

下水슬러지의 農耕地 利用

崔義昭 · 朴厚遠* · 朴元穆**

Utilization of Sewage Sludge on Agriculture

Eui-So Choi, Hoo-Won Park*, Won-Mok Park**

Abstract

Utilization of municipal sewage sludge(MSS) for agriculture was reviewed in this paper. Sewage sludge applied to rice and corn resulted in higher products of grains which showed lower heavy metal contents at an application rate of 20 to 80 dry ton/ha than the cases without sludge application. Most of heavy metals and nitrogen applied remained in soil. Our MSS could be classified as a high-quality sludge with regards to US 503 sludge rule, but this sludge could not be applied under our current regulations, which must be reviewed at intra-governmental levels.

서 론

70년대 중반부터 시작한 우리나라의 하수처리장은 서울의 중랑천 하수처리장을 필두로 91년 현재 전국적으로 19개소가 가동중에 있으며 하수처리량은 540만 m³/d에 달하고 있다. 96년까지 76개소를 건설하여 930만 m³/d의 하수를 처리할 계획으로 있다. 대체로 하수처리는 활성슬러지공법을 이용하고

있으며 처리과정에서 생산되는 찌꺼기는 메탄균을 이용한 혐기성 소화과정을 거치고 있다. 따라서 하수처리에서 생산되는 찌꺼기는 슬러지(sludge)라고 불리는 대신에 "Bio Solid" (미생물 잔재)라고 불리워지기도 한다. 생산되는 슬러지의 양은 하수 m³ 당 0.61 m³의 율로 현재 약 3,000 m³/d의 슬러지가 생산되고 있으며 1996년에는 전국적으로 약 6,000 m³/d이 될 것으로 추정되고 있다. 이렇게 생산되는

고려대학교 토목환경공학과(Department of Civil & environmental Engineering, College of Engineering, Korea University, Seoul 136-701, Korea)

* 경남기업주식회사 환경사업팀(Department of Environmental Engineering, Keangnam Enterprises, Ltd., C. P.O BOX 274, Seoul, Korea)

** 고려대학교 농생물학과(Department of Agricultural Biology, College of Natural resources, Korea University, Seoul 136-701, Korea)

슬러지에는 80%의 수분이 함유되므로 건조중량으로 는 약 1/5 가량이다.

이러한 슬러지의 최종처분방법은 매립, 소각후 매립, 농경지 이용, 소각후 건설재료생산, 해양투기 등이다. 해양투기는 금지되고 있으며 매립은 부지확보의 어려움 뿐만 아니라 냄새와 침출수문제 등을 내포하고 있으며, 소각은 대기오염 문제를 유발시키고 있어 농경지 이용방법을 세계 각국에서 사용하고 있다. 특히 1993년 2월 19일 미국 EPA¹⁾가 발표한 슬러지 처분에 관한 법률 503조의 기준은 농경지 이용을 적극 장려하고 있어 이를 위한 새로운 기술이 개발되고 있다. 그 예로서 슬러지의 열건조²⁾(병원균을 사멸시키며 대기오염이 적고 최종 처분시킬 부피가 적음), Cement Kiln Dust를 이용한 화학적인 안정화 방법³⁾ 등이 개발, 이용되고 있다.

이렇게 슬러지의 농경지 이용은 세계적인 추세이나 유독 우리나라와 일본만은 농경지 이용에 대한 별다른 계획이 수립된 것으로 보여지지 않고 있어 여기에 저자들은 국내의 농경지 이용 관련 실험자료와 함께 이용에 따르는 유해와 이득에 관한 자료를 제시하였다. 앞으로 관련 정책수립에 이용되었으면 하는 것이 저자들의 바람이다.

참고적으로 미국⁴⁾은 연간 850만 ton(1990년 기준)의 하수슬러지 중 42%인 360만 ton을 농경지나 토지개량에 이용하였으며 유럽⁵⁾은 연간 660만 ton 중에서 38%인 250만 ton을 농경지에 이용하고 있다. 반면에 일본⁶⁾의 경우에는 연간 1백만 ton 중에 11.5%인 11만 ton을 농경지에 이용한 것으로 나타나고 있다.

1. 우리나라 하수슬러지의 작물재배실험 결과

우리나라에 있어서 하수슬러지를 농지에 주입하여 경작한 실험에는 거의 없으며 다음 자료는 고려대학교⁷⁾에서 수행한 자료를 요약한 것이다. 표 1은 실험에 사용된 슬러지와 토양자료를 미국의 예⁸⁾와 서로 비교한 것인데 슬러지의 중금속함량에 있어서 우리나라 탈수슬러지(서울의 중량 하수처리장)는 Cd, Pb, Zn에 있어서 미국보다 그 농도가 매우 낮

으며 Cu와 Ni은 비슷하다. 또한 토양의 중금속함량을 보면 우리나라 토양의 Cd이 낮으나 Cu, Pb, Zn는 매우 높으며 Ni은 거의 유사하다.

표 1의 슬러지로 각각 벼와 옥수수를 재배하였는데 옥수수의 경우에는 미국 품종을 사용하여 그 결과를 비교하였다. 벼는 1/5000 arc Pot 실험결과이며 옥수수는 1 m × 1.4 m의 plot을 작성한 후 30개의 씨앗을 심은 포장실험이었다.

표 1. 농지 주입에 사용된 슬러지와 공시 토양의 화학적 특성 비교. (단위 : mg/kg)

항 목	우리나라 ¹⁾		미국 Lawrence, KS ²⁾	
	탈수 슬러지	토 양	탈수 슬러지	토 양
pH		5		
T-N (%)	2.3	0.13	2.9	
T-P (%)	0.37		2.1	
Cd ³⁾	4.07	0.1	16	0.5
Cu ³⁾	781.14	22.9	820	14
Pb ³⁾	162.71	16.5	780	13
Ni ³⁾	95.46	23.9	116	24
Zn ³⁾	1648	566.4	2100	104
Mn ³⁾	1682	841.9		

- 1) 우리나라 자료로써 옥수수의 경우에는 토양자료가 상이할 수 있음
- 2) 미국 Lawrence, KS의 작물재배 시험 자료임(참고문헌 (8) 참조)
- 3) 총중금속 함량.

1.1. 수량

그림 1은 연간 건조슬러지 주입율에 따르는 수량을 비교한 것으로 벼의 경우에 있어서의 최대 수량은 64.1 ton/ha의 슬러지 주입에서 형성되고 있다. 이 슬러지 주입량을 질소량으로 환산하면 1.5 ton N/ha에 해당되는 값이다. 옥수수의 경우에 있어서는 80 ton/ha의 주입율까지는 수량이 증가하다가 더 높은 주입율에서는 서서히 수확량의 감소가 나타나고 있다.

1.2. 곡립중의 중금속 함량

그림 2부터 그림 7까지는 건조슬러지 주입율에 따르는 곡립중의 중금속 함량을 나타내고 있다.

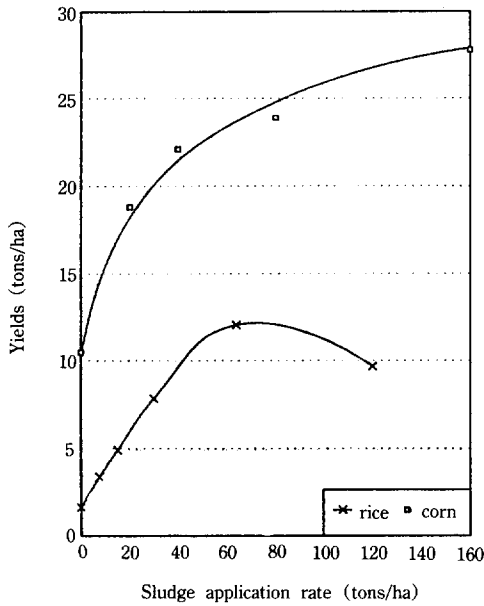


그림 1. 슬러지 주입율에 따르는 수량의 비교.

그림 2는 Cd의 경우인데 슬러지 주입율이 증가함에 따라 곡립중의 Cd 함량이 증가되고 있으나 우리나라의 경우에는 20~40 ton/ha의 슬러지 주입이 오히려 중금속함량을 절감시키고 있다.

그림 3의 Cu의 경우를 보면 유사한 결과가 나타나고 있는데 슬러지를 전연 주입하지 않을 경우보다 주입한 경우가 오히려 Cu 함량이 낮게 나타나고 있다. 약 20~40 ton/ha의 부하가 좋은 것으로 나

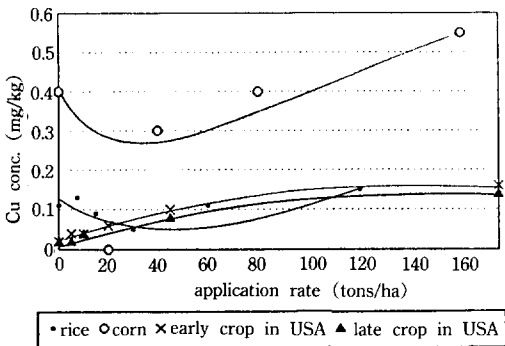


그림 2. 슬러지의 토양주입율에 따른 Cd 함량 변화.

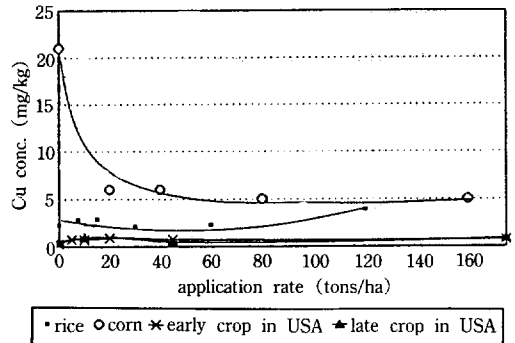


그림 3. 슬러지의 토양주입율에 따른 Cu 함량 변화.

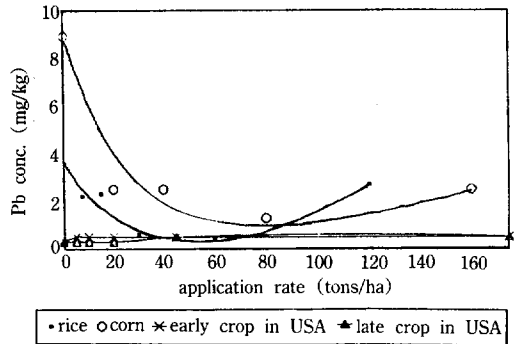


그림 4. 슬러지의 토양주입율에 따른 Pb 함량 변화.

타나고 있다.

그림 4의 Pb의 경우를 보면 옥수수의 경우에 미국의 경우에는 곡립중의 Pb 함량이 적으나 우리나라의 경우는 비교적 높게 나타나고 있다. 그러나 슬러지를 전연 주입하지 않은 경우보다는 오히려 20~80 ton/ha의 주입에서 Pb 농도가 낮게 나타나고 있다.

그림 5의 Ni의 경우에는 벼내에는 거의 함유되어 있지 않으나 옥수수내에는 함유농도가 높았다. 슬러지 비주입시보다는 주입시의 농도가 낮았는데 20~80 ton/ha의 범위가 좋은 것으로 나타나고 있다.

그림 6의 Zn의 경우에는 우리나라가 일반적으로 그 함량이 낮은 것으로 나타나고 있는데 슬러지 비주입시보다는 주입시의 농도가 더 낮았다.

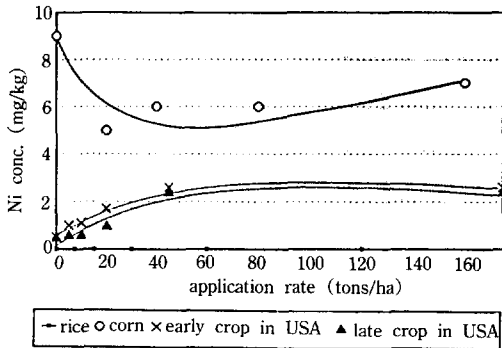


그림 5. 슬러지의 토양주입율에 따른 Ni 함량 변화.

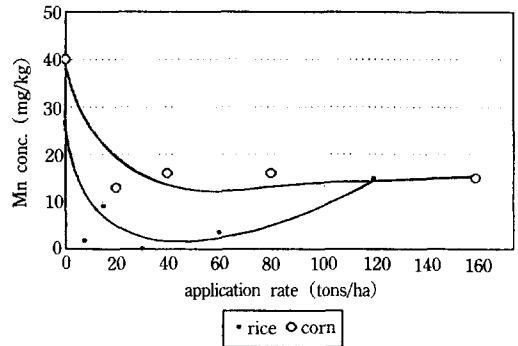


그림 7. 슬러지의 토양주입율에 따른 Mn 함량 변화.

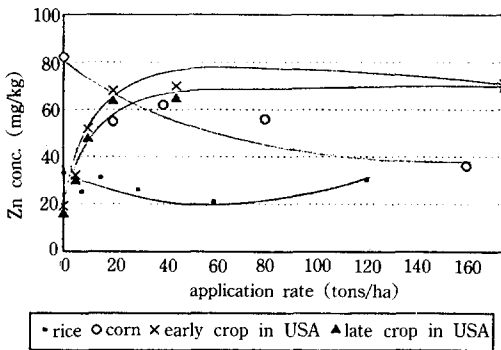


그림 6. 슬러지의 토양주입율에 따른 Zn 함량 변화.

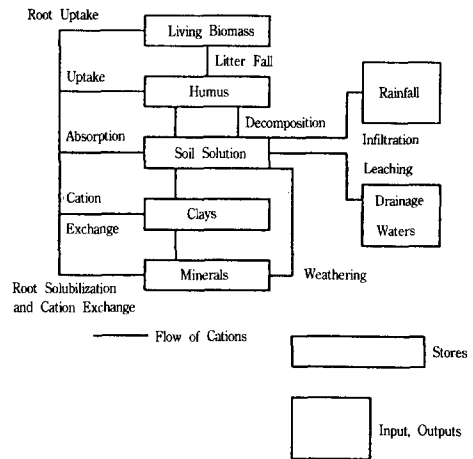


그림 8. 토양과 작물에서의 중금속 물질수지.

그림 7은 Mn에 대한 자료인데 역시 비주입시보다 주입시에 열매의 Mn 함량이 낮았다.

이상의 결과를 볼 때에 20~40 ton/ha의 주입은 벼와 옥수수의 열매내의 중금속 함량이 비주입시보다 낮아 적정주입율이 아닌가 생각된다. 주입시에 중금속함량이 낮아지는 이유는 토양의 유기물질함량의 증가에서 오는 결과로 보여진다⁹⁾.

1.3. 토양중의 중금속 잔류 농도와 지하수 오염

그림 8과 그림 9는 작물재배실험을 통한 중금속과 질소의 물질수지¹⁰⁾를 나타낸 것이다. 그림 8의 중금속의 경우에 있어서 대체로 98% 이상이 토양내에 잔류하게 되며 작물내에는 0.01~6.1%가 흡수되며 지하수로는 0~0.95% 가량이 침출되는 것으로

나타나고 있다. 또한 그림 9의 질소의 경우에는 수확후에 32.3~87.6%가 토양내에 존재하며 작물에 의해서는 0.5~5.3%가 흡수되며 9~63.9%는 탈질소화 과정에 의해 대기중으로 발산되며 지하수로는 0.1~1.7% 가량이 침출되는 것으로 나타나고 있다. 이상 자료는 Pot를 통한 수도의 경우인데 옥수수에 있어서는 경작방법이 수도와 달라 구체적인 자료는 없지만 대체로 유사한 중금속과 질소의 전환이 예상되어지고 있다.

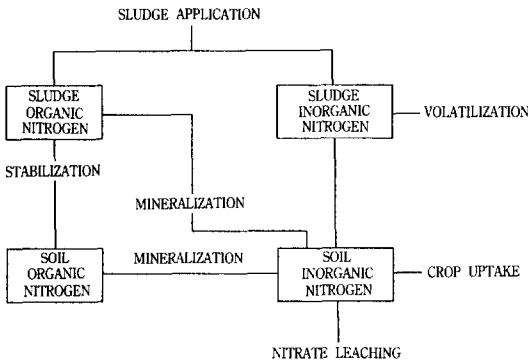


그림 9. 슬러지 주입지역에서의 질소의 물질수지.

2. 슬러지의 농경지주입에 따르는 위해와 이득

2.1. 위해성 평가

슬러지의 농경지주입에 의한 이용방법은 1979년 EPA에 의해 처음으로 제시되었으며 슬러지의 증개 및 판매에 의한 규정은 1981년 거의 완성단계에서 중지되고 말았다. 그후 EPA¹¹⁾는 표 2에 있는 것과 같이 슬러지에 의해 오염될 수 있는 14개의 접촉경

로에 있어서의 위해성평가를 시작하였다. 즉 Pathway 2는 슬러지를 집앞의 밭에 주입하여 채소를 경작하여 먹는 경우를 말하고 있다. 표 2에는 접촉이 가장 큰 경우의 예 (Most Exposed Individual)를 나타내고 있다. Pathway 4와 6은 동물에 의해 슬러지가 직접 섭취되는 경로를 나타내주고 있으며 Pathway 3은 어린이가 슬러지가 섞인 흙을 섭취하는 경우를 나타내 주고 있다.

슬러지를 토양을 이용하여 처리하는 방법은 가장 저렴한 방법이다. 특히 액상슬러지를 주입하는 경우가 가장 간단한 방법이다. 이 경우에는 슬러지가 작물에 붙어 마르게 되면 상당한 기간이 지나야만 떨어지게 된다.

따라서 사람이나 동물의 접촉을 적게 하는 지면 이하(subsurface) 주입이 가장 좋은 방법이 될 수 있다. 이 경우에는 Pathway 4에 의한 접촉은 없어지고 또한 냄새발생이나 질소유실도 없게 된다.

Pathway 1의 경우에 슬러지주입에 의한 농작물을 섭취하는 비율은 전체 음식물섭취량의 2.5%에 불과하며 직접 밭(home garden)에 채소를 경작하여 먹

표 2. 시용된 슬러지에 의한 오염의 위해성 평가를 위한 접촉경로¹¹⁾.

Pathway	Most Exposed Individual
1 Sludge → Soil → Plant → Human	General Food Chain; 2.5% of food.
2 Sludge → Soil → Plant → Human	Home Garden After 5 yr; 60% leaf veg.
3 Sludge → Soil → Child	Sludge product; 200 mg sludge/d.
4 Sludge → Soil → Plant → Animal → Human	Farms; 40% of meat.
5 Sludge → Soil → Animal → Human	Farms; 40% of meat.
6 Sludge → Soil → Plant → Animal	Livestock feeds; 100% on sludged land.
7 Sludge → Soil → Plant → Human	Grazing Livestock; 1.5% sludge in diet.
8 Sludge → Soil → Animal	"Crops"; strongly acidic sludged soil.
9 Sludge → Soil → Soil Biota	Earthworms, slugs in sludged soil.
10 Sludge → Soil → Soil Biota → Predator	Birds; 33% diet affected by sludge.
11 Sludge → Soil → Airborne Dust → Human	Tractor operator.
12 Sludge → Soil → Surface Water → Human	Water Quality Criteria.
13 Sludge → Soil → Air → Human	Farm households.
14 Sludge → Soil → Groundwater → Human	Well water on farms; 100% of supply.

These pathways apply to humans, livestock, or the environment, and the Most Exposed Individual to be protected by a regulation based on the Pathway Analysis (EPA, 1989)

는 경우에는 채소 섭취량의 60%에 해당된다. 어린이가 흙을 섭취하는 Pathway 3의 경우는 200 mg 슬러지/d로 계산되었다. 이와 같이 가장 접촉이 큰 사람이나 동물을 기준으로 하여 70년간의 수명을 기준으로 위해성 평가를 수행한 결과 현재의 토지 주입방법이 매립이나 소각시키는 경우보다 훨씬 발암물질에 의한 유해가능성이 적은 것으로 나타나고 있다. 즉 슬러지의 농경지환원의 경우가 발암을 $8 \times 10^{-8} \sim 4 \times 10^{-7}$ 입에 비해 소각이나 매립(monofill)의 경우가 $2 \times 10^{-8} \sim 5 \times 10^{-6}$ 이었다.

2.2. 슬러지 주입에 따르는 이득

슬러지의 농지주입에 의해 지하수 오염, 중금속의 토양축적 및 작물섭취에 의한 위해성이 거론될 수 있으나 농지주입은 다음과 같은 장점을 가지고 있다¹²⁾.

- ① 슬러지 주입에 따른 질소에 의한 지하수 오염 보다는 농경지에 화학비료를 주어 지하수를 오염시키는 경우가 보다 많다.
- ② 슬러지 주입에 의해 별도로 인산비료를 주지 않더라도 인산뿐만 아니라 기타 중요한 영양소가 슬러지 주입에 의하여 공급된다.
- ③ Iron - 슬러지내에 많다. 일반비료에는 거의 없다.
- ④ Zn과 Cu - 토양에 흔히 부족현상이 생기는데 슬러지내에 상당량이 있다.

슬러지 주입시에도 질소를 너무 많이 투여해서는 안되며, 또한 강우시에 흘러 내려가서도 안될 것이다. 또한 질소가 지하수를 오염시켜서도 안된다. 질소주입량은 작물의 소요량에 맞게 공급되도록 하여야 할 것이다. 이러한 이유로 수도에 있어서의 주입율은 28 ton/ha 이하로 제한하였다⁷⁾.

슬러지는 불량한 토질을 양질로 바꾸는 개량효과를 가져다 줄 수 있다. 석탄광산지역 등에 슬러지를 사용하여 토질을 개량시켜 작물을 재배할 수도 있을 것이다. 특히 도시화에 의한 절토 및 성토부지에 슬러지를 주입하여 토질을 개량하는 것도 하나의 방법이다. 공장으로부터 배출된 오염물질에 의해 변

질된 토양도 슬러지로 개량이 가능하다. 따라서 슬러지를 이용하는 것은 우리 사회가 지불해야 될 비용을 절감시켜 줄 가능성이 있다.

또한 슬러지 농경지주입의 다른 장점은 슬러지의 농경지주입에 따르는 안전장치가 토양과 작물 사이에 형성되어 있는데 이를 "Soil Plant Barrier"¹³⁾라고 부른다.

2.3. Soil Plant Barrier

슬러지가 토양에 주입되면 그 속에 함유된 유해 중금속을 작물이 섭취하는 "Food Chain"을 걱정하게 된다. 중금속은 대부분 불용성 상태로 흙이나 뿌리에만 붙어 있는 경우가 많은데 그 예가 납과 수은이다. 납은 뿌리의 표면에 흡착되며 수은은 뿌리의 가느다란 섬유에 붙어 있어 휘발되지 않고 그냥 토양에 남아 있게 된다.

대체로 작물은 동물에 영향을 줄 정도까지 중금속을 축적시키지 않는데 Zn, Cu, Ni의 경우에 동물에 영향을 줄 농도 이하의 낮은 농도에서 작물에 영향을 주기 때문이다. 단지 Se, Mo, Cd은 작물에 의해 쉽게 섭취되어 동물에 영향을 줄 수 있다. Se와 Mo의 농도는 하수슬러지에서 그리 높지는 않다.

표 3은 각종 중금속에 대한 Soil Plant Barrier의 형성여부를 나타내 주고 있는데 형성되지 않은 경우가 이미 설명한 바와 같이 Cd, Mo, Se이며 Co, F, Mn, V 등은 형성여부가 불분명한 것으로 나타나고 있다.

표 3에서 Soil Plant Barrier의 예로서 Ni의 경우에 잎에서의 농도가 50~100 ppm이 되면 수확량이 25% 가량 준다. 그러나 소의 경우에 Ni의 농도가 200 ppm이나 되는 높은 농도의 사료를 투여하여도 독성을 나타내지 않았기 때문이다. 물론 슬러지와 같이 각종 중금속이 포함된 경우에 독성이 증가되지 않는다는 우려가 있을 수 있으나 슬러지내의 Fe, Zn, Cu 등은 Ni과 화학적인 작용을 하지 않는 것으로 알려지고 있으며 오히려 이러한 중금속들이 없는 경우에는 Ni의 독성은 증가되는 것으로 알려지고 있다¹³⁾.

표 3. 가축과 식물엽체에서의 최대 허용 중금속 농도 비교¹³⁾.

Element	"Soil-Plant Barrier"	Level in Plant Foliage ^a		Maximum Levels Chronically Tolerated ^b			
		Normal	Phytotoxic	Cattle	Sheep	Swine	Chicken
		... mg/kg dry foliage mg/kg dry diet			
As.inorg.	yes	0.01-1	3-10	50.	50.	50.	50.
B	yes	7-75	75	150.	(150.)	(150.)	(150.)
Cd ^c	Fails	0.1-1	5-700	0.5	0.5	0.5	0.5
Cr ³⁺	yes	0.1-1	20	(3000.)	(3000.)	(3000.)	3000.
Co	Fail ?	0.01-0.3	25-100	10.	10.	10.	10.
Cu	yes	3-20	25-40	100.	25.	250.	300.
F	yes ?	1-5	-	40.	60.	150.	200.
Fe	yes	30-300	-	1000.	500.	3000.	1000.
Mn	?	15-150	400-2000	1000.	1000.	400.	2000.
Mo	Fails	0.1-3.0	100	10.	10.	20.	100.
Ni	yes	0.1-5	50-100	50.	(50.)	(100.)	(300.)
Pb ^c	yes	2-5	-	30.	30.	30.	30.
Se	Fails	0.1-2	100	(2.)	(2.)	2.	2.
V	yes ?	0.1-1	10	50.	50.	(10.)	10.
Zn	yes	15-150	500-1500	500.	300.	1000.	1000.

^a Based on literature summarized in Chaney (1983).

^b Based on NRS (1980). Continuous long-term feeding of minerals at the maximum tolerable levels may cause adverse effects. Levels in parentheses were estimated (by NRC) by extrapolating between animal species.

^c Maximum levels tolerated were based on Cd or Pb in liver, kidney, and bone in foods for humans rather

1969년 일본의 Jinzu Valley에서 토양내의 Cd에 의한 희생자가 발생하였다¹⁴⁾. 이 지역은 광산폐수에 의해 토양내의 Cd이 10 µg/g 이었으며 Zn는 ZnS, Cd은 CdS로 전환되었는데 ZnS는 토양내에 그대로 있으나 CdS는 쉽게 용해되어 호기성조건(배수가 잘되는 경우)에서 곡립에 Zn와 Cd이 함께 포함되며 이때 Zn의 농도는 Cd보다 높다. 그러나 쌀의 경우에는 Cd의 흡수를 방해하는 Ca, Fe, Zn의 농도가 낮다. 특히 쌀을 백미로 만든 뒤에 대부분 이러한 물질이 제거되나 Cd은 거의 제거되지 않고 있다. 따라서 백미의 경우에는 현미보다 Zn, Fe, Ca과 같은 중요한 영양소가 부족하게 된다. 피해를 입은 일본 주민들은 2차 대전 중인 1930~1940년 기간에 쌀중의 과도한 Cd를 섭취한 것으로 판단된다. 낮은

표 4. PCB¹⁾의 농지주입 허용농도.

Pathways ²⁾	Limit Value
2	16.8 mg/kg soil max 4.79 kg/ha · yr
3	9.09 mg/kg sludge DW
4	18.3 mg/kg soil max 4.93 kg/ha · yr
5	0.573 kg/ha · yr

1) PCB : Polychlorinated biphenyl

2) 표 2의 접촉경로

Ca, 적은 육식, 낮은 Zn, 낮은 Fe의 경우에 쌀중의 Cd은 쉽게 섭취되어 뼈가 뒤틀리는 고통을 받게 된다¹⁵⁾.

또한 표 4는 PCB의 농지주입 허용농도를 나타내

표 5. 미국의 농지주입기준¹⁾.

Pollutant	Ceiling concentration limits, ²⁾ mg/kg	Cumulative pollutant loading rates, kg/ha	“High Quality” pollutant concentration limits, ³⁾ mg/kg	Annual pollutant loading rates, kg/ha/yr
Arsenic	75	41	41	2.0
Cadmium	85	39	39	1.9
Chromium	3000	3000	1200	150
Copper	4300	1500	1500	75
Lead	840	300	300	15
Mercury	57	17	17	0.85
Molybdenium	75	18	18	0.90
Nickel	420	420	420	21
Selenium	100	0	36	5.0
Zinc	7500	2800	2800	140

1) EPA Part 503 standards. All weights are on dry-weight basis.

2) Absolute values

3) Monthly averages

주고 있다¹⁶⁾. PCB는 당근의 껍질을 제외하고는 작물에 거의 섭취되지 않는 것으로 나타나고 있다. 사실상 당근은 껍질을 벗겨서 먹고 있으므로 PCB에 오염될 확률은 없게 된다. 과거의 연구결과에 의하면 유기물질은 소가 슬러지를 그대로 섭취할 때 세포내로 축적되나 PCB의 경우에는 슬러지중의 농도가 낮을 뿐더러 슬러지를 직접 섭취한 경우의 우유에 있어서도 그 농도가 매우 낮다. 단지 PCB 농도가 낮은 슬러지는 이 경우에도 문제가 없는 것으로 나타나고 있다. 단편적인 슬러지조사에 의하면 우리 슬러지중¹⁷⁾에는 PCB가 0.28 mg/kg이었으며 α -BHC는 0.23 mg/kg으로 나타났다.

2.4. 미국의 농경지주입 기준

이상 슬러지의 농지이용에 대한 각종 실적과 연구결과를 토대로 설정한 EPA의 503 슬러지기준¹⁾이 표 5와 같다. 표 5에서 보면 슬러지의 질을 중금속을 기준으로 최고허용농도(Ceiling concentration)와 상급농도(High quality pollutant concentration limits)로 구분하고 있다. 또한 병원균의 함유정도를

기준으로 하여 Class A와 Class B로 구분하여 설치류의 서식방지를 필수조건으로 하고 있다.

슬러지를 농지에 적용하기 위해서는 최소한도 표 5의 중금속의 최고허용농도 이하이어야 하며 또한 Class B 슬러지 이어야 하며 설치류 서식을 방지할 수 있어야 한다.

3. 우리나라의 농경지주입 가능성

우리나라 하수슬러지의 중금속농도는 표 5의 상급농도 이하이다. 즉 미국에 있어서는 농경지 이용시에 이러한 규제를 받지 않는 농도이다. 단지 병원균의 사멸에 대한 조건을 충족시키는 경우에 한해서이다.

여기서 저자들이 언급하고자 하는 것은 우리나라 관련법규중 비료법규의 중금속 허용농도의 기준이다.

즉 우리나라 비료법규에 중금속 허용농도와 우리 하수슬러지의 농도를 비교하면 Pb나 Hg 농도 때문에 사실상 주입이 곤란한 것으로 나타나고 있다.

그러나 우리나라의 허용농도(Pb 50 mg/kg, Hg 2 mg/kg, Cd 5 mg/kg)는 일본(Hg 2 mg/kg, Cd 5 mg/kg)과 덴마크(Hg 1.2 mg/kg, Pb 120 mg/kg)를 제시하고 있으나 하수슬러지는 예외로 하고 있다)를 제외한 어느 나라의 기준과도 비교할 때에 낮은 농도로서 재검토가 필요하다. 특히 우리나라는 밀을 미국에서 수입하여 사용하고 있는 것으로 알고 있는데 미국의 밀은 하수슬러지로 경작되었을 확률이 매우 높다. 즉 국내 하수슬러지는 미국보다 중금속 함량이 낮은 슬러지임에도 농작물에 주입이 안되고 미국 슬러지는 한국보다 슬러지중 중금속 함량이 높은 데도 불구하고 경작이 가능하며 생산된 밀은 수출이 가능하다는 모순이 생기기 때문이다. 물론 우리나라의 지질과 풍토가 상이할 수는 있으나 앞으로 슬러지의 농경지 주입이 가능하도록 하는 방안이 검토되어야 할 것이다. 특히 벼와 옥수수의 국내 경작실험을 통해서도 슬러지주입의 장점이 나타났기 때문이다. 우리 토양이 미국의 토양보다 pH가 낮는데 하수슬러지 주입에 의한 pH의 상승, 유기물질의 상승을 포함하여 각종 무기물질의 함량과 변동에 따른 검토가 필요할 것이다.

이미 언급한 바와 같이 하수슬러지의 농지이용을 금지하는 경우에는 우리는 위해서이 더 클 수 있는 고가의 소각방법을 택하지 않을 수 없는 입장에 처할 수도 있기 때문이다. 슬러지의 농경지이용에 따르는 이해 득실을 면밀히 검토하여 적절한 방향을 제시하여야 할 것이다. 만약 슬러지내의 중금속이나 어느 특정한 오염물질이 문제가 된다면 유입억제 방법도 강구할 수 있을 것이다. 이용가치가 있는 우리의 자원을 폐기시키지 않고 최대한 이용하는 것이 바로 지속적인 발전(Sustainable Development)을 향한 진정한 환경보전이라고 생각된다.

요 약

하수슬러지의 국내 작물재배 실험결과와 슬러지 이용에 따르는 이해득실의 검토, 농경지 이용추세

등을 기초로 하여 다음과 같은 결론을 얻었다.

(1) 하수슬러지는 수도와 옥수수재배에 있어서 수확량을 증대시키며 또한 국립내의 중금속함량을 오히려 슬러지 주입이전보다 낮게 하는 효과를 나타냈다. 이러한 효과를 나타내는 주입농도는 20-40 ton (건조중량)/ha/yr로 나타났다.

(2) 대부분의 중금속과 질소는 토양내에 잔존하며 침출되는 양은 매우 적게 나타나고 있다.

(3) 우리 슬러지의 중금속함량은 미국의 상급슬러지보다 양호하므로 이의 이용을 위한 면밀한 검토를 통한 필요가 있다고 생각된다.

감사의 글

본 연구는 고려대학교에서 시행중인 교수 연구년제를 활용하여 외국 방문중에 마무리 하였습니다. 연구년제를 허가해 준 학교당국과 토목환경공학화에 감사를 표합니다.

참고문헌

1. U. S. EPA, *Federal Register* (1993). Standards for the Use or Disposal of Sewage Sludge Rule, **58**(32) : 9247-9420.
2. Grutter, H. (1990). Orying of Sewage Sludge - An Important Step in Waste Disposal, *Water Science and Technology*, **22**(12) : 57.
3. Jacobs, A. and Silver, M. (1990). Sludge Management of Management at the Middlesex County Utilities Authority, *Water Science and Technology*, **22**(12) : 93-106.
4. U. S. EPA (1991). Sludge Management Practices in the U. S., *Biocycle*, **2**(3) : 46.
5. Garvey, D. (1992). Treatment and Disposal of Sewage Sludge, Proc. of Sludge 2000, Sewage Sludge Use and Disposal, Robinson College, Cambridge.

6. Tamaka, K. (1991). Present and Future Status of Sewage Sludge Treatment and Disposal in Japan, *Waste Water Pacific Rim News*.
7. 박후원 (1992). 하수슬러지와 정화조폐액의 토지주입에 관한 연구, 고려대학교 박사학위논문.
8. Joseph, K. T. (1983). Comparative Studies on Heavy Metal Uptake by Plants from Anaerobically and Aerobically Digested Sludge Amended Soil, Ph. D Thesis, Univ. of Kansas, Lawrence.
9. Simeoni, L. A., Barbarick, K. A. and Sabey, B. R. (1984). Effect of Small-Scale Composting of Sewage Sludge on Heavy Metal Availability to Plants, *J. Environ. Qual.*, **13**(4) : 213.
10. Choi Euiso and Park Hoo Won (1992). Proceedings of 2nd WEF Asia/Pacific Rim Conference on Water Pollution Control, Yokohama, Japan.
11. U. S. EPA (1989). Development of Risk Assessment Methodology for Land Application and Distribution and Marketing of Municipal Sludge, EPA/600/6-89/001.
12. Chaney, R. L., (1993). Public Health and Sludge Utilization, *Biocycle*, 31, 20, 68.
13. Chaney, R. L., (1993). Twenty Years of Land Application Research, *Biocycle*, **31**(9) : 54.
14. Friberg, L. (1985). Cadmium and Health, A Toxicological and Epidemiological Appraisal, Vol. 1, Exposure, Dose and Metabolism, CRC Press.
15. Fox, M. R. S. (1988). Nutritional Factors that may influence bioavailability of Cadmium, *J. Environ. Qual.*, **17** : 175-180.
16. U. S. EPA (1978). Criteria for Classification of Solid Waste Disposal Facilities and Practices, Section **257** : 3-5. Application of Land Used for the Production of Food Chain Crops, Fed Register, 13 Sept. Part IX.
17. 최의소 (1993). 하수슬러지의 처리·처분 및 이용 기술연구, 고려대학교 생산기술연구소, 미발표자료.
18. Gruttner, H. and Knudsen, G. (1993). Sustainable Sludge Quality - A Conceptual Approach, Sludge 2000 Conference, Cambridge.
19. 농림수산부 (1982). 비료관리법.