙토의 양이 증가할수록 유기물 함량이 과대하게 증가하므로 어린 묘목의 새순이 나오지 못하고 나오더라도 시일이 지날수록 잎 끝이 까맣게 타는 현상과 잎에 생기가 없고 성장력이 떨어지는 것으로 나타났다. 따라서 부숙토가 함유한 양료성분(N, P, K)이 매우 높아 (0.2~3.0%) 인공토와의 혼합 시 부숙토를 소량(적계)혼합하는 것이 어린 묘 성장에는 양호한 것으로 판단된다(그림 9).



그림 9. 부숙토와 인공토의 적정 혼합비 조사

### 나. 부숙 촉진용 첨가소재 탐색

미생물의 밀도를 조사한 결과 세균과 사상균이 다량 검출된 것으로 부숙과정에서 세균, 사상균이 주로 작용한 것으로 추정되며 30℃ 중온에서 세균과 사상균은  $10^8 \sim$

10<sup>7</sup>CFU/g, 50℃ 고온에서는 미생물 수가 감소하여 10<sup>5</sup>~10<sup>8</sup>CFU/g으로 계수되었으며 방선균은 30℃와 50℃에서 10<sup>4</sup>CFU/g이하로 계수되었다(표 6). 최고 부숙 온도 67℃ 지난 후 채취 한 시료에서는 50℃ 고온보다 병원균이 다수 사멸하여 미생물종과 군수가 감소한 것으로 판단되며 각 부숙기간별(온도별)로 선발한 미생물 중·고온성 미생물들을 중심으로 우점종인 세균 Type-1과 사상균 Type-1을 선발(그림 10)하였다. 미생물 첨가효과 실험은 고온성에서 선발된 세균 Type-1과 사상균 Type-1을 부숙토 혼합소재인 톱밥을 전체톱밥 투입량의 약 5%에 미생물을 증식시켜 부숙초기에 투입하여 부숙온도 변화 및 최종 부숙토 성분 변화여부를 조사한 결과(표 7) 부숙초기(12일 경과) 미생물 투입한 부숙과정에서 정상적인 부숙온도 변화 및 보다 빠른 부숙속도를 보여주고 있다(그림 11).



그림 10. 부숙촉진용 첨가 미생물 선발



표 6. 부숙과정 중 분리한 균종 및 균 농도

항 목	중온성 미생물(35℃)		고온성 미생물(50℃)	
세균	Type-1	$8.9 \times 10^5$ /g	Type-1	$9.0 \times 10^8$ /g
	Type-2	$3.1 \times 10^5$ /g	Type-2	$1.0 \times 10^6$ /g
	Type-3	$1.7 \times 10$ /g	Type-3	$9.8 \times 10^2$ /g
	Type-4	-	Type-5	$1.9 \times 10^6$ /g
사상균	Type-1	$2.3 \times 10^6$ /g	Type-1	$8.0 \times 10^7$ /g
	Type-2	$1.7 \times 10^4$ /g	Type-2	$6.2 \times 10^5$ /g
	Type-3	$3.6 \times 10^3$ /g	Type-3	$2.6 \times 10^5$ /g
방선균	Type-1	$3.7 \times 10^4$ /g	Type-1	$2.7 \times 10^4$ /g
	Type-2	$9.0 \times 10^3$ /g	Type-2	$9.8 \times 10^3$ /g
	Type-3	$2.3 \times 10$ /g	Type-3	$7.0 \times 10^3$ /g
			Type-4	$5.3 \times 10^3$ /g

\* - : 균의 특성상 CFU 측정 불가

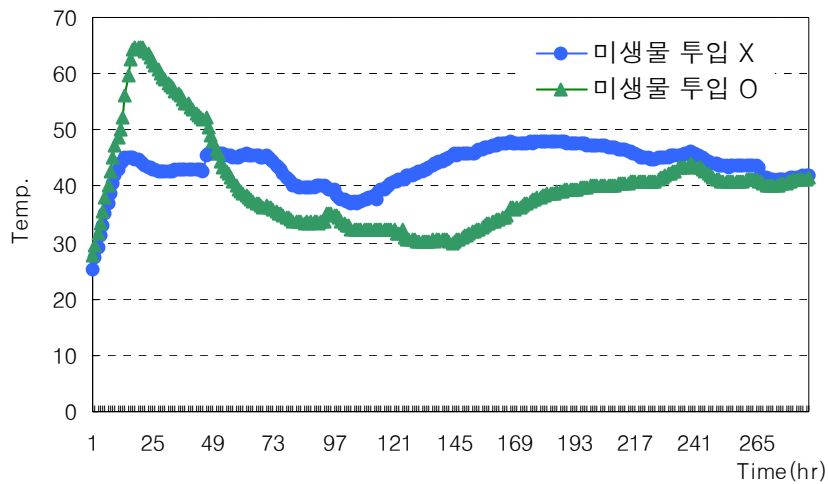


그림 11. 부숙 촉진 미생물 투입여부에 따른 부숙온도 변화도

표 7. 부숙촉진용 첨가소재 투입 여부에 따른 이화학 특성

항목	시료	제품기준	부숙 전	부숙 후	
				미생물 불투입	미생물 투입
함수율			66.76	38.12	27.72
유기물	25%이상		56.84	43.26	45.83
pH			6.83	6.14	6.05
C/N	50%이하		21.72	19.09	15.11
C(%)			41.27	37.80	38.11
H(%)			5.83	5.07	5.12
N(%)			1.90	1.98	2.52
P(mg/kg)			17,115.69	10,746.56	11,329.69
S(mg/kg)			13,013.46	8,577.29	8,859.34
Cu(mg/kg)	500mg/kg이하		197.73	238.57	245.80
Cr(mg/kg)	300mg/kg이하		65.18	39.53	20.52
Cd(mg/kg)	5mg/kg이하		2.26	2.63	2.54
Pb(mg/kg)	150mg/kg이하		38.67	43.71	47.34
As(ppb)	50mg/kg이하		0.32	0.32	0.07
Hg(ppb)	2mg/kg이하		10.90	7.49	9.84
Na(mg/kg)			200.40	254.86	266.44
Mg(mg/kg)			1,665.18	2,357.72	2,344.44
Mn(mg/kg)			891.85	1,036.71	1,006.23
Zn(mg/kg)			437.15	522.82	516.92
Al(mg/kg)			21,966.07	12,056.40	12,057.35
Ca(mg/kg)			21,572.18	17,729.51	19,806.78
Fe(mg/kg)			13,988.57	8,258.67	8,181.85
K(mg/kg)			3,186.48	3,089.07	2,392.70
Sr(mg/kg)			72.88	88.34	88.40
Co(mg/kg)			32.79	27.11	27.22
Ni(mg/kg)			24.25	22.08	21.71
Ba(mg/kg)			254.89	326.32	325.50
B(mg/kg)			0.19	0.11	0.11
Si(mg/kg)			272.79	228.26	231.44

다. 최적 야적 부숙 공정 개발

실험 결과 총 부숙 기간은 약 30일이었으며 부숙기간 중 총 뒤집기 횟수는 6회 실시하였으며, 야적 부피 35ℓ의 경우는 주변으로 부숙온도를 빼앗겨 부숙이 제대로 이루어지지 못하였으나 60ℓ의 경우 적정 부숙이 이루어졌으며 이를 볼 때 최소 야적 부피는 60ℓ 이상이 되어야 적합한 것으로 판단된다. 야적 공정 중 온도변화 및 부숙 전·후의 이화학적 특성(온도변화, 질소, 탄소, 인, 황, 유기물, 함수율, 침출수 pH, C/N비)을 조사한 결과 부숙공정 및 제품 기준을 모두 만족하였다(그림 8, 그림 9, 표 6)



그림 8. 야적 공정도

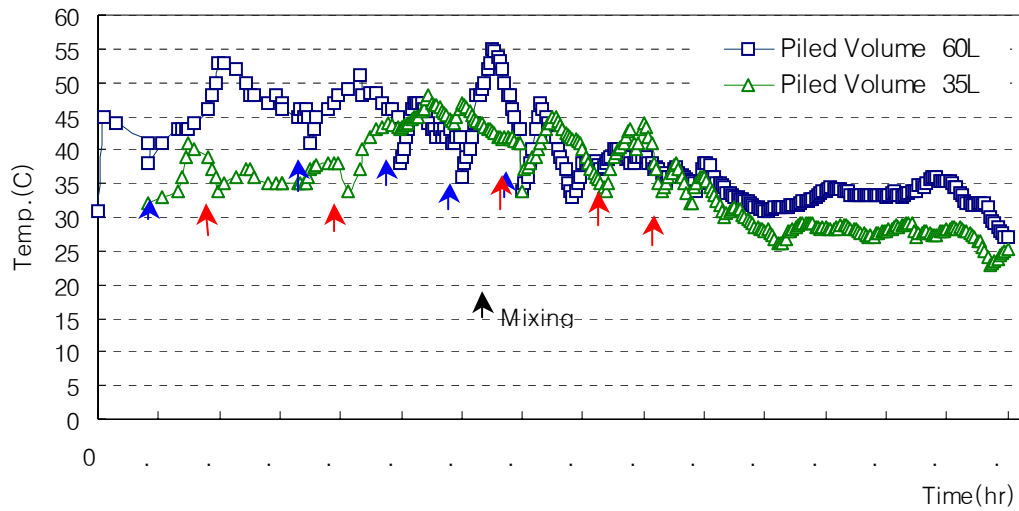


그림 9. 야적 부피별 부숙온도 변화도

라. 부숙토 대량생산을 위한 적정 공기공급량 조사

공기 공급량이 100ml air/ ℓ · min 인 경우 최고 부숙온도는 67.1℃이며, 공기 공급량이 200ml air/ ℓ · min 인 경우는 최고 부숙온도는 62.0℃로 나타났다. 부숙온도 변화 관찰 결과 공기 공급량 100ml air/ ℓ · min 경우 부숙공정 총 소요기간은 약 40일로 나타났으며, 공기 공급량이 200ml air/ ℓ · min 인 경우 소요기간은 약 30일로 나타났다. 공기 공급량이 200ml air/ ℓ · min 인 경우는 후 부숙으로 진행 될수록 실온보다 낮게 나타나는 이유는 많은 양의 공기가 공급되어 오히려 부숙온도를 낮추는 것으로 추정된다. 빠른 부숙 온도 상승과 급격한 온도 하락 후 간헐적으로 최고 45.0℃에 이르는 온도변화를 보여주는데 이것은 쉽게 분해되는 유기물이 많은 부숙 초기 반응 후 기질이 고갈되어 미생물 활성이 떨어진 것으로 판단된다. 간헐적 온도 상승은 중 · 고온성 미생물들의 고분자 유기물의 지속적인 분해를 통한 온도 상승으로 판단된다. 부숙 초기에는 많은 양의 공기가 필요하지만 부숙이 진행됨에 따라 부숙토 부피가 감소하므로 이에 맞도록 공기량을 줄여주어야 할 것으로 판단된다. 공기 공급량에 따른 부숙온도 변화 실험결과 전반적으로 온도 변화 경향은 비슷하게 나타났다. 부숙반응기의 공기공급량의 변화량에 따른 온도 변화 실험결과 부숙토 1 ℓ 기준으로 100ml/min과 200ml/min 각각 공기 공급 시 모두 정상적으로 부숙이 이루어졌으나 부숙 초기 함수율이 67%정도로 높은 경우에는 공기량이 많을수록 부숙기간이 약 10일정도 단축되는 것을 알 수 있다(그림 14).

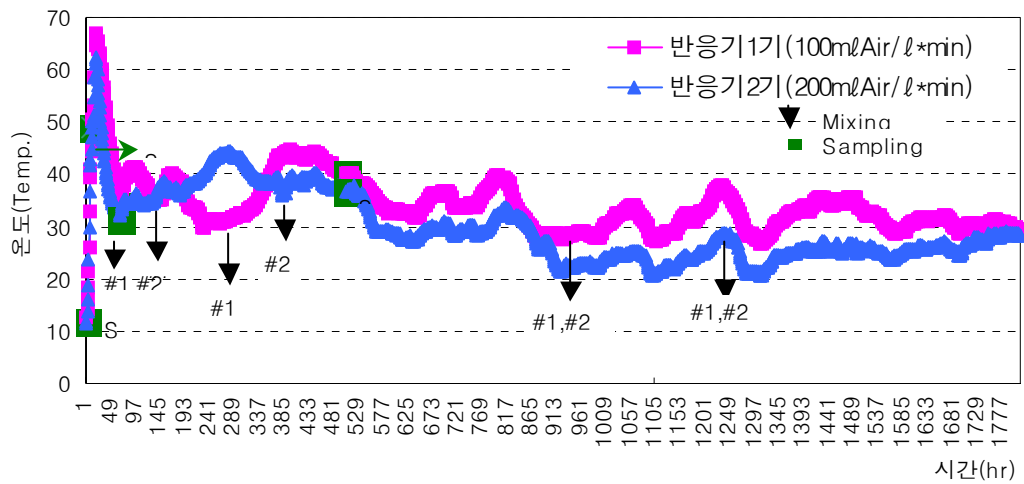


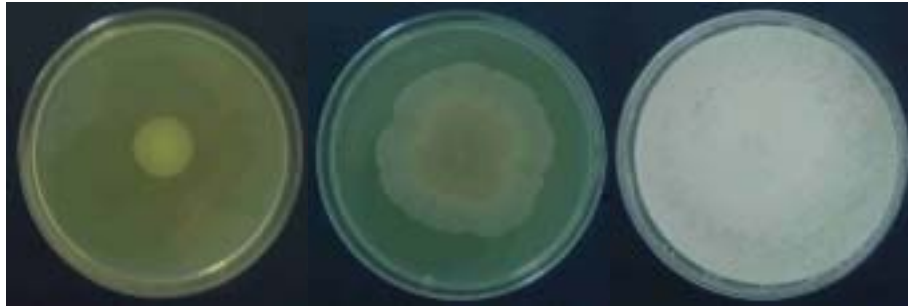
그림 14. 부숙반응기 공기 변화량에 따른 온도 변화도

표 8. 야적공정의 부숙 전·후의 이화학적 특성

항목	시료	제품기준	부숙 전	부숙 후
함수율			68.79	43.54
유기물		25%이상	55.81	44.97
pH			7.19	6.31
C/N		50%이하	17.56	13.14
C(%)			33.05	34.12
H(%)			4.66	4.75
N(%)			1.88	2.60
P(mg/kg)			13,383.99	9,171.57
S(mg/kg)			8,430.21	6,996.61
Cu(mg/kg)		500mg/kg이하	162.20	280.45
Cr(mg/kg)		300mg/kg이하	49.61	29.80
Cd(mg/kg)		5mg/kg이하	2.99	3.47
Pb(mg/kg)		150mg/kg이하	52.58	52.35
As(ppb)		50mg/kg이하	1.58	ND
Hg(ppb)		2mg/kg이하	20.87	11.86
Na(mg/kg)			114.22	278.33
Mg(mg/kg)			2,102.27	2,555.53
Mn(mg/kg)			1,015.31	1,437.90
Zn(mg/kg)			613.89	744.64
Al(mg/kg)			38,463.36	12,376.63
Ca(mg/kg)			12,079.79	13,568.57
Fe(mg/kg)			18,178.52	8,011.74
K(mg/kg)			4,011.53	2,128.11
Sr(mg/kg)			83.47	115.79
Co(mg/kg)			99.74	53.98
Ni(mg/kg)			59.11	37.61
Ba(mg/kg)			211.00	420.91
B(mg/kg)			47.87	0.42
Si(mg/kg)			ND	221.19

#### 마. 톱밥(cellulose)분해 균주 투입에 따른 부숙촉진탐색

원 슬러지의 수분함량이 매우 높아(90%이상) 투입되는 톱밥의 양이 많은(톱밥 70%이상 첨가 시) 경우 각 부숙기간별(온도별)로 선발한 미생물 중 중·고온성 미생물들을 중심으로 선발한 우점종과 톱밥분해 균주를 혼합소재인 전체 톱밥 투입량의 약 5%에 미생물을 증식시켜 부숙초기에 투입하여 부숙온도 변화와 부숙공정 및 이화학적 특성(유기물, 함수율, pH, C/N)을 조사한 결과는 그림 15, 그림 16과 표 9와 같다. 중·고온성 미생물에 cellulose 분해 미생물 미 투입 및 투입에 따른 이화학적 특성 분석 결과 함수율은 cellulose 분해 미생물 미 투입 경우는 62.36%에서 45.53%로 감소하였으며 유기물 함량은 65.57%에서 26.29%로 변화하였다. Cellulose 분해 미생물 투입한 경우 함수율은 61.36%에서 42.61%로 감소하였으며, 유기물 함량은 51.86%에서 25.92%로 감소한 것으로 나타났다. 부숙 전 C(%)함량은 각각 36.64%와 33.88%로 분석되었으며 부숙 후 29.98%와 31.26%로 감소하였다. 이러한 결과를 볼 때 톱밥 70%이상으로 다량 첨가된 경우에도 두 처리구(중·고온성 미생물+ cellulose 분해 미생물 미 투입, 중·고온성 미생물+ cellulose 분해 미생물 투입) 모두 부숙토 제품기준을 만족하였으며, 고온성 미생물에 cellulose 분해 미생물을 첨가하여 처리한 경우는 2차 발효과정에서의 높은 발열반응(50℃이상)으로 인하여 최종 부숙토의 함수율이 낮아졌으며 30일 이후부터의 후 부숙 과정에서도 40℃정도의 높은 부숙온도가 유지되어 식물체가 쉽게 이용할 수 있는 보다 양질의 유기물을 생성할 것으로 판단된다. 온도 변화 그래프(그림 16)에서 보는바와 같이 전체 부숙기간은 약 60일로 톱밥 투입량이 상대적으로 낮은 (톱밥 30%) 부숙공정과 비교 시 약 2배정도 부숙기간이 길어졌으나 lignin이 주성분인 난분해성 첨가제(톱밥)와 다량 혼합 시(70%이상)에도 톱밥분해 균주 첨가로 고품질의 부숙토를 생산할 수 있음을 알 수 있었다.



세균

사상균

Cellulose 분해균주

그림 14. 부숙과정에 투입한 중·고온성 미생물과 톱밥(cellulose) 분해 균주

표 9. 중·고온성 미생물에 cellulose 분해 미생물 투입여부에 따른 이화학적 특성

항목	시료	중·고온성 미생물 + Cellulose 분해 미생물 불투입		중·고온성 미생물 + Cellulose 분해 미생물 투입	
		전	후	전	후
함수율(%)		62.36	45.53	61.36	42.61
유기물(%)		65.57	26.29	51.86	25.92
pH		6.92	6.72	6.84	6.45
C/N		20.02	11.15	12.26	11.42
C(%)		36.64	29.98	33.88	31.26
N(%)		1.83	2.69	2.76	2.38

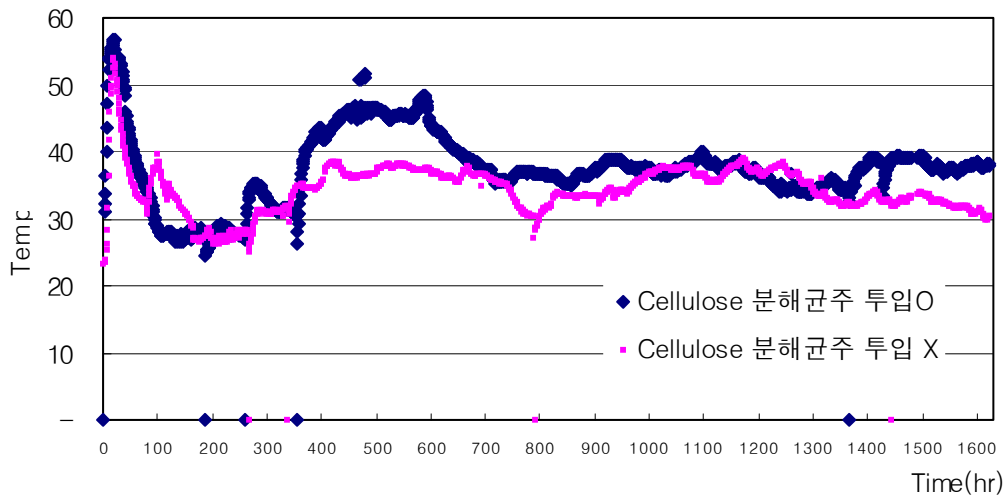


그림 16. 부숙 촉진 미생물 투입여부에 따른 부숙 온도 변화도

바. 토양개량제 최적 생산 공정 확립

그림 17, 18에 앞의 부숙공정 연구 결과에 근거하여 토양개량제 생산시설 및 대량 생산의 공정을 개발하였다.

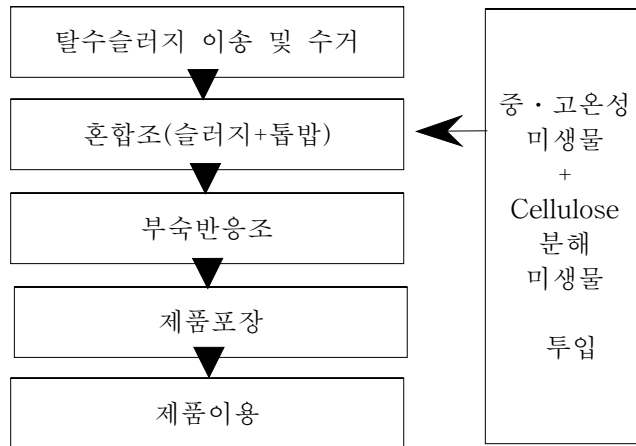


그림 17. 토양개량제 생산시설 공정 개요도



각 공정의 생산시설로의 기능 및 역할로는 하수처리장에서 탈수 하수슬러지를 수거하여 혼합조에서 하수슬러지와 중·고온성 미생물과 톱밥(cellulose)분해 균주를 부숙토 혼합소재인 톱밥에 전체톱밥 투입량의 약 5%에 미생물을 증식시켜 부숙초기에 투입하여 적정 혼합비율(초기함수율이 65~67%)로 혼합한다.

부숙반응조의 하단에서의 공기공급은 강제주입방식으로 1차부숙에 부숙토 1ℓ 기준 각각 0.2ℓ air/min으로 공급하며 부숙이 진행됨에 따라 부숙토 부피가 감소하므로 부숙 적정온도를 유지하기 위하여 2차부숙에서는 부숙토 1ℓ 기준 각각 0.1ℓ air/min으로 공기량을 줄여주어 운전한다. 혼합조에서 투입된 중·고온성미생물과 cellulose 분해 미생물이 부숙반응조에서 65℃이상의 고열을 발생하며 유기물을 분해하여 수분제거와 안정된 부숙과정을 거치면 후부숙조로 이송되어 토양개량제로서 취급이 용이하도록 포장작업을 거친다.

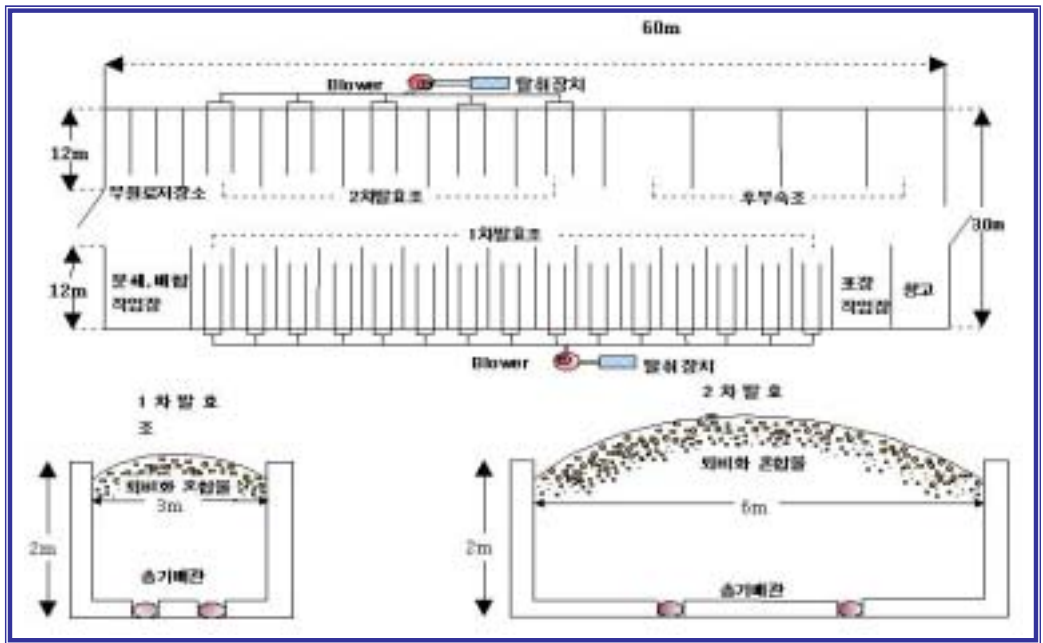


그림 18. 토양개량제 생산시설 작업 공정도

그림 18에는 하수슬러지를 매일 100ton 가량 처리할 능력이 있는 토양개량제 대량 생산 작업의 공정을 제시하였다. 총 부숙기간을 약 2개월로 계획하여 부지면적은 30m×60m에 전처리장, 1차·2차 발효조, 후부숙조 및 제품포장 처리 작업장 등을 설

제한 작업 공정도(flow sheet)를 보여준다. 1차 발효조는 15등분으로 나뉘져 한 cell에 1일분의 혼합물 90m<sup>3</sup>(슬러지 함수량 80%, 톱밥혼합비 50%기준)까지 적재할 수 있도록 설계되었다. 최종 cell의 적재작업이 완성될 때 최초 Cell의 부속토는 15일간에 1차 발효가 마무리 되어 2차 발효과정으로 들어가게 된다. 2차 발효조는 5개의 cell로 구성되어 각 cell에 1차 발효조 3개 cell의 재료 180m<sup>3</sup>까지 넣을 수 있게 설계되었으며 이는 1차 발효과정에서 부속되어 30~40%부피 감소량을 고려하여 설계한 것이다.

2차 발효조에서 15일간 처리된 후 반제품은 후부속조로 이송되어 완숙될 때까지 머무른 다음 분쇄, 체질, 포장작업을 거치게 된다.

1차 발효조와 2차 발효조는 각각 바닥에서 공기를 공급하는 다공성 파이프에 송풍기(blower)와 연결되도록 설계되었으며 발효과정에 필요한 산소공급과 통풍을 순조롭게 하기위해서 부속토의 높이를 약 1.5~2.0m정도로 야적하도록 설계하였다. 1차 발효조의 공기 공급량은 단일 부속토 부피당( $\ell$ ) 0.2  $\ell$  air/min으로, 2차 발효조에는 0.1  $\ell$  air/min 정도로 부속 온도저하를 방지하기 위하여 공기 공급량을 초기보다 50%줄여 공급하고 정기적으로 뒤집기를 1차 발효와 2차 발효 공정 시에는 각 15일에 1회, 후부속 공정 시에는 30일간 1회 시행하도록 설계하였다. 또한 부속과정 중의 악취 및 가스를 발생하므로 1차 발효조와 2차 발효조에 탈취장치를 장착하였다.

#### 사. 토양개량제 생산시 부속공정 경제성 평가

매월 슬러지 100ton 처리 시 경제성 평가와 경제성 분석 결과를 표 10 및 그림 19와 같이 제시하였다.

위와 같은 경제성 분석 결과 월 총 수입 8,500천원에서 월 총 지출액 370천원으로 월별 순이익이 8,130천원으로 약 18개월 후 시설 설치비 회수가 가능한 것으로 분석되었다.

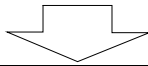
표 10. 토양개량제 대량 생산시 경제성 평가

구분	적요	비고
슬러지발생량	100ton/월	-
시설 설치비	150,000천원	부지구입비 별도(지자체 제공)
운영비	전력비	3,800천원/월 380V - 300kW
	용수사용료	- 지자체 제공 -> 55ton/월
	증장비 사용료	9,000천원/월 장비임대
	부숙촉진미생물 제제	15,000천원/월 3,000ℓ/월 소요
	톱밥구입비	2,800천원/월 56m³/월 소요
	인건비	6,000천원/월 2인
<b>톤당 처리비</b>	<b>370천원/월</b>	

슬러지 처리수익금 : 100ton/월 × 40 천원 = 4,000천원 / 월

+

슬러지 처리단가 : 370천원 / 월



토양개량제 판매수입금 : 100천원 / m³ × 45 m³ / 월 = 4,500천원 / 월

그림 19. 토양개량제 대량 생산시 경제성 분석

## 제 5 장 Phytoremediation 효과 검증

f

협동연구기관명 : 순천대학교

협동연구책임자 : 허 재 선

연 구 원 : 오 순 옥

연 구 원 : La Van Vuong

## 제 1 절 광산 피해지 토양의 특성 조사

### 1. 석탄 폐광지 토양의 이화학적 특성

#### 가. 연구 수행 방법

2001년 10월 중순에 태백시 함백산 근처의 석탄폐석더미 (그림 1)에서 석탄토양 (깊이 15cm 이내)을 채취하여 이용하였다. 풍건 시킨 토양을 2mm sieve를 이용하여 분리하여 이화학적 특성 분석을 실시하였다. 이화학적 분석은 농촌진흥청 분석법에 준하여 pH(1:5 H<sub>2</sub>O), 인산, 황, 질소, 치환성양이온(1N-NH<sub>4</sub>OAc 치환 침출법), 양이온치환용량(1N-NH<sub>4</sub>OAc 치환 침출법), 중금속(0.1N HCl 침출법)을 측정하였다.



그림 1. 강원도 태백시 함백산 근처의 석탄 폐광지 토양채취

#### 나. 연구 수행 결과

태백시 함백산 인근의 석탄 폐석더미 토양의 이화학적 특성은 표 1에 나타난 것처럼 일반미생물과 식물생육에 매우 부적합한 것을 알 수 있다. 토양 산도는 pH 4.5

정도로 매우 낮으며, 치환성 양이온들의 농도가 일반 산림토양이나 경작지 토양에 비하여 현저하게 낮은 것을 볼 수 있다. 이렇게 낮은 양이온 치환성 양이온 농도 때문에 양이온치환 용량의 대부분이 수소이온에 의해 결정되고 있으며 1N-KCl로 측정된 pH 4.0 이하의 잠산성이 이를 잘 설명해 주고 있다. 미생물과 식물생장에 필요한 양이온이 절대적으로 부족하며 상당부분이 용탈되어 있음을 알 수 있다. 또한 인이나 질소농도도 매우 낮으며 가용성 질소와 인의 농도는 일반 토양에 비하여 50배 이상 낮은 것으로 조사되었다. 반면에 황, 특히 가용성 황의 농도는 일반산림토양에 비하여 3-5배정도 높게 조사되어 토양산성화의 원인 중의 하나로 사려된다. 중금속의 경우 다른 광산지역이나 산림지역의 토양에 비하여 낮게 나타났지만 Al의 경우 높게 조사되어 미생물과 식물생육에 독성을 유발할 수 있을 것으로 여겨진다.

표 1. 폐석더미 토양의 이화학적 특성

pH		EC	CEC	Exchangable cations (cmol <sup>+</sup> /kg)					
H <sub>2</sub> O	1N-KCl	(dS/m)	(cmol <sup>+</sup> /kg)	K	Ca	Mg			
4.52	3.99	0.382	6.53	0.107	0.230	0.067			
Total P	Av. P <sub>2</sub> O <sub>5</sub>	Total S	Av. SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup>	Total N	NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>	NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>			
mg/kg		mg/kg		%	mg/kg				
307	2.14	1592	173.6	0.17	3.5	0.7			
Ni	Cr	As	Fe	Mn	Cu	Zn	Cd	Pb	Al
----- mg/kg -----									
ND	0.098	0.04	71.07	0.61	0.80	0.37	ND	4.40	197.3

N.D : 불검출

## 2. 석탄 폐광지 토양의 토양 미생물상 및 활력도 조사

### 가. 연구 수행 방법

#### 1) 석탄 폐광지 토양의 미생물상 및 밀도

가) 2001년 10월 중순에 태백시 함백산 근처의 석탄폐석더미에서 복원용으로 복토한 일반토양(top-soil, 10cm)과 복토 하층의 석탄토양(2mm sieve 통과 토양)을 이용하여 미생물상 및 밀도를 조사.

나) 일반토양과 석탄토양 10g을 100ml의 멸균수에 넣고 30분 동안 진탕시킨 후 상등액 일정량을 취하여 serial dilution을 실시하여 도달하고 25℃에서 2 - 10일 동안 배양

다) 일반세균은 NA(Nutrient Agar)배지, 곰팡이는 Rose bengal 배지, 방선균은 방선균 선별배지를 이용하여 형성된 colony 계수 실시

라) 질산환원균, 탈질균은 멸균수 100ml에 토양 1g을 첨가한 후 1시간 동안 진탕 배양한 후 선별배지를 이용하여 30℃에서 10-15일 배양 후 MPN법을 이용하여 계수 실시

#### 2) 석탄 폐광지 토양의 미생물 활력도

##### 가) 토양미생물 호흡량 (Basal soil respiration)

토양미생물 기초호흡량은 Langer와 Günther (2001) 방법을 변형한 이산화탄소 흡수법을 이용하여 측정하였다. 풍건토양 25g(건물중 기준)을 증류수로 포화 흡습시켜 50% 정도로 적신 다음 100ml 비이커에 넣은 후에 비이커를 유리밀폐용기 (1L)에 옮겨 25℃에서 10일간 배양하였다. 배양기간동안 미생물의 호흡에 의하여 발생한 이산화탄소는 0.5M NaOH 10ml이 담겨 있는 vial에 흡수시켰다. 흡수액에 0.5M BaCl<sub>2</sub> 5ml과 phenolphthalein 지시약 몇 방울을 함께 첨가한 후 0.1N HCl로 적정하여 잔류 염기도를 측정하고 이를 미생물 기초 호흡량 ( $\mu\text{g CO}_2\text{-C g}^{-1}\text{dry soil}$ )으로 산출하였다.

##### 나) INT-Dehydrogenase activity 측정

토양 1g에 0.4% p-iodonitrotetrazolium violet(INT) 2ml를 첨가한 후 22℃에서

20시간 배양시켰다. 배양 후 methanol 10ml를 첨가하여 반응을 정지 시킨 후 1분간 잘 섞은 후 여과하여 생성된 INTF(indo-nitrophenyl formazan)의 농도를 490nm에서 측정하였다(Langer와 Günther, 2001)

다)  $\beta$ -glucosidase activity 측정

토양 1g에 0.1M malate buffer(pH 6.5) 4ml와 0.025M p-nitrophenyl -D-glucopyranoside(PNG) 1ml를 첨가한 후 37°C water bath에서 90분간 배양하였다. 배양 후 2°C에서 15분간 식힌 후 0.5M CaCl<sub>2</sub> 1ml와 0.1M THAM-NaOH(pH 12) 4ml를 첨가하여 15분간 원심분리 하였다. 용액을 여과하여 398nm에서 방출된 p-nitrophenol을 측정하였다 (Garcia-Gil *et al.*, 2000)

라) Phosphatase activity 측정

토양 1g에 0.1M malate buffer(pH 6.5) 4ml와 0.025M p-nitrophenyl phosphate disodium 1ml를 첨가한 후 37°C water bath에서 90분간 배양하였다. 배양 후 2°C에서 15분간 식힌 후 0.5M CaCl<sub>2</sub> 1ml와 0.5M NaOH 4ml를 첨가하여 15분간 원심분리 하였다. 용액을 여과하여 398nm에서 방출된 PNP를 측정하였다(Garcia-Gil *et al.*, 2000).

마) Xylanase activity 측정

토양 5g에 2M acetate buffer 15ml와 Xylan substrate solution 15ml를 첨가한 후 50°C에서 24시간 동안 배양하였다. 배양 후 여과하여 여과액을 40배(일반토양은 40배, 석탄토양은 30배)로 희석하였다. 희석액 1ml에 Anhydrous sodium carbonate (A) 1ml과 Potassium ferric hexa-cyanide (B) 1ml를 첨가한 후 마개하여 100°C에서 15분간 끓였다. 20°C에서 5분간 식힌 후 reagent C 5ml를 첨가하여 20°C에서 60분간 반응시켜(연두색→청색) 690nm에서 측정하였다(Kandeler *et al.*, 1999).

바) Invertase activity 측정

토양 5g에 2M acetate buffer 15ml와 Sucrose solution(1.2%, w/v) 15ml를 첨가한 후 50°C에서 3시간 배양하였다. 배양액을 30배(일반토양은 30배, 석탄토양은 20배)로 희석하였다. 희석액 1ml에 Anhydrous sodium carbonate(A) 1ml와 Potassium ferric hexa-cyanide(B) 1ml를 첨가한 후 마개하여 15분간 100°C로 끓였다. 20°C에서 5분간 식힌 후 reagent C 5ml를 첨가하여 20°C에서 60분간 반응시켜(연두색→청색) 690nm에서 측정하였다(Kandeler *et al.*, 1999).



사) Arylsulfatase activity 측정

토양 1g에 0.5M acetate buffer(pH 5.8) 4ml와 0.025 p-nitrophenyl sulfate 1ml를 첨가한 후 37°C에서 60분간 배양하였다. 배양 후 0.5M NaOH 4ml와 0.5M CaCl<sub>2</sub> 1ml를 첨가하여 원심분리 하였다. 용액을 여과한 후 420nm에서 측정하였다(Langer와 Günther, 2001).

아) Urease activity 측정

토양 1g에 0.1M phosphate buffer(pH 7) 4ml와 1M urea 1ml를 첨가한 후 37°C water bath에서 90분간 배양하였다. 배양 후 10분간 원심분리 하였다. 상층액 5ml에 ammonia adjusting buffer 50 $\mu$ l를 첨가하여 Ammonia electrode를 이용하여 발생한 암모니아의 농도를 측정하였다(Trasar-Cepad *et al.*, 1998).

자) Protease activity 측정

풍건토양 1g에 0.1M phosphate buffer(pH7) 4ml과 0.03M Benzoylarginamide (BAA) 1ml를 첨가하고 water bath(37 °C)에서 90분간 배양한 후 10분간 원심분리하였다. 상층액 5ml에 ammonia adjusting solution 50ul를 첨가하여 ammonia electrode로 상층액 내의 암모니움 이온 농도를 측정하였다(Trasar-Cepad *et al.*, 1998).

나. 연구 수행 결과

1) 석탄 폐광지 토양의 토양미생물상 및 밀도 조사

일반토양에 비하여 석탄토양의 경우, 미생물의 밀도가 매우 낮은 것으로 나타났다(표 2). 일반세균, 곰팡이, 방선균의 경우 100배 이상 밀도가 낮았고, 질산환원균의 경우 약 3배정도 밀도가 낮았으며, 탈질균의 경우 석탄토양에서는 검출되지 않았다. 석탄토양은 토양생태계에서 주요 구성자이며 분해자인 미생물의 절대 밀도가 일반토양에 비하여 월등히 낮아 물질순환 및 식물체에 대한 영양원 공급이 원활히 일어나지 않을 뿐만 아니라 입단 형성과 같은 미생물에 의한 토양의 물리, 화학적 작용이 매우 느리게 진행되거나 미미할 것으로 여겨진다. 이는 미생물의 먹이가 될 수 있는 가용성 유기물이 절대적으로 부족하기 때문이며, 인위적인 유기물 공급을 통하여 석탄토양의 생물생산성 증대가 충분히 가능할 것으로 여겨진다.

표 2. 일반표토(top-soil)와 폐석탄토양(coal waste dump soil)의 일반세균, 사상균(곰팡이), 방선균, 질산환원균(NRB) 및 황산환원균(DNB)의 밀도

	Bacteria	Fungi	Actinomycetes	NRB	DNB
	Colony forming units(CFU)/ g soil			cells/ g soil	
Top-soil	$5.43 \times 10^7$	$1.10 \times 10^5$	$2.23 \times 10^6$	$2.95 \times 10^4$	$2.50 \times 10^3$
Tailings	$3.23 \times 10^5$	$2.25 \times 10^3$	$9.00 \times 10^4$	$9.95 \times 10^3$	-

## 2) 석탄폐광지 토양의 토양미생물 활력도 조사

토양 내 미생물의 활력도를 평가할 수 있는 여러 효소 활성을 조사한 결과(표 3), 석탄토양에서의 효소활성이 일반 산림토양에 비하여 현저히 낮은 것으로 조사되었다. 특히  $\beta$ -glucosidase와 arylsulfatase의 효소활성은 본 조사에서 채택한 방법으로는 검출되지 않을 정도로 효소 활성이 미미한 것으로 나타났다. 탄소대사나 질소대사에 관여하는 미생물의 효소활성이 낮은 것은 석탄토양 내에 쉽게 가용할 수 있는 영양원(가용성 유기물)이 절대적으로 부족하기 때문이며, 이러한 가용성 유기물 부족으로 인한 미생물 활력도 저하는 토양 내에서의 물질 순환에 영향을 미치게 되므로 정상적인 식물생장을 기대하기가 어렵다고 하겠다. 그러므로 식물체를 이용한 석탄토양 복원을 위해서는 물질순환과 영양학적 측면에서 인위적인 유기물 공급이 절대적으로 필요하다고 하겠다.

표 3. 일반표토(top-soil)와 폐석탄 토양(coal waste dump soil)의 미생물 효소 활성

Enzyme activities	Top-soil	Tailings
INT-Dehydrogenase ( $\mu\text{g INTF/ g soil/ hr}$ )	$0.75 \pm 0.07$	$0.10 \pm 0.05$
Xylanase ( $\mu\text{mol glucose/ g soil/ hr}$ )	$0.69 \pm 0.04$	$0.19 \pm 0.02$
Invertase ( $\mu\text{mol glucose/ g soil/ hr}$ )	$1.56 \pm 0.05$	$0.17 \pm 0.01$
$\beta$ -glucosidase ( $\mu\text{g p-nitrophenol/ g soil/hr}$ )	$106.1 \pm 4.51$	-
Phosphatase ( $\mu\text{g p-nitrophenol/ g soil/hr}$ )	$303.7 \pm 18.3$	$28.1 \pm 1.8$
Arylsulfatase ( $\mu\text{g p-nitrophenol/ g soil/hr}$ )	$141.7 \pm 2.57$	-
Protease ( $\mu\text{mol NH}_4^+ / \text{g soil/ hr}$ )	$899.8 \pm 52.2$	$23.4 \pm 1.5$
Urease ( $\mu\text{mol NH}_4^+ / \text{g soil/ hr}$ )	$526.5 \pm 4.4$	$16.5 \pm 1.5$

## 제 2 절 부숙 오니 시비의 효과 검증

### 1. 토양개량제 첨가에 따른 성장 촉진 효과

#### 가. 연구 수행 방법

코엔바이오에서 시제품으로 개발한 농산촌 하수오니를 이용한 부숙퇴비에 의한 식물독성 및 성장과 적정 혼합비에 대한 예비실험을 내성이 강하고 뿌리 발달이 잘 되는 갯을 이용하여 실시하였다(그림 2). 현장 적용에서 부숙오니 공급시 석탄 토양과 균일한 혼합을 실시하는 것이 거의 불가능 할 것으로 여겨져 포트의 하층부(용적비 50% 해당)에는 석탄 토양을 상층부(용적비 50% 해당)에는 부숙토와 peat를 75%:25% (v/v), 50%:50%, 25%:75%와 0%:100% 비율로 조제하여 갯의 유묘를 정식한 후 45일간 재배하여 갯의 성장 분석과 잎과 뿌리에 흡수된 중금속 농도를 측정하였다. 또한 실험 종료 후 상층부 혼합토양, 하층부 석탄토양의 미생물 활력도를 조사하여 상층부 유기물 시비에 따른 하층부 석탄토양에서의 미생물 활력 증진 유도 효과를 살펴보았으며, 상층부와 하층부 토양 내에 잔류하고 있는 중금속 함량 조사를 실시하여 부숙오니 공급에 따른 식물의 양료효과와 유해 중금속 독성 피해 발생 여부를 적정 혼합비 규명과 함께 실시하였다.

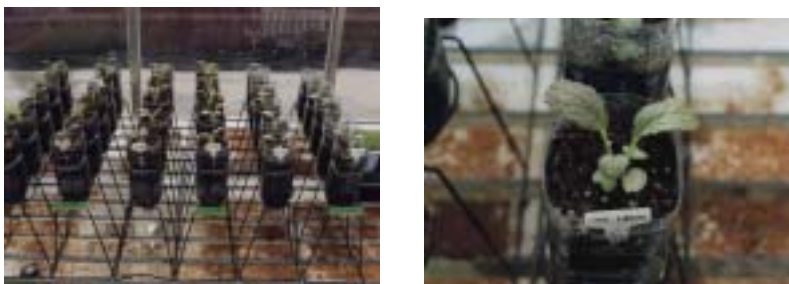


그림 2. (주) 코엔바이오에서 농산촌 하수오니를 이용하여 시제품으로 개발한 부숙

퇴비와 peat, 석탄토양을 일정비율로 섞은 혼합토양을 이용하여 부숙퇴비의 식물 독성 및 성장 효과와 적정 혼합비에 대한 예비 실험을 갖을 이용하여 실시

#### 나. 연구 수행 결과

그림 2에서 보는 바와 같이 하층부 50%(용적비 기준)에 석탄토양을 채우고 상층부 50%에 부숙오니와 peat를 부피비 기준으로 75%:25%(sludge75), 50%:50%(sludge50), 25%:75%(sludge25)와 0%:100%(sludge0) 4개의 혼합비로 이루어진 부숙오니 혼합토양에 내성식물로 알려진 갖을 45일 재배한 결과 갖의 뿌리는 모든 혼합토양의 하층부 석탄토양까지 성장하여 특별한 피해 증상 없이 자라는 것을 관찰할 수 있었다. 최종 수확 후 조사한 갖 성장 결과는 표 4에 나타나 있다. 일반적으로 부숙오니의 유기물 함량이 증가할수록 갖의 생장이 촉진되었으며 최적혼합비는 부숙오니 50% 첨가구에서 나타났다. 즉, 부숙오니 첨가에 의하여 부숙오니를 전혀 첨가하지 않은 식물체(sludge0)에 비하여 초장, 엽면적, 건물중이 모두 증가하였으며 부숙오니 50% 첨가구에서 전반적인 생장이 양호한 것으로 나타나 부숙오니 시비에 따른 양료효과가 확실하게 나타났다. 이는 표 5에서 볼 수 있듯이, 엽록소함량이나 수용성 단백질 함량과 같은 질적인 측면에서 다시 한번 입증되었다. 최종적으로 식물체 양료효과 측면에서 적정 혼합비는 25%에서 50% 수준까지인 것으로 판정되었다. 이러한 부숙오니의 식물성장 촉진 효과의 원인 규명을 토양 미생물학적 측면에서 규명하기 위하여 토양미생물 효소활성을 조사한 결과는 표 6에 나타나 있듯이, 부숙오니 첨가에 의하여 상층부의 혼합토양 및 하층부 석탄토양의 미생물 활력도가 현저하게 증가한 것을 볼 수 있었다. 전반적으로 상층부의 부숙오니와 peat 혼합토양의 미생물 효소활성은 유기물 함량이 높을수록 증가하여 토양 미생물활력은 공급한 유기물 함량에 의존적인 경향을 나타내었다. 더욱 의미 있고 흥미로운 것은 상층부에만 유기물 공급을 실시하였을 경우에도 하층부의 석탄토양 내에서 미생물 활력도가 유의할 정도로 크게 증가한 것이다. 유기물을 공급하기 전의 석탄토양의 미생물 효소활성(표 3)과 비교하여, 부숙오니와 peat를 혼합한 토양을 상층부에 배치한 경우 시간경과에 따라 하층부 석탄토양의 미생물 효소활성 증가는 우선 고분자 다당체 탄소원을 분해하는데 관여하는 xylanase의 경우 약 4배 이상의 효소활성 증가가 나타났으

며, xylanase에 의해 분해된 다당체나 배당체 탄소원 분해에 관여하는 invertase는 약 3-4배 증가하였으며,  $\beta$ -glucosidase의 효소활성은 부숙오니 공급 전에는 검출되지 않았지만 유기물 시용 후에 일반표토 토양의 효소활성의 약 2/3 수준까지 증가한 것으로 나타났다. 유기질소원 분해에 관여하는 protease나 urease는 각각 약 20배, 약 100배에서 150배정도 급격히 증가한 것을 볼 수 있었다. 유기 인산분해에 관여하는 phosphatase의 경우 거의 변화가 없었으며, 유기황 분해에 관여하는 arylsulfatases의 경우 유기물 공급 전에 검출되지 않았지만 부숙오니 공급 후에 일반표토의 약 1/2 정도로 증가한 것을 볼 수 있었다. 마지막으로 탄소원을 에너지원으로 이용하기 위한 dehydrogenase 효소활성은 약간 증가한 것으로 나타났다. 결론적으로 부숙오니를 상층부에 공급한 결과 상당부분의 용출 유기물이 하층부의 석탄토양으로 이동하여 석탄토양의 물질 순환에 미생물이 관여하기 시작하였으며, 특히 유기질소 분해 관련 효소 활성이 현저하게 증가한 것을 볼 수 있었다. 유기탄소 분해 증가도 뚜렷하였으며 특히 부숙오니 공급에 따른 유기 인산 유입은 거의 나타나지 않은 반면 유기황의 유입 증가에 따른 분해 효소 활성 증가가 뚜렷하게 나타나 전반적으로 미생물 활동도가 매우 낮은 토양에서 높은 토양으로 전환되어 생물학적 활성을 지닌 토양으로 전환되는 것을 볼 수 있었다. 이러한 결과는 궁극적으로 석탄토양의 물질 순환과 생태계 안정을 도모하여 식생복원을 통한 폐석탄 토양의 생산성 증가를 유도할 수 있는 기반을 제공할 수 있을 것으로 판단되었다.

한편 식물체를 이용한 석탄토양의 중금속 흡수와 같은 phytoremediation 효과를 살펴보기 위하여 상층부의 혼합토양과 하층부의 석탄토양 및 수확한 식물체 갖의 잎과 뿌리에 축적된 중금속 농도를 조사한 결과(표 7, 8), 부숙오니와 석탄토양의 유해 중금속 농도가 식물체 흡수를 통하여 현저하게 감소하여 식물체에 의한 토양 내 유해 중금속 저감 효과가 우수한 것으로 나타나 토양복원 효과를 충분히 기대할 수 있을 것으로 조사되었다. 표 8에서 볼 수 있듯이 부숙오니의 유해 중금속으로 Al과 Mn의 함량이 100ppm이상으로 존재하고 있으며, Zn은 약 76ppm, 그 밖의 유해 중금속으로 As, Cd, Pb이 0.3 ppm 이하로 존재하는 것으로 조사되었다. 반면 석탄토양은 Al이 240ppm, Fe이 120ppm으로 높게 나타난 반면, Cr, Cd, Pb 등은 낮은 농도로 존재하고 있다. 식물체 재배 후에 상층부 혼합토양과 하층부 석탄토양에서 Al과 Fe의 농도 감소가 나타났으며, sludge 함량이 25% 이하인 경우 감소정도가 현저하게 나타났다. 식물체 내 중금속은 잎보다 뿌리에 훨씬 높게 축적되었으며 축적정도는

첨가한 부숙오니 함량이 증가할수록 축적된 중금속의 농도도 증가하는 것으로 나타났다. 석탄토양과 부숙오니에서 유래된 유해 중금속의 상당부분이 식물체 내로 흡수, 축적되어 토양 내 중금속 저감효과가 뚜렷한 것을 볼 수 있었다.

표 4. 부숙오니 함유토양과 석탄토양의 혼합토양에서 재배한 갖의 생장 분석

Sludge (%)	생체엽중(g)	초장(cm)	총엽면적(cm <sup>2</sup> )	총엽수
75	85.07±8.48a	33.87±1.32ab	1230±102a	12.1±0.99a
50	90.43±8.56a	34.83±2.54a	1307±144a	11.7±0.95a
25	72.76±9.04a	32.30±2.08bc	9094± 85b	11.3±0.58a
0	67.78±5.16a	31.06±0.42c	974± 67b	11.3±0.49a
ANOVA	***	**	***	N.S
Sludge (%)	엽건물중(g)	근건물중(g)	총건물중(g)	엽건물중/근건물중
75	8.00±1.12a	1.96±0.61a	9.96±1.58a	4.33±1.08a
50	7.90±0.80a	1.78±0.50ab	9.69±0.83a	4.80±1.58a
25	7.59±0.72a	1.34±0.26ab	8.94±0.80a	5.80±1.29a
0	7.19±1.07a	1.26±0.25b	8.45±1.18a	5.83±1.04a
ANOVA	N.S	**	N.S(P<0.094)	N.S(P<0.083)

표 5. 부숙오니 함유토양과 석탄토양의 혼합토양에서 재배한 갖의 엽록소 함량 및 수용성 단백질 함량

Sludge (%)	엽록소 함량 (SPAD values)	수용성단백질 함량 (mg/생체중)
75	35.19±6.14a	1.07±0.05ab
50	35.49±6.41a	1.16±0.04a
25	33.60±6.45a	0.91±0.06bc
0	33.87±7.90a	0.90±0.12c
ANOVA	N.S	**

표 6. 갯을 제배한 부숙오니 함유토양과 석탄토양의 미생물 효소활성

구분	Sludge (%)	Xylanase	Invertase	Protease	Urease
		( $\mu\text{mol glucose/g soil/hr}$ )		( $\text{mmol NH}_4^+/\text{g soil/hr}$ )	
상층부 혼합토양	75	7.16b	1.61a	6.32a	21.15a
	50	5.96a	1.85b	3.09b	13.53b
	55	8.19c	2.35c	1.87c	6.05c
	0	5.71a	1.91b	1.46c	3.00c
	ANOVA	**	***	***	***
하층부 석탄토양	75	0.77a	0.41a	0.445a	1.75a
	50	0.81a	0.81c	0.430a	2.27a
	55	0.73a	0.52b	0.481a	1.21a
	0	0.85a	0.63a	0.444a	1.50a
	ANOVA	N.S	***	N.S	N.S
		$\beta$ -glucosidase	Phosphatase	Arylsulfatase	Dehydrogenase
		( $\mu\text{g P-nitrophenol/ g soil/hr}$ )		( $\mu\text{g INTF/g /hr}$ )	
상층부 혼합토양	75	364.3a	60.72a	426.5a	2.54a
	50	297.4b	64.41a	305.7b	2.59a
	55	235.3c	55.46b	177.1c	1.86ab
	0	182.6d	51.62b	50.6d	1.26c
	ANOVA	***	**	***	*
하층부 석탄토양	75	82.49a	24.27a	77.0ab	0.16a
	50	64.19b	32.92b	103.3a	0.10b
	55	70.02b	45.14c	29.3b	0.04c
	0	81.49a	31.59b	58.4ab	0.09b
	ANOVA	**	***	N.S(P<0.058)	N.S

표 7. 갯을 재배한 부숙오니 혼합토양과 석탄토양에서의 유해 중금속 함량

구 분	mg/kg									
	Al	Cr	As	Fe	Mn	Cu	Zn	Cd	Pb	
상층부 혼합토양	75	62.0	-	-	1.57	116.8	1.59	76.88	0.25	-
	50	68.4	-	-	2.00	63.3	0.82	45.51	0.14	-
	55	50.7	-	-	1.67	18.4	0.46	8.80	0.02	-
	0	19.8	-	-	2.99	10.0	0.29	2.45	0.003	-
	ANOVA	N.S			N.S	***	*	***	***	
하층부 석탄토양	75	254.5	0.09	-	125.5	9.16	4.65	4.32	0.02	1.99
	50	273.0	0.12	-	132.9	4.98	4.07	1.63	0.01	2.20
	55	120.6	-	-	50.4	1.76	1.23	-	0.003	3.19
	0	142.0	-	-	75.0	1.69	2.07	-	0.003	1.98
	ANOVA	***	**		***	**	***	*	***	***
부숙오니	129.6	-	0.130	3.80	126.7	3.70	76.60	0.29	0.002	
석탄토양	241.0	0.08	0.012	120.0	0.6	1.43	0.19	0.005	3.015	
Peat	97.8	-	-	8.17	15.8	-	7.67	-	-	

표 8. 부숙오니 혼합토양과 석탄토양에서 재배한 갯의 부위별 유해 중금속 함량

	mg/kg									
	Al	Cr	As	Fe	Mn	Cu	Zn	Cd	Pb	
지상부(엽)										
Sludge 75	6.52	0.003	-	6.31	6.87	1.01	18.59	-	-	
Sludge 50	9.06	0.003	-	7.28	6.55	1.01	19.61	-	-	
Sludge 25	10.36	-	-	7.26	7.31	0.78	12.30	-	-	
Sludge 0	11.00	-	-	6.48	8.28	0.68	6.72	-	-	
ANOVA	N.S			N.S	*	**	***			
지하부(뿌리)										
Sludge 75	1127	3.21	0.11	394.6	68.92	12.47	29.14	0.01	0.71	
Sludge 50	579	1.60	-	219.8	23.09	9.08	19.04	0.003	0.18	
Sludge 55	365	1.26	-	165.1	10.58	2.50	8.85	-	-	
Sludge 0	172	0.70	-	81.5	4.34	2.69	4.14	-	-	
ANOVA	***	**		***	***	***	***	***	***	



## 2. 토양개량제 첨가에 따른 내성수목의 성장 촉진 효과

### 가. 연구 수행 방법

코엔바이오에서 시제품으로 개발한 농산촌 하수오니를 이용한 부숙퇴비 첨가에 의한 광해지 선발 내성수목인 박달과 거제수의 성장, 토양미생물 활력도 증진 효과 및 유해 중금속 제거에 의한 phytoremediation 효과를 조사하였다. 국립산림과학원에서 분양 받은 내성 수목인 박달나무와 거제수 나무의 1년생 유묘를 이용하여 현장에서 부숙오니를 공급하는 방법을 고려하여 그림 2에서 보는 것과 같이 두 가지 시비 방법을 실시하였다. 석탄토양과 부숙오니, 일반 황토를 위와 표 9에 제시된 비율로 조제하고 group I은 하층부에 석탄토양을, 상층부에 부숙오니와 황토의 혼합토양을 분리하여 재배하는 실험(separation)이며 group II는 하층부와 상층부의 구별 없이 전체를 혼합한 토양에 재배하였다(mixing). 6개월 재배 후에 수목 성장과 토양미생물 활력도를 조사하였으며 침출수 내의 양료 원소와 중금속을 조사하였다.

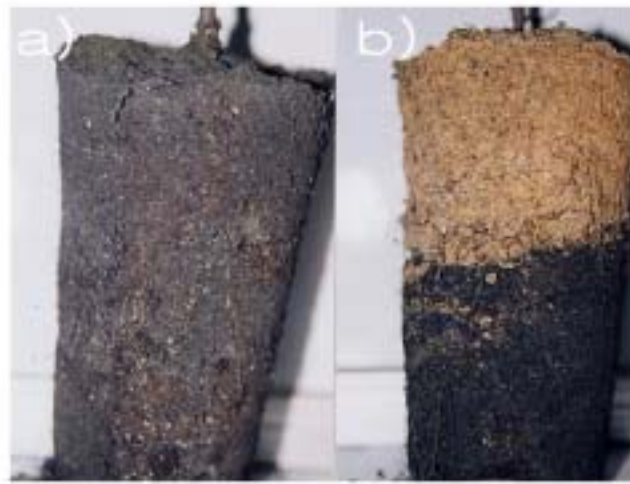


그림 2. 부숙오니 시비방법 a) 혼합처리(mixing), b) 분리처리(separation)

표 9. 내성수목 생장 실험을 위한 부숙오니, 황토 및 석탄토양 혼합토양 제조를 위한 혼합비(v/v)

	부숙오니 (%)	일반 황토 (%)	석탄토양 (%)	합 (%)
sludge 0	0	50	50	100
sludge 12.5	12.5	37.5	50	100
sludge 25	25	25	50	100
sludge 37.5	37.5	12.5	50	100

미생물 활력도 조사는 위에서 실시한 갖재배 실험과 동일한 방법을 이용하여 토양 미생물 생물량, dehydrogenase,  $\beta$ -glucosidase, Phosphatase, Xylanase, Invertase, Arylsulfatase, Urease, Protease의 효소 활성을 측정하였다.

수목생장조사는 위와 같이 180일 재배한 후에 초장과 엽록소함량(SPAD meter, Minolta, Japan)을 측정하고 뿌리에 묻어 있는 흙을 세척하여 완전히 제거한 후 70°C dry oven에서 48시간 건조시킨 후에 건물중을 조사하였다. 건물중을 측정한 후에는 지상부와 지하부를 구별하여 잘게 절편한 후 mill을 이용하여 마쇄하여 중금속 분석을 위하여 냉장보관을 실시하였다.

유출수에 용출된 유해 중금속 분석을 위하여 식재 후 50일, 110일, 180일째에 포트당 1L의 증류수를 관주하여 배출된 유출수를 수거하여 처리별로 모아 bulk로 만든 후에 여과하고 중금속 분석을 위하여 -20°C 냉동 보관을 실시하였다. 중금속 분석은 유도결합플라스마분광기 (ICP: Inductively Coupled Plasma Spectrometer, Model D-TIME 3000DC, Shimadzu, Japan)를 이용하여 정량하였다.

자료 통계 분석을 위하여 토양미생물효소활성 data, 수목생장 data는 수종별(거제수 vs. 박달), 처리(separation vs. mixing)별, 부숙오니 함량별(0% vs. 12.5% vs. 25% vs. 37.5%)로 평균치에 대한 ANOVA 분석과 평균치간의 차이를 Duncan's multiple range test를 실시하여 구별하였으며 수종, 처리, 부숙오니 함량에 대한 단일 자유도 분석을 실시하여 main effect에 대한 분석을 실시하였다. 위의 통계 처리는 통계처리 프로그램인 SPSS(version 10.2)을 이용하여 실시하였다. 유출수 내 양이온 농도는 수목에 의한 중금속 제거를 살펴보기 위하여 동일한 조건에서 수목이

식재되지 않은 토양에 대한 상대적 비율을 비교하여 양료 흡수 및 중금속 제거 비율을 살펴보았다.

나. 연구 수행 결과

1) 부숙오니 시비에 따른 석탄토양에서의 수목생장촉진효과

폐광지에서 자생하는 내성 수목인 박달나무와 거제수 나무의 유묘를 이용하여 실시한 부숙오니 시비 효과의 결과는 표 10에 나타나 있다. 상층부 부숙오니와 황토 혼합토양과 하층부 석탄토양을 구분하여 식재한 부숙오니 공급 방법(분리처리, separation)과 석탄토양, 부숙오니와 황토를 완전히 혼합하여 식재한 부숙오니 공급 방법(혼합처리, mixing)의 두 가지 부숙오니 공급 방법을 적용하여 식재 후 180일 경과한 상태에서 조사한 결과를 살펴보면, 전반적으로 박달나무보다 거제수나무가 더욱 내성이 강하고 잘 적응하는 것으로 나타났으며 재배 과정에서 고사된 수목도 대부분 박달나무로 나타났다 (그림 3).

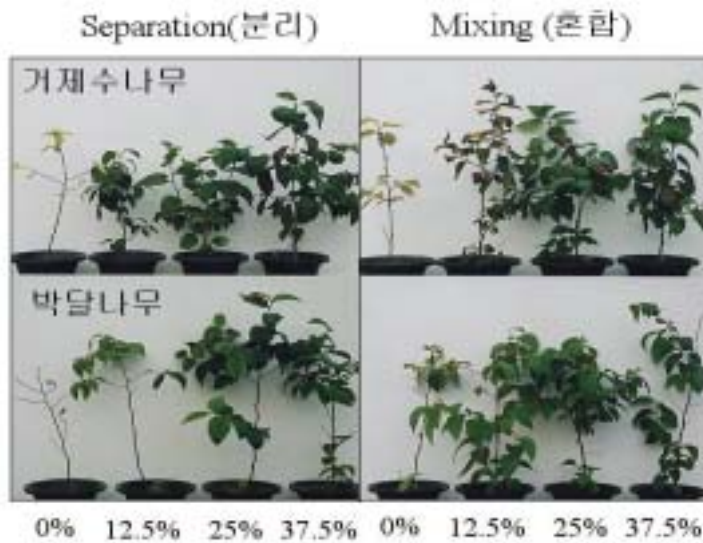


그림 3. 부숙오니를 첨가한 석탄토양에서 광해지 내성 수종인 박달나무와 거제수 나무의 성장 모습(식재 후 180일 경과)

표 10. 부숙오니를 첨가한 석탄토양에서 폐광지 자생 내성수종의 성장분석

수종	처리방식	부숙오니 함량(%)	총건물중 (g)	초장생장율 (H <sub>2</sub> -H <sub>1</sub> )/180	엽록소함량 (SPAD 값)	
1	거제수	혼합	0	1.67 a	-	29.30 a
2			12.5	6.98 ab	0.546 a	37.20 b
3			25.0	11.13 b	0.778 a	38.03 b
4			37.5	9.35 b	0.694 a	35.95 b
			*	N.S	**	
5	미혼합	0	0	2.25 a	0.083 a	29.38 a
6			12.5	6.83 b	0.602 b	35.88 b
7			25.0	9.09 bc	0.935 b	35.00 ab
8			37.5	10.91 c	0.991 b	36.94 b
			**	*	N.S	
9	박달	혼합	0	1.99 a	0.146 a	32.93 a
10			12.5	5.18 ab	0.337 ab	41.70 c
11			25.0	7.72 bc	0.396 ab	41.03 bc
12			37.5	11.70 c	0.583 b	37.33 b
			**	P<0.057	**	
13	미혼합	0	0	1.78 a	-	28.63 a
14			12.5	6.36 b	0.433 a	37.94 b
15			25.0	10.91 c	0.644 a	36.77 b
16			37.5	9.34 c	0.700 a	40.04 b
			***	N.S	*	
ANOVA						
처리방식:(혼합:1-4+9-12)vs.(미혼합:5-8+13-16)			N.S	*	*	
수종:(거제수:1-8)vs.(박달:9-16)			N.S	*	N.S	
부숙오니함량 :(0%:1+5+9+13) vs. 12.5% vs. 25% vs. 37.5			***	***	***	
거제수에서 처리방식:(혼합:1-4)vs.(미혼합:5-8)			N.S	N.S	N.S	
박달에서 처리방식:(혼합:9-12)vs.(미혼합:13-16)			N.S	*	N.S	
거제수에서 부숙오니함량: 0vs.12.5vs.25vs.37.5%			***	*	***	
박달에서 부숙오니함량: 0vs.12.5vs.25vs.37.5%			***	**	***	

H<sub>1</sub>: 초기초장, H<sub>2</sub>: 후기초장, 180: 생장일수

일일초장 증가율(growth rate), 건물중, 엽록소함량을 기준으로 살펴보면, 부숙오니 처리방법이나 수중에 상관없이 부숙오니를 처리한 경우가 부숙오니를 처리하지 않은 처리보다 모두 우수한 것으로 나타나 석탄토양에 부숙오니를 처리함으로써 수목 성장 촉진을 기대할 수 있을 것으로 판단된다. 처리방법에 상관없이 부숙오니 첨가율이 25%에서 모두 우수한 것으로 조사되어 적정 부숙오니 첨가율로 설정할 수 있었다. 이러한 부숙오니 첨가에 따른 수목 성장 촉진 효과는 다음에 제시될 토양 미생물 활력도와 밀접한 상관 관계를 지니고 있는 것으로 판단된다. 따라서 생물학적으로 활성이 낮은 석탄토양에 유기물인 부숙오니를 첨가함으로써 토양미생물 활력을 증진되었고 그 결과 식물생장에 필요한 영양분 공급과 지속적인 활성 유지를 위한 토양생태환경이 복원된 것이라고 해석할 수 있었다.

## 2) 부숙오니 시비에 따른 석탄토양에서의 미생물 활력도 증진 효과

폐광지에서 자생하는 내성 수목인 박달나무와 거제수 나무의 유묘를 식재한 석탄토양에서 부숙오니 시비에 따른 토양 미생물의 생물학적 활성의 결과는 다음과 같다.

### 가) 글루코사이드(Glucoside) 분해효소( $\beta$ -glucosidase) 활성 반응

$\beta$ -glucosidase는 6개의 탄소로 이루어진 6탄당(단당류) 중의 하나인 포도당(글루코오스; glucose)을 당성분으로 하는 배당체인 글루코사이드(glucoside)를 가수분해하는 효소 중의 하나로 미생물, 고등식물, 동물에 넓게 분포하고 있는 효소이다. 이 효소는 토양에서 미생물들이 유기물 내의 다당류를 분해하여 유리된 글루코사이드를 분해해서 최종적으로 포도당으로 전환시켜 미생물들의 먹이원이나 에너지원으로 이용할 수 있게 도와 주는 중요한 역할을 담당하는 효소이다. 따라서 이 효소는 토양 내의 탄화수소의 분해에 있어서 매우 중요한 역할을 담당하고 있으며 이 효소의 가수분해 산물들은 토양미생물의 중요한 에너지원으로 이용되고 있다고 알려지고 있다. 본 연구에서 수목이나 처리방법에 상관없이 부숙오니 첨가에 의한 효소활성이 뚜렷하게 증가한 것을 볼 수 있었으며 부숙오니 첨가량 증가에 따라 뚜렷하게 효소활성도 증가하는 경향을 보였다(표 11). 석탄토양이 전혀 없이 부숙오니와 황토만으로 이루어진 분리처리 상층토양(separation, 상층토양)이 석탄토양만으로 이루어진 하층토양(separation, 하층토양)에 비하여 효소활성증가가 뚜렷하게 높았으며 이는 당연한 것으로 여겨진다. 하지만 특기할 것은 절대적인 효소활성 증가는 낮게 나타

났지만 상층부에 부숙오니를 전혀 공급하지 않은 처리구(sludge 함량 0%)에 비하여 부숙오니를 첨가한 처리구에서 효소활성이 뚜렷하게 유도되었으며 부숙오니첨가량 증가에 따른 하층석탄토양에서의 효소활성증가는 통계적으로 유의할 정도도 차이가 있음을 알 수 있었다. 이는 현장에서 현실적인 문제 때문에 부숙오니를 석탄토양과 골고루 섞어주는 못하고 석탄토양 위에 복토할 경우 시간 경과에 따라 생물학적으로 불활성인 석탄토양이 점차 생물학적으로 활성을 지니는 토양으로 바뀔 수 있다는 것을 의미한다. 따라서 생물학적으로 활성이 낮은 석탄토양에 유기물인 부숙오니를 첨가함으로써 토양미생물 활력이 증진될 수 있으며 그 결과 식물생장에 필요한 영양분 공급과 지속적인 활성 유지를 위한 토양미생물 생태환경이 복원될 수 있을 것으로 기대된다.

표 11. 석탄토양에 하수슬러지(sewage sludge) 부숙오니 첨가에 따른 토양미생물의 글루코사이드 분해효소( $\beta$ -glucosidase)의 효소활성( $\mu\text{g P-nitrophenol/g soil/hr}$ ) 변화

수 종	Sludge 함량(%)	Separation (분리처리)		Mixing (혼합처리)
		상층토양 (sludge 혼합토양)	하층토양 (석탄토양)	
거제수나무 ( <i>Betula costata</i> )	0	20.94 ± 1.62 a	0.53 ± 0.17 a	3.75 ± 1.04 a
	12.5	162.31 ± 12.07 b	2.85 ± 1.84 a	51.09 ± 17.06 b
	25.0	202.91 ± 17.90 c	3.07 ± 2.15 a	79.12 ± 11.16 b
	37.5	272.33 ± 24.21 d	3.74 ± 2.09 a	119.15 ± 32.66 c
	ANOVA	***	N.S	**
박달나무 ( <i>Betula schmidtii</i> )	0	12.65 ± 3.34 a	0.55 ± 0.25 a	1.95 ± 0.83 a
	12.5	166.45 ± 24.70 b	3.31 ± 2.66 a	54.42 ± 18.16 b
	25.0	187.57 ± 30.29 b	3.36 ± 1.85 a	86.88 ± 10.30 c
	37.5	313.47 ± 26.72 c	6.56 ± 2.83 b	103.23 ± 9.89 d
	ANOVA	***	**	***

---

ANOVA

---

수종별 (거제수 vs. 박달)	N.S
처리별 (분리처리 vs. 혼합처리)	N.S
분리처리에서 위치별 (상층 vs, 하층)	***
sludge 함량별 ( 0 vs 12.5 vs 25 vs 37.5 %)	***
sludge 함량 0%에서 처리별 (분리상층 vs 분리하층 vs 혼합)	***
sludge 함량 12.5%에서 처리별 (분리상층 vs 분리하층 vs 혼합)	***
sludge 함량 25.0%에서 처리별 (분리상층 vs 분리하층 vs 혼합)	***
sludge 함량 37.5%에서 처리별 (분리상층 vs 분리하층 vs 혼합)	***
거제수에서 sludge 함량별 ( 0 vs 12.5 vs 25 vs 37.5 %)	*
박달에서 sludge 함량별 ( 0 vs 12.5 vs 25 vs 37.5 %)	**

---

나) 탈수소효소(dehydrogenase) 활성 반응

탈수소효소(dehydrogenase)는 기질로부터 수소를 분리하여 전자수용체에게 건네주는 탈수소반응을 촉매하는 산화환원효소이다. 탈수소효소의 작용은 호흡, 발효 등에 있어서 대사기질의 첫 번째로 받는 산화단계로서 중요하다. 살아 있는 세포(viable cell)에서만 존재하는 탈수소효소 활성의 동태는 토양 미생물 활력의 직접적인 측정치로 간주되고 있다. 또한 탈수소효소의 활성은 오염원의 종류에 따라 영향을 받는데, 예를 들어 제지나 펄프 공장 배출수에 오염된 토양에서는 높은 활성을 보이지만, 비산재에 오염된 토양에서는 낮은 활성을 보여 일반적으로 탄화수소가 많은 토양에서 높은 활성을 보이는 것으로 알려지고 있다. 또한 오염원의 농도나 토양 종류에 따라서도 효소 활성이 달리 나타나는 것으로 알려지고 있다. 탈수소효소 반응도 β-glucosidase 효소반응과 마찬가지로 수목이나 처리방법에 상관없이 부숙오니 첨가에 의한 효소활성이 뚜렷하게 증가한 것을 볼 수 있었으며 부숙오니 첨가량 증가에 따라 뚜렷하게 효소활성도 증가하는 경향을 보였다(표 12). 하지만 하층석탄토양(separation, 하층토양)에서의 효소활성은 상층토양이나 혼합처리 토양에 비하여 현저하게 낮았으며 부숙오니 첨가에 따른 일정량 이상의 유기물이 공급되지 않은 경우 효소활성이 나타나지 않는 것을 볼 수 있었지만 하층석탄토양에서도 부숙오니 첨가량 증가에 따른 효소활성 증가가 진행되는 것을 볼 수 있었다.

표 12. 석탄토양에 하수슬러지(sewage sludge) 부숙오니 첨가에 따른 토양미생물의 탈수소효소 (dehydrogenase)의 효소활성( $\mu\text{g INTF/g soil/hr}$ ) 변화

수 종	Sludge 함량(%)	Separation (분리처리)		Mixing (혼합처리)
		상층토양 (sludge 혼합토양)	하층토양 (석탄토양)	
거제수나무 ( <i>Betula costata</i> )	0	0.242 $\pm$ 0.132 a	-	0.181 $\pm$ 0.050 a
	12.5	0.972 $\pm$ 0.145 b	-	0.077 $\pm$ 0.041 a
	25.0	0.929 $\pm$ 0.121 b	0.193 $\pm$ 0.098	0.246 $\pm$ 0.071 a
	37.5	1.871 $\pm$ 0.209 c	0.096 $\pm$ 0.042	0.661 $\pm$ 0.125 b
	ANOVA	***		*
박달나무 ( <i>Betula schmidtii</i> )	0	0.052 $\pm$ 0.012 a	-	0.024 $\pm$ 0.014 a
	12.5	1.000 $\pm$ 0.344 b	-	0.037 $\pm$ 0.026 a
	25.0	1.120 $\pm$ 0.631 b	0.002 $\pm$ 0.004	0.462 $\pm$ 0.017 b
	37.5	1.059 $\pm$ 0.155 b	0.045 $\pm$ 0.097	0.863 $\pm$ 0.304 c
	ANOVA	***		***

ANOVA

수종별 (거제수 vs. 박달)	N.S
처리별 (분리처리 vs. 혼합처리)	N.S
분리처리에서 위치별 (상층 vs, 하층)	***
sludge 함량별 ( 0 vs 12.5 vs 25 vs 37.5 %)	***
sludge 함량 0%에서 처리별 (분리상층 vs 분리하층 vs 혼합)	***
sludge 함량 12.5%에서 처리별 (분리상층 vs 분리하층 vs 혼합)	***
sludge 함량 25.0%에서 처리별 (분리상층 vs 분리하층 vs 혼합)	***
sludge 함량 37.5%에서 처리별 (분리상층 vs 분리하층 vs 혼합)	***
거제수에서 sludge 함량별 ( 0 vs 12.5 vs 25 vs 37.5 %)	*
박달에서 sludge 함량별 ( 0 vs 12.5 vs 25 vs 37.5 %)	**



다) 자일란(Xylan) 분해효소(Xylanase) 활성 반응

5개의 탄소로 이루어진 5탄단(단당류) 중의 하나인 자일로스(xylose)를 주요구성 성분으로 하는 다당체인 자일란(xylan)을 가수분해하여 자일란과 그 올리고당을 생성하는 반응을 촉매하는 효소이다. 자일란은 벚과식물 및 활엽수 속에 헤미셀룰로오스로 존재하고 있으며, 자일란 분해효소로 유리된 자일로오스는 토양 내 미생물이 이용할 수 있는 탄소원이 된다. 따라서 토양 내 유입된 낙엽(litter)을 비롯한 식물체 잔재물(plant debris)의 분해에 있어서 자일란 분해효소는 중요한 역할을 담당하고 있으며 세균보다는 부생곰팡이에 의해 상당량이 분비되는 것으로 알려지고 있다. 자일란 분해효소도  $\beta$ -glucosidase 효소반응과 마찬가지로 수목이나 처리방법에 상관없이 부숙오니 첨가에 의한 효소활성이 뚜렷하게 증가한 것을 볼 수 있었으며 부숙오니 첨가량 증가에 따라 뚜렷하게 효소활성도 증가하는 경향을 보였다(표 13). 또한 하층석탄토양(separation, 하층토양)에서도 부숙오니를 전혀 공급하지 않은 처리구(sludge 함량 0%)에 비하여 부숙오니를 첨가한 처리구에서 효소활성이 뚜렷하게 유도되었으며 부숙오니첨가량 증가에 따른 하층석탄토양에서의 효소활성증가는 통계적으로 유의할 정도도 차이가 있음을 알 수 있었다.

표 13. 석탄토양에 하수슬리지(sewage sludge) 부숙오니 첨가에 따른 토양미생물의 자일란(Xylan) 분해효소(xylanase)의 효소활성( $\mu\text{mol glucose/g soil/hr}$ ) 변화

수 종	Sludge 함량(%)	Separation (분리처리)		Mixing (혼합처리)
		상층토양 (sludge 혼합토양)	하층토양 (석탄토양)	
거제수나무 ( <i>Betula costata</i> )	0	15.36 ± 1.17 a	4.01 ± 0.65 a	3.92 ± 1.54 a
	12.5	44.30 ± 6.01 b	7.09 ± 0.88 ab	30.11 ± 1.07 b
	25.0	53.93 ± 2.05 c	9.09 ± 2.41 b	37.07 ± 0.34 c
	37.5	44.44 ± 3.30 b	10.22 ± 2.31 b	40.44 ± 0.85 d
	ANOVA	**	*	***
박달나무 ( <i>Betula schmidtii</i> )	0	5.33 ± 3.23 a	2.39 ± 1.67 a	2.74 ± 1.06 a
	12.5	42.43 ± 8.37 b	4.56 ± 2.00 a	31.59 ± 6.01 b
	25.0	43.42 ± 8.74 b	9.30 ± 3.35 b	47.11 ± 9.67 c
	37.5	33.77 ± 6.77 b	9.44 ± 2.24 b	50.14 ± 8.72 c
	ANOVA	***	***	***

---

ANOVA

---

수종별 (거제수 vs. 박달)	N.S
처리별 (분리처리 vs. 혼합처리)	**
분리처리에서 위치별 (상층 vs, 하층)	***
sludge 함량별 ( 0 vs 12.5 vs 25 vs 37.5 %)	***
sludge 함량 0%에서 처리별 (분리상층 vs 분리하층 vs 혼합)	***
sludge 함량 12.5%에서 처리별 (분리상층 vs 분리하층 vs 혼합)	***
sludge 함량 25.0%에서 처리별 (분리상층 vs 분리하층 vs 혼합)	***
sludge 함량 37.5%에서 처리별 (분리상층 vs 분리하층 vs 혼합)	***
거제수에서 sludge 함량별 ( 0 vs 12.5 vs 25 vs 37.5 %)	**
박달에서 sludge 함량별 ( 0 vs 12.5 vs 25 vs 37.5 %)	***

---

라) 자당분해효소(Invertase) 활성 반응

6탄당인 포도당(glucose)과 과당(fructose)의 두개의 단당체가 결합한 자당 (수크로오스; sucrose)을 각각의 단당체로 분해하는 효소로서 일명 수크레이즈(sucrase)로 알려져 있다. 자일란 분해효소가 식물 잔재물 내의 주요 다당류의 분해에 관련되어 있다면 invertase는 자당을 포도당과 과당으로 직접 분해하므로 미생물 생체량(soil microbial biomass)과 관련되어 있다고 하겠다. 자일란 분해효소도  $\beta$ -glucosidase나 xylanase 효소반응과 마찬가지로 수목이나 처리방법에 상관없이 부숙오니 첨가에 의한 효소활성이 뚜렷하게 증가한 것을 볼 수 있었으며 부숙오니 첨가량 증가에 따라 뚜렷하게 효소활성도 증가하는 경향을 보였다(표 14). 또한 하층석탄토양(separation, 하층토양)에서도 부숙오니를 전혀 공급하지 않은 처리구(sludge 함량 0%)에 비하여 부숙오니를 첨가한 처리구에서 효소활성이 뚜렷하게 유도되었으며 부숙오니첨가량 증가에 따른 하층석탄토양에서의 효소활성증가는 통계적으로 유의할 정도도 차이가 있음을 알 수 있었다.

표 14. 석탄토양에 하수슬러지(sewage sludge) 부숙오니 첨가에 따른 토양미생물의 자당(sucrose) 분해효소(invertase)의 효소활성( $\mu\text{mol glucose/g soil/hr}$ ) 변화

수 종	Sludge 함량(%)	Separation (분리처리)		Mixing (혼합처리)
		상층토양 (sludge 혼합토양)	하층토양 (석탄토양)	
거제수나무 ( <i>Betula costata</i> )	0	39.97 ± 16.67 a	13.73 ± 0.63 a	61.09 ± 18.59 a
	12.5	329.63 ± 23.26 b	81.01 ± 5.95 b	275.33 ± 22.63 b
	25.0	340.45 ± 23.32 b	87.28 ± 3.52 b	183.67 ± 17.85 c
	37.5	317.68 ± 22.97 b	79.80 ± 15.91 b	92.45 ± 21.37 a
	ANOVA	***	***	***
박달나무 ( <i>Betula schmidtii</i> )	0	91.76 ± 21.69 a	4.65 ± 2.00 a	49.41 ± 11.84 a
	12.5	314.26 ± 11.42 b	45.36 ± 10.77 b	204.38 ± 40.22 b
	25.0	362.37 ± 11.80 c	91.05 ± 12.17 c	243.42 ± 57.19 c
	37.5	310.07 ± 20.63 b	60.50 ± 6.59 b	144.75 ± 34.72 b
	ANOVA	***	***	***

ANOVA

수종별 (거제수 vs. 박달)	N.S
처리별 (분리처리 vs. 혼합처리)	N.S
분리처리에서 위치별 (상층 vs. 하층)	***
sludge 함량별 ( 0 vs 12.5 vs 25 vs 37.5 %)	***
sludge 함량 0%에서 처리별 (분리상층 vs 분리하층 vs 혼합)	***
sludge 함량 12.5%에서 처리별 (분리상층 vs 분리하층 vs 혼합)	***
sludge 함량 25.0%에서 처리별 (분리상층 vs 분리하층 vs 혼합)	***
sludge 함량 37.5%에서 처리별 (분리상층 vs 분리하층 vs 혼합)	***
거제수에서 sludge 함량별 ( 0 vs 12.5 vs 25 vs 37.5 %)	**
박달에서 sludge 함량별 ( 0 vs 12.5 vs 25 vs 37.5 %)	***

마) 유기황분해효소(Arylsulfatase) 활성 반응

유기황산에스테르(R-O-SO<sub>3</sub><sup>-</sup>)를 가수분해하여 무기황산(SO<sub>4</sub><sup>2-</sup>)을 유리시키는 효소인 유기황분해효소(sulfatase)의 일종인 arylsulfatase는 페놀설파타아제(phenol sulfatase)로 잘 알려져 있다. 유기황분해효소는 미생물, 식물 동물에 분포하는 것으로 알려지고 있으며 대부분 토양표면의 황이 유기태(황산에스테르)로 존재하고 있기 때문에 유기황분해효소는 유기황을 분해하여 가용화(mineralization)함으로써 미생물과 식물들이 황산을 영양원으로 이용할 수 있도록 도와주는 중요한 역할을 담당하고 있다. 본 연구에서는 유기물이 전혀 없는 석탄토양에서는 효소활성이 나타나지 않았다(표 15). 하지만 부숙오니를 유기물로 공급한 분리처리 상층토양에서는 효소활성이 뚜렷하게 유도되었으며, 부숙오니 첨가량 증가에 따라 효소활성도 유의하게 증가하는 것을 볼 수 있었다.

표 15. 석탄토양에 하수슬러지(sewage sludge) 부숙오니 첨가에 따른 토양미생물의 유기황분해효소 효소활성( $\mu\text{g P-nitrophenol/g soil/hr}$ ) 변화

수 종	Sludge 함량(%)	Separation (분리처리)		Mixing (혼합처리)
		상층토양 (sludge 혼합토양)	하층토양 (석탄토양)	
거제수나무 ( <i>Betula costata</i> )	0	6.41 ± 1.82 a	-	-
	12.5	35.76 ± 5.26 b	-	26.27 ± 9.42 a
	25.0	67.12 ± 10.23 c	-	19.88 ± 1.99 a
	37.5	87.33 ± 21.18 c	-	32.16 ± 0.35 a
	ANOVA	***		
박달나무 ( <i>Betula schmidtii</i> )	0	3.02 ± 0.90 a	-	-
	12.5	40.52 ± 10.78 b	-	9.28 ± 3.17 b
	25.0	77.37 ± 14.60 c	-	19.17 ± 2.29 c
	37.5	92.19 ± 7.38 d	-	29.52 ± 6.88 b
	ANOVA	***		

---

ANOVA

---

수종별 (거제수 vs. 박달)	N.S
처리별 (분리처리 vs. 혼합처리)	N.S
분리처리에서 위치별 (상층 vs, 하층)	***
sludge 함량별 ( 0 vs 12.5 vs 25 vs 37.5 %)	***
sludge 함량 0%에서 처리별 (분리상층 vs 분리하층 vs 혼합)	***
sludge 함량 12.5%에서 처리별 (분리상층 vs 분리하층 vs 혼합)	***
sludge 함량 25.0%에서 처리별 (분리상층 vs 분리하층 vs 혼합)	***
sludge 함량 37.5%에서 처리별 (분리상층 vs 분리하층 vs 혼합)	***
거제수에서 sludge 함량별 ( 0 vs 12.5 vs 25 vs 37.5 %)	*
박달에서 sludge 함량별 ( 0 vs 12.5 vs 25 vs 37.5 %)	**

---

바) 단백질 분해효소 (protease) 활성 반응

펩타이드(peptide) 결합을 가수분해하는 효소를 가리키며 예전에는 단백질에 작용하는 효소로 한정하여 말하기도 하였으며 모든 생물체에 걸쳐서 다양하게 존재한다. 요소분해효소(urease)와 더불어 유기 질소의 가용화(mineralization)를 촉진시켜 토양 내 미생물들이 이용할 수 있는 질소원(주로 암모늄태 질소)을 공급하는 중요한 역할을 수행한다고 하겠다. 본 조사에서는 수종, 처리, 부숙오니 첨가량에 상관없이 뚜렷한 효소활성이 유도되지 않았다(표 16). 이는 아마도 이미 부숙과정에서 가용 질소의 상당부분이 분해되어 소실되었을 것이고 처리기간 180일 동안에도 상당부분이 미생물에 의해 분해 이용되어 조사 시기에는 뚜렷한 효소활성이 나타나지 않았을 것으로 추측된다. 만약 이것이 사실이라면, 실제 현장 적용에서는 수목을 식재한 후 정상적인 토양미생물 활성 유지 및 수목 성장 촉진을 위해서는 부숙오니 첨가 후에 일정 간격으로 질소원을 추가적으로 공급하는 것이 필요할 것으로 판단된다.

표 16. 석탄토양에 하수슬러지(sewage sludge) 부숙오니 첨가에 따른 토양미생물의 단백질 분해효소(protease)의 효소활성(mmol NH<sub>4</sub><sup>+</sup>/g soil/hr) 변화

수 종	Sludge 함량(%)	Separation (분리처리)		Mixing (혼합처리)
		상층토양 (sludge 혼합토양)	하층토양 (석탄토양)	
거제수나무 ( <i>Betula costata</i> )	0	0.41 ± 0.10 ab	0.30 ± 0.11 a	0.30 ± 0.04 a
	12.5	0.38 ± 0.04 ab	0.42 ± 0.06 a	0.46 ± 0.13 ab
	25.0	0.30 ± 0.05 a	0.39 ± 0.04 a	0.44 ± 0.05 a
	37.5	0.49 ± 0.08 b	0.41 ± 0.02 a	0.62 ± 0.02 ab
	ANOVA	N.S	N.S	*
박달나무 ( <i>Betula schmidtii</i> )	0	0.38 ± 0.11 a	0.36 ± 0.07 a	0.36 ± 0.03 a
	12.5	0.44 ± 0.12 a	0.35 ± 0.06 a	0.42 ± 0.08 a
	25.0	0.46 ± 0.13 a	0.42 ± 0.08 a	0.35 ± 0.01 a
	37.5	0.35 ± 0.03 a	0.44 ± 0.08 a	0.38 ± 0.03 a
	ANOVA	N.S	N.S	N.S

ANOVA

수종별 (거제수 vs. 박달)	N.S
처리별 (분리처리 vs. 혼합처리)	N.S
분리처리에서 위치별 (상층 vs. 하층)	N.S
sludge 함량별 ( 0 vs 12.5 vs 25 vs 37.5 %)	N.S
sludge 함량 0%에서 처리별 (분리상층 vs 분리하층 vs 혼합)	N.S
sludge 함량 12.5%에서 처리별 (분리상층 vs 분리하층 vs 혼합)	N.S
sludge 함량 25.0%에서 처리별 (분리상층 vs 분리하층 vs 혼합)	N.S
sludge 함량 37.5%에서 처리별 (분리상층 vs 분리하층 vs 혼합)	**
거제수에서 sludge 함량별 ( 0 vs 12.5 vs 25 vs 37.5 %)	**
박달에서 sludge 함량별 ( 0 vs 12.5 vs 25 vs 37.5 %)	N.S

사) 요소분해효소(Urease) 활성 반응

아미다아제의 일종으로 요소(urea)의 가수분해를 촉매하는 효소이다. pH8.0에서 최적의 활성을 보이며 세균, 사상균, 고등식물 및 동물의 모든 생물체에 걸쳐서 다양하게 존재한다. 단백질 분해효소와 더불어 유기 질소의 가용화(mineralization)를 촉진시켜 토양 내 미생물들이 이용할 수 있는 질소원(주로 암모늄태 질소)를 공급하는 중요한 역할을 수행한다고 하겠다. 단백질 분해 효소가 저 분자량의 단백질을 암모니아로 분해하는데 반하여 요소분해효소는 요소를 암모니아로 분해한다. 요소분해효소도 단백질 분해효소와 마찬가지로 수중, 처리, 부숙오니 첨가량에 상관없이 뚜렷한 효소활성이 유도되지 않았다 (표 17). 단백질 분해효소 활성이 유도되지 않은 상태에서 요소분해효소의 활성유도가 뚜렷하지 않은 것은 당연한 것으로 판단된다.

표 17. 석탄토양에 하수슬러지(sewage sludge) 부숙오니 첨가에 따른 토양미생물의 요소분해효소(urease)의 효소활성(mmol NH<sub>4</sub><sup>+</sup>/g soil/hr) 변화

수 종	Sludge 함량(%)	Separation (분리처리)		Mixing (혼합처리)
		상층토양 (sludge 혼합토양)	하층토양 (석탄토양)	
거제수나무 ( <i>Betula costata</i> )	0	0.29 ± 0.03 a	0.26 ± 0.04 a	0.46 ± 0.12 a
	12.5	0.49 ± 0.08 b	0.42 ± 0.21 a	0.41 ± 0.05 a
	25.0	0.40 ± 0.13 ab	0.46 ± 0.01 a	0.33 ± 0.05 a
	37.5	0.42 ± 0.04 ab	0.40 ± 0.08 a	0.35 ± 0.06 a
	ANOVA	N.S	N.S	*
박달나무 ( <i>Betula schmidtii</i> )	0	0.37 ± 0.12 a	0.46 ± 0.10 a	0.39 ± 0.04 ab
	12.5	0.42 ± 0.15 ab	0.38 ± 0.05 a	0.28 ± 0.01 a
	25.0	0.49 ± 0.08 ab	0.49 ± 0.08 a	0.36 ± 0.10 ab
	37.5	0.58 ± 0.11 b	0.44 ± 0.08 a	0.53 ± 0.05 c
	ANOVA	N.S	N.S	***

---

ANOVA

---

수종별 (거제수 vs. 박달)	N.S
처리별 (분리처리 vs. 혼합처리)	N.S
분리처리에서 위치별 (상층 vs, 하층)	N.S
sludge 함량별 ( 0 vs 12.5 vs 25 vs 37.5 %)	*
sludge 함량 0%에서 처리별 (분리상층 vs 분리하층 vs 혼합)	*
sludge 함량 12.5%에서 처리별 (분리상층 vs 분리하층 vs 혼합)	N.S
sludge 함량 25.0%에서 처리별 (분리상층 vs 분리하층 vs 혼합)	N.S
sludge 함량 37.5%에서 처리별 (분리상층 vs 분리하층 vs 혼합)	**
거제수에서 sludge 함량별 ( 0 vs 12.5 vs 25 vs 37.5 %)	N.S
박달에서 sludge 함량별 ( 0 vs 12.5 vs 25 vs 37.5 %)	**

---

아) 인산분해효소(phosphatase) 활성 반응

인산가수분해효소(phosphatase)는 가수분해효소의 하나로 인산에스테르 및 인산무수물(폴리인산)의 가수분해를 촉매하는 효소로서 토양 내 유기인산을 분해하여 가용화(mineralization)함으로써 미생물들이 이용할 수 있도록 도와주는 중요한 역할을 담당하고 있다. 일반적으로 이 효소활성은 토양 내 유효인산이 낮을 때 증가하는 경향이 있으며 Cu나 Zn 같은 중금속에 의해 효소활성이 억제되기도 하며 무기인산에 의해서도 음의 되먹임 작용에 의해 억제되므로 토양 내 유효인의 함량이 효소활성을 좌우하는 중요한 역할을 하고 있는 것으로 알려지고 있다. 인산분해효소도  $\beta$ -glucosidase, xylanase나 invertase 효소반응과 마찬가지로 수목이나 처리방법에 상관없이 부숙오니 첨가에 의한 효소활성이 뚜렷하게 증가한 것을 볼 수 있었으며 부숙오니 첨가량 증가에 따라 뚜렷하게 효소활성도 증가하는 경향을 보였다 (표 18). 또한 하층석탄토양(separation, 하층토양)에서도 부숙오니를 전혀 공급하지 않은 처리구(sludge 함량 0%)에 비하여 부숙오니를 첨가한 처리구에서 효소활성이 뚜렷하게 유도되었으며 부숙오니 첨가량 증가에 따른 하층 석탄토양에서의 효소활성증가는 통계적으로 유의할 정도도 차이가 있음을 알 수 있었다.



표 18. 석탄토양에 하수슬러지 (sewage sludge) 부숙오니 첨가에 따른 토양미생물의 인산분해효소(Phosphatase)의 효소활성 ( $\mu\text{g P-nitrophenol/ g soil/hr}$ ) 변화

수 종	Sludge 함량(%)	Separation (분리처리)		Mixing (혼합처리)
		상층토양 (sludge 혼합토양)	하층토양 (석탄토양)	
거제수나무 ( <i>Betula costata</i> )	0	102.61 ± 27.57a	30.28 ± 2.94a	30.16 ± 8.45a
	12.5	332.42 ± 24.52b	36.58 ± 3.48ab	102.49 ± 43.30b
	25.0	303.08 ± 8.68b	52.48 ± 13.35bc	145.28 ± 18.60b
	37.5	378.51 ± 30.87c	64.41 ± 16.92c	172.23 ± 28.47c
	ANOVA	***	*	**
박달나무 ( <i>Betula schmidtii</i> )	0	65.89 ± 9.92a	20.99 ± 1.09a	28.20 ± 5.85a
	12.5	320.82 ± 64.59b	34.48 ± 7.55b	86.75 ± 28.11b
	25.0	348.75 ± 41.10b	48.66 ± 8.59c	137.10 ± 21.28c
	37.5	425.90 ± 58.80c	62.85 ± 10.47d	171.10 ± 13.38d
	ANOVA	***	***	***

ANOVA

수종별 (거제수 vs. 박달)	N.S
처리별 (분리처리 vs. 혼합처리)	*
분리처리에서 위치별 (상층 vs, 하층)	***
sludge 함량별 ( 0 vs 12.5 vs 25 vs 37.5 %)	***
sludge 함량 0%에서 처리별 (분리상층 vs 분리하층 vs 혼합)	***
sludge 함량 12.5%에서 처리별 (분리상층 vs 분리하층 vs 혼합)	***
sludge 함량 25.0%에서 처리별 (분리상층 vs 분리하층 vs 혼합)	***
sludge 함량 37.5%에서 처리별 (분리상층 vs 분리하층 vs 혼합)	***
거제수에서 sludge 함량별 ( 0 vs 12.5 vs 25 vs 37.5 %)	N.S
박달에서 sludge 함량별 ( 0 vs 12.5 vs 25 vs 37.5 %)	**

자) 토양 미생물 생물량 (microbial biomass C)

토양 단위 무게당 미생물 생물량(생체무게)는 앞에서 조사한 효소활성과 비슷한 양상을 보였다. 즉 수목이나 처리방법에 상관없이 부숙오니 첨가에 의한 미생물 생체량이 뚜렷하게 증가한 것을 볼 수 있었으며 부숙오니 첨가량 증가에 따라 뚜렷하게 생체량도 증가하는 경향을 보였다(표 19). 또한 하층석탄토양(separation, 하층토양)에서도 부숙오니를 전혀 공급하지 않은 처리구(sludge 함량 0%)에 비하여 부숙오니를 첨가한 처리구에서 토양 미생물 생체량이 뚜렷하게 증가하여 부숙오니첨가량 증가에 따른 하층석탄토양에서의 토양 미생물 생체량 증가는 통계적으로 유의할 정도도 차이가 있음을 알 수 있었다.

위의 토양 미생물의 효소활성과 생체량 조사를 종합해 보면, 유기물인 부숙오니 공급에 의하여 미생물 활성이 뚜렷하게 유도되었으며, 전반적으로 유기물 공급량이 증가할수록 활성 증가와 생체량 증가가 뚜렷한 것을 볼 수 있었다. 유기물을 공급하는 방법으로는 석탄토양과 유기물을 골고루 섞어 주는 방법이 석탄토양에서 비교적 안정적인 효소활성을 유지하는 방법임을 알 수 있었다. 하지만 현실적으로 대단위 면적의 경사지 토양에 유기물을 공급하고 잘 섞어준다는 것은 매우 어렵기 때문에 석탄토양 위에 유기물을 공급하여 복토할 경우라도 시간 경과에 따라 생물학적으로 불활성인 석탄토양이 점차 생물학적으로 활성을 지니는 토양으로 전환될 수 있다는 것을 확인하였다. 따라서 생물학적으로 활성이 낮은 석탄토양에 유기물인 부숙오니를 첨가함으로써 토양미생물 활력을 증진시키고 그 결과 식물생장에 필요한 영양분 공급과 지속적인 활성 유지를 위한 토양미생물 생태환경이 복원된 것을 기대할 수 있다. 이러한 토양생태환경의 복원은 식물 생장에 필요한 양료 공급을 위한 화학비료의 단순 공급과 같은 방법으로는 기대하기 힘든 생물학적 복원의 토대를 마련할 수 있다는 점에서 매우 기대가 된다고 하겠다.

표 19. 석탄토양에 하수슬러지(sewage sludge) 부숙오니 첨가에 따른 토양미생물 생물량[microbial biomass C ; (mg C / g soil)]의 변화

수 종	Sludge 함량(%)	Separation (분리처리)		Mixing (혼합처리)
		상층토양 (sludge 혼합토양)	하층토양 (석탄토양)	
거제수나무 ( <i>Betula costata</i> )	0	92.5 ± 65.8 a	24.7 ± 14.3 a	20.1 ± 14.8 a
	12.5	338.5 ± 6.4 b	33.7 ± 14.5 a	83.5 ± 13.4 b
	25.0	431.5 ± 46.0 b	23.5 ± 6.4 a	213.7 ± 47.9 c
	37.5	736.3 ± 79.7 c	18.5 ± 13.4 a	275.3 ± 28.0 c
	ANOVA	***	N.S	***
박달나무 ( <i>Betula schmidtii</i> )	0	12.3 ± 5.8 a	3.8 ± 8.5 a	11.0 ± 4.5 a
	12.5	259.8 ± 45.1 b	7.0 ± 9.1 a	83.8 ± 7.8 b
	25.0	399.0 ± 54.8 c	52.7 ± 5.8 b	183.3 ± 19.1 c
	37.5	714.5 ± 96.4 d	46.3 ± 9.5 b	281.0 ± 53.3 d
	ANOVA	***	***	***

ANOVA

수종별 (거제수 vs. 박달)	N.S
처리별 (분리처리 vs. 혼합처리)	N.S
분리처리에서 위치별 (상층 vs, 하층)	***
sludge 함량별 ( 0 vs 12.5 vs 25 vs 37.5 %)	***
sludge 함량 0%에서 처리별 (분리상층 vs 분리하층 vs 혼합)	**
sludge 함량 12.5%에서 처리별 (분리상층 vs 분리하층 vs 혼합)	***
sludge 함량 25.0%에서 처리별 (분리상층 vs 분리하층 vs 혼합)	***
sludge 함량 37.5%에서 처리별 (분리상층 vs 분리하층 vs 혼합)	***
거제수에서 sludge 함량별 ( 0 vs 12.5 vs 25 vs 37.5 %)	*
박달에서 sludge 함량별 ( 0 vs 12.5 vs 25 vs 37.5 %)	***

### 3) 부숙오니를 첨가한 석탄토양에서 phytoremediation 효과

내성수목 식재 후 180일 동안의 성장 기간 동안 조사된 유출수 내의 영양염류와 중금속에 대한 결과는 표 20에서부터 표 22에 나타나 있다. 요약하면 식물체가 식재되어 있는 석탄토양의 유출수에서 조사된 영양염류 농도는 식물체가 식재되지 않은 석탄토양의 유출수에 비하여 영양염류(K, Ca, Mg, Na)의 농도가 현저하게 낮으며 성장초기에 이러한 차이가 보다 뚜렷한 것을 볼 수 있었다. 또한 식물체가 식재된 경우에도 첨가한 부숙오니 함량이 증가할수록 이러한 영양염류 흡수비율이 높아지는 경향을 나타내었다. 이는 부숙오니 형태로 공급된 영양염류들이 토양미생물의 활성 증가와 더불어 수목의 성장을 촉진시키고 그 결과 영양염류의 흡수가 증가되어 유출수 내에 낮은 농도로 존재한다고 해석할 수 있겠다. 이는 뚜렷한 부숙오니에 의한 양료공급효과라고 할 수 있겠다. 이에 반하여 조사한 중금속 중에서 Cr, As, Mn과 같은 독성이 강한 중금속은 식물체의 유무, 부숙오니의 함량, 처리방법 등에 상관없이 유출수에서 거의 검출되지 않았으며, Fe과 Cu의 경우 조사 시기 별로 차이가 있었지만 대체로 식물체 식재에 의하여 유출수내의 농도가 감소하는 경향을 보였다. 수확 후 조사한 내성 수목 거제수나무(표 23)와 박달나무(표 24)에 축적된 영양염류 농도와 유해 중금속에 대한 분석 결과, 단위 건물중당 축적된 원소의 농도와 첨가한 부숙오니의 함량 간에는 뚜렷한 상관관계를 찾아볼 수 없었다. 하지만 수목 개체의 축적된 원소들의 총 함량은 부숙오니 함량이 증가할수록 뚜렷하게 증가하는 경향을 보였다. 이는 표 10에 나타난 것처럼 부숙오니 함량이 증가할수록 내성수목의 총건물중량이 증가함으로써 각 수목 당 축적된 원소들의 총 함량이 증가한 것으로 풀이된다. 또한 표 7에서 볼 수 있듯이 Fe과 Pb를 제외한 조사 중금속 대부분이 부숙오니에 훨씬 높은 농도로 함유되어 있는 것으로 나타나 부숙오니의 함량이 증가할수록 토양 내 중금속 농도가 높을 것이며 따라서 축적된 중금속함량이 높았을 것으로 축적된다. 하지만 부숙오니에 비하여 석탄토양에 40배 이상 높은 농도로 존재하는 Fe의 축적량을 살펴보면, 부숙오니 함량이 증가할수록 석탄토양의 비율이 감소함에도 불구하고 축적된 Fe의 함량은 수종이나 부숙오니 처리방법에 상관없이 약 3배에서 9배까지 높은 축적량을 보여 내성수목 식재 및 성장에 따른 석탄 토양 내 유해 중금속 제거 효과가 뚜렷한 것을 알 수 있었다.

표 20. 하수슬러지(sewage sludge) 부속오니를 첨가한 석탄토양에서 유출수 내의 영양염류 및 유해 중금속 농도 조사를 통한 내성 수종의 phytoremediation 효과 조사 [식재 50일 경과 후에 수거한 유출수 내에 존재하는 염류와 중금속 농도(mg/l)]

	Sludge 함량 (%)	분리처리(Separation)			혼합처리(mixing)		
		Control (no plants)	plantation	% of control	Control (no plants)	plantation	% of control
<b>K</b>	0	1.97	1.54	78.2	2.06	2.04	99.0
	12.5	2.76	2.08	75.2	3.43	2.59	75.5
	25.0	4.85	2.81	58.0	4.98	2.30	46.2
	37.5	6.04	2.80	46.6	6.01	2.82	47.0
<b>Ca</b>	0	7.12	5.56	78.1	7.30	5.50	75.3
	12.5	27.50	11.05	40.2	37.80	16.55	43.8
	25.0	71.00	21.60	30.4	75.55	15.70	20.8
	37.5	68.25	25.85	37.9	104.20	25.55	24.5
<b>Mg</b>	0	2.70	2.21	81.9	2.89	2.07	71.5
	12.5	9.99	11.55	32.2	3.22	4.88	42.2
	25.0	21.62	6.21	28.7	20.00	4.19	20.9
	37.5	19.30	6.46	33.5	26.15	6.25	23.9
<b>Na</b>	0	10.75	8.25	76.8	11.65	8.58	73.6
	12.5	11.50	7.49	65.1	11.15	8.53	76.5
	25.0	13.36	9.48	70.9	13.75	9.35	68.0
	37.5	12.95	9.06	69.9	13.90	9.14	65.8
<b>Fe</b>	0	0.47	0.24	50.9	0.11	0.20	181
	12.5	0.09	0.07	77.8	0.07	0.04	57.1
	25.0	0.03	- <sup>a</sup>		-	-	
	37.5	-	0.03		0.01	-	
<b>Cu</b>	0	-	-		-	-	
	12.5	-	-		-	-	
	25.0	0.03	-		-	-	
	37.5	0.03	-		0.01	-	
<b>Mn</b>	0	-	-		-	-	
	12.5	-	-		0.09	-	
	25.0	0.25	-		0.25	-	
	37.5	0.29	-		0.85	-	

<sup>a</sup>검출한계 이하의 측정치

표 21. 하수슬러지(sewage sludge) 부속오니를 첨가한 석탄토양에서 유출수 내의 영양염류 및 유해 중금속 농도 조사를 통한 내성 수종의 phytoremediation 효과 조사 [식재 110일 경과 후에 수거한 유출수 내에 존재하는 염류와 중금속 농도(mg/l)]

	Sludge 함량 (%)	분리처리(Separation)			혼합처리(mixing)		
		Control (no plants)	plantation	% of control	Control (no plants)	plantation	% of control
<b>K</b>	0	2.30	1.80	78.3	2.60	2.17	83.3
	12.5	2.92	2.17	74.5	2.41	2.17	47.5
	25.0	2.90	2.37	81.7	2.41	2.58	107
	37.5	3.82	2.60	68.1	3.87	2.77	71.6
<b>Ca</b>	0	7.21	5.92	82.0	11.50	6.14	53.4
	12.5	19.20	8.94	46.5	13.70	9.95	72.6
	25.0	20.30	13.00	64.0	13.30	13.60	102
	37.5	36.70	14.70	40.1	35.50	20.85	58.7
<b>Mg</b>	0	1.84	2.22	120	3.73	2.02	54.0
	12.5	5.04	2.34	46.4	3.20	2.54	79.2
	25.0	5.61	2.55	45.5	3.16	2.98	94.2
	37.5	7.36	2.72	36.9	6.50	3.55	54.6
<b>Na</b>	0	8.95	9.38	105	12.70	9.99	78.7
	12.5	11.00	9.35	85.0	9.66	8.65	89.5
	25.0	10.20	9.46	92.7	8.55	8.85	104
	37.5	11.40	8.45	74.1	9.72	9.50	97.7
<b>Fe</b>	0	- <sup>a</sup>	0.14		-	0.09	
	12.5	0.25	0.11	44.0	-	0.06	
	25.0	-	0.02		-	0.01	
	37.5	-	0.27		-	0.07	
<b>Cu</b>	0	-	-		-	-	
	12.5	-	-		-	-	
	25.0	-	-		-	-	
	37.5	0.04	-		-	-	
<b>Mn</b>	0	-	-		-	-	
	12.5	-	-		-	-	
	25.0	-	-		-	-	
	37.5	-	-		0.10	-	
<b>Cr, As, Ni</b>	0	-	-		-	-	
	12.5	-	-		-	-	
	25.0	-	-		-	-	
	37.5	-	-		-	-	

<sup>a</sup>검출한계 이하의 측정치

표 22. 하수슬러지(sewage sludge) 부속오니를 첨가한 석탄토양에서 유출수 내의 영양염류 및 유해 중금속 농도 조사를 통한 내성 수종의 phytoremediation 효과 조사[식재 180일 후에 수거한 유출수 내에 존재하는 염류와 중금속 농도(mg/l)].

	Sludge 함량 (%)	분리처리(Separation)			혼합처리(mixing)		
		Control (no plants)	plantation	% of control	Control (no plants)	plantation	% of control
<b>K</b>	0	1.76	1.78	101	1.81	1.76	97.2
	12.5	2.13	3.05	143	1.15	0.78	68.2
	25.0	2.90	3.67	126	0.88	3.25	368
	37.5	2.64	2.69	102	3.16	3.50	111
<b>Ca</b>	0	5.72	5.77	101	5.85	7.21	123
	12.5	10.30	16.85	164	12.20	5.44	44.6
	25.0	21.10	19.10	90.5	9.20	26.55	289
	37.5	22.60	34.65	153	25.00	41.15	164
<b>Mg</b>	0	1.36	2.24	164	1.52	1.73	114
	12.5	2.63	4.70	179	1.57	0.99	63.0
	25.0	5.79	4.19	78.7	1.30	5.43	417
	37.5	3.30	7.04	213	3.41	7.80	229
<b>Na</b>	0	8.44	9.87	117	9.81	7.98	81.3
	12.5	9.98	12.80	128	5.40	3.77	69.8
	25.0	8.65	13.70	158	4.76	13.85	291
	37.5	8.82	10.07	114	9.94	16.25	164
<b>Fe</b>	0	0.26	0.01	3.85	0.08	0.05	62.5
	12.5	0.51	0.03	6.48	-	0.09	
	25.0	0.48	0.01	2.60	-	0.05	
	37.5	-	0.08		-	0.03	
<b>Cu</b>	0	-	-		-	-	
	12.5	-	0.05		-	-	
	25.0	-	0.07		-	0.06	
	37.5	0.13	0.07	53.8	0.07	0.04	57.1
<b>Mn</b>	0	-	-		-	-	
	12.5	-	-		-	-	
	25.0	-	-		-	-	
	37.5	-	0.03		0.03	0.01	31.8
<b>Cr, As, Ni</b>	0	-	-		-	-	
	12.5	-	-		-	-	
	25.0	-	-		-	-	
	37.5	-	-		-	-	

<sup>a</sup>검출한계 이하의 측정치

표 23. 하수슬러지 (sewage sludge) 부속오니를 첨가한 석탄토양에서 거제수나무에 의한 영양염류 및 유해 중금속 제거 효과

	Sludge 함량 (%)	분리처리(Separation)			혼합처리(mixing)		
		농도 (µg/g)	건물중 (g)	총축적량 (µg)	농도 (µg/g)	건물중 (g)	총축적량 (µg)
<b>K</b>	0	62.82	2.25	141.35	27.84	1.67	46.49
	12.5	71.10	6.83	478.78	55.70	6.98	388.79
	25.0	73.67	9.90	729.33	86.35	11.13	961.08
	37.5	78.80	10.91	859.71	82.30	9.35	769.51
<b>Ca</b>	0	122.3	2.25	275.18	72.67	1.67	121.36
	12.5	124.8	6.83	852.38	101.93	6.98	711.47
	25.0	93.0	9.90	920.70	124.33	11.13	1383.8
	37.5	125.1	10.91	1365.2	156.03	9.35	1458.9
<b>Mg</b>	0	31.97	2.25	70.93	20.70	1.67	34.57
	12.5	36.30	6.83	247.93	29.37	6.98	205.00
	25.0	26.52	9.90	262.55	30.60	11.13	340.58
	37.5	32.70	10.91	356.76	32.27	9.35	301.73
<b>Fe</b>	0	14.63	2.25	32.92	12.64	1.67	21.11
	12.5	15.25	6.83	104.16	13.43	6.98	93.74
	25.0	16.98	9.90	168.10	11.05	11.13	122.99
	37.5	12.34	10.91	134.63	15.04	9.35	140.62
<b>Cu</b>	0	0.631	2.25	1.42	0.700	1.67	1.17
	12.5	0.672	6.83	5.02	0.733	6.98	5.12
	25.0	0.721	9.90	7.15	0.671	11.13	7.47
	37.5	1.024	10.91	11.72	0.841	9.35	7.86
<b>Ni</b>	0	0.255	2.25	0.574	0.142	1.67	0.237
	12.5	0.293	6.83	2.001	0.360	6.98	2.513
	25.0	0.299	9.90	2.960	0.358	11.13	3.985
	37.5	0.371	10.91	4.048	0.369	9.35	3.450
<b>As</b>	0	0.162	2.25	0.365	0.118	1.67	0.197
	12.5	0.170	6.83	1.161	0.207	6.98	1.445
	25.0	0.196	9.90	1.940	0.225	11.13	2.504
	37.5	0.164	10.91	1.789	0.148	9.35	1.384
<b>Mn</b>	0	6.861	2.25	15.44	6.87	1.67	11.47
	12.5	7.370	6.83	50.34	11.28	6.98	78.73
	25.0	5.130	9.90	50.79	13.64	11.13	151.81
	37.5	6.810	10.91	74.30	10.71	9.35	100.14
<b>Cr</b>	0	0.066	2.25	0.149	0.234	1.67	0.391
	12.5	0.063	6.83	0.430	0.230	6.98	1.605
	25.0	0.054	9.90	0.535	0.221	11.13	2.460
	37.5	0.134	10.91	1.440	0.234	9.35	2.188



표 24. 하수슬러지 (sewage sludge) 부속오니를 첨가한 석탄토양에서 박달나무에 의한 영양염류 및 유해 중금속 제거 효과

	Sludge 함량 (%)	분리처리(Separation)			혼합처리(mixing)		
		농도 (µg/g)	건물중 (g)	총축적량 (µg)	농도 (µg/g)	건물중 (g)	총축적량 (µg)
<b>K</b>	0	23.81	1.78	42.38	34.43	1.67	68.52
	12.5	87.84	6.36	558.66	65.96	6.98	341.67
	25.0	103.36	10.91	1127.7	67.38	11.13	520.17
	37.5	104.06	9.34	971.92	78.24	9.35	915.41
<b>Ca</b>	0	118.0	1.78	210.00	99.42	1.67	197.85
	12.5	142.5	6.36	906.30	110.50	6.98	572.39
	25.0	150.2	10.91	1639.1	128.94	11.13	995.42
	37.5	179.3	9.34	1675.0	144.54	9.35	1691.2
<b>Mg</b>	0	20.86	1.78	37.13	21.56	1.67	42.90
	12.5	36.68	6.36	233.29	28.13	6.98	145.71
	25.0	34.96	10.91	381.41	29.33	11.13	226.43
	37.5	33.80	9.34	315.69	27.98	9.35	327.37
<b>Fe</b>	0	15.38	1.78	27.38	10.85	1.67	21.59
	12.5	20.07	6.36	127.65	12.15	6.98	62.94
	25.0	23.20	10.91	253.11	13.20	11.13	101.90
	37.5	21.57	9.34	201.46	11.98	9.35	140.17
<b>Cu</b>	0	0.630	1.78	1.12	0.512	1.67	1.02
	12.5	1.109	6.36	7.05	0.652	6.98	3.38
	25.0	1.271	10.91	13.87	0.634	11.13	4.98
	37.5	1.559	9.34	14.56	0.703	9.35	8.23
<b>Ni</b>	0	0.133	1.78	0.237	0.167	1.67	0.332
	12.5	0.310	6.36	1.972	0.346	6.98	1.792
	25.0	0.428	10.91	4.669	0.313	11.13	2.416
	37.5	0.413	9.34	3.857	0.333	9.35	3.896
<b>As</b>	0	0.173	1.78	0.308	0.157	1.67	0.312
	12.5	0.250	6.36	1.590	0.141	6.98	0.730
	25.0	0.242	10.91	2.640	0.188	11.13	1.451
	37.5	0.271	9.34	2.531	0.160	9.35	1.872
<b>Mn</b>	0	2.146	1.78	3.82	10.58	1.67	21.06
	12.5	9.320	6.36	59.28	14.31	6.98	74.11
	25.0	10.560	10.91	115.21	15.13	11.13	116.77
	37.5	8.898	9.34	83.11	12.81	9.35	149.88
<b>Cr</b>	0	0.231	1.78	0.411	0.217	1.67	0.432
	12.5	0.261	6.36	1.660	0.230	6.98	1.191
	25.0	0.260	10.91	2.837	0.226	11.13	1.745
	37.5	0.243	9.34	2.270	0.222	9.35	2.597

유해 중금속 총 축적량에 있어서 수종 간에는 뚜렷한 차이가 없었으며, 부숙오니 처리방법에서는 분리 처리한 경우가 혼합 처리한 경우보다 총 축적량이 약간 높은 경향을 나타내었다. 생장 측면에서 부숙오니 첨가 적정량으로 산정된 25% 수준에서의 일반적으로 유해 중금속 축적도 우수한 것으로 조사되었다. 따라서 석탄토양에 부숙오니를 첨가할 경우 토양미생물 활력도 증진에 따른 유기물질의 무기화와 이에 따른 양료공급효과 증대로 수목생장이 촉진되었으며, 동시에 유해 중금속 제거효과도 뚜렷하게 나타나 석탄토양에서 부숙오니 첨가에 따른 내성수목의 phytoremediation 효과를 뚜렷하게 살펴 볼 수 있었다.

## 제 3 절 Phytoremediation 효과 검증

### 1. Cellulase fabric assay 개발

부숙오니 첨가에 따른 토양 미생물 활력도 증진과 이에 따른 수목의 성장 촉진과 phytoremediation 효과를 간이적으로 평가할 수 있는 기법을 개발하고자 cellulase fabric assay 개발을 실시하였다. 앞서 기술한 연구에서는 이를 알아보기 위하여 토양 미생물의 여러 효소활성을 직접 조사하여 실시하였지만 이러한 방법은 파괴적이며 많은 시간과 노력이 필요하다. 따라서 석탄 광해지 현장에 부숙오니를 시비하고 시간 경과에 따른 석탄 토양의 생물학적 복원과 수목성장 및 phytoremediation을 신속하면서도 간편하게 평가할 수 있는 기법의 개발이 필요하다. 따라서 본 연구에서는 식물체 잔재물의 주요 구성성분인 cellulose를 주성분으로 하는 직물(fabric)의 분해 정도를 측정함으로써 미생물 활력도를 간이적으로 평가할 수 있는 cellulase fabric assay 기법 개발과 이에 관련된 기준 설정을 실시하였다. 이 기법은 원래 여러 토양시스템에서 유기물의 분해 속도를 평가하기 위하여 International Biological Programme(*Cotton Strip Assay: An Index of Decomposition in Soils* (Symposium No. 24), Institute of Terrestrial Ecology)에 의해 개발된 방법이다. 분해정도는 순수 cellulose 96%로 이루어진 목화직물(광목)을 토양에 묻고 시간 경과에 따른 직물의 인장강도를 측정하여 평가한다. 따라서 분해가 많이 진행될수록 직물의 인장강도가 약해져 tensiometer로 잡아당길 경우 쉽게 끊어지게 됨으로 직물 조각을 끊기 위하여 필요한 힘의 크기로 유기물의 분해정도를 산출하게 된다.

#### 가. 연구 수행 방법

코엔바이오에서 시제품으로 개발한 농산촌 하수오니를 이용한 부숙퇴비를 석탄토양에 부피비를 기준으로 0%(대조구), 12.5%, 25%되게 제조하여 잘 섞은 후에 깊이

20cm 되는 pot(용량 7L)에 넣어 실시하였다. 이때 혼합토양의 깊이에 따른 분해 정도의 차이를 알아보기 위하여 바닥에서 5cm(깊이 15cm) 지점의 하부토양과 15cm(깊이 5cm)되는 상부토양 각 지점에 광목천(길이 8cm, 폭 3cm, 4조각)을 배치하여 토양에 묻은 후에 이들 pot를 growth chamber (온도 25℃, 상대습도 80%)에서 배양하였다. 10일 간격으로 2개 pot를 회수하여 각 지점의 광목천 조각(총 8 반복수)의 분해정도와 해당 부위 토양의 미생물 효소활성을 동시에 측정하였다. 5일 간격으로 증류수로 표면 관수를 실시하였으며 5일 동안의 pot 무게 감소량만큼 관수를 실시하였다. 효소활성 측정은 앞서 실시한 방법과 동일한 방법을 이용하여 실시하였다.

#### 나. 연구 수행 결과

부숙오니와 석탄토양을 혼합한 토양에서 시간 경과에 따른 cellulose fabric 분해 정도를 조사한 결과는 그림 4에서 보는 바와 같다. 즉 배양기간이 길수록 cellulose fabric 분해 정도가 심하게 나타났으며, 첨가한 부숙오니의 함량이 증가할수록 분해 정도가 뚜렷하였다. 부숙오니를 첨가하지 않은 석탄토양(대조구; 0%)의 경우, 깊이에 상관없이 배양 30일까지 fabric 모양을 그대로 보존하고 있는데 반하여 부숙오니를 첨가한 경우 배양 10일 이내에 상당히 분해가 진행되었으며 20일 이내에 원래의 모습을 유지하지 못할 정도로 심하게 분해된 것을 확인할 수 있었으며, 30일 이내에 분해가 거의 완료되는 것을 알 수 있었다. 이 경우에도 부숙오니의 함량이 증가할수록 fabric의 분해 정도가 심하게 진행되는 것을 볼 수 있었다. 토양 깊이에 따른 분해 정도는 전반적으로 10cm 이하의 깊이에서 더욱 분해가 촉진되는 것을 볼 수 있었다.

이러한 cellulose fabric 분해에 관련된 미생물의 활력도를 알아보기 위하여 각 혼합토양에서 배양기간별, 토양깊이별 효소활성을 측정한 결과는 그림 5, 6, 7, 8에 나타나있다. 토양미생물의 전반적인 활성을 알아보기 위하여 CO<sub>2</sub> 발생 정도로부터 계산된 호흡률과 가수분해효소 등의 효소활성을 측정하였다. 토양 호흡률(그림 5)의 경우, 부숙오니의 함량이 높을수록 호흡률이 높았으며, 부숙오니를 전혀 첨가하지 않은 토양에 비하여 부숙오니 처리 토양에서의 호흡률이 월등히 높은 것을 볼 수 있었다. 토양 깊이에 따른 호흡률은 상부토양이 하부토양보다 높게 나타났다. 하지만 배양시

간이 경과할수록 호흡률이 감소하였으며, 감소정도는 하부토양에서 더욱 뚜렷하였다. cellulose 분해효소의 활성(그림 6)의 경우 호흡율과 유사한 경향을 보였다. 즉 부숙오니를 첨가하지 않은 토양의 분해활성은 거의 나타나지 않은 반면 부숙오니를 첨가한 토양에서의 분해활성은 월등히 높게 나타났으며, 부숙오니 첨가량이 증가할수록 분해활성이 높게 나타났다. 토양깊이에 따른 분해활성의 차이는 뚜렷하지 않았으며 배양기간이 증가할수록 감소하는 경향을 보였지만 60일 경과 후에도 초기 활성의 50% 이상의 분해 활성을 유지하였다.  $\beta$ -glucosidase의 효소활성(그림 7)도 토양 호흡률이나 cellulase 분해효소의 활성과 비슷한 경향을 보였다. 즉 부숙오니를 첨가하지 않은 석탄토양에서는 활성이 거의 나타나지 않은 반면, 부숙오니 첨가에 의하여 효소 활성이 크게 증가한 것을 볼 수 있었으며, 부숙오니의 첨가량이 증가할수록 효소활성도 높게 나타났다. 토양깊이에 따른 효소활성에는 뚜렷한 차이를 볼 수 없었으며, 배양기간이 증가할수록 감소하는 경향을 보였지만 60일 이후에도 초기 활성의 약 40% 수준을 유지하는 것으로 조사되었다. Xylanase의 효소활성(그림 8)은 25%의 부숙오니를 첨가한 토양에서 뚜렷하게 나타난 반면, 부숙오니를 첨가하지 않은 토양이나 12.5%를 첨가한 석탄토양에서는 매우 낮은 활성을 보였다. Xylanase의 효소활성의 경우, 다른 효소 활성과는 달리 부숙오니 25% 첨가 석탄토양에서의 토양깊이에 따른 효소활성의 차이를 찾아볼 수 없었지만 배양기간이 증가할수록 감소하는 경향을 보였지만 60일 경과 후에도 매우 높은 활성을 나타내는 것으로 나타났다. 따라서 석탄토양에 부숙오니로 공급된 유기탄소의 가수분해에 관여하는 효소들의 활성은 부숙오니 첨가 유무, 첨가량, 토양깊이, 배양기간에서 일관된 경향을 나타내었으며, 이러한 효소활성은 cellulose fabric의 분해 정도와 높은 상관성을 지니는 것을 알 수 있었다. 따라서 석탄토양 복원을 위하여 공급한 부숙오니의 유기탄소 가수분해 효율이나 전체 토양미생물의 대사능력 정도를 간접적으로 평가할 수 있는 간편한 방법으로 cellulase fabric assay는 매우 적합한 방법인 것으로 평가되었다. 실제 석탄 광해지 현장에서 부숙오니 시비에 따른 토양 미생물활력도 증진 및 이에 대한 간이적 평가 방법으로 채택하여, 현장 평가에서 이를 적용하여 실시하였다.

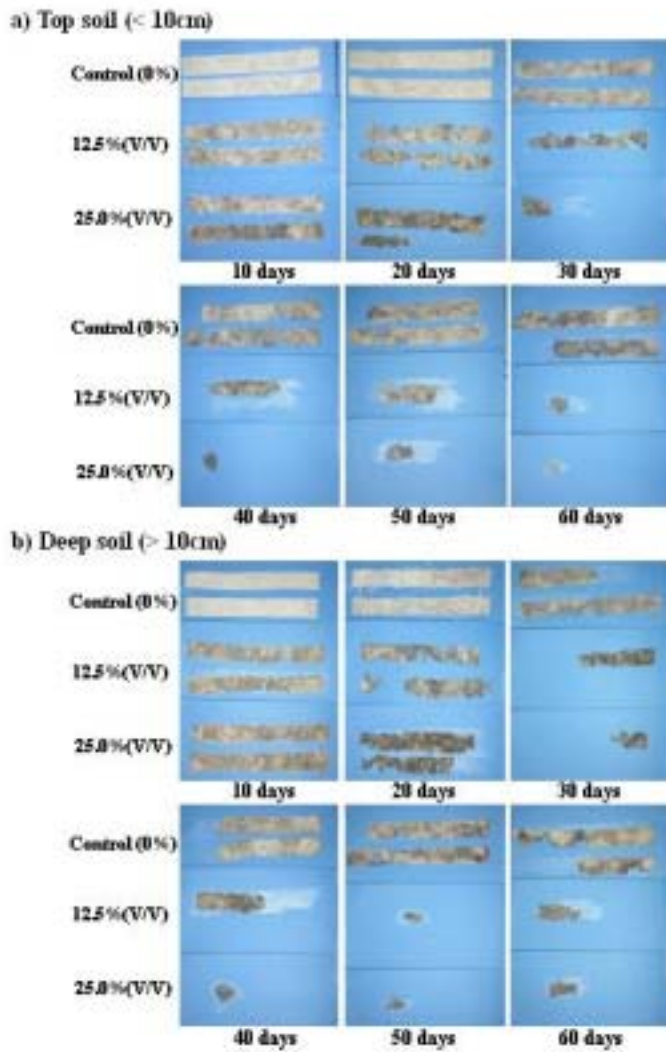


그림 4. 부숙오니와 석탄토양을 혼합한 토양에서 부숙오니 첨가량, 토양깊이, 시간 경과에 따른 cellulose fabric 분해 정도.

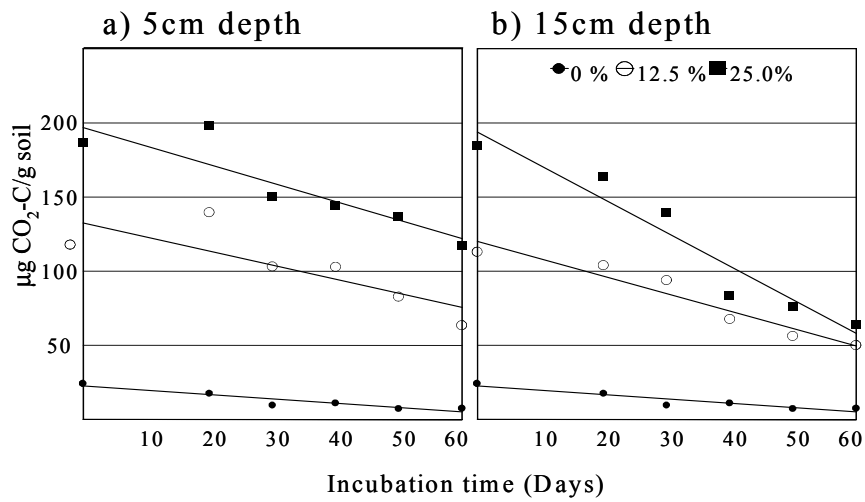


그림 5. 부숙오니와 석탄토양을 혼합한 토양에서 부숙오니 첨가량, 토양깊이, 시간 경과에 따른 토양 호흡률 (soil respiration rate) : cellulose fabric 분해 정도를 판정하기 위하여 cellulose fabric을 설치한 동일한 부위의 토양에서 측정 실시.

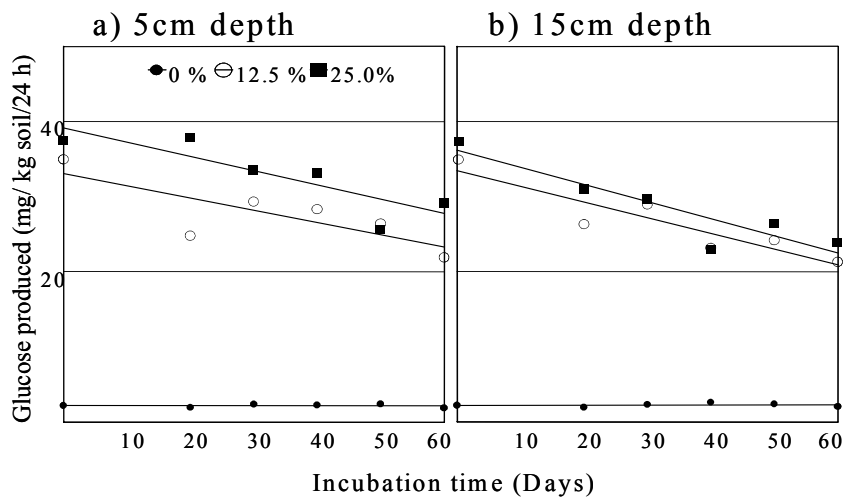


그림 6. 부숙오니와 석탄토양을 혼합한 토양에서 부숙오니 첨가량, 토양깊이, 시간 경과에 따른 cellulose 분해효소(cellulase activity) : cellulose fabric 분해 정도를 판정하기 위하여 cellulose fabric을 설치한 동일한 부위의 토양에서 측정 실시.

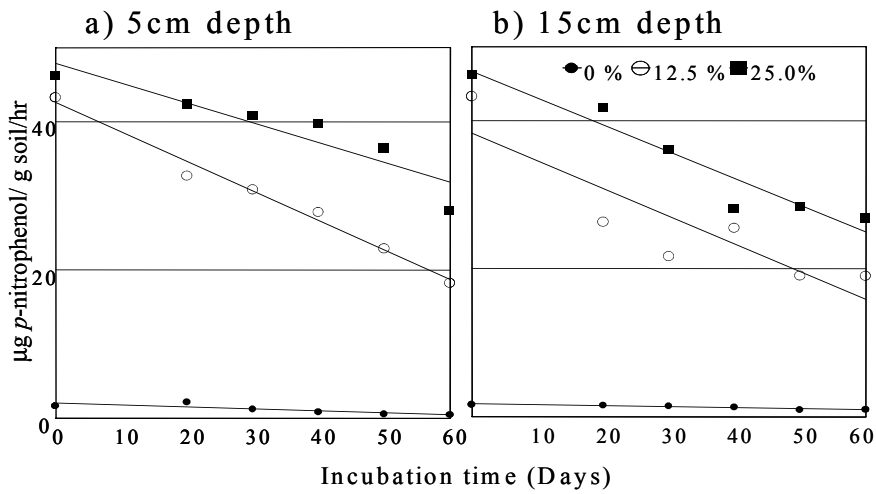


그림 7. 부숙오니와 석탄토양을 혼합한 토양에서 부숙오니 첨가량, 토양깊이, 시간 경과에 따른  $\beta$ -glucosidase 효소활성 : cellulose fabric 분해 정도를 판정하기 위하여 cellulose fabric을 설치한 동일한 부위의 토양에서 측정 실시.

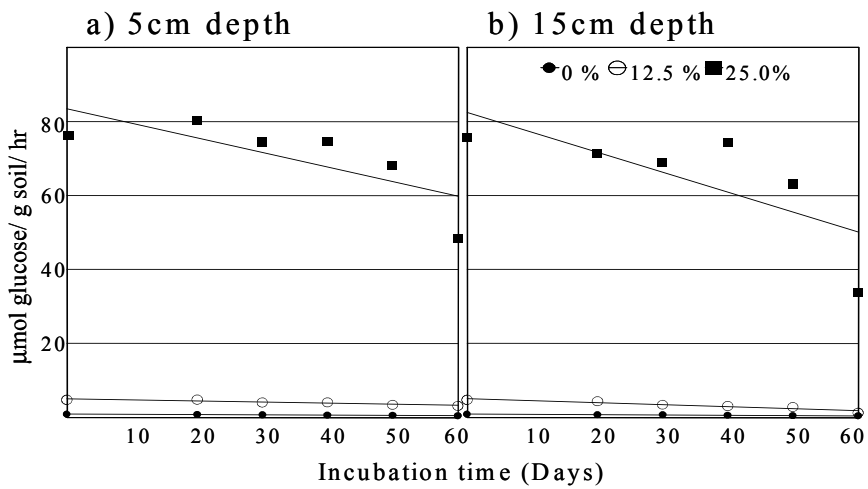


그림 8. 부숙오니와 석탄토양을 혼합한 토양에서 부숙오니 첨가량, 토양깊이, 시간 경과에 따른 xylanase 효소활성 : cellulose fabric 분해 정도를 판정하기 위하여 cellulose fabric을 설치한 동일한 부위의 토양에서 측정 실시.



## 2. 석탄 광해지 현장 적용 평가

### 가. 연구 수행 방법

2차년도까지 실험실에서 개발 검증된 연구 결과를 바탕으로 강원도 태백 석탄 광해지에서 현장 적용 평가를 실시하였다. 이를 위하여 임업연구원에서 운영 중인 폐광지 복원지역(그림 9)에서 국립산림과학원에서 선발한 박달나무 1년생 묘목을 2003년 8월 중순에 현장에 식재하였다. 식재를 위하여 광해지 토양에 깊이 20cm, 폭 30cm의 구덩이를 파고, 개발된 하수오니 부숙 토양개량제를 전혀 첨가하지 않은 처리구 (control), 500cc 첨가한 처리구(×1), 1000cc를 첨가한 처리구(×2)의 3개 처리구를 두었으며, 각 처리당 5반복의 수목을 무작위로 배치하였다. 또한 각 반복 수목 식재 토양의 깊이 5cm 되는 지점에 cellulose fabric을 8개씩 배치하고 주기적으로 수거하여 토양개량제 첨가 후 시간 경과에 따른 토양 미생물 활력도를 평가하였다(그림 10). 식재 후 일정간격으로 수목생장, 엽록소 함량과 생장 변화를 조사하였다.



그림 9. 강원도 태백시 함백산 근처에 위치한 국립산림과학원 광해지 복원 사업 시험포장 전경



그림 10. 광해지 토양에 일정 크기의 식재 구덩이를 설치하고 개발된 토양개량제 (갈색 유기물)를 첨가하는 모습(위); 토양미생물 활력도에 대한 간이 평가 방법인 cellulose fabric assay의 현장 적용을 위하여 cellulose fabric을 설치하는 모습(아래). cellulose fabric 수거 과정에서 발생할 수 있는 파손을 방지하기 위하여 나일론 망 주머니(파란색)에 넣은 광목천(크기 3×8cm)과 식별표가 같이 부착된 모습.

토양개량제 첨가에 따른 수목의 phytoremediation 효과를 평가하기 위하여 특수하게

제작한 pot와 유출수 수거장치를 현장에 설치하여 자연 강우에 의하여 유출된 유출수의 중금속 함량을 조사하였다(그림 11).



그림 11. 토양개량제와 선발 수목에 의한 phytoremediation 효과 검증을 위하여 특별하게 설치한 식재 pot와 유출수 수거 장치. 토양개량제는 현장 적용 평가에서 실시한 토양개량제 함량 0cc(control), 500cc(×1), 1000cc(×2) 각 3개 처리구를 동일하게 설치하였으며 혼합토양은 현장에서 직접 조제하였다(윗 사진). 주기적으로 유출수 저수조에 모아진 유출수를 수거하여 중금속 함량을 조사하였다.

나. 연구 수행 결과

1) 토양개량제 시비에 따른 선발수목의 성장 반응

토양개량제 시비에 따른 수목의 성장 반응을 조사하기 위하여 2003년 8월 20일에 태백 석탄 광해지에 선발 수종을 식재하고 10월 1일과 11월 1에 실시한 엽록소 함량(그림 12, 13) 측정 결과, 토양개량제 시비에 의하여 엽록소 함량이 2배 이상 높게 나타나 토양개량제에 의한 양료공급 효과가 뚜렷하게 나타났다. 또한 2004년 4월 8일에 조사한 신초 발달 반응에서도 토양개량제 시비에 의하여 수목의 신초발달이 월등히 빠르게 진행되는 것을 확인할 수 있었다(그림 14).

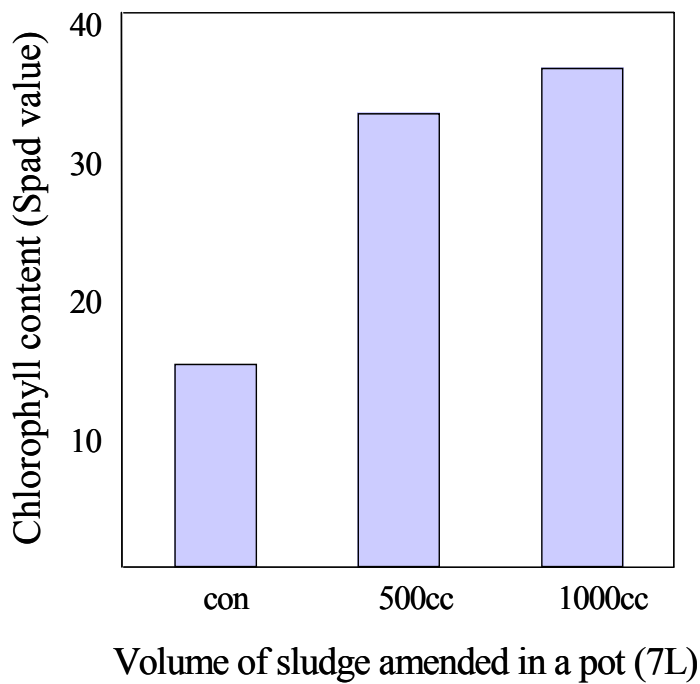


그림 12. 토양개량제 시비에 따른 선발 수목의 엽록소 함량 차이. 식재 후 40일 경과된 시점에서 측정. 이러한 엽록소 함량의 차이는 그림 13에서 볼 수 있듯이 식재 후 70일 경과한 상태에서도 지속적으로 뚜렷하게 나타남.



그림 13. 토양개량제 시비에 따른 선발 수목의 엽록소 함량 및 성장 반응차이. 식재 후 70일 경과한 상태의 비교 모습. 토양개량제를 처리하지 않은 대조군(윗 사진)에 비하여 토양개량제(500cc, ×1)를 처리한 처리군(아래 사진)의 수목이 진한 녹색을 띠고 있으며, 전반적인 성장도 훨씬 양호한 것을 볼 수 있다.



그림 14. 토양개량제 시비에 따른 선발 수목의 성장 반응차이. 식재 후 약 230일이 경과한 2004년 4월 8일에 조사한 선발 수목의 신초 발달 모습. 토양개량제를 처리하지 않은 대조군(윗 사진)이 아직 신초 생장이 일어나지 않는데 비하여 토양개량제(500cc, ×1)를 처리한 처리군(아래 사진)의 수목에서 신초생장 및 엽 발생이 훨씬 빠르게 진행되는 것을 볼 수 있었으며, 이러한 초기 성장 차이는 그림 15에서 볼 수 있듯이 이후 엽 성장에서도 처리 간에 계속적으로 뚜렷한 차이를 나타내었다.

이러한 토양개량제 시비에 의한 생리적 반응 차이 이외에도 수목의 성장에서도 뚜

렸한 차이를 볼 수 있었다. 위에서 언급한 신초 발달의 차이는 이후 수목 성장에서 계속적으로 확인되어 토양개량제를 처리하지 않은 대조군에 비하여 토양개량제를 시비한 처리군의 수목의 총 엽수와 엽면적이 동일한 성장시기에서 뚜렷한 차이를 나타내었다. 특히 지하 근권부의 발달에 있어서 토양개량제 시비 효과가 극명하여 대조군에 비하여 처리군에서는 매우 우수한 근권부의 발달이 진행되었다(그림 15).



그림 15. 토양개량제 시비에 따른 선발 수목의 성장 반응 차이. 식재 후 약 280일이 경과한 2004년 5월 58일에 조사한 선발 수목의 지상부 및 지하 근권부 발달 모습. 토양개량제를 처리하지 않은 대조군(왼쪽)은 엽이 작고 발달이 상대적으로 늦은 데 비하여 토양개량제를 처리한 처리군(500cc, ×1, 중앙; 1000cc, ×2, 오른쪽)의 수목에서 엽이 크고 발달이 빠르며, 지하 근권부에는 잔뿌리의 발달이 우수하였으며 전반적으로 왕성하게 발달한 것을 볼 수 있다.

식재 후 280일 경과 후에 조사한 수목의 성장분석은 표 25와 같다. 토양개량제를 시비하지 않은 대조군(무처리)에 비하여 토양개량제를 처리한 처리군(×1, ×2) 수목의

총 생체중과 총건물중이 2배 이상 높게 조사되었으며, 토양개량제 처리량이 증가할 수록 수목의 생체량도 증가하는 것으로 나타났다. 지상부인 엽과 줄기의 건물중에 대한 지하부 뿌리의 건물중 비를 비교한 결과, 토양개량제를 처리한 경우의 비율이 대조군에 비하여 2배 정도 높게 나타났다. 이는 토양개량제를 처리하지 않은 대조군 수목에서는 양료 부족을 보상하기 위하여 탄소동화산물의 상당부분을 지하부 발달에 사용한 반면, 토양개량제를 처리한 토양에서는 상대적으로 많은 양의 탄소동화산물을 지상부 발달에 사용한 결과라고 해석된다. 따라서 토양개량제 시비에 따른 식재 후 지하 근권부의 원활한 발달은 선발 수종이 광해지와 같이 열악한 토양 조건에서 초기 정착하는데 있어 매우 중요한 요소로 작용할 것으로 판단되었다. 결론적으로 석탄 광해지 토양에 토양개량제를 시비함으로써 선발 수종의 초기 성장 발달을 촉진하고 건전한 수목생리활성을 유지함으로써 성공적인 정착을 유도할 수 있는 것으로 나타났다.

표 25. 석탄 광해지 현장에서 토양개량제 시비에 따른 수목 성장 분석

처리	토양개량제함량 (cc)	총생체중 (g)	총건물중(g)	지상부/지하부
무처리	0	5.85±0.85	2.58±0.30	1.07±0.35
×1	500	14.33±3.44	6.05±2.08	2.07±0.83
×2	1,000	19.63±0.97	7.70±0.26	1.99±0.71

위의 data는 5반복의 평균값과 표준편차임.

식재 후 280일 성장한 수목을 대상으로 성장 분석을 실시하였음.

## 2) 토양개량제 시비에 따른 석탄토양의 미생물 활력도 평가

Cellulose fabric assay 방법을 이용하여 토양개량제 시비 후 시간 경과에 따른 석탄 토양의 미생물 활력도를 평가한 결과는 아래 그림 16과 같다.



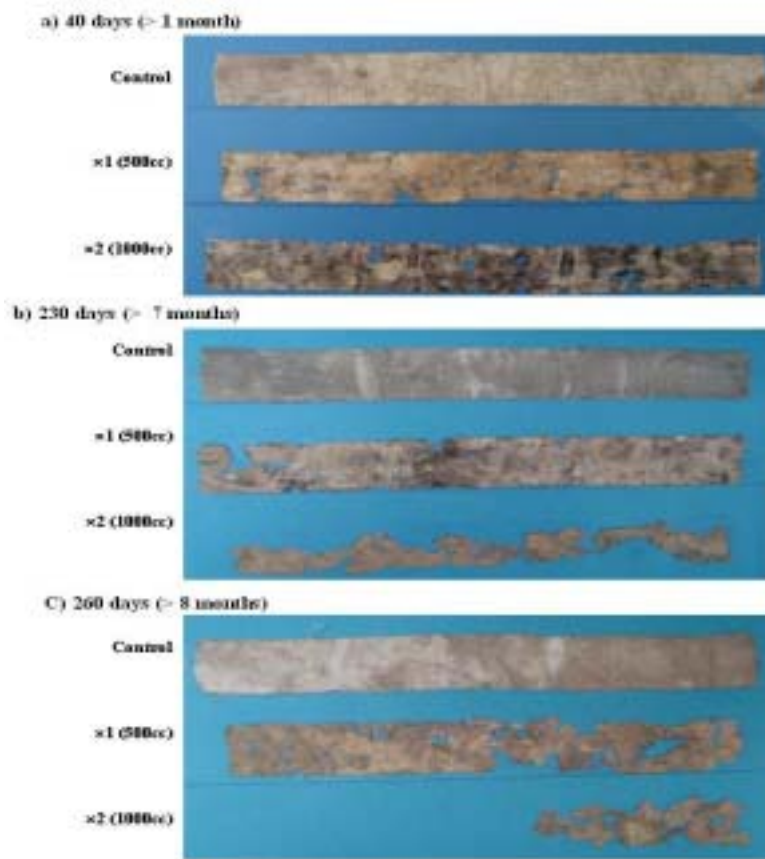


그림 16. Cellulose fabric assay 방법을 이용하여 조사한 토양개량제 시비에 따른 석탄 토양에서의 미생물 활력도 차이.

토양개량제를 시비한 석탄토양에서의 cellulose fabric의 분해정도는 실내 검증에서와 마찬가지로 나타났다. 즉 토양개량제를 전혀 시비하지 않은 대조군(control)의 경우, 8개월이 경과된 시점에서 원형을 그대로 유지하고 있을 정도로 cellulose fabric 분해가 거의 진행되지 않은 반면, 토양개량제를 500cc 처리한 처리군(x1)과 1,000cc를 처리한 처리군(x2)의 경우, 40여일 동안에도 원형을 알아볼 수 없을 정도로 분해가 빠르게 진행된 것을 볼 수 있었으며, 이러한 분해 정도는 토양개량제 시비량이 높을수록 뚜렷한 경향을 보였다. 하지만 시간 경과에 따른 분해정도에서는 계절적 차이를 보였다. 즉 식재 직후 40일 동안은 온도가 높고 비가 많은 여름철에

해당하여 미생물 생장에 매우 유리한 환경 조건인데 반하여 7-8개월 경과한 시점은 동절기를 포함하고 있어 미생물 생장에 매우 불리한 환경조건 있었던 점을 감안하면 항온상습 조건에서 실시한 실내 검증에서 확인할 수 있었던 배양기간 증가에 따른 분해 촉진 효과는 나타나지 않았던 것으로 풀이된다. 실제로 cellulose fabric을 묻은 토양 깊이 5cm에서 실측한 토양온도는 2004년 1월에 최적  $-25^{\circ}\text{C}$  이었던 점을 감안하면 cellulose fabric 분해에 있어서 계절적 차이를 설명하기에 충분하였다. 계절적 차이에도 불구하고, 하수오니를 부속시켜 개발한 토양개량제 첨가에 의하여 자연 상태의 석탄토양에서도 토양미생물 활력도가 크게 증진된 것을 확인하였으며, 본 연구에서 검증하여 적용한 토양미생물 활력도 간이 평가법인 cellulose fabric assay의 현장 적용 평가도 성공적이었던 것으로 나타났다.

### 3) 석탄 광해지 토양에서의 phytoremediation 효과 검증

토양개량제 시비에 의한 수목 성장 촉진과 이에 따른 유해 중금속 제거를 위한 phytoremediation 효과를 조사하기 위하여 특수하게 설치하여 수거한 유출수 내의 중금속 농도 변화 결과는 그림 17에 나타나 있다. 식재 후 40일 동안 수거된 유출수와 이후 190일(식재 후 약 230일 경과) 동안 수거된 유출수에 존재하는 유해 중금속 농도는 Fe와 Al을 제외한 조사 중금속 모두에서 시간이 경과할수록 낮아지는 경향을 나타내었다. 이는 이들 중금속이 표 7에 제시된 것과 같이 부속오니에 비하여 석탄토양에서 Al은 약 2배, Fe는 약 40배 이상 높게 존재하고 있기 때문에 주로 석탄에서 지속적으로 유래되고 있다고 판단할 수 있다. 이들 두 중금속을 제외하고 나머지 중금속은 40일 경과 시점에서 수거한 유출수에서 토양개량제 함량이 높을수록 농도가 증가한 점으로 보아 토양개량제에서 주로 유래한 것으로 판단된다.

토양개량제 시비에 의하여 시간 경과에 따라 Cd, As, Mn, Ni 중금속은 현저하게 저감되었으며 Cu와 Cr도 저감하는 경향을 보였다. 특히 석탄토양에서 주로 유래하는 것으로 판단되는 Fe과 Al의 경우, 토양개량제를 처리하지 않은 대조군에서는 시간이 경과할수록 증가하는 반면, 토양개량제를 처리한 처리군에서는 현저하게 저감되어 Fe의 농도변화 변화에서 토양개량제 시비와 선발 수목 식재에 의한 유해중금속 제거의 phytoremediation 효과를 살펴 볼 수 있었다. 이러한 유해 중금속 제거 효과는 수목 성장 촉진과 근권부의 왕성한 발달에 따른 흡수 증대 등과 관련이 있을 것으로 판단된다. 또한 40일 경과한 유출수의 pH는 대조군의 유출수 pH가 5.09인데 비하여

토양개량제 처리구인 ×1 처리구의 경우 유출수의 pH는 5.36, ×2 처리구의 유출수 pH는 6.13으로 토양개량제 첨가에 의하여 토양의 pH가 개선되었으며 이러한 pH 증가는 토양개량제인 부숙오니 퇴비의 화학적 특성인 높은 CEC에 의해서도 기인하였을 것으로 추측된다. 따라서 토양개량제 첨가에 의한 석탄 토양의 CEC의 증가는 중금속의 활성화 및 용탈을 억제하는데 기여했을 것으로 추측된다.

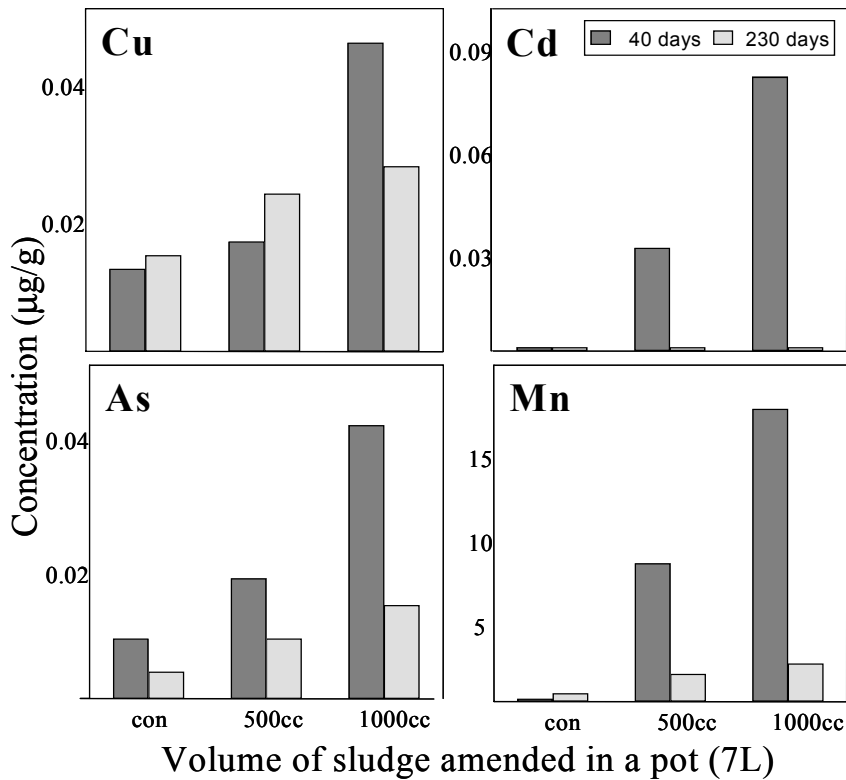
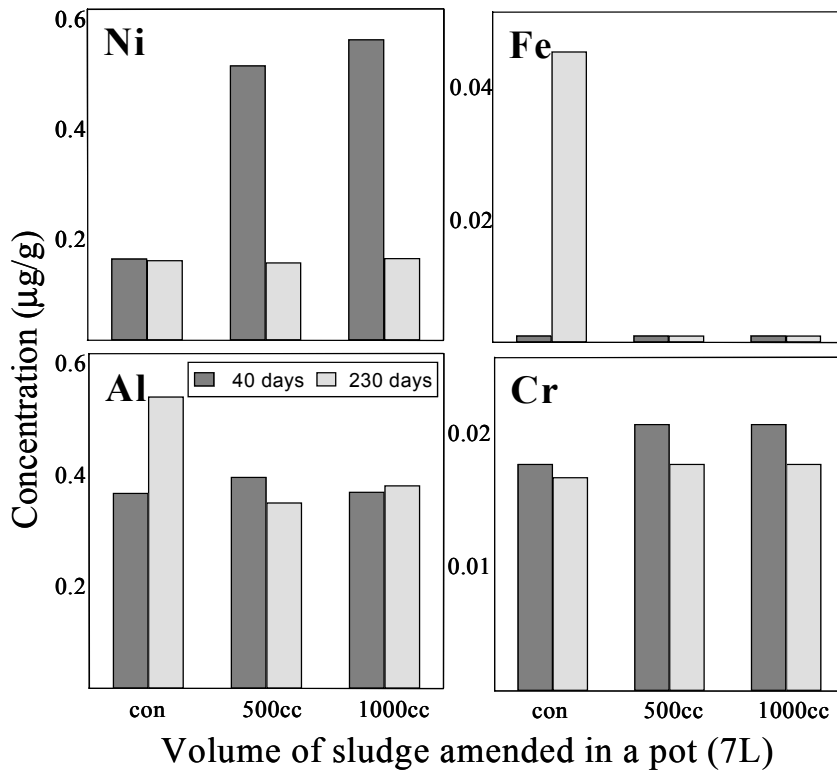


그림 17. 토양개량제 시비 후 시간 경과에 따른 유출수 내의 유해 중금속 농도 변화. 조사한 유출수는 식재 후 40일 경과 시점과 230일 경과 시점에서 수거한 유출수를 이용하여 실시하였으며, 토양개량제의 시비량은 무처리(con), ×1(500cc), ×2(1,000cc)의 3개 처리를 실시하였다.

(그림 다음 장에서도 계속)



(앞 장의 그림에서 계속)

그림 17. 토양개량제 시비 후 시간 경과에 따른 유출수 내의 유해 중금속 농도 변화. 조사한 유출수는 식재 후 40일 경과 시점과 230일 경과 시점에서 수거한 유출수를 이용하여 실시하였으며, 토양개량제의 시비량은 무처리(con), ×1(500cc), ×2(1,000cc)의 3개 처리를 실시하였다.



## 제 6 장 목표달성도 및 관련분야에의 기여도

본 연구는 폐광지의 식생 복원과 오염물질을 정화하는데 친환경적인 방법으로 접근을 시도하였다. 그 결과 본래의 연구 목표인 폐광지 복원 기술과 폐자원의 재활용 기술 개발이라는 두 가지 목표를 달성하였음은 물론 폐광지 복원에서 모범적인 모델을 제시하였다.

우리는 본 연구를 통해서 다음과 같은 결론을 도출할 수 있었다. 과거 폐탄광지역의 식생복원에 있어 가장 큰 장애요인은 폐석 토양의 낮은 pH, 높은 표면 온도, 독성 중금속 등으로 보고되어 왔고, 이러한 문제점을 해결하는데 주력해 왔다. 또한 폐광지역의 식생복원에 있어 성과 위주의 사업을 시행한 결과 지역적인 또는 생태적인 특성을 고려하지 않고 과거에 녹화수종으로 선정되었던 아까시나무, 물오리나무 등을 주로 식재하여 왔다. 그러나 이러한 복원사업은 큰 성공을 거두고 못하였고, 결국은 재 복구에 이르게 되었다. 우리의 연구 결과에서 폐광지역을 복원하는데 있어 가장 큰 장애 요인은 기존에 알려져 왔던 토양의 물리화학적 특성보다는 수목의 생장이나 활력에 직접적인 영향을 주는 양료의 결핍이라는 것을 밝혀낼 수 있었다. 본 연구에서는 이러한 문제점을 해결하기 위하여 폐자원의 재활용을 검토하였으며, 농산촌 폐기물인 하수슬러지를 이용하여 부숙토를 개발하였다. 또한 친환경적인 복원을 목표로 폐석지내에서 자생하는 수종을 선발하였다. 그 결과 박달나무가 폐광지 복원에 가장 적합한 수종으로 선정되었으며, 오염지에서의 적응력이 높고, 오염물질의 흡수 능력이 매우 우수한 수종으로 나타났다.

본 연구의 목표를 달성하기 위하여 폐석지에서 선발된 수종과 자체 개발한 부숙토를 이용하여 모델시범지내에 복원을 시도한 결과, 선발 수종의 조기 활착 및 우수한 활력을 유지할 수 있었다. 그러나 오염지와 같은 환경피해지의 복원에서 있어 간과해서는 안 되는 매우 중요한 사실을 발견할 수 있었다. 본 연구에서 폐광지역에 식재된 수목의 생장과 활력을 위해서 자체 개발한 부숙토를 시비한 결과는 매우 긍정적이었다. 이와 같은 부숙토 시비는 척박한 폐석지토양의 물성은 물론 화학적인 특성과 생물학적인 특성을 개선시켜 수목의 생장을 촉진시키고, 수목의 생리생화학적인 활성을 증진시켰으며, 각종 스트레스로부터 저항성을 증가시키는 결과를 보여 주었다. 그러나 이러한 긍정적인 효과를 지속시키기 위해서는 주기적으로 추가 시비를 해야 한다는 것을 생리생화학적인 특성 분석을 통해서 밝혀낼 수 있었다.

즉 폐광지 등 환경오염지의 식생 복원을 위해서는 수목의 성장 장애요인을 우선적으로 밝혀내고, 주변 생태계의 교란을 고려하여 향토수종을 선발하여 재 식재하는 것이 바람직하며, 식생 복원 후 생태적으로 안정화되어 모든 대사과정이 자체 순환될 수 있는 기간까지 적절한 관리가 이루어져야 할 것이다.

본 연구 결과는 과거부터 현재까지 진행되어 온 폐광지 복원 사업 및 관련 연구에 큰 영향을 미칠 것으로 기대된다. 특히 최근 각광을 받고 있는 식물을 이용한 오염물질의 정화 기술인 phytoremediation 분야에 정확한 목표와 방향성을 제시할 수 있을 것으로 기대하며, 특히 현지 적용의 예는 향후 유사한 복원 연구의 중요한 참고자료가 될 것으로 판단된다.

## 제 7 장 연구개발 결과의 활용계획

본 연구는 석탄폐광지의 친환경적인 복원을 위한 기술을 개발하는 것이 목표이다. 폐광지 복원의 성공 여부는 현지 환경을 얼마나 정확히 파악하는가에 달려있다. 본 연구는 3년이라는 짧은 기간동안 현지 환경을 파악하고, 현지에 적합한 수종 선발과 복원 재료를 개발하였으며, 개발된 재료들을 현지에 적용하여 결과를 도출하였다. 그러나 단기간에 선정한 재료들 이외에 다양한 잠재력을 가진 산림자원들이 존재하며, 더 유용한 자원들이 존재함에도 불구하고, 시간 제약 때문에 다양한 재료를 선발하지 못하였다. 또한 현지 적용의 결과를 도출하는데 있어 장기간의 모니터링이 필요함에도 불구하고 단기간에 결과를 가지고 결론을 도출함으로써 자칫 오류를 범할 수 있는 여지를 남겼다. 따라서 본 연구와 같이 현지 복원 및 장기간의 모니터링이 요하는 연구들은 충분한 시간을 두고 실시되어야 하며, 향후 이러한 연구결과를 정확히 해석하기 위해서는 추가연구가 필요하다. 또한 생태계 전반에 걸쳐 일어나는 변화 및 식물 체내에서 일어나는 생리적인 메커니즘을 구명하는 연구는 지속적으로 이루어져야 한다.

본 연구 기법은 최근 생태계 내에서 다량으로 발생하는 오염물질의 정화 및 훼손된 생태계를 복원과 관련된 연구 분야 유용한 자료를 제공할 것이다. 특히 우수한 정화력 및 오염지에서 높은 적응성을 가진 수종을 선발하기 위해서 사용한 생화학적 접근 방법은 과거 실험실에서만 이루어지고 있던 방법을 현장에 접목시킨 좋은 예라 할 수 있다. 따라서 이러한 기술 및 연구 방법은 향후 특정 오염물질의 정화를 목적으로 접근하는 기술을 개발하는데 좋은 참고자료가 될 것이며, 토양뿐만 아니라, 대기 및 수질 오염물질의 정화 기술에도 적용할 수 있을 것으로 기대된다.

한편 하수슬러지를 재활용하여 개발한 부숙토는 본 연구 결과에서도 알 수 있듯이 오염지에 식재된 수목의 생장과 활력에 큰 도움을 주었다. 또한 충분한 경제성이 있는 것으로 검토되었다. 그럼에도 불구하고 부숙토의 대량 생산 및 기업화를 추진하는 데는 많은 장애 요인이 존재한다. 이 중 가장 문제가 되고 있는 것은 수요처의 확보로서 아직까지는 부숙토의 긍정적인 효과가 널리 홍보되지 못하였고, 이용이 산림용 재료로 제한되는 법적인 문제이다. 이와 같은 문제점을 해결하기 위해서는 국민의 세금을 이용하여 개발한 제품을 정부차원에서 널리 홍보하여 구입처를 확보하는 등 다각적인 노력이 이루어져야 할 것이다.



## 참고문헌

- 김보현, 김경훈, 김혜주, 김두하. 2000. 폐탄광 경석지 식생복원을 위한 식물군집 조사 분석. 한국환경복원녹화기술학회지 3: 33-42.
- 김재수, 이준우. 2000. 폐탄광지의 훼손산지 및 폐석장이 산림환경보존에 미치는 주요 영향 및 폐탄광지 복구체제에 대하여. 폐탄광지의 환경복원녹화 기술 개발 국제 심포지움, 217-225.
- 김정권, 김철, 성낙창. 1998. 슬러지 재활용을 통한 폐탄광 폐수 처리에 관한 기초연구. 한국물환경학회지 14(3): 367~374.
- 김정규, 임수길, 이상환, 이창호, 정창윤. 1999. 휴·폐광지역 오염 토양의 phytoremediation을 위한 식물자원검색. 한국환경농학회지 18: 28-34.
- 김학문, “유기질폐기물의 발효처리와 퇴비화” 아카데미 서적(1994)
- 김혜주, 김보현, 김두하. 2000. 폐탄광지의 식생복원 녹화공법개발을 위한 기초연구. 한국환경복원녹화기술학회지 3: 43-51.
- 석탄합리화사업단 (1997) 폐탄광 산림복구 실태조사 결과보고서
- 신항식, 황응주, 박봉선, T. Sakai. 1998. 균주첨가에 의한 계기물 효율 검토 및 속도론적 해석. 대한폐기물학회지 15(6): 627-634.
- 오구균. 2000. 1995년 전후 폐탄광지 복구시공 비교 평가. 폐탄광지의 환경복원녹화 기술 개발 국제 심포지움, 99-132.
- 이홍재, 조주식, 최형섭, 허종수. 1997. 도시 생활하수 슬러지의 퇴비화를 위한 부숙 공정지표 설정. 환경농학회지 16(4): 382-389.

- 조성진, 박천서, 엄대익. 2000. 삼정 토양학. 향문사, 서울, p.318.
- 한기학, 박창규. 1989. 농업환경화학. 동화기술, 서울, pp. 31-45.
- 한심희, 현정오, 이경준, 조덕현. 1998. 아연폐광산 주변 토양의 중금속(Cd, Cu, Zn, Pb) 오염에 따른 5개 수종의 부위별 중금속 축적. 한국임학회지 87: 466-474.
- Adams, M.A. and P.M. Attiwill. 1982. Nitrogen mineralization and nitrate reduction in forests. *Soil Biology and Biochemistry* 14: 197-202.
- Alberici, T. M., W. E. Sopper., G. L. Storm. and R. H. Yahner. 1989. Trace metals in soil, vegetation, and voles from mine land treated with sewage sludge. *J. Environ. Qual.* 18(1) : 115~120
- Baker A. J. M., S. P. McGrath, C. M. D. Sidoli and R. D. Reeves. 1994. The possibility of in situ heavy metal decontamination of polluted soils using crops of metal-accumulating plants. *Resources Conservation & Recycling* 11: 41-49.
- Baker, N R. 1991. A possible role for photosystem II in environmental perturbations of photosynthesis. *Physiologia Plantarum* 81: 563-570.
- Balsberg-Påhlsson, A. M. 1982. Effects of heavy-metal and SO<sub>2</sub> pollution on the concentrations of carbohydrates and nitrogen in tree leaves. *Canadian Journal of Botany* 67: 2106-2113.
- Barnah, M. and R. R. Mishira. 1986. Effects of herbicides butachlor, 2,4-D and oxyfluorfen on enzyme activities and CO<sub>2</sub> evolution in submerged paddy field soil. *Plant and Soil* 96: 287-291.
- Barnhisel, R. L. 1988. Fertilization and management reclaimed lands. Pages 1-16

- in L.R. Hossner ed. Reclamation of surface-mined lands, Vol. 2 Florida, CRC Press.
- Beauchamp, C. and I. Fridovich. 1971. Superoxide dismutase: Improved assays and an assay applicable to acrylamide gels. *Analytical Biochemistry* 44: 276-297.
- Benitez, E., R. Nogales, C. Elvira, G. Masciandaro and B. Ceccanti. 1999. Enzyme activities as indicators of the stabilization of sewage sludge composting with *Eisenia foetida*. *Bioresource Technology* 67: 297-303.
- Bernt, E. and H. U. Bergmeyer. 1974. Inorganic peroxides. *Methods of Enzymatic Analysis*, Vol 4. (Eds.) H.U. Bergmeyer, Academic Press, New York, 2246-2248.
- Botkin, D. B. and E. A. Keller. 2000. *Environmental Science: Earth as a living planet*. John Wiley & Sons, Inc. New York, pp. 479-485.
- Breeman, N. V. 1995. Nutrient cycling strategies. *Plant and Soil* 168: 321-326.
- Butler, W. L. and M. Kitajima. 1975. Fluorescence quenching in photosystem II of chloroplasts. *Biochimica et Biophysica Acta* 376: 116-125.
- Cadenas, E. 1989. Biochemistry of oxygen toxicity. *Annual Review of Biochemistry* 58: 79-110.
- Cannell, M. G. R., L. I. Sheppard and R. Milne. 1988. Light use efficiency and woody biomass production of poplar and willow. *Forestry* 61: 125-136.
- Chapin, F. S. III. 1991. Effects of multiple environmental stresses on nutrient

- availability and use. Pages 67-88 in H. A. Mooney, W. E. Winner and E. J. Pell ed. Response of Plants to Multiple Stresses. Academic Press, San Diego.
- Chew, I., J. P. Obbard and R. R. Stanforth. 2001. Microbial cellulose decomposition in soils from a rifle range contaminated with heavy metals. Environmental Science 111: 367-375.
- Crick, J. C. and J. P. Grime. 1987. Morphological plasticity and mineral nutrient capture in two herbaceous species of contrasted ecology. New Phytologist 109: 403-414.
- Curtis, J. T. and R. P. McIntosh. 1951. An upland forest continuum in the prairie-forest border region of Wisconsin. Ecology 31: 476-496.
- Dale. 1985. Wind dispersal seeds and plant recovery on the mount St. Helens debris avalanche. Canadian Journal of Botany 67: 1434-1441.
- Davis, D. G., and H. R. Swanson. 2001. Activity of stress-related enzymes in the perennial weed leafy spurge (*Euphorbia esula* L.). Environmental and Experimental Botany 46: 95-108.
- Demmig, B. and O. Björkman. 1987. Comparison of the effect of excessive light on chlorophyll fluorescence (77K) and photon yield of O<sub>2</sub> evolution in leaves of higher plants. Planta 171: 171-184.
- Dewar, R. C. 1993. A root-shoot partitioning model based on carbon-nitrogen-water interaction and Münch phloem flow. Functional Ecology 7: 356-369.
- Eivazi, F. and M. A. Tabatabai. 1988. Glucosidases and galactosidases in soil.

- Soil Biology and Biochemistry 20: 601-606.
- Ericsson, A. 1979. Effects of fertilization and irrigation on the seasonal changes of carbohydrate reserves in different age-class of needle on 20-year-old Scots pine (*Pinus silverstris*). *Physiologia Plantarum* 45: 270-280.
- Ericsson, T. and M. Kähr. 1995. Growth and nutrition of birch seedlings at varied relative addition rates of magnesium. *Tree Physiology* 15: 85-93.
- Ericsson, T., L. Rytter and E. Vapaavuori. 1996. Physiology of carbon allocation in trees. *Biomass and Bioenergy* 11: 115-127.
- Esterbauer, H. and K.H. Cheeseman. 1990. Determination of aldehydic lipid peroxidation products: malonaldehyde and 4-hydroxynonenal. *Methods in Enzymology* 186: 407-421.
- Facelli, J. M. and S. T. Pickett. 1991. Plant litter: its dynamics and effects on plant community structure. *The Botanical Review* 57: 2-32.
- Fergusson, J. E. 1990. The heavy elements. Chemistry, environmental impact and health effects, Pergamon Press, Oxford.
- Foyer, C. H. 1993. Ascorbic acid, Antioxidant in Higher Plants. (Eds.) R.G. Alscher and J.C. Hess, CRC Press, 31-58.
- Gao L, Z. Miao, Z. Bai, X. Zhou, J. Zhao and Y. Zhu. 1998. A case study of ecological restoration at the Xiaoyi Bauxite Mine, Shanxi Province, China. *Ecological Engineering* 11: 221-229.
- Garcia, C. and T. Hernandez. 1997. Biological and biochemical indicators in

- derelict soils subjected to erosion. *Soil Biology and Biochemistry* 29:171-177.
- García-Gil, J. C., P. Plaza, P. Soler-Rovira and A. Polo. 2000. Long-term effects of municipal solid waste compost application on soil enzyme activities and microbial biomass. *Soil Biology and Biochemistry* 32: 1907-1913.
- Han, S.-H., J.-C. Lee, S.-S. Jang and Y.-P. Hong. 2002. Comparison of the ozone sensitivity of four *Betula* species based on carbon allocation and partitioning patterns. *Journal of Korean Forest Society* 91: 449-456.
- Hendry, G. A. F. and A. H. Price. 1993. Stress indicators : chlorophylls and carotenoids. *Methods in Comparative Plant Ecology : A Laboratory Manual*. G.A.F. Hendry and J.P. Grime, (Eds.) Chapman & Hall, 148-152.
- Högberg, P., A. Granström, T. Johansson, A. Lundmark-Thelin and T. Näsholm. 1986. Plant nitrate reductase activity as an indicator of availability of nitrate in forest soils. *Canadian Journal of Forest Research* 16: 1165-1169.
- Hossner, L.R. and F.M. Hons. 1992. Reclamation of mine tailings. *Advances in Soil Science*. Vol. 17. (Eds.) B.A. Stewart. Springer-Verlag, New York, 311-348.
- Hu, Z. 2000. Policy and executing measures/technology for restoration and revegetation of the abandoned coal-mine lands in China. *International Symposium for the Development of Environmental Restoration and Revegetation Technology in the Abandoned Coal-Mine Lands*. 57-90.
- Ingestad, T. 1979. Nitrogen stress in birch seedlings. II. N, K, P and Mg nutrition. *Physiologia Plantarum* 45: 149-157.

- Kabata-Pendias, A. and H. Pendias. 1984. Trace elements in soils and plants, CRC Press, Boca Raton. FL.
- Kandeler, E., C. Kampichler and O. Horak. 1996. Influence of heavy metals on the functional diversity of soil microbial communities. *Biology and Fertility of Soils* 23: 299-306.
- Kandeler, E., J. Luxhoi, D. Tschlerko and J. Magid. 1999c. Xylanase, invertase, and protease at the soil-litter interface of a loamy sand. *Soil Biology and Biochemistry* 31: 1171-1179.
- Kandeler, E., M. Stemmer and E.-M. Klimanek. 1999b. Response of soil microbial biomass, urease and xylanase within particle size fractions to long-term soil management. *Soil Biology and Biochemistry* 31: 261-273.
- Kandeler, E., S. Palli, M. Stemmer and M. H. Gerzabek. 1999a. Tillage changes microbial biomass and enzyme activities in particle-size fractions of a Haplic Chernozem. *Soil Biology and Biochemistry* 31: 1171-1179.
- Kim, H. 1995. *Soil Sampling, Preparation, and Analysis*. Marcel Dekker, Inc. New York.
- Kim, K.-H., H.-Y. Kim and B.-H. Kim. 2000. Development of nature-oriented technology for revegetation of abandoned coal-mine lands - In case study of revegetation experiment in the abandoned coal-mine spoils of Taebaek -. *International Symposium for the Development of Environmental Restoration and Revegetation Technology in the Abandoned Coal-Mine Lands*. 133-161.
- Kim, M. H. and S. W. Lee. 1994. Injury responses of landscape woody plants to air pollutants - malondialdehyde content. *Journal of Korean Forest Society* 83:

25-31.

Kim, N.-C. and S.-J. Nam. 2000. Ecological restoration measure in the coal mine lands - In case study of the revegetation works by natural topsoil restoration methods for the restoration of the abandoned coal-mine spoils -. International Symposium for the Development of Environmental Restoration and Revegetation Technology in the Abandoned Coal-Mine Lands. 162-188.

Lambert, M., G. Pierynski, L. Erickson and J. Schoor. 1997. Remediation of lead, zinc and cadmium contaminated soils. Issue in Env. Science Tech. 7: 91~102.

Langer, U. and T. H. Gunther. 2001. Effects of alkaline dust deposits from phosphate fertilizer production on microbial biomass and enzyme activities in grassland soils. Environmental Pollution 112: 321-327.

Lee, Hong-Jae and Ju-Sik Cho. 1997. Development of operation parameters for composting of municipal sewage sludge. Korean Journal of Environmental Agriculture 16(4):382-389.

Lee, J.-C., S.-H. Han, S.-S. Jang, J.-H. Lee, P.-G. Kim, J.-S. Hur and K.-J. Yum. 2002. Selection of indigenous tree species for the revegetation of the abandoned coal mine lands in Taebaek Area. Korean Journal of Agricultural and Forest Meteorology 4: 86-94.

Lee, J.-C., S.-H. Han, S.-S. Jang, K.-J. Cho and Y.-Y. Kim. 2002. Effects of ozone uptake rate on photosynthesis and antioxidant activity in the leaves of *Betula* species. Korean Journal of Agricultural and Forest Meteorology 4: 72-79.

Logan, T. J. 1992. Chemical degradation of soil. Advances in Soil Science. Vol. 17. (Eds.) B. A. Stewart, Springer-Verlag, New York, 13-35.



- McCathy, G. W., R. Diddaramappa, R. J. Reight, E. E. Coddling and G. Gao. 1994. Evaluation of coal combustion byproducts as soil liming materials; their influence on soil pH and enzyme activities. *Biology and Fertility of Soils* 17: 167-172.
- McEnroe, N. A. and H. S. Helmisaari. 2001. Decomposition of coniferous litter along a heavy metal pollution gradient, south-west Finland. *Environmental Pollution* 113: 11-18.
- Nakashizuka T., S. Lida, W. Suzuki and T. Tanimoto. 1993. Seed dispersal and vegetation development on a debris avalanche on the Ontake volcano, central Japan. *Journal of Vegetation Science* 4: 537-542
- Paynter, V. A, J. C. Reardon and V. B. Shelburne. 1992. Changing carbohydrate profiles in shortleaf pine (*Pinus echinata*) after prolonged exposure to acid rain and ozone. *Canadian Journal of Forest Research* 22: 1556-1561.
- Pichtel, J. and C. A. Salt. 1998. Vegetative growth and trace metal accumulation on metalliferous wastes. *Journal of Environmental Quality* 27: 618-642.
- Pikett S. T. A., S. L. Collins and J. J. Armesto. 1987. A hierarchical consideration of causes and mechanism of succession. *Vegetatio* 69: 109-114.
- Prasad, T. K., M. D. Anderson, B. A. Martin and C. R. Stewart. 1994 Evidence for chilling-induced oxidative stress in maize seedlings and a regulator role for hydrogen peroxide. *Plant Cell* 6: 65-74.
- Roberts, J., Daniels, W., Bell, J. and Burger, J. 1988. Early stages of mine soil genesis as affected by topsoiling and organic amendments. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 52: 730~738.

- Robinson, J. M. and R. A. Rowland. 1996. Carbohydrate and carbon metabolite accumulation responses in leaves of ozone tolerant and ozone susceptible spinach plants after acute ozone exposure. *Photosynthesis Research* 50: 103-115.
- Samarakoon, A. B. and W. E. Rauser. 1979. Carbohydrate levels and photoassimilate export from leaves of *Phaseolus vullgaris* exposed to cobalt, nickel and zinc. *Plant Physiology* 63: 1165-1169.
- Schinner, F., R. Öhluinger, E. Kandeler, and R. Margesin. 1996. *Methods in Soil Biology*. Springer-Verlag, Berlin.
- Schopmeyer, C. S. 1974. *Seeds of woody plants in United States*, USDA forest service agriculture hand book. No.450. 883pp.
- Speir, T. W., H. A. Kettles, H. J. Percival and A. Parshotam. 1999. Is soil acidification the cause of biochemical responses when soils are amended with heavy metal salts? *Soil Biology and Biochemistry* 31: 1953-1961.
- Srivastava, H. S. 1980. Regulation of nitrate reductase activity in higher plants. *Phytochemistry* 19: 725-733.
- Tabatabai, M. A. and J. M. Bremner. 1997. Arylsulfatase activity of soils. *Soil Science Society of American Proceedings* 34: 225-229.
- Tate, K. R., D. J. Ross and C. W. Feltham. 1988. A direct extraction method to estimate soil microbial C: Effects of experimental variables and some different calibration procedures. *Soil Biology and Biochemistry* 20: 329-335.
- Tester, C. F. 1990. Organic amendments effects on physical and chemical

- properties of a sandy soil. Soil Science Society of America Journal 54: 827-831.
- Thornley, J. H. M. 1972. A balanced quantitative model for root : shoot ratios in vegetative plants. Annal of Botany 36: 431-441.
- Tilman, D. 1982: Resource competition and community structure. Princeton Univ. Press. 540pp
- Tilman, D. 1988. Plant strategies and dynamics and structure of plant communities, Princeton Univ. Press, 480pp.
- Trasar-Cepeda, C., M. C. Leirós, S. Seoane and F. Gil-Sotres. 1998. Towards a biochemical quality index for soils. An expression relating several biological and biochemical properties. Biology and Fertility of Soils 26: 100-106.
- Trasar-Cepeda, C., M. C. Leirós, S. Seoane and F. Gil-Sotres. 2000. Limitation of soil enzymes as indicators of soil pollution. Soil Biology and Biochemistry 32: 1867-1875.
- Tsuyuzaki, S. 1995. Vegetation recovery patterns in early volcanic succession. Plant Research 108: 241-248.
- Vance, E. D., P. C. Brookes and D. S. Jenkinson. An extraction method for measuring soil microbial biomass C. Soil Biology and Biochemistry 19: 703-707.
- Vitousec, P. M.. and L. R. Walker. 1987. Biological invasion by *Mirica faya* alters ecosystem development in Hawaii. Science 238: 802-804.

- Voeller. P. J., B. A. Zamora and J. Harsh. 1998. Growth response of native shrubs to acid mine spoil and to proposed soil amendments. *Plant and Soil* 198(2) 209-217.
- Walker, L. R., J. C. Zasada and F. S. Chapin III. 1986. The role of life history processes in primary succession on an Alaskan flood plain. *Ecology* 67: 1243-1253.
- WEF. 1994. Beneficial use program for biosolids management. in *Water Environment Federation*. Virginia, pp. 31~74.
- Wilden R, Schaaf W, Hüttl RF. 2001. Element budgets of two afforested mine sites after application of fertilizer and organic residues. *Ecological Engineering* 17: 253-273.
- Wilden. R., W. Schaaf., R. F. Huttel. 1999. Soil solution chemistry of two reclamation sites in the Lusatian lignite mining district as influenced by organic matter application. *Plant and Soil* 213(1/2): 231~240
- Woo, B.-M. 2000. Evaluation for rehabilitation countermeasures of coal-mined spoils and denuded lands. *Journal of the Korean Society for Environmental Restoration and Revegetation Technology* 3: 24-34.
- Yum, K.-J., P.-G. Kim and E. W. Park. 1999. Effects of sewage sludge application for restoration of abandoned mine areas. *Journal of Korean Society of Environmental Engineers* 21: 2329-2340.

## 주 의

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