

## 쓰레기매립지의 환경복원

김기대<sup>1)</sup> · 이은주<sup>2)</sup>

<sup>1)</sup> 국립환경연구원 생물다양성연구부 · <sup>2)</sup> 서울대학교 생명과학부

## A Review on Environmental Restoration of the Waste Landfills

Kim, Kee Dae<sup>1)</sup> and Lee, Eun Ju<sup>2)</sup>

<sup>1)</sup> Biodiversity Research Department, National Institute of Environmental Research,

<sup>2)</sup> School of Biological Sciences, Seoul National University

### ABSTRACT

Waste landfills have been the center of environmental problems and they must be restored due to environmental pollution, disgusting landscape, and cost of management. It is suggested that they be recycled urban space as cities expand. Specially, nonsanitary waste landfills which have no pollution prevention facilities cause serious problems. Restoring the landfills as parks and golf courses, so on makes more benefits because of cheap use land, closeness to urban area, flat topography applicable to parks and golf courses, and high land values after restoration and the changes to local recreation sites. Restoration of waste landfills is a complex, costly, and interdisciplinary work. But, the waste landfill is a manmade ecosystem. Control, restoration and postmanagement of waste landfills are very important problems. The role of vegetation prevents soil erosion, reduces soil water storage, and obstructs leachate seepage. Early restoration makes derelict lands into man park artificially geared to soil, vegetation, landforms and hydrology. But, Ideal restoration is to make stable ecosystem nature-friendly and compatible with surrounding landscape without more management. Landscape is structured hierarchically with patches and stands as small components and forms forest as large components. Therefore, landscape formation of the waste landfills needs much restoration process. There are many ecological restoration techniques for the waste landfills. Those are divided into artificial and natural methods. The artificial method is anthropogenic plantings while the natural method is to trigger and use succession processes. The most important thing in the restoration of waste landfills is to consider the final restoration objectives of each waste landfill. According to these objectives, the depth of covering layer, planting degree, and structural design should be determined. The effective restoration methods should be selected of artificial and natural options.

Key Words : *Covering, Nonsanitary landfill, Planting, Restoration, Waste landfill.*

## I. 서 론

쓰레기 매립은 생활쓰레기와 산업쓰레기의 소각이나 퇴비처리(composting)에 대한 대안으로서 가장 널리 사용되는 처리 방법이다(Ahel 등 1998; Manna 등 1999). 또한, 폐기물 처리 비용을 가장 절감할 수 있는 방법이다(Simmons, 1993). 이렇게 만들어진 쓰레기매립지는 인공적인 생태계라고 할 수 있다. 쓰레기매립지는 쓰레기 더미 위에 복토를 하고 다시 그 위에 쓰레기 더미를 덮고 복토를 하는 다층 구조로 이루어져 있다. 마지막 복토가 이루어진 층을 복토층(cover layer)이라고 하는데 복토층의 깊이와 복토한 토양의 물리·화학적 특성에 따라 침입하여 정착하는 식물상이 결정되고 이 식물상에 따라 동물상이 구성된다고 할 수 있다. 우리나라는 폐기물관리법 시행규칙(제24조 제1항 관련) 별표 8 폐기물처리시설의 관리기준에 60 cm이상의 두께로 최종 복토를 하게 되어 있다(환경부, 2002). 이런 인위적인 바탕 위에서 생물들은 쓰레기매립지에 정착하여 천이 초기 상태로서 출발한다.

쓰레기매립지의 식생을 결정하는 요인에는 여러 가지가 있다. 쓰레기 매립지 내 하부 쓰레기의 부패에 의하여 산출되는 침출수와 매립지가스(landfill gas or biogas)는 정착하는 생물상에 영향을 미친다고 한다. 쓰레기매립지는 지상부위에 수목들이 없는 나지의 상태이기 때문에 광도가 높고 수분이 없는 건조한 상태에서 침입하여 정착하는 식물종이 결정되며 쓰레기매립지의 영양분은 뒤이은 식생발달을 촉진시키는 인자가 되기도 한다.

이 연구의 목적은 도심지 근처에서 위치하여 환경 문제를 일으키는 쓰레기매립지를 녹화하여 복원할 수 있는 방안을 제시하고자 국내외 연구 동향을 파악하고 진행된 관련 연구 결과를 파악하는 것이다.

## II. 외국의 쓰레기매립지 생물상 연구 동향

다른 나라의 쓰레기매립지에서의 식생에 관한 연구는 다양하게 진행되어 왔다. 영국의 쓰레기

매립지에서는 정착(colonization)하는 데에는 약간의 시간이 걸리지만 양분이 많아 곧 식생이 활발하게 발달하게 된다고 평가되었다(Bradshaw and Chadwick, 1980). 이 경우, 초기 정착자인 남조류(blue-green algae; *Nostoc*, *Oscillatoria*), 지의류(lichen), 선태류가 먼저 성장하고 이어서 새포아풀(*Poa annua*), 냉이(*Capsella bursa-pastoris*), 개쑥갓(*Senecio vulgaris*), 흰명아주(*Chenopodium album*) 등 일년생식물이 초기 정착하였다(Bradshaw and Chadwick, 1980). 다년생식물도 뒤따라 나타나는데 엉겅퀴 속 식물(*Cirsium vulgare*), *Leontodon*, *Hieracium* 등 국화과 식물 등이 포함되었다. 또한, 콩과 식물, 뿌리줄기로 성장하는 식물, 기는줄기로 성장하는 식물들이 많이 번성하였다(Bradshaw and Chadwick, 1980). 2년 정도 지나면 초본들이 상부를 차지하게 되며 다년생식물이 우점하면서 일년생식물의 비율이 떨어지게 된다(Bradshaw and Chadwick, 1980).

핀란드 남부 지역의 Lahti와 Hollola 매립지에서 길이 11km, 폭 1m로 선을 따라 식생 조사한 결과, 식물의 피도는 25%로 낮았고 목본류는 거의 발견되지 않았다. 자연 복원이 느리게 일어난다고 판단되었는데 그 이유는 차량에 의한 식생의 교란과 복토층이 적당하지 않았기 때문이다(Ettala 등 1988). 매립 후, 14년이 지난 Padasjoki 매립지에서는 자작나무과에 속한 목본(*Betula pubescens*)과 버드나무과에 속한 목본(*Salix caprea*)이 발견되었다(Ettala 등 1988).

홍콩의 Shuen Wan과 Junk Bay의 쓰레기매립지는 복토층 깊이가 50cm이고 3년간 식물의 자연 정착이 이루어졌다. 이 지역에 정착한 목본으로는 *Acacia confusa*와 *Leucaena leucocephala*가 있었다. 콩과 식물이 전체 식물 종의 50% 이상을 차지하였다(Chan 등 1997). 쓰레기매립지에서 식생은 경관(landscape)에 영향을 미칠 뿐만 아니라 증발산(evapotranspiration)에도 영향을 미친다. 이러한 증발산은 쓰레기에서 만들어지는 침출수 방출량(discharge)에도 영향을 미친다고 한다(Ettala, 1988).

식물상과 함께 동물들의 자연정착도 일어난다. 영국의 경우, 매립지 토양에 서식하는 동물

들이 보고되어 있는데 뉘시지렁이류(earth worm; *Allolobophora calliginosa*), 장미줄지렁이류(rose worm; *Eisenia rosea*), 선충류(nematodes), enchytraeid, 톱토기류(springtail) 등이 조사되었다. 또한, 벌, 파리, 모기 등도 흔히 발견되었다. 썩은 음식을 먹는 갈매기류도 쓰레기매립지의 잘 알려진 동물상 구성원이다(Bradshaw and Chadwick, 1980). 쓰레기매립지 토양에 서식하는 곤충뿐만 아니라 매립지 리터층(litter)에 서식하는 곤충으로는 노린재목(Hemiptera), 털날개목(Thysanoptera), 파리목(Diptera), 벌목(Hymenoptera), 딱정벌레목(Coleoptera)에 속하는 종들이 알려져 있다(Chan 등 1997). 그리고, 토양에 서식하는 곤충으로서 Acrina와 톱톡이목(Collembola)에 속하는 동물들이 매립지에서 우점한다고 한다(Wong 등 1992). 미생물의 활동도 쓰레기매립지 복토층에서 매우 활발한 것으로 알려져 있다(Chan 등 1997).

쓰레기매립지는 이차천이(secondary succession)가 일어나는 지역이고 천이 초기의 개척자 식물이 들어와서 정착하려는 단계라고 판단되고(Wong and Yu, 1989), 수질오염, 매립지 가스, 토양함몰 등으로 인한 생태적인 혼란 지역(ecological upsets)이라고도 볼 수 있다(Leone 등 1979). 그러나, 홍콩에서는 쓰레기매립지 간 생태적인 비교 연구를 통하여 쓰레기매립지가 대조구 지역보다 식물의 피도와 생물다양성이 크고, 토양 내 동물의 밀도도 높은 결과를 얻었다.

미생물의 활성도 쓰레기매립지에서 높게 나타나는 것을 밝혔다. 먹이사슬도 유효하게 구성되어 있고, 목본의 정착도 쉽게 일어날 것으로 판단되어 자연 천이가 대조구보다 빠르게 진행될 것으로 추정되었다(Chan 등 1997). 매립지에서 먹이망(food web)이 균형이 잡히고 양분이 효율적으로 순환된다면, 식생의 자연 천이가 일어날 것이다. 이러한 균형이 홍콩의 쓰레기매립지에서 발견되었고 다양한 생물의 군집도 안정된 상태를 보인다고 하였다(Chan 등 1997). 따라서 쓰레기매립지도 다양한 식물과 동물의 좋은 서식처가 될 수 있다.

### Ⅲ. 외국의 쓰레기매립지 복원 연구

국외의 쓰레기매립지 복원 관련 연구는 많이 진행되어 왔다. 미국 Massachusetts주, Saugus시의 Saugus 매립지는 40년된 쓰레기매립지를 습지(marshland)로 바꾼 예이다. Wheelabrator RESCO 회사는 Saugus 매립지를 1975년 이래로 시에서 나온 쓰레기를 에너지화 하면서 발생하는 재(ash)를 보관하는 장소로 사용하여 왔으나, 매립지가 폐쇄되면서 통로(trail)를 가진 야생동물의 천국으로 바뀌놓을 계획을 세웠다. 이를 위해 생물서식지 복원회사인 Great Meadow Farm과 Massachusetts주 Audubon Society의 도움을 받았다. Great Meadow Farm은 실제적인 복원을 하고 Audubon Society는 서식지 설계를 하였다. 매립지 주변은 원시적인 염습지, 조간대 하천, 갯벌로 이루어진 생태계이고 수많은 철새들의 서식지였다.

매립지 복원은 인공밀폐된 매립지(capped landfill)의 물리적인 제한과 야생동물의 필요한 주변 환경의 두 가지 요인의 균형을 맞추어야만 하였다. 따라서, 이 두 조건을 충족시킬 수 있는 초지를 조성하였다. 초지는 뿌리가 목본보다 얇기 때문에 플라스틱 매립지 덮개(landfill cap)에 손상을 주지 않는 것으로 판단되었기 때문이다. 이들 초지가 조성되고 잘 관리된다면 이들 초지는 조류를 유인하게 될 것이다. 40 acre의 담수 습지와 작은 규모의 숲도 계획되었는데 이것은 생물다양성을 높여주고 이 장소를 미학적으로 수려하게 할 것이다(Anonymous, 1996). 미국의 Fresh Kills Sanitary Landfill은 New York주, Staten섬에 13공구로 구성된 쓰레기매립지로서 2001년 12월 31일 종료되고 장기적인 환경 모니터링이 실시될 예정이다. 이 매립지를 사람이 사는 주거 지역으로 전환하는 것은 위험하므로 매립이 종료된 후에는 자연 상태로 전환하려는 노력이 진행중이다(William, 1994). Fresh Kills 매립지에서 1.5 ha의 조림지를 조사한 결과, 이 지역과 이웃하는 해안 관목 숲에서 자라는 17종의 목본이 생육하고 있으나 거의 유식물을 만들지 못하고 있다. 또한, 1079개의 목본 유식물이

발견되었는데 95%가 외곽 조림지에서 온 것이었다. 이중 71%는 근처의 숲에서 새에 의하여 이동된 다육질성 종자(fleshy fruit)에서 유래된 것이었다. 따라서 이런 조림지는 씨앗을 퍼뜨리는 매개자인 새들을 유인하는 역할을 하는 것으로 증명되었다(Robinson and Handel, 1993). 또한, 22종의 목본과 관목 종을 대상으로 근균 감염(mycorrhizal infection)을 본 결과, 표면 토양층에서 가장 높았고, 깊이가 깊어질수록 감염률이 작아지는 것을 관찰하였다(Handel 등 1997).

미국 Virginia주, Roanoke county, Roanoke 매립지에서는 식생을 복원하는데 야생화의 가능성이 연구되었다. 기존에 사용하던 표준화된 쓰레기매립지 복원용 종자(standard landfill revegetation mixture)와 야생화의 종자를 매립지에 뿌려서 생장기가 지난 후에 관찰하였다. 그 결과, 야생화를 뿌린 방형구에서 종 수가 많았으나 피도는 표준화 종자를 뿌린 방형구와 차이가 거의 없었다. 이 연구는 몇 가지 자생식물과 귀화식물이 매립지를 복원하는데 이용 가능성이 있음을 보여주었다(Sabre 등 1997). 영국 Cambridge에서는 50 acre의 쓰레기매립지를 휴양지로 바꾸었는데 도시의 녹지 공간을 20% 증가시킨 결과를 가져왔다. 우선 80년대 초반기에 매립지에 대한 상태와 잠재적으로 인체에 미치는 영향을 평가했는데 결과가 매우 적합하게 나오에 따라 두 가지 단계를 따라 공원화 과정이 진행되었다. 우선 합몰지역 보수, 장소의 등급화, 담장 공사, 잔디 조성, 수목 식재, 강우 배수 시설이 만들어지고 주차장, 휴게소, 다용도 경기장(축구장, 미식축구장, 야구장 등), 조깅장, 자전거 도로, 어린이 놀이터 등이 건설되었다. 다음 단계로 운동장과 7 acre의 공원이 조성되었다. 테니스장, 육상 트랙, 관망대, 오락시설 등이 안정화 정도에 따라 만들어졌다(Thompson, 1991). 홍콩의 경우, 1973년 이후, 16개의 쓰레기매립지가 사용되어 왔는데 이중 12개(총면적 295 ha)가 사용 종료되었다. 도심지가 확대되면서, 이런 종료된 매립지는 대다수 도심지 내에 위치하게 되었다. 홍콩은 국토면적이 좁기 때문에, 이러한 종료매립지를 다시 재개발하는데 초점이 집중되어 왔다. 이런 사용종료

매립지는 전체 도심지 면적(17,000 ha)의 약 2%에 해당된다. 홍콩 정부는 이런 오래된 쓰레기매립지를 골프장이나 공공을 위한 장소로 복원할 계획이다.

#### IV. 쓰레기매립지 생태계의 특징

매립지는 하나의 제한된 공간에 해당하나 식물에게 매우 다양한 서식환경(niche)을 제공하여 준다. 쓰레기와 복토층에서의 다양한 흐름(flux)은 식물이 경쟁을 이기고 잘 적응하거나 혹은 소멸되는 미세 서식지(micro habitat)를 만들어 준다.

또한 쓰레기의 출처에 따라서 매립지로부터 기원이 다른 식물이 침입하여 매립지에 서식한다고 보여진다(Maurice, 1998). 매립지 식생은 크게 야생종(wild species)과 인간생활과 관련된 종(cultured species)으로 나눌 수 있다. 매립지에서 출현하는 인간생활과 관련된 종으로는 야채, 조류 먹이(곡식), 원예관련 종을 들 수 있다(Maurice, 1998). 토마토나 해바라기가 대량 서식하는 밭도 쓰레기매립지에서 흔히 나타난다. 매립지의 식생 유형은 조사 장소에 따라 다르나 초지나 인간서식지에서 많이 나타나는 식물구조(ruderal vegetation)를 보여준다. 복토층(cover layer)의 나이가 매립지에 나타나는 종출현과 종풍부도(species richness)에 영향을 미친다. 상황에 따라서 교란이 복토층에서 일어난다면 도심지식생이 나타나고 식생의 피도가 작아지나 교란이 일어나지 않는 지역에서는 초본층이 발달한다. 2년 내지 3년이 지난 매립지에서는 도심지에서 나타나는 식물의 피도가 커지고 7내지 8년이 지나면 식생의 다양성이 줄어들고 인근 임야나 초지에서 나타나는 자연식생이 발달한다고 한다(Maurice, 1998).

쓰레기매립지의 환경 요인들은 식생에 다양하게 영향을 끼칠 수 있다. 배수가 잘 되는 토양으로 복토한 매립지는 식물에게 건조 스트레스를 야기시키고, 매립지의 고온 조건 역시 건조 스트레스와 산소 요구도 증가를 가져온다. 매립지 표면층 위의 건축물은 식물을 건조와

바람에 노출시키게 되고, 양분이 부족한 최종 복토층과 매립지로부터 배출되는 가스는 나쁜 생육 상태를 야기시킬 뿐 만 아니라 죽음까지 이르게 한다. 또한 매립지의 압축된 토양으로 인해 근단(root tips) 발달 시 과도한 에너지가 요구되어진다(표 1; Maurice, 1998).

심각한 공해문제를 일으키고 있다(경, 1986; Lee 등 1997). 특히, 침출수 처리장 방류지점에서는 주변 하천의 암모니아, BOD, COD값이 높으며(수도권매립지운영관리조합, 1996), 지하수의 경우, 침출수에 의해서 일단 오염되면 이를 원 상태로 복구하는 것은 거의 불가능하다. 침출수는

표 1. 쓰레기매립지 생태계의 특징

| 인공 생태계                                                                                   | 오염 생태계                                                         |
|------------------------------------------------------------------------------------------|----------------------------------------------------------------|
| 쓰레기층과 복토층의 다층구조<br>매립지 가스포집 시설과 침출수 수집 시설 설치<br>안정화 공사에 의한 토양 압착<br>녹화를 위한 부분적인 인공 식재 존재 | 매립지가스에 의한 대기오염물질 생성<br>침출수 유출<br>매립지가스와 침출수에 의한 토양 오염<br>토지 함몰 |

쓰레기매립지에서 생성되는 오염원은 생태적 불안정성을 유발시킬 수 있다. 매립지에서 가스가 발생하면서 식물의 생장이 저하되는데 그 원인으로 다음 몇 가지가 알려져 있다. 첫째, 토양 내 호기성박테리아가  $\text{CH}_4$ 를 분해하는 과정에서 산소를 소모하여 식물 뿌리 주변의 산소 결핍 현상이 발생하게 되고, 둘째,  $\text{CO}_2$ 가 뿌리에 독성을 일으킨다. 셋째, 토양의 혐기성화에 따른 토양 내 중금속 농축이 가속화되는 현상을 들 수 있다. 따라서 매립지 가스는 매립지를 식생으로 복원하는데 장애가 될 수 있다(Tosh 등 1994). 복토층에서 일어나는 유기물질의 혐기성 분해는  $\text{CO}_2$ 와  $\text{CH}_4$ 의 농도를 높여 주고(Gilman 등 1976),  $\text{H}_2\text{S}$ 나  $\text{NH}_3$  또는 Amine과 Mercaptane 등의 발생을 촉진시킨다. 이러한 가스는 매립지 표면의 복토에 의하여 수직적인 이동을 하지 못하고 축면 이동을 하여 나출될 수 있는 곳으로 배출되면서 식생의 성장을 방해하기도 한다(Gilman 등 1976). 이러한 요인들이 식물에 미치는 악영향으로 인해서 동물을 위한 보호층(shelter)과 먹이로 쓰이는 유기물질의 부족을 야기하여 토양에 서식하는 동물(soil fauna)의 출현과 분포에 영향을 미친다고 한다(Wong 등 1992).

매립지에서 발생하는 침출수(leachate)에 의한 지하수, 지표수 오염, 주변 하천생태계의 오염은

매립된 폐기물의 유형에 따라 다양하고 복잡한 오염물질의 집합이라고 할 수 있다(Ahel 등 1998). 이로 인해 침출수는 쓰레기 하부에 있는 토양을 오염시킬 뿐 만 아니라 토양에 서식하는 식물들을 오염시킬 수도 있다(Ahel 등 1998; Wong and Yu, 1989). 침출수는 쓰레기의 양과 쓰레기 종류, 매립 경과 연도, 기후 등 장소 특이적인 요인에 의하여 함유하고 있는 구성물질들의 농도가 다양해질 수 있다(Hernández 등 1999). 매립지는 매립한 물질에 따라 서식하는 식물 내에 독성 물질이 축적될 수도 있다(Woodbury 등, 1999). 이런 독성물질들의 매립지 내 함량을 알 수 있다면 화학적인 처리를 통하여 식물체 내에 물질 축적을 감소시킬 수도 있다(Woodbury 등, 1999).

매립지의 오염원이 주변생태계를 오염시키는 것에 관한 연구는 거의 없으나, Niagara 단층애(escarpment)에 설치된 도시 쓰레기매립지에서 나오는 침출수가 매립지와 연결되는 하천의 생물상에 영향을 미친다는 실례가 있다(Dickman and Rygiel, 1998). Dickman과 Rygiel(1998)은 오염에 민감한 무척추동물상(pollution-sensitive stream invertebrates)이 오염에 적응하는 무척추동물상(pollution tolerant invertebrates)으로 바뀌었다고 보고하였다.

쓰레기매립지는 쓰레기가 썩으면서 토양이 함몰된다. 함몰의 정도는 다양하나 쓰레기더미

깊이의 20% 정도 가라앉게 된다고 한다(Simmons, 1993). 그리고, 매립이 끝난 후, 2년 내지 3년 내에 대부분 함몰이 일어난다. 그러나 부분적인 함몰은 계속되어 쓰레기와 복토층간에 공백이 생기고(Gilman 등 1981a) 쓰레기가 나출되며 유실이 일어나게 된다(Morgan 등 1993). 따라서 식생의 정착이 불균등하게 되고 부분적으로 습한 지역이 만들어지게 되어 관리에 어려움이 생긴다.

쓰레기매립지는 이처럼 인간이 만들어낸 인공적인 생태계이고 교란이 계속 일어나는 역동적인 생태계이다. 또한, 쓰레기매립지는 토착종으로 구성되어질 가능성이 있는 숲의 생태적인 복원의 잠재적인 장소로서 도심지 안이나 도심지 근처에 많이 분포하는 중요한 토지이다(Handel 등 1997). 따라서, 복원 생태학적인 방법을 통하여 주변 생태계와 어울리게 복구되어야 할 생태계라고 할 수 있다.

## V. 우리나라 쓰레기매립지의 특징

우리나라의 쓰레기매립지 현황은 환경부의 조사에 따르면, 2003년 현재, 1,170개소로 총 매립면적은 17,863,000m<sup>2</sup>, 매립 용량은 173,567,000 ton으로 확인되었고(환경부, 2003a), 2002년 말 사용중인 생활폐기물 매립시설은 전국 232개소로서 총 매립면적은 28,163,800m<sup>2</sup>, 매립 용량은 362,560,700m<sup>3</sup>으로 조사되었다(환경부, 2003b). 매립지의 사용 추세를 조사한 결과, 매년 2,370,000m<sup>2</sup> 정도의 국토가 매립지로 사용되어지고 있다고 한다(조 등, 1989).

매립지를 면적에 따라 구분하면, 1,000m<sup>2</sup> 미만의 매립지는 17.2%, 1,000~5,000m<sup>2</sup>의 매립지는 41.1%, 5,000~10,000m<sup>2</sup>의 매립지는 17.8%, 10,000~20,000 m<sup>2</sup>의 매립지는 10.4%를 차지하였다. 따라서 1,000~5,000m<sup>2</sup> 규모의 작은 매립지가 전국에 산재되어 있음을 알 수 있다(한국자원재생공사, 1995).

매립지의 사용 기간에 따라서는 매립기간이 5년 미만으로 짧은 것이 85.8%를 차지하고 있다. 1995년을 기준으로 매립완료 후 경과연수

를 살펴보면, 1~5년이 경과한 곳이 49.2%로 가장 많았고, 5년 이상의 지역도 41.6%나 되어 매립완료 후 많은 시간이 경과된 장소도 많았다(한국자원재생공사, 1995).

우리나라 쓰레기매립지의 특징은 대부분의 경우, 오염방지시설이 부재한 비위생매립지로서 침출수가 주변으로 누출 또는 확산되어 지하수를 오염시키고 있는 실정이라는 것이다(이, 2000). 898개의 사용종료매립지 중 전체 매립면적의 37.7%에 해당하는 97개의 매립지는 정비가 시급한 실정이다. 그리고, 이런 비위생매립지는 주로 매립깊이가 얇고 소규모로 분포한다고 한다(이, 2000).

## VI. 우리나라 쓰레기매립지 생물관련 연구 개관

우리나라에서 이루어진 쓰레기매립지 식생 연구는 서울 상암동 난지도에 집중되어 있어 다양한 쓰레기 매립지에 대한 총괄적인 식생 연구가 없고 매립지와 같은 도심지와 공업지대에서 인간에 의하여 유도되는 이차천이에 대한 연구는 드물다(Rebele, 1992). 쓰레기매립지에서 화학적인 처리를 통하여 종의 대체와 천이에 대한 효과를 실험한 연구도 거의 없는 실정이다. 쓰레기매립지는 토양 내에 양분이 부족하기 때문에, 양분의 유용도가 식물 군집의 발달에 미치는 영향을 연구하는데 적합한 지역이 될 수 있다.

우리나라 쓰레기매립지의 식생에 관한 연구는 박(1998)에 의하여 서울 난지도에서 시작되었다. 난지도는 매립지가 완전 폐쇄가 되면서 동식물이 정착하여 생태계 천이가 진행되어 가고 있으나, 최근 생태공원과 골프장 공사로 인하여 많은 부분이 파괴되었다. 매립 후 7년이 지난 난지도에서 발견된 식물은 260여종으로 발표되었다(박, 1998). 이 중 귀화식물은 85종으로 보고되었다. 난지도에서 발견된 목본류로는 아까시나무, 수양버들, 가중나무, 복사나무 등이 있었고 이 나무들이 난지도에서 번성할 것으로 판단되었다(박, 1998). 난지도 쓰레기매립지에 포플러를 식재하여 매립지 녹화수로서의 가능성과 중금속 흡수 능력을 평가한 연구도

진행되었다. 수고와 흉고직경이 대조구와 비교하여 생장이 뛰어난 것으로 평가되었다(구 등, 1997). 또한, 현사시, 양황철나무, 이태리포플러 등 포플러 종류는 증산에 의하여 토양 내의 침출수량을 감소시키고 침출수에 의한  $\text{NH}_4$ 와 P 함량을 줄일 수 있을 것으로 기대되었다(구 등, 1998). 이태리포플러와 자작나무도 침출수를 처리했을 때 수고, 근원경(Diameter at root collar), 건중량이 대조구보다 컸고 광합성능력과 증산량이 높아서 매립지의 조립과 복구에 사용될 수 있다고 하였다(우 등, 2001).

## VII. 쓰레기매립지의 복원 필요성과 문제

쓰레기매립지는 대기와 수질 오염, 매립지 안정화 사업과 관리등에 의하여 자체 교란과 인위적인 교란이 교차되는 인공 생태계이다. 이런 서식처에 대한 물리화화적인 교란압은 생물다양성에 대한 직접적인 유실의 원인이 되고, 그 연속과정으로 생물 종 간의 물질순환(에너지 분배)의 불균형에 의하여 생물 종은 소멸하게 된다(Wilson, 1988). 이런 매립지의 상태는 심한 서식지 교란이 일어난 뒤, 외부에서 식물이 침입하여 정착하게 되는 일차천이(primary succession)가 일어나는 단계라고 볼 수 있다(Robinson and Handel, 2000). 이러한 매립지는 환경오염, 불미스러운 경관, 매립지 관리에 들어가는 비용 때문에 대중의 관심사가 되고 있어 손상된 생태계와 군집을 회복하거나 다시 창조하는 복원의 필요성이 요구되고 있다(Sabre 등 1997). 물론 매립지 복원은 복잡하고, 비용이 많이 들며, 다양한 분야의 전문가가 참여해야 하는 어려운 과제이다(Berger, 1990). 그러나, 최근 매립지는 도시 공간의 밀집화에 따라 유효공간으로 활용해야 하는 요구가 증대되고 있다(이 등, 1992).

매립지를 공원 등으로 복원하게 되면, 여러 가지 이점이 있다. 우선 값싸게 토지를 이용할 수 있고, 도심지 근처에 가까우며, 지형이 공원이나 골프장으로 활용 가능하도록 평지의 형태가 많고, 복원 후에 토지의 가치가 오르며, 지역적인 휴양지를 제공할 수 있게 된다(Personal commu-

nication with Gilman). 그 밖에 쓰레기매립지의 복원에 대한 대안으로서 제시되고 있는 것은 다음과 같다. 개방지, 숲, 야생동물서식지, 휴식공원, 농지, 목초지, 스포츠시설, 태양광 이용 산업단지, 주거공간, 스키장 등이다(Basri, 1998; Morgan 등 1993). 복원의 최종 처리는 식생에 의한 공간의 조성이다. 식생의 역할은 침식(erosion)을 막아주고 토양 내 수분 함유량(soil water storage)을 줄여주어 침출수의 유출을 막아주는 역할을 하게 된다(Waugh 등 1994). 그리고, 매립지에서 배출되는 오염의 조절과 복원, 사후관리는 매립지 복원의 중요한 과제이다(Simmoms, 1993).

지금까지 복원의 방법으로 많이 사용되고 있는 것은 화학적인 처리(주로 질소처리)를 통하여 식생의 변화를 일으키는 것이다. 질소는 비료의 3대 원소로서 식물체의 생장에 필요한 원소이다. 질산이온(nitrate)은 식물체에 따라 잎에 축적되어 생장에 기여하는 것으로 알려져 있다(Dolling, 1996). 질소 첨가는 천이의 방향을 역행시키고 혹은 천이 후기 종을 침입하게 하지만 우점하지는 않게 한다(Huenneke 등 1990; Mountford 등 1996). 질소를 제거하거나 질소를 감소시키게 되면, 천이가 촉진되고 우점하는 종들이 더 잘 생육하게 된다는 가설은 다양한 서식지에서 검증되지 않았다(Morgahn and Seastedt, 1999).

매립지 복토 후 상부에 종자를 뿌리는 방법은 매립지 복원의 방법으로 널리 사용된다. 그리고 각종 식물을 이식하는 방법도 사용되고 있다(Simmons, 1993). 그러나, 이런 상업적인 식생보다는 더 미적으로 훌륭한 경관을 조성하기 위하여 야생화를 뿌리는 방법이 검토되고 있다(Sabre 등 1996). 야생화뿐만 아니라 토착식물을 매립지 복원에 사용할 수 있는 잠재적 가능성도 제안되었다(Sabre 등 1997). 식생을 조성하는 것은 매립지에서 구조를 안정화 시키는 초기 단계에서 상당히 중요하다. 우리나라는 외국에서 수입한 종자복합체(seed mixture)를 사용하고 있기 때문에 귀화식물의 증가와 생물다양성의 감소 등 매립지 생태계에 영향을 미칠 우려가 있다. 따라서 우리나라 토착식물을 이용한 매립지 복원의 연

구가 시급한 실정이다. 다른 훼손된 지역과는 달리 쓰레기매립지는 주변 경관과 부조화된 경관 요소(landscape element)이고 장기간 방치하면 인간과 야생동물에게 해를 끼칠 수 있다(Robinson and Handel, 1995). 따라서, 매립지에 식생을 조성하기 위해 노력해왔는데, 식생 조성의 문제는 단기간의 경관 조성 문제때문에, 목본에 집중되어 왔다. 그러나, 토양계에 존재하는 매립지 가스, 토양 수분의 부족과 암모니아, Fe, Mn, Zn, Cu의 함량 증가 등의 환경요인은 목본의 성장에 많은 영향을 끼쳤다(Gilman 등 1981b).

쓰레기매립지의 식재 후 식물 생육에 불량한 요인으로서 많이 거론되고 있는 것은 배수불량, 매립토양불량, 최소 성토 높이 부족, 토양 유기물 부족, 토양 건조, 배식 밀도 불량 등이 있다(대한주택공사 주택연구소, 1995). 이전 복원은 인간이 만든 훼손 지역을 토양, 식생, 지형, 수문(hydrology)이 인공적으로 유도되는 인간의 공원을 만드는 것이었다(Drew, 1983). 복원생태학(restoration ecology)이 손상된 생태계와 군집을 회복하거나 다시 창조하는 기술을 발달시켰으나, 가장 이상적인 복원은 더 이상의 관리 없이 주변의 경관과 조화를 이루는 자연에 가깝고 안정적인 생태계를 조성하는 것이다(Barbour 등 1999; Marchiol 등 1999).

경관(landscape)이라는 것은 상당히 작은 구조적인 과정인 군반(patch)과 군락(stand)에 의하여 계층적으로 구조화되고 다시 이보다 더 큰 구조의 숲(forest)을 형성하여야만 이루어질 수 있는 것이다(Pianka, 1994). 또한, 생태계의 복원은 생태학, 환경과학, 경제학, 사회학, 정치학 등을 망라하여 통합적인 접근을 필요로 한다(Cairns and Heckman, 1996). 따라서, 매립지 경관 조성 또한 관리가 필요 없는 안정적인 생태계를 조성하기 위해서는 상당한 복원 과정이 필요할 것으로 판단된다.

## VIII. 쓰레기매립지의 복원관련 향후 연구과제

우리나라 폐기물관리법에서는 매립지 상층부에 수목의 식재와 초지의 조성을 위한 식생대층을 설치하여야 한다고 규정하고 있다. 그러

나, 우리나라에는 이러한 수목과 초지의 조성에 대한 생태학적이거나 조경학적인 견지의 실험결과가 거의 없는 실정이다.

매립지의 수목과 초지의 조성을 위해 우선적으로 연구되어야 할 것은 다음과 같다. 첫째, 매립지의 오염 환경에 대한 적응 종 선택이다. 매립지의 생태학적 특이 사항은 우선 매립지 토양의 척박함이다. 물론 토양의 조성은 어느 토양으로 복토를 하였는지에 따라 토질, 토성, 토양의 화학적인 상태 등이 차이가 나게 된다. 또한 쓰레기매립지의 독특한 오염된 환경 즉, 메탄을 포함한 매립지가스의 방출과 침출수에 의한 주변 토양의 오염 등이 있다. 매립지가스의 경우, 토양 내 산소층을 대체하여 무산소층으로 만들어서 식물 뿌리 성장을 저해하고, 온실효과에 의한 기온 상승을 통하여 식생에 변화를 미칠 것이다. 침출수는 중금속을 다량으로 함유하고 있으므로 식물 뿌리의 정착과 발아과정, 발아 후 성장과정에 큰 영향을 미칠 수 있다. 이런 오염된 환경에 적응할 수 있는 식생을 선별하는 것이 시급한 과제이다.

둘째는 천이의 방향을 가속화 시키는 방법이다. 최근 매립이 끝난 쓰레기매립지는 천이 초기 단계의 초지이고 아까시나무가 우점하는 척박한 생태계이다(이 등, 1997; 김, 2001). 따라서 일년생 초본이 우점하고 아까시나무 같은 번식력이 큰 관목이 시간이 지남에 따라 피도를 높여갈 것으로 추정된다. 매립지 생태계의 안정성을 위하여 초본을 토양의 화학적인 처리나 생물학적인 처리를 통하여 다년생으로 대체해 나가고 아까시나무를 다른 적응 수목과 함께 이용하여 적절히 복원하는 방안이 필요하다. 또한, 서로간의 경쟁을 배제하기 위하여 식물 식재의 구조에 대한 연구도 절실하다.

셋째는 귀화식물의 처리 문제이다. 쓰레기매립지는 귀화식물의 종수가 많고, 그 피도가 상당하다. 매립지 조성 후, 관리의 부족때문에 귀화식물이 많이 정착된다고 한다(Marton, 1996). 귀화식물은 인간에 의한 생태계의 훼손 상태를 보여주는 중요한 지표(indicator)가 된다. 쓰레기매립지는 주변 생태계에 귀화식물의 퍼짐을 유



도하는 주요 거점지가 될 것으로 추정된다. 따라서 토착종 보존의 측면에서 귀화식물을 제거하거나 매립지에 적응한 귀화식물을 재활용하는 방안이 필요하다.

넷째는 목본을 식재할 경우, 목본에 의한 매립지 덮개(cap)의 손상인데 이것은 위생매립지의 경우에 해당한다. 쓰레기매립지에 수목을 식재할 경우, 수목의 뿌리에 의해 매립지 덮개(cap)가 관통되고 손상되어 매립지 가스 및 침출수의 유출이 일어날 수 있다. 그러나 최근의 연구결과, 토양의 복토를 깊게 하면 이런 폐단을 막을 수 있다고 한다. 또한, 나무 뿌리 생장은 환경 조건에 상당히 민감하고 압착(compaction), 공기의 희박, 양분의 함량 등 토양 요인에 의하여 제한을 받을 수 있으며 매립지의 복토한 토양의 압착(compaction)의 정도에 따라 뿌리의 하향 성장을 방해할 수 있다고 한다(Dobson and Moffat, 1995). 우리나라의 경우, 쓰레기매립지를 복토하는 토양의 성상에 대한 기초 연구가 없기 때문에 목본을 유지할 수 있는 토양환경 조성에 대한 연구가 필요하다.

다섯째는 생태학적 방법에 의한 쓰레기매립지의 복원인데, 다른 생태계를 복원하는 방법과 다르지 않다. 생태계의 천이를 가속화하여 빠르게 안정화 시키는 방법은 다음과 같다. 덮개(mulching)는 보통 종자살포(seeding) 방법과 같이 사용되는데 토양 유실 방지, 종자의 발아 촉진, 토양 수분 보유, 토양 온도 완화의 역할을 한다. 짚(straw), 풀, 나무부스러기, 수피의 가루, 이끼, 옥수수 속대, 폐수 슬러지, 합성 석유 제품 등이 덮개(mulching) 처리용으로 사용된다. 토양 유실 방지로서 가장 많이 쓰이나 토양과 종자사이의 연속성을 단절시켜서 유식물을 건조시키거나 종자 발아를 방해하는 화학물질을 만들어 내기도 한다(Luken, 1990).

우리나라에서는 인천시 서구 경서동 쓰레기매립지에서 사용되고 있다. 복토(topsoiling)는 식생을 통한 복원 과정에서 식물의 뿌리 환경을 증진시키기 위하여 토양을 복토하는 방법이다. 또한 토양 내에 있는 식물체나 종자에 의하여 토양의 천이를 유발시키기도 한다. 산지에

서 복토를 위하여 가져온 토양에서 초본과 천이 초기의 목본이 성장하게 된다. 이러한 방법으로 복토를 행한 지역의 식물 군집은 주로 토양 내 식물의 종자와 지역적인 기후에 의하여 영향을 받게 된다(Luken, 1990). 종자살포(seeding)는 교란된 지역에 종자를 살포하는 방법으로 골뿌림(drilling), 널뿌림(broadcasting), 수력과중(hydroseeding)의 방법이 있다. 골뿌림(drilling)은 알갱이를 판 후, 종자를 뿌리는 방법이고, 널뿌림(broadcasting)은 주로 평지에서 종자를 표면에 뿌리는 방법이다. 수력과중(hydroseeding)은 주로 비탈진 사면에 종자를 뿌리는 방법으로 종자, 접착물질, 비료, 질 등의 혼합물질을 고압의 호스로 살포하는 방법이다. 종자살포(seeding)의 성공 여부는 장소의 특징, 토양의 물리화학적 특성, 종자 살포 후 환경 상태, 살포하는 종자의 종류에 의하여 영향을 받는다. 종자살포(seeding) 방법에 따라, 종 출현의 양상이 달라진다고 한다(Luken, 1990). 시비(fertilization)의 경우, 식물체는 양분의 필요 정도가 다르고 양분농도에 따라서 성장 반응을 달리하므로, 군집도 양분의 농도를 조절하면 변화가 가능하다. 일년생식물의 경우, 양분을 단기간 내에 최대한 흡수하나 다년생식물은 뿌리와 줄기에 양분을 축적하고 있으므로 직접적으로 토양의 양분 함량에 영향을 받지 않는다고 한다(Luken, 1990). 토양의 양분을 줄이는 방법(nutrient exhaustion)으로는 서식하는 식물을 수확하여 생체량을 줄이는 방법이 있다.

여섯째는 장기적인 복원 상태 모니터링으로서 쓰레기매립지는 대기, 수질, 토양 등 복합적인 오염원이 있는 생태계이므로 이들의 요인에 대한 장기적인 자료 수집과 오염원에 대한 식생의 영향을 파악할 필요가 있다. 따라서 장기 모니터링의 방법을 도입하여 관찰하고 대안을 마련해야 한다. 환경오염과 악취 등은 매립지 근처에 사는 사람들에게 악영향을 줄 수 있고 결과적으로 매립지 주변의 자산 가치를 감소시키고 있다. 매립지는 대중의 관심 밖에 있을 수 있으나, 최근 매립지와 관련된 변수들은 도심지 근처에 있다. 따라서 공공기관에서도 매립

지를 환경문제가 아니라 자산가치로서 평가하고 있다(Sabre 등 1997).

## IX. 쓰레기매립지의 복원 방안

쓰레기매립지는 인위적으로 만들어진 도시 인공 생태계이다. 쓰레기 매립이 종료되고 쓰레기 더미 위에 토양으로 복토가 되어 매립지의 형태를 갖추게 되면 자연적인 천이가 일어나게 된다. 우리나라의 쓰레기매립지는 인공 토양을 사용하여 복토하여 일차천이가 유발되는 미국의 경우와는 달리 이차천이가 일어나게 된다. 따라서 어떤 토양을 사용하였는가에 따라 초기 식생이 달라진다. 복토한 토양 내에 존재하는 매토종자(seedbank)와 매토아(budbank)에 의하여 매립지의 초기 식생이 결정된다. 우리나라 쓰레기매립지에 우점하는 아까시나무는 교란된 지역에서 초기 정착하여 생장을 빨리 함으로써 다른 종에 비하여 경쟁우위에 서는 것으로 알려져 있다(Boring and Swank, 1984). 또한, 이 종은 공생하는 질소 고정 근류(nodule)가 있어 질소를 토양에 축적하여 공급받고 있다. 그러나, 아까시나무의 뿌리가 토양내의 쓰레기에 닿으면 생장이 억제되어 사멸할 가능성이 있다. 따라서 쓰레기매립지의 아까시나무 향후 활력도는 예측하기 어렵다. 이런 상황은 쓰레기매립지에 정착한 모든 나무에 해당하는 문제가 될 것이다. 아까시나무는 결국 쓰레기매립지에서 토양에 질소를 공급하여 이후 매립지에 침입하는 식물에게 유리한 토양 환경을 제공하는 역할을 하는 것으로 판단된다.

쓰레기매립지에서 초본의 경우, 인위적으로 식재된 잔디, 큰김의털, 능수참새그령 때문에 자연적으로 침입하는 토착종들은 이들이 선점하지 못한 지역에서 정착하게 된다(김, 2001). 그러나 매립지는 토양의 압착과 매립지 가스의 영향으로 인하여 지역적으로 많은 나지가 형성되어 있다. 이런 나지에서는 토착종들에 의하여 천이가 일어날 것으로 생각된다. 일단 이런 나지에는 초본의 정착을 유도하여 토양의 침식을 막아 안정된 생태계를 유지하여 주는 것이 합당할 것이다. 매립지내 토양의 염기화(salinization)는 매립지의

개방된(open) 상태에서 증발산(evapotranspiration)에 의한 것이다(Hernandez 등 1998). 물론 이렇게 염기화된 토양에 서식하는 식물들은 이런 상태에 적응된 종들일 것이다. 매립지에 적합한 목본을 선별하는 목표를 달성하기 위해서는 우선 장기적으로 매립지에서 생존할 수 있는 종을 찾아내어야 한다는 것이다. 단기간의 생장 비교만으로 적응 종이라고 단정하기는 어렵다. 다만, 매립지가 혐오시설이라는 것과 우선적인 매립지 복원을 목적으로 한다면 생장이 빠른 종을 선별하여 식재하는 것이 합당한 복원방법이라고 판단된다. 매립지에 서식지(habitat)를 조성하는 데에는 매립지 경사도, 토양 압착, 배수 형태, 야생동물과 매립지의 극단적인 기후조건에 내성이 있는 토착 수종의 선택등 고려해야할 점이 많다(Hansen and Druback, 1995). 또한, 비용을 절감하고 천이의 자발적인 과정을 촉진하는 방안을 도입하는 것도 효과적인 복원일 것이다(Scully, 2000).

쓰레기매립지 복원에 관한 실질적인 연구는 상당히 진행되어 있다. 매립지의 매립완료 후의 이용방안은 매립지의 특성으로 인한 제한을 고려해야 하고 주변 환경 문제의 해결이 선행되어야 한다. 최적의 방법은 매립지의 선정단계에서부터 매립 완료 후의 이용에 대하여 계획을 수립하고 매립완료 후의 이용계획을 실행하기 위한 매립방법과 환경문제의 대책을 수립하는 것이 바람직하다(전, 1987). 즉, 매립하기 전부터 사후 활용방안을 염두에 두어 침출수와 매립지가스를 해결할 수 있는 시설을 설치하여야 하고(차, 1999), 최종 활용 용도에 따라 복토 깊이를 정하여야 할 것이다. 또한, 매립지의 이용은 우선적으로 매립지 환경이 안정화된 이후에 인간의 접근을 허용할 수 있으므로 매립의 완료와 복토 후 약 5년의 기간이 경과한 이후부터 소극적 이용을 허용할 수 있고 10년 이후에 좀더 증가된 이용이 가능할 것이다(전, 1987).

매립지의 복원은 크게 인간이 간섭하지 않고 자연 재생에 맡기는 자연복원과 인간의 간섭이 들어가는 인공복원으로 나눌 수 있다. 인공복원은 최소한의 서식지 조성을 하고 자연 천이에 맡

기는 방법과 서식지를 재창조하는 방법으로 나눌 수 있다(Simmons, 1999). 우선 자연복원에 대한 연구를 살펴보고자 한다. 쓰레기매립지에서 서식하고 있는 목본은 우선 매립지에 적응한 종이거나 적응하려는 단계에 있는 종이라고 할 수 있다. 따라서 이들 종을 우선 활용하는 방안이 필요하다. 아까시나무는 질소고정능력이 있으므로 양분이 척박한 매립지에서 이용하는 것이 바람직하다. 아까시나무의 형태와 가지 등이 경관적인 미를 감소시키지만 아까시나무와 다른 나무를 같이 식재한다면 상승효과를 일으킬 수 있다. 속은 다르지만 아까시나무류가 주석 광산지역의 버려진 땅에서 하부식생의 피도를 높여주는 등 양의 효과를 나타내어 복원 수종으로서 평가를 받고 있다(Alexander, 1989). 이런 종들의 토양 상태 개선 능력은 잎과 종자 꼬투리(seed pod)에 의한 양분의 공급 때문이다(Alexander, 1989). 또한 아까시나무는 수관 아래에 미기후를 조절하여 하부식생의 생장을 돕는다고 한다. 매립지에서 서식하는 버드나무는 홍수에 의하여 물이 범람하는 지역에 적응하는 버드나무(*Salix*) 속 식물인데 산소를 뿌리지역으로 운반시켜서 매립지에서 발생하는 메탄(methane) 산화 능력을 향상시키는 데 기여할 수 있다(Maurice 등 1999). 따라서 쓰레기매립지에 적합한 종이므로 버드나무를 비롯한 버드나무(*Salix*) 속 식물의 침입과 번식을 매립지에서 막을 필요는 없다. 인천 경서동과 수도권 매립지 같은 쓰레기매립지는 도로로 둘러싸여 있고 종자(seed)의 공급원이 될 수 있는 지역이 없기 때문에 인위적인 복원이 필요하다. 자연적으로 종자를 퍼뜨려서 숲이 형성되게 하기 위해서는 열매를 먹는 조류의 도움이 필요하다. 따라서 새나 종자를 퍼뜨리는 척추동물을 유인하는 목본 수종을 심는 것이 필요하다(Cohen, 1992). 그러나 매립지에 나무가 적응하는 것이 어렵기 때문에 인공적인 켓대(perch)를 조성하여 주는 것도 필요하다(Marton, 1996).

매립지같은 교란된 지역의 복원 대안으로, 주변지역에 잘 보전된 숲이 존재하거나 작은 목본 군락이 존재한다면 이 나무의 열매를 먹는 조류 등에 의하여 교란지역으로 종자를 이동시켜줌

으로써 복원이 일어날 수도 있다(Mattei and Handel, 1997). 인공복원은 실제 식물을 식재하는 방법이다. 현재 쓰레기매립지에서 인공 식재여부가 확인되지는 않았으나, 목본으로는 아까시나무, 참싸리, 싸리, 족제비싸리, 낭야초 그리고 초본으로는 비수리, 새, 큰김의털, 능수참새그령 등은 복토 후 인위적으로 녹화되었을 가능성이 크다. 따라서 현 쓰레기매립지는 인공식재된 매립지와 자연식생이 침입한 지역으로 나눌 수 있다. 이런 인공복원된 식물의 활력도(viability)나 자생식물과의 경쟁관계, 매립지에 미치는 향후 영향 등은 아직까지 밝혀지지 않았다. 그런데, 고속도로 비탈면 녹화 후 경과연수에 따라 도입된 초본의 생육에 대한 분석결과, 점차 시간이 지나면서 도입 초본의 생육상태는 나빠지고 주변 자연 식생이 침입한다는 보고가 있다(우 등, 1998). 그러나, 초본의 경우, 인공복원을 한다는 것은 경제적인 산물이 적어 비용 낭비를 초래할 가능성이 있다. 목본은 생장이 빠른 종을 선택하여 인위적으로 이식하여 인공복원할 필요가 있다.

쓰레기 매립지를 전체적으로 인공복원하려면 Wiemer(1987)의 의견대로 초본, 관목, 교목 등 다른 목(order)의 식물들을 종합하여 결과적으로 다층림을 구성하는 것이 바람직하다. 관목의 경우, 살포하는 종자의 양보다는 종수를 늘려서 뿌려주는 것이 다양한 종의 정착에 유리하다고 한다(Booth 등 1999). 토양 내 유기물질은 식물의 생장을 촉진시키기 때문에 가능하다면, 비료를 주는 것도 검토할 만하다. 미국 캘리포니아주, 샌디에고시에서는 퇴비(compost)를 매립지위에 깔고 위에 토착식물(native plant)을 심어서 복원하려는 시도를 한 바 있다(Anonymous, 1997).

매립지의 사후 이용별로 구분하여 볼 때, 안정화 기간이 5년의 시간이 필요하므로 공원 조성하는데 수목의 간벌시기와 일치하고 폐기물 매립으로 인한 지형의 변화는 다양한 소생물권 형성을 위한 물리적 환경 조성에 이용할 수 있는 좋은 기회가 되므로 생태공원이 가장 효과적이라는 주장이 있다(전, 1987). 그러나, 대부분의 토양 함몰은 매립 후, 3년 내지 4년 동안 일어나므로 나무 식재는 뒤로 미루는 것이 식물에 대한

피해를 줄일 수 있다(Marton, 1996).

교목층을 조성시 관목층과 섞어서 조정하는 것이 바람직하다. 관목층은 조류와 곤충들에게 먹이와 피난처(shelter)를 제공하여 줄 수 있고, 다양한 서식처를 마련해 준다고 한다(Simmons, 1999). 목본의 생장에 가장 중요한 역할을 하는 것은 토양 복토층의 양과 질이라고 할 수 있다. 전체 매립지를 양분이 많은 토양으로 깊게 덮는 것은 비용이 많이 소모되기 때문에 나무를 식재하는 지역에만 토양을 깊고 양분이 많은 토양으로 덮는 방법이 제안되기도 한다(Gilman 등 1976).

잔디밭을 조성하기 위해서는 복토층의 깊이는 6 inch(= 15.24cm) 정도이어야 하고, 관목이나 키 작은 교목을 조성하기 위해서는 3 feet(= 91.44cm) 깊이의 복토를 하여야 하며, 천이가 일어날 수 있는 숲은 만들기 위해서는 8 feet(= 2.44m)에서 12 feet(= 3.66m) 깊이의 복토를 하여야 한다고 한다(Marton, 1996). 만일, 복토층이 20cm 내지 30cm 두께라면, 단기식재(shortrotation plantation)로 경관을 조성하는 것이 바람직하다.

현재 우리나라에서 만들어진 쓰레기매립지 조정설계 기준(안)에 따르면, 최소 성토 높이를 매립초기에는 1.4m 이상, 매립 후 안정된 지반에서는 최소 0.8m 이상으로 하도록 권고하고 있다(대한주택공사 주택연구소, 1995). 그러나, 매립지별로 복토 깊이가 다르고 일정하지 않아서 식재 전에 이를 고려하여야 할 것이다. 나무를 심는 지역에 대하여 토양 pH, N, K, P 등 양분에 대하여 미리 측정을 하여야만 한다. 그리고, 토양의 압착(compaction)을 막기 위해서, 나무를 심는 지역에 대하여 주의를 기울여야만 한다. 가비중은  $1.2\text{g}/\text{cm}^3$ 에서  $1.5\text{g}/\text{cm}^3$ 가 나무의 생장에 적합하다고 한다(Gilman 등 1976).

매립지는 건조 스트레스를 받기 쉽기 때문에 나무를 이식한 후 처음 몇 년 간 관개를 주기적으로 하여야만 한다. 그리고, 복토층이 얇은 매립지는 복토를 깊게 한 매립지보다 급수가 더 필요할 것이다. 나무의 뿌리가 자라서 쓰레기에 닿게 된다면 쓰레기에 있는 중금속이나 다른 독성 물질에 접촉하여 생장이 억제되어 죽게 될 가능성이 있다.

나무식재 방법으로서 일정지역마다 나무를 모아서 심는 방법이 제안되기도 한다(Marton, 1996). 이 지역에는 복토층의 깊이를 깊게 하여야 하고, 나머지 나무를 심지 않는 지역은 토착종에 의한 정착지역으로 남겨 두면 된다. 최근, 영국을 비롯한 유럽국가들은 쓰레기 매립지위에 에너지숲(energy forest)을 조성하여 가치 있고, 환경 친화적인 이용을 하고 있다(Nixon 등 2001). 에너지숲으로서 단기재배숲(short rotation coppice)을 조성하면 여기서 나오는 목재는 화력발전소의 연료와 숲의 원료가 되며, 이 숲들은 복토층의 토양을 정화하고 대기중의 이산화탄소를 흡수하는 등 많은 이용가치가 있다. 우리나라는 현재 난지도를 생태공원과 골프장으로 만들었고 쓰레기매립지를 처음으로 복원하려는 시도였기 때문에 다른 매립지를 복원하는 사례로서 적용될 가능성이 높다. 따라서, 매립지의 오염원과 함몰 등 특수한 상황을 고려하여 복원 계획을 수립하는 것이 합당할 것이다. 생태학적으로 복원하려고 한다면 여러 가지 예비 실험을 거쳐서 복원의 세부 지침을 확립하는 것이 시급할 것이다.

## X. 결 론

쓰레기매립지는 쓰레기 매립에 의해서 인위적으로 만들어진 인공 생태계로서 매립지가스과 침출수 등에 의해서 환경 오염을 일으키고 쓰레기 부패에 의해서 자체 함몰이 일어나는 등 교란된 생태계로 분류된다. 이런 쓰레기매립지는 운반 비용 등 경제적인 이유 때문에 도심지 근처에 위치함으로써 복원의 필요성을 증대시키게 된다. 쓰레기매립지는 주변 경관과 이질적이므로 적응 수종을 이용한 경관 복원이 시급하다. 토양의 양분이 부족하고 염화되어 있기 때문에 이런 문제를 극복하기 위해서는 복원을 위해서 식재된 식물 주변을 양분이 많은 토양으로 깊게 복토하는 방안이 제안된다. 쓰레기매립지의 최종 용도에 따라 복토 깊이를 정하고 안정화 시키는 사전 단계가 필요하다. 쓰레기매립지에 자연적으로 침입하여 정착하고 있는 적응 수종을 적절히 활용하는 것도 경제

적일 것이다. 시급히 복원이 요구되지 않는 지역은 인위적으로 종자를 살포하거나 식물의 침입을 촉진시켜 생태학적으로 자연 천이를 유도하는 것도 바람직한 방안이 된다.

## 인 용 문 헌

- 경국현. 1986. 매립지에서 유기물 전환에 관한 연구. 서울대학교 대학원 석사학위논문.
- 구영본 · 노의래 · 우수영 · 이성규. 1998. 포플러를 이용한 쓰레기매립지의 녹화 및 침출수 처리. 포플러 15 : 19-29.
- 구영본 · 이성규 · 김판기 · 변광옥 · 우수영. 1997. 난지도 폐기물 매립지의 포플러 생장 및 오염물질 흡수 가능성. 포플러 14 : 23-32.
- 김기대. 2001. 서울 수도권 지역 쓰레기 매립지의 식생구조와 생태학적 복원. 서울대학교 대학원 박사학위 논문.
- 대한주택공사 주택연구소. 1995. 생육환경특성을 고려한 아파트 단지 내 조경수목 선정 및 식재방안연구. - 매립지별 식재기반 생육환경 특성을 중심으로-. 대한주택공사 연구보고서.
- 박수현. 1998. 서울 난지도의 귀화식물에 관한 연구. 자연보존 101 : 40-48.
- 수도권매립지운영관리조합. 1996. 수도권매립지 (1공구)매립작업 감리용역 사후환경 영향 조사보고서.
- 우보명 · 오구균 · 김봉년 · 조영채 · 전기성. 1998. 고속도로 비탈면 녹화용 도입초종의 생육 특성 분석. 한국조경학회지 26(1) : 12-20.
- 우수영 · 이동섭 · 김동근 · 김판기. 2001. 생활쓰레기 매립지 침출수가 이태리 포플러와 자작나무 묘목에 미치는 영향(II). 한국임학회지 90(1) : 55-63.
- 이경재 · 오충현 · 김지석. 1997. 난지도 안정화공사 이후 생태계 복원을 위한 현존식생에 관한 연구. 환경생태학회지 11(1) : 126-132.
- 이광열. 2000. 반응셀기법을 이용한 비위생매립지 오염확산 방지 대책. -2000 지반환경-. 한국건설기술연구원 연구 보고서.
- 이승래 · 구자공 · 오세봉 · 민달기 · 윤석표 · 김준석 · 김윤택 · 홍은수. 1992. 도시폐기물 매립지반의 침하특성에 관한 연구. 한국건설기술연구원 연구 보고서.
- 전용준. 1987. 난지도 생태공원 기본계획. 서울대학교 환경대학원 석사학위논문.
- 조원철 · 박재주 · 박봉현. 1989. 쓰레기 매립지의 조기 안정화를 위한 매립구조에 관한 연구. -준협기성 구조를 중심으로-. 한국폐기물학회지 6(2) : 115-127.
- 차학봉. 1999. 우리가 지금 쓰레기 위에서 골프친다고?. 조선일보 10월 4일.
- 한국자원재생공사. 1995. 사용종료매립지의 적정 사후 관리방안.
- 환경부. 2002. 폐기물관리법 시행규칙. 서울 : 환경부
- 환경부. 2003a. 사용종료 매립지 현황. [http : //www.me.go.kr](http://www.me.go.kr)
- 환경부. 2003b. 사용중인 매립시설 현황. [http : //www.me.go.kr](http://www.me.go.kr)
- Ahel, M. N., B. Mikac., E. Cosovic., E. Prohic and V. Soukup. 1998. The impact of contamination from a municipal solid waste landfill (Zagreb, Croatia) on underlying soil. Water Science and Technology 37(8) : 203-210.
- Alexander, M. J. 1989. The long-term effect of eucalyptus plantation on a tin-mine spoil and its implication for reclamation. Landscape and Urban Planning 17 : 47-60.
- Anonymous. 1996. Turning landfills into wildlife habitats. American City and County. pp. 16-19.
- Anonymous. 1997. Landfill revegetation with compost. Biocycle 38(1) : 27.
- Barbour, M. G., J. H. Burk., W. D. Pitts., F. S. Gilliam and M. W. Schwartz. 1999. Terrestrial plant ecology. New York : Benjamin/Cummings, Inc.

- Basri, H. 1998. An expert system for planning landfill restoration. *Water Science and Technology* 37(8) : 211-217.
- Berger, J. J. 1990. Environmental restoration. - Science and strategies for restoring the earth-. Washington : Island Press.
- Booth, D. T., J. K. Gores., G. E. Schuman and R. A. Olson. 1999. Shrub densities on pre-1985 reclaimed mine lands in Wyoming. *Restoration Ecology* 7(1) : 24-32.
- Boring, L. R. and W. T. Swank. 1984. Symbiotic nitrogen fixation in regeneration black locust (*Robinia pseudoacacia* L.) stands. *Forest Science* 30(2) : 528-537.
- Bradshaw, A. D. and M. J. Chadwick. 1980. The restoration of land. *Studies in Ecology Volume 6*. London : Blackwell Scientific Publication.
- Cairns, Jr. J. and J. R. Heckman. 1996. Restoration ecology : The state of an emerging field. *Annual Review of Energy and Environment* 21 : 167-189.
- Chan, Y. S. G., L. M. Chu and M. H. Wong. 1997. Influence of landfill factors on plants and soil fauna-An ecological perspective. *Environmental Pollution* 97(1-2) : 39-44.
- Cohen, T. 1992. Ecological restoration. *Technology Review* 95(2) : 20-21.
- Dickman, M. and G. Rygiel. 1998. Municipal landfill impacts on a natural stream located in an urban wetland in regional Niagara, Ontario. *The Canadian Field-Naturalist* 112 : 619-630.
- Dobson, M. C. and A. J. Moffat. 1995. A re-evaluation of objections to tree planting on containment landfills. *Waste Management and Research*. 13(6) : 579-600.
- Dolling, A. 1996. Changes in *Pteridium aquilinum* growth and phytotoxicity following treatments with lime, sulphuric acid, wood ash, glyphosate and ammonium nitrate. *Weed research* 36 : 293-301.
- Drew, D. 1983. *Man-Environment Processes*. London : George Allen & Unwin Ltd.
- Ettala, M. 1988. Short-rotation tree plantations and hydrological aspects in landfill management. Ph. D dissertation, Helsinki University of Technology, Otaniemi.
- Ettala, M. O., K. M. Yrjönen and E. J. Rossi. 1988. Vegetation coverage at sanitary landfills in Finland. *Waste Management and Research* 6 : 281-289.
- Gilman, E. F., I. A. Leone and F. B. Flower. 1981a. Critical factors controlling vegetation growth on completed sanitary landfills. U. S. EPA project summary. EPA-600/S2-81-164.
- Gilman, E. F., I. A. Leone and F. B. Flower. 1981b. The adaptability of 19 woody species in vegetating a former sanitary landfill. *Forest Science* 27(1) : 13-18.
- Gilman, E. F., I. A. Leone and F. B. Flower. 1976. Factors affecting tree growth on resource recovery residual landfills. - Potential hazards of the heavy metals to plants and animals. *Proceedings of 1980 national waste processing conference : Resource recovery today and tomorrow*. New York : the American Society of Mechanical Engineers. pp. 147-153.
- Handel, S. N., G. R. Robinson., W. F. J. Parsons and J. H. Mattei. 1997. Restoration of woody plants to capped landfills : root dynamics on an engineered soil. *Restoration Ecology* 5(2) : 178-186.
- Hansen, J. M. and G. W. Druback. 1995. Environmental benefit plan for Blydenburgh landfill. *Waste Age*. pp. 241-248.
- Hernández, A. J., M. J. Adarve., A. Gil and J. Pastor. 1999. Soil salination from landfill leachates : Effects on the macronutrient content and plant growth of four grassland species. *Chemosphere* 38(7) : 1693-1711.

- Hernández, A. J., M. J. Adarve Alcazar and J. Pastor. 1998. Some impacts of urban waste landfills on Mediterranean soils. *Land Degradation and Development* 9 : 21-33.
- Huenneke, L. F., S. P. Hamburg., R. Koide., H. A. Mooney and P. M. Vitousek. 1990. Effects of soil resources on plant invasion and community structure in Californian serpentine grassland. *Ecology* 71 : 478-491.
- Lee, K. K., Y. Y. Kim., H. W. Chang and S. Y. Chung. 1997. Hydrogeological studies on the mechanical behavior of landfill gases and leachate of the Nanjido Landfill in Seoul, Korea. *Environmental Geology* 31 (3/4) : 185-198.
- Leone, I. A., F. B. Flower., J. J. Arther and E. F. Gilman. 1979. Plant damage from sanitary refuse landfill gases. *Proceedings of international symposium on environmental pollution and toxicology*. New Delhi. pp. 215-221.
- Luken, J. O. 1990. Directing ecological succession. London : Chapman and Hall.
- Manna, L., M. C. Zanetti and G. Genon. 1999. Modeling biogas production at landfill site. *Resources, Conservation and Recycling* 26 : 1-14.
- Marchiol, L., C. Mondini., L. Leita and G. Zerbi. 1999. Effects of municipal; waste leachate on seed germination on soil-compost mixtures. *Restoration Ecology* 7(2) : 155-161.
- Marton, D. 1996. Hidden opportunities. *Landscape Architecture* pp. 42-43.
- Mattei, J. H. and S. N. Handel. 1997. Large variations over three years of seed deposition in a newly restored urban upland habitat. *The American Journal of Botany* 84(6) : pS86(1).
- Maurice, C. 1998. Landfill gas emission and landfill vegetation. Licentiate thesis. Lule University of Technology, Copenhagen.
- Maurice, C., M. Ettala and A. Lagerkvist. 1999. Effects of leachate irrigation on landfill vegetation and subsequent methane emissions. *Water, Air, and Soil Pollution* 113 : 203-216.
- Morgan, M. D., J. M. Moran and J. H. Wiersma. 1993. Environmental science. -Managing biological & physical resources-. Dubuque : Wm. C. Brown Publisher.
- Morghan, K. J. R. and T. R. Seastedt. 1999. Effects of soil nitrogen reduction on nonnative plants in restored grasslands. *Restoration Ecology* 7(1) : 51-55.
- Mountford, J. O., K. H. Lakhani and R. J. Holland. 1996. Reversion of grassland vegetation following the cessation of fertilizer application. *Journal of Vegetation Science* 7 : 219-228.
- Nixon, D. J., W. Stephens., S. F. Tyrrel and E. D. R. Brierley. 2001. The potential for short rotation energy forestry on restored landfill caps. *Bioresource Technology* 77 : 237-245.
- Pianka, E. R. 1994. Evolutionary ecology. New York : Harper Collins College Publishers.
- Rebele, F. 1992. Colonization and early succession on anthropogenic soils. *Journal of Vegetation Science* 3 : 201-208.
- Robinson, G. R. and S. N. Handel. 1993. Forest restoration on a closed landfill : rapid addition of new species by bird dispersal. *Conservation Biology*. 7(2) : 271-278.
- Robinson, G. R. and S. N. Handel. 1995. Woody plant roots fail to penetrate a clay-lined landfill : Management implications. *Environmental Management* 19(1) : 57-64.
- Robinson, G. R. and S. N. Handel. 2000. Directing spatial patterns of recruitment during an experimental urban woodland reclamation. *Ecological Application* 10(1) : 174-188.
- Sabre, M., K. D. Holl., R. E. Lyons and J. Cairns, Jr. 1997. Potential use of wildflower species for landfill restoration in Southwestern Virginia. *HortTechnology* 7(4) : 383-387.

- Sabre, M., K. D. Holl and J. Cairns, Jr. 1996. Wildflowers as an alternative for landfill revegetation in Spotsylvania County, VA. *Virginia Journal of Science* 47(4) : 281-291.
- Scully, M. G. 2000. The ecological revival of a revegetated landfill. *The Chronicle of Higher Education*. 46(43) : P. B7.
- Simmons, E. 1993. Means to restore. *Landscape Design* 219 : 15-17.
- Simmons, E. 1999. Restoration of landfill sites for ecological diversity. *Waste Management and Research* 17 : 511-519.
- Thompson, S. 1991. Landfill turned into a park. *American City and County* 106(1) : 22.
- Tosh, J. E., E. Senior., J. E. Smith and I. A. Watson-Craik. 1994. Landfill site restoration : The inimical challenges of ethylene and methane. *Environmental Pollution* 83 : 335-340.
- Waugh, W. J., M. E. Thiede., D. J. Bates., L. L. Cadwell., G. W. Gee and C. J. Kemp. 1994. Plant cover and water balance in gravel admixtures at an arid waste-burial site. *Journal of Environmental Quality* 23 : 676-685.
- Wiemer, K. 1987. Technical and operational possibilities to minimize leachate quantity. *Proceedings of ISWA international symposium on process, technology and environmental impact of sanitary landfill*. Cagliari, Sardinia : pp. 19-23.
- William, Y. 1994. A tree grows on Fresh Kills. *Garbage* 6(2) : 60.
- Wilson, E. O. 1988. *Biodiversity*. Washington, D. C. : National Academy Press.
- Wong, M. H. and C. T. Yu. 1989. Monitoring of Gin Drinkers' Bay landfill, Hong Kong II. Gas contents, soil properties, and vegetation performance on the side slope. *Environmental Management* 13(6) : 753-762.
- Wong, M. H., K. C. Cheung and C. Y. Lan. 1992. Factors related to the diversity and distribution of soil fauna on Gin Drinkers' Bay Landfill, Hong Kong. *Waste Management and Research* 10 : 423-434.
- Woodbury, P. B., G. Rubin., D. C. Mccune., L. H. Weinstein and E. F. Neuhauser. 1999. Assessing trace element uptake by vegetation on a coal fly ash landfill. *Water, Air and Soil Pollution* 111 : 271-286.

接受 2003年 7月 29日